

The mission of the JRC-IPTS is to provide customer-driven support to the EU policy-making process by developing science-based responses to policy challenges that have both a socio-economic as well as a scientific/technological dimension.

Acknowledgements

This report was produced by the European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau (EIPPCB) at the European Commission's Joint Research Centre – Institute for Prospective Technological Studies (IPTS) under the supervision of Serge Roudier (Head of the EIPPCB) and Luis Delgado (Head of the Sustainable Production and Consumption Unit).

The main EIPPCB author of this BREF was Ms Bianca Maria Scalet. Mr Marcos García Muñoz and Ms Aivi Sissa Queirolo from the EIPPCB started the work.

This project report was drawn up in the framework of the implementation of the Industrial Emissions Directive (2010/75/EU) and is the result of the exchange of information provided for in Article 13 of the Directive for the Manufacture of Glass. Member States (Belgium, Bulgaria, Denmark, Germany, Ireland, Spain, France, Italy, Luxembourg, Hungary, Netherlands, Austria, Poland, Portugal, Romania, Finland, Sweden United Kingdom), industrial associations representing the European glass manufacturers (FEVE, Glass for Europe, APFE, Domestic GlassESGA, EURIMA, ECFIA, ANFFECC) and Ökopol representing the European Environmental Bureau participated in the information exchange. The whole EIPPCB team provided contributions and peer-reviewing.

European Commission

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und die 16 Bundesländer haben eine Verwaltungsvereinbarung geschlossen, um gemeinsam eine auszugsweise Übersetzung der BVT-Merkblätter ins Deutsche zu organisieren und zu finanzieren, die im Rahmen des Informationsaustausches nach Artikel 13 (3) der Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen erarbeitet werden. Die Vereinbarung ist bereits für die Vorgängerrichtlinie (IVU-Richtlinie) am 10.1.2003 in Kraft getreten. Von den BVT-Merkblättern sollen die für die Genehmigungsbehörden wesentlichen Kapitel übersetzt werden.

Als Nationale Koordinierungsstelle für die BVT-Arbeiten wurde das Umweltbundesamt (UBA) mit der Organisation und fachlichen Begleitung dieser Übersetzungsarbeiten beauftragt. Das Kapitel des von der Europäischen Kommission veröffentlichten BVT-Merkblattes „Glasherstellung“, in denen die Besten Verfügbaren Techniken beschrieben sind (*Kapitel 4*), wurde im Rahmen dieser Verwaltungsvereinbarung in Auftrag des Umweltbundesamtes übersetzt. Desweiteren wurden die Kapitel 6 (Techniken in Entwicklung) und 7 (Schlussbemerkungen und Empfehlungen für weitere Arbeiten) übersetzt.

Die nicht übersetzten Kapitel liegen in diesem Dokument in der englischsprachigen Originalfassung vor. Diese englischsprachigen Teile des Dokumentes enthalten weitere Informationen (u.a. Emissionssituation der Branche, Technikbeschreibungen etc.), die nicht übersetzt worden sind. In Ausnahmefällen gibt es in der deutschen Übersetzung Verweise auf nicht übersetzten Textpassagen. Die deutsche Übersetzung sollte daher immer in Verbindung mit dem englischen Text verwendet werden.

Für das Kapitel 5 (Schlussfolgerungen für die Glasherstellung) hat der Sprachendienstes der Europäischen Kommission die offizielle Übersetzung angefertigt. Wie in Artikel 13 (5) der Richtlinie dargelegt, wurde am 28. Februar 2012 der Durchführungsbeschluss (2012/134/EU) über die BVT-Schlussfolgerungen, wie sie hier in Kapitel 5 enthalten sind, angenommen und am 8 März 2012 veröffentlicht.

Diese deutschen Übersetzungen stellen keine rechtsverbindliche Übersetzung des englischen Originaltextes dar. Bei Zweifelsfragen muss deshalb immer auf die von der Kommission veröffentlichte englischsprachige Version zurückgegriffen werden. Dieses Dokument ist auf der Homepage des Umweltbundesamtes (<http://www.bvt.umweltbundesamt.de/kurzue.htm>) abrufbar.

Durchführung der Übersetzung in die deutsche Sprache:

Sandra Leuthold Marienstraße 13 06844 Dessau-Roßlau E-Mail: sandraleuthold@hotmail.com	Paula Kraus Mollstraße 7 10178 Berlin E-Mail: PaulaKraus22@web.de
---	--

This document is one from the series of foreseen documents listed below (at the time of writing, not all documents have been drafted):

Best Available Techniques Reference Document . . .	Code
Ceramic Manufacturing Industry	CER
Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector	CWW
Emissions from Storage	EFS
Energy Efficiency	ENE
Ferrous Metals Processing Industry	FMP
Food, Drink and Milk Industries	FDM
Industrial Cooling Systems	ICS
Intensive Rearing of Poultry and Pigs	IRPP
Iron and Steel Production	IS
Large Combustion Plants	LCP
Large Volume Inorganic Chemicals – Ammonia, Acids and Fertilisers Industries	LVIC-AAF
Large Volume Inorganic Chemicals – Solids and Others industry	LVIC-S
Large Volume Organic Chemical Industry	LVOC
Management of Tailings and Waste-rock in Mining Activities	MTWR
<i>Manufacture of Glass</i>	<i>GLS</i>
Manufacture of Organic Fine Chemicals	OFC
Non-ferrous Metals Industries	NFM
Production of Cement, Lime and Magnesium Oxide	CLM
Production of Chlor-alkali	CAK
Production of Polymers	POL
Production of Speciality Inorganic Chemicals	SIC
Pulp and Paper Industry	PP
Refining of Mineral Oil and Gas	REF
Slaughterhouses and Animals By-products Industries	SA
Smitheries and Foundries Industry	SF
Surface Treatment of Metals and Plastics	STM
Surface Treatment Using Organic Solvents	STS
Tanning of Hides and Skins	TAN
Textiles Industry	TXT
Waste Incineration	WI
Waste Treatments Industries	WT
Wood and Wood Products Preservation with Chemicals	WPC
Wood-based Panels Production	WBP
Reference Document . . .	
Economics and Cross-media Effects	ECM
General Principles of Monitoring	MON

Electronic versions of draft and finalised documents are publicly available and can be downloaded from <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/>.

VORWORT

1. Status dieses Dokuments

Sofern nicht anders angegeben, beziehen sich alle Hinweise auf „die Richtlinie“ im vorliegenden Dokument auf die Richtlinie 2010/75/EU des Rates über Industrieemissionen (Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung) (Neufassung).

Das ursprüngliche BVT-Merkblatt über die Herstellung von Glas wurde durch die EU Kommission im Jahr 2001 angenommen. Dieses Dokument ist das Ergebnis einer Überarbeitung des Merkblattes. Die Überarbeitung wurde im März 2006 begonnen.

Das BVT-Merkblatt über die Herstellung von Glas ist Teil einer Reihe, in der die Ergebnisse eines Informationsaustauschs zwischen den EU-Mitgliedstaaten, der betroffenen Industrie, Nichtregierungsorganisationen zur Förderung des Umweltschutzes und der Europäischen Kommission beschrieben, überprüft und wo notwendig in BVT-Merkblättern aktualisiert werden wie durch Artikel 13 (1) der Richtlinie gefordert. Das Dokument wurde durch die Europäische Kommission gemäß Artikel 13 (6) der Richtlinie veröffentlicht.

Wie in Artikel 13 (5) der Richtlinie dargelegt, wurde am 28. Februar 2012 der Durchführungsbeschluss (2012/134/EU) über die BVT-Schlussfolgerungen, wie sie hier in Kapitel 5 enthalten sind, angenommen und am 8 März 2012 veröffentlicht⁽¹⁾.

2. Teilnehmer des Informationsaustausches

Wie in Artikel 13(3) der Richtlinie gefordert, hat die Europäische Kommission ein Forum zur Förderung des Informationsaustausches eingerichtet, das aus Repräsentanten der Mitgliedsstaaten, der betroffenen Industrie und Nichtregierungsorganisationen zur Förderung des Umweltschutzes zusammengesetzt ist (Entscheidung der Kommission vom 16. Mai 2011 zur Einrichtung eines Forums für den Informationsaustausch gemäß Artikel 13 der Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (2011/C 146/03), OJ C 146, 17.05.2011, S. 3).

Mitglieder des Forums haben technische Experten nominiert, die die technische Arbeitsgruppe (TWG) bilden, die die Hauptinformationsquelle beim Schreiben des Dokumentes war. Die Arbeit der TWG wurde durch das Europäische IVU-Büro (des Gemeinsamen Forschungszentrums der Kommission) geleitet.

3. Struktur und Inhalt dieses Dokumentes

Kapitel 1 und 2 stellen allgemeine Informationen über die Glasindustrie und die Industrieprozesse und Techniken, die in diesem Sektor verwendet werden, zur Verfügung.

Kapitel 3 stellt Daten und Informationen bezüglich der Umweltleistung von Anlagen und des Betriebes zum Zeitpunkt der Erstellung/Überarbeitung mit Bezug auf die tatsächlichen Emissionen, die Verbräuche und Art der Rohstoffe, des Verbrauchs von Wasser und Energie und der Abfallerzeugung innerhalb des Sektors dar.

Kapitel 4 beschreibt detaillierter die Techniken zur Vermeidung, und wo das nicht möglich ist, zur Verminderung von Umweltauswirkungen durch Anlagen dieses Sektors, die bei der Bestimmung von BVT in Betracht gezogen werden. Diese Informationen schießen, wo relevant, die Umweltleistungswerte (z.B. Emissionsniveaus oder Verbrauchswerte) ein, die durch die Anwendung der Technik erreicht werden können und das dazugehörige Monitoring und die Kosten und medienübergreifenden Auswirkungen, die mit dieser Technik verbunden sind.

(¹) OJ L 70, 08.03.2012, p.1

Kapitel 5 präsentiert die BVT-Schlussfolgerungen entsprechend der Definition in Artikel 3(12) der Richtlinie.

Kapitel 6 stellt die Informationen zu „Techniken in Entwicklung“ entsprechend der Definition in Artikel 3(14) der Richtlinie dar.

Die Abschließenden Bemerkungen und Empfehlungen für die weitere Arbeit werden in Kapitel 7 dargestellt.

4. Informationsquellen und die Ableitung von BVT

Dieses Dokument basiert auf Informationen, die aus einer Reihe von Quellen zusammengetragen wurden, insbesondere durch die TWG, die speziell für den Informationsaustausch nach Artikel 13 der Richtlinie eingerichtet wurde. Die Informationen wurden durch das Europäische IVU-Büro (des Forschungszentrums der Kommission) zusammengetragen und beurteilt, das die Arbeiten zur Festlegung von BVT leitete und nach den Prinzipien von technischer Expertise, Transparenz und Neutralität handelte. Die Arbeit der TWG und aller anderen Beitragenden wird hochachtungsvoll anerkannt.

Die BVT-Schlussfolgerungen wurden in einem iterativen Prozess bestimmt, der die folgenden Schritte beinhaltet:

- Identifizieren der Hauptumweltprobleme für diesen Sektor;
- Überprüfen der bedeutendsten Techniken bei der Adressierung der wichtigsten Themen;
- Identifizieren der besten Leistungswerte aus Umweltsicht auf Basis der verfügbaren Daten in der Europäischen Union und weltweit;
- Überprüfen der Bedingungen unter denen diese Umweltwerte erreicht wurden, wie z.B. Kosten, medienübergreifende Effekte und die Hauptauslöser für die Umsetzung bei der Einführung/Anwendung dieser Technik;
- Auswahl der besten verfügbaren Techniken (BVT), ihre damit verbundenen Emissionsniveaus (und andere Umweltschutzniveaus) und das entsprechende Monitoring entsprechend Artikel 3(10) und Anhang III der Richtlinie.

Die Expertenentscheidungen durch das Europäische IVU-Büro und die TWG haben eine entscheidende Rolle bei jedem dieser Schritte gespielt und bei der Art, wie die Informationen hier präsentiert werden.

Wo verfügbar wurden Daten zur Wirtschaftlichkeit zusammen mit Beschreibungen der Technik in Kapitel 4 präsentiert. Diese Daten geben einen ungefähren Hinweis auf die Größenordnung von Kosten und Nutzen. Die tatsächlichen Kosten und Nutzen durch Anwendung der Technik können aber stark von der spezifischen Situation der betroffenen Anlage abhängen, die in diesem Dokument nicht vollständig analysiert werden kann. Wenn keine Daten zu Kosten vorhanden waren, wurden die Schlussfolgerungen zur Wirtschaftlichkeit der Techniken anhand von Beobachtungen anderer existierender Anlagen gezogen.

5. Überprüfung von BVT-Merkblättern (engl.: BREFs)

BVT ist ein dynamisches Konzept und die Überprüfung der BVT-Merkblätter ist ein kontinuierlicher Prozess. Zum Beispiel können neue Maßnahmen und Techniken entstanden sein, Wissenschaft und Technologie entwickeln sich kontinuierlich weiter oder neue Prozesse in Entwicklung werden erfolgreich in der Industrie eingeführt. Um solche Veränderungen und ihre Auswirkungen auf die BVT darzustellen, wird dieses Dokument regelmäßig überprüft und, falls erforderlich, entsprechend aktualisiert.

6. Kontaktinformationen

Alle Kommentare und Vorschläge sollten an das Europäische IVU-Büro gerichtet werden am Institut für Studien zu Zukunftstechnologien und an folgende Adresse gehen:

European Commission
Institute for Prospective Technological Studies
European IPPC Bureau
Edificio Expo
c/ Inca Garcilaso, 3
E-41092 Seville, Spain
Telephone: +34 95 4488 284
Fax: +34 95 4488 426
E-mail: JRC-IPTS-EIPPCB@ec.europa.eu
Internet: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu>

Merkblatt über die Besten Verfügbaren Techniken (BVT) bei der Glasherstellung

ACKNOWLEDGEMENTS.....	I
VORWORT	IV
SCOPE	XXI
1 GENERAL INFORMATION.....	1
1.1 Structure of the industry	1
1.2 Introduction	2
1.2.1 Characteristics of glass.....	5
1.2.2 Broad classification of glass types	6
1.2.3 Historical origins	7
1.3 Container glass	9
1.3.1 Sector overview	9
1.3.2 Products and markets	11
1.3.3 Commercial and financial considerations	12
1.3.4 Main environmental issues.....	13
1.4 Flat glass	13
1.4.1 Sector overview	13
1.4.2 Products and markets	15
1.4.3 Commercial and financial considerations	16
1.4.4 Main environmental issues.....	17
1.5 Continuous filament glass fibre.....	18
1.5.1 Sector Overview	18
1.5.2 Products and markets	19
1.5.3 Commercial and financial considerations	20
1.5.4 Main environmental issues.....	20
1.6 Domestic glass	21
1.6.1 Sector overview	21
1.6.2 Products and markets	22
1.6.3 Commercial and financial considerations	23
1.6.4 Main environmental issues.....	24
1.7 Special glass.....	25
1.7.1 Sector overview	25
1.7.2 Products and markets	26
1.7.3 Commercial and financial considerations	28
1.7.4 Main environmental issues.....	29
1.8 Mineral wool	29
1.8.1 Sector overview	29
1.8.2 Products and markets	31
1.8.3 Commercial and financial considerations	31
1.8.4 Main environmental issues.....	32
1.9 High temperature insulation wools.....	33
1.9.1 Sector overview	33
1.9.2 Products and markets	33
1.9.3 Commercial considerations.....	35
1.9.4 Main environmental issues.....	35
1.10 Frits	36
1.10.1 Sector overview	36
1.10.2 Products and markets	37
1.10.3 Commercial considerations.....	37
1.10.4 Main environmental issues.....	38
2 APPLIED PROCESSES AND TECHNIQUES	39
2.1 Materials handling	39
2.2 Glass melting.....	40
2.2.1 Raw materials for glass making	40
2.2.2 The melting process	42
2.3 Melting techniques	45
2.3.1 Regenerative furnaces	47
2.3.2 Conventional recuperative furnace	49

2.3.3	Oxy-fuel melting	50
2.3.4	Electric melting	50
2.3.5	Combined fossil fuel and electric melting	51
2.3.6	Discontinuous batch melting	52
2.3.7	Special furnace designs	52
2.4	Container glass	53
2.5	Flat glass	57
2.5.1	The float glass process	57
2.5.2	The rolled process (patterned and wired glass)	59
2.6	Continuous filament glass fibre	60
2.7	Domestic glass	62
2.8	Special glass	64
2.9	Mineral wool	68
2.9.1	Glass wool	68
2.9.2	Stone wool	71
2.10	High temperature insulation glass wools (ASW/RCF and AES)	74
2.11	Frits	77
2.11.1	The frits production process	77
2.11.2	Melting furnaces used in frits production	78
2.11.3	Frits as raw material in the production of glazes and enamels	80
3	PRESENT CONSUMPTION AND EMISSION LEVELS	81
3.1	Introduction	81
3.2	General overview of the glass industry	82
3.2.1	Process inputs	82
3.2.2	Process outputs	85
3.2.2.1	Emissions to air	85
3.2.2.2	Emissions to water	89
3.2.2.3	Emissions of other wastes	90
3.2.3	Energy	90
3.2.4	Noise	96
3.3	Container glass	96
3.3.1	Process inputs	98
3.3.2	Emissions to air	99
3.3.2.1	Raw materials	99
3.3.2.2	Melting	99
3.3.2.3	Downstream activities	111
3.3.2.4	Diffuse/fugitive emissions	112
3.3.3	Emissions to water	112
3.3.4	Other wastes	113
3.3.5	Energy	113
3.4	Flat glass	116
3.4.1	Process inputs	116
3.4.2	Emissions to air	117
3.4.2.1	Raw materials	117
3.4.2.2	Melting	117
3.4.2.3	Downstream activities	119
3.4.2.4	Diffuse/fugitive emissions	120
3.4.3	Emissions to water	120
3.4.4	Other wastes	120
3.4.5	Energy	121
3.5	Continuous filament glass fibre	122
3.5.1	Process inputs	123
3.5.2	Emissions to air	124
3.5.2.1	Raw materials	124
3.5.2.2	Melting	124
3.5.2.3	Downstream activities	126
3.5.2.4	Diffuse/fugitive emissions	126
3.5.3	Emissions to water	127
3.5.4	Other wastes	128
3.5.5	Energy	129
3.6	Domestic glass	130
3.6.1	Process inputs	132

3.6.2	Emissions to air	133
3.6.2.1	Raw materials	133
3.6.2.2	Melting	133
3.6.2.3	Downstream activities	134
3.6.2.4	Diffuse/fugitive emissions	135
3.6.3	Emissions to water	135
3.6.4	Other wastes	136
3.6.5	Energy	136
3.7	Special glass	137
3.7.1	Process inputs	138
3.7.2	Emissions to air	139
3.7.2.1	Raw materials	139
3.7.2.2	Melting	140
3.7.2.3	Downstream activities	140
3.7.2.4	Diffuse/fugitive emissions	140
3.7.3	Emissions to water	141
3.7.4	Other wastes	141
3.7.5	Energy	142
3.8	Mineral wool	142
3.8.1	Process inputs	142
3.8.2	Emissions to air	144
3.8.2.1	Raw materials	144
3.8.2.2	Melting	145
3.8.2.3	Downstream activities	152
3.8.2.4	Diffuse/fugitive emissions	154
3.8.3	Emissions to water	154
3.8.4	Other wastes	155
3.8.5	Energy	156
3.9	High temperature insulation wools	157
3.9.1	Process inputs	157
3.9.2	Emissions to air	158
3.9.2.1	Raw materials	158
3.9.2.2	Melting	158
3.9.2.3	Downstream activities	158
3.9.2.4	Diffuse/fugitive emissions	158
3.9.3	Emissions to water	159
3.9.4	Other wastes	159
3.9.5	Energy	159
3.10	Frits	160
3.10.1	Process inputs	160
3.10.2	Emissions to air	161
3.10.2.1	Raw materials	161
3.10.2.2	Melting	161
3.10.2.3	Downstream activities	163
3.10.2.4	Diffuse/fugitive emissions	163
3.10.3	Emissions to water	163
3.10.4	Other wastes	163
3.10.5	Energy	164
4	BEI DER BESTIMMUNG VON BVT ZU BERÜCKSICHTIGENDE TECHNIKEN	165
4.1	Einführung	165
4.2	Auswahl der Schmelztechnik	169
4.2.1	Elektrischer Schmelzprozess	172
4.2.2	Betrieb und Wartung der Wannen	178
4.3	Techniken für die Materiallagerung und -handhabung	180
4.3.1	Techniken zur Materiallagerung	180
4.3.2	Techniken zur Materialhandhabung	181
4.4	Techniken zur Minderung von Emissionen in die Luft aus den Schmelzprozessen	182
4.4.1	Partikelförmige Stoffe	182
4.4.1.1	Primärtechniken	187
4.4.1.2	Elektrofilter	192
4.4.1.3	Gewebefilter	203
4.4.1.4	Mechanische Abscheider	212

4.4.1.5	Hochtemperaturfiltermedien	213
4.4.1.6	Nasswäscher	214
4.4.2	Stickstoffoxide (NO _x)	215
4.4.2.1	Verbrennungstechnische Maßnahmen	216
4.4.2.2	Gemengezusammensetzung	224
4.4.2.3	Spezielle Wannenausführungen	225
4.4.2.4	Der FENIX-Prozess	228
4.4.2.5	Sauerstoff-Brennstoff-Schmelze	230
4.4.2.6	Chemische Reduktion durch Brennstoff (CRB)	244
4.4.2.7	Selektive katalytische Reduktion (SCR)	249
4.4.2.8	Selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR)	260
4.4.3	Schwefeloxide (SO _x)	264
4.4.3.1	Brennstoffauswahl	264
4.4.3.2	Gemengezusammensetzung	266
4.4.3.3	Trocken- oder Halbtrocken-Sorption	268
4.4.3.4	Nasswäscher	279
4.4.4	Fluoride (HF) and Chloride (HCl)	282
4.4.4.1	Minderung an der Quelle	282
4.4.4.2	Wäscher	284
4.4.5	Kohlenstoffoxide	285
4.5	Techniken zur Minderung von Emissionen aus anderen Aktivitäten als das Schmelzen	285
4.5.1	Behälterglas	286
4.5.2	Flachglas	287
4.5.3	Endlosglasfasern	288
4.5.4	Wirtschaftsglas	289
4.5.5	Spezialglas	290
4.5.6	Mineralwolle	290
4.5.6.1	Formgebungsbereich	290
4.5.6.2	Härteofen	302
4.5.6.3	Produktkühlung	307
4.5.6.4	Produktverarbeitung und -verpackung	308
4.5.6.5	Geruchsentstehung bei der Mineralwolleproduktion	308
4.5.7	Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung	311
4.5.8	Fritten	313
4.6	Techniken zur Minderung von Emissionen in das Wasser	313
4.7	Techniken zur Minderung anderer Abfälle	316
4.8	Energie	318
4.8.1	Schmelztechniken und Wannenkonstruktion	319
4.8.2	Verbrennungsüberwachung und Brennstoffauswahl	322
4.8.3	Scherbeneinsatz	322
4.8.4	Abhitzekeessel	324
4.8.5	Gemenge und Scherbenvorwärmung	327
4.9	Qualitäts-Management-System (QMS)	331
5	BVT-SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE HERSTELLUNG VON GLAS	335
	Anwendungsbereich	335
	Begriffsbestimmungen	336
	Allgemeine Erwägungen	336
	Mitteilungszeiträume und Referenzbedingungen für Emissionen in die Luft	336
	Umrechnung in Referenz-Sauerstoffkonzentration	338
	Umrechnung von Konzentrationswerten in Emissionsfaktoren	338
	Definitionen für bestimmte Luftschadstoffe	339
	Mittelungszeiträume für Abwasser-Ableitungen	339
5.1	Allgemeingültige BVT-Schlussfolgerungen für die Glasindustrie	340
5.1.1	Umweltmanagementsysteme	340
5.1.2	Energieeffizienz	341
5.1.3	Materiallagerung und -handhabung	341
5.1.4	Allgemeingültige Primärtechniken	343
5.1.5	Emissionen in Wasser aus Glasherstellungsprozessen	345
5.1.6	Abfälle aus Prozessen zur Glasherstellung	347
5.1.7	Geräuschbelastung durch Prozesse zur Glasherstellung	347
5.2	BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Behälterglas	348
5.2.1	Staubemissionen aus Schmelzwannen	348

5.2.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzwannen.....	348
5.2.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzwannen.....	351
5.2.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	351
5.2.5	Metalle aus Schmelzwannen	352
5.2.6	Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	353
5.3	BVT-Schlussfolgerungen für die Flachglasherstellung.....	355
5.3.1	Staubemissionen aus Schmelzwannen	355
5.3.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzwannen.....	355
5.3.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzwannen.....	357
5.3.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	358
5.3.5	Metalle aus Schmelzwannen	358
5.3.6	Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	360
5.4	BVT-Schlussfolgerung für die Herstellung von Endlosglasfasern.....	361
5.4.1	Staubemissionen aus Schmelzwannen	361
5.4.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzwannen.....	362
5.4.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzwannen.....	363
5.4.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	364
5.4.5	Metalle aus Schmelzwannen	364
5.4.6	Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	365
5.5	BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Wirtschaftsglas	366
5.5.1	Staubemissionen aus Schmelzwannen	366
5.5.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzwannen	367
5.5.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzwannen.....	369
5.5.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	369
5.5.5	Metalle aus Schmelzwannen	370
5.5.6	Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	372
5.6	BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Spezialgläsern	373
5.6.1	Staubemissionen aus Schmelzwannen	373
5.6.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzwannen	374
5.6.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzwannen.....	376
5.6.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	376
5.6.5	Metalle aus Schmelzwannen	377
5.6.6	Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	377
5.7	BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Mineralwolle.....	379
5.7.1	Staubemissionen aus Schmelzwannen	379
5.7.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzwannen	379
5.7.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzwannen.....	381
5.7.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	382
5.7.5	Schwefelwasserstoff (H ₂ S) aus Schmelzöfen in der Steinwolleherstellung	382
5.7.6	Metalle aus Schmelzwannen	383
5.7.7	Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	383
5.8	BVT-Schlussfolgerungen zur Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung (HTW).....	385
5.8.1	Staubemissionen aus Schmelzprozessen und aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	385
5.8.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzprozessen und aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	386
5.8.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzprozessen und aus Weiterverarbeitungsprozessen	386
5.8.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	387
5.8.5	Metalle aus Schmelzwannen and downstream processes.....	387
5.8.6	Flüchtige organische Verbindungen aus Weiterverarbeitungsprozessen	388
5.9	BVT-Schlussfolgerungen zur Frittenherstellung.....	389
5.9.1	Staubemissionen aus Schmelzwannen	389
5.9.2	Stickstoffoxide (NO _x) aus Schmelzwannen	389
5.9.3	Schwefeloxide (SO _x) aus Schmelzöfen	390
5.9.4	Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen	391
5.9.5	Metalle aus Schmelzwannen	391
5.9.6	Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen.....	392
Glossar: 393		
5.10	Beschreibung der Techniken.....	393
5.10.1	Staubemissionen	393
5.10.2	NO _x -Emissionen	393
5.10.3	SO _x -Emissionen.....	395
5.10.4	HCl, HF-Emissionen	395
5.10.5	Metallemissionen	395

5.10.6	Kombinierte gasförmige Emissionen (z.B. SO _x , HCl, HF, Borverbindungen)	396
5.10.7	Kombinierte Emissionen (feste und gasförmige)	396
5.10.8	Emissionen vomSchneiden, Schleifen und Polieren.....	397
5.10.9	H ₂ S, VOC-Emissionen	397
5.10.10	Staubemissionen	397
5.10.11	NO _x -Emissionen	398
5.10.12	SO _x -Emissionen	399
5.10.13	HCl, HF-Emissionen	399
5.10.14	Metallemissionen.....	400
5.10.15	Kombinierte gasförmige Emissionen (z.B. SO _x , HCl, HF, Borverbindungen)	401
5.10.16	Kombinierte Emissionen (feste + gasförmige)	401
5.10.17	Emissionen vomSchneiden, Schleifen und Polieren.....	401
5.10.18	H ₂ S, VOC-Emissionen	402
6	TECHNIKEN IN ENTWICKLUNG	403
6.1	Glas Flox [®] Hochtemperaturverbrennungssystem	403
6.2	Fortschrittliche Scherben und Gemengevorwärmer	404
6.2.1	Das PRECIOUS-Projekt.....	404
6.2.2	Das PRAXAIR-BCP-Projekt.....	405
6.3	Neue Produktzusammensetzungen	406
6.4	Abfalleindüsung im Steinwolleherstellungsprozess	407
6.5	Die SCM – Schmelztechnik (Submerged combustion melting technology).....	408
6.6	Abgasbehandlung mit trockenem Natriumbikarbonat und chemischem Aufschluss der Rückstände der Abgasbehandlung.....	411
6.7	Anwendung von Keramikfiltern und katalytischen Keramikfiltern zur Abscheidung von mehreren Schadstoffen aus den Prozessabgasen	412
6.8	NASU – elektrische Abscheider für Nanopartikel.....	414
6.9	Wäscher mit Schwadenkammer (Charged-Cloud-Scrubber).....	416
7	SCHLUSSBEMERKUNGEN UND EMPFEHLUNGEN FÜR WEITERE ARBEITEN	418
8	ANNEXES.....	423
8.1	Annex I: Method of estimation of air pollution control costs and cross-media effects	423
8.1.1	Costs included in the economic evaluation.....	423
8.1.2	Comparison of costs of different technologies	425
8.1.3	Air pollution control cost data	426
8.1.4	Distribution of APC costs in combined systems, among more than one pollutant species	426
8.1.5	Cross-media effects	427
8.1.6	Example cost calculation	428
8.1.7	Cost data for APC systems applied to glass melting furnaces	430
8.2	Annex II: Example sulphur balances for industrial glass furnaces	445
8.3	Annex III: Emission Monitoring.....	449
8.3.1	Main pollutants	449
8.3.2	Monitoring of emissions	450
8.4	Annex IV: Calculation of conversion factors for the determination of mass emissions from concentrations	457
	GLOSSAR	459
	REFERENCES	465

Tabellenverzeichnis

Table 1.1	Approximate sector-based breakdown of glass industry production for the years 1996 (EU-15) and 2005 (EU-25)	4
Table 1.2:	Distribution of container glass installations and production in Member States	10
Table 1.3:	Number of container glass installations in specified production ranges	10
Table 1.4:	Owners and locations of float tanks in the EU-27 in 2007	14
Table 1.5:	Joint ventures of float tanks in the EU-27 in 2007	14
Table 1.6:	Number of float tanks in Member States in 2007 in the EU-27	14
Table 1.7:	Percentage of float capacity in specified ranges	15
Table 1.8:	Estimated evolution of the capacity utilisation and surplus float glass production within the EU-27	16
Table 1.9:	Number of continuous filament installations and furnaces in Member States	19
Table 1.10:	Number of continuous filament furnaces in specified production ranges	19
Table 1.11:	Number and distribution of IPPC domestic glass installations in Member States in 2006 ..	22
Table 1.12:	Number of domestic glass installations in specified production ranges in 2006 (estimated)	22
Table 1.13:	Special glass sector breakdown for the year 2005	26
Table 1.14:	Geographical distribution of main special glass production in EU	27
Table 1.15:	Investment costs for special glass installations	28
Table 1.16:	Number of mineral wool installations in the EU-27	30
Table 1.17:	Number of mineral wool installations in specified production ranges	30
Table 1.18:	Distribution of HTIW installations in Member States	33
Table 1.19:	Distribution of frits installations with a total capacity of >20 tonnes/day (2008 estimation)	36
Table 1.20:	Number of frits installations located in Spain in specified production ranges (estimates) ..	36
Table 2.1:	Important glass making raw materials	40
Table 2.2:	Elements used to impart colour to silicate glasses	41
Table 2.3:	Estimate of EU furnace types in 2005 (for installations >20 t/day)	46
Table 2.4:	Typical container glass composition	53
Table 2.5:	Typical soda-lime silica flat glass composition	57
Table 2.6:	Typical E-glass composition for glass fibre products used in general applications	60
Table 2.7:	Typical E-glass composition for glass fibre yarn products used in printed circuit boards and aerospace	60
Table 2.8:	Chemical composition of the main products of the special glass sector	67
Table 2.9:	Typical mineral wool compositions	68
Table 2.10:	Typical chemical composition ranges for ASW/RCF and AES, in mass percentage	74
Table 3.1:	Common raw materials utilised in the glass industry	83
Table 3.2:	Reference conditions of emission data	86
Table 3.3:	Summary of emissions to atmosphere arising from melting activities	87
Table 3.4:	Classification of metals and their compounds	87
Table 3.5:	Potential heavy metal emissions from glass processes without abatement	88
Table 3.6:	Theoretical energy requirements for the melting of common glasses from batch formulations without cullet recycling	92
Table 3.7:	Examples of energy output distribution for the production of the most common industrial glasses	93
Table 3.8:	Examples of specific energy consumption for a range of glass furnaces	95
Table 3.9:	Overview of major container glass production inputs and outputs	97
Table 3.10:	Materials utilised in the container glass sector	98
Table 3.11:	Statistical data on furnace sizes and type from the FEVE survey (2005 values)	100
Table 3.12:	Statistical data on total cullet rates for the EU container glass furnaces, reported from the FEVE survey for different glass colours (2005 values)	101
Table 3.13:	Specific melting energy for different furnace types and size ranges from the FEVE survey (2005 data)	102
Table 3.14:	Dust emissions from container glass furnaces with and without abatement systems from the FEVE survey (reference year 2005)	104
Table 3.15:	SO _x emissions from container glass furnaces with and without abatement systems, from the FEVE survey (reference year 2005)	106
Table 3.16:	NO _x emissions from container glass furnaces for different fuel types and furnace techniques, from the FEVE survey (reference year 2005)	107
Table 3.17:	HCl and HF emissions from container glass furnaces with and without abatement systems, from the FEVE survey (reference year 2005)	108

Table 3.18:	Emissions of metals from container glass furnaces with and without abatement systems, from the FEVE survey (reference year 2005)	110
Table 3.19:	Typical unabated emission values from surface coating activities with tin chloride for container glass	111
Table 3.20:	Typical unabated emission values from surface treatment of container glass with SO ₃	111
Table 3.21:	Total direct energy consumption (plant) per net tonne of product from the FEVE survey for bottle/jars and flaconnage production	114
Table 3.22:	Materials utilised in the flat glass sector	116
Table 3.23:	Overview of air pollution control (APC) systems installed in the flat glass sector in Europe	118
Table 3.24:	Emission levels from flat glass furnaces with and without abatement systems	118
Table 3.25:	Overview of the continuous filament glass fibre sector inputs and outputs	122
Table 3.26:	Materials utilised in the continuous filament glass fibre sector	123
Table 3.27:	Distribution of boron compounds at different temperatures and treatment stages of the flue-gases	124
Table 3.28:	Emission levels from continuous filament glass fibre furnaces	125
Table 3.29:	Overview of domestic glass sector inputs and outputs	131
Table 3.30:	Materials utilised in the domestic glass sector	132
Table 3.31:	Summary of emissions to air from domestic glass furnaces.....	134
Table 3.32:	Typical concentrations measured in water at discharge point, after treatment	136
Table 3.33:	Materials utilised in the special glass sector.....	138
Table 3.34:	Overview of inputs and outputs for example glass ceramic, borosilicate glass tubes and soda-lime glass lamp bulbs processes	139
Table 3.35:	Materials utilised in the mineral wool sector.....	143
Table 3.36:	Waste gas volumes for the main process activities in the mineral wool sector.....	144
Table 3.37:	Full range of emissions from mineral wool melting furnaces in the EU-27, for 2005	146
Table 3.38:	Dust emissions from melting furnaces for glass wool production (year 2005)	147
Table 3.39:	SO _x emissions from melting furnaces for glass wool production (year 2005).....	148
Table 3.40:	NO _x emissions from melting furnaces for glass wool production (year 2005).....	148
Table 3.41:	HCl, HF and CO emissions from melting furnaces for glass wool production	149
Table 3.42:	Dust, SO _x , NO _x , HCl and HF emissions from melting furnaces for stone wool production (year 2005)	150
Table 3.43:	Emissions of H ₂ S, CO, CO ₂ and metals emissions from melting furnaces for stone wool production (year 2005)	151
Table 3.44:	Full range of emissions from downstream activities in the glass wool production sector for the year 2005	153
Table 3.45:	Full range of emissions from downstream activities in the stone wool production for the year 2005	153
Table 3.46:	Mineral wool sector solid waste generation and disposal	156
Table 3.47:	Energy use in mineral wool production.....	156
Table 3.48:	Materials utilised in the high temperature insulation wools sector	157
Table 3.49:	Main raw materials utilised in frit production	160
Table 3.50:	Typical emission levels from melting furnaces for the frits sector	161
Table 3.51:	Examples of NO _x emission levels from frit production installations operating with different combustion conditions and batch formulations	162
Tabelle 4.4.1:	Struktur der Informationen zu allen in diesem Unterkapitel beschriebenen Maßnahmen/Techniken	166
Tabelle 4.2:	Hauptvorteile und –nachteile des Elektroschmelzens	174
Tabelle 4.3:	Beispielanlage für die Anwendung des Elektroschmelzens im Wirtschaftsglassektor (Kristall- und Bleikristallglas).....	174
Tabelle 4.4:	Beispielanlage im Spezialglassektor, die die Elektroschmelztechnik anwendet	177
Tabelle 4.5:	Hauptvor- und –nachteile von Primärtechniken zur Staubminderung.....	191
Tabelle 4.6:	Hauptvor- und –nachteile eines elektrostatischen Abscheiders.....	196
Tabelle 4.7:	Staubemissionswerte bei Einsatz eines Elektrofilters für Musteranlagen	198
Tabelle 4.8:	Zusammenfassende Beispiele tatsächlicher Kosten von Elektrofiltern in der Herstellung von Flach-, Behälter-, Spezialglas und Glaswolle.....	202
Tabelle 4.9:	Hauptvor- und –nachteile von Gewebefiltern	207
Tabelle 4.10:	Beispiele tatsächlicher Kosten für Gewebefilter bei zwei Anlagen für Spezialglas.....	211
Tabelle 4.11:	Hauptvor- und –nachteile von Zyklonabscheidern.....	213
Tabelle 4.12:	Hauptvor- und –nachteile von Hochtemperaturfiltern.....	214
Tabelle 4.13:	Hauptvor- und –nachteile von Nasswäschern	215
Tabelle 4.14:	Hauptvor- und –nachteile von verbrennungstechnischen Maßnahmen	221

Tabelle 4.15: Beispiele für NO _x -Emissionswerte bei der Anwendung von verbrennungstechnischen Maßnahmen	221
Tabelle 4.16: Hauptvor- und –nachteile der Oxy-fuel-Schmelze	237
Tabelle 4.17: NO _x –Emissionswerte, die bei der Verwendung der Oxy-fuel-Schmelze an einer Beispielanlage erreichbar sind	238
Tabelle 4.18: Beispiele für tatsächliche und geschätzte Kosten einer Oxy-fuel-Schmelze bei der Behälterglas- und Spezialglasherstellung	243
Tabelle 4.19: Die Hauptvor- und –nachteile der 3R-Technik.....	247
Tabelle 4.20: NO _x -Emissionswerte beim Einsatz der SCR-Technik in Referenzanlagen.....	253
Tabelle 4.21: Ergebnisse von NO _x -Einzelmessungen an einer mit SCR ausgestatteten Floatglas-Wanne	254
Tabelle 4.22: Hauptvor- und –nachteile der SCR-Technik.....	255
Tabelle 4.23: Kostendaten für den Einsatz der SCR-Technik für Referenzanlagen, die Behälter, Flach- und Spezialglas produzieren	259
Tabelle 4.24: Anlagen, die eine SCR-Anlage betreiben und deren Betriebsparameter	259
Tabelle 4.25: Hauptvor- und –nachteile der SNCR-Technik.....	262
Tabelle 4.26: Indikative Bandbreiten von SO _x -Emissionen aus Kalk-Natron-Glaswanne mit unterschiedlichen Brennstoffen	264
Tabelle 4.27: Indikative Wirkungsgrade der Trockensorption mit Ca(OH) ₂	272
Tabelle 4.28: Indikative SO _x -Minderungsraten für Trockensorption mit Ca(OH) ₂	272
Tabelle 4.29: Indikative SO _x -Minderungsraten für Trockensorption mit Na ₂ CO ₃	272
Tabelle 4.30: Tatsächliche Minderungsraten für saure gasförmige Schadstoffe mit Trockensorption mit verschiedenen Absorptionsreagenzien und Betriebsbedingungen	273
Tabelle 4.31: Indikative SO _x -Minderungsraten für Halbtrocken-Sorption mit Na ₂ CO ₃ -Lösung	273
Tabelle 4.32: SO _x -Minderungsraten für Halbtrocken-Sorption mit Ca(OH) ₂	273
Tabelle 4.33: Hauptvor- und –nachteile der Trocken- und Halbtrocken-Sorption	275
Tabelle 4.34: Mit Trockensorption und kombiniertem Filtersystem erreichbare Emissionswerte in Referenzanlagen	276
Tabelle 4.35: Mit der Anwendung der Nasswäsche an einer Spezialglas-Elektrowanne verbundene Emissionswerte in einer Musteranlage	281
Tabelle 4.36: Feste und gasförmige Emissionen aus dem Formgebungsbereich einer Glaswolleanlage, in der ein elektrostatischer Nassabscheider genutzt wird.....	298
Tabelle 4.37: Hauptvor- und –nachteile elektrostatischer Nassabscheider	299
Tabelle 4.38: Hauptvor- und –nachteile von Steinwollefiltern	301
Tabelle 4.39: Hauptvor- und –nachteile der Abgasverbrennung	305
Tabelle 4.40: Im Allgemeinen erreichbare Emissionswerte für nachgeschaltete Prozesse im Mineralwollesektor bei der Anwendung verschiedener Techniken	310
Tabelle 4.41: Anschaffungs- und Betriebskosten von Minderungstechniken für nachgeschaltete Prozesse im Mineralwollesektor.....	311
Tabelle 4.42: Liste möglicher Abwasseraufbereitungsprozesse zur Anwendung in der Glasindustrie ...	315
Tabelle 4.43: Typische spezifische Energieverbrauchsdaten, erreicht bei Anwendung möglicher Techniken /Maßnahmen zur Minimierung des Energieverbrauchs	318
Tabelle 4.44: Beispielanlagen für Abhitzeessel, in verschiedenen Sektoren der Glasindustrie angewendet	326
Tabelle 4.45: Beispielanlage für die Anwendung der direkten Gemenge- und Scherben-vorwärmung einer Behälterglasproduktion.....	330
Tabelle 5.1: Referenzbedingungen für BVT-assozierte Emissionswerte in Bezug auf Emissionen in die Luft	337
Tabelle 5.2: Indikative emissionsfaktoren für die Umrechnung von mg/Nm ³ in kg/t geschmolzenen Glases auf Basis energieeffizienter Brennstoff-Luft-Wannen	339
Tabelle 5.3: BVT-assozierte Emissionswerte für Kohlenstoffmonoxid-Emissionen aus Schmelzwannen	344
Tabelle 5.4: BVT-assozierte Emissionswerte für Ammoniakemissionen, wenn SCR- oder SNCR-Techniken eingesetzt werden.....	344
Tabelle 5.5: BVT-assozierte Emissionswerte für die Einleitung des Abwassers aus der Glasherstellung in Oberflächengewässer	346
Tabelle 5.6: BVT-assozierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche.....	348
Tabelle 5.7: BVT-assozierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche.....	350
Tabelle 5.8: BVT-assoziierter Emissionswert für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden und/oder	

	wenn spezielle oxidierende Verbrennungsbedingungen bei kurzen Kampagnen oder in Schmelzwannen mit einer Kapazität von weniger als 100 t/Tag verwendet werden	350
Tabelle 5.9:	BVT-assoziierte Emissionswerte für SO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche	351
Tabelle 5.10:	BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche	352
Tabelle 5.11:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche	352
Tabelle 5.12:		353
Tabelle 5.13:	BVT-assoziiertes Emissionswert für SO _x -Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen, wenn SO ₃ für die Oberflächenbehandlungsprozesse in der Behälterglas-Branche verwendet wird, sofern diese Emissionen getrennt behandelt werden.....	354
Tabelle 5.14:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche.....	355
Tabelle 5.15:	BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche.....	356
Tabelle 5.16:	BVT-assoziiertes Emissionswert für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur für die Herstellung von speziellem Glas in einer begrenzten Anzahl kurzer Kampagnen verwendet werden	357
Tabelle 5.17:	BVT-assoziierte Emissionswerte für SO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche.....	358
Tabelle 5.18:	BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche.....	358
Tabelle 5.19:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche, mit Ausnahme von mit Selen gefärbten Gläsern	359
Tabelle 5.20:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Selenemissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche für die Farbglasherstellung	359
Tabelle 5.21:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Flachglas-Branche bei getrennter Behandlung.....	360
Tabelle 5.22:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche	361
Tabelle 5.23:	BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche	362
Tabelle 5.24:	BVT-assoziierte Emissionswerte für SO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche	363
Tabelle 5.25:	BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche	364
Tabelle 5.26:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche	365
Tabelle 5.27:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Endlosglasfaser-Branche, bei getrennter Behandlung.....	365
Tabelle 5.28:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche	366
Tabelle 5.29:	BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche	368
Tabelle 5.30:	BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur für eine begrenzte Anzahl kurzer Kampagnen oder für Schmelzwannen mit einer Kapazität <100 t/Tag verwendet werden, die spezielle Arten von Kalknatronglas (mit Selen hergestelltes Klarglas/Ultra-Klarglas oder farbiges Glas) und andere spezielle Glasarten (z.B. Borosilikat, Glaskeramik, Opalglas, Kristall- und Bleikristallglas) produzieren	368
Tabelle 5.31:	Mit BVT assoziierte Emissionwerte SO _x aus dem Schmelzofen des Wirtschaftsglas-Sektors	369
Tabelle 5.32:	BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche	370
Tabelle 5.33:	BAT BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, mit Ausnahme von mit Selen entfärbten Gläsern.....	370
Tabelle 5.34:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Selenemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, wenn Selenverbindungen zum Entfärben des Glases verwendet werden.....	371
Tabelle 5.35:	BVT-assoziierte Emissionswerte für Bleiemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, wenn Bleiverbindungen zur Herstellung von Bleikristallglas verwendet werden	371

Tabelle 5.36: BVT-assoziierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Wirtschaftsglas-Branche, bei denen Staubemissionen entstehen, bei getrennter Behandlung	372
Tabelle 5.37: BVT-assoziierte Emissionswerte für HF-Emissionen aus Säurepolierprozessen in der Wirtschaftsglas-Branche, bei getrennter Behandlung	372
Tabelle 5.38: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche	373
Tabelle 5.39: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche	375
Tabelle 5.40: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden	375
Tabelle 5.41: BVT-assoziierte Emissionswerte für SO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche	376
Tabelle 5.42: BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche	377
Tabelle 5.43: BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche	377
Tabelle 5.44: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staub- und Metallemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Spezialglas-Branche, bei getrennter Behandlung ...	378
Tabelle 5.45: BVT-assoziierte Emissionswerte für HF-Emissionen aus Säurepolierprozessen in der Spezialglas-Branche, bei getrennter Behandlung	378
Tabelle 5.46: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche	379
Tabelle 5.47: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche	380
Tabelle 5.48: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Herstellung von Glaswolle, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden	380
Tabelle 5.49: BVT-assoziierte Emissionswerte für SO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche	381
Tabelle 5.50: BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche	382
Tabelle 5.51: BVT-assoziierte Emissionswerte für H ₂ S-Emissionen aus Schmelzöfen in der Steinwolleherstellung	382
Tabelle 5.52: BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche	383
Tabelle 5.53: BVT-assoziierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Mineralwolle-Branche, bei getrennter Behandlung	384
Tabelle 5.54: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzöfen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung	385
Tabelle 5.55: BVT-assoziierte Emissionswerte bei Weiterverarbeitungsprozessen mit Staubentwicklung bei der Herstellung von Hochtemperaturisolierwolle (bei getrennter Behandlung)	386
Tabelle 5.56: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus dem Ofen zur Schlichtemittelverbrennung bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung	386
Tabelle 5.57: BVT-assoziierte Emissionswerte für SO _x -Emissionen aus Schmelzöfen und aus Weiterverarbeitungsprozessen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung	387
Tabelle 5.58: BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzöfen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung	387
Tabelle 5.59: BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallmissionen aus Schmelzöfen und/oder aus Weiterverarbeitungsprozessen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung	387
Tabelle 5.60: BVT-assoziierte Emissionswerte für VOC-Emissionen aus dem Ofen zur Schlichtemittelverbrennung bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung (getrennte Behandlung)	388
Tabelle 5.61: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche	389
Tabelle 5.62: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche	390
Tabelle 5.63: BVT-assoziierte Emissionswerte für SO _x -Emissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche	391
Tabelle 5.64: BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche	391

Tabelle 5.65: BVT-assozierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche	392
Tabelle 5.66: BVT-assozierte Emissionswerte bei gesonderter Abtrennung von Emissionen in die Luft in Weiterverarbeitungsprozessen bei getrennter Behandlung	392
Tabelle 6.1: Übersicht über die Umweltleistung für verschiedene katalytische Keramikfilteranlagen ..	413
Tabelle 7.1: Geteilte Ansichten	419
Table 8.1: Indirect emissions related to the consumption of chemicals and electricity	428
Table 8.2: Example cost calculation (ESP plus Ca(OH) ₂ scrubber) for a 700 tonnes/day	428
Table 8.3: Estimated costs for air pollution control systems with electrostatic precipitators plus dry scrubbing, applied to the flue-gases of glass melting furnaces.....	431
Table 8.4: Estimated costs for air pollution control systems with bag filters plus scrubbing, applied to the flue-gases of glass melting furnaces	433
Table 8.5: Comparison of methods for the removal of SO _x , HCl, HF and other gaseous pollutants from flue-gases of glass melting furnaces	435
Table 8.6: Overview of specific costs for different air pollution control (APC) techniques applied to glass furnaces for the abatement of dust and SO _x	437
Table 8.7: Estimated example costs and associated direct and indirect emissions associated with the application of primary measures for NO _x emissions reduction	439
Table 8.8: Estimated example costs for the application of secondary measures for NO _x emissions reduction.....	441
Table 8.9: Additional costs associated with the application of DeNO _x techniques (in EUR/tonne melted glass).....	442
Table 8.10: Estimated specific indirect emissions per tonne melted glass for different glass furnaces and for different air pollution control (APC) techniques	443
Table 8.11: Raw materials and typical sulphur content in the mineral wool manufacturing production	447
Table 8.12: Typical SO ₃ content of common cullet types	447
Table 8.13: Main pollutants likely to be considered for measurement in the glass industry	449
Table 8.14: Continuous monitoring techniques	453
Table 8.15: Mass flow thresholds for continuous monitoring of emissions	453
Table 8.16: Discontinuous monitoring techniques	454
Table 8.17: Example of detection limit values for the measurement of emissions from glass melting furnaces	456
Table 8.18: Example of detection limit values and expanded uncertainties for the measurement of emissions in the glass industry sector.....	456

Abbildungsverzeichnis

Figure 1.1	Graph on production development by sector (data from 2004 onwards refer to	4
Figure 1.2	Most popular high temperature insulation wools for above 600 °C and up to 1800 °C	34
Figure 2.1 A	cross-fired regenerative furnace	47
Figure 2.2	Cross-section of a regenerative furnace	48
Figure 2.3	Single pass end-fired regenerative furnace	48
Figure 2.4	Plan view of an end-fired regenerative furnace	49
Figure 2.5	Blow and blow forming and press and blow forming	55
Figure 2.6	The float glass process	58
Figure 2.7	The rolled glass process	59
Figure 2.8	The pressing process for the formation of glass articles	63
Figure 2.9	The spinning process for the formation of glass articles	63
Figure 2.10	A typical glass wool plant	68
Figure 2.11	Typical glass wool process water circuit	70
Figure 2.12	A typical stone wool plant	71
Figure 2.13	A typical hot blast cupola furnace	72
Figure 2.14	Parallel blowing method	75
Figure 2.15	Horizontal blowing method	75
Figure 2.16	Spinning process	75
Figure 2.17	Schematic representation of the frits production process	77
Figure 2.18	Schematic representation of typical melting furnaces for frits production with oxygen- enriched fuel/air combustion and heat recovery	79
Figure 2.19	Schematic representation of typical melting furnaces for frits production with oxy-fuel combustion	79
Figure 3.1:	Typical water distribution in a container glass plant	89
Figure 3.2:	Trend curves for the total melting energy in flaconnage production from the FEVE survey (2005 data–primary energy for electric boosting or oxygen production is not included) ..	103
Figure 3.3:	Energy usage in a typical bottle/jar container glass plant (not representative of perfume/cosmetic ware production)	113
Figure 3.4:	Mean energy consumptions in glass container furnaces expressed in GJ/tonne melted glass and standardised to 50 % cullet (2005)	115
Figure 3.5:	Energy usage distribution for a typical float glass process	121
Figure 3.6:	Example of water balance for a continuous filament glass fibre installation	128
Figure 3.7:	Direct energy usage in a typical continuous filament glass fibre production process	129
Figure 3.8:	Energy usage in soda-lime-silica glass tableware production	137
Figure 3.9:	Expected concentration of SO ₂ depending on the percentage of cement briquettes recycled with the batch charge in the cupola furnace	145
Figure 4.1	Elektrofilter	193
Bild 4.2:	Ergebnisse für Staubemissionen (monatliche Einzelmessungen) einer ölbefeuerten Flachglaswanne, ausgestattet mit Elektrofilter und Trockensorption mit Ca(OH) ₂	197
Bild 4.3:	Spezifische Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas für ein Abgasreinigungssystem mit Trockensorption und Filtern sowie vollständiger Filterstaubentsorgung für eine Floatglas- Wanne in Abhängigkeit von der Schmelzleistung	200
Bild 4.4:	Gewebe(Tuch)filteraufbau	204
Bild 4.5:	Geschätzte Kosten für Trockensorption mit Gewebefiltern in Behälterglaswannen, unter der Annahme vollständiger Filterstaubentsorgung und 25 % SO _x -Abscheidegrad	210
Bild 4.6:	NO _x -Emissionen aus dem FENIX-Prozess	229
Bild 4.7:	Unterschied zwischen spezifischen Schmelzkosten nach der Umstellung von konventionellen Wannen auf Sauerstoff-Feuerung für unterschiedliche Glasproduktionen (Behälter-, Floatglas, Englosglasfasern und Geschirr)	241
Bild 4.8:	Schwankung der NO _x -Emissionskonzentrationen einer Floatglas-Wanne mit SCR über die Zeit	254
Bild 4.9	Fortlaufende Verbesserungen an einem QMS-System	332
Bild 6.1:	Schematische Darstellung der fortschrittlichen Gemenge- und Scherbenvorwärmung	405
Bild 6.2:	Schematische Darstellung einer SCM-Schmelzwanne	409
Bild 6.3:	Schematische Darstellung eines ‘Schall-Strahl-Laders’ (sonic jet charger)	415
Bild 6.4:	Schematische Darstellung des Charged-Cloud-Wäschers	417
Figure 8.1:	Sulphur balance for a float glass furnace with complete filter dust recycling	446
Figure 8.2:	Sulphur balance for a container glass furnace with partial filter dust recycling	446
Figure 8.3:	Schematic sulphur balance for an oxy-fuel glass wool furnace with filter dust recycling	448

SCOPE

This BREF for the Manufacture of Glass covers the following activities within the scope of Annex I of Directive 2010/75/EU:

- 3.3: Manufacture of glass including glass fibre with a melting capacity exceeding 20 tonnes per day;
- 3.4: Melting mineral substances including the production of mineral fibres with a melting capacity exceeding 20 tonnes per day.

Other reference documents which are of relevance for the sector covered in this document are the following:

- Emissions from Storage BREF (EFS) for storage and handling of materials;
- Energy Efficiency BREF (ENE) for general energy efficiency aspects;
- Economic and Cross-Media Effects BREF (ECM) for economic and cross-media effects
- General Principles of Monitoring BREF (MON) for emissions and consumption monitoring.

The following activities are not within the scope of this BREF:

- Production of water glass, covered by the reference document Large Volume Inorganic Chemicals-Solids and Other Industry (LVIC-S)
- Production of polycrystalline wool
- Production of mirrors, covered by the reference document Surface Treatment Using Organic Solvents (STS)

The scope of the BREF does **not** include matters that only concern safety in the workplace or the safety of products because these matters are not covered by the Directive. They are discussed only where they affect matters within the scope of the Directive.

1 GENERAL INFORMATION

1.1 Structure of the industry

The types of activities falling under the scope of this document vary widely in scale, the techniques employed, and the associated environmental issues. When determining whether an installation falls within the definitions in Annex I, the aggregated capacity of each melting activity at the installation is considered. For the purposes of this document, the melting capacity criterion of 20 tonnes per day should be used to relate to the mass of the melt produced. This approach is not intended to prejudge the interpretation of the definition in the Directive, rather it is intended to ensure that the information provided is consistent with the standard terminology used within the glass industry.

For the purposes of this document, the industrial activities falling within the definitions in Sections 3.3 and 3.4 of Annex I of Directive 2010/75/EU will be referred to as ‘the glass industry’, which is comprised of eight sectors. These sectors are based on the products manufactured, but inevitably there is some overlap between them. The eight sectors are:

1. Container glass
2. Flat glass
3. Continuous filament glass fibre
4. Domestic glass
5. Special glass (without water glass)
6. Mineral wool (with two divisions, glass wool and stone wool)
7. High temperature insulation wools (excluding polycrystalline wool)
8. Frits.

The high temperature insulation wool (HTIW) manufacturing sector differs significantly from the other sectors of the glass industry. The typical production of the installations is between 5 – 10 tonnes/day, therefore below the tonnage requirement of 20 tonnes/day set by the Directive. However, the sector fully supports the objectives of the BREF and for that reason it is included in the GLS BREF.

Polycrystalline wool production, which is obtained by a sol-gel method from aqueous spinning solutions, and does not undergo a high-temperature melting process, is not covered in this document due to the particular characteristics of the product.

Water glass production is now covered in the Large Volume Inorganic Chemicals – Solids and Others Industry (LVIC-S) BREF. [138, EC 2007].

In addition to the basic manufacturing activities, this document covers the directly associated activities which could have an effect on emissions or pollution. Thus this document includes activities from the receipt of raw materials through the production of any intermediates to the dispatch of finished products. Certain activities are not covered because they are not considered to be directly associated with the primary activity. For example, the subsequent processing of flat glass into other products (e.g. double glazing or automotive products) is not covered. Again, this approach is not intended to prejudge the interpretation of the Directive by Member States. The activities covered include:

- raw materials handling and storage
- mixing and transfer
- melting and refining
- forming (e.g. float bath, rolling, pressing, blowing, fiberising, frits quenching)
- conditioning (e.g. lehr, annealing, tempering)
- coating, including binder and lubricant application
- surface treatments (e.g. acid polishing)
- curing and drying activities
- milling
- machining, cutting and packaging
- waste storage, handling, and processing.

1.2 Introduction

[19, CPIV 1998] [27, EURIMA 1998] [63, CPIV Annual report 2007] [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007] [68, Domestic Glass Data update 2007] [69, EURIMA data collection 2007]

The glass industry within the European Union (EU) is extremely diverse, both in the products made and the manufacturing techniques employed. Products range from intricate handmade lead crystal goblets to the huge volumes of float glass produced for the construction and automotive industries. Manufacturing techniques vary from the small electrically-heated furnaces in the high temperature insulation wools (HTIW) sector to the cross-fired regenerative furnaces in the flat glass sector, producing up to 1 000 tonnes per day. The wider glass industry also includes many smaller installations that fall below the 20 tonnes per day threshold. However, for some of the statistical data given in this chapter, it has not been possible to separate out the contribution from the smaller plants, but this is not considered significant since they account for less than 5 % of the total industry output.

The glass industry is essentially a commodity industry, although many ways of adding value to high volume products have been developed to ensure the industry remains competitive. Over 80 % of the industry output is sold to other industries, and the glass industry as a whole is very dependent on the building, and the food and beverage industries. However, this general picture is not true for all of its components, as some of the smaller volume sectors produce high-value technical or consumer products.

In the late 1990s, the glass industry continued a period of reorganisation. In order to reduce costs and compete more effectively in a global market, and to benefit from economies of scale, companies merged together and the number of independent operators fell. The groups that dominate the industry became more international in their operations, and users increasingly required homogeneous quality, regardless of the country where the products were used. The EU glass industry was at the forefront of technological developments and thus was likely to benefit from improved industrial performance in future years.

With the notable exception of Saint-Gobain, there are, at the time of writing, few major companies operating in more than two of the eight sectors specified in the previous section. For example, the Owens Corning Corporation specialises in glass fibre technology, continuous filament glass fibre and glass wool. PPG is a large international producer of flat glass and continuous filament glass fibre, but is no longer active in flat glass manufacturing in Europe and operates only continuous filament glass fibre plants. Pilkington Group specialises mainly in flat glass activities.

The major environmental challenges for the glass industry are emissions to air and energy consumption. Glass making is a high temperature, energy intensive activity, resulting in the emissions of products from combustion and the high-temperature oxidation of atmospheric

nitrogen; i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and oxides of nitrogen. Furnace emissions also contain dust arising mainly from the volatilisation and subsequent condensation of volatile batch materials. From data provided by the glass industry, it is estimated that in 2005, the emissions to air consisted of 6500 tonnes of dust; 105000 tonnes of NO_x; 80000 tonnes of SO₂; and 22 million tonnes of CO₂ (direct emissions). This amounted to around of 0.8 % of total EU emissions. [158, EEA – NEC report 2008]. Total energy consumption by the glass industry was approximately 311 PJ (86.5 million MWh). Of the total energy, 15 % is consumed as electricity, 30 % as fuel oil and 55 % as natural gas.

The different strategies and energy policies of the Member States can have a direct impact on the quantity and quality of the air emissions associated with the production cycle (e.g. NO_x, SO_x emissions from fuel oil or natural gas).

Emissions to the water environment are relatively low and there are few major issues that are specific to the glass industry. However, there are water pollution issues in some sectors and these are covered in the specific sections of this document. Solid waste levels are also generally very low, and many initiatives have been implemented for reducing waste generation, and for recycling in-house and post-consumer waste.

In general, the raw materials for glass making are readily available, relatively harmless, natural or man-made substances. There are no major environmental problems associated with the provision of raw materials and waste levels are usually very low.

Many of the sectors within the glass industry utilise large continuous furnaces with typical lifetimes of 10 – 12 years and in some cases up to 20 years or more. These furnaces represent a large capital commitment and the continuous operation of the furnace and the periodic rebuilds provide a natural cycle of investment in the process. Major changes of melting technology are most economically implemented if they coincide with furnace rebuilds. This can also be true for complex secondary abatement measures that must be correctly sized and any necessary gas conditioning implemented. However, many improvements to the operation of the furnace, including the installation of secondary techniques, are possible during the operating campaign. For smaller furnaces with more frequent rebuilds and lower capital costs, the advantages of coordinating environmental improvements and furnace repairs are less significant, but environmental improvements may be more economical if coordinated with other investments.

The total production of the glass industry within the EU-15 in 1996 was estimated at 29 million tonnes (excluding HTIW and frits). In 2005, the total production within the EU-25 was approximately 37.7 million tonnes, including all the sectors. An indicative breakdown by sector is given in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** below. There was a steady growth in the overall volume of production over the period 1997 – 2005. However, the growth and/or fluctuation of each sector has been different and will be discussed later in this document. The global recession has significantly reduced production levels in most sectors from 2008 onwards.

Table 1.1 Approximate sector-based breakdown of glass industry production for the years 1996 (EU-15) and 2005 (EU-25)

Sector	EU production		
	% of total		Millions of tonnes
	1996 EU-15	2005 EU-25	2005
Container glass	60	53.0	20.00
Flat glass	22	24.8	9.37
Continuous filament glass fibre	1.8	2.47	0.93
Domestic glass	3.6	3.86	1.46
Special glass (without water glass)	5.8	2.04	0.77
Mineral wool	6.8	9.54	3.60
High temperature insulation wools	NA	0.11	0.04
Glass frit and enamel frit	NA	3.31	1.25
Other	NA	0.85	0.32
TOTAL			37.74

NA = not available.
 Source: [62, CPIV Update for Glass BREF 2007]

The growth in the total glass production, and of production from the five largest sectors between 1995 and 2006, is summarised in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..** In the figure, from 1995 to 2003, data refer to the EU-15, while data after 2004 refer to the EU-25. For the reinforcement fibres only, the production data from the year 2002 refer to the EU-25.

Data concerning the production of frits and high temperature insulation wools are not included in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden..**

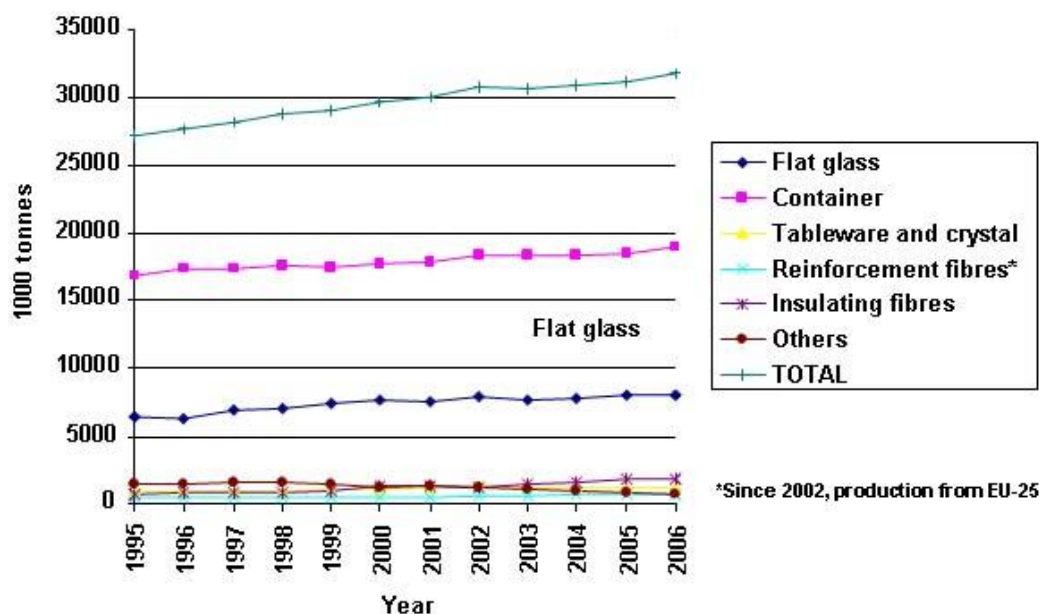


Figure 1.1 Graph on production development by sector (data from 2004 onwards refer to

Compared to 1995 (index 100), the production rate of the EU-15 reached an index of 125.7 for flat glass, 112.2 for container glass, 124.3 for tableware and crystal and 163.1 for reinforcement fibres in 2006.

In 2002, the enlargement from EU-15 to EU-25 accounted for a limited increase in the total glass production, equivalent to 2.6 %. Compared to 2004 (index 100), the production rate of the EU-25 reached an index of 105.1 for flat glass, 105.7 for container glass, 92.4 for tableware and crystal and 114.9 for reinforcement fibres in 2006 [63, CPIV Annual report 2007].

The output from the different sectors is very diverse and the links between the sectors are at times tenuous. However, the common thread linking all of the activities discussed in this document is the melting of inorganic materials to form a molten glass, or glass-like substance which is then formed into products.

In many ways each of the sectors of the glass industry is a separate industry in its own right, each producing very different products for different markets and facing different challenges. Sections 1.3 to 1.10 of this chapter give a brief overview of each of the sectors and outline some of the important factors that affect each. Where possible, the information is presented in a comparable way for each sector. The differing structures, organisation and priorities of each sector mean that the information sometimes varies in detail and in nature. This is to be expected because the relative importance of certain parameters will differ from sector to sector.

1.2.1 Characteristics of glass

[22, Schott 1996]

The term 'glass' does not have a convenient simple definition. In its broadest sense, glass is a collective term for an unlimited number of materials of different compositions in a glassy state. More specifically, the term is used to relate to a state of inorganic matter which may be likened to a solid, but which has the properties of a highly viscous liquid, exhibiting neither a crystalline structure nor a distinct melting point, i.e. a super-cooled liquid. In the glass industry, the term is usually used to refer to silicate glasses, substances containing a high proportion of silica (SiO_2) and which naturally form glass under normal conditions of cooling from the molten state.

Glasses are structurally similar to liquids, but at ambient temperatures they react to the impact of force with elastic deformation and so must also be considered to behave as solids. The use of the term glass is generally restricted to inorganic substances and is not used in connection with organic materials such as transparent plastics.

Various chemical materials can form a vitreous structure; such as the oxides of silicon, boron, germanium, phosphorus and arsenic. When cooled quickly from the molten state, they solidify without crystallisation to form glasses. These glass formers exhibit the same behaviour when mixed with other metallic components within certain compositional limits. The addition of these glass network modifiers, the most common being alkali-oxides as fluxing agents (sodium, potassium, lithium, etc.), alkaline earth metal oxides (calcium, magnesium, barium, strontium, etc.), other metal glass modifiers (i.e. aluminium oxide), changes the bonding relationships and structural groupings, resulting in changes in the physical and chemical properties of the glass. The glassy state is not limited to oxides and can also be observed when certain sulphur and selenium compounds are rapidly cooled. Under extreme conditions, glass can be made from some oxide-free metallic alloys, and many organic liquids transform into a glassy state at low temperatures (e.g. glycerine at -90°C).

Glasses are energetically unstable in comparison with a crystal of the same chemical composition. In general, when cooling a melted substance, crystallisation begins when the temperature falls below the melting point. In glass this does not occur because the molecular building blocks (SiO_4 tetrahedrons in silicate glass) are spatially cross-linked to one other. To form crystals, these linkages must first be broken so that crystal nuclei can form. This can only occur at lower temperatures, but at these temperatures the viscosity of the melt impedes the restructuring of the molecules and the growth of crystals. In general, the tendency to crystallise (devitrification) decreases with an increasing rate of cooling (within the critical temperature range below the melting point) and with the number and type of different components in the formulation.

The mechanical properties of glass are rather specific. The actual tensile strength of glass is several hundred times lower than the theoretical value calculated from chemical bond energies. The tensile strength is heavily dependent on the surface condition of the glass and the presence

of internal defects. Treatments such as coating, fire polishing and prestressing can greatly improve the tensile strength but it still remains far below the theoretical value.

Many glass formulations are also susceptible to breaking under rapid temperature changes. There are several reasons for this: principally poor heat conductivity, the relatively high thermal expansion coefficient of alkali-rich glasses, and limited tensile strength. Glasses are divided into two categories; those with a thermal expansion coefficient below $6 \times 10^{-6}/\text{K}$ are termed 'hard glasses', and those with a higher thermal expansion coefficient are termed 'soft glasses'.

1.2.2 Broad classification of glass types

[22, Schott 1996] [100, ICF BREF revision 2007]

Glass is a substance of variable composition, which for simplicity is expressed by convention in terms of the relative proportions of the oxides of the constitutive elements (SiO_2 , Na_2O , CaO , B_2O_3 , etc.) though these do not exist as such in the glass.

The most widely used classification of glass type is by chemical composition, which gives rise to four main groupings: soda-lime glass, lead crystal and crystal glass, borosilicate glass and special glass. The first three of these categories account for over 95 % of all glass produced. The thousands of special glass formulations produced mainly in small amounts account for the remaining 5 %. With very few exceptions, most glasses are silicate based, the main component of which is silicon dioxide (SiO_2).

Stone wool is an exception to this classification of glass types in that the typical chemical composition does not fit into any of these categories. A typical stone wool composition is presented in Table 2.9.

Soda-lime glasses

The vast majority of industrially produced glasses have very similar compositions and are collectively called soda-lime glasses. A typical soda-lime glass composition can be expressed as 71 – 75 % silicon dioxide (SiO_2 derived mainly from sand), 12 – 16 % sodium oxide ('soda' Na_2O from soda ash - Na_2CO_3), 10 – 15 % calcium oxide ('lime' CaO from limestone - CaCO_3) and low levels of other components designed to impart specific properties to the glass. In some compositions, a portion of the calcium oxide or sodium oxide is replaced with magnesium oxide (MgO) and potassium oxide (K_2O) respectively. More detailed glass compositions are given in Chapter 2, in the relevant sections.

Soda-lime glass is used for bottles, jars, flaconnage (perfumery and cosmetics), everyday tableware and window glass. The widespread use of soda-lime glass results from its chemical and physical properties. Amongst the most important of these properties is the excellent light transmission of soda-lime glass, hence its use in flat glass and transparent articles. It also has a smooth, non-porous surface that is largely chemically inert, and so is easily cleaned and does not affect the taste of the contents. The tensile and thermal performances of the glass are sufficient for these applications, and the raw materials are comparatively cheap and economical to melt. The higher the alkali content of the glass, the higher the thermal expansion coefficient and the lower the resistance to thermal shock and chemical attack. Soda-lime glasses are not generally suited to applications involving extreme or rapid changes in temperature.

Lead crystal and crystal glass

Lead oxide can be used to replace much of the calcium oxide in the batch to produce a glass known popularly as lead crystal. A typical composition is 54 – 65 % SiO_2 , 25 – 30 % PbO (lead oxide), 13 – 15 % Na_2O or K_2O , plus other various minor components. This type of formulation, with a lead oxide content of over 24 %, produces glass with a high density and refractive index, and thus excellent brilliance and sonority, as well as excellent workability allowing a wide variety of shapes and decorations. Typical products are high-quality drinking glasses, decanters, bowls and decorative items. Lead oxide can be partially or totally replaced by barium, zinc or potassium oxides in glasses known as crystal glass that have a lower brilliance or density than lead crystal. Precise definitions associated with chemical and physical characteristics are set out in the Council Directive 69/493/EEC on the approximation of the laws of the member States relating to crystal glass.

Borosilicate glasses

Borosilicate glasses can be considered to incorporate boron and silicon oxides. A typical composition is 70 – 80 % SiO_2 , 7 – 15 % B_2O_3 , 4 – 8 % Na_2O or K_2O , and 2 – 7 % Al_2O_3 (aluminium oxide). Glasses with this composition show a high resistance to chemical corrosion and temperature change (low thermal expansion coefficient). Applications include chemical process components, laboratory equipment, pharmaceutical containers, lighting, cookware, and oven doors and hobs. Many of the borosilicate formulations are for low volume technical applications and are considered to fall into the special glass category.

A further application of borosilicate glass is the production of glass fibre, both continuous filaments and glass wool insulation. In addition to the chemical resistance and low thermal expansion coefficient, the boron trioxide is important in the fiberisation of the glass melt. Typical compositions for glass fibre differ from the composition above. For example, the composition of E-glass is SiO_2 : 52 – 56 %, earth alkali oxides: 16 – 25 %, B_2O_3 : 5 – 10 %, Al_2O_3 : 12 – 16 % plus other minor components. It should also be noted that for continuous filament glass fibre, new low-boron/boron-free formulations are becoming more important.

Special glasses

This is an extremely diverse grouping, which covers the specialised low volume, high-value products, the compositions of which vary very widely depending on the required properties of the products. Some of the applications include: specialist borosilicate products; optical glass, glass for electrotechnology and electronics; cathode ray tubes; fused silica items; glass seals; X-ray tubes; glass solders; LCD panels, sintered glass; electrodes; and glass ceramics. More information on technical glass formulations is given in Chapter 2.

1.2.3 Historical origins

[19, CPIV 1998][22, Schott 1996]

Glassy materials do occur naturally, for example, obsidian is often found in volcanic areas and has a composition comparable to man-made glass. This material, which consists mainly of silicon dioxide, and sodium and calcium compounds, was used by early man to make arrowheads, spearheads and knives. Other natural forms of glass are tektites, formed by the solidification of molten rock sprayed into the atmosphere when meteorites hit the surface of the earth; and fulgurites, formed when lightning hits sand.

Although it is not known when glass was first produced artificially, the oldest finds date back to around 3500 BC. It is thought that glass making originated in Egypt and Mesopotamia, but developed later and independently in China, Greece and Northern Tyrol. Ancient glass manufacture is believed to be linked with the production of ceramics or bronze, where it could have originated as a by-product. Its early uses were as jewellery and for small vessels. Production began to increase significantly from around 1500 BC when larger and more utilitarian items (bowls, containers and cups) were made by moulding glass around a sand or clay core. The first major technical revolution in the manufacture of glass occurred in the first

century AD in Palestine or in Syria with the discovery of the glass blowing pipe. This technique involved taking molten glass on to the end of the blowpipe into which the artisan blew to form a hollow body. This technique allowed the production of a wide variety of shapes and spread across the whole occident, e.g. Italy and France.

Glass manufacturing in Europe developed further in the middle ages, and Venice became the European centre of glass art. In the 14th century, glass workshops were set up all over the continent and at the same time the manufacture of flat glass for glazing developed in France. For centuries, window glass was blown with a glassblowing pipe into large cylindrical bodies, cut up and ironed flat while still hot. Only limited glass quantities could be handled and the window glass was very small. The new technique consisted of blowing a glass sphere with a pipe, which was then opened at the end, opposite where the glass was attached to the pipe, and spun flat. After the discovery of the plate pouring process in 1688 under Louis XIV, large surface mirrors could be created. At the same time, English glass manufacturers developed lead crystal, yielding a glass of high brilliance and pure ring.

In the 18th century, some factories were already producing more than one million bottles per year (around 3 tonnes/day), by manual mouth-blown techniques. During the industrial revolution of the 19th century, technical progress accelerated: furnaces were heated with coal instead of wood; the first automatic machines were used; and blowing was done using compressed air in metallic moulds. At the end of the 19th century, the continuous furnace was invented by Friedrich Siemens, allowing large-scale continuous production and the use of machinery.

Two important steps were taken in the 20th century: the full mechanisation of bottle manufacture with the introduction of the first automatic individual section (IS) machine around 1920, and the invention of the float process for flat glass in 1962. Today, the production of an IS machine can be above 500 bottles/minute and the production of float can be up to 1 000 tonnes/day.

1.3 Container glass

1.3.1 Sector overview

[19, CPIV 1998] [62, CPIV Update for Glass BREF 2007] [64, FEVE 2007] [125, FEVE 2009]

Container glass is the largest sector of the EU glass industry, representing between 50 and 60 % of the total glass production, depending on the reference year. The sector covers the production of glass packaging, i.e. bottles and jars used for packaging food, drink, cosmetics and perfumes, pharmaceuticals and technical products. In 2005, the sector produced 20 million tonnes of container glass from the furnaces operating in the EU-25 and a total of 21 million tonnes in the EU-27. An increase was observed in 2006 and 22 million tonnes were produced in 2007 in the EU-27.

On average, in the EU-15, the output has risen yearly by 0.9 %. The production figures for 2007 confirm an upward trend in growth in the glass industry leading to a 4 % increase in that year. However, the financial crisis and the resulting contraction of consumer demand led in 2008 and 2009 to reductions in production capacity by temporary or permanent closures of furnaces and/or production lines. More importantly it has seriously reduced the industry's ability to access capital and investment.

At the time of writing (2010), there are approximately 70 companies with 170 installations and the sector directly employs approximately 40 000 people. Container glass is produced in 19 of the 27 Member States (see Table 1.2).

The EU-27 output is now accounted for by some large groups (Ardagh Glass, BA Vidro, O-I Europe, Saint-Gobain, Vetropack and Vidrala) and many smaller independent companies and groups which continue to compete effectively, due to the existence of regional and niche markets. Europe is the largest producer of container glass, followed by the US and Japan. The geographical distribution of the sector, with an indication of the share of production for the main Member States is shown in Table 1.2.

Table 1.2: Distribution of container glass installations and production in Member States

Member State	Number of installations	Distribution of EU production in tonnes x 10 ³ ⁽¹⁾			Distribution of EU production % ⁽¹⁾		
		2005	2006	2007	2005	2006	2007
Germany	39	3895	3886	4080	19	19	19
France	24	3784	3828	3722	18	18	17
Italy	32	3543	3549	3621	17	17	17
Spain	20	2144	2148	2222	10	10	10
United Kingdom	13	2081	2160	2244	10	10	10
Poland	17	1088	1120	1230	5	5	6
Portugal	6	1024	1096	1231	5	5	6
The Netherlands	5						
Austria	3						
Czech Republic	5						
Belgium	2						
Greece	2						
Denmark	1						
Sweden	1						
Estonia	1						
Finland ⁽²⁾	1						
Hungary	1						
Slovakia	1						
Romania	1						
Latvia	0						
Lithuania	0						
Cyprus	0						
Bulgaria	0						
Ireland	0						
Slovenia	0						
Malta	0						
Luxembourg	0						
Subtotal 'Others' ⁽³⁾		3164	3085	3239	15	15	15
Total	175	20723	20872	21589			

⁽¹⁾ Data available from FEVE.
⁽²⁾ The plant shut down in 2009.
⁽³⁾ Available data for: Austria, Belgium, Bulgaria, Czech Republic, Denmark, Finland, Greece, Hungary, the Netherlands, Romania, Slovakia and Sweden are consolidated under 'Others' for confidentiality reasons.
Source: [85, Spanish BAT Glass Guide 2007] [125, FEVE 2009]

The most common size for a glass manufacturing installation is between 300 and 600 tonnes per day. The typical distribution of installations within different size ranges, limited to the plants covered by a survey carried out by FEVE (134 installations from a total of 175 in the EU-27), is presented in Table 1.3.

Table 1.3: Number of container glass installations in specified production ranges

Production range (tonnes/day)	<150	150 to 300	300 to 600	600 to 1000	>1000
Number of installations in each range	15	38	56	23	2
Rate (%) of installations in each range	11.2	28.4	41.8	17.2	1.5

Source: [126, FEVE 2009]

1.3.2 Products and markets

[19, CPIV 1998]

Container glass is made from a basic soda-lime formulation and is melted in a fossil fuel fired furnace, or exceptionally an electrically heated furnace. The molten glass is generally formed into the products by automated individual section (IS) machines. Where appropriate, colouring agents are added to the glass and surface coatings are applied to the finished products.

By volume, the most important products of the container glass sector are bottles for wines, beers, spirits, soft drinks, etc. and wide neck jars for the food industry. These products are generally considered commodity items, but another important part of the sector is the production of higher value containers for the pharmaceutical and perfumes/cosmetics industries. The majority of production is sold to customer industries within the EU, which then sell their packaged products into markets in the EU and the rest of the world. The relative importance of the various customer industries varies considerably between Member States. This is reflected in the great diversity of national markets for glass containers and the products they require, particularly in terms of colour, shape, size and design.

There are three broad customer industry sectors. The beverage sector accounts for approximately 75 % of the total tonnage of glass packaging containers. This includes still and sparkling wines, fortified wines, spirits, beers and ciders, flavoured alcoholic beverages, soft drinks, fruit juices and mineral waters. The food sector accounts for about 20 % of the tonnage (mostly jars). This covers a wide range of products, such as: wet and dry preserves, milk and milk products, jams and spreads, sauces and dressings, oil, vinegar, etc. Perfumery/cosmetics, pharmaceuticals and technical product containers (flaconnage), which are generally small bottles, account for the remaining 5 % or so of container glass tonnage.

An important characteristic of the sector is that delivery distances for mainstream beverage bottles and jars are generally limited to a few hundred kilometres, because, for empty containers, the cost of transport is relatively high compared to the sales price. Furthermore, specific local or regional markets exist with characteristic glass containers, particularly in alcoholic beverages (distinct wine regions, whisky, cognac, champagne, and beer), and this has acted against market concentration. Flaconnage, in particular higher value perfume and cosmetic ware, are more exposed to international competition.

On the other hand, the increased growth and influence of global food and drink, pharmaceuticals and cosmetics groups have been mirrored over the period 1997 to 2005 by further concentration and internationalisation of glass industry ownership, coupled with greater specialisation in terms of the glass products supplied (it is more and more unusual for a company to manufacture products in more than one glass sector).

1.3.3 Commercial and financial considerations

[19. CPIV 1998] [63. CPIV Annual report 2007]

The container glass industry is a relatively mature industry serving extremely dynamic markets, which has experienced slow overall growth during the period 1997 to 2006. There are inevitable local or temporary changes, but the overall trend is expected to continue in the medium term. However, competition from alternative packaging materials is expected to continue to challenge the sector.

Although furnaces have long operating lives, the large number of furnaces means that in any one year, a significant portion of capacity will be approaching rebuilds. In the container glass sector, overcapacity tends to be localised and short term. Competition from alternative materials is a significant factor for price levels.

Due to transport costs, most products are sold within 500 km of the production site, and so imports and exports tend to be fairly limited. This is not the case for the perfume/cosmetics industry for which exports can represent over 40 % of production. During 2005, EU exports exceeded imports by around 70 %, i.e. 931 784 tonnes against 262 192 tonnes, but in 2006 exports only increased by 0.5 % and imports by 11.7 %. Total extra-EU trade represents only 4.6 % of the sector production of 20 million tonnes. However, areas on the fringes of the EU can be subject to quite severe competition from non-EU countries, often with significantly lower prices but acceptable quality. This is particularly true for lower value products. It is, however, important to remember that although the containers are sold locally, the goods packaged in glass are often exported in substantial quantities outside the EU (e.g. wines, spirits, beers, perfumes, oil).

There is a wide range of factors that can affect the market for container glass. The main threat is from alternative packaging materials, especially plastics (mainly PET-polyethylene terephthalate), metals (steel and aluminium) and laminated cartons.

The main advantages of container glass are its high chemical resistance and barrier properties (so protecting and preserving the quality of the contents), and aesthetic appeal (transparency, colour, design, etc. for the presentation of goods and the identification of brands), recyclability back into new bottles, resealability, ease of cleaning, and reusability. In addition, the virgin raw materials used for making glass are abundant in nature. The position of glass relative to its competitors varies widely between regions and products, depending on market preferences, costs and packaging developments. The main disadvantages of glass are its weight and the risk of breakage.

Other important factors are associated with fluctuations in the demand for the packaged products. For example, changes in consumer habits, such as the trend towards the consumption of lower volumes but of higher quality wines. Climatic factors which affect the size of wine harvests and the consumption of beer and soft drinks during the summer periods can also be important. Fluctuations in foreign exchange rates and the prevailing local economic climate will affect the demand for high-value items such as perfumes and spirits.

Glass making is a capital-intensive industry and this restricts entry into the market to fairly large enterprises with substantial financial resources. The long-term slow growth means that although new furnaces are being constructed, they tend to be built by companies already operating in that region, or by other existing companies entering that region. Much of the growth in sales will be met by upgrading existing plants at scheduled rebuilds. Overall there is a trend of transfer of ownership of smaller companies to large companies.

The investment cycle is long. In general, container glass furnaces operate continuously, or with one or two minor repairs, for over 20 years, after which time they are rebuilt with either partial or total replacement of the structure depending on its condition. The straightforward rebuild of a medium sized furnace (around 250 tonnes per day) will cost in the region of EUR 3 to 5 million or more. The actual expenditure can be significantly higher, because the rebuild can be a convenient time to implement any upgrades to the process. A new plant of comparable size on a green field site would cost in the region of EUR 40 to 50 million including infrastructure and services.

1.3.4 Main environmental issues

The main environmental issue associated with container glass production is that it is a high temperature, energy-intensive process. This results in the emission of combustion products and the high-temperature oxidation of atmospheric nitrogen, i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and nitrogen oxides. Furnace emissions also contain dust (arising from the volatilisation and subsequent condensation of volatile batch materials) and traces of chlorides, fluorides and metals present as impurities in the raw materials. Technical solutions are possible for minimising all of these emissions, but each technique has different financial and environmental implications associated with it.

Major environmental improvements have been made within the sector, giving rise to substantial reductions in furnace emissions and energy usage. In particular, advances have been made with primary emission reduction techniques for oxides of nitrogen and sulphur dioxide.

Waste levels within the sector are very low. Indeed continued development within the sector has been the increased use of recycled glass (cullet). In 2008, the average rate of utilisation of post-consumer cullet within the EU container glass sector is approximately 50 % of the total raw material input, with some installations utilising 80 % or more recycled glass. Some product types, where a high degree of colourlessness is required, e.g. in certain perfume or luxury cosmetics, but also spirit markets, post-consumer recycled glass may not be employed to a significant extent, due to coloured glass impurities.

A distinct advantage of glass over alternative packaging materials is the ease of recycling and reuse. In general, container glass production should not present significant water pollution problems. Water is used mainly for cleaning and cooling and can be readily treated or reused.

1.4 Flat glass

1.4.1 Sector overview

[19, CPIV 1998] [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007] [127, Glass for Europe 2008]

Flat glass is the second largest sector of the glass industry in the EU-27, which represented around 26 % of the total glass production in 2005, 28 % in 2006 and 29 % in 2007. The sector covers the production of float glass and rolled glass. Float glass represents the main product; while rolled glass is only about 3.5 % of the total and is declining, while the production of float glass has increased over the years.

In 2007, the sector produced approximately 9.5 million tonnes of glass from the 58 float tanks operating in the EU-27. There are nine manufacturers of float glass and four rolled glass manufacturing plants operating in the EU-27. Flat glass is produced in 16 Member States.

In 2007, the sector directly employed approximately 17000 people in the manufacture of flat glass. On average, flat glass output annual growth is in the order of 2 – 3 %.

Flat glass manufacture is a worldwide business including four major groups; in order of worldwide capacities, they are: Asahi Glass (AGC Flat Glass Europe), NSG (Pilkington, UK), Saint-Gobain (France) and Guardian Industries (US).

Information regarding the ownership of float tanks is shown in Table 1.4 and in Table 1.5 below (EU-27, 2007).

Table 1.4: Owners and locations of float tanks in the EU-27 in 2007

Company	Number of tanks	Locations
Saint-Gobain	16	Germany (4), France (3), Belgium (2), Spain (2), Italy (1), Portugal (1), United Kingdom (1), Poland (1), Romania (1)
AGC Flat Glass Europe	13	Belgium (4), France (2), Italy (2), Netherlands (1), Czech Republic (3), Spain (1)
Pilkington	12	Germany (4), United Kingdom (3), Italy (2), Finland (1), Sweden (1), Poland (1)
Guardian	8	Luxembourg (2), Spain (2), Germany (1), United Kingdom (1), Hungary (1), Poland (1)
Euroglas	3	France (1), Germany (2)
Manfredonia Vetro/Sangalli	1	Italy (1)
Sisecam	1	Bulgaria (1)
Interpane	1	France(1)
Ges Scaiени	1	Romania (1)
Total	56	

Table 1.5: Joint ventures of float tanks in the EU-27 in 2007

Company	Number of tanks	Locations
AGC Flat Glass Europe/Scheuten	1	Belgium
Saint-Gobain/Pilkington	1	Italy

The geographical distribution of the sector and the range of installation sizes are shown in Table 1.6 and Table 1.7.

Table 1.6: Number of float tanks in Member States in 2007 in the EU-27

Member State	Number of float tanks	% distribution of EU production
Germany	11	19.0
France	7	12.1
Italy	7	12.1
Belgium	7	12.1
United Kingdom	5	8.6
Spain	5	8.6
Poland	3	5.2
Czech Republic	3	5.2
Luxembourg	2	3.45
Romania	2	3.45
Finland	1	1.7
Netherlands	1	1.7
Portugal	1	1.7
Sweden	1	1.7
Hungary	1	1.7
Bulgaria	1	1.7
Total	58	100
<i>Source: [127, Glass for Europe 2008]</i>		

Table 1.7: Percentage of float capacity in specified ranges

Capacity range (tonnes/day)	% Capacity in each range in the EU-27
<400	1
400 to 550	37
550 to 700	48
>700	14

1.4.2 Products and markets

[19, CPIV 1998] [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]

There are two types of flat glass produced in the EU; rolled glass and float glass. Although strictly there are other types of flat glass, they are not considered to fall within this sector, either because they are covered within the special glass sector or they do not meet the production criterion of 20 tonnes per day specified in Directive 2008/1/EC. The majority of rolled glass is patterned or wired glass and accounts for around 3.5 % of the total sector output. Patterned glass is used for horticultural greenhouses, for decorative purposes and in applications where light is dispersed, for example for glass partitions, bathroom windows and for photovoltaic panels. Float glass makes up the other 95 % of output and is used principally in the building and automotive industries.

Prior to the invention of the float glass process in 1962 by Pilkington, there were two main types of unpatterned glass: sheet glass and plate glass. The most widely used method for producing sheet glass was the Pittsburgh process, which involves drawing glass vertically from the tank. A refractory guidance device is placed in the glass at the drawing location and cooled grippers receive the glass. The glass passes through an annealing shaft about 12 m long and is then cut to shape. Prior to the availability of float glass, plate glass was the highest quality glass available. Plate glass is produced from rolled glass or thick sheet glass by grinding and polishing the glass using rotating discs on large tables or conveyors. The twin process involves polishing the glass on both sides at once. The grinding and polishing process generates large amounts of solid waste for disposal.

The advantages of the float process (economy, product range, low waste and quality) are such that, since its introduction in 1962, sheet glass and plate glass have gradually been replaced and are no longer produced within the EU. Some rolled glass products are still polished for specialist applications, and diminishing levels of sheet glass and plate glass are still produced in some parts of the world. For the purposes of this document, sheet glass and plate glass manufacture can be considered essentially obsolete techniques.

The most important markets for float glass are the building and automotive industries. The largest of these markets is the building industry which accounts for 75 to 85 % of output, and the majority of the remaining 15 to 25 % is processed into glazings for the automotive industry. Some glass is simply cut to size and used directly, but the majority of flat glass production is processed into other products. For the automotive industry, these are laminated windscreens, side and rear glazings, and sunroofs. The main processed product for the building industry is insulated glazing in the form of double or triple glazed units, often with one layer of coated glass. These glazed units account for 40 to 50 % of the building market with the remainder being made up of silvered, coated, toughened, and laminated products which each make up 10 to 15 %.

1.4.3 Commercial and financial considerations

[19, CPIV 1998] [63, CPIV Annual report 2007] [127, Glass for Europe 2008]

On average, total extra-EU trade represents about 15 % of EU production with a slightly positive balance of trade. In the region of 10 % of production is exported to non-EU countries and a similar but generally lower figure (6.3 % in 2006 for unprocessed glass) is imported into the EU market, predominantly from Far East Asia. This summary is true for both unprocessed and processed glass. Flat glass is expensive to transport and it is desirable to supply customers as close to the manufacturing site as possible. However, with 58 float lines in operation in 2007 in the EU and the intense competition between companies, the distances the glass is transported can be substantial, but is ultimately limited by cost. The vast majority of glass manufactured and processed in the EU is sold in Western Europe.

After some years of rather low and diminishing imports, since 2005 the quantity of float glass imported from outside the EU-27 has sharply increased up to twice as much as in the past. During 2007, a historic peak in imports was observed with total extra-EU imports representing approximately 11 % of the total EU production, predominantly from China. For the same year, the extra-EU exports represented 10.5 % of the total EU production. Due to large overcapacity in China, those imports are expected to continue rising in the near future. Other large importers to Europe are Turkey, the US, Indonesia, Israel and Russia.

Basic flat glass production is a mature, cyclical, and essentially a commodity business. Between 1986 and 2000 the sector showed a substantial annual growth between 2 and 3 %. The trend of growth has been confirmed during the period 2000 – 2006, for both the EU-15 and the EU-27. However, overcapacity in the sector has led to severe price pressure, with glass prices falling in real terms. Prices can fluctuate between markets but have been particularly low in Germany, the largest producer. Demand for flat glass is particularly sensitive to economic cycles because it is heavily dependant on the building and automotive industries. During periods of economic growth and a high demand for flat glass, it can be quite a prosperous business, during economic downturns or recession the opposite can be true.

Capacity utilisation has been around 90 % in the period 2000 – 2007. The general opinion within the industry is that long-term profitability requires capacity utilisation in excess of 90 %. The estimated evolution of the capacity utilisation of existing float tanks in the EU-27 and the surplus production are presented in Table 1.8.

Table 1.8: Estimated evolution of the capacity utilisation and surplus float glass production within the EU-27

Year end	Saleable capacity	Worldwide sales of EU-27 producers	Capacity utilisation on EU-27 manufacturers' sales worldwide	
			Surplus	Utilisation
	Thousand tonnes	Thousand tonnes	Thousand tonnes	%
2007	9 576	8 921	655	93.16
2008 ⁽¹⁾	9 709	9 141	568	94.15
2009 ⁽¹⁾	10 319	9 516	803	92.22
2010 ⁽¹⁾	10 808	9 938	870	92.00
⁽¹⁾ Estimated data				
Source: [127, Glass for Europe 2008]				

Flat glass manufacture and float glass in particular is a very capital-intensive activity requiring substantial financial resources, long-term investment and highly technical skills. For this reason there are a limited number of large international manufacturers. Smaller producers do exist although they are not common.

Float glass furnaces operate continuously for 12 to 15 years (or longer in some cases), after which time they are rebuilt with either partial or total replacement of the structure depending on its condition. A major rebuild would cost EUR 30 – 50 million and a new float line (typically 500 tonnes per day) would cost in the region of EUR 100 – 150 million.

1.4.4 Main environmental issues

[65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]

The main environmental issue associated with flat glass production is that it is a high temperature, energy-intensive process. This results in the emissions of combustion products and the high-temperature oxidation of atmospheric nitrogen, i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and nitrogen oxides. Furnace emissions also contain dust (arising from the volatilisation and subsequent condensation of volatile batch materials) and traces of chlorides, fluorides and metals present as impurities in the raw materials. Technical solutions are possible for minimising all of these emissions, but each technique has different financial and environmental implications associated with it.

Waste glass generated on site is recycled to the furnace and the sector has made significant improvements in the recycling of processed and post-consumer waste. Flat glass cullet is a useful raw material for other parts of the glass industry, particularly the container glass and insulation wool sectors, and it is estimated that up to 95 % of waste glass from processing is recycled in some way. In general, flat glass production should not present significant water pollution problems. Water is used mainly for cleaning and cooling and can be readily treated or reused.

Major environmental improvements have been made in flat glass production, emissions have been reduced substantially by means of primary and secondary measures and reductions of specific energy consumption have been achieved. From 1960 to 1995, energy consumption has been reduced by 60 %, while during the period 1996 – 2006, a further reduction of about 20 % was achieved. The theoretical minimum for glass melting is 0.76 MWh/tonne (equivalent to 2.74 GJ/tonne) and significant development in technology would be necessary for further improvements [128, ECORYS 2008]. The observed minimum values for specific energy consumption are about 5 GJ/tonne, at the beginning of a furnace campaign (see Section 3.4.5). In considering the overall environmental impact of the flat glass sector, it is useful to consider some of the environmental benefits associated with the products. For example, the total energy balance associated with the production of glazing includes both the energy consumed in its manufacture and its impact on the energy consumed by the building where the glazing is utilised throughout the period it is installed (say 30 years).

The building sector accounts for at least 40 % of the EU energy consumption, half of which is used to heat homes. The upgrading of existing and new buildings in Europe, by substituting ordinary or double glazing with low-emissivity double glazing significantly enhances heat insulation. Heat losses are reduced to less than 20 % compared with single glazing, and to less than 40 % compared with normal double glazing. This can make a significant impact on the use of energy in buildings.

Advanced products for the automotive market help to reduce fuel consumption by saving weight, and to reduce air conditioner load by the use of solar control glasses.

The estimated reduction of energy consumption for heating that could be achieved by promoting the use of high-performance, low-energy or triple glazing in all new and existing buildings in the EU-27 is equivalent to 975 000 TJ of energy per year, corresponding to as much as 97 million tonnes of CO₂ emissions per year. [159, Glass for Europe 2009]

An additional reduction of CO₂ emissions between 15 and 80 million tonnes per year has been estimated as the possible result of the application of solar control glass in buildings equipped with air conditioning. [160, Glass for Europe 2008]

During the lifetime of the glass, the reduction in CO₂ emissions achieved by using energy-efficient glass products will outweigh by far those created in manufacturing the glass.

References

[GEPVP: 'LOW-E GLASS IN BUILDINGS - Impact On The Environment & On Energy Savings - Contribution of the flat glass industry towards reducing greenhouse gas emissions & energy consumption in the EU-15' (2000)]

[GEPVP: 'ENERGY & ENVIRONMENTAL BENEFITS from Advanced Double Glazing in EU Buildings' (March 2005)]

[ECOFYS: 'Impact of the improvement of thermal insulation (CTE2) on the CTE' (July 2004)]

[TNO Report: 'Impact of Solar Control Glazing on energy and CO₂ savings in Europe' (July 2007)]

1.5 Continuous filament glass fibre

[66, APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007] [67, APFE Plant survey 2007]

1.5.1 Sector Overview

[19, CPIV 1998]

The production of continuous filament glass fibre is one of the smallest sectors of the glass industry in terms of tonnage, but the products have a relatively high value to mass ratio. This sector covers the manufacture of continuous glass filaments, which are converted into other products. It is distinct from the manufacture of glass fibre insulation, which is made by a different process and is generally termed 'glass wool'.

In 2005, the sector produced 933400 tonnes of fibre from the 34 furnaces operating at the 17 sites in the EU-25 to make principally E-glass and a small amount of C and AR glass fibres. In 2005, the sector directly employed 6500 people.

The sector showed good growth from 1997 to 2007 taking into consideration the increase in the four new production installations in Latvia, the Czech Republic and Slovakia. There were seven producers in the EU: Ahlstrom, Johns Manville, Lanxess, P-D Oschatz, Owens Corning, PPG and Saint-Gobain Vetrotex. In 2007, Owens Corning acquired Saint-Gobain Reinforcements and Composites business to form OCV Reinforcements. As a condition of the acquisition, it was necessary to divest two sites from the newly formed OCV Company into a newly formed company known as 3B-Fibreglass. Saint-Gobain retained its Textile Solutions business as a separate organisation. The largest of these is now OCV Reinforcements with plants in France, Germany, Italy, Belgium and Spain. The next largest producers in the EU are PPG, 3B and Johns Manville with plants throughout the EU-25.

On a global basis in 2005, the US was the largest producer with over 40 % of worldwide output, and Europe and Asia each accounted for 20 to 25 % respectively. The world's largest producer is Owens Corning followed by Vetrotex and PPG. The geographical distribution of the sector and the range of furnace sizes are shown in Table 1.9 and Table 1.10.

Table 1.9: Number of continuous filament installations and furnaces in Member States

Member State	Number of installations	Number of furnaces (in operation in 2005)	EU-25 production	
Germany	3	5		
Belgium	2	5		
Czech Republic	2	4		
France	2	4		
Italy	2	3		
Finland	1	3		
Slovakia	1	3		
The Netherlands	1	2		
United Kingdom	1	2		
Spain	1	2		
Latvia	1	1		
Total	17	34		933 400 tonnes in 2005

Table 1.10: Number of continuous filament furnaces in specified production ranges

Production range (tonnes/day)	<50	50 to 100	>100
Number of furnaces in each range (2005)	11	11	12

1.5.2 Products and markets

[19, CPIV 1998] [66, APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]

Continuous filament glass fibre is produced and supplied in a variety of forms: roving, mat, chopped strand, textile (yarn), tissue, and milled fibre. The main end use (approximately 90 %) is the production of composite materials (glass-reinforced plastic, GRP), by reinforcement of both thermosetting and thermoplastics resins. Composites are used in a wide variety of industrial applications within the EU due to their high strength to weight ratio, light weight and corrosion-resistant properties. New applications are being developed continuously.

The main markets for composite materials are the building industry, the automotive and transport sectors, and the electrical and electronics industry. Other uses are in pipes and tanks, agricultural equipment, industrial machinery, and in the sports, leisure and marine sectors.

A rapidly growing market for glass fibre composites is renewable energy and wind energy in particular. The second most important end use is the manufacture of textiles that are used in similar markets to composites though clearly for different applications. The main market for glass textiles is the electronics industry where they are used in the production of printed circuit boards. This manufacture of textiles has been rapidly shifting to Asia for competitiveness reasons.

The sector has a wide and increasingly diverse customer base with substantial international trade. This global trade reduces the impact of fluctuating economic performance between specific markets or geographical regions. It does, however, increase vulnerability to competition from lower cost regions.

1.5.3 Commercial and financial considerations

[19. CPIV 1998] [66. APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]

The continuous filament glass fibre sector shows good growth over the longer term. Its products have relatively high value, are readily transported and there is significant international trade. Although demand for the products is increasing, there is very strong competition which places pressure on prices, and limits profitability. Average capacity utilisation in 2005 was around 95 %.

In 2005, exports and imports were 27 % and over 44 % of EU output respectively, representing a negative balance of trade and an increasing import penetration mainly from Asia.

Continuous filament glass fibre manufacture is a very capital-intensive activity requiring substantial financial resources, long-term investment and employees with highly technical skills. For this reason there are a limited number of large international manufacturers and a few smaller producers.

Furnaces in this sector operate continuously for 8 to 12 years, after which time they are rebuilt with either partial or total replacement of the structure depending on its condition. The rebuild of a medium sized furnace (around 75 tonnes per day) will cost in the region of EUR 8 million. A new plant of comparable size on a green field site would cost in the region of EUR 75 million to 90 million including infrastructure and services.

1.5.4 Main environmental issues

[66. APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]

The production of continuous filament glass fibre is a relatively low waste activity compared to many industrial activities. However, the production of fine fibres can cause breakages, which in turn leads to a higher level of waste per tonne of product than the glass industry average. In 2005, there was evidence of a reduction in the amount of glass melted going to landfill, some through conversion efficiency improvements and some via recycling back into the process. Recycling back to fibreglass furnaces is still a major difficulty but there is evidence of greater activity to overcome these difficulties.

In general, glass filament production does not present major water pollution problems. Water is used mainly for cleaning and cooling, but there are potential emissions associated with the use of coating materials. Emissions can arise from coating preparation and handling, throw-off from winding and secondary processing operations. Emissions can be minimised by use of appropriate techniques for handling and spillage containment, and residual levels of pollution can be treated with standard techniques.

The main environmental issue associated with continuous filament glass fibre production is that it is a high-temperature, energy-intensive process. This results in the emissions of combustion products, and the oxidation of atmospheric nitrogen, i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and nitrogen oxides. Furnace emissions also contain dust (arising from the volatilisation and subsequent condensation of volatile batch materials) and traces of chlorides and metals present as impurities in the raw materials. The resulting dust, separated by filtration from the flue-gases, in most cases is not recycled back to the furnace, due to the carryover phenomena and to the presence of aggressive/corrosive components such as sodium chloride (NaCl).

Due to the nature of the fiberising process, varying levels of fluorides are sometimes used in the batch, which can give rise to emissions of hydrogen fluoride. This is a complex issue that is discussed in detail in Chapter 4. Technical solutions are possible for minimising all of these emissions, but each technique has associated financial and environmental implications. Major

environmental improvements have been made in glass filament production, emissions have been reduced substantially and reductions have been made in energy consumption.

In considering the overall environmental impact of the sector, it is useful to consider some of the environmental benefits associated with composite materials, which are the main end use for glass filaments. In addition to their numerous technical benefits, composite materials generally use much less energy to produce than the materials they replace, particularly steel and aluminium. They provide a weight reduction in transport applications, (which contributes to fuel savings) and they have a longer service life due to their high resistance to corrosion.

More recently they have contributed to the successful development of large commercially-viable wind farm structures, especially the blades, making a valued and major contribution to the renewable energy industry and the global CO₂ reduction effort.

1.6 Domestic glass

1.6.1 Sector overview

[28, Domestic 1998] [68, Domestic Glass Data update 2007]

The domestic glass sector is one of the smaller sectors of the glass industry with approximately 4 % of total output. This sector covers the production of glass tableware, cookware and decorative items, which include drinking glasses, cups, bowls, plates, cookware, vases and ornaments. The manufacture of domestic glass is very widely distributed across the EU with more than 300 installations, of which there are more than 120 in Italy and about 70 in Poland.

Approximately, 60 installations meet the production criterion of 20 tonnes per day, as total melting capacity for the installation comprising one or more furnaces, as specified by Directive 2008/1/EC, and these account for the majority of EU production. In 2006, total production was about 1.46 million tonnes for the EU-27.

The largest domestic glass manufacturers in Europe are Arc International (France), Bormioli Rocco e Figlio, Bormioli Luigi, and RCR Cristalleria Italiana (Italy), Durobor (Belgium), Duralex (France), Pasabahce (Bulgaria), Riedel Nachtmann (Germany), Waterford Crystal (Ireland), Zwiesel (Germany), and Libbey (Portugal). As mentioned above, there are many smaller companies, which often specialise in higher value-added products (lead crystal, etc.).

The geographical distribution of the sector, together with the estimated share of production, and the range of installation sizes are shown in Table 1.11 and Table 1.12.

Table 1.11: Number and distribution of IPPC domestic glass installations in Member States in 2006

Member State	Number of installations above (20 t/d)	Approximate % of EU production
France	7	26.9
Germany	8	22.2
Italy	7	11.7
Spain	5	10.1
Poland	4	5.5
Czech Republic	8	5.2
The Netherlands	1	4.8
Slovakia	3	3.0
Belgium	1	1.7
Portugal	1	1.6
Greece	2	1.6
Bulgaria	1	1.3
Hungary	2	1.2
Ireland	1	1.1
Austria	4	0.6
Sweden	1	0.5
Finland	1	0.5
Slovenia	2	0.2
United Kingdom	1	0.2
Total	60	1 463 000 tonnes in 2006

Source: [68, Domestic Glass Data update 2007]

Table 1.12: Number of domestic glass installations in specified production ranges in 2006 (estimated)

Production range (tonnes/day)	<20	20 to 100	>100
Number of installations in each range	>240	41	19

Source: [68, Domestic Glass Data update 2007]

1.6.2 Products and markets

[28, Domestic 1998]

The domestic glass sector is very diverse in its products and the processes utilised. Products range from bulk consumer goods to high-value lead crystal decanters and goblets. Product forming methods include manual methods (blowpipes and cutting) and completely automated machines. The basic products are outlined in Section 1.6.1, with drinking glasses accounting for over 50 % of output.

The majority of products are made from soda-lime glass, which can be clear or coloured. Lead crystal and crystal glass formulations are used to produce glasses, decanters and decorative items with high brilliance and density. Opal glass is used to produce cups, plates, serving dishes, and ovenware. Borosilicate domestic glass is perhaps better known by some of the common trademarks, namely Duran (Schott) and Pyrex (Arc International), and the main products are cookware and heat resistant tableware. In some cases, products made of these different glass formulations are tempered in order to increase their resistance to mechanical and thermal shocks. Glass ceramic products are used for high-temperature applications, principally cookware, and can withstand high levels of thermal shock.

The end user customer base is clearly extremely broad but immediate sales are generally to large retailers and wholesalers, although some producers do also sell directly to the public.

Different parts of the market are affected by a wide range of factors. Customer tastes and social trends are very important. For example, the trend towards more casual dining particularly in Europe has resulted in a higher demand for cheaper medium quality items, and the demand for coloured glass varies with time and region. It is important for the manufacturer to keep ahead of these changes and to respond accordingly; therefore, flexibility is an important part of the manufacturing operation.

As a consequence, domestic glass formulations must be tailored to specific products and processing requirements. Even basic soda-lime formulations can show significant differences from other soda-lime formulations such as container or flat glass.

Increased mechanisation in lead crystal production has led to the production of cheaper items with quality close to that of handmade items. However, this type of high-value product is particularly sensitive to customer perception and the crucial handmade label still commands a higher price. This means it is unlikely that handmade items will be restricted (in the medium term at least) to individually commissioned products.

1.6.3 Commercial and financial considerations

[28, Domestic 1998]

In common with most sectors of the glass industry, the domestic glass sector is an established mature business that experiences modest long-term growth in demand. Domestic glass products are readily transported and there is substantial international trade both between Member States and outside the EU. The main threat to this sector is competition in the domestic markets from increased imports, and greater competition in the important export markets. This increased competition has led to severe pressure on prices and therefore restricted profitability. In 2005, exports and imports represented 26 % and 28.5 % respectively of EU output, in tonnage terms. Although this represents a fair overall balance of trade, the majority of imports were from Far East Asia and Turkey, which greatly outweighed EU exports into these regions.

As in other sectors of the industry, large scale glass making is very capital intensive requiring substantial long-term investment. This is reflected in the small proportion of domestic glass manufacturers producing more than 20 tonnes per day. Although these few companies produce the majority of the EU output, the domestic glass sector is unusual in that there are a large number of smaller, less capital-intensive installations often specialising in high-value handmade items or niche markets. These small amounts of glass can be produced in pot furnaces and day tanks, which are relatively cheap to build and operate, but could never compete economically in high volume markets.

The domestic glass sector utilises a wide range of furnace sizes and types and the furnace repair interval will vary accordingly. Large fossil fuel furnaces will run for 5 to 8 years before a major repair is needed. For electrically heated furnaces, it will be 3 to 6 years and for pot furnaces 10 to 20 years, with the pots being replaced every 3 to 12 months. For a typical electrically-heated 30 tonnes per day lead crystal furnace, a major repair (excluding forming machines) would be in the region of EUR 2 million, and a new furnace EUR 8 million. For a typical fossil fuel fired 130 tonnes per day soda-lime furnace, a major repair (excluding forming machines) would be in the region of EUR 4 million, and a new furnace EUR 12 million.

1.6.4 Main environmental issues

In general, the raw materials for domestic glass production are relatively harmless natural or man-made substances. The exception to this is the production of lead crystal or crystal glass, which involves the use of lead oxide and sometimes antimony or arsenic trioxide, which require careful handling and storage to prevent emissions. The sector produces relatively low levels of waste and most internally-produced cullet is recycled. Where this is not possible, due to quality restrictions, the cullet is usually recovered or recycled by the container glass sector (except lead crystal and crystal glass). In general, the use of external cullet in the process is not practicable, due to the same quality considerations mentioned above.

Most types of domestic glass production should not present major water pollution problems. Water is used widely for cleaning and cooling and can be readily recycled or treated. However, the use of more toxic compounds in lead crystal or crystal glass production provides a higher potential for pollution. Emissions can be minimised and residual levels of pollution can be treated with standard techniques.

As for the other glass sectors, the main environmental issue associated with domestic glass production is that it is a high temperature, energy-intensive process. For fossil fuel furnaces this results in the emissions of products from combustion and from the high-temperature oxidation of atmospheric nitrogen, i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and nitrogen oxides. Furnace emissions also contain dust and traces of chlorides, fluorides and metals deriving from the volatilisation and subsequent condensation of volatile materials present in the batch formulation. The use of specific raw materials applied to give particular characteristics to the final product can give rise to the emission of hydrogen fluoride from opal glass produced with raw materials containing fluorine, boron compounds from borosilicate glasses, nitrogen oxides from the use of nitrates, etc. Where acid polishing is carried out, there are associated air, water and waste issues to consider.

Technical solutions are possible for minimising all of these emissions, but each technique has associated financial and environmental implications. In recent years, environmental improvements have been made, with emissions and energy consumption being reduced significantly.

1.7 Special glass

1.7.1 Sector overview

[26, Special 1998] [73, Special Glass Proposal 2007]

In 2005, the production of the special glass sector was around 2.1 % of the glass industry output, and in terms of tonnage was the fifth largest sector. Without water glass, the sector produced 0.770 million tonnes of products (see Table 1.13) but, the whole production capacity was 1.29 million tonnes.

Special glass is an extremely broad sector covering a wide range of products of relatively great value such as: cathode ray tubes (CRT) glass (panels and funnels), lighting glass (tubes and bulbs), borosilicate glass tubes, laboratory and technical glassware; borosilicate and ceramic glasses (cookware and high-temperature domestic applications) and optical glass, quartz glass, glass for the electronics industry (e.g. LCD panels).

There is a degree of overlap between the special glass sector and other sectors of the glass industry, particularly the domestic glass sector for some borosilicate and glass ceramic products. This is not considered to be a significant issue since the products involved only represent a minor part of the sector output.

In 2005, glass tubes and bulbs accounting for 53.5 % and CRT glass accounting for about 21.7 % of the total capacity represented the main production of the special glass sector.

Between 2005 and 2007, seven plants located in the UK, France, Germany, Lithuania, and the Czech Republic, producing CRT panels and funnels closed, leaving only one CRT glass manufacturer in Europe, with one plant owned by Indian private conglomerate Videocon, located in Poland.

While lighting glass, borosilicate glass and glass ceramics are normally above the threshold of 20 tonnes per day, as specified in the Industrial Emissions Directive 2010/75/EU, most small producers of the low-volume specialist products, such as optical glass and glass for the electronics industry, often fall below this threshold.

There are some integrated installations that produce a wide range of low and higher volume products, and in these cases total production may be above the threshold level of 20 tonnes per day.

Although usually considered to be part of the chemical industry, water glass (sodium silicate) can be produced by melting sand and soda ash. This activity fits the definitions in Sections 3.3 and 3.4 of Annex I to Directive 2010/75/EU. For the purposes of the original glass BREF adopted in 2001, this activity was considered to fall within the special glass sector but this production is now covered in the Large Volume Inorganic Chemicals - Solids and Others Industry (LVIC-S) BREF [<http://eippcb.jrc.es/reference/>].

1.7.2 Products and markets

[26, Special 1998] [73, Special Glass Proposal 2007]

Table 1.13 shows the relative outputs of each part of the sector. CRT glass, and glass tubes plus bulbs account for almost 80 % of capacity.

Table 1.13: Special glass sector breakdown for the year 2005

Glass type	Production (tonnes)	Capacity (tonnes/yr)	Sector capacity (%)
CRT glass (panel and funnel)	230 000	280 000	21.7
Glass tubes and bulbs	384 000	692 000	53.5
Borosilicate glass (excluding tubes)	50 000	90 000	7.0
Other lighting glass (excluding quartz, tubes and bulbs)	30 000	60 000	4.6
Glass ceramics	55 000	120 000	9.3
Quartz glass	5 000	15 000	1.2
Optical glass	6 000	10 000	0.8
Other glass types	10 000	25 000	1.9
Total special glass	770 000	1 292 000	100.0
N.B. Water glass is now included in the Large Volume Inorganic Chemicals-Solids and Others Industry (LVIC-S) BREF			
Source: [74, Special Glass breakdown 2007]			

The most important products and markets for special glass are described below.

Cathode ray tubes (CRT) glass and flat panels

The fall of the CRT funnels market coincides with the rapid growth of flat panel glass production, in particular for TV applications and computer monitors. Most of the plants are located close to major production sites of LCD panels, i.e. in Asia. The technology used is either float or vertical draw. So far only one float plant has been built in Europe by Schott AG in Germany for the production of glass panels. In 2008, the plant was still in a stage of extensive sampling with customers rather than in a full business phase.

Lighting glass

The production volume of lighting glass remains large. This sector includes incandescent and fluorescent lighting (both for domestic and public applications), halogen lights and automotive headlights. This last use is decreasing as glass headlights are being replaced by polymer materials. Lighting is globally a mature business but is still slightly eroded by imports from the Far East. Small but high in added value are the reflectors and heat/UV protection filters for video projectors.

Glass tubing

The production of glass tubes is mainly driven by pharmaceutical and medical applications. Although it has been said that in the long-term, polymers may threaten the business, the markets keep growing a few percentage points per year, and European manufacturing sites were working at full capacity in 2005 and are continuing to do so.

In addition to the pharmaceutical applications, glass tubes are also produced for lighting glass and bulbs. The production is widely distributed in the EU, with the highest output in Germany. There are 11 companies producing these types of products: Schott, Osram, and Technische Glaswerke Ilmenau (Germany); Philips (the Netherlands); Demaglass (UK); Gerresheimer Pisa and Neubor Glass (Italy); Lawson Mardon Wheaton (France); Averti (Spain); EMGO (Belgium), General Electric (Hungary).

Glass ceramics

The production of glass ceramics keeps growing at a pace of about 10 % a year (so the production figures have nearly doubled since 1997), with a major market represented by cooktops and fireplace windows. Two companies in Europe (Schott, Germany and Keraglass, France) produce the ‘green glass’, exclusively in Europe, generally at a high temperature and with high-melting technology. When articles are sold outside Europe, they are shipped as green glass while finishing, i.e. ‘ceramising’ and decoration, is done close to the appliance maker (e.g. US, China). Some companies also melt green glass in China but so far the products do not match the design and quality standards of the European quality.

Borosilicate glass excluding tubes

The use of borosilicate glass in consumer products (e.g. coffee pots, cookware, microwave trays laboratory equipment and components for chemical plants) represents a very mature sector. At the time of writing (2010), part of the market is supplied by low-wage countries, and laboratory glassware has been more and more jeopardised by polymers and disposable alternatives. Recently, the high cost of raw materials for the production of polymers is inverting this tendency with a better performance of borosilicate glass in capturing back the market. A new growing application for borosilicate glass is represented by the use of tubes in hosting solar energy receivers, either directly or after concentrating the solar energy by reflecting panels in solar power plants.

Optical and ophthalmic glass

Optical and ophthalmic glass making are two mature businesses; nevertheless the levels of production in Europe have been maintained reasonably well, due to some technical barriers. The share of ophthalmic polymers is still progressing. However, in some areas of the world, a significant part of the market is still covered by glass. In the optical field, numerous demanding applications remain fulfilled only by glass products. The sector is very segmented, with small individual tonnages, characterised by several compositions and formulations, with high added value requiring special raw materials often unique for providing characteristics to the glass.

Furnaces range from 20 – 200 tonnes/day for soda-lime glasses and 20 – 50 tonnes/day for borosilicate glasses. Soda-lime furnaces are predominantly cross-fired regenerative furnaces and borosilicate furnaces are largely electrically-heated furnaces with some recuperative and some oxy-fired furnaces. Table 1.14 shows the main installations in the EU producing special glass.

Table 1.14: Geographical distribution of main special glass production in EU

Member State	Type of production	Installations
Germany	Glass tubes/bulbs/glass ceramics	3
	Flat panels	1
Poland	CRT glass	1
	Glass bulbs	1
	Borosilicate cookware	1
France	Glass tubes/bulbs/glass ceramics	2
Italy	Glass tubes	2
Belgium	Glass tubes/bulbs	1
The Netherlands	Glass tubes/bulbs	1
UK	Glass tubes/bulbs	1
Spain	Glass tubes/bulbs	1
Hungary	Glass bulbs/lighting elements	6
Austria	Headlights	1
Total		22

1.7.3 Commercial and financial considerations

[26, Special 1998] [19, CPIV 1998] [73, Special Glass Proposal 2007]

The types of special glass range from mature established businesses to those serving highly developing markets, with some companies operating in a wide range of markets. Growth, profits and outlook can vary widely for each part of the sector. For example, in 1996, CRT glass production for computer monitors showed very high growth in Europe, while the demand for optical glass in Europe was stagnant due to competition from alternative materials. Overall sector growth between 1986 and 1996 was steady with the value of production rising from EUR 1 750 to 2 760 million. This situation was totally different in 2005 with the falling demand for CRT funnels and the increase in the flat panels market.

In 2005, EU exports of special glass were 8 1716 tonnes and imports were 90 773 tonnes, giving a significant trade deficit. The highest level of imports (about 45 %) was from Far East Asia, with 21.4 % from China.

Large-scale glass making is very capital intensive requiring substantial long-term investment and technical skills. This is reflected in the limited number of special glass manufacturers in the EU producing more than 20 tonnes/day. Although these few companies produce the majority of the EU output, the special glass sector has a large number of smaller, less capital-intensive installations often specialising in high value, high quality and technically demanding products.

These small amounts of glass are produced in small furnaces, often electrically heated, and are operated for shorter campaigns. Despite the scale, these operations usually also require substantial long-term investment in high-quality equipment, skilled staff, and extensive research and development work.

The special glass sector utilises a wide range of furnaces and the furnace repair interval will vary accordingly. Large fossil fuel furnaces for special glass will run for 6 to 7 years before a major repair is needed. For electrically heated furnaces, the rebuild interval is 3 to 4 years. Due to the wide variation within the sector, typical costs are difficult to predict; examples of investment costs related to the main products of the special glass sector are shown in Table 1.15.

Table 1.15: Investment costs for special glass installations

Production Unit	Capacity	Output per year	Total investment (in millions)
Borosilicate cookware, laboratory glass, etc.	One furnace (35 – 40 t/day)	Typically 26 million pieces	EUR 35 – 40
Glass ceramic oven cook tops	One furnace (65 t/day)	3.5 million pieces	EUR 75
Glass tubes, melting and drawing	Two furnaces (30 – 35 t/day)	16 000 tonnes net	EUR 50 – 70
Lamp bulbs (soda-lime glass)	One furnace (80 t/day)	100 million pieces	EUR 40 – 50
<i>Source: [161, Special glass 2008]</i>			

1.7.4 Main environmental issues

[73, Special Glass Proposal 2007]

The broad range and specialised nature of the products of the special glass sector lead to the use of a wider range of raw materials than encountered in most other sectors. For example, some products (CRT funnels, optical flint glass) contain high levels of lead oxide of over 20 %. Certain compositions can require specialised refining agents such as oxides of arsenic and antimony, and some optical glasses can contain up to 35 % fluoride and 10 % arsenic oxide.

The sector produces relatively low levels of waste and most internally-produced cullet is recycled. Quality considerations have restricted the use of external and post-consumer cullet in the process. In order to make it easier to recycle the waste, initiatives were developed to standardise CRT glass formulations, but at the time of writing this document (2010), CRT production has been drastically reduced in the EU as indicated in Section 1.7.1. Water is used widely for cleaning and cooling and can be readily recycled or treated. Special glass production can give rise to water pollution issues due to polishing and grinding operations, particularly with glasses which contain lead. Emissions can be minimised by appropriate techniques for handling and spillage containment, and residual levels of pollution can be treated with standard techniques.

The main environmental issue associated with all fossil-fuel fired glass furnaces is that it is a high temperature, energy-intensive process. This results in the emission of products from combustion and from the high-temperature oxidation of atmospheric nitrogen, i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and nitrogen oxides. Furnace emissions also contain dust, and traces of chlorides, fluorides and metals are present in the raw materials. The use of specific raw materials for giving certain characteristics to the final product can give rise to the emission of hydrogen fluoride from raw materials containing fluorine, boron compounds from borosilicate glasses, nitrogen oxides from the use of nitrates and metals from refining or decolourising agents (e.g. Sb, As, Se). Where toxic batch materials are used, appropriate measures should be taken in order to control the potential for emissions from handling, storage and from the furnace. Technical solutions are possible for minimising all of these emissions, but each technique has associated financial and environmental implications. In recent years, environmental improvements have been made, with emissions and energy consumption being reduced significantly by both primary and secondary measures.

1.8 Mineral wool

1.8.1 Sector overview

[27, EURIMA 1998] [69, EURIMA data collection 2007]

The mineral wool sector represents approximately 10 % of the total output tonnage of the glass industry. The sector covers the production of glass wool and stone wool insulating materials, which are essential randomly interlaced masses of fibre with varying lengths and bound by a resin-based binder. Although the term 'glass fibre' is sometimes used to describe glass wool, insulation should not be confused with the products of the continuous filament glass fibre sector, which are made by different processes and sold into different markets.

In 2005, the sector directly employed over 21 000 people at 62 installations, and produced 3.6 million tonnes of products with a value of around EUR 3 000 million. Between 1996 (EU-15) and 2005 (EU-25), output grew from 2 million to 3.62 million tonnes.

Five main producers operate in the EU: Saint-Gobain (21 installations in 13 Member States); Rockwool International (15 installations in 10 Member States); Paroc (7 installations in 4 Member States); URSA (7 installations in 7 Member States: Spain, France, Belgium,

Germany, Slovenia, Hungary and Poland); and Knauf Insulation/Heraklith (combined in 2006 with 10 installations in 6 Member States). Most of these companies have operations in non-EU countries or in other sectors. There are also several independent manufacturers in the EU.

The geographical distribution of the mineral wool sector, the estimated share of production and the range of installation sizes are shown in Table 1.16 and Table 1.17. However, a new plant not included here will be built in Angers, France.

Table 1.16: Number of mineral wool installations in the EU-27

Member State	Number of installations	Approximate % of EU production
Germany	10	18.1
Poland	6	13.3
France	5	10.2
The Netherlands	2	8.8
United Kingdom	5	7.1
Denmark	3	5.8
Finland	5	5.6
Spain	4	4.8
Sweden	3	4.2
Belgium	2	4.1
Czech Republic	2	3.4
Slovenia	3	3.0
Hungary	3	2.7
Slovakia	1	2.2
Austria	2	1.9
Italy	2	1.5
Lithuania	1	1.4
Portugal	2	1.0
Greece	1	0.8
Ireland	1	0.2
Romania	1	0.2
Bulgaria	0	0.0
Cyprus	0	0.0
Estonia	0	0.0
Latvia	0	0.0
Luxembourg	0	0.0
Malta	0	0.0
Total	64	3 654 333 tonnes

Source: [69, EURIMA data collection 2007] [133, EURIMA Contribution November 2008]

Table 1.17 shows the number of installations falling into specified production ranges in 2005. Several of the installations operate more than one furnace. These figures represent actual output in 2005 and it is estimated that most installations were operating between 10 and 20 % below full capacity. The average production per installation in 2005 was in the region of 58 064 tonnes. It should be noted that these figures are for tonnage and for a given application; stone wool products are significantly more dense than glass wool products, particularly for the lower density range.

Table 1.17: Number of mineral wool installations in specified production ranges

Production range (tonnes/day)	<27	27 to 82	82 to 164	164 to 274	>274
Production range (tonnes/year)	<10 000	10 000 to 30 000	30 000 to 60 000	60 000 to 100 000	>100 000
Number of installations in each range	4	12	24	17	7

NB: Days production/year: 350
Source: [69, EURIMA data collection 2007] [133, EURIMA Contributions November 2008]

1.8.2 Products and markets

[27, EURIMA 1998]

Mineral wool was first produced in 1864 by applying a jet of steam on molten slag escaping from a blast furnace. Commercial patents and production began in about 1870. The market started to grow significantly during World War II when there was a demand for cheap prefabricated housing to replace damaged homes. In 1943, in the US alone, there were over 500 000 tonnes of mineral wool produced. In most developed countries, thermal insulation has become universally accepted and incorporated into almost every form of building. In addition to its thermal properties, mineral wool insulation has good acoustic and fire-protection properties.

The main products are low-density insulation rolls, medium and high-density slabs, loose wool for blowing, and pipe insulation. The main markets for these products are: building thermal insulation (walls, roofs, floors, etc.); heating and ventilation applications; industrial (technical) installations (process pipework, vessels, chemical plant, offshore and marine); fire protection; acoustics (sound absorption and insulation); inert growing media and soil conditioning. Glass wool and stone wool are interchangeable in many applications, but some applications demand one product in preference to the other. Stone wool is usually favoured for high temperature or fire-protection applications, and glass wool is frequently used where a light weight is critical.

The most important market for mineral wool is the building industry, which takes up to 70 % of output and is very dependent on the prevailing economic climate and on the regulatory framework.

In spite of the technical expertise required to manufacture fibre insulation, it is essentially a commodity product. There is little opportunity for differentiation between products competing in the same markets, and competition is based mainly on price. This has led to substantial cost reductions and downsizing within the sector. Price competition is weaker in the 'technical' product market, which requires higher value added products such as rigid pipe sections for high temperature and fire-resistant applications.

Due to the moderate temperature range required for the building industry, a wide variety of alternative insulation materials is available, the most common being: plastic foams (the main competitor), cellulose fibre (shredded newspaper), vermiculite and perlite, and foamed glass. None of these materials can match mineral wool in all areas of performance (low price, thermal performance, acoustic performance, flammability, and ease of installation), but they all have their place in the market.

1.8.3 Commercial and financial considerations

[27, EURIMA 1998] [9, IPC Guidance S2 3.03 1996]

The mineral wool sector is a very mature business with a growth rate of around 3 % per year and is increasingly competitive. Mineral wool products have a low value to volume ratio, which limits the distance over which they can be economically transported. Despite this, there is significant trade within the EU but extra-EU trade represents less than 5 % of output. Clearly, extra-EU trade is greatest for those Member States that border non-EU countries.

Mineral wool production is a very capital-intensive activity requiring substantial financial resources, long-term investment and highly technical skills. This creates a substantial barrier against entry into the market and most producers are large companies with a long history in the business. There are only a few small independent manufacturers.

The mineral wool sector uses oxy-gas, recuperative and electrical furnaces for glass wool production; and predominately hot blast cupolas for stone wool production. Furnaces have a

limited lifetime and the furnace replacement interval will vary according to design. Recuperative and oxy-gas furnaces will run for 8 to 12 years before a major repair is needed, and electrically heated furnaces for 3 to 6 years. Cupola furnaces have longer periods and do not operate continuously for long periods, usually operating for 1 to 3 weeks between shutdowns.

A typical glass wool plant of 60 000 tonnes per year represents an investment cost of around EUR 100 million. A stone wool plant producing a similar volume (i.e. approximately 120 000 tonnes per year) would represent a similar investment. The costs of glass furnace replacements are comparable to those quoted for the other glass sectors.

1.8.4 Main environmental issues

In common with all glass making activities, mineral wool production is a high temperature, energy-intensive process. For fossil-fuelled furnaces, this results in the emission of products of combustion and the high-temperature oxidation of atmospheric nitrogen, i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and nitrogen oxides. Furnace emissions also contain dust, and traces of chlorides, fluorides and metals if present as impurities in the raw materials.

In the mineral wool sector there are two further important emission sources: the forming area (where the binder is applied to the fibres) and the curing oven (where the product is dried and the binder cured). Forming area emissions are likely to contain significant levels of particulate matter, phenol, formaldehyde, ammonia and water. Curing oven emissions will contain volatile binder components, binder breakdown products, and combustion products from the oven burners.

Technical solutions are possible for minimising all of these emissions, but each technique has associated financial and environmental cross-media implications. Major environmental improvements have been made in mineral wool production. Emissions have been reduced substantially and major reductions have been made in energy consumption.

In general, the production of mineral wool insulation should not present major water pollution problems. The basic processes are net users of water, mainly due to evaporation from the forming area and curing oven. Process water systems are usually a closed loop with clean water top up, but precautions are necessary to prevent contamination of clean water systems. Emissions can be minimised by appropriate techniques for handling and spillage containment, and residual levels of pollution can be treated with standard techniques.

In considering the overall environmental impact of the sector, it is useful to consider some of the environmental benefits associated with the products. The production of mineral wool requires relatively little energy, compared to the potential saving during the use of the products. In less than one month following installation, mineral wool products can save the entire quantity of energy used for their manufacture. After 50 years of use, which is common for buildings, the amount of energy saved can be 1000 times greater than that consumed during production. If compared to typical CO₂ emissions from fossil fuel derived power generation, after 50 years use, a product can also save 1000 times the quantity of CO₂ emitted during its production. At higher temperatures, for example, in pipes, boilers and process plant, the savings can be significantly higher, and the environmental return on the investment can be days rather than weeks.

1.9 High temperature insulation wools

1.9.1 Sector overview

[41, ECFIA 1998] [116, ECFIA 2008] [143, ECFIA November 2008]

In this document, only the production of ‘amorphous’ high temperature insulation glass wools (HTIW) by melting mineral substances is discussed. Some wools (e.g. polycrystalline alumina wools-PCW) can be produced by the sol-gel method which is a chemical process, but these activities do not fall within the definitions given in Sections 3.3 or 3.4 of Annex I to Directive 2008/1/EC and therefore will not be considered in this document.

There are currently (2010) four production plants in the EU and the estimated production in 2005 was approximately 42750 tonnes (representing 0.11 % of the total glass industry and 1.2 % of the mineral wool sector), arising predominantly from the UK, France and Germany. There are three companies operating in the EU: Thermal Ceramics (one production installation), Unifrax (two production installations), and Rath (one installation). The geographical distribution of the production installations is given in Table 1.18.

Table 1.18: Distribution of HTIW installations in Member States

Member State	Number of installations
France	2
Germany	1
United Kingdom	1
Total	4

1.9.2 Products and markets

[41, ECFIA 1998] [116, ECFIA 2008] [70, VDI 3469-1 2007] [71, VDI 3469-5 2007]
[129, EN 1094-1 2008] [176, TRGS 619 2007]

There are basically two types of inorganic high temperature insulation wools (HTIW). In addition to the most commonly applied amorphous wools (AES and ASW/RCF), polycrystalline alumina wool (PCW) is available.

Strictly speaking, AES wools belong to the mineral wool group on the basis of their chemical compositions. However, because of the specificity of their use in the high temperature applications field, they are grouped under the HTIW products.

Amorphous high temperature insulation wool with up to 58 % Al₂O₃ content can be produced in a melting process.

According to the European Standard EN 1094-1 (Insulating refractory products-Part 1: Terminology, classification and methods of test for high temperature insulation wool products-see www.cen.eu/cenorm/index.htm), the amorphous HTIW dealt with in this document can be classified as follows:

- aluminium-silicate glass wools (ASW) or also known as refractory ceramic fibres (RCF)
 - aluminium-silicate glass wool (high purity)
 - aluminium-silicate-zirconium glass wool.
- alkaline earth silicate glass wool (AES):
 - calcium-silicate glass wool
 - calcium-magnesium-silicate glass wool
 - calcium-magnesium-zirconium-silicate glass wool
 - magnesium-silicate glass wool.

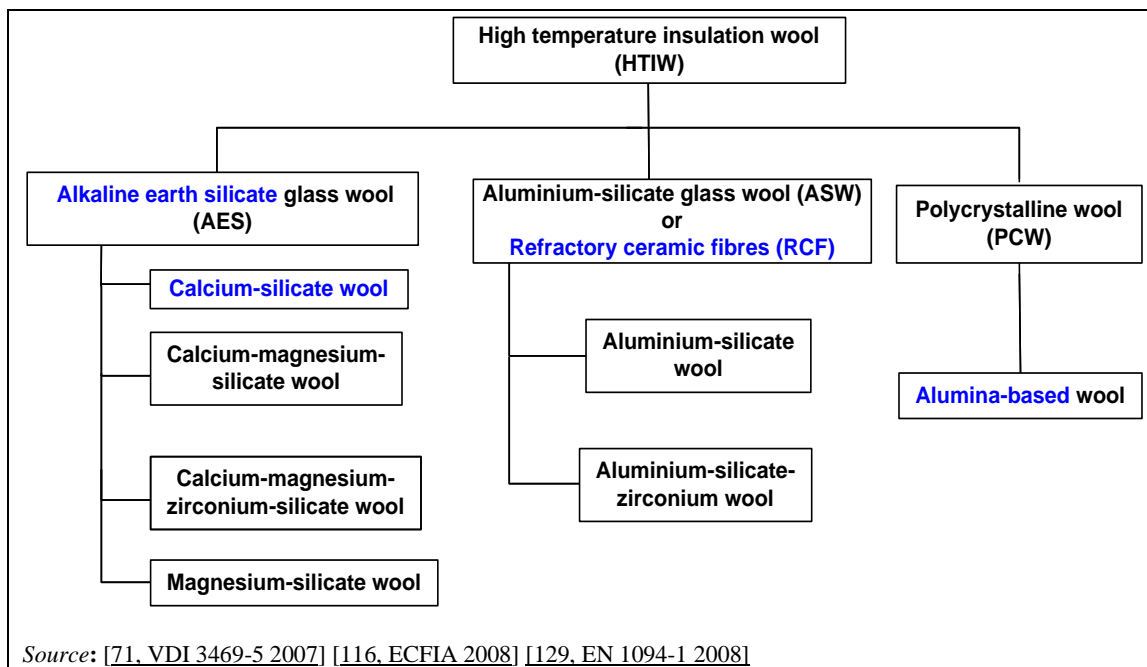
The calcium-magnesium-zirconium-silicate glass wool is no longer produced but it is still in place in installations.

All products of HTIW share similar characteristics including:

- low bulk density
- low heat storage capacity
- low thermal conductivity, and
- almost unlimited thermal shock resistance.

ASW/RCF products are especially suitable for achieving considerable energy savings in high temperature applications of between 600 °C and up to 1400 °C. AES (alkaline-earth-silicate) wools consist of amorphous fibres produced by melting a combination of CaO, MgO, SiO₂ and ZrO₂. These products are generally used at application temperatures of <1200 °C.

Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. shows the most popular high temperature insulation wools for applications between 600 and 1800 °C.



Source: [71, VDI 3469-5 2007] [116, ECFIA 2008] [129, EN 1094-1 2008]

Figure 1.2 Most popular high temperature insulation wools for above 600 °C and up to 1800 °C

Amorphous aluminium-silicate wool (ASW/RCF) is mainly used as a high temperature insulation material (600 – 1400 °C) for industrial appliances (90 % for furnace lining and industrial insulation, 8 % for automotive use, and 2 % for fire protection). Alkaline-earth-silicate glass wool (AES) is mainly used for domestic appliances (33 %), industrial insulation (45 %), fire protection (12 %) automotive (4 %) and other applications (6 %). The main product forms are bulk wool, blanket (felt or modules), board, paper, vacuum formed articles, and textiles. All the mentioned products originate from bulk wool.

Many of the products are sold into traditional heavy industries such as chemical, petrochemical, iron and steel, ceramics, glass, non-ferrous metals, cement, etc. HTIW products have a relatively high value and can be economically transported to most markets in the world. Besides the use for furnace installations, the products are often converted into or incorporated into other products such as automotive catalytic converters, diesel particulate filters, [177, VDI 3677 Part 1, draft edition 2009] gaskets, piston linings and heat shields. Around 30 – 40 % of primary products are used as components in secondary applications.

1.9.3 Commercial considerations

[41, ECFIA 1998] [116, ECFIA 2008]

The HTIW industry produces niche products mainly for industrial applications. When compared with the overall mineral wool production sector, this is a tiny industry (1.2 %) and even smaller compared with the glass sector as a whole (0.11 %). In 2008, there were only three companies producing amorphous HTIW in the EU as a result of a consolidation within the sector.

The main factor affecting the HTIW industry is the cost of production (energy, raw materials and labour).

The estimated cost of a new factory of typical capacity is EUR 6 – 8 million. Furnaces are electrically heated and have a lifetime of 10 to 20 years; costs for a new furnace are estimated at EUR 100 000 – 200 000. Refurbishing of furnaces (electrodes, lining, etc. as applicable) occur about every three months implying about EUR 20 000 in maintenance costs.

The main factors affecting the industrial users of the products are the benefits derived from energy savings, reduced CO₂ emissions, higher quality of their products and more flexibility of the aggregate in which HTIW is used. A significant amount of production is exported and imports are relatively low.

On account of the significant benefits mentioned above, when compared with other refractory materials (like bricks and castables), HTIW products are especially suitable for achieving considerable energy savings and a reduction of greenhouse gases (i.e. CO₂). As an example, energy savings of up to 30 % have been reported when applying HTIW modules in the steel industry compared to conventional linings. Competition exists for some low-temperature applications (<800 °C) from mineral wool, and for special very high-temperature applications (>1300 °C) from polycrystalline alumina wools (PCW). Stone and glass wool products are substantially cheaper than those made from ASW/RCF and AES wools, whereas those produced from polycrystalline alumina wools are more expensive. Owing to the unique thermal and physical properties of HTIW, there is no immediate competitive threat from substitutes. Requirements of the application itself and technical conditions in the production process determine what product is the most appropriate, also in comparison to insulating fire bricks and castables.

1.9.4 Main environmental issues

[116, ECFIA 2008]

Unlike other sectors of the glass industry, the HTIW sector exclusively uses electrical resistant furnaces and consequently direct emissions from the furnaces are very low and readily controlled (filters for dust removal).

The main environmental issue is the emission of particulate matter into air, which, in the case of downstream activities, may contain fibrous dust. This is dealt with by air filtration systems.

Under the definitions of the Dangerous Substances Directive 67/548/EEC (see Regulation (EC) No 1272/2008), aluminium silicate glass wool/refractory ceramic fibres (ASW/RCF) have been classified as a Category 2 carcinogen; taken over into the Classification, Labelling and Packaging (CLP) Regulation (EC) No 1272/2008. AES wools are exonerated from this classification.

Based on their classification, fibre emissions in the work place and to the environment must be carefully controlled.

Generally, waste levels are relatively low. There are low levels of aqueous emissions which contain suspended solids. Some organic compounds may arise from secondary processing operations. Emissions levels of HTIW production plants are very low. The installations in the EU are all fitted with dust abatement equipment where necessary.

1.10 Frits

1.10.1 Sector overview

[47, ANFFECC 1999]

The frits sector is usually associated with the ceramic industry, but falls within the scope of this document because it is covered under the definition in Section 3.4

of Annex I to Directive 2008/01/EC. Production in the EU was estimated at 1.25 million tonnes for the year 2005, making frits one of the smallest sectors of the glass industry. The number of employees is difficult to establish because, for many companies, frits production is only a small part of the business. The sector covers the production of frits for glazes and enamels, which are used for decorating ceramic materials and metals. Glass frits or ceramic frits amount to about 95 % of the total frits production (ceramic and enamel).

It is estimated that there are around 50 installations in the EU, with the majority being located in Spain and Italy. Spain is the largest producer in the world, accounting for over 80 % of total EU production.

The geographical distribution of frits installations with a total capacity of >20 tonnes/day located in Europe is shown in Table 1.19.

Table 1.19: Distribution of frits installations with a total capacity of >20 tonnes/day (2008 estimation)

Member State	Number of installations
Spain	21
Italy	9
Germany	5
Czech Republic	2
France	2
The Netherlands	2
Poland	2
United Kingdom	2
Portugal	1
Belgium	1
Austria	1
Total	48 (estimated)
<i>Source: [99, ITC-C080186 2008]</i>	

The distribution of the production capacity for the installations located in Spain which represents the majority of the frits sector is shown in Table 1.20.

Table 1.20: Number of frits installations located in Spain in specified production ranges (estimates)

Production range (tonnes/day)	<50	50 to 150	>150
Number of installations in each range	4	12	5
<i>Source: [98, ANFFECC Position of the Frit Sector 2005][99, ITC-C080186 2008]</i>			

1.10.2 Products and markets

[47, ANFFECC 1999] [9, IPC Guidance S2 3.03 1996]

The principal application of glass frits is in the manufacture of ceramic glazes and pigments. These glazes, when applied to the surface of ceramic bodies such as tiles and tableware, and then fired, provide an impervious, protective and decorative coating. Frits may be sold in the pure form to the ceramic ware manufacturers who create their own glazes, or the frits manufacturers may produce and supply the glazes themselves. Across the sector, typically over half of the frits manufactured are used internally in the production of glazes.

Enamel frits are used in the manufacture of enamel glazes, the principal application of which is the coating of metal surfaces to provide a chemically and physically resistant covering. The principal market for enamels is in the manufacture of cooking equipment, and as a coating for hobs, ovens, grills, etc. Other applications for enamels include storage tanks, silos, baths, electronic components and signs. Enamel frits represent only around 5 % of frits production.

Frits are relatively high value, low-volume products and transport costs generally comprise a relatively small proportion of the total product price. Worldwide consolidation in the industry is resulting in relatively fewer but larger plants serving wider international markets.

Although this is a leading and strategic sector in the EU, the threat involved in the possibility of producing frits outside the EU should be considered, since the environmental regulations, the cost of the raw materials and the social and economic conditions may enhance their involvement in the market against the frits produced in the EU.

1.10.3 Commercial considerations

[47, ANFFECC 1999] [9, IPC Guidance S2 3.03 1996]

The volume of frits production has increased considerably, with Spain showing an increase in sales during the last few years. There is fierce international business competition with countries outside the EU. While a large number of frits produced in the EU are consumed within the EU, exports to countries outside the EU are also a major market for ceramic frits producers. The production of ceramic frits is a well-established industry that has been supplying the ceramic sector for many years. Competition from other types of glazes that do not contain frits is scarce because of their lack of suitable technical properties.

Alternative materials, such as plastic coatings, have been developed for tableware, but these suffer from the same leachability problems as raw glazes, particularly in the presence of organic acids, which are commonly found in food. It is not known to what extent plastic coatings may influence the market for fritted tile glazes. Threats to enamel glazes from substitutes are small. Alternatives, such as paints, could potentially be used in similar applications, but they cannot match the properties of enamels in terms of heat, chemical and scratch resistance, and 'cleanability'.

1.10.4 Main environmental issues

The main environmental issue associated with frits production is that the production process is energy intensive and requires a high temperature. This condition results in the emissions of combustion products which include nitrogen oxides due to the oxidation of atmospheric nitrogen at the high temperature of the furnace, and from the volatilisation of materials used in the batch composition. Furnace emissions also contain dust that arises from the volatilisation and subsequent condensation of volatile materials, the composition of which may contain different elements depending on the type of raw materials and substances used in the batch composition such as traces of chlorides, fluorides and metals.

In principle, technical solutions are possible for minimising all of these emissions, but each technique involves relevant financial and environmental implications which should be thoroughly evaluated in order to determine its viability.

Water is used mainly for cooling in the fritting process and in installation cleaning processes. Water is always used in closed circuits.

Waste levels are very low, arising mainly from the solids collected from the water circuits. In many cases, waste from dust abatement equipment can be recycled to the furnace.

2 APPLIED PROCESSES AND TECHNIQUES

The first three general sections of this chapter cover the common raw material and melting considerations that apply to most of the sectors in the glass industry. The following sections then describe separately the specific issues for each of the sectors. Three of the sectors, namely stone wool, frits and high temperature insulation wools, differ in some of the materials and techniques utilised. These differences have been covered in the sections relating to each sector.

2.1 Materials handling

The diversity of the glass industry results in the use of a wide range of raw materials. The majority of these materials are solid inorganic compounds, either naturally occurring minerals or man-made products. They vary from very coarse materials to finely divided powders. Liquids and, to a lesser extent, gases are also used within most sectors.

The gases used include hydrogen, nitrogen, oxygen, sulphur dioxide, propane, butane and natural gas. These are stored and handled in conventional ways for example, via direct pipelines, dedicated bulk storage, and cylinders. A wide range of liquid materials are used, including some which require careful handling such as phenol and strong mineral acids. All standard forms of storage and handling are used within the industry, e.g. bulk storage, intermediate bulk containers (IBCs), drums and smaller containers. Potential techniques for minimising emissions from liquid storage and handling are discussed in Chapter 4.

Very coarse materials (i.e. with a particle diameter of >50 mm) are only used in stone wool production. These materials are delivered by rail or road haulage and conveyed either directly to silos or stockpiled in bays. Storage bays can be open, partially enclosed or fully enclosed; there are examples of all three within the sector. Where coarse material is stored in silos they are usually open and are filled by a conveyor system. The materials are then transferred to the furnace by means of enclosed conveyor systems. Materials are mixed simply by laying them on the feeder conveyor simultaneously.

Granular and powdered raw materials are delivered by rail or road tanker and are transferred either pneumatically or mechanically to bulk storage silos. Pneumatic transfer of the materials requires them to be essentially dry. Displaced air from the silos is usually filtered. Lower-volume materials can be delivered in bags or kegs and are usually gravity fed to the mixing vessels.

In large continuous processes, the raw materials are transferred to smaller intermediate silos from where they are weighed out, often automatically, to give a precisely formulated 'batch'. The batch is then mixed and conveyed to the furnace area, where it is fed to the furnace from one or more hoppers. Various feeder mechanisms are found in the industry ranging from completely open systems to fully enclosed screw fed systems. To reduce dust during conveying and 'carryover' of fine particles out of the furnace, a percentage of water can be maintained in the batch, usually 0 – 4 % (some processes, e.g. borosilicate glass production, use dry batch materials). The water content can be introduced as steam at the end of the mixing operation but the raw materials may have an inherent water content. In soda-lime glass, steam is sometimes used to keep the temperature above 37 °C and prevent the batch from being dried by the hydration of the soda ash.

Due to its abrasive nature and larger particle size, cullet is usually handled separately from the primary batch materials and may be fed to the furnace in measured quantities by a separate system.

In discontinuous processes, the batch plant is much smaller and is often manually operated. Following mixing, the batch can be stored in small mobile hoppers each containing one charge for the melter. Sometimes, several charges will be made up of different formulations and stored close to the melter for use during a specific melting period. As with large scale melting, the mixed batch cannot be stored for too long before use because the different components can settle out, which makes it difficult to obtain an homogenous melt. The presence of water in the batch helps to mitigate this tendency.

2.2 Glass melting

Melting, the combination of the individual raw materials at high temperature to form a molten glass, is the central phase in the production of glass. There are numerous ways to melt glass depending on the desired product, its end use, the scale of operation, and the prevailing commercial factors. The glass formulation, raw materials, melting technique, fuel choice and furnace size will all depend on these factors.

The residence time of the glass melt in the furnace varies significantly by the type of glass produced. The minimum residence time is a crucial parameter for ensuring glass quality. Normally, the higher the quality of glass produced, the longer the residence time, in order to ensure a perfect homogenisation and elimination of possible stones, bubbles, etc. which would affect the properties of the final product. The difference in residence time of the glass melt in the furnace is directly associated with the specific energy consumption; therefore, for a given capacity of the melting furnace, the type of glass produced can be associated with a significantly different energy consumption.

2.2.1 Raw materials for glass making

[19, CPIV 1998] [22, Schott 1996] [66, APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]
[100, ICF BREF revision 2007]

The most important glass making raw materials are given in Table 2.1.

Table 2.1: Important glass making raw materials

Glass-forming materials
Silica sand, process cullet, post-consumer cullet
Intermediate and modifying materials
Soda ash (Na_2CO_3), limestone (CaCO_3), burnt lime (CaO), dolomite ($\text{CaCO}_3\cdot\text{MgCO}_3$), burnt dolomite ($\text{CaO}\cdot\text{MgO}$), feldspar, nepheline syenite, potassium carbonate, fluorspar, alumina, zinc oxide, lead oxide, barium carbonate, strontium carbonate, basalt, anhydrous sodium sulphate, calcium sulphate and gypsum, barium sulphate, sodium nitrate, potassium nitrate, boron-containing materials (e.g. borax, colemanite, boric acid), antimony oxide, arsenic trioxide, blast furnace slag (mixed calcium, aluminium, magnesium silicate and iron sulphide)
Colouring/decolouring agents
Iron chromite ($\text{Fe}_2\text{O}_3\cdot\text{Cr}_2\text{O}_3$), iron oxide (Fe_2O_3), cobalt oxide, selenium/zinc selenite, carbon, sulphides (pyrite).

A detailed table on raw materials is given in Section 3.2.1.

Sand is the most important raw material for glass making, being the principal source of SiO_2 . It is a common raw material but most deposits are not of sufficient purity for glass making. The melting point of sand is too high for economic melting and a fluxing agent, usually sodium oxide, is needed to reduce the melting temperature.

Soda ash (Na_2CO_3) is the main source of the fluxing agent sodium oxide (Na_2O). During melting, the sodium oxide becomes part of the melt and carbon dioxide is released. Sodium sulphate is added as a refining and oxidising agent and is a secondary source of sodium oxide. The sodium oxide is incorporated into the glass and the sulphur oxide gases are released through the melt. Potassium carbonate (K_2CO_3) acts as a flux and is used in some processes especially for special glass. The potassium oxide is incorporated into the melt and the carbon dioxide is emitted.

Other metal oxides are added to the glass to reinforce the structural network to improve the hardness and chemical resistance. Calcium oxide (CaO) has this effect and is added to the glass as calcium carbonate (CaCO_3) in the form of limestone or chalk. It can also be added as dolomite, which contains both calcium carbonate and magnesium carbonate (MgCO_3). Aluminium oxide (Al_2O_3) is added to improve chemical resistance and to increase viscosity at lower temperatures. It is usually added as nepheline syenite ($3\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{K}_2\text{O} \cdot 4\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 8\text{SiO}_2$), feldspar, or alumina, but is also present in blast furnace slag and feldspatic sand.

Lead oxides (PbO and Pb_3O_4) are used to improve the sonority and to increase the refractive index of the glass to give better brilliance in products such as lead crystal. Barium oxide (derived from barium carbonate), zinc oxide, or potassium oxide may be used as alternatives to lead oxide, but they produce lower levels of density and brilliance than those associated with lead crystal. In most cases, there is a disadvantage in the workability of handmade glass when replacing PbO with other components.

Boron trioxide (B_2O_3) is essential in some products, particularly special glass (borosilicate glasses) and in glass fibres (glass wool and continuous filaments). The most important effect is the reduction of the glass expansion coefficient, but in fibres it also changes viscosity and liquidity to aid fiberisation and confers resistance to attack by water.

Table 2.2 below shows some of the elements used to impart colour to the glass. The colouring materials can be added either in the main batch or into the canal following the furnace (in the form of coloured frit).

Table 2.2: Elements used to impart colour to silicate glasses

Element	Ion	Colour
Copper	(Cu^{2+})	Light blue
Chromium	(Cr^{3+})	Green
	(Cr^{6+})	Yellow
Manganese	(Mn^{3+})	Violet
Iron	(Fe^{3+})	Yellowish-brown, amber colour in combination with sulphides
	(Fe^{2+})	Bluish-green
Cobalt	(Co^{2+})	Intense blue, but pink in borate glasses
	(Co^{3+})	Green
Nickel	(Ni^{2+})	Greyish-brown, yellow, green, blue to violet, depending on the glass matrix
Vanadium	(V^{3+})	Green in silicate glass; brown in borate glass
Titanium	(Ti^{3+})	Violet (melting under reducing conditions)
Neodymium	(Nd^{3+})	Reddish-violet
Selenium	(Se^0)	Pink or bronze (also Se^{2+} , Se^{4+} , and Se^{6+} , depending on glass type)
Cadmium	(Cd^{2+})	Yellow, orange, red and colour intensifier
Praseodymium	(Pr^{3+})	Light green

Materials which contain fluoride (e.g. fluorspar (CaF_2)) are used to make certain products opaque. This is achieved by the formation of crystals in the glass, which render it cloudy and opaque. Fluoride is also used in the continuous filament glass fibre sector to optimise surface tension and liquidity properties to aid fiberisation and minimise filament breakage.

An increasingly important raw material in glass making is glass cullet (broken glass), both in-house cullet and external or foreign cullet. Virtually all processes recycle their in-house cullet, but for some processes, quality constraints mean it may not be possible to secure a supply of foreign cullet of sufficient quality and consistency to make its use economically viable. In most continuous filament glass fibre production the internal cullet is not recycled, while in the container glass sector, cullet usage at over 80 % of the batch is sometimes used. Cullet requires less energy to melt than virgin raw materials, and every 1 tonne of cullet replaces approximately 1.2 tonnes of virgin material in the batch formulation of most soda-lime-silica glasses.

In order to guarantee the quality of the cullet suitable for the melting process and for the characteristics of the final product, the presence of ceramics, glass ceramics, metals, organic matter, etc. must be avoided or limited. The emissions of some pollutants can be directly related to the usage of cullet.

More information about cullet usage can be found in Section 4.8.3

2.2.2 The melting process

[22, Schott 1996]

The melting process is a complex combination of chemical reactions and physical processes. This section only represents a brief summary of some of the important aspects of the process. Melting can be divided into several phases which all require very close control.

Heating

The conventional and most common way of providing heat to melt glass is by burning fossil fuels above the batch blanket or batch piles and above the molten glass. The batch material is continuously fed into and then withdrawn from the furnace in a molten condition. The temperature necessary for melting and refining the glass depends on the precise formulation, but is between 1300 and 1550 °C. At these temperatures, heat transfer is dominated by radiative transmission, in particular from the furnace crown, which is heated by the flames to up to 1650 °C, but also from the flames themselves. In each furnace design, heat input is arranged and controlled in order to generate temperature differences in the glass melt and to induce recirculating free convection flows within the molten glass to ensure a consistent homogeneity of the finished glass fed to the forming process. The mass of molten glass contained in the furnace is held constant, and the mean residence time is in the order of 24 hours of production for container furnaces and 60 – 72 hours for float glass furnaces.

Primary melting

Due to the low thermal conductivity of the batch materials, the melting process is initially quite slow allowing time for the numerous chemical and physical processes to occur. As the materials heat up, the moisture evaporates, some of the raw materials decompose and the gases trapped in the raw materials escape. The first reactions (decarbonisation) occur at around 500 °C. The raw materials begin to melt at between 750 and 1200 °C. First the sand begins to dissolve under the influence of the fluxing agents. The silica from the sand combines with the sodium oxide from the soda ash and with other batch materials to form silicates. At the same time, large amounts of gases escape through the decomposition of the hydrates, carbonates, nitrates and sulphates; giving off water, carbon dioxide, oxides of nitrogen, and oxides of sulphur. The glass melt finally becomes transparent and the melting phase is completed. The volume of the melt is about 35 – 50 % of the volume of the virgin batch materials due to the loss of gases and the elimination of interstitial spaces.

Fining and homogenisation

In general, the glass melt must be completely homogenised and free of bubbles before it can be formed into products. The complete dissolution and even distribution of all components and the elimination of the bubbles from the molten glass are essential for most glass products. The elimination of the bubbles from the melt is defined as the (re)fining process, consisting of

primary fining (bubble growth, bubble ascension and gas stripping from the melt and secondary fining (dissolution of bubbles in the melt during controlled cooling).

Just after melting or fusion of the raw materials, a viscous melt with dissolved gases (air, CO₂) and smaller (seeds) or larger gas bubbles (blisters) will be formed. For most homogeneous glass products (flat glass, tableware, continuous filament glass fibres, display glass, containers, tubes, etc.), all or almost all of these bubbles should be eliminated or removed to achieve the required glass quality. The removal of gases from glass melts is not limited to the elimination of bubbles, blisters and seeds from the molten glass, but also includes the stripping of dissolved gases from glass melts. Effective stripping of gases from the molten glass, such as nitrogen and CO₂, will reduce the risk of 'reboil' (formation of new bubbles in the melt) and blister formation downstream of the primary fining process, for instance by interaction of the melt with refractory materials. An increased bubble size and consequently an increased bubble ascension in the melt enhance the removal of these bubbles, bringing them to the glass melt surface during primary fining. The gas release during primary fining will support the diffusion of fining gases into existing bubbles in the glass melt, which will start growing and increasing their ascension rate (bubble ascension rates increase with the square of the bubble diameter); this will increase the size of the bubbles and therefore the Stokes ascension velocity in the viscous melt. The ascension rate is proportional to the reciprocal value of the glass melt viscosity, and glass viscosity is strongly determined by the glass melt temperature and therefore decreases with temperature. The growing bubbles will also take up other dissolved gases from the melt, such as water vapour, CO₂ and N₂ (stripping).

The mechanism of the primary fining of a glass melt includes the removal of bubbles by bubble growth and enhanced bubble ascension in the melt in combination with gas stripping (the removal of dissolved gases from the melt by gas absorption of the bubbles). The secondary fining process takes place during controlled cooling of the molten glass, when reabsorption of the remaining bubbles occurs resulting in a reduction of bubble size or complete bubble dissolution.

Because of the low viscosity at high temperatures and the decomposition of fining agents above the onset temperature for fining, the primary fining process takes place in the highest temperature zones of the glass melt tank.

The release of fining gases, essential for the primary fining process depends on the temperature, the fining agent content of the batch and melt, and the oxidation state. Fining agents are added to the raw material batch and generally dissolve in the molten glass. At elevated temperatures (above the temperature at which the batch has been melted) the fining agent should decompose and form dissociation gases (O₂, SO₂) or the fining agent may evaporate from the melt (forming vapours that diffuse into the existing bubbles/seeds). The most used fining agent applied in the glass industry is sodium sulphate, forming SO₂ and O₂ gas upon decomposition. Other fining agents include oxides of arsenic and antimony, forming oxygen gas, or sodium chloride forming NaCl vapours. In order to be able to release oxygen gas during fining, arsenic and antimony need to be present in the melt in the most oxidised state; in some cases, for this purpose, nitrates need to be added to the batch composition.

The oxidation state (redox state) will determine the valency state of the polyvalent ions in the melt and glass product. The valency state is important not only for the fining process but also for determining the colour of glass, since polyvalent ions such as chromium, iron, copper, and sulphur may give the glass a certain colour depending on their valency state. The redox state of the glass melt can be modified by means of nitrates and sulphates (oxidising agents) or carbon (a reducing agent).

The choice of the fining agent (chemical fining) depends on the type of glass to be produced. Some glasses may not contain sulphates (i.e. display glasses) or need fining agents that only release their fining gases at very low (hand-blown glasses) or very high temperatures (where viscosity level is sufficiently low typically <50 Pa·s). Also the oxidation state at which the glass should be melted to obtain the required colour will determine the choice of the fining

agents; some fining agents are only effective at very highly oxidised conditions. Therefore, the selection of fining agents depends on the temperatures in the melt, the redox state of the glass and environmental considerations. Sulphate fining typically takes place at temperatures above 1300 °C in most soda-lime-silica glass melts, depending on the batch redox state (for instance, depending on the presence and level of sulphate and carbon in the batch formulation).

When changing the atmospheric condition of the furnace, for instance after conversion from air to oxygen firing, an adjustment of the batch composition is often necessary.

Sodium sulphate is the most frequently used fining agent, particularly for normal flat glass, most container glass, soda-lime-silica tableware glass, continuous filament glass fibre (E-glass), and soda-lime-silica lighting glass types. Sodium sulphate decomposes into sodium oxide (which is incorporated into glass) and gaseous oxides of sulphur and oxygen gas which can be absorbed into the glass, or released with the furnace waste gases.

Homogenisation of the molten glass can also be aided by introducing bubbles of steam, oxygen, nitrogen or more commonly air through equipment in the bottom of the tank. This encourages circulation and mixing of the glass and improves heat transfer. Some processes, for example the production of optical glass, may use stirring mechanisms in the melting tank, working-end or feeders to obtain the high degree of homogeneity required. Another technique for use in small furnaces (especially special glass) is known as plaining; and involves increasing the temperature of the glass so it becomes less viscous and the gas bubbles can rise more easily to the surface.

The maximum crown temperatures encountered in glass furnaces are: container glass 1600 °C, flat glass: 1620 °C, special glass: 1650 °C, continuous filament glass fibre: 1650 °C, and glass wool: about 1400 °C (but may be higher) [103, Beerkens, Fining glass. Boron 2008].

Redox state of glass

As already mentioned above, the redox state of glass is an important technological aspect of the glass melting process, having an influence on the fining stage of the glass melt, the colour of the glass and its infrared absorption characteristics (heat absorption).

The redox state of the glass is often measured by determining the equilibrium oxygen pressure (p_{O_2}) of the melt (partial pressure in equilibrium with the dissolved oxygen). The amount of dissolved oxygen in the melt depends mainly on the presence and quantity of oxidising agents (supplying oxygen) or reducing agents (reacting with oxygen and absorbing it) in the batch formulation. Among the oxidising agents, the most important are sulphates, nitrates and polyvalent ions in their most oxidised state (e.g. Fe_2O_3 , Sb_2O_5 , As_2O_5 , SnO_2 , CeO_2). Typical reducing agents are organic compounds (mainly present in the external cullet), carbon, sulphides and reduced forms of polyvalent ions.

A difference in the redox state of the melt may result in a significant colour change in the glass. For instance, the presence of ferric iron (Fe^{3+}) produces a yellowish-brown colour, while the presence of ferrous iron (Fe^{2+}) will give the glass a bluish-green colour.

The redox state and the presence of certain polyvalent ions in the melt may have an effect on the quantity of heat absorbed by the glass and, consequently, on the melting and forming process.

For the production of several types of glasses, oxidising conditions are necessary; therefore, additional oxidants such as nitrates or extra amounts of sulphates are needed in the batch formulation. When external recycling cullet is used in the batch containing reduced glasses (e.g. amber glass) or organic contaminants (food and/or drink residues, paper, plastics), an extra amount of oxidant is often required in order to maintain or correct the colour of the glass and to provide the necessary fining properties to the batch formulation.

Other glasses need reducing conditions, such as amber glass and special green colours. In these cases, a highly oxidised atmosphere in the furnace may negatively affect the glass colour.

Melting conditions that cause variations in the redox state of the glass often result in a significant enhancement of the volatilisation phenomena from the melting furnace, with a consequently potential increase of solid and gaseous emissions. This phenomenon may be particularly evident for the sulphur oxides emissions. Reduction at the glass melt surface, generated by reducing flames, can enhance the evaporation of alkali (increased corrosion of superstructure materials) and increase the levels of dust formulation in the flue-gases.

Conditioning

A conditioning phase at lower temperatures follows the primary melting and fining stages. During this process, all remaining soluble bubbles are reabsorbed into the melt. At the same time, the melt cools slowly to a working temperature of between 900 and 1350 °C.

In batch melting, these steps occur in sequence, but in continuous furnaces, the melting phases occur simultaneously in different locations within the tank. The batch is fed at one end of the tank and flows through different zones in the tank and forehearth where primary melting, fining, and conditioning occur. The refining process in a continuous furnace is the most delicate of the melting phases.

Glass does not flow through the tank in a straight line from the batch feeder (doghouse entrance) to the throat and feeders or canals where the glass reaches the typical working/forming temperatures. It is diverted following different possible trajectories in the tank, dependent on the free convection and forced convection flows, including recirculation flows and static melts (dead water zones). The batch pile, or the cold mixture of raw materials, is not only melted at the surface, but also from the underside by the molten glass bath. Relatively cold, bubbly glass forms below the bottom layer of batch material and sinks to the bottom of the tank. Appropriate convection currents must bring this material to the surface, since fining occurs in tank furnaces primarily at the surface of the melt where bubbles need to rise only a short distance to escape. If thermal currents flow too fast, they inhibit fining by bringing the glass to the conditioning zone too soon. Guiding walls or weirs can be built into the inner tank structure to create ideal glass flow paths.

2.3 Melting techniques

[19, CPIV 1998]

This section summarises the most important melting techniques used within the glass industry. Different techniques are used within the stone wool and frits sectors, and these techniques are discussed separately within the specific sections for each sector. The choice of the melting technique will depend on many factors but particularly on the required capacity, the glass formulation, fuel prices, existing infrastructure and environmental performance. For example, as a general guide, (to which there are inevitably exceptions) the criteria below are normally applied.

- For large capacity installations (>500 t/d) cross-fired regenerative furnaces are almost always employed.
- For medium capacity installations (100 to 500 t/d), regenerative end port furnaces are favoured, though cross-fired regenerative, recuperative unit melters, and in some cases oxy-fuel or electric melters may also be used according to circumstances.
- For small capacity installations (25 to 100 t/d), recuperative unit melters, regenerative end port furnaces, electric melters and oxy-fuel melters are generally employed.

Table 2.3 gives an estimate of the different types of furnaces which exist in the EU, with the numbers and capacities of each type.

Table 2.3: Estimate of EU furnace types in 2005 (for installations >20 t/day)

Type of furnace	Number of units	(%) of Total	Melting capacity (t/yr)	Average melting capacity (t/d)
End-fired	225	35.8	16 100 000	196
Cross-fired	145	23.1	20 300 000	384
Electric	43	6.85	800 000	51
Oxygen	35	5.6	1 600 000	125
Recuperative	120	19.1	3 300 000	75
Other types	60	9.55	900 000	41
Total	628	100	43 000 000	188
<i>Source: [130, CPIV 2008]</i>				

Glass furnaces are generally designed to melt large quantities of glass over a typical lifetime of 10 – 12 years and in some cases up to 20 years or more and range in output from 20 up to 1 000 tonnes of glass per day. The glass is contained in a tank constructed of blocks of appropriate refractory materials and generally of overall rectangular form closed by a vaulted ceiling or crown. Electrical furnaces tend to be more square with a flat ceiling and open on one side, for batch access. The refractory blocks are maintained in position by an external steel framework. There are many furnace designs in use, and they are usually distinguished in terms of the method of heating, the combustion air preheating system employed, and the burner positioning.

Glass making is a very energy-intensive activity and the choice of energy source, heating technique and heat-recovery method are central to the design of the furnace. The same choices are also some of the most important factors affecting the environmental performance and energy efficiency of the melting operation. The three main energy sources for glass making are natural gas, fuel oil and electricity. In the first half of the XXth century, many glassmakers used producer gas made by the reactions of air and water with coal at incandescent temperatures.

The use of natural gas is increasing in the glass industry due to its economy, high purity, ease of control and the fact that there is no requirement for storage facilities. Compared to fuel-oil, it is associated with lower emissions of sulphur dioxide and CO₂ but it is often associated with higher NO_x emissions.

The opinion generally held within the industry is that oil flames, being more radiant than gas flames, give better heat transfer to the melt. In addition, the different heat capacities of the related waste gases lead to a different energy loss through the flue-gas, when comparing gas with oil firing. On the other hand, most fuel-oil types used for the melting process need preheating, up to 110 – 120 °C, in order to obtain a sufficiently low viscosity level for transfer, transport and injection (atomisation) through the burner nozzles. Many large furnaces are equipped to run on both natural gas and fuel oil. The change of fuel requires only a straightforward change of burners. In many cases, gas supply contracts are negotiated on an interruptible basis during peak demand, which necessitates the facility for fuel changeover. The main reason for the periodic change between gas and fuel oil is the prevailing relative prices of the fuels. In order to enhance control of the heat input, it is not uncommon for predominantly gas-fired furnaces to burn oil on one or two ports. The use of a mix of fuel and gas is also becoming more and more common; in this case, a suitable single burner is applied.

The third common energy source for glass making is electricity. Electricity can be used either as the exclusive energy source or in combination with fossil fuels; this is described in more detail in other relevant sections in the document. Electricity can be used to provide energy in three basic ways: resistive heating, where a current is passed through the molten glass; induction heating, where heat is induced by the change in a surrounding magnetic field; and the use of heating elements. Resistive heating is the only technique that has found commercial application within the glass industry, and it is the only technique considered within this document.

2.3.1 Regenerative furnaces

[19, CPIV 1998] [2, UKDoE 1991]

The term 'regenerative' refers to a form of heat-recovery system used in glass making. Burners firing fossil fuels are usually positioned in or below combustion air/waste gas ports. The heat in the waste gases is used to preheat air prior to combustion. This is achieved by passing the waste gases through a chamber containing refractory material, which absorbs the heat. The furnace fires on only one of two sets of burners at any one time. After a predetermined period, usually 20 minutes, the firing cycle of the furnace is reversed and the combustion air is passed through the chamber previously heated by the waste gases. A regenerative furnace has two regenerator chambers; while one chamber is being heated by waste gas from the combustion process, the other is preheating incoming combustion air. Typical air preheat temperatures (depending on the number of ports) are normally in the range of 1200 – 1350 °C, sometimes up to 1400 °C.

Figure 2.1 shows a schematic representation of a cross-fired regenerative furnace.

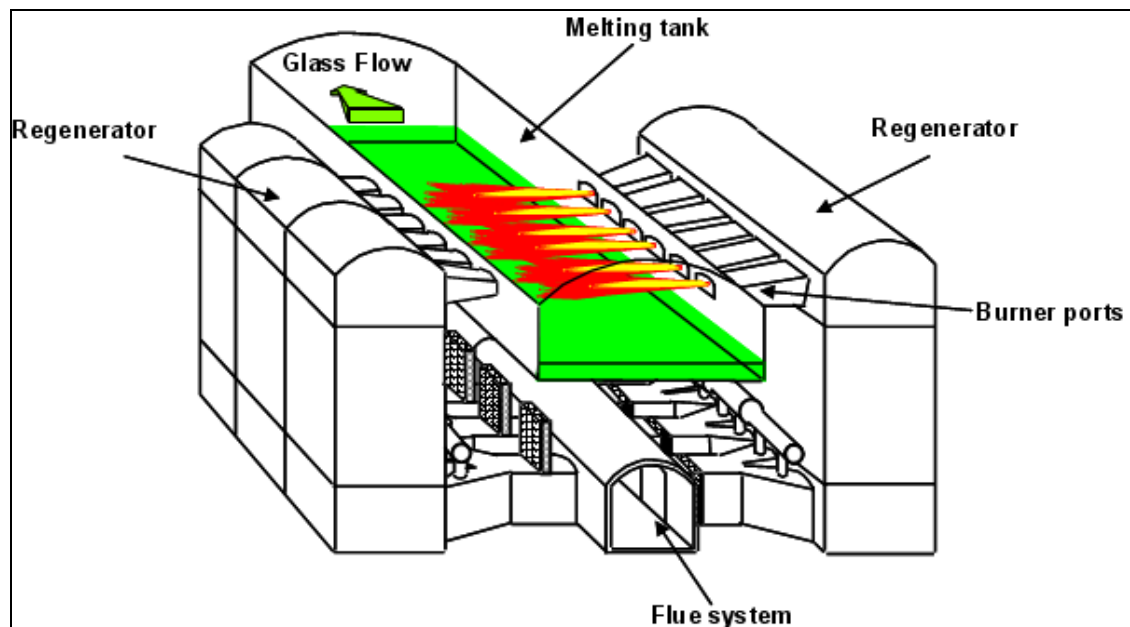


Figure 2.1 A cross-fired regenerative furnace

In the cross-fired regenerative furnace, combustion ports and burners are positioned along the sides of the furnace, regenerator chambers are located on either side of the furnace and are connected to the furnace via the port necks. The flame passes above the molten material and directly into the opposite ports. The number of ports used (up to eight) is a function of the size and capacity of the furnace and its particular design. Some larger furnaces may have the regenerator chambers divided for each burner port.

This type of design effectively using a multiplicity of burners is particularly suited to larger installations, facilitating the differentiation of the temperature along the furnace length necessary to stimulate the required convection currents in the glass melt.

In Figure 2.2 a cross-section of a regenerative furnace is presented.

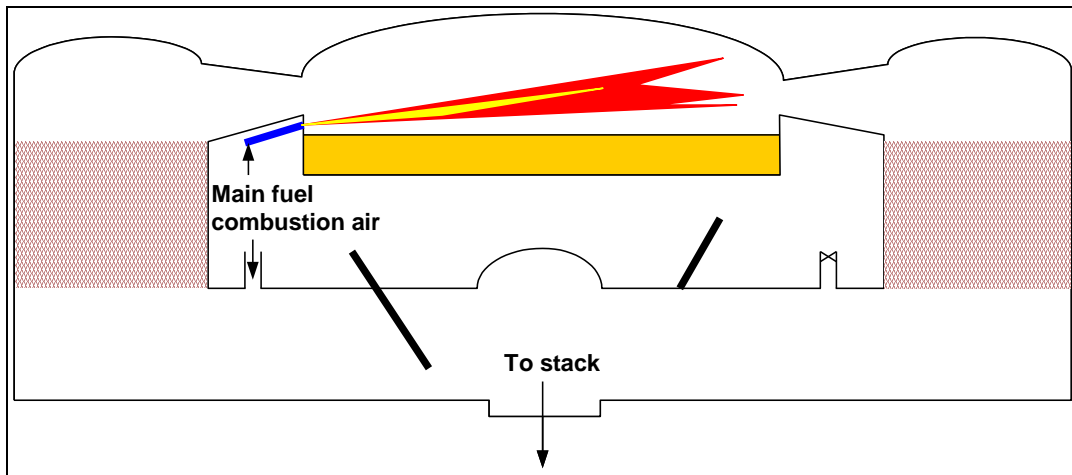


Figure 2.2 Cross-section of a regenerative furnace

In the end-fired regenerative furnace, the principles of operation are the same; however, the two regenerative chambers are situated at one end of the furnace each with a single port. The flame path forms a U shape returning to the adjacent regenerator chamber through the second port. This arrangement enables a somewhat more cost-effective regenerator system than the cross-fired design but has less flexibility for adjusting the furnace temperature profile and is thus less favoured for larger furnaces.

In general, end-fired furnaces are more energy efficient than cross-fired furnaces for two main reasons: firstly, the number of burner ports is lower, reducing the amount of energy loss through the ports, which can be rather high; secondly, the residence time of the combustion gases in the end-fired furnace is higher than in a cross-fired furnace, allowing more time for the flames to radiate the energy to the batch blanket and the glass melt.

Figure 2.3 shows a schematic representation of a single pass end-fired regenerative furnace.

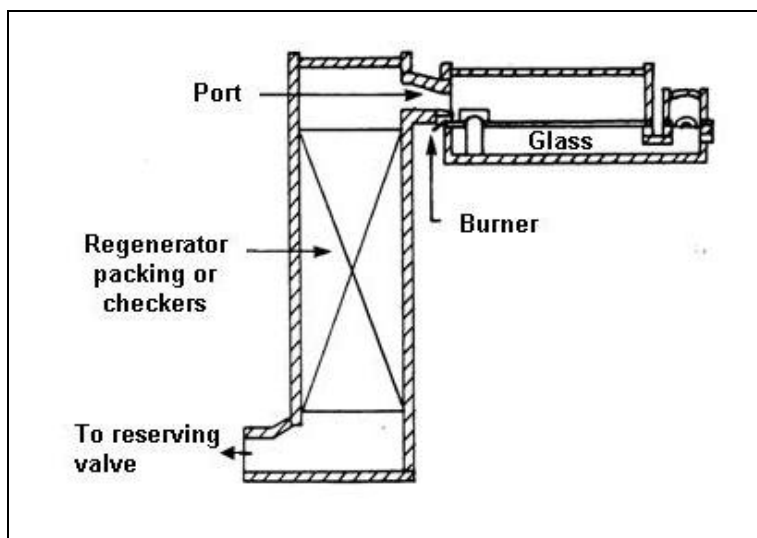


Figure 2.3 Single pass end-fired regenerative furnace

Figure 2.4 shows a plan view of an end-fired regenerative furnace

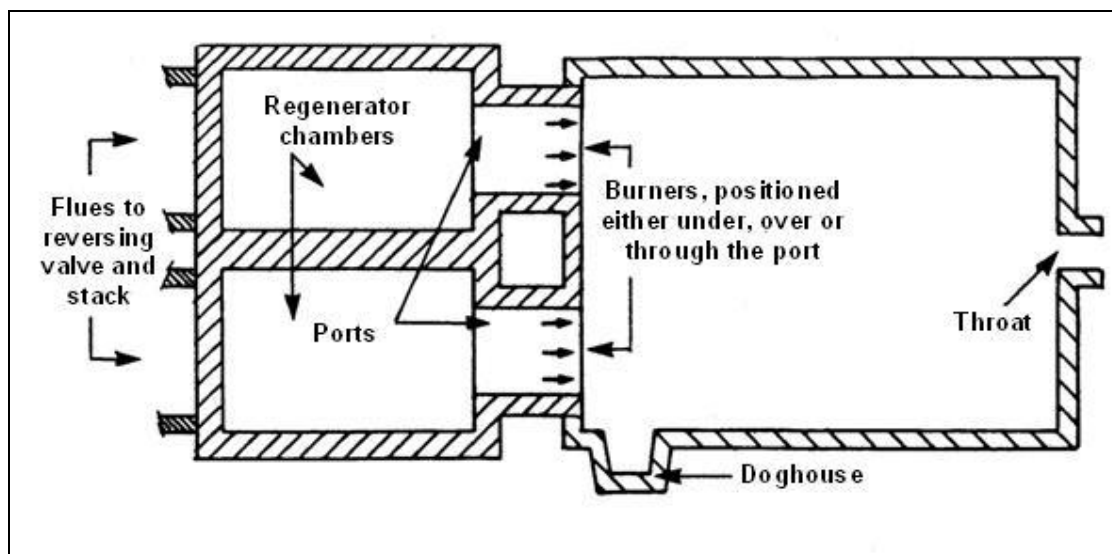


Figure 2.4 Plan view of an end-fired regenerative furnace

Most conventional glass container plants have either end-fired or cross-fired regenerative furnaces, and all float glass furnaces are of a cross-fired regenerative design. Preheat temperatures are normally in the range of 1300 – 1350 °C, with higher values up to 1400 °C, leading to very high thermal efficiencies.

2.3.2 Conventional recuperative furnace

[19, CPIV 1998]

The recuperator is another common form of heat recovery system usually used for smaller furnaces. In this type of arrangement, the incoming cold air is preheated indirectly by a continuous flow of waste gas through a metal (or, exceptionally, ceramic) heat exchanger. Air preheat temperatures are limited to around 800 °C for metallic recuperators, and the heat recovered by this system is thus lower than for the regenerative furnace. The lower direct energy efficiency may be compensated for by additional heat recovery systems on the waste gases, either to preheat raw materials or for the production of steam. However, one consequence is that the specific melting capacity of conventional recuperative furnaces is limited to 2 tonnes/m²/day compared to typically 3.2 tonnes/m²/day for a regenerative furnace in the container glass sector. This lack of melting capacity can be partially compensated for by the use of electric boosting.

Although originally unit melters (or direct fired) furnaces were not necessarily equipped with recuperators, this is now exclusively the case and the term ‘unit melter’ has become synonymous with the conventional recuperative furnace. The burners are located along each side of the furnace. The convective flow patterns generated will preferably bring the hot combustion gases above the relatively cold batch blanket, before the gases exit the combustion chamber through the exhaust port. This would give the maximum heat transfer to the batch and the glass melt.

This type of furnace is primarily used where a high flexibility of operation is required with a minimum initial capital outlay, particularly where the scale of operation is too small to make the use of regenerators economically viable. Recuperative furnaces are more appropriate for small capacity installations although higher capacity furnaces (up to 400 tonnes per day) are not uncommon.

Special design furnaces, such as LoNO_x® and Flex® melters are also recuperative-type furnaces with various additional features, which are better described in Section 4.4.2.3.

2.3.3 Oxy-fuel melting

This technique involves the replacement of the combustion air with oxygen (>90 % purity). The elimination of the majority of the nitrogen from the combustion atmosphere reduces the volume of the waste gases which are composed almost entirely of carbon dioxide and water vapour, by about two thirds. Therefore, energy savings are possible because it is not necessary to heat the atmospheric nitrogen to the temperature of the flames. The formation of thermal NO_x is greatly reduced, because the only nitrogen present in the combustion atmosphere is the residual nitrogen in the oxygen, nitrogen in the fuel, nitrogen from nitrate breakdown, and that from any parasitic air.

In general, oxy-fuel furnaces have the same basic design as unit melters, and have multiple lateral burners and a single waste gas exhaust port. However, furnaces designed for oxygen combustion do not utilise heat-recovery systems to preheat the oxygen supply to the burners.

Although oxy-fuel combustion technology is well established for some sectors of the glass industry (e.g. continuous filament glass fibre, some special glass types), it is still considered a developing technology by other sectors because of potentially high financial risks. However, considerable development work is being undertaken and the technique is becoming more widely accepted as the number of plants increases. This technique is discussed further in Section 4.4.2.5.

2.3.4 Electric melting

[19, CPIV 1998] [9, IPC Guidance S2 3.03 1996] [2, UKDoE 1991] [71, VDI 3469-5 2007]

An electric furnace consists of a refractory lined box supported by a steel frame with electrodes inserted either from the side, from the top or, more usually, from the bottom of the furnace. The energy for melting is provided by resistive heating as the current passes through the molten glass. It is, however, necessary to use fossil fuels when the furnace is started up at the beginning of each campaign. The furnace is operated continuously and has a lifetime of between 2 and 7 years. The top of the molten glass is covered by a layer of batch material, which gradually melts from the bottom upwards, hence the term ‘cold-top’ melter. Fresh batch material is added to the top of the furnace, usually by a conveyor system that moves across the whole surface. Most electric furnaces are fitted with bag filter systems and the collected material is recycled to the melter.

The technique is commonly applied in small furnaces particularly for special glass. The main reason for this is that the thermal efficiency of fossil fuel fired furnaces decreases with furnace size and heat losses per tonne of melt from small furnaces can be quite high. Heat losses from electric furnaces are much lower in comparison and for smaller furnaces the difference in melting costs between electrical and fossil fuel heating is therefore less than for larger furnaces. Other advantages of electric melting for small furnaces include lower rebuild costs, comparative ease of operation and better environmental performance in terms of direct emissions. A full economic and environmental assessment should however include indirect emissions.

There is an upper size limit to the economic viability of electric furnaces, which is closely related to the prevailing cost of electricity compared with fossil fuels. Electric furnaces can usually achieve higher melt rates per square metre of furnace, and the thermal efficiency of electric furnaces (based on the energy delivered to the furnace, not on the primary energy necessary to generate the electricity) is two to three times higher than fossil fuel fired furnaces.

However, for larger furnaces, this is often not sufficient to compensate for the higher costs of electricity.

The absence of combustion in electric melting means that the waste gas volumes are extremely low, resulting in low particulate carryover and a reduced size of any secondary abatement equipment. The emissions of volatile batch components are considerably lower than in conventional furnaces due to the reduced gas flow and the absorption and reaction of gaseous emissions in the batch blanket. The main gaseous emissions are carbon dioxide from the carbonaceous batch materials.

However, if a global view is taken, the environmental benefits associated with the use of electric melting should be considered against the releases arising at the power generation plant, and the efficiencies of power generation and distribution.

A complication with electric melting is the use of sodium nitrate or potassium nitrate in the batch. The general view in the glass industry is that nitrate is required in cold-top electric furnaces to provide the necessary oxidising conditions for a stable, safe and efficient manufacturing process. The problem with nitrate is that it breaks down in the furnace to release nitrogen oxides.

This is not the case for all glasses that are produced with electric melting. As an example, for high temperature insulation glass wools (ASW/RCF and AES) the batch formulation does not require the use of nitrates.

2.3.5 Combined fossil fuel and electric melting

[19, CPIV 1998] [9, IPC Guidance S2 3.03 1996]

There are two principal approaches to the use of this technique: predominantly fossil fuel firing with an electric boost; or predominantly electrical heating with fossil fuel support. Clearly the proportion of each type of heat input can be varied with each technique.

Electric boosting is a method of locally adding extra heat to the glass melt in a melting furnace by passing an electric current through electrodes positioned in the sidewalls (horizontal electrodes) or through the bottom (vertical electrodes) of the tank. Mostly, rod shaped electrodes are used, but electrode plates are also applied within the glass industry. The technique is commonly used within fossil fuel fired furnaces in the glass industry. Traditionally, it is used to increase the throughput of a fossil fuel fired furnace to meet periodic fluctuations in demand, without incurring the fixed costs of operating a larger furnace. The technique can be installed while a furnace is running, and it is often used to support the pull rate of a furnace as it nears the end of its operating life or to increase the capacity of an existing furnace.

Electric boosting can also be used to reduce the direct emissions of the furnace by substituting electrical heating for combustion for a given glass pull rate. Usually 5 to 20 % of the total energy input would be provided by electric boost although higher figures can be achieved. However, a high level of electric boost is not used as a long-term option for base level production due to the high operating costs associated with it. Variable levels of electric boost are frequently used in coloured glass due to the poor radiant heat transfer in green and amber glass. In the case of electric boosting, the electrodes provide extra heat especially in the lower layers of the glass melt in the tank.

A less common technique is the use of gas or oil as a support fuel for a principally electrically-heated furnace. This simply involves firing flames over the surface of the batch material to add heat to the materials and to aid melting. The technique is sometimes referred to as over-firing and is often used to overcome some of the operational difficulties encountered with 100 % electric melting.

2.3.6 Discontinuous batch melting

[22, Schott 1996]

Where smaller amounts of glass are required, particularly if the glass formulation changes regularly, it can be uneconomical to operate a continuous furnace. In these instances, pot furnaces or day tanks are used to melt specific batches of raw material. Most glass processes of this type would not fall under the control of the Directive because they are likely to have less than 20 tonnes per day of melting capacity. However, there are a number of examples in the domestic glass and special glass sectors where capacities above this level exist, particularly where more than one operation is carried out at the same installation.

A pot furnace is usually made of refractory brick for the inner walls, silica brick for the vaulted crown and insulating brick for the outer walls. Basically, a pot furnace consists of a lower section to preheat the combustion air (either a regenerative or a recuperative system), and an upper section which holds the pots and serves as the melting chamber. The upper section holds six to twelve refractory clay pots, in which different types of glass can be melted.

There are two types of pots: open pots and closed pots. Open pots have no tops and the glass is open to the atmosphere of the furnace. Closed pots are enclosed and the only opening is through the gathering hole. With open pots, the temperature is controlled by adjusting the furnace firing; with closed pots, firing is at a constant rate, and the temperature is controlled by opening or closing the gathering hole. The capacity of each pot is usually in the range of 100 to 500 kg, with a lifetime of 2 to 3 months under continuous operation.

The furnace is heated for 24 hours each day but the temperature varies (glass temperature only for closed pots) according to the phase of the production cycle. Generally, the batch is loaded into the pots in the late afternoon and melted in the evening; the temperature is increased overnight to refine the melt so the glass can be processed the next morning. During melting, the temperature climbs to between 1300 and 1600 °C, depending on the glass type, and during the removal and processing of the glass, the furnace temperature is in the range of 900 to 1200 °C.

Day tanks are further developed from pot furnaces to have larger capacities, in the region of 10 tonnes per day. Structurally they more closely resemble the quadrangle of a conventional furnace, but are still refilled with batch each day. The melting is usually done at night and the glass goes into production the next day. They allow a change in glass type to be melted at short notice and are primarily used for coloured glass, crystal glass, soft special glasses and frits (ceramic and enamel frit).

2.3.7 Special furnace designs

[59, SORG 1999] [60, SORG 1999]

The attention paid to limiting NO_x emissions has led some furnace designers to propose unit melter type furnaces that integrate various features intended to permit lower flame temperatures. The best known of this type of furnace is the LoNO_x[®] melter.

The LoNO_x[®] melter is a recuperative-type furnace which uses a combination of shallow bath refining and raw material preheating to achieve reduced NO_x levels, potentially without the penalty of reduced thermal performance. The shallow bath refiner forces the important critical current path close to the surface of the glass bath, thereby reducing the temperature differential between it and the furnace superstructure. The furnace can be operated at lower temperatures than a comparable conventional furnace. This technique is described more fully in Section **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**

Another furnace design is the Flex[®] melter, which is principally marketed as an alternative to pot furnaces and day tanks. It uses a combination of electricity and natural gas resulting in a compact furnace with low operating temperatures and low energy consumption. The furnace is divided into melting and refining zones, which are connected by a throat. The refining area consists of a shallow bank followed by a deeper area. The melting end is electrically heated and the refining zone is gas heated, but electrodes may be added at the entrance. The waste gases from the refining zone pass through the melting area and over the batch. A number of low arches prevent radiation from the hotter part of the furnace from reaching the colder areas, so that a large part of the energy in the waste gases is transferred to the batch.

The separation of the melting and refining zones is the basis of the flexibility of the furnace. During standstill periods, temperatures are lowered and volatilisation from refining is reduced. No drain is needed and due to the low glass volume, normal operating temperature is reestablished quickly. The low volume also helps to make faster composition changes.

2.4 Container glass

[19, CPIV 1998] [2, UKDoE 1991]

This section deals with the manufacture of packaging glass based on soda-lime and modified soda-lime formulations by fully automated processes. The manufacture of other products is covered in the domestic and special glass sectors. Typical container glass composition is given in Table 2.4 below. Due to the diversity of the sector, almost all of the melting techniques described in Section 2.3 are found in container glass production.

Table 2.4: Typical container glass composition

Component	Mass percentage
Silicon oxide (SiO ₂)	71 – 73
Sodium oxide (Na ₂ O)	12 – 14
Calcium oxide (CaO)	9 – 12
Magnesium oxide (MgO)	0.2 – 3.5
Aluminium oxide (Al ₂ O ₃)	1 – 3
Potassium oxide (K ₂ O)	0.3 – 1.5
Sulphur trioxide (SO ₃)	0.05 – 0.3
Colour modifiers, etc.	Traces

The most important parameters which should be taken into account when designing the process are: the type and capacity of the furnace (including the regenerators), the mix of energy sources available (oil, gas, electric), the forecasted cullet consumption and the versatility needed (colours, weight and shape of finished articles, etc.).

The most typical and extensively used melting technique for the container glass industry is the end-fired regenerative furnace, due to the wide range of melting capacity and the versatility needed to comply with the market demand and to the good energy efficiency. The most commonly used furnace range capacity is 300 – 350 tonnes/day.

Glass containers are produced in a two-stage moulding process by using pressing and blowing techniques. There are five essential stages in automatic bottle production:

1. obtaining a piece of molten glass (gob) at the correct mass and temperature;
2. forming the primary shape in a first mould (blank mould) by pressure from compressed air (blow) or a metal plunger (press);
3. transferring the primary shape (parison) into the final mould (finish mould);
4. completing the shaping process by blowing the container with compressed air to the shape of the final mould;
5. removing the finished product for post-forming processes.

The molten glass flows from the furnace along a forehearth to a gathering bowl (spout) at the end. From the bottom of the gathering bowl, one to four parallel streams of glass are formed through appropriately sized orifices. These glass streams, modulated by a mechanical plunger system, are cut into accurate lengths by a shear mechanism to form primitive, sausage shaped, glass 'gobs'. The complete system for forming the gobs is termed the 'feeder mechanism'. Gobs are cut simultaneously from the parallel glass streams and are formed simultaneously in parallel moulds on the forming machine. These are termed single, double, triple or quadruple gob machines, the latter being adapted to high-volume productions of smaller containers. Double gob machines are the most common. Container glass furnaces feed two or more such forming machines, each via a dedicated forehearth.

A mixture of water and soluble oil is sprayed onto the shears to ensure they do not overheat and that the glass does not stick to them. From the feeder mechanism, the gobs are guided by a system of chutes into the blank moulds on the forming machine.

The forming process is carried out in two stages as shown in Figure 2.5. The initial forming of the blank may be made either by pressing with a plunger, or by blowing with compressed air, depending on the type of container. The final moulding operation is always by blowing to obtain the finished hollow shape. These two processes are thus respectively termed 'press and blow' and 'blow and blow'. The formed containers are presented for post-forming production stages on a continuous conveyor. Press and blow forming is particularly adapted to producing jars, but is also widely used for producing lightweight bottles. Blow and blow forming is more versatile and is preferred for producing standard weight bottles and more complex forms. Simplified diagrams of the two main forming processes are shown in Figure 2.5.

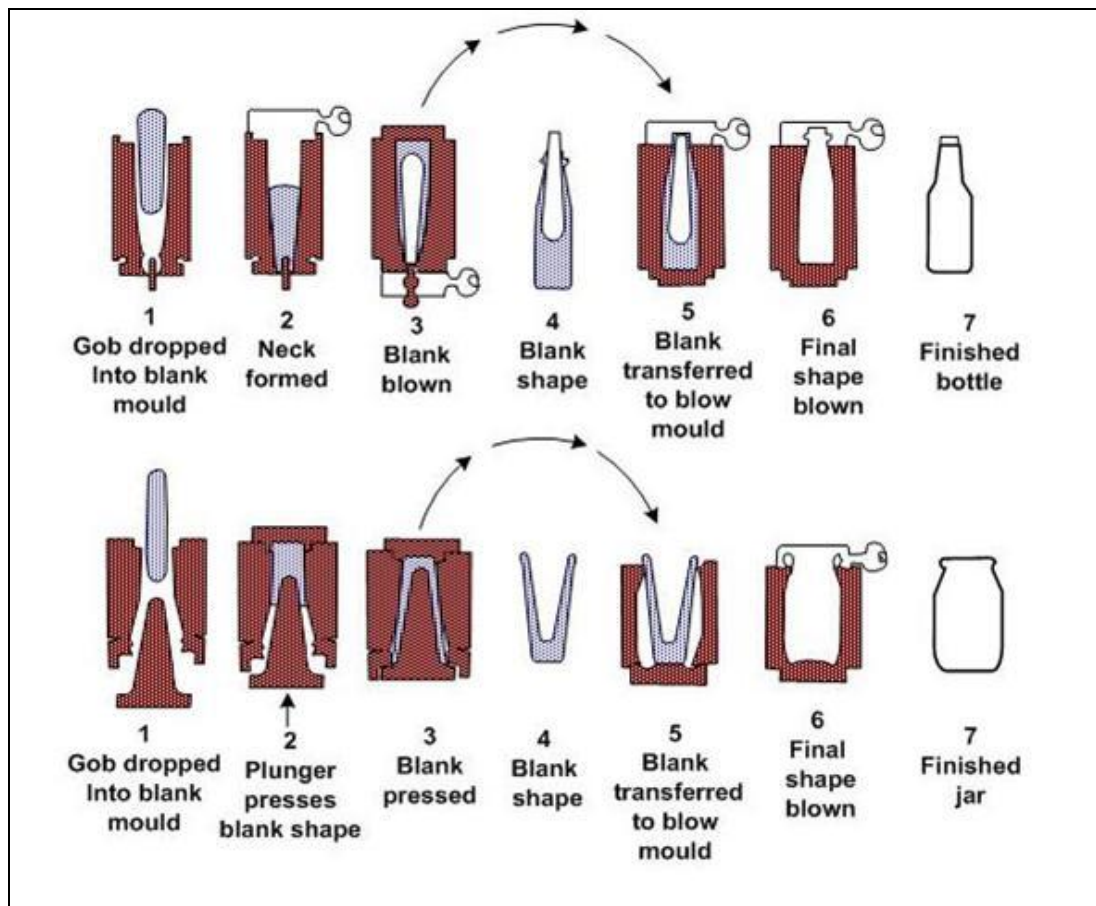


Figure 2.5 Blow and blow forming and press and blow forming

During the forming process, the glass temperature is reduced by as much as 600 °C to ensure that the containers are sufficiently solidified when taken away by conveyor. The extraction of heat is achieved with high volumes of air blown against and through the moulds. To prevent the glass from sticking to the moulds, various high temperature graphite-based release agents are applied manually and automatically to specific mould parts ('swabbing'). The moulds require periodic cleaning and maintenance.

Glass flow from the forehearth must be held constant in order to maintain the necessary temperature stability, viscosity and homogeneity of the glass fed to the forming process. If the forming process is interrupted on one of the sections, the gobs of hot glass are diverted by chutes to the basement, where they are cooled with water, fragmented, and returned to the batch house along with all other production rejects to be recycled as process cullet.

The earliest automatic machines were of rotating design, and although forming machines for tableware still use this principle, container production is carried out almost exclusively by the more flexible, in line individual section machines (IS). The IS machine consists of multiple individual container-making units (sections) assembled side by side. Each section has mould cavities corresponding to the number of gobs to be formed in parallel. The gobs are delivered sequentially to the different sections via a scoop and trough system (gob distributor and delivery). Typically IS machines are made up of 6 to 20 sections, depending on the volume and the type of market served. One major advantage of IS machines is the possibility of independently stopping the sections for adjustments or replacing mould parts.

Automatic container manufacture can be used to produce bottles and jars of almost any size, shape and colour. The simpler the shape, the faster the production rate; lightweight round beer bottles are produced at up to 750/minute on IS 12 section quadruple gob machines.

Rapid cooling of the containers on the outside surface creates high differential stresses in the glass and consequent fragility. To eliminate these, the containers are passed through a continuous annealing oven (lehr), where they are reheated to 550 °C then cooled under controlled conditions to prevent further stresses being set up. Lehrs are heated by gas or electricity but once brought to the operating temperature, the heat from the incoming containers provides the majority of the heating energy. Once sufficiently cooled, all containers are inspected automatically with automatic rejection for out-of-tolerance and other quality concerns. After inspection, the product is assembled onto pallets either in cartons or in bulk and packed and stored before shipment to the customer.

The overall efficiency of the production is measured as a 'pack to melt' ratio, i.e. the tonnage of containers packed (for shipment) as a percentage of the tonnage of glass melted in the furnace. Installations making containers for foodstuffs and beverages generally attain pack to melt ratios of between 85 and 94 %. Higher-value perfume and pharmaceutical products are subject to more stringent controls, and pack to melt ratios average around 70 %.

To improve the performance of the products, surface coatings can be applied either immediately after forming while the articles are still at a temperature of over 500 °C ('hot-end coating', often with SnO₂), or after annealing ('cold-end coating', polymeric coating). Practically always a combination of hot-end and cold-end treatments are employed. In general, the coatings are applied to the outside surface of the containers.

Glass containers are conveyed through various inspections, packaging, unpacking, filling and repackaging systems. To prevent damage between containers and to enable them to slide through guide systems without damage, lubricating treatments can be applied to the product at the cold end of the annealing lehr. The materials used are food-safe oleic acid and polyethylene-based products applied by spraying a dilute aqueous suspension, or by contact with vapours. These treatments do not, in general, give rise to significant environmental emissions.

Hot surface coatings, usually a very fine coating of tin oxide or titanium oxide, can be applied to the glass containers immediately after leaving the forming machine. In combination with subsequent lubricating cold surface coating, this prevents glass surface damage during subsequent handling. The metal oxide coating acts as a substrate to retain the lubricating organic molecules on the glass surface, and this permits a high level of scratch resistance to be developed with simple food-safe lubricants. The hot-end treatment also improves mechanical resistance.

The treatments themselves must be invisible and are thus extremely thin. The thickness of the hot surface treatment is generally <0.01 µm. To obtain uniform coatings of this thickness, the treatment is made by chemical vapour deposition (CVD), using the anhydrous chlorides of tin or titanium, or specific organo-metallic compounds. The quantity of material involved is low, in the order of 2 to 10 kg/day per production line according to production speed.

Once manufactured, glass containers may, in certain cases, go through a secondary process to add decoration and identifying characteristics before being sent to the customer. This can take the form of a pressure sensitive or heat-shrink label or heat-applied ceramic decoration.

2.5 Flat glass

[19, CPIV 1998]

The term 'flat glass' strictly includes all glasses made in a flat form regardless of the form of manufacture. However, for the purposes of this document, it is used to describe float glass and rolled glass production. Most other commercially produced flat glasses are either covered in the special glass sector (e.g. ceramic hobs) or the scale of production is below the 20 tonnes/day specified in the Directive. Other methods of producing large quantities of flat glass for building and automotive applications are considered obsolete in the European Union. These products are referred to as sheet glass and plate glass, and are discussed briefly in Chapter 1. Most flat glass is produced with a basic soda-lime formulation; a typical flat glass composition is given in Table 2.5. Float glass and rolled glass are produced almost exclusively with cross-fired regenerative furnaces.

Table 2.5: Typical soda-lime silica flat glass composition

Component	Mass percentage
Silicon dioxide (SiO ₂)	72.6
Sodium oxide (Na ₂ O)	13.6
Calcium oxide (CaO)	8.6
Magnesium oxide (MgO)	4.1
Aluminium oxide (Al ₂ O ₃)	0.7
Potassium oxide (K ₂ O)	0.3
Sulphur trioxide (SO ₃)	0.17
Minor materials (colour modifiers and incidental impurities from raw materials)	Traces

2.5.1 The float glass process

The basic principle of the float process is to pour the molten glass onto a bath of molten tin, and to form a ribbon with the upper and lower surfaces becoming parallel under the influence of gravity and surface tension.

The float tank (or bath) consists of a steel casing supported by a steel framework, and lined with refractory blocks which contain the molten tin. The float tank is about 55 to 60 m long, 4 to 10 m wide and divided into 15 to 20 bays. The tank is airtight and a slightly reducing atmosphere is maintained by the injection of a mixture of nitrogen and hydrogen. This is essential to prevent the oxidation of the tin surface, which would damage the crucial contact surface between the glass and the tin. Molten tin is used as the bath liquid because it is the only substance which remains liquid and without a significant vapour pressure over the required temperature range.

The molten glass flows from the furnace along a refractory-lined canal, which can be heated to maintain the correct glass temperature. At the end of the canal, the glass pours onto the tin bath through a special refractory lip ('the spout') which ensures correct glass spreading. The glass flow is controlled by means of an adjustable suspended refractory shutter in the canal (the front 'tweel'). Where the glass first makes contact with the tin, the temperature of the metal is about 1000 °C cooling to about 600 °C at the exit of the bath. As it passes over the surface of the bath, the glass develops a uniform thickness and assumes the almost perfect flatness of the molten tin.

Figure 2.6 shows a schematic representation of the float glass process.

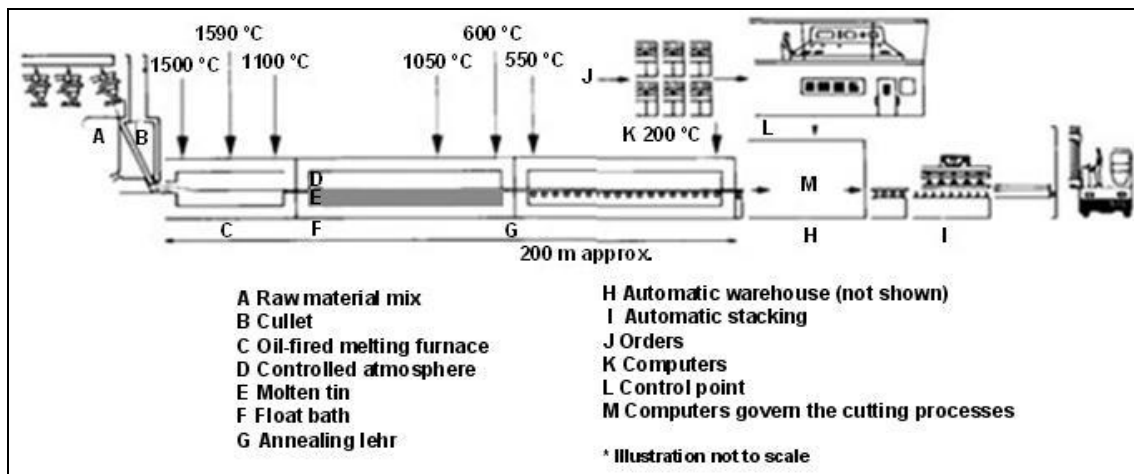


Figure 2.6 The float glass process

Inside the float tank are several pairs of water-cooled top rollers, adjustable in direction, height, penetration and angle. These rollers catch the glass sheet on both edges by cog-wheels and draw it in length and width. The rate of glass flow and the rotation speeds of the rollers help to govern the thickness of the glass, typically from 1.5 to 19 mm. The glass has a maximum natural thickness on the tin surface, and graphite barriers can be introduced in order to produce the thicker glasses.

At the exit of the float bath, the glass ribbon is taken out by lift-out rollers, and is passed through a temperature-controlled tunnel, the lehr, to be annealed. At the beginning of the lehr, SO₂ is sprayed on both sides of the ribbon, providing a surface treatment to protect the glass against the contact of the rollers. The lehr is divided into sections in which there is heating and indirect or direct cooling by forced and natural convection. Glass is thus gradually cooled from 600 to 60 °C in order to reduce residual stresses caused during the forming process to an acceptable level. This operation needs time and space, and from the pouring of glass onto the float bath to the cutting line, there is a continuous 200 m ribbon of glass.

The cooled glass ribbon is cut on-line by a travelling cutter; the angle of the cutter against the line depends on the speed of the line (90 ° if it is not moving). The edges of the ribbon that bear roller marks are cut off and recycled to the furnace as cullet. The glass sheets are then inspected, packed and stored, either for sale or for secondary processing.

On-line coatings can be applied to improve the performance of the product (e.g. low-emissivity glazing). On-line coating processes are case specific and the total number of plants within the industry with on-line coating facilities is very low. A moving ribbon of glass is coated whilst hot by the impingement onto its surface of silica or tin compounds where they react to form the required film. The process generally consists of two separate coating stages, a silicon-based undercoat and a separate topcoat, e.g. fluorine-doped tin oxide. Due to the nature of the chemicals used, emissions of acid gases and fine particulates can arise, which are generally treated in a dedicated abatement system.

2.5.2 The rolled process (patterned and wired glass)

A schematic representation of the rolled glass process is shown in Figure 2.7 below.

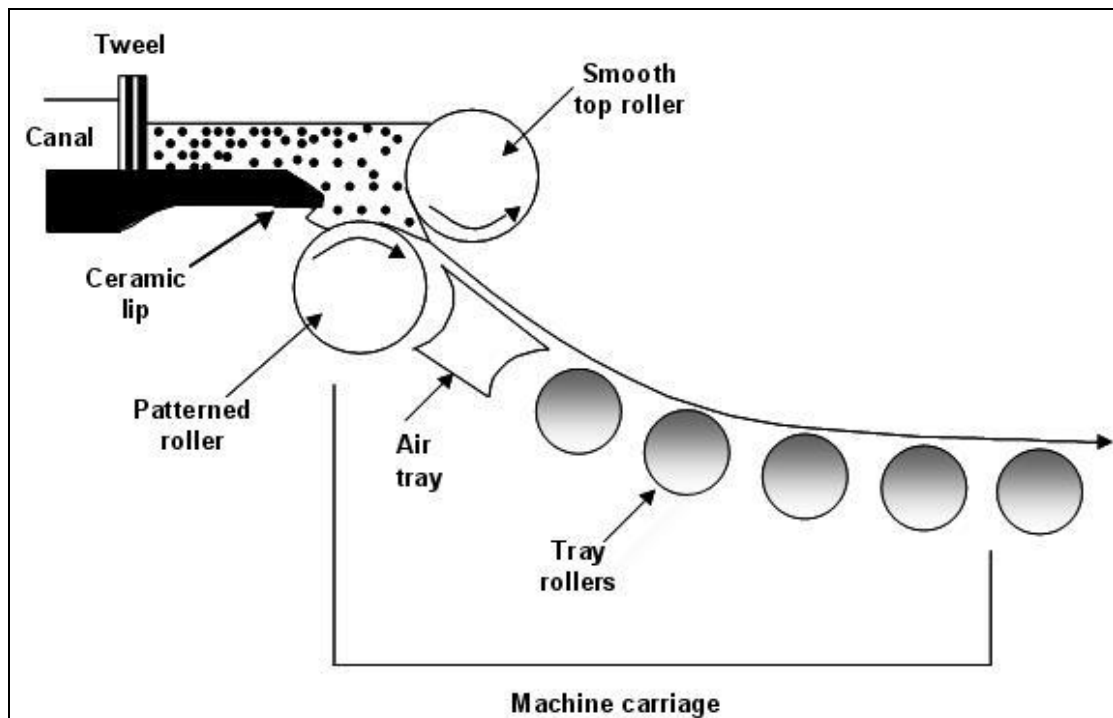


Figure 2.7 The rolled glass process

Rolled glass is formed by a continuous double-roll process. Molten glass at about 1000 °C is squeezed between water-cooled steel rollers to produce a ribbon with a controlled thickness and surface pattern.

The glass is conveyed from the melting furnace into a forehearth in order to reach the required temperature upstream of the roller pass. Depending on the furnace capacity and the desired output, one or two machines can be fed from one furnace. The rotating rollers pull molten glass into the pass, from which it emerges as a ribbon of thickness determined by the separation between the rollers. A typical ribbon width is about 2 metres. In passing through the water-cooled rollers, heat is extracted. Control of the temperature at the interface is essential to the correct operation of the process and the quality of the product. When emerging from the rollers, the ribbon is viscous enough to avoid significant narrowing and to be carried forward over moving rollers for about 2 metres. There it is further cooled and carried forward into the annealing lehr at about 600 °C.

In this process, the rollers serve three functions: to form the ribbon, to imprint the chosen pattern, and to remove heat. The rollers must be very accurately machined with perfect axial symmetry and a uniform pattern without any defect over the whole roller surface.

The range of patterns produced is very wide so that frequent changes must be made to meet market demands. Thus, one important consideration of machine design is the ease with which a pattern roller can be changed. The most usually adopted solution is to set up two rolling machines side by side on a switch rail. In this way, the new pattern rollers can be mounted in the spare machine ready to be pushed into place when the changeover is needed. This operation requires the flow of glass to be stopped by means of a metallic boom placed in the canal upstream of the rollers.

The rolling process has been extended to produce wire-reinforced glass. There are two different techniques employed. In the first, two canals are used to provide two flows of glass to the forming machine, but in the second method, only one flow of glass and one canal are required. A wire mesh is fed down from a roll suspended above the machine and guided into the ‘bolster of glass’ that is formed by the glass flow entering the space between two rollers. Specification, control and conditioning of the wire mesh are of great importance for the quality of the product.

2.6 Continuous filament glass fibre

[19, CPIV 1998] [9, IPC Guidance S2 3.03 1996] [131, APFE 2008]

The most widely used composition to produce continuous filament glass fibre is E-glass, which represents more than 98 % of the sector output. The typical E-glass composition for general applications is shown in Table 2.6.

For glass fibre yarn products the ASTM D578 – 00 certified composition, shown in Table 2.7, is preferred. Other compositions are also used to produce continuous filaments, but only very small quantities are produced in the EU. The melting techniques used for these other formulations are very specific and are not generally representative of the techniques used in the sector as a whole. For the purposes of this document, only E-glass production is considered.

Table 2.6: Typical E-glass composition for glass fibre products used in general applications

Component	% by Weight
B ₂ O ₃	0 to 10
CaO	16 to 25
Al ₂ O ₃	12 to 16
SiO ₂	52 to 56
MgO	0 to 5
Total alkali metal oxides	0 to 2
TiO ₂	0 to 1.5
Fe ₂ O ₃	0.05 to 0.8
Fluoride	0 to 1.0

Table 2.7: Typical E-glass composition for glass fibre yarn products used in printed circuit boards and aerospace

Component	% by Weight
B ₂ O ₃	5 to 10
CaO	16 to 25
Al ₂ O ₃	12 to 16
SiO ₂	52 to 56
MgO	0 to 5
Na ₂ O and K ₂ O	0 to 2
TiO ₂	0 to 0.8
Fe ₂ O ₃	0.05 to 0.4
Fluoride	0 to 1.0

The glass melt for continuous filament glass fibre has generally been produced in cross-fired, air-fossil fuel, recuperative furnaces. Whilst there are still some furnaces with oxygen boost,

there has been a major trend towards 100 % oxy-fuel fired furnaces, up from 43 % of the furnaces operating in Europe in 2005. Both air-fuel and oxy-fuel furnaces can be equipped with electric boost (50 % of furnaces were equipped in 2005). Regenerative furnaces are not used within the sector due to the relatively small furnace sizes, and because borate condensation may occur at the temperature in the regenerators causing severe problems. The most commonly used glass formulation in this sector is E-glass, which has a very low alkali content resulting in low electrical conductivity. At the time of writing (2010) it is not considered economically viable to melt E-glass using 100 % electric melting.

The molten glass flows from the front end of the furnace through a series of refractory-lined, gas-heated canals to the forehearths. In the base of each forehearth there are several 'bushings' for delivering the melted glass to the nozzles in the bushing bottom plate for fiberising. Bushings are complex box-like structures with a perforated metal plate (bushing plate) at the base, with several hundred calibrated holes (bushing tips) and are manufactured from noble metals, such as platinum-rhodium alloys. The bushing is electrically heated and its temperature is precisely regulated over the whole surface in order to obtain a consistent rate of flow of molten glass from each hole.

The glass flowing through the bushing tips is drawn out and attenuated by the action of a high-speed winding device to form continuous filaments. Specific filament diameters in the range of 5 to 24 μm are obtained by precisely regulating the linear drawing speed (which may vary from 5 to 70 m/s). Directly under the bushing, the glass filaments undergo a drastic cooling by the combined effect of water-cooled metal fins, high airflow, and water sprays.

The filaments are drawn together and pass over a roller or belt, which applies an aqueous mixture, mainly of polymer emulsion or solution to each filament. The coating is also referred to as binder or size and serves one or both of two purposes: protecting the filaments from their own abrasion during further processing and handling operations; and/or for polymer reinforcements, ensuring good adhesion of the glass fibre to the resin. The binder content on the filaments is typically in the range of 0.5 to 1.5 % by weight. The coating material will vary depending on the end use of the product. Typical coating components include: film formers (e.g. polyvinyl acetate, starch, polyurethane, epoxy resins), coupling agents (e.g. organofunctional silanes), pH modifiers (e.g. acetic acid, hydrochloric acid, ammonium salts), and lubricants (e.g. mineral oils, surfactants).

The coated filaments are gathered together into bundles called strands that go through further processing steps, depending on the type of reinforcement being made. The strands can undergo either conventional or direct processing. In conventional processing, the strands are wound onto the rotating mandrel of the winder to form 'cakes' of up to 50 kg in weight. The cakes containing the binder of up to 1.5 % and water of up to 15 % are labelled and pass forward for fabrication. For some applications, the cakes can be processed wet, but for most they have to pass through drying ovens. The ovens are heated by gas, steam, electricity, or indirectly by hot air. The main products are chopped strands, rovings, chopped strand mats, yarns, tissues, and milled fibres.

Chopped strands are produced by unwinding the cakes and feeding the filaments into a machine with a rotating blade cylinder. The chopped strands are typically between 3 mm and 25 mm, and are conveyed into a variety of packages up to 1 tonne in weight. Rovings are produced by unwinding and combining the strands from multiple cakes, sufficient to achieve the desired weight of glass per unit length.

Chopped strand mat is produced by chopping the strands unwinding from cakes, or rovings, in cylindrical choppers. The choppers are arranged so that chopped strands can be applied to a moving conveyor belt of up to 3.5 m wide. The strands are sprayed with a secondary binder, e.g. an aqueous solution of polyvinyl acetate or saturated polyester powder. Total binder content is in the range of 2 to 10 %. The conveyor takes the then wet mat through a drying and curing oven, and then through a pair of compaction rollers before winding the mat onto a mandrel. The

mat can be made in various densities and widths and is packed into boxes with a typical weight of 50 kg.

Yarn products are produced from either dried forming cakes or from wet cakes, where the drying of the strands takes place during the twisting operation. The yarn is made on a twisting machine (or twist frame) which holds up to 100 cakes. The strands is unwound from the cake, twisted into a yarn and wound onto a bobbin. This is a complex process similar to that used in the textile industry. Usually the twisting machine will produce only one yarn from a single strand, but (although less common) multiple wound yarns are also produced.

The glass fibre tissue is produced by chopping the strands unwound from the cakes in cylindrical choppers, which feed either directly into a pulper or into intermediate bulk containers for later use. After dispersion in the pulper, the fibres are applied to a wire mesh conveyor belt by the wet-laid process. An aqueous solution of different types of resins, polyvinyl alcohol and latex is added as a binder at up to 20 % (dry content). The wire takes the web through a drying and curing oven before winding the tissue onto a tambour. The glass fibre tissue can be made in various densities and widths.

Milled fibres are made by milling cakes or chopped strands into lengths of 50 – 300 µm. The milled fibres are conveyed into a variety of packages from 20 kg up to 1 tonne.

Chopped strands, rovings, and continuous filament mats can also be produced by direct processes. Chopped strands are produced by directly introducing the strand, following coating, into a high-speed chopper. The strands are collected and, depending on the product use, either packaged wet or are dried. Direct rovings are produced using a bushing plate with a particular number of holes of different diameters, corresponding to the desired product. The filaments can be coated and the roving dried in the normal way. Continuous filament mat is produced by directly laying the strands onto a moving conveyor and spraying them with an aqueous or powder binder. A special device is used to ensure correct deposition of the filaments on the conveyor. The mat passes through a drying oven and compaction rollers, before being wound onto a mandrel and packed.

2.7 Domestic glass

[28, Domestic 1998]

This sector is one of the most diverse sectors of the glass industry, involving a wide range of products and processes. Processes range from intricate handmade activities producing decorative lead crystal, to the high volume, highly mechanised methods used to make lower-value bulk consumer products. The majority of domestic glass is made from soda-lime glass with formulations close to those of container glass. However, the formulations are generally more complex due to specific quality requirements and the more varied forming processes. As with container glass, colouring agents can be added either in the furnace or in the feeder. The other main types of domestic glass are:

- opal (opaque) glasses which contain fluoride or phosphate
- full lead crystal, lead crystal and crystal glass, with official definitions (formulation and properties) provided by Council Directive 69/493/EEC on crystal glass
- borosilicate glass which contains boron, particularly adapted for cookware due to a very low thermal expansion coefficient
- glass-ceramics for cookware with an even lower expansion coefficient.

The wide range of products and processes means that virtually all of the melting techniques described in Section 2.3 are likely to be used within the sector, from pot furnaces to large regenerative furnaces. Unlike in container production, external cullet is not widely used due to quality constraints, but internal cullet is universally used.

The forming processes fall into two main categories: automatic processing and handmade or semi-automatic processing. Automatic processing is similar to that in the container glass sector. Glass from the furnace is fed via one or more forehearth to the forming machine, where the articles are formed using moulds. The precise forming technique depends on the dimensions of the product being made. The four main techniques are: 'press and blow', 'blow and blow', pressing, and spinning. The 'press and blow' and 'blow and blow' techniques are essentially the same as for the container glass sector (see Section 2.4) and so are not described further here, although the design of the machines and operating conditions (speed, quality requirements) differ.

The pressing process is relatively simple and is used for articles which are quite shallow and where the mouth is wider than or of equal width to the base. It involves pressing a hot glass gob between a mould and a plunger, as shown in Figure 2.8. The inlet temperature of the glass melt will vary depending on the formulation, but for soda-lime glass it is typically 1150 °C.

In Figure 2.8 below a schematic representation of the pressing process for the formation of glass articles is shown.

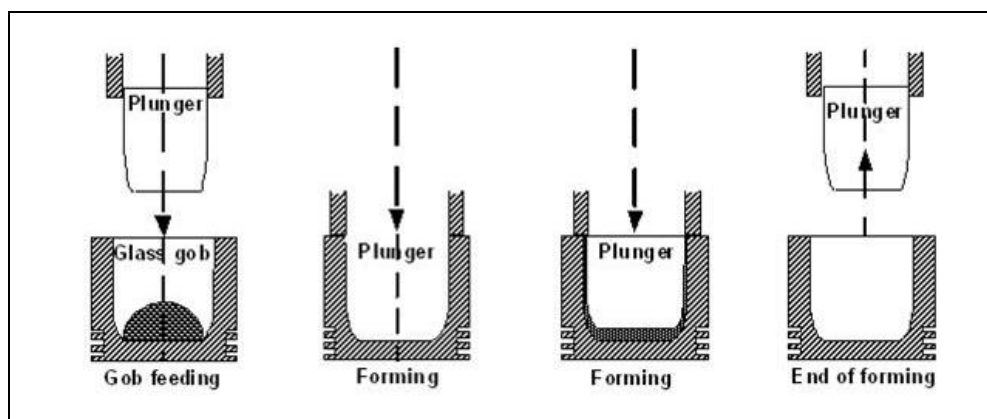


Figure 2.8 The pressing process for the formation of glass articles

The spinning process is used to produce circular articles such as plates and shallow bowls. A hot glass gob is dropped into the mould, which is then rotated and the article is formed by the resulting centrifugal force.

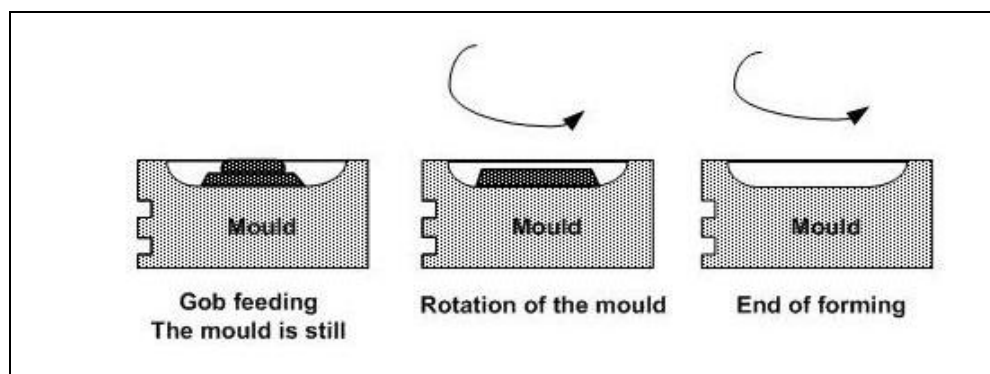


Figure 2.9 The spinning process for the formation of glass articles

The formed articles are generally fire-finished and polished to obtain the required surface quality. Very high temperatures are often necessary and are provided by means of oxy-gas, or in some cases, oxygen-hydrogen firing. These processes have the advantage of a lower specific energy consumption, easy use and a reduction of exhaust gas volumes. Following firing, the

articles pass through an annealing lehr and may have surface coatings applied. The annealing and cold coating operations are comparable to those for container glass and so are not described further (see Section 2.4). In some cases, articles do not pass through an annealing lehr but through a tempering furnace in order to increase their resistance to mechanical and thermal shock. The production of certain articles involves separately joining two or more parts after local remelting. This applies to stems and feet for glasses and handles for cups and glasses. These items are made separately by pressing, drawing or extrusion. Glass stems are often drawn from the bulb of the glass and only the foot is added separately.

For handmade articles, glass is gathered by a person with a hollow pipe, either directly from the furnace or from a feeder. A small hollow body (the parison) is made by giving a short puff into the pipe, and the shape is then formed by turning in a wooden or metal mould. The items are carried to an annealing lehr to eliminate any internal tensions and are fire finished, polished and reheated. In semi-automatic production, some steps of the process (gathering, forming, and handling) are carried out with machines or robots. In general, the manufacture of handmade articles is likely to only fall under the Directive 2010/75/EU where it is carried out at an installation where other glass making activities are undertaken.

Following the production of the basic items, they can be subjected to one or more cold finishing operations. Some of these are outlined below.

Cutting involves carving precise preselected patterns on the blank glass articles using diamond impregnated wheels. This process can be carried out either by hand or automatically depending on the product. Water (sometimes dosed with lubricants, etc.) is used as a coolant for cutting and also removes the fine glass particles produced. The water is treated and either discharged or recycled. The edges of the articles are sometimes ground and polished using similar but less specialised techniques.

Glass cutting produces a grey, unfinished surface on the glass. The glass surface is restored to its original appearance by immersion in a polishing bath of hydrofluoric and sulphuric acids. The acids smooth the glass surface because the rough areas are dissolved more readily due to their greater surface area. A white 'skin' (composed of lead sulphate) is formed on the surface of the glass. After rinsing in hot water, the glass is restored to a sparkling condition.

Fumes of HF and SiF₄ are released from the surface of the polishing bath. These fumes are treated in scrubbing towers. During this operation, hexafluorosilicic acid (H₂SiF₆) is formed, with typical concentrations of up to 35 %, and the acidic washing water is then neutralised. As an alternative, H₂SiF₆ can be recovered and, where feasible, used as a feedstock in the chemical industry. The acidic rinse-water also requires periodic neutralisation. Alternative techniques to acid polishing are under development, e.g. mechanical polishing, and high-temperature polishing either with flames or lasers.

A great variety of other techniques can be used to create attractive patterns. These include: decorating with enamels, frosting by sandblasting or acid etching, and engraving. The volumes of and associated emissions from these operations are small in comparison with the main processing stages.

2.8 Special glass

[26, Special 1998][2, UKDoE 1991][22, Schott 1996][132, Special 2008]

The special glass sector is extremely diverse, covering a wide range of products that can differ considerably in terms of composition, methods of manufacture and end uses. Also, many of the products could be considered to overlap with other sectors, especially the domestic glass sector for borosilicate glasses. In the past the main product of the special glass sector was represented by cathode ray tube glass; at the time of writing (2010) this type of production has almost vanished within the EU; while the main production consists of glass tubes and bulbs.

Most other products are of relatively low volume and often significantly below the 20 tonnes/day threshold. However, many of these low-volume products are manufactured at installations where the total production of all operations exceeds this figure. Table 2.8 gives the compositions of the main glass products of the special glass sector. Some of the glass compositions vary widely from product to product and the figures given in the table should only be considered as a guide.

This section outlines the main production methods used within the special glass sector.

Due to the diversity of the sector, a wide range of melting techniques is used; however, the low volumes of production mean that most furnaces are quite small. The most common techniques are recuperative furnaces, oxy-gas furnaces, electric melters and day tanks. In some cases, regenerative furnaces are also used, for example in CRT glass. It should be noted that the melting temperatures of special glasses can be higher than for more conventional, mass produced compositions. Borosilicate glass and glass ceramics, in particular necessitate melting temperatures of more than 1650 °C. These high temperatures and complex formulations can lead to higher environmental emissions per tonne than, for example, soda-lime products. The lower scale of production coupled with higher temperatures, also means that energy efficiency is generally lower, and furnace lifetimes are generally shorter in this sector.

The high-quality requirements of certain products such as optical glass and ceramic glass mean it is necessary to construct (or cover) components from the refining section onwards with platinum, to prevent contamination.

As in the other sectors, following melting and refining, molten glass flows from the furnace along temperature-controlled forehearth to the downstream forming apparatus. The main forming techniques used within the special glass sector are:

- press and blow production (borosilicate glass, tableware and kitchen products)
- rotary-mould (past-mould) process (borosilicate glass, lamp units)
- blow down (or settle blow) process (borosilicate glass, domestic glass)
- rolling (ceramic flat glass)
- pressing (CRT glass and lamp units)
- ribbon process (light bulbs)
- spinning process (borosilicate glass)
- tube extrusion by Danner and Vello processes (glass tubing including lighting)
- casting (optical glass blocks and some special products)
- drawing process (down draw for thin film glass like display glass, up draw for borosilicate glass)
- floating (borosilicate glass)

Press and blow, and blow and blow production processes are essentially the same as those described for the container glass sector (see Section 2.4). The rolling process used to produce articles such as ceramic hobs for cookers is a scaled-down version of the process described for the flat glass sector, but with plain rollers. These processes are not described further here and reference should be made to earlier sections (see Section 2.5.2).

In the pressing process, the glass is in contact with all parts of the metallic mould material. The pressing mould consists of three parts: the hollow mould, a plunger, which fits into the mould leaving a space which determines the thickness of the glass wall, and a sealing ring which guides the plunger when it is removed from the mould. A glass gob is fed into the mould and is hydraulically or pneumatically pressed by the ring-guided plunger until the glass is pressed into all areas of the mould. The plunger and the mould remove much of the heat from the glass, and after solidification, the plunger is withdrawn. Most pressing machines operate on turntables which usually have between 4 and 20 moulds with a maximum of 32; the most common for CRT glass is 11. The turntable takes the glass step by step through the loading, pressing, cooling and removal stages.

Light bulbs can be produced using the ribbon process. A ribbon of glass is formed by rolling molten glass between two water-cooled rollers. Upon leaving the rollers, the ribbon of glass is carried through the machine on a series of orifice plates, which form a continuous belt pierced with holes. As the ribbon moves forward, a continuous chain of blow heads meet it from above, each blow head coinciding with a hole in the belt. A puff from the blow head blows the glass through the hole and the glass forms into a bulb inside a rotating mould, which meets and closes around it from below. Moving forward on the ribbon, the shaped bulb is released from its mould, cooled by air and then released from the ribbon and transferred to a conveyor belt. This carries the bulbs through an annealing lehr, and onto cooling, inspection and packing. Production rates in excess of 1 000 bulbs a minute can be achieved.

Extrusion can be used for glasses with a steep viscosity curve or for glasses with a tendency to crystallise in order to produce items with very close dimensional tolerances. It is an economical method of making various types of full or hollow profiles with sharp edged cross-sections for industrial use. By using laminate extrusion methods, two or three types of glass can be combined to produce, for example, components sheathed with chemically-resistant glass.

The most widely used method for the continuous drawing of glass tubing is the Danner process. A continuous strand of molten glass flows onto a slightly angled, slowly-rotating refractory core called the Danner mandrel. At the lower end of the mandrel a hollow bulb forms from which the tubing is drawn. Air is blown through the hollow mandrel, the shaft maintaining a hollow space in the glass. After being redirected horizontally, the solidifying tube is transported on a roller track to the pulling unit, behind which it is cut into 1.5 m lengths, or sometimes longer. These machines can produce more than 3 m per second of glass tubing.

The Vello process is the second most widely used process and has about the same rate of output as the Danner process. The glass from the furnace flows along the forehearth and downward through an orifice (ring), with the hollow space in the glass being maintained by a pipe with a conical opening (bell) located within the ring. The still soft tube is redirected horizontally and is drawn off along a roller track, cooled and cut as in the Danner process.

A variation on the Vello process is the down-draw process, which can be used to produce tubing with diameters of up to 360 mm. The glass is drawn downwards through a vacuum chamber, and is passed through a sealed iris diaphragm, a circular shutter which can be adjusted to different apertures. A fourth process is the up-draw process, where the glass tube is drawn vertically upwards from a rotating bowl. The drawing area is shielded by a rotating ceramic cylinder, one end of which is submerged in the glass. The hollow space is formed by means of an air jet placed below the surface of the glass. This technique is particularly useful for producing tubing with thick walls and large diameters.

Optical glass can be either cast into blocks or extruded into cylinders to form the blanks, which are sold for further processing. Moulds are usually made from refractory materials.

Water glass is now included in the Large Volume Inorganic Chemicals-Solids and Others Industry (LVIC-S) BREF (<http://eippcb.jrc.es/reference/>)

Table 2.8: Chemical composition of the main products of the special glass sector

Component	CRT glass		Glass tube		Borosilicate glass, e.g. chemical glassware	Other lighting glasses		Glass ceramics	Quartz glass	Optical glass				Others, e.g. diodes
	Panel	Funnel	Soda-lime-silica	Borosilicate		Opaque glass	Light bulbs			(Boron) crown	Optical flint	Fluorine-phosphate	Rare-earth	
	Mass-%	Mass-%	Mass-%	Mass-%		Mass-%	Mass-%			Mass-%	Mass-%	Mass-%	Mass-%	
SiO ₂	60 – 63	53 – 55	69	67 – 81	70 – 81	63 – 68	73 – 75	55 – 70	99.9	35 – 70	25 – 60		0 – 28	35
Al ₂ O ₃	2 – 3.4	1 – 5.2	2 – 4	2.0 – 7	2.3 – 5.5	3 – 3.5	1 – 4	15 – 25	0.005	0 – 10	0 – 15	0 – 15	0 – 3	
Fe ₂ O ₃			0 – 1	0.01 – 2	0.01 – 0.03	0.15		0 – 0.2						
CaO	0 – 3.2	0.9 – 3.8	4 – 5	0.01 – 1.5	0.01 – 1	1.4 – 8	0.5	0 – 4.0	0.001	0 – 10		0 – 10	0 – 25	
PbO		14 – 23									25 – 70			60
Sb ₂ O ₃	0.15 – 0.8	0 – 0.35	0 – 0.9					0 – 2		0 – 0.3	0 – 0.1	0 – 0.1	0 – 0.2	
As ₂ O ₃	0 – 0.3	0 – 0.3	0 – 0.06	0 – 0.06				0 – 1.5		0 – 0.3	0 – 0.3	0 – 0.1	0 – 0.1	
MnO ₂				0.01 – 5										
MgO	0 – 1.2	0.6 – 2.2	2 – 3	0.01 – 0.5	0.01 – 0.5	1.4 – 4	0.5	0 – 1.0	0 – 3			0 – 5	0 – 1	
Na ₂ O	6.6 – 9.4	5.8 – 6.7	9 – 16	3.5 – 12	3.4 – 6.5	9 – 10	3 – 4	0.5 – 1.5	0 – 2	0 – 10	0.5 – 10			
K ₂ O	6.6 – 8.4	7.8 – 8.1	1 – 11	0.01 – 2.5	0.5 – 1.5	6	1.5 – 2.5		0 – 2	0 – 20	0.5 – 8			5.0
SO ₃						0.2								
F						4.0 – 5.4				0 – 10		0 – 35		
B ₂ O ₃			1	5 – 13	8 – 13	0 – 1.6	12 – 17	0 – 3		5 – 20		0 – 10	10 – 40	
BaO	8.3 – 13	0 – 2.5	1 – 6	0.01 – 3.5		2.3 – 3		0 – 3		0 – 42	0 – 20	0 – 40	0 – 45	
ZnO	0 – 0.8	0 – 0.8				3 – 4.8		0 – 3		0 – 10		0 – 1	0 – 25	
SrO	2.2 – 8.8	0 – 0.5						0 – 1		0 – 5	0 – 5	0 – 20	0 – 5	
ZrO ₂	0 – 2.3	0 – 0.2		0.01 – 1	0.01 – 1			0 – 2.5		0 – 1		0 – 35	0 – 10	
P ₂ O ₅								0 – 8		0 – 50	0 – 20	0 – 35		
LiO ₂								2 – 4			0 – 5		0 – 7	
SnO ₂								0 – 1		0 – 1			0 – 1	
TiO ₂				0.01 – 5	0.01 – 5			1 – 4		0 – 1	0 – 25		0 – 20	
CeO ₂			0 – 1					0 – 1.3		0 – 3	0 – 3	0 – 1		
Nd ₂ O ₃								0 – 0.3						
V ₂ O ₅								0 – 0.5						
CsO											0 – 5			
Nb ₂ O ₅											0 – 45		0 – 20	
La ₂ O ₃													0 – 50	
Y ₂ O ₃													0 – 10	
Ta ₂ O ₅													0 – 20	
Gd ₂ O ₃													0 – 15	
WO ₃											0 – 10		0 – 3	
GeO ₂											0 – 20			
Bi ₂ O ₃											0 – 60			

Source: [132, Special 2008]

2.9 Mineral wool

[27, EURIMA 1998] [9, IPC Guidance S2 3.03 1996] [89, EURIMA Suggestions 2007]
 [133, EURIMA Contributions November 2008]

Mineral wool manufacture consists of the following stages: raw material preparation; melting; fibrisation of the melt, binder application; product mat formation, curing, cooling, and product finishing. Mineral wool can be divided into two main categories: glass wool and the stone/slag wool. The products are used in essentially the same applications and differ mainly in the raw materials and melting methods. Following the melting stage, the processes and environmental issues are essentially identical. The characteristic formulations of mineral wool are given in Table 2.9. Note that iron oxides, TiO_2 and P_2O_5 are not intended or required components of the glass and arise as casual impurities. Therefore, the levels obtained in the glass and stone wool will depend upon the quality of the raw materials and the values indicated in the table are the extremes of the ranges found.

Table 2.9: Typical mineral wool compositions

Mineral wool	SiO ₂	Alkaline oxides	Earth alkaline oxides	B ₂ O ₃	Iron oxides	Al ₂ O ₃	TiO ₂	P ₂ O ₅
Glass wool	57 – 70	12 – 18	8 – 15	0 – 12	<0.5	0 – 5	Trace	0 – 1.5
Stone wool	38 – 57	0.5 – 5	18 – 40	Trace	0.5 – 12	0 – 23	0.5 – 4	0 – 1.5
Slag wool	38 – 52	0.5 – 3	30 – 45	Trace	0 – 5	5 – 16	<1	Trace

2.9.1 Glass wool

A typical plant for the production of glass wool is shown in Figure 2.10.

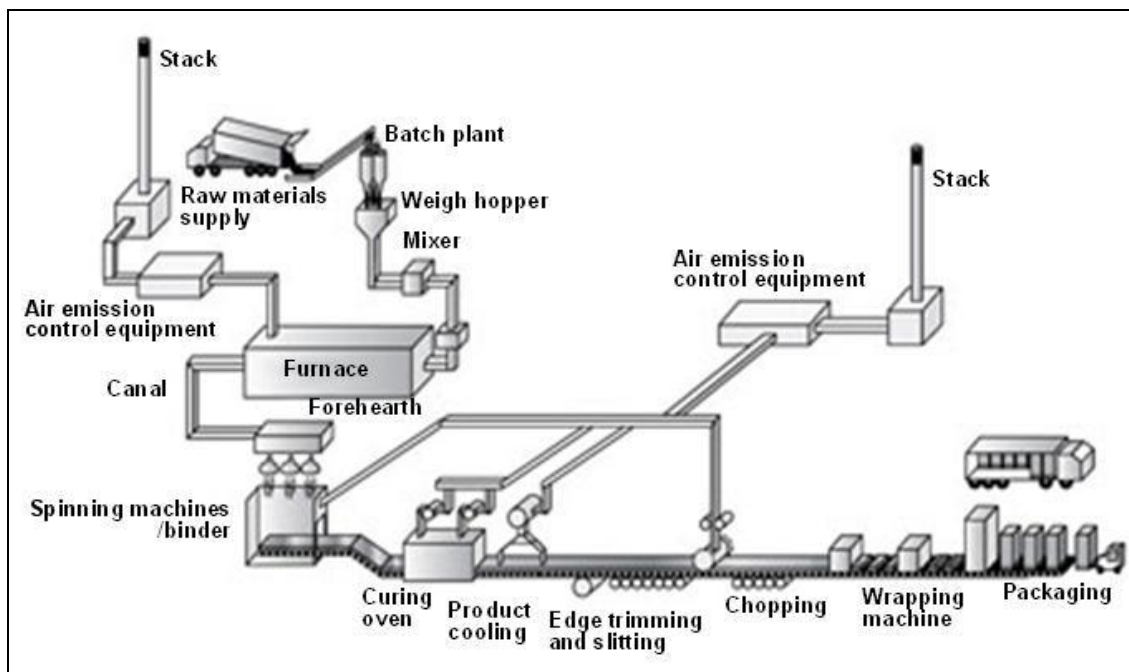


Figure 2.10 A typical glass wool plant

The raw materials for glass wool manufacture are mainly delivered by road tankers and pneumatically conveyed into storage hoppers. Each process will use a range of raw materials and the precise formulation of the batch may vary considerably between processes. The basic materials for glass wool manufacture include sand, soda ash, dolomite, limestone, sodium sulphate, sodium nitrate, and minerals containing boron and alumina.

Most processes also use process cullet as a raw material. This is shattered glass, which has been produced by quenching the molten stream from the furnace in water when the fiberising operation has been interrupted. Process cullet has the same precise formulation as the final product, and is readily recycled back to the furnace. Other forms of glass cullet, e.g. container glass and soda-lime-silica flat glass are also extensively used as a feedstock. This type of material is more difficult to recycle and its use depends heavily on cost, composition, purity and consistency of supply. One limiting factor in the use of cullet as a raw material is represented by glass-ceramics. As for other types of glass, the presence of glass-ceramics in recycled cullet is becoming an increasing problem. Several manufacturers also recycle processed fibrous waste and the dust collected from the furnace waste gas stream to the melter.

The fibrous nature of much of the waste makes it impracticable to recycle without further treatment. Glass furnace raw materials are charged as powders or in granular form and so waste material must be ground or pelletised before charging. This is usually achieved by some form of milling operation. The waste product and the filtered waste contain significant levels of organic binder. In a glass furnace, the carbon content of the waste presents a number of potential problems including: reduced heat transfer; foaming; destabilisation of melting conditions; and alteration of the furnace chemistry. These problems can be mitigated but there is a limit to the amount of waste that can be recycled back to the furnace. Furthermore, it can be necessary to add sodium or potassium nitrate as an oxidising agent, and the decomposition of these materials can add significantly to the emissions of nitrogen oxides.

The various raw materials are automatically weighed out and blended to produce a precisely formulated batch. The blended batch is then transferred to an intermediate storage hopper before it is added to the furnace.

The furnace (with a few rare exceptions) will either be an electrically-heated furnace, a traditional gas-fired recuperative furnace, or less commonly an oxy-gas furnace. These techniques are described in Section 2.3 above.

A stream of molten glass flows from the furnace along a heated refractory-lined forehearth and pours through a number (usually one to ten) of single orifice bushings into specially designed rotary centrifugal spinners. Primary fiberising takes place by means of centrifugal action of the rotating spinner with further attenuation by hot flame gases from a circular burner. This forms a veil of fibres with a range of lengths and diameters randomly interlaced. The veil passes through a ring of binder sprays that release a solution of phenolic resin-based binder and mineral oil onto the fibres to provide integrity, resilience, durability and handling quality to the finished product.

The binder is highly diluted with water to enable it to adequately coat the fibres which have a very high surface area. The water acts as a carrier for the binder and is then evaporated.

The resin-coated fibre is drawn under suction onto a moving conveyor to form a mattress of fibres. This mattress passes through a gas-fired oven at approximately 250 °C, which dries the product and cures the binder. The product is then air-cooled and cut to size before packaging. Edge trims can be granulated and blown back into the fibre veil, or they can be combined with the surplus product to form a loose wool product. Some products are produced without oven curing, e.g. microwave cured, hot pressed, uncured or binder-free products. Also, certain laminated products are made by the application of a coating, e.g. aluminium foil or glass tissue which is applied on-line with an adhesive.

Water is sprayed into much of the downstream process ducting to prevent the build-up of fibre and resinous material, which could cause fires or blockage; and to remove entrained material from the flue-gas. Water is also used for cleaning the collection belt and other parts of the plant. The process water system is generally a closed loop; it is collected, filtered and reused for duct sprays, cleaning water and binder dilution. A typical glass wool process water circuit is shown in Figure 2.11 below. A significant portion of water evaporates from the following production operations: binder spraying, waste gas scrubbing, cooling and equipment cleaning.

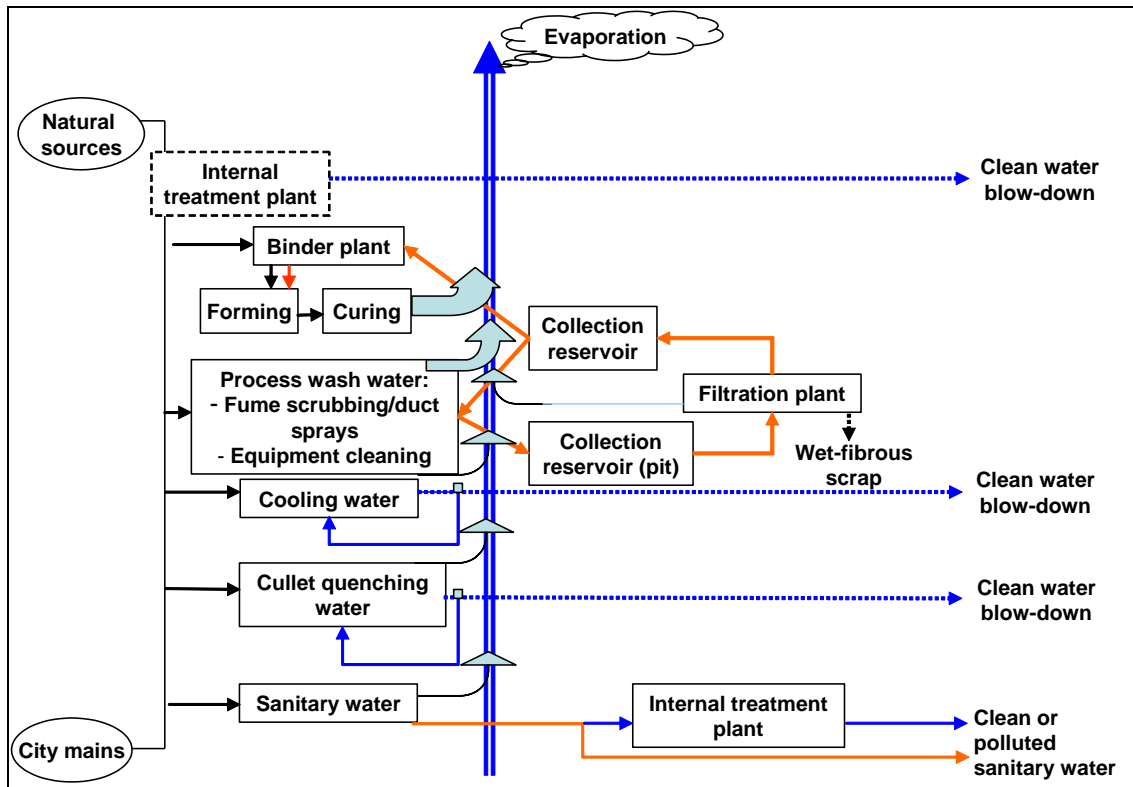


Figure 2.11 Typical glass wool process water circuit

A global water balance for a typical glass wool plant in normal operation gives a consumption of 3 to 5 m³ of water per tonne of wool produced (see also Section 3.8.3). Almost all of this water leaves the plant as steam or gas-borne water droplets, either through the stacks or through general evaporation.

However, water is constantly recirculated within the process wash water system so that the internal flow of water actually used in the glass wool process is much higher and may reach up to 100 m³/tonne of glass. The majority of this water flow (typically 70 %) is used in the forming sections and their associated pollution control equipment.

This process wash water contains dissolved organics and solids (mainly fibres). Undissolved solids are removed in a plant by using cyclones, fixed or vibrating screen filters, centrifugal filters or similar equipment. In order to prevent an over-concentration of the dissolved organics, a proportion of water is abstracted from the process wash water, refiltered and introduced to the binder mix to be combined with the product. By this means, an equilibrium of dissolved solid content is established for a given binder formulation and product binder content.

The characteristics of wash water are periodically monitored, particularly because the efficiency of flue-gas scrubbing depends upon the concentration of dissolved solids; variations can be important, depending on such parameters as the formulation and quantity of binder used and the weather/season of the year.

For other water uses, treatment systems such as air cooling, reverse osmosis, ion exchange and de-oiling are applied.

Process effluents arising from binder plant cleaning, tank farm bunds or secondary cleaning operations may be recycled internally into the wash water system or settled and treated before discharge to a sewer depending upon local arrangements. Often there is no effluent discharge from a facility except under agreed emergency conditions, or there is discharge to a foul sewer according to permitted conditions. The typical maximum emission is 50 tonnes per day of water. (see also Section 3.8.3).

A range of secondary products can be formed from manufactured glass wool. These include granulated insulation wool for blown installation, packaged uncured wool for supply to customers for further processing, and laminated or faced products. Pipe insulation is a significant secondary product usually manufactured by diverting uncured wool from the main process for press moulding and curing. Alternatively, the wool may be wound onto retractable heated mandrels to form the bore, and heat processed to form the outer wall before transfer to an overall curing stage.

The binder is prepared by mixing the partially polymerised resin with certain additives that improve application efficiency, promote resin adhesion to the wool, suppress dust formation, confer water resistance and assist binder dilution. The binder is diluted with a substantial amount of water (process water, where available) prior to application in the veil.

The most commonly used resin is a thermoset product of phenol, formaldehyde and a catalyst. The resin is water-based and typically contains up to 50 % solids. A more detailed description of the binder chemistry is given in Section 4.5.6.1. Resin may be imported from specialist manufacturers or may be made on site by the mineral wool manufacturer. On-site resin production usually consists of a batch process where the raw materials are reacted under thermal control to give the desired degree of polymerisation and solids. Resin manufacture is considered a chemical process and is not covered in this document.

2.9.2 Stone wool

[89, EURIMA Suggestions 2007][133, EURIMA Contributions November 2008]

A typical production plant for stone wool is shown in Figure 2.11.

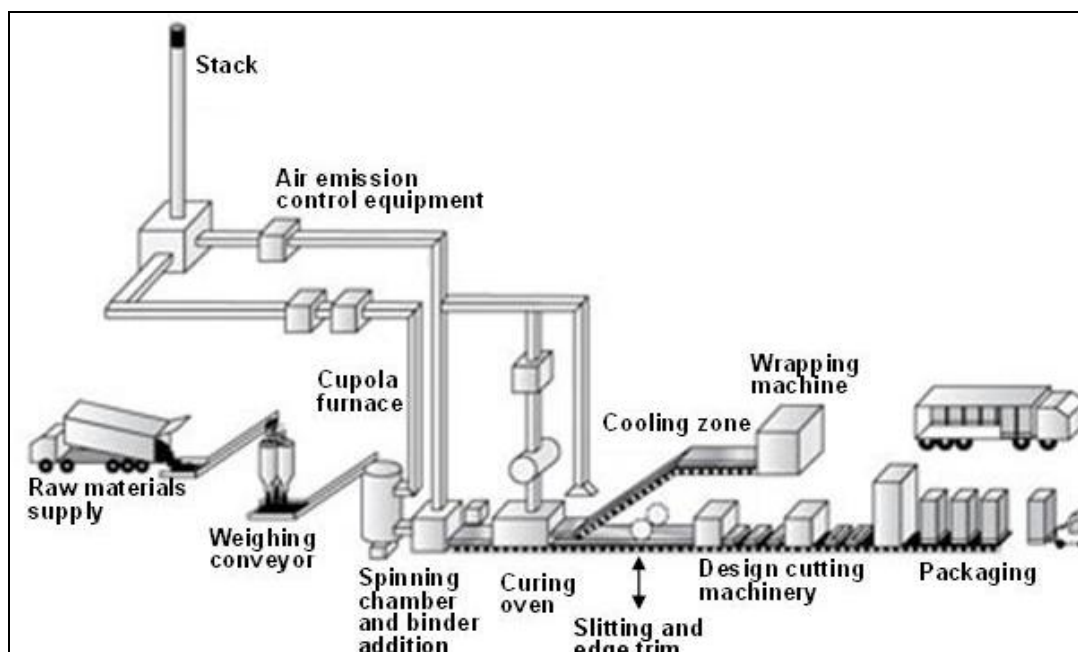


Figure 2.12 A typical stone wool plant

The most common melting technique for the production of traditional stone wool is the coke-fired hot blast cupola which may be compared to a steelmaking blast furnace in operation. This technique melts a combination of alumino-silicate rock (usually basalt) with limestone or dolomite and, sometimes, with blast furnace slag. The rocks are in lump form to allow the formation of an air-permeable column of material in the furnace, which allows heat transfer processes to be maintained. The batch may also contain recycled process or product waste bonded into briquettes of similar approximate size to the lump of rocks. The cupola consists of a cylindrical steel mantle (tube), which may be refractory lined and is closed at the bottom. A representation of a hot blast cupola furnace is shown in Figure 2.13.

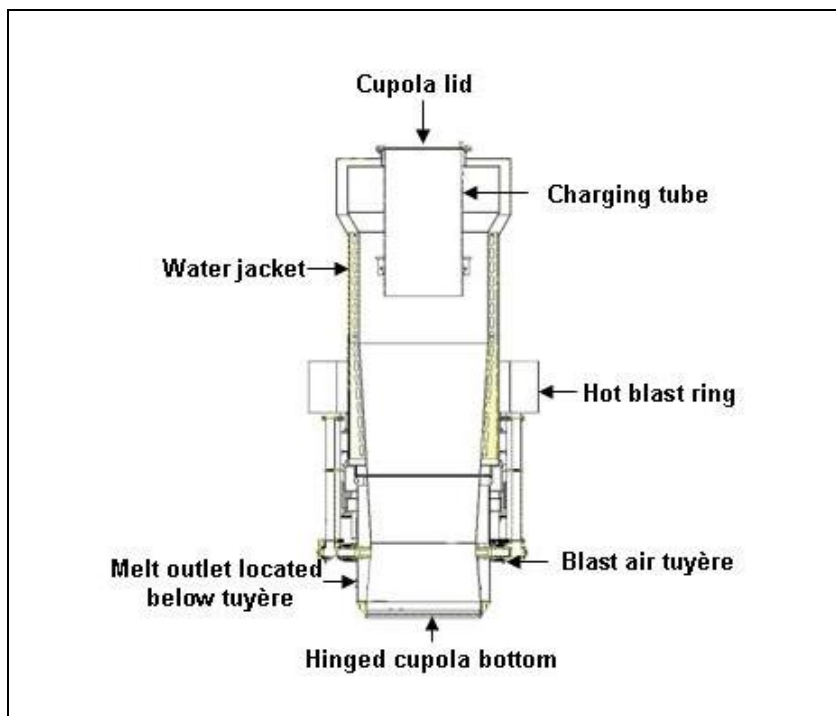


Figure 2.13 A typical hot blast cupola furnace

The whole furnace surface is water cooled by means of an open, convective cooling water loop.

The raw materials, briquettes and coke in lump form, are charged to the top of the cupola in alternate layers, or as a mixed batch and fill the furnace tube. The coke in the bottom of the furnace is ignited and forms a combustion zone where the stone materials are melted. Air, usually preheated from a downstream heat exchanger and sometimes oxygen enriched, is injected into the combustion zone of the cupola, about 1 to 2 metres from the bottom through tubes (tuyères) in the furnace wall. This is the hottest part of the cupola at approximately 2000 °C. The molten material gathers at the bottom of the furnace and flows out of a notch and along a short trough positioned above the spinning machine. Material above the combustion zone, which has been preheated by gases rising in the furnace, then falls into the zone and is replaced by freshly-charged raw materials at the furnace top. By this means, the cupola is able to produce molten rock almost continuously for two or three weeks before being emptied of its contents and reset. Basalt and, to a lesser extent, blast furnace slag contain ferric iron (Fe^{3+}) and ferrous iron (Fe^{2+}). Under reducing conditions in some areas of the cupola, the ferric/ferrous iron is reduced to metallic iron. This collects in the bottom of the cupola and would damage the expensive spinning machine if it were allowed to build up to the point where it flowed from the notch. To prevent this, the iron is periodically drained (tapped) by piercing the base of the cupola. The iron may be collected by means of a special mould which can be properly positioned in order to gather it before it falls into the waste area under the cupola and mixes with stone waste. In this way, the possibility of external recycling of the separated iron may be facilitated.

In hot blast cupolas, any loose fibrous or dusty material might be carried out of the top of the cupola by rising hot air as it is charged. As indicated previously, loose materials may also adversely affect the porosity of the bed and disrupt the flow of blast air. The accepted solution to this problem is to mill the material and produce briquettes of comparable size to the other raw materials. Cement is the usual binder for the briquettes but this can lead to higher emissions of sulphur dioxide due to the sulphur in the cement. However, briquetting provides other advantages, e.g. lower energy use and the ability to add other fine materials to the batch, particularly other wastes such as foundry sand.

The melt falls onto the rapidly-rotating wheels of the spinning machine, and is thrown off in a fine spray producing fibres. Air is blasted from behind the rotating wheels to attenuate the fibres and to direct them onto the collection belt to form a mattress. An aqueous phenolic resin solution is applied to the fibres by a series of spray nozzles on the spinning machine. The collection belt is under strong extraction and performs three functions; it draws the fibre onto the belt, it removes the polluted air in the fiberising chamber, and it helps to distribute the phenolic binder across the mattress. The phenolic resin provides strength and shape to the product as in glass fibre insulation. The primary mat is layered to give the required product weight per unit area. The long-chamber forming process that generates the product-specific weight in a single stage can also be used but is much less common.

The mat passes through a fossil fuel fired oven at approximately 250 °C, which sets the product thickness, dries the product and cures the binder. The product is then air-cooled and cut to size before packaging. Pipe insulation and some secondary products may be manufactured in the way described for the glass wool process in Section 2.9.1.

Water can be sprayed into the ducting to prevent resin and fibre build-up, to reduce the risk of fires, and to remove entrained material from the flue-gas. It is also used for a variety of cleaning operations. As in the production of glass fibre insulation, the process water is collected, filtered and reused.

Stone wool can also be produced using flame furnaces and immersed electric arc furnaces. The other process operations including fiberising are the same. The design and operation of flame furnaces used for stone and slag wool manufacture is basically comparable to the flame furnaces used for glass wool manufacture. The furnace consists of a refractory tank heated by fossil fuel burners, either cross-fired or end-fired. Melting areas of up to 100 m² are possible. Again metallic iron is reduced from the raw materials and iron tapping is necessary, e.g. by an orifice bushing located at the bottom of the furnace.

An immersed electric arc furnace for stone wool manufacture consists of a cylindrical steel mantle, which can be refractory lined, and is cooled by means of either oil or water. The electrodes are immersed into the molten mass from the top of the furnace, providing energy for melting by resistive heating. The raw materials are inserted from above to provide a material blanket over the melt surface (cold-top). Due to the electrode arrangement, however, there is always an open melt bath around the electrodes. Alternatively, the electric furnace can operate with only partial coverage of the melt surface (hot-top). Graphite electrodes are used and, as a result, a small amount of free metallic iron is reduced from the raw materials. Iron tapping is necessary, but at a much lower frequency (once per week or less) than for cupola furnaces.

2.10 High temperature insulation glass wools (ASW/RCF and AES)

[9, IPC Guidance S2 3.03 1996][71, VDI 3469-5 2007] [116, ECFIA 2008]
[129, EN 1094-1 2008]

Both types of wools, alkaline earth silicate (AES) and amorphous aluminium silicate wools: refractory ceramic fibres (ASW/RCF) are produced by means of the same technological process: electric resistance melting. On account of the alkalis and alkaline earths added to the raw material, the melting temperatures for AES glass wools lie below 1600 °C. In contrast, as a consequence of the high purity of the raw materials, in ASW/RCF glass wool the melting temperatures are around 2000 °C.

The process can be divided into two parts: the production of wools and the conversion of the wools into articles and products. Typical chemical compositions for amorphous HTIW (ASW/RCF and AES) are shown in Table 2.10.

Table 2.10: Typical chemical composition ranges for ASW/RCF and AES, in mass percentage

Typical chemical composition ranges for AES expressed as oxide mass percentage			
Product type	SiO₂	CaO+MgO	ZrO₂
Calcium silicate glass wools	70 – 80	18 – 25	
Calcium magnesium silicate glass wools	60 – 70	25 – 40	
Calcium magnesium zirconium silicate glass wools	60 – 70	25 – 40	3 – 7
Magnesium silicate glass wools	70 – 80	18 – 27	
Typical chemical composition ranges for ASW/RCF expressed as oxide mass percentage			
Product type	SiO₂	Al₂O₃	ZrO₂
Aluminium silicate glass wools (high purity)	48 – 54	46 – 57	
Aluminium zirconium silicate glass wools	47 – 50	35 – 36	15 – 17

Oxides of aluminium, calcium, magnesium, silicon and zirconium are delivered in bulk road tankers and pneumatically transferred to bulk storage silos. Smaller volume raw materials, including organic additives, are received in, and dispensed from, drums or sacks. The bulk raw materials are transferred from storage to the blending plant where they are mixed to give the required composition. The blended material is transferred to the furnace, where it is melted by electrical-resistance heating at temperatures of up to 2000 °C for ASW/RCF and 1600 °C for AES. The furnaces are about 1 metre deep and 2 – 3 metres in diameter, and have an open top, which is covered in a layer of unmelted batch materials.

Amorphous high temperature insulation wool is produced by blowing or spinning melt (see Figure 2.14 Parallel blowing method, Figure 2.15 Horizontal blowing method, and Figure 2.16 Spinning process).

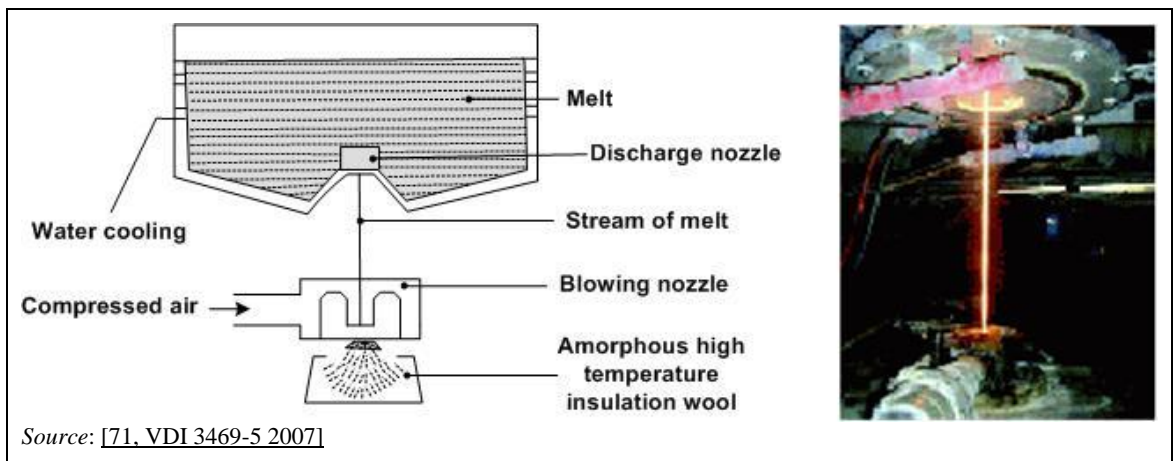


Figure 2.14 Parallel blowing method

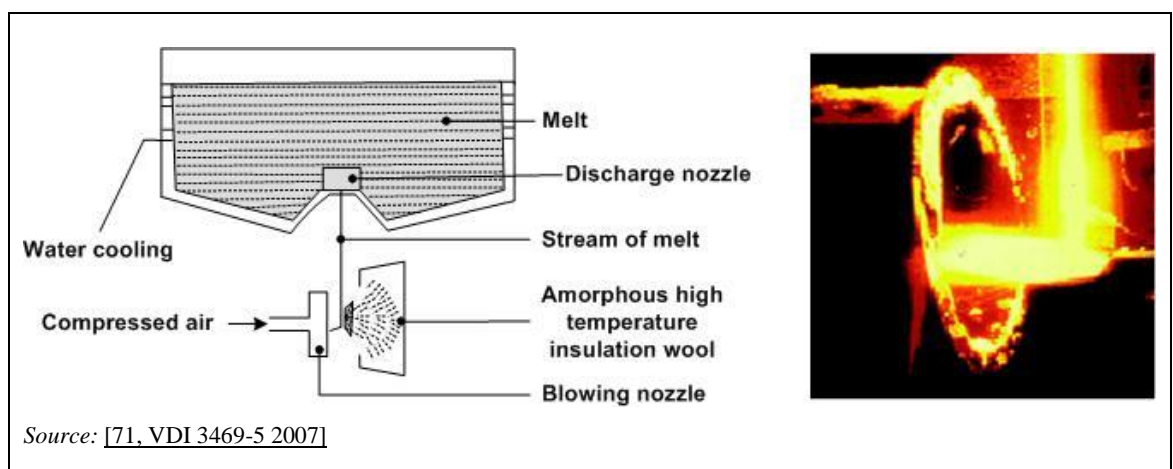


Figure 2.15 Horizontal blowing method

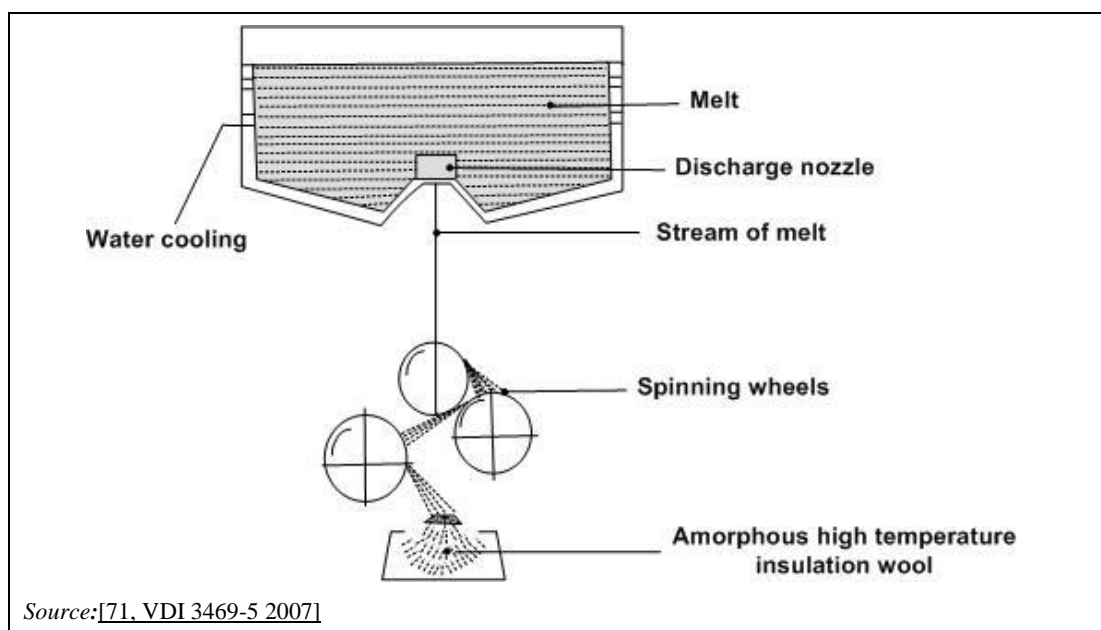


Figure 2.16 Spinning process

A molten stream of the melt flows from the furnace to fall either onto high-speed rotating wheels, which throw off a spray of fibres into a collecting chamber, or alternatively, in front of a high-pressure air jet which attenuates the molten material into fibres. In neither case are binders added to the fibres, but a small amount of lubricant may be added which aids needling.

If the wool production is interrupted, the molten stream is not stopped, it is quenched in water and, where practicable, reused in the process.

The wool is drawn from the collecting chamber on to a continuously moving belt to which a vacuum can be applied. As the resulting wool comes off, the lay down belt can be removed, baled and bagged, or allowed to continue down the production line to make a blanket. This material can be baled as product or needle felted to knit the fibres together for additional strength. The needle-felted product can be passed through an oven to remove lubricants before being rolled up as a blanket or cut into sized pieces.

Further downstream processing may also be carried out. The vacuum forming process consists of supplying a wet colloidal mixture of starch, latex, silica or clay to appropriately shaped moulds. The moulded shape is usually dried in a gas-fired oven, and may be buffed or trimmed and cut to size before packing and dispatch. Papers, felts and boards may also be produced. This involves the laying down of an aqueous suspension of fibres onto a vacuum drum, followed by oven drying. A mixture of binders and additives may be added to the aqueous suspension.

2.11 Frits

[9, IPC Guidance S2 3.03 1996] [47, ANFFECC 1999] [92, ITC - C071603 2007]
 [98, ANFFECC Position of the Frit Sector 2005] [134, ANFFECC 2008]

Glass frits are used as a raw material in the production of ceramic glaze. This is a vitreous coating applied to a ceramic body and fused by the application of heat. Similarly, enamel frits are a raw material used in the production of enamel. This is applied to metals for decorative and/or protective purposes. Glazes and enamels may be applied either dry or wet; the latter predominates and is usually in the form of a slip or slurry.

The process of fritting consists of melting water-soluble raw materials into an insoluble glass, thereby making it easier to keep these materials uniformly distributed in the glaze or enamel suspension during subsequent processing. Furthermore, some of the raw materials used in the manufacture of glazes or enamels are both toxic and soluble. The conversion of these materials into an insoluble glass minimises the dissolution of toxic substances and therefore their potential for release to the environment.

2.11.1 The frits production process

Frits are prepared by melting raw materials in a melting furnace, at high temperatures of up to 1550 °C. The material is then quenched in water, thus turned into a solid, insoluble, fragmented material.

A variety of raw materials are used for the production of frits, for providing body (clay, feldspar, quartz, etc.), and for melting and inducing the formation of glass (soda ash, potash, borax, etc.). In addition, opacifiers (titanium oxides and zirconium oxides, fluorine compounds) and colouring agents (oxides, elements or salts) are used for giving the desired appearance to the enamels.

The production of ceramic frits (glass frits) is about 95 % of the total production of the sector (ceramic frits and enamels). A schematic representation of the frit production process is shown in Figure 2.17.

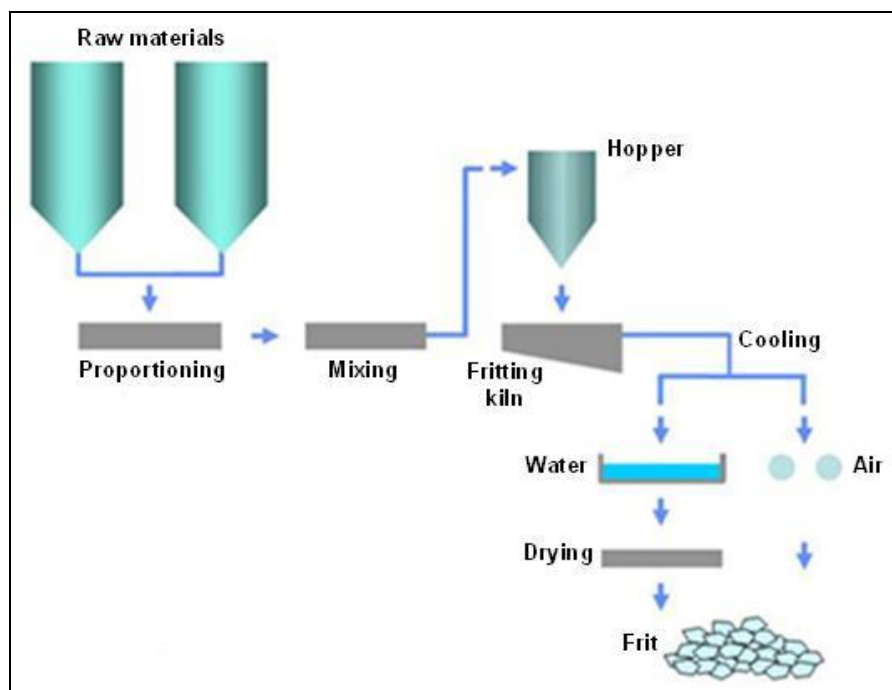


Figure 2.17 Schematic representation of the frits production process

2.11.2 Melting furnaces used in frits production

Continuous melting furnaces are mostly used in the ceramic frits industry, while discontinuous furnaces are rarely used. The choice of the type of furnace depends on the scale of production and the product formulation. The usual process involves producing a wide range of frit formulations in small melting furnaces, requiring high flexibility in order to adapt to the frequent changes in production. Most modern frit furnaces are generally operated with natural gas and there are different combustion possibilities depending on the oxygen content used for the combustion. In addition to traditional natural air-gas combustion, a significant number of furnaces use oxy-fuel combustion (mainly in Italy), accounting for about 15 % of the total furnaces in Europe. The enrichment of combustion air with variable amounts of oxygen, in order to provide a higher temperature in the melting furnace and, eventually, increase the production rate, is widely used particularly in Spain. The selection between different combustion options depends on the type of formulation/product and on the temperature needed for the melting process.

Furnaces for the production of frits are normally operated under a slightly negative pressure to ensure both an oxidising atmosphere and the flowing of the melt. This condition allows parasite air to enter the furnace, making it difficult to optimise the fuel/air (oxygen) ratio for environmental purposes.

Most furnaces are equipped with a heat-recovery system, except for the oxy-fuel fired ones. The combustion air is preheated up to 470 – 570 °C. After the heat exchanger, the temperature of the flue-gases is still too high for entering a depollution unit (normally a bag filter), therefore an addition of fresh air is necessary for cooling.

In most cases, the flue-gases released by the melting furnaces are collected to a single depollution system or they are grouped, on the basis of the characteristics of the batch formulations, to a number of depollution units present at the installation. The combination of flue-gases from different furnaces using diverse combustion techniques (oxy-fuel, enrichment with oxygen, fuel/air) results in a flue-gas at the stack with a high concentration of oxygen, which is normally between 14 and 19 %, but can be higher.

Typical melting furnaces for frits production, with oxygen-enriched, fuel/air combustion, and heat recovery and oxy, and oxy-fuel combustion are shown in Figure 2.17 and Figure 2.18.

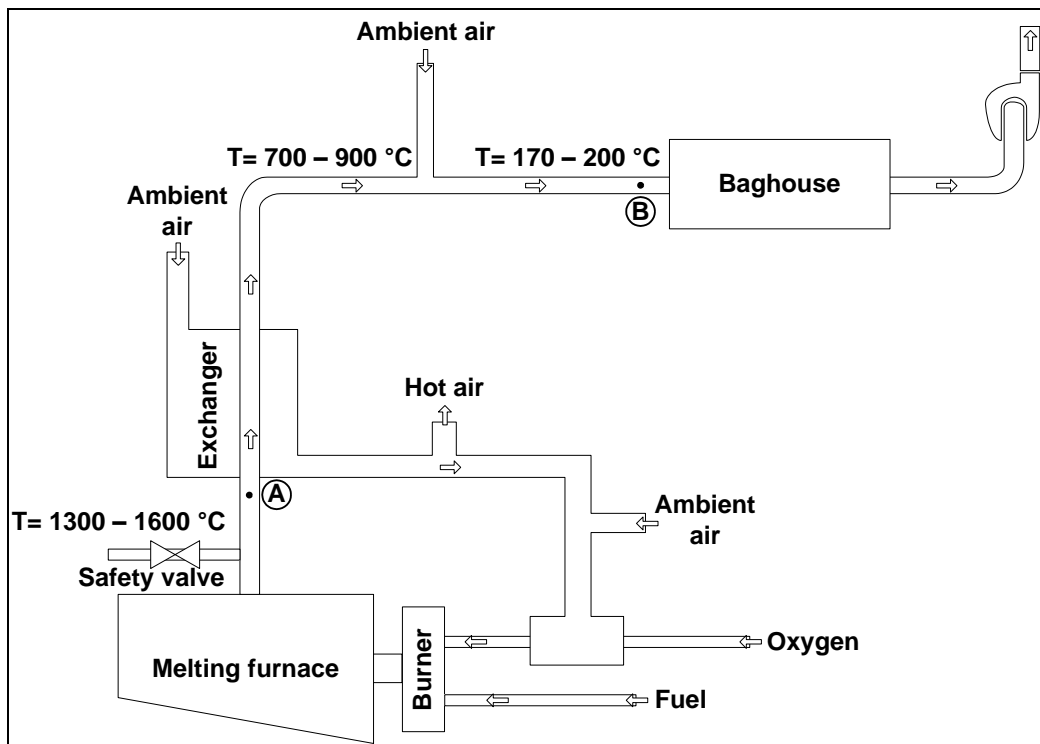


Figure 2.18 Schematic representation of typical melting furnaces for frits production with oxygen-enriched fuel/air combustion and heat recovery

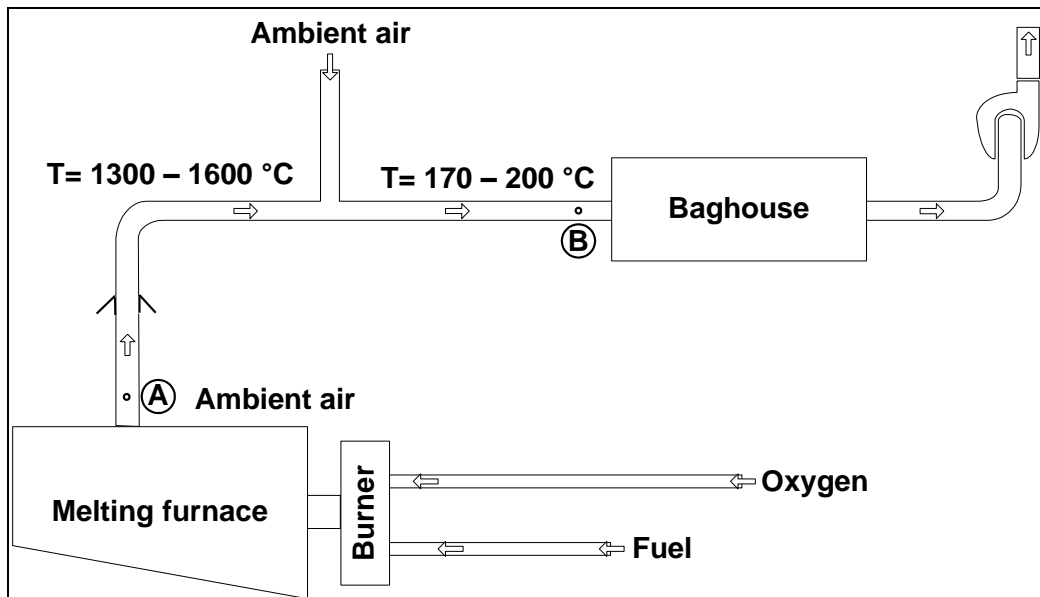


Figure 2.19 Schematic representation of typical melting furnaces for frits production with oxy-fuel combustion

Raw materials used for the preparation of the batch composition may be stored in silos and conveyed to the weighing area pneumatically or mechanically. Only in a few cases and due to the relatively small size of some manufacturers, some raw materials are stored in bags and manually dosed to the weighing apparatus. The various raw materials are automatically and precisely weighed and mixed to produce a batch that is chemically and physically uniform before being charged to the furnace.

In the continuous melting furnaces, the raw material is loaded by means of a worm screw forming a pile at the loading point. The burners, located along the sides of the furnace, provide the suitable thermal conditions for stability, allowing the pile of batch composition to melt continuously. Smaller melting furnaces need to be fuelled at one end through a simple burner. As the material melts, a shallow layer is built up on the base of the furnace, which flows through the outlet at the other end of the melting furnace. Production remains constant due to the continuous feeding of raw material at the entrance.

The melted material can be fed directly into a water bath or cooled down between water cooling drawers in order to produce a fritted material.

Melting furnaces are shaped as boxes or as cylinders with lined up refractory bricks mounted on supports in such a way that enables a certain degree of rotation. In order to prevent contamination, the furnaces are usually dedicated to types of formulations with similar characteristics.

The typical melting temperatures are in the range of 1350 – 1550 °C, where the lower temperatures are used for ceramic frits with a low melting point and containing melting fluxes in their composition. The residence time in the furnace is determined by the time required to achieve complete conversion of the batch components into a melt.

2.11.3 Frits as raw material in the production of glazes and enamels

Glazes are manufactured by mixing the raw materials with one or more finely milled frits. Milling is generally carried out in alumina ball mills with water. Other components of glazes, such as kaolin, colouring agents, electrolytes and opacifiers, need to be added in the various stages of the milling process. The time cycles at the mills range from between 6 and 16 hours. After the milling operation, the mixed material is fed on a mesh screen and over a magnet in order to remove metallic impurities.

For dry products, the resulting material needs to be dried up or otherwise a dry-milling process may be used.

3 PRESENT CONSUMPTION AND EMISSION LEVELS

3.1 Introduction

This chapter provides information on the ranges of consumption and emission levels that are encountered within the glass industry across the scope of processes and techniques described in Chapter 2. The input and output are discussed for the industry as a whole, and then a more specific consideration is made for each sector.

The key emission characteristics, emission sources and energy issues are identified in this chapter and discussed further for each technique in Chapter 4. The information in this chapter is intended to allow the emission and consumption figures for any particular installation being considered for a permit to be viewed in context against other processes in the same sector or in the glass industry as a whole.

The majority of raw materials for the glass industry are naturally occurring minerals or synthetic inorganic substances. Most of the minerals used occur naturally in abundance and in general there are no major environmental issues associated with the provision of these materials. However, one of the considerations of the Directive is to minimise the consumption of raw materials commensurate with BAT. The synthetic raw materials are generally manufactured in industries that are subject to separate regulation. Process residues and post-consumer materials are very important as raw materials for the glass industry particularly in the container glass and mineral wool sectors.

The main environmental concerns for the glass industry as a whole are emissions to air and energy consumption. Glass making is a high-temperature, energy-intensive process, and the energy is provided either directly by the combustion of fossil fuels, by electrical heating or by a combination of both techniques. In general, the most significant emissions include nitrogen oxides, particulate matter, sulphur dioxide, halides (fluorides and chlorides) and in some cases metals. Water pollution is not a major issue for most installations within the glass industry, although clearly there are exceptions. Water is used mainly for cleaning and cooling and is generally readily treated or reused. Process waste levels are relatively low with many solid waste streams being recycled within the process.

The glass industry is extremely diverse and the summary given above is clearly a very broad generalisation. There are exceptions for specific processing options or for individual plants, and the environmental priorities can differ between sectors. Where these exceptions are inherent in a particular sector they are discussed in the relevant section. However, it is not possible to cover all eventualities for all plants and certain emissions not considered in this document may be encountered at a particular installation. Therefore, the information on process emissions given here should not be considered exhaustive. The information presented in this section relates to the whole range of plant sizes and operations but does not include special modes such as start-up and shutdown. Some of the lowest emission values relate to the operation of only one plant, which achieves these figures for site-specific reasons and the results are not necessarily indicative of BAT for the sector.

Emissions can vary greatly between sectors and between individual installations. The main factors are: inherent differences in the raw materials and products for each sector, the process selection (particularly the melter option), the process scale and the degree of abatement implemented. When considering the emissions from different sectors and installations, it is important to consider, in addition to the emission concentrations, the overall amount of any substance emitted and the mass emitted per tonne of product or melt.

Some of the emissions data presented in this chapter is necessarily quite general and may contain quite wide ranges. These ranges are representative but do not necessarily provide enough detail for comparison with a particular installation under consideration. For this reason, a number of case studies that are representative of the given ranges or which represent examples of performance within a particular sector are presented throughout the document, in the relevant sections.

3.2 General overview of the glass industry

This section gives a qualitative discussion of those issues that are common to most processes and sectors within the glass industry. The specific issues relating to each sector are covered in the later sections, which, where possible, present quantitative information for consumption and emission levels. More detailed considerations of the mechanisms of formation of the substances emitted and of the factors affecting the emission levels are given, where appropriate, in Chapter 4.

3.2.1 Process inputs

[66, APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]

The core process inputs can be divided into four main categories: raw materials (those materials which form part of the product), energy (fuels and electricity), water, and ancillary materials (processing aids, cleaning materials, water treatment chemicals, etc.). Energy issues are dealt with separately in Section 3.2.3.

The glass industry as described in the scope of this document includes many different processes with a wide range of products, raw materials and processing options. It is not possible within a document of this type to cover all the process inputs even within the sector-specific sections. Therefore, this document concentrates on the most common inputs within the industry and those that have the greatest effect on the environment.

Glass industry raw materials are largely solid inorganic compounds, either naturally occurring minerals or synthetic products. They vary from very coarse materials to finely ground powders. Liquids and gases are also widely used, both as ancillary materials and as fuels.

Table 3.1 lists the most common raw materials used for the production of glass. Due to the wide range of potential raw materials, this table should be viewed as indicative only and not as exhaustive. The raw materials used in product forming and other downstream activities (e.g. coatings and binders) are more specific to each sector and are discussed in later sections. An increasingly important raw material for melting is recycled dust from process abatement systems. The composition of the dust will depend on the nature of the process and whether any absorbents are used.

Table 3.1: Common raw materials utilised in the glass industry

Raw material	Form	Description	Source/comments
Glass-forming materials			
Silica sand	Granular	Principal source of SiO ₂	Quarried either as granular sand or as sandstone, which is subsequently crushed, graded and treated to remove impurities. High purity is required
Process cullet (internal cullet)	Granular	Glass	Recycled glass from the manufacturing process. Glass composition identical to the glass produced
Post-consumer cullet (external cullet)	Granular	Glass	Recycled glass from collection schemes. Preliminary purification and sorting of the post-consumer glass is normally needed. Cullet purity and colour homogeneity can be variable
Intermediate and modifying materials			
Sodium carbonate (Soda ash-Na ₂ CO ₃)	Granular	Principal source of Na ₂ O	Manufactured from natural salt using the Solvay process in Europe, and so contains some NaCl. Natural sodium carbonate also imported from the US. African sources rarely used in Europe
Limestone (CaCO ₃) and burnt lime	Granular	Principal source of CaO	Natural material quarried/mined, crushed and graded. In the stone wool sector, limestone is used in larger pieces, usually >50mm in diameter
Dolomite (CaCO ₃ .MgCO ₃) and burnt dolomite	Granular	Source of CaO and MgO	Natural material quarried, crushed and graded. In the stone wool sector, dolomite is used in larger pieces, usually >50mm in diameter
Nepheline syenite (3Na ₂ O.K ₂ O.4Al ₂ O ₃ .8SiO ₂)	Granular	Principle source of aluminium oxide in clear glass	Quarried, crushed and graded. Low in iron content. Major sources in the world: Norway, China and Canada
Oxides of aluminium	Granular	Source of Al ₂ O ₃	Used in high temperature insulation wools (i.e ASW/RCF)
Zirconium oxide	Granular	Source of ZrO ₂	Used in high temperature insulation wools (ASW/RCF)
Potassium carbonate	Granular	Source of K ₂ O	Used in special glass (lead crystal, TV glass, etc.) and is a synthetic product
Colemanite	Powder	Source of boron	Natural borate from Turkey, used in continuous glass filaments
Borax	Granular	Source of boron	Synthetic sodium borate, mainly from California, US
Boric acid (H ₃ BO ₃)	Granular	Source of boron	Synthetic product mainly used in continuous glass filaments
Feldspar	Granular	Source of Al ₂ O ₃	Main source of alumina in coloured soda-lime glass. Natural product
Fluorspar (CaF ₂)	Granular	Source of fluorine	Natural product used mainly in opal glass
Lead oxides	Powder	Source of PbO	PbO carriers in lead crystal glass and special glass
Barium carbonate	Granular	Source of BaO	Manufactured product used mainly in special glass
Basalt	Granular	Aluminosilicate	In the stone wool sector, it is used in larger pieces usually >50mm in diameter
Anhydrous sodium sulphate	Granular	Refining and oxidising agent, source of Na ₂ O	Manufactured product
Calcium sulphate and gypsum	Granular	Refining and oxidising agent, secondary source of CaO	Natural material or manufactured product

Raw material	Form	Description	Source/comments
China clay	Powder	Source of alumina	Natural product used mainly in continuous filament glass fibre
Sodium nitrate	Granular	Refining and oxidising agent, source of Na ₂ O	Manufactured product
Potassium nitrate	Granular	Refining and oxidising agent, source of K ₂ O	Manufactured product
Antimony oxide	Powder	Refining and oxidising agent	Manufactured product, mainly special glass formulations
Arsenic trioxide	Powder	Refining and oxidising agent	Manufactured product, mainly special glass and lead crystal formulations
Slag (Ca, Al, Mg, Fe silicate and sulphide)	Granular	Source of aluminium oxide, modifying oxides, refining agents, fluxes and colouring agents	By-product of blast furnace. Particle size must be adjusted to raw material of glass
Carbon	Granular or powder	Reducing agent	Manufactured or processed natural product, small amounts used to produce a glass with a reduced oxidation state when manufacturing green, amber and sometimes clear glass
Sodium chloride	Crystals	Fining agent	Used in some borosilicate glasses
Colouring agents			
Iron chromite (Fe ₂ O ₃ .Cr ₂ O ₃)	Powder	Colouring agent	Quarried, crushed and graded. Iron chromite is the colouring agent used for producing green container glasses and coloured flat glass
Iron oxide (Fe ₂ O ₃)	Powder	Colouring agent	Manufactured product used mainly as a colouring agent in green and amber glasses
Titanium oxide	Powder	Colouring agent	Manufactured product used mainly as a colouring agent in amber borosilicate glasses
Cobalt oxide	Powder	Colouring agent	Manufactured product used both as a decolouriser and as a colourant to produce blue glass
Selenium metal/zinc or sodium selenite	Powder	Colouring agent	Manufactured product, also trace quantities used as a decolouriser (colour corrector). Large quantities used for bronze glass
<i>Source: [19, CPIV 1998] [66, APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]</i>			

The glass industry as a whole is not a major consumer of water, the main uses being cooling, cleaning and batch humidification. Some sectors use water for other purposes, which are discussed further in the sector-specific sections. Where practicable, water circuits are closed loops with make up of evaporative losses. Water can be taken either from the mains supply or from natural sources.

The term ‘ancillary materials’ is used to describe those substances which are used in the manufacture of the products but which do not form part of the final product; for example, the tin and hydrogen used in float glass baths, oxygen in oxy-fuel fired systems, sulphur dioxide in flat glass (and occasionally container glass) surface treatment, and the cutting compounds and polishing acids used in lead crystal production. These types of materials are generally quite specific to each sector and are discussed in later sections. The impact of these materials on process emissions will vary from case to case. Some can be quite significant, e.g. acid polishing, while others are very low, e.g. tin emissions from float baths.

Glass making is an energy-intensive process and therefore fuels can form a significant input into the processes. The main energy sources within the glass industry are fuel oil, natural gas and electricity. Energy and fuel issues are discussed in Section 3.2.3 and in the sector-specific sections.

3.2.2 Process outputs

The core process outputs can be divided into five main categories: product, emissions to air, liquid waste streams, solid process residues, and energy. Liquid and solid waste streams can be recycled or disposed of, depending on the process-specific issues. In general, glass installations do not have significant co-product or by-product streams. However, it is becoming increasingly common for material that would otherwise be disposed of as a waste stream to be converted into a saleable (or no cost) form, for use as either a feedstock for other processes or as an end-product.

In general, glass making involves the melting of a significant amount of materials such as metal oxides, carbonates, sulphates and nitrates. Upon melting, these substances decompose and release gases such as carbon dioxide, water vapour, and oxides of sulphur and nitrogen. The batch materials may also contain moisture (between 0 and 4 %, either physically or chemically incorporated), and as the material is heated, water vapour is released. In general, between 3 and 20 % of the batch weight may be emitted as gases. Where high levels of cullet are used, the figure will be at the lower end of this range (1 tonne of cullet replaces approximately 1.2 tonnes of virgin raw material for the production of soda-lime-silica glasses).

Other outputs from the processes can include noise and odours. Noise arises from a range of activities including: fans, motors, material handling, transport belts of glass products, vehicle movements, engineering activities, and compressed air systems. Noise is not considered to be a particular problem in the glass industry. However, noise sources clearly exist and could lead to problems with any close residential areas. In general, any problems are readily dealt with by good design and where necessary, noise abatement techniques. Certain pollution control techniques can also require noise control, which can add to the overall cost of the technique. Odours are not generally a problem within the glass industry, but they can arise from certain activities and measures may be required to avoid problems off site. The main activities that can be associated with odour problems are mineral wool curing, cullet preheating and sometimes oil storage.

3.2.2.1 Emissions to air

Raw materials

All of the sectors within the glass industry involve the use of powdered, granular or dusty raw materials. The storage and handling of these materials represents a significant potential for dust emissions. The movement of materials through systems incorporating silos and blending vessels results in the displacement of air, which if uncontrolled, could contain very high dust concentrations. This is particularly true if pneumatic transfer systems are used. The transfer of materials using conveyor systems and manual handling can also result in significant dust emissions.

Many processes in the glass industry involve the use of cullet (either internal or external) which may require sorting and crushing prior to use in the furnace. Like all similar processes, this has the potential for dust emissions. The level of emissions will depend on factors such as the design of the facility, whether the extraction is filtered before discharge, how well buildings are sealed, etc. Some processes also involve the use of volatile liquids, which can result in releases to air from tank breathing losses and from the displacement of vapours during liquid transfers.

Melting

For many of the processes falling within the scope of this document, the greatest potential for environmental pollution arises from the melting activities. In general, the main environmental pollutants arising from melting are:

- the products of fossil fuel combustion and the high-temperature oxidation of nitrogen in the combustion atmosphere (i.e. sulphur dioxide, carbon dioxide, and nitrogen oxides)
- particulate matter arising mainly from the volatilisation and subsequent condensation of volatile batch materials
- gases emitted from the raw materials and melt during the melting processes.

Where 100 % cold-top electrical heating is used, the emissions of combustion products and thermally-generated NO_x are eliminated and particulate emissions arise principally from batch carryover. The partial substitution of fossil fuel firing with electrical heating will reduce direct emissions from the installation, depending on the level of substitution and the particular combustion conditions. Oxy-fuel firing greatly reduces the level of nitrogen in the furnace and so reduces the potential for NO_x formation. There are usually off-site emissions associated with the generation of electricity and oxygen, which should be taken into consideration when assessing the overall environmental impact.

The furnaces encountered within the glass industry, and within each sector, vary considerably in size, throughput, melting technique, design, age, raw materials utilised, and the abatement techniques applied. Therefore, there is considerable variation in the emissions reported. There are also significant differences in the methodologies used for measuring emissions, and this can make direct comparisons of some actual data misleading. The minimum values are not always necessarily indicative of the best techniques and may only reflect more favourable operating conditions (e.g. high-volume stable production, or low-emission compositions) or plants with lower output. Clearly many of the lower releases represent those modern plants with advanced abatement measures, or ‘clean’ technologies. This issue has been taken into account in the determination of BAT-AELs which are discussed more fully in Chapters 4 and 4.9.

Air emissions are normally presented as concentrations (mg/Nm³) or mass emissions (kg/tonne of glass). All values given in concentrations refer to standard conditions: dry gas, temperature 273 K, pressure 1013 hPa. Unless stated otherwise, the standard conditions for the figures presented throughout the sections of Chapter 3 and the following chapters are given in Table 3.2.

Table 3.2: Reference conditions of emission data

Operating conditions	Unit	Reference conditions
Melting activities		
Conventional furnaces (continuous melters)	mg/Nm ³	8 % oxygen by volume
Conventional furnaces (discontinuous melters)	mg/Nm ³	13 % oxygen by volume
Oxy-fuel fired furnaces	kg/tonne melted glass	The use of specific mass emissions (kg/tonne melted glass) is more appropriate. However, if emission concentrations are reported, the correction to a reference oxygen is not applicable
Electric furnaces	kg/tonne melted glass or mg/Nm ³	The correction of emission concentrations to a reference oxygen is not applicable
Frit melting furnaces ⁽¹⁾	kg/tonne melted glass or mg/Nm ³	Concentrations refer to 15 % oxygen by volume. The specific mass emissions refer to one tonne of melted frit
All types of furnaces	kg/tonne glass	The specific mass emissions refer to one tonne of melted glass
Non-melting activities		
All processes	mg/Nm ³	No correction for oxygen
All processes	kg/tonne glass	The specific mass emissions refer to one tonne of produced glass
⁽¹⁾ The use of concentrations (mg/Nm ³) or mass emissions (kg/t glass) depends on the operating conditions (oxy-firing, oxygen-enriched air/gas firing-see Tabelle 5.1).		

The main emissions arising from melting activities within the glass industry are summarised in Table 3.3.

Table 3.3: Summary of emissions to atmosphere arising from melting activities

Emission	Source/Comments
Particulate matter	Volatilisation of batch components from the molten glass and subsequent condensation into submicron dust particles. Carryover of fine material in the batch Product of combustion of some fossil fuels
Nitrogen oxides	Thermal NO _x due to high melting temperatures and prompt NO _x formation Decomposition of nitrogen compounds in the batch materials Oxidation of nitrogen contained in fuels
Sulphur oxides	Sulphur in fuel Decomposition of sulphur compounds in the batch materials in particular from the fining process with sulphates Oxidation of hydrogen sulphide in hot blast cupola operations
Chlorides/HCl	Present as an impurity in some raw materials, particularly synthetic sodium carbonate and external cullet NaCl used as a raw material (fining agent) in some special glasses
Fluorides/HF	Present as a minor impurity in some raw materials, including external cullet Added as a raw material in the production of enamel frit to add certain properties to the finished product Added as a raw material in the continuous filament glass fibre sector to influence the forming process (surface tension) and in some glass batches to improve melting, or to produce certain properties in the glass, e.g. opalescence Where fluorides are added to the batch, typically as fluorspar, uncontrolled releases can be very high
Heavy metals (e.g. V, Ni, Cr, Se, Pb, Co, Sb, As, Cd)	Present as minor impurities in some raw materials, post-consumer cullet, and fuels Used in fluxes and colouring agents in the frits sector, in particular for enamel frits (predominantly lead and cadmium) Used in some special glass formulations (e.g. lead crystal and some coloured glasses) Selenium is used as a colourant (bronze glass), or as a decolourising agent in some clear glasses and may generate both gaseous and solid emissions
Carbon dioxide	Combustion product Emitted after decomposition of carbonates in the batch materials (e.g. soda ash, limestone)
Carbon monoxide	Product of incomplete combustion, particularly in hot blast cupolas
Hydrogen sulphide	Formed from raw material or fuel sulphur in hot blast cupolas due to the reducing conditions found in parts of the furnace

Heavy metal and trace element emission concentrations can be significant from some processes, and are generally present in the dust. Table 3.4 gives the classification groups generally used for metals emissions on the basis of their estimated relative potential environmental impact (see TA Luft 1986, French and Italian legislations).

Table 3.4: Classification of metals and their compounds

Group 1 metals and their compounds	Group 2 metals and their compounds
Arsenic	Antimony
Cobalt	Lead
Nickel	Chromium III
Selenium	Copper
Chromium VI	Manganese
Cadmium	Vanadium
	Tin

Some actual examples of emission levels, taken from [42, VDI 1997][162, ICG-TC 13 2006], are shown in Table 3.5, which reports illustrative maximum figures for heavy metals not indicative of the use of BAT.

Table 3.5: Potential heavy metal emissions from glass processes without abatement

Metal	Container glass	Flat glass	Lead crystal glass
Vanadium (when firing fuel oil)	Up to 4 mg/Nm ³	Up to 2 mg/Nm ³	
Nickel (when firing fuel oil)	Up to 0.5 mg/Nm ³	Up to 0.4 mg/Nm ³	
Chromium, total (green glass)	Up to 3 mg/Nm ³		
Selenium, total (green container glass)	Up to 0.8 mg/Nm ³		
Selenium, gaseous (flint hollow glass)	Up to 14 mg/Nm ³		
Selenium, total (flint hollow glass)	Up to 25 mg/Nm ³		
Selenium, total (float bronze glass)		Up to 80 mg/Nm ³	
Lead	Up to 4 mg/Nm ³	Up to 1 mg/Nm ³	Up to 700 mg/Nm ³
Cadmium	Up to 0.3 mg/Nm ³	Up to 0.1 mg/Nm ³	
Antimony			Up to 10 mg/Nm ³
Arsenic			Up to 20 mg/Nm ³

Source: [42, VDI 1997] [162, ICG-TC 13 2006]

Downstream activities

This term is used to describe activities undertaken following melting, for example, forming, annealing, coating, processing, etc. The emissions from downstream activities can vary greatly between the different sectors and are discussed in the sector-specific sections. Although many of the sectors share some similar melting techniques, the downstream activities tend to be exclusive to each sector. In general, emissions to air can arise from:

- the coating application and/or drying (e.g. mineral wool, continuous filament glass fibre, container glass, and some flat glass)
- any activities performed on the materials produced such as cutting, polishing, or secondary processing (e.g. mineral wool, domestic glass, special glass, HTIW)
- some product-forming operations (e.g. mineral wool, and HTIW).

Diffuse/fugitive emissions

Diffuse and fugitive emissions may be associated with different operations of the glass manufacturing process; however, in general, they do not represent a main concern for the sector. The main sources of diffuse/fugitive emissions common to all the sectors of the glass industry are related to the following areas:

- material storage and handling
- the charging area of the furnace (doghouse)
- the melting furnace.

Material storage and handling

Solid emissions may arise from sand and/or cullet deposited in open spaces and leakages from storage silos. Gaseous emissions may arise from the storage and handling of volatile liquids and/or gaseous chemicals, mainly related to downstream activities or flue-gas treatments (i.e. ammonia storage). Information regarding the prevention and minimisation of diffuse/fugitive emissions from storage can be found in the Reference Document on Emissions from Storage (EFS BREF) [121, EC 2006]. In general, the impact of diffuse and fugitive emissions in the working area is managed by Health and Safety regulations at work, which include awareness and compliance. Occupational exposure limit values (OELs) have been set for a select number of substances at the European level, while many other OELs are based on national or international legislations and threshold limit value lists (e.g. European OSHA; ACGIH, US; MAK, Germany, etc.). Diffuse emissions of respirable crystalline silica (silica sand, an essential component of the batch formulation for glass manufacturing, could give rise to respirable crystalline silica particles) are the subject of a European Social Dialogue Agreement: ‘Agreement on workers’ health protection through the good handling and use of crystalline silica and products containing it’, signed in 2006 [135, NEPSI 2006] [169, NEPSI-Good Practice Guide 2006].

Charging area of the furnace (doghouse)

Solid and gaseous emissions may arise from carryover, evaporation and decomposition phenomena from the charging of the batch formulation into the melting furnace. In general, the charging area (doghouse) is kept closed as much as possible in order to prevent both air infiltration and diffuse emissions. In some cases the doghouse area may be equipped with extraction systems that discharge outside or, less frequently, inside the building, close to the roof; in other cases, for specific types of furnaces, the doghouse is totally enclosed.

Melting furnace

Diffuse emissions may arise from combustion gases of the fossil fuel and from evaporation/condensation phenomena of the volatile components in the batch formulation. The melting furnace may not be totally sealed due to inspection holes, burner ports, and slits between the refractory bricks. An estimate of the volume of fugitive gases can be assessed through a mass balance of a significant pollutant, e.g. sulphur dioxide, proving that the amount of waste gases leaking from the furnace is quite low compared to the total waste gas volume produced during melting.

3.2.2.2 Emissions to water

In general, emissions to the water environment are relatively low and there are few major issues that are specific to the glass industry. In general, water is used mainly for cleaning and cooling and can be readily recycled or treated using standard techniques.

Most activities will use some liquids, often limited to water treatment chemicals, lubricants or fuel oil. All liquid raw materials pose a potential threat to the environment through spillage or containment failure. In many cases, basic good practice and design is sufficient to control any potential emissions. Specific issues relating to aqueous emissions are discussed in the sector-specific sections. As an example, a typical flow chart of water distribution in the container glass manufacturing industry is shown in Figure 3.1.

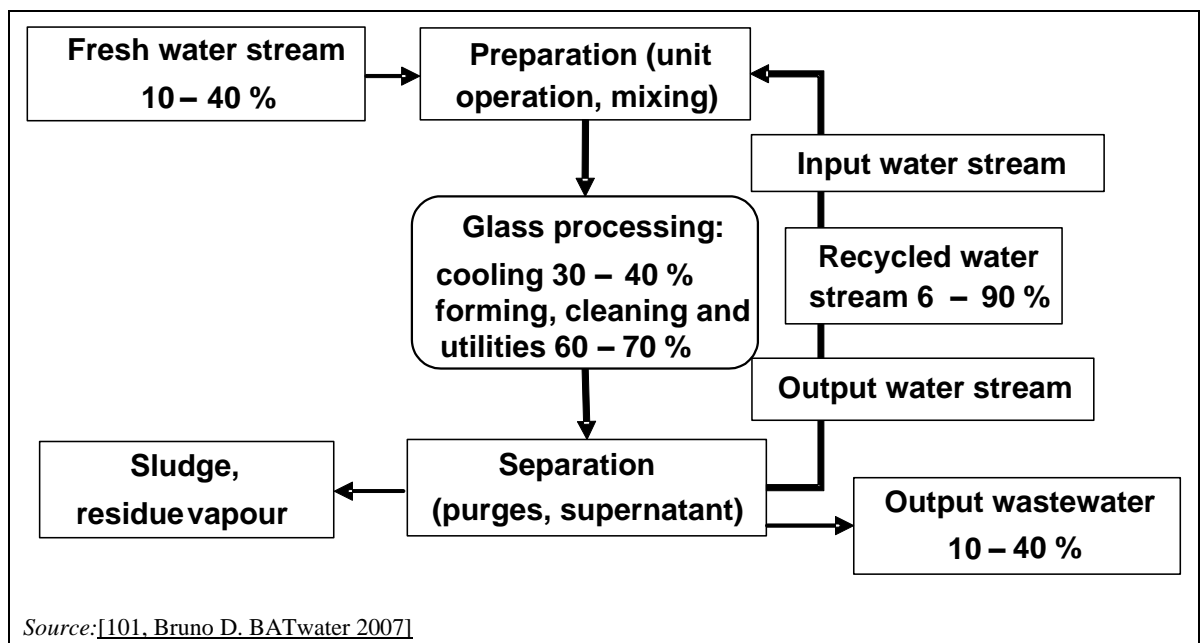


Figure 3.1: Typical water distribution in a container glass plant

3.2.2.3 Emissions of other wastes

A characteristic of most of the glass industry sectors is that the great majority of internally generated glass waste is recycled back to the furnace. The main exceptions to this are the continuous filament sector, the HTIW sector and producers of very quality-sensitive products in the special glass and domestic glass sectors. The mineral wool and frits sectors show a wide variation in the amount of waste recycled to the furnace ranging from nothing to almost 100 % for some stone wool plants. Other waste production includes waste from raw material preparation and handling, waste deposits (generally sulphates) in waste gas flues, and waste refractory materials at the end of the life of the furnace.

In some sectors of the glass industry, refractories which contain chromium are used for the construction of upper walls, crowns and regenerators. The chromium when combined with magnesia to form magnesium-chrome bricks is very resistant to batch carryover and combustion products at the high temperatures that exist in the regenerator chambers. The chromium used in the preparation of these materials, Cr^{3+} , is essentially non-hazardous, has low solubility and presents little risk. However, at high temperatures under alkaline and oxidising conditions, small amounts of the chromium will convert to Cr^{6+} during the furnace campaign. Cr^{6+} compounds are highly soluble, toxic and carcinogenic.

As with all furnace waste, every effort is made at the end of a campaign to have the materials recycled. Where this is not possible, the Cr^{6+} content of the used mag-chrome refractories will be determined to ensure that they are correctly classified and disposed of appropriately. The industry is gradually reducing the amount of refractories which contain chromium by development and redesign.

Small tonnages of high-purity chromic oxide refractories may also be used. They are generally purchased on the basis that at the end of a campaign they will be taken back by the manufacturer for recycling. In most continuous glass filament furnaces, large amounts of this material are used.

3.2.3 Energy

[15, ETSU 1992][19, CPIV 1998]

Glass making is energy intensive and the choices of energy source, heating technique and heat recovery method are central to the design of the furnace. The same choices are also some of the most important factors affecting the environmental performance and energy efficiency of the melting operation. Thus, one of the most important types of input to the glass making process is energy, and the three main energy sources are fuel oil, natural gas and electricity. The exception to this is the manufacture of stone wool where the predominant melting technique is the hot blast cupola, which is fuelled by coke. The choice of energy source depends strongly on the individual energy strategies and/or policies of each Member State (e.g. promoting the use of fossil fuel instead of nuclear power). The type of energy used has a direct influence on the emissions of air pollutants (e.g. SO_x from fuel containing sulphur, or NO_x from natural gas containing significant amounts of nitrogen, etc.). It also influences whether the emissions will be emitted directly from the site or indirectly off-site.

In past decades, the predominant fuel for glass making has been fuel oil, although in several European countries natural gas is now the predominant fuel. There are various grades of fuel oil from heavy to light, varying in purity and sulphur content. Many large furnaces are equipped to run on both natural gas and fuel oil, and it is not uncommon for predominantly gas-fired furnaces to burn oil on one or two ports. It is also more and more common to mix fuel and gas in the same burner.

The third common energy source for glass making is electricity, which can be used either as the only energy source or in combination with fossil fuels. Resistive electrical heating is the only technique to have found widespread commercial application within the glass industry. Indirect electric heating has only been used for very small tanks and pot furnaces or for heating part of a tank (e.g. the working end or the forehearth).

In general, the energy necessary for melting glass accounts for over 75 % of the total energy requirements of glass manufacture. Other significant areas of energy use are forehearth, the forming process, annealing, factory heating and general services. The typical energy use for the container glass sector, which accounts for around 53 % of the EU output is for the furnace 79 – 82 %; the forehearth 6 %; the compressed air 4 %; the annealing lehr 2 %; and other 6 %.

It should be noted that throughout this document, the energy figures relate to energy at the point of use, and are not corrected to primary energy.

Although there are wide differences between sectors and individual plants, the example for container glass can be considered broadly indicative for the industry. The main exception to this generalisation is the mineral wool sector where the fiberising operation and the curing oven are also major energy consumers. Within the container glass sector, the production of flaconnage represents a specific case, with about 50 % of the total energy consumption used for melting due to the particular quality requirements of the final product.

As discussed earlier, fuel oil and natural gas are the predominant energy sources for melting, with a small percentage of electricity. Forehearths and annealing lehrs are heated by gas or electricity, and electrical energy is used to drive air compressors and fans needed for the process. General services include water pumping, steam generation for fuel storage and trace heating, humidification/heating of batch, and heating buildings. Some furnaces have been equipped with waste heat boilers to produce part or all of the steam required.

In order to provide a benchmark for process energy efficiency, it is useful to consider the theoretical energy requirements for melting glass. The theoretical energy requirements for the melting of the most common glasses from batch formulations without cullet recycling is given in Table 3.6. The calculation assumes all available heat is fully utilised and has three components:

- the heat of reaction to form the glass from the raw materials
- the heat required, enthalpy, to raise the glass temperature from 20 to 1500 °C and
- the heat content of the gases (principally CO₂) released from the batch during melting.

The theoretical levels given in Table 3.6 only relate to the energy required to melt the glass formulations. Additional energy will be required to refine, form and finish the glass, and for other ancillary services such as compressed air.

Table 3.6: Theoretical energy requirements for the melting of common glasses from batch formulations without cullet recycling

Type of glass	Heat of reaction	Enthalpy of glass	Enthalpy of gases emitted	Theoretical energy requirement
	GJ/tonne	GJ/tonne	GJ/tonne	GJ/tonne
Soda-lime (flat/container glass)	0.49	1.89	0.30	2.68
Borosilicate (8 % B₂O₃)	0.41	1.70	0.14	2.25
Borosilicate (13 % B₂O₃)	NA	NA	NA	2.4
Crystal glass (19 % PbO)	0.40	1.69	0.16	2.25
Crystal glass (24 % PbO)	NA	NA	NA	2.1
Crystalline glass with Barium	1.02	1.91	0.31	3.24

NA = not available.
Source: [15, ETSU 1992] [102, ARC Energy requirement 2008]

The actual melting energy requirements experienced in the various sectors vary widely from about 3.3 to over 40 GJ/melted tonne. This figure depends very heavily on the furnace design, scale, method of operation and type of glass. However, the majority of glass is produced in large furnaces and the energy requirement for melting is generally below 8 GJ/tonne. Energy consumption is considered further for each sector where information is available.

In general, energy is supplied to the melting furnace by:

- combustion of fuel
- preheating of combustion air
- electric power
- sensible heat of fuels, oxygen or excess air
- (preheated) batch.

Because glass making is such an energy intensive, high-temperature process, there is clearly a high potential for heat loss. Substantial progress with energy efficiency has been made in recent years and some processes (e.g. large regenerative furnaces) are approaching the theoretical minimum energy consumption for melting, taking into account the inherent limitations of the processes.

A modern regenerative container furnace will have an overall thermal efficiency of around 50 % (maximum 60 %), with waste gas losses of around 30 %, and structural losses making up the vast majority of the remainder. This efficiency compares quite well with other large-scale combustion activities particularly electricity generation which typically has an efficiency in the range of 35 – 45 %. Structural losses are inversely proportional to the furnace size, the main reason being the change in surface area to volume ratio. Electrically heated and oxy-fuel fired furnaces generally have better specific energy efficiencies than fossil fuel furnaces, but have associated drawbacks which are discussed later in this document. A typical energy output distribution for the production of the most common industrial glasses is reported in Table 3.7.

Table 3.7: Examples of energy output distribution for the production of the most common industrial glasses

Type of glass	Flat glass	Container glass
Type of furnace	Float, regenerative cross-fired	Regenerative, end-fired
Pull rate	600 tonnes/day	260 tonnes/day
Cullet	25 %	83 %
Total energy consumption (GJ/tonne melted glass)	6.48 GJ/tonne melted glass	3.62 GJ/tonne melted glass
Water evaporation (batch humidity)	1 %	1.5 %
Endothermic reactions	6 %	2.4 %
Sensible heat glass melt (net)	33 %	44.2 %
Wall heat losses	15 %	18.3 %
Cooling and leakage heat losses	9 %	3.7 %
Flue-gas losses from bottom regenerator	32 %	27.6 %
Regenerator heat losses (structure)	4 %	2.3 %
<i>Source: [97, Beerkens Energy Balances 2006]</i>		

Some of the more general factors affecting the energy consumption of fossil fuel fired furnaces are outlined below. For any particular installation, it is important to take account of site-specific issues which will affect the Anwendbarkeit of the general information given below. These factors also affect the emissions per tonne of glass of those substances which relate directly to the amount of fossil fuel burned, particularly CO₂, SO₂ and NO_x. The main site-specific issues are given below.

- a. The capacity of the furnace significantly affects the energy consumption per tonne of glass melted, because larger furnaces are inherently more energy efficient due to the lower surface area to volume ratio.
- b. The furnace throughput is also important, with most furnaces achieving the most energy efficient production at peak load. Variations in furnace load are largely market dependent and can be quite wide, particularly for some container glass and domestic glass products.
- c. As the age of a furnace increases, its thermal efficiency usually declines. Towards the end of a furnace campaign, the energy consumption per tonne of glass melted may be up to 20 % higher than at the beginning of the campaign.
- d. The use of an electric boost improves the energy efficiency of the furnace. However, when the cost of electricity and the efficiency of electrical generation and distribution are taken into account, the overall improvement is lower (or even negative). An electric boost is generally used to improve the melting capability of the furnace rather than to improve energy efficiency.
- e. The use of cullet can significantly reduce energy consumption because the chemical energy required to melt the raw materials has already been provided. As a general rule, every 10 % increase in cullet usage results in an energy savings of 2 – 3 % in the melting process.
- f. Oxy-fuel firing can also reduce energy consumption, particularly in smaller furnaces. The elimination of the majority of the nitrogen from the combustion atmosphere reduces the volume of the waste gases leaving the furnace by 60 – 70 %. Therefore, energy savings are possible because it is not necessary to heat the atmospheric nitrogen to the temperature of the flames; most oxy-fuel furnaces are not equipped with heat recovery systems.

The site-specific issues reported above do not take into account some important off-site issues which affect the Anwendbarkeit of the different melting techniques, in particular the cost of electricity and the efficiency of electrical generation and distribution.

Energy efficiency is a very complex issue that is dealt with further in the sector-specific sections of this chapter and in Chapter 4. Since the 1960s, the glass industry as a whole has reduced specific energy consumption by approximately 1.5 % per year. Today this figure is lower, as the thermodynamic limits are approached.

Table 3.8 gives useful examples of specific energy consumption for a range of modern, energy efficient glass furnaces.

Table 3.8: Examples of specific energy consumption for a range of glass furnaces

Tank furnace type	Glass type	Melting area ⁽¹⁾ (m ²)	Glass bath depth melting end (mm)	Tank capacity melting end (t)	Length/width ratio of the tank bath	Output (t/d)	Specific output (t/m ² d)	Specific energy consumption ⁽²⁾ (kJ/kg glass)
Cross-fired furnace with regenerative air preheating	Container glass	15 – 155	1200 – 1700	50 – 500	1.9 – 3.0:1	40 – 500	2.5 – 4.0	4200
Regenerative end-fired furnace	Container glass	15 – 140	1200 – 1700	50 – 500	1.9 – 2.5:1	40 – 450	2.5 – 4.0	3800
Recuperative furnace	Container glass	Up to 250	1100 – 1600	50 – 650	2.0 – 2.8: 1	40 – 450	2.0 – 3.0	5000
Oxy-fuel fired furnace	Container glass	110 – 154	1300 – 1700	390 – 600	2.0 – 2.4:1	350 – 425	2.3 – 3.5	3050 – 3500 ⁽³⁾
Cross-fired furnace with regenerative air preheating	Flat glass	100 – 400	1200 – 1400	300 – 2500	2.1 – 2.8:1	150 – 900	2.3 – 2.7	6300
Cross-fired furnace with regenerative air preheating	Television tube glass (screen)	70 – 300	900 – 1100	160 – 700	2.0 – 3.0:1	100 – 500	1.1 – 1.8	8300
Furnace with recuperative air preheating	Tableware	15 – 60	1100 – 1300	40 – 180	1.8 – 2.2:1	15 – 120	1.0 – 2.0	6700 – 11000 ⁽⁴⁾
Cross-fired furnace with regenerative air preheating	Tableware	30 – 40	800 – 1000	65 – 100	2.0 – 3.0:1	40 – 60	1.2 – 1.6	8000 – 11000
Regenerative end-fired furnace	Tableware	45 – 70	800 – 1800	100 – 250	1.8 – 2.2:1	120 – 180	2.0 – 3.0	5000 – 6000
Furnace with recuperative air preheating	Glass wool	15 – 110	800 – 1500	50 – 200	2.8:1	30 – 350	3.4	4300 – 6500

⁽¹⁾ Surface area of glass furnace for glass melting and refining; normally the area between the doghouse and the throat; in the case of float glass furnaces, without the unheated conditioning area.

⁽²⁾ Specific energy consumption without working end and feeder during start-up and nominal load operation (energy consumption will generally increase by 0.1 to 0.2 % per month, due to ageing of the furnace, without electrical boosting, melt preheating and secondary waste heat utilisation) is standardised to:

- 70 % cullet for container glass
- 20 % cullet for float glass
- 40 % cullet for television tube glass and tableware.
- energy savings per cent of additional cullet used: 0.15 to 0.3 %.

The specific energy consumption figures given are approximate guide values for new medium-size and large plants. They are not suitable for energy balance considerations owing to the large differences which occur in individual cases. The effective specific energy consumption is dependent not only on the cullet content and the tank age, but also, 'inter alia', on batch composition, air preheating, specific tank loading, insulation of the tank and the required glass quality standard.

⁽³⁾ The data indicated are based on the operating experience with two commercial plants using oxy-fuel technology. The energy required for oxygen production is not included in the specific energy consumption.

⁽⁴⁾ The lower range of specific energy consumption for recuperative furnaces may be related to a lower quality standard of the glass produced. In general, regenerative furnaces present lower specific energy consumptions than recuperative furnaces.

Source: [42, VDI 1997] [136, EURIMA 2008] [137, Domestic glass 2008]

3.2.4 Noise

In the glass manufacturing process, noise may be a significant issue for some sectors, particularly in the container and domestic glass production sectors. Prevention and reduction of noise is not always practicable and precautions are normally taken to protect workers where noise levels cannot be reduced. The noise levels within the installation represent mainly an occupational health issue; the effect of noise on operators is not within the scope of this document. An assessment of the environmental impact of the glass plant should be made in relation to the proximity of the plant to sensitive receptors.

The significant sources of noise emissions are the following:

- compressed air for cooling
- fan for combustion air
- fan for waste gas extraction
- forming machines (e.g. container, domestic and special glass sectors)
- transport belts for glass products
- cutting operations (e.g. flat and special glass)
- grinding, polishing operations (e.g. domestic and special glass).

The noise levels (in decibels) are equipment/plant-specific and may exceed the value of 85 dBA in some areas of the installation.

The most common noise abatement techniques are:

- the enclosure of noisy equipment/operations in separate structures
- the use of embankments to screen the source of the noise.

3.3 Container glass

[19, CPIV 1998] [64, FEVE 2007] [126, FEVE 2009]

As described in Chapter 1, container glass is the largest sector of the EU glass industry representing between 50 – 60 % of total production (58 % in 2007). In 2005, there were approximately 300 furnaces operating at approximately 170 installations. Furnace types include cross-fired regenerative, end-fired regenerative, recuperative, electrical, and oxy-gas fired furnaces; and the sizes also vary widely from less than 50 000 tonnes per year (10 000 for perfume bottle production) to over 150 000 tonnes per year. Production from an installation with several furnaces can be more than 1 000 tonnes per day.

Clearly, such a large and varied sector leads to significant variations in the amount and types of process inputs and outputs. However, products of this sector are almost exclusively manufactured using soda-lime or modified soda-lime formulations, and so the variation in glass making raw materials is limited.

The ratio of raw material input to melt produced will vary depending on the level of cullet used, which affects the amount of gases lost from the raw materials upon melting. Degassing and drying of the raw materials can account for between 3 and 20 % of the input, and 1 tonne of cullet replaces approximately 1.2 tonnes of virgin raw materials. Pack to melt ratio can range from under 50 % for some special complex perfume container products to over 90 % for high-volume standard container products with most glass process waste recycled back into the furnace.

Table 3.9 gives an overview of the major inputs to and outputs from the process. The emissions represent typical mid-range furnaces. This is a composite of data from expert judgement and values from a survey carried out by the European Container Glass Federation (FEVE). Values reported should only be considered indicative. More precise data on energy consumption and emissions are given in Section 3.3.2.2.

Table 3.9: Overview of major container glass production inputs and outputs (indicative values refer to one tonne of melted glass)

Inputs	Units/tonne (glass melted)	Range (mean value)			
Post-consumer cullet	tonne	0	-	0.85	(0.40)
Silica sand	tonne	0.04	-	0.66	(0.35)
Carbonates	tonne	0.02	-	0.40	(0.20)
Minor mineral ingredients	tonne	0.002	-	0.05	(0.02)
Furnace refractory materials	tonne	0.005	-	0.01	(0.008)
Packaging materials	tonne	0.040	-	0.080	(0.045)
Moulds and other	tonne	0.004	-	0.007	(0.005)
Energy, fuel/gas total (*)	GJ	4	-	14	(6.5)
Energy, electricity total (*)	GJ	0.6	-	1.5	(0.8)
Water	m ³	0.3	-	10	(1.8)
Outputs					
Finished, packed products	tonne	0.75	-	0.97	(0.91)
<i>Atmospheric emissions</i>					
CO ₂	kg	300	-	1000	(430)
NO _x	kg	0.2	-	4.4	(2.0)
SO _x	kg	0.2	-	4.1	(1.3)
Dust (without secondary abatement)	kg	0.2	-	0.6	(0.3)
Dust (with secondary abatement)	kg	0.002	-	0.05	(0.017)
HCl (without secondary abatement)	kg	0.02	-	0.08	(0.029)
HCl (with secondary abatement)	kg	0.005	-	0.06	(0.027)
HF (without secondary abatement)	kg	0.001	-	0.022	(0.007)
HF (with secondary abatement)	kg	0.00005	-	0.007	(0.002)
Metals (without secondary abatement)	kg	0.0002	-	0.015	(0.004)
Metals (with secondary abatement)	kg	0.00006	-	0.002	(0.001)
H ₂ O (evaporation and combustion)	tonne	0.3	-	10	(1.8)
Waste water	m ³	0.2	-	9.9	(1.6)
Waste to recycling	tonne	0.002	-	0.006	(0.005)
Other waste	tonne	0.003	-	0.015	(0.005)
(*) Total energy (furnace and other) for a typical plant operating with fossil fuel fired furnaces. Source: [19, CPIV 1998] [64, FEVE 2007]					

3.3.1 Process inputs

A summary of the materials used in the container glass sector is shown in Table 3.10.

Table 3.10: Materials utilised in the container glass sector

Description	Materials
Glass forming materials	Silica sand, process cullet, post-consumer cullet
Glass intermediate and modifying materials	Sodium carbonate, limestone, dolomite, blast furnace slag, feldspar, nepheline syenite, potassium carbonate, filter dust
Glass oxidants and fining agents	Sodium sulphate, carbon, sodium nitrate or potassium nitrate
Glass colouring and decolouring agents	Iron chromite, iron oxide, iron sulphide, cobalt oxide, cerium oxide, selenium or zinc selenite
Product coating agents (hot coating)	Inorganic or organic metal chlorides. Predominantly tin tetrachloride, titanium tetrachloride and monobutyltin trichloride
Product lubricants	Polyethylene-based lubricants and fatty acids (e.g. oleic acid)
Fuels	Fuel oil, natural gas, electricity, butane, propane
Water	Mains supply and local natural sources (wells, rivers, lakes, etc.)
Ancillary materials	Packaging materials including plastics, paper, cardboard, and wood. Mould lubricants, generally high-temperature graphite-based release agents. Machine lubricants, predominantly mineral oils. Process gases, oxygen and sulphur dioxide. Water treatment chemicals for cooling water and waste water.
<i>Source: [19, CPIV 1998]</i>	

The largest inputs to the process are the silica-containing materials (sand and glass cullet) and the carbonates (soda ash, dolomite and limestone). The raw materials for the glass batch are blended in the correct proportion to produce the range of glass compositions identified in Section 2.4. In most container glass compositions, silicon, sodium and calcium, conventionally expressed as oxides, account for over 90 % of the glass (SiO₂ 71 – 73 %, Na₂O 12 – 14 % and CaO 10 – 12 %). The silicon dioxide is derived mainly from glass cullet and sand. Sodium oxide is derived mainly from glass cullet and soda ash; and calcium oxide mainly from glass cullet, limestone and to a lesser extent, dolomite.

Many container glass processes utilise a substantial level of glass cullet in the batch materials, with the sector average at approximately 50 %, made up of internal cullet and post-consumer cullet. The use of post-consumer cullet varies greatly (from 0 to >80 %) but almost all processes will recycle their internal cullet which is usually around 10 % of the batch. The inputs of the other glass making materials, particularly sand, soda ash, limestone and dolomite, will vary depending on the amount of cullet used and its composition.

The use of product surface treatment materials, i.e. coatings and lubricating treatments, varies from process to process. However, the amount of material used is very low relative to glass making raw materials, generally in the order of a few kilograms per day per production line (see Section 3.3.2.3 and Section 4.5.1).

The fuels used will vary from process to process, but in general, fuel oil, natural gas and electricity are used for glass melting, either separately or in combination. Forehearth and annealing lehrs are heated by gas or electricity, which are also used for heating and general services. Light fuel oil, propane and butane are sometimes used as backup fuels.

The main uses of water in the container glass sector are for cooling circuits and cleaning. Water is frequently used (generally as steam) to humidify the batch materials (0 to 4 % moisture) to avoid raw material separation and to reduce dust carryover from the furnace. Cooling water is used, usually in closed or open circuits, to cool various pieces of equipment and the hot glass from production rejects, with corresponding losses from evaporation and purges. Actual water consumption and water vapour emissions may vary according to local conditions (e.g. climate, geographical location and the hardness of water input).

3.3.2 Emissions to air

3.3.2.1 Raw materials

In most modern container glass processes, silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 5 mg/Nm³. Mass emissions from both filtered and unfiltered systems will depend on the number of transfers, the granule size, and the amount of material handled.

3.3.2.2 Melting

In the container glass sector, the greatest potential environmental emissions are emissions to air from the melting activities. The substances emitted and the associated sources are identified in Section 3.2.2.1. The majority of furnaces in this sector are heated predominantly with fossil fuels, both natural gas and fuel oil. However, due to the large size and wide distribution of the sector, there is a particularly wide range of furnaces in operation giving rise to a very wide range of emission levels. This is clearly indicated in the tables presented in this section, which detail furnace characteristics and reported emission levels from a statistical survey from members of the European Container Glass Federation (FEVE). The data are reported for up to 244 fossil fuel furnaces and four all-electric furnaces for the reference year 2005. This thus represents approximately 80 % of installations in the EU-27. In the tables, emission ranges are divided as appropriate into those with and without the use of primary measures and secondary techniques.

Note that the reported emission data corresponds to analyses made in the context of reporting requirements in the countries/regions where the installations are located, and the sampling and measurement techniques used are not homogeneous. They refer to a limited timeframe, generally less than three hours, and thus will be sensitive to transient operating conditions. Furthermore, when standardised methods are used, the uncertainty of them is not taken into account in expressing the results. For these reasons, data presented in Table 3.13, Table 3.14, Table 3.15, Table 3.16 and Table 3.17 can only be considered indicative of the range of actual emissions at the time of the survey. In order to give an improved indication of the representativeness of the reported emission values, data are given as both mean average/minimum/maximum over the entire data set (100 % data) and the mid-90th percentile of the values (i.e. 5 to 95 %).

It should also be stressed that the implementation of initial IPPC based permits was ongoing at the time of the survey. In particular, the installation of dust abatement equipment was increasing during the years 2003 – 2005. Since 2005, a significant number of new abatement systems have been commissioned. The process is foreseen to continue and many new installations were foreseen at the time of the survey in 2005.

Table 3.11 presents the statistical distribution of furnace sizes and types from the FEVE survey, concerning the situation in 2005.

Table 3.11: Statistical data on furnace sizes and type from the FEVE survey (2005 values)

Furnaces size by type	Reported data	N° values	Glass melted (tonne/day) ⁽¹⁾		
			Mean	Min.	Max.
All product types					
All furnace types	100 %	248	233	22	521
Cross-fired, regenerative	100 %	55	289	130	520
End-fired, regenerative	100 %	152	229	40	521
Recuperative	100 %	29	185	22	376
Oxy-fuel combustion	100 %	8	180	75	305
Electric	100 %	4	61	40	100
Bottle/jar production					
All furnace types	100 %	222	249	56	521
Cross-fired, regenerative	100 %	55	289	130	520
End-fired, regenerative	100 %	138	240	56	521
Recuperative	100 %	23	214	80	376
Oxy-fuel combustion	100 %	5	242	200	305
Electric	100 %	1	100	100	100
Flaconnage production					
All furnace types	100 %	20	80	22	300
End-fired, regenerative	100 %	10	97	40	300
Recuperative	100 %	5	69	22	127
Oxy-fuel combustion	100 %	2	76	76	76
Electric	100 %	3	47	40	60
Mixed bottles/flaconnage production					
All furnace types	100 %	6	147	75	245
End-fired, regenerative	100 %	4	171	98	245
⁽¹⁾ Glass production (in tonnes melted glass/day) is representative of the furnace operating conditions corresponding to the emissions data provided. Source: [126, FEVE 2009]					

End-fired regenerative furnaces represent >60 % of the sample, covering practically the whole range of production rates. Only eight oxy-fuel combustion furnaces (3.2 % of the total) were reported. The values highlight in particular the difference in average of melted glass for flaconnage furnaces, equivalent to ~80 tonnes/day, compared with the mainstream bottle and jar production, with an average of ~250 tonnes/day.

In Table 3.12 the statistical data on total cullet rates used for different glass colours are reported. Data refer to a survey carried out by FEVE for the year 2005.

Total cullet rates given in Table 3.12 are expressed as total cullet per tonne of melted glass. The values do not correspond to the EU recycling rates for several reasons. EU data relate to collected glass, not to cullet used in the EU glass manufacturing installations. The glass collected will invariably contain a percentage of impurities (up to 5 %). Not all glass collected is used again for container glass production. The EU data do not include internal cullet. Not all glass produced in the EU will be reused in the EU; not all glass used in the EU will be produced in the EU.

Table 3.12: Statistical data on total cullet rates for the EU container glass furnaces, reported from the FEVE survey for different glass colours (2005 values)

Cullet rates	Reported data	N° Values	Total cullet rate per furnace (% total cullet/melted tonnes glass) ⁽¹⁾		
			Mean ⁽²⁾	Min.	Max.
Flint (colourless)	100 %	123	33	5	74
Amber	100 %	37	49	15	81
Green	100 %	76	72	30	96
Other colours	100 %	13	55	20	85

⁽¹⁾ Total cullet rates per furnace are expressed as total cullet per melted tonne (internal + external). The values do not relate to recycled glass usage rates in the EU (see text given in the introduction to the table).

⁽²⁾ The mean values given are the arithmetical mean of individual furnace cullet rates and do not represent the overall mean total cullet rates.

Source: [126, FEVE 2009]

Cullet rates vary greatly over the whole range from 5 to 96 % and are limited in practice by the availability of cullet of suitable quality. This is particularly the case for colourless ‘flint’ glass for which the level of coloured glass cullet impurities must be compatible with the colour specifications required for the final product. Some markets demand very high purity colourless glass (termed ‘extra flint’) such as for perfume and certain premium spirits and this implies correspondingly high-purity requirements of all raw materials. Thus, in this case, the recycling rate is generally limited to internal cullet which corresponds to the low-end values observed (all glass colours and flint). In most cases, green glass is the least sensitive to such limitations and thus incorporates the highest cullet rates. Cullet quality and availability are further discussed in Section 4.8.3. It must be stressed that the cullet rate of a particular furnace (or glass colour) must be considered in the wider regional, national or international context of the supply and demand of recycled post-consumer glass.

The cullet rate has a major systematic impact on melting energy for any melting technology or furnace size and, as already stated, in many cases is limited by external factors, in particular suitable cullet availability.

In Table 3.13 the melting energy for different furnace types and the size ranges are presented from a FEVE survey concerning the year 2005. Specific melting energy values have thus been corrected to 50 % cullet using the relation given elsewhere in this document (-2.5 % energy for every 10 % increase in cullet).

For the correction, the overall melting energy consumption (E_M) from each furnace in the survey (net calorific value for the fossil fuels + direct electrical energy) was multiplied by a factor corresponding to the total cullet rate (C_T) to obtain the energy consumption corrected to 50 % cullet (E_{M50}). The approximate formula used for the calculation is shown below:

$$E_{M50} = E_M / \{1 + [(50 - C_T) \times 0.025] / 10\}$$

where:

E_{M50} (GJ/melted tonne) = energy consumption corrected to 50 % cullet

E_M (GJ/melted tonne) = overall melting energy consumption

C_T (%) = total cullet rate.

To enable a basic comparison between air-fuel and oxy-fuel combustion, the electrical energy required to produce the oxygen must be taken into account in the determination of specific melting energy. To remain consistent with the computation of electrical energy consumption in this section, the energy employed for the production of oxygen is given as used at the glass plant. The corresponding amount is estimated on the basis of a (conservative) fixed ratio of electrical energy for oxygen production equivalent to 0.07 GJ per GJ net calorific value from

fossil fuel energy used by the furnace. This computation is already included in the calculation of melting energy corrected to 50 % of total cullet. However, it should be noted that an energy consumption of 0.07 GJ at the point of use corresponds to about 0.2 GJ of primary energy needed to generate this amount of electricity.

Table 3.13: Specific melting energy for different furnace types and size ranges from the FEVE survey (2005 data)

Furnace size by type		Reported data	N° values	Specific melting energy corrected to 50 % total cullet rate (GJ net calorific value/melted tonne)		
				Mean	Min.	Max.
	Unit					
End-fired		100 %	153	4.8	3.4	10.7
<100	tonnes/day	100 %	12	6.9	5.5	11.7
100 – 250	tonnes/day	100 %	81	4.8	3.4	6.7
250 – 400	tonnes/day	100 %	54	4.3	3.4	9.5
>400	tonnes/day	100 %	6	4.1	3.4	5.1
Cross-fired		100 %	56	4.6	3.3	6.6
<100	tonnes/day	-	0	-	-	-
100 – 250	tonnes/day	100 %	17	5.0	3.3	6.6
250 – 400	tonnes/day	100 %	31	4.5	3.7	5.8
>400	tonnes/day	100 %	7	4.4	3.5	5.2
Recuperative		100 %	29	6.3	4.1	11.6
<100	tonnes/day	100 %	5	9.1	5.9	11.6
100 – 250	tonnes/day	100 %	14	5.8	4.1	6.8
250 – 400	tonnes/day	100 %	10	5.6	4.3	7.3
>400	tonnes/day	-	0	-	-	-
Oxy-fuel combustion		100 %	8	4.4	3.5	5.2
Oxy-fuel combustion + O ₂ production ⁽¹⁾		100 %	8	4.7	3.8	5.5
Electric		100 %	3	3.3	2.9	3.6

⁽¹⁾ The electrical energy required to produce oxygen has been taken into account; however, the primary energy to produce the electricity has not been taken into account.
 Source: [64, FEVE 2007]

Equivalent average values for specific melting energy are observed when comparing end-fired, cross-fired and oxy-fuel fired furnaces. For the latter, the estimated electrical energy required for oxygen production (no primary energy) is taken into account (see Table 3.13 and also Figure 3.4).

As anticipated, higher specific melting energy values are observed for smaller furnaces and this is particularly the case for the production of flaconnage for which the trend curves of the total melting energy are given in Figure 3.2. The curves presented in the figure show that melting energy consumption increases rapidly with the decreasing of the furnace size. Flaconnage furnaces can be regenerative, recuperative, electric or oxy-fuel fired, depending on different factors: investment capacity, available space, foundation load and other local circumstances.

In Figure 3.2, the mean, minimum and maximum values are given as the sum of fossil fuel consumption (net calorific value) plus direct electrical energy (used for boosting). All electric furnaces have not been included.

Moreover, it should be noted that the curves presented in Figure 3.2 do not take into account the indirect energy consumption necessary to produce oxygen or electricity.

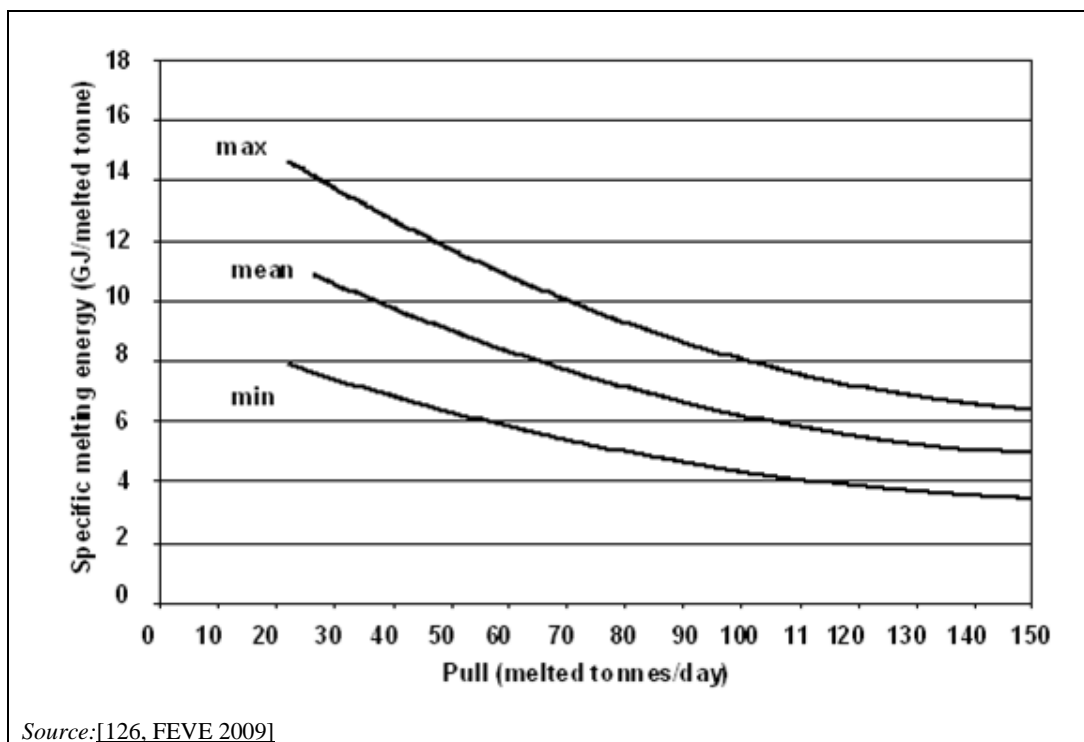


Figure 3.2: Trend curves for the total melting energy in flacottage production from the FEVE survey (2005 data—primary energy for electric boosting or oxygen production is not included)

In the reference year of the survey (2005) 41 % (101 furnaces of 247) of the container glass furnaces in the FEVE study were equipped with secondary abatement. In all cases, the secondary abatement consists of dust abatement by an electrostatic precipitator (77 furnaces) or a bag filter (24 furnaces), generally combined with an upstream desulphurisation stage to remove acid gaseous pollutants (SO_x , HF, HCl) and to avoid acidic sulphated condensates which may damage the filtering equipment. The installation of electrostatic precipitators (ESPs) or bag filters has been pursued in the industry since that time, in line with the progressive implementation of the Directive and related permits. At the time of writing (2010) a greater number of furnaces have been equipped with ESPs or bag filters.

Emission data related to the furnaces of the FEVE survey are reported in Table 3.14, Table 3.15, Table 3.16, Table 3.17 and Table 3.18. Data presented should be evaluated on the basis of the note given below.

1. Values quoted are from real emission measurements representing particular conditions in each case. Data from discontinuous and continuous measurements, hourly, daily average values may be included in the result of the survey concerning 248 furnaces covered by different regional and/or national regulations regarding the monitoring of emissions; therefore, measurement strategies and techniques are not homogeneous and are not standardised.
2. Data are given in each case both as reported (100 % values) and as the mid-90th percentile (i.e. 5 % – 95 % of the values); the latter being intended to exclude, to some extent, spurious data points.
3. Data expressed as concentrations corrected to 8 % O_2 do not include oxy-fuel fired and all electric furnaces.
4. Data expressed as emission factors do not include all electric furnaces. For oxy-fuel fired furnaces, emission factors are presented as reported, while for air-fuel fired furnaces, emission factors have been calculated using conversion factors derived from standard specific dry waste gas volumes at 8 % O_2 , equivalent to $385 \text{ Nm}^3/\text{GJ}$ for natural gas and $400 \text{ Nm}^3/\text{GJ}$ for fuel oil, with a correction for the contribution of process CO_2 emissions

to the waste gas volume (inversely proportional to the total cullet rate) of 92 Nm³/tonne of glass from virgin raw materials (the volume corresponding to 180 kg CO₂/tonne glass from raw materials).

5. For a given concentration of emissions, the emission factor increases with increasing fossil fuel consumption; thus, the smaller furnaces, in particular those related to a low volume of production (flaconnage) will generally be associated with higher emission factors.
6. When two or more furnaces are connected to the same abatement equipment, the emission value given in concentration is considered the same for each furnace. The emission factors for such furnaces are estimated using the concentration value multiplied by the specific waste gas volume for the furnace calculated according to number (4) above.

In Table 3.14 the values concerning dust emission for both the full range (100 % data) and the mid-90th percentile (5 % – 95 % of data) are presented.

Table 3.14: Dust emissions from container glass furnaces with and without abatement systems from the FEVE survey (reference year 2005)

Dust emissions										
Emissions to air from melting furnaces	Emissions expressed as concentrations					Emissions expressed as emission factors				
	Reported data	N° values	mg/Nm ³ dry, 8 % O ₂			Reported data	N° values	kg/melted tonne		
			Mean	Min	Max			Mean	Min.	Max.
Without secondary dust abatement	100 %	137	150	17	430	100 %	141	0.31	0.03	1.48
	5 % – 95 %	123	150	60	330	5 % – 95 %	127	0.28	0.10	0.58
With secondary dust abatement	100 %	92	10	0.01	57	100 %	95	0.019	0.000014	0.11
	5 % – 95 %	81	9.2	1.5	26	5 % – 95 %	85	0.017	0.0016	0.050
Electrostatic precipitator	100 %	74	11.2	1.0	57	100 %	75	0.020	0.0020	0.106
	5 % – 95 %	65	10.2	3.7	27	5 % – 95 %	67	0.018	0.0046	0.053
Bag filter	100 %	18	6.0	0.01	26	100 %	20	0.013	0.000014	0.050
	5 % – 5 %	16	5.2	0.5	21	5 % – 95 %	18	0.012	0.00063	0.048

Source: [64, FEVE 2007][126, FEVE 2009]

Monitoring techniques for dust emissions are particularly subject to errors, both in the techniques used and due to the complex nature of the equilibrium between the different sulphur compounds, even when the measurements are carried out by officially recognised independent laboratories. For example, the standard method EN 13284 – 1(2003) for low level dust monitoring shows an uncertainty of about 3 mg/Nm³ when measuring a concentration level in the range of 4–5 mg/Nm³. Some high or low values of dust concentration reported in Table 3.14 may thus be due to measurement error. The low values reported in the table, related to furnaces without abatement systems, are considered unrealistic even at the 5 % level, and similar doubts can be raised for the high values over the 95 % level. Values of <100 mg/Nm³ for dust may be observed without secondary abatement in particular circumstances, but such low values are infrequent. Dust abatement systems are effective in reducing dust emissions from a mean value of 150 mg/Nm³ without abatement to a mean value of about 10 mg/Nm³ by using an ESP and to a mean value of about 5 mg/Nm³ by a bag filter. It must be emphasised that the values quoted are taken principally from official measurements made over a limited time average of a few hours. Again, the low values should be taken with caution given the limited precision of the monitoring methods. Besides possible measurement errors, higher values are indicative of variations in the performance of abatement equipment.

The factors which may influence the efficiency of secondary abatement systems (ESP and bag filters) are discussed in Section 4.4.1.2 and Section 4.4.1.3.

In Table 3.15 the values concerning sulphur oxides emissions (SO_x) for both the full range (100 % data) and the mid-90th percentile (5 % – 95 % of data) are presented.

SO_x emissions from container glass melting follow sulphur mass balance considerations, with inputs coming from the sulphur content of fuels (in particular heavy fuel oil), sulphates added to the batch formulation and, depending on the glass type, sulphur entering the furnace with the external cullet. Only part of the sulphur added to the batch formulation (raw materials plus cullet) is incorporated into the glass products; the excess will be released with the waste gases or deposited as filter dust.

Emission data in Table 3.15 are thus divided into gas-fired, fuel oil-fired and mixed fuel-fired furnaces, bearing in mind that the fuel choice is considered outside the scope of BAT selection, being dependent upon the different strategies and energy policies of the Member States.

For natural gas-firing furnaces, the sulphur content of the fuel is negligible and SO_x emissions effectively represent the contribution from the batch formulation (raw materials plus external cullet), with a very wide range of emission values, as can be seen in Table 3.15. Although, both the minimum and maximum values reported over the 100 % range (3 and 2100 mg/Nm³, respectively) appear clearly erroneous with respect to realistic mass balance considerations. The batch component of the balance is seen to vary significantly even over the mid-90th percentile range, from concentrations of about 100 mg/Nm³ to 1000 mg/Nm³ with a mean value of about 500 mg/Nm³.

Data from the FEVE survey indicate that filter dust is fully (or more than 90 %) recycled into the glass melt for 80 % of furnaces equipped with secondary dust abatement systems; while, for the remaining 20 %, dust recycling is not applied at all.

Filter dust recycling may be restricted by limits imposed by the chemical compatibility of the dust with the required glass quality and possible handling difficulties due to the physical nature of dust.

From data presented in Table 3.15, it may also be observed that where secondary abatement for dust is installed, the minimum emission values appear to increase (with a corresponding effect on the mean values), even for the mid-90th percentile range. This trend may be attributed to higher starting SO_x emission levels for the installations with a scrubbing system and, partly, to the effect of recycling filter dust.

An opposite effect is apparently observed with the data reported for fuel oil-fired furnaces, although in this case, the effect of the differences in the sulphur content of fuel oil will also affect the resultant values. This possible masking effect is more clearly seen in the values for mixed fuel-firing furnaces, where the lower values for furnaces with secondary dust abatement also correspond to furnaces with a higher proportion of natural gas in the fuel mix (for the data submitted, the mean proportion of natural gas for furnaces equipped with dust abatement is equivalent to 79 % versus 53 % for the furnaces without dust abatement techniques).

On a statistical basis, fuel oil-firing is observed to contribute on average approximately 800 mg/Nm³ to mean emission values per furnace, with respect to natural gas-firing, which would correspond to an average sulphur content of fuel oil of less than 1 % for the furnaces in the FEVE survey.

Table 3.15: SO_x emissions from container glass furnaces with and without abatement systems, from the FEVE survey (reference year 2005)

SO _x emissions ⁽¹⁾										
Emissions to air from melting furnaces	Emissions expressed as concentrations					Emissions expressed as emission factors				
	Reported data	No values	mg/Nm ³ dry, 8 % O ₂			Reported data	No values	kg/melted tonne		
			Mean	Min.	Max.			Mean	Min.	Max.
<i>Gas firing</i>	100 %	141	490	3	2100	100 %	150	0.80	0.00	2.00
	5 – 95 %	127	460	110	1100	5 – 95 %	127	0.88	0.20	2.00
Without secondary dust abatement	100 %	88	470	3	1830	100 %	92	0.90	0.00	3.00
	5 % – 95 %	76	439	93	950	5 – 95 %	82	0.83	0.16	2.01
With secondary dust abatement ⁽²⁾	100 %	53	530	150	2100	100 %	58	0.90	0.00	3.10
	5 – 95 %	46	498	233	1050	5 – 95 %	52	0.86	0.25	2.23
<i>Fuel oil firing</i>	100 %	45	1260	350	2200	100 %	45	2.40	0.80	4.60
	5 – 95 %	39	1300	750	1700	5 – 95 %	39	2.41	1.41	3.20
Without secondary dust abatement	100 %	24	1260	510	2200	100 %	25	2.50	0.80	4.60
	5 – 95 %	20	1366	983	2188	5 – 95 %	21	2.49	1.28	4.07
With secondary dust abatement ⁽²⁾	100 %	21	1260	350	1660	100 %	20	2.30	1.10	3.90
	5 – 95 %	20	1310	770	1662	5 – 95 %	18	2.25	1.13	3.42
<i>Mixed oil/gas firing</i> ⁽³⁾	100 %	41	705	84	1498	100 %	41	1.22	0.13	3.54
	5 – 95 %	34	749	139	1250	5 – 95 %	37	1.19	0.17	2.18
Without secondary dust abatement	100 %	22	919	369	1498	100 %	22	1.59	0.63	3.54
	5 – 95 %	18	925	554	1250	5 – 95 %	18	1.54	0.94	2.18
With secondary dust abatement ⁽²⁾	100 %	19	456	84	1123	100 %	19	0.79	0.13	2.09
	5 – 95 %	14	575	139	1123	5 – 95 %	17	0.76	0.17	1.74

⁽¹⁾ SO_x emissions are conventionally expressed as the equivalent quantity of SO₂.
⁽²⁾ Secondary dust abatement equipment (ESP or bag filter) generally includes an acid gas treatment by dry or semi-dry scrubbing for the removal of acid gaseous emissions and/or to avoid clogging/corrosion of the filter system. Filter dust is recycled into the melting furnace in most cases and thus this cannot generally be considered SO_x abatement as such. Its addition to the batch formulation may impact the overall SO_x emissions, according to the overall sulphur mass balance.
⁽³⁾ Mixed natural gas/fuel oil firing data reported in the survey vary from 17 to 98 % of natural gas (conversely 83 to 2 % fuel oil), with an overall average (of values per furnace) of 65 % natural gas.
 Source: [64, FEVE 2007][126, FEVE 2009]

In Table 3.16 the values concerning the emissions of nitrogen oxides (NO_x) for both the full range (100 % data) and the mid-90th percentile (5 % – 95 % of data) are presented.

Table 3.16: NO_x emissions from container glass furnaces for different fuel types and furnace techniques, from the FEVE survey (reference year 2005)

NO _x emissions ⁽¹⁾											
Emissions to air from melting furnaces		Emissions expressed as concentrations					Emissions expressed as emission factors				
		Reported data	N° values	mg/Nm ³ dry, 8 % O ₂			Reported data	N° values	kg/melted tonne		
				Mean	Min.	Max.			Mean	Min.	Max.
Unabated (without specific primary measures)											
Fuel Type	Furnace type										
All	All	100 %	144	1211	384	3355	100 %	144	2.30	0.60	9.30
		5 – 95 %	127	1171	685	2100	5 – 95 %	128	2.15	1.05	4.40
Gas-fired	All	100 %	99	1259	384	3355	100 %	99	2.46	0.57	9.32
		5 – 95 %	88	1222	700	2300	5 – 95 %	88	2.32	1.13	4.57
Fuel oil-fired	All	100 %	25	1170	840	1990	100 %	25	2.00	1.20	3.20
		5 – 95 %	20	1139	850	1538	5 – 95 %	21	1.94	1.31	3.08
Mixed gas/oil fired	All	100 %	20	1025	547	2324	100 %	20	1.87	0.91	5.13
		5 – 95 %	18	980	588	1687	5 – 95 %	18	1.75	0.93	2.97
All	End-fired	100 %	83	1165	384	3355	100 %	83	2.2	0.57	9.3
		5 – 95 %	73	1121	671	1993	5 – 95 %	73	2.0	0.96	4.0
All	Cross-fired	100 %	41	1391	650	2850	100 %	41	2.5	1.10	5.6
		5 – 95 %	37	1356	814	2324	5 – 95 %	37	2.4	1.43	4.5
All	Recuperative	100 %	20	1037	725	1725	100 %	20	2.5	1.23	8.3
		5 – 95 %	18	1016	785	1699	5 – 95 %	18	2.3	1.50	4.0
Primary measures (not including oxy-fuel combustion)											
All	All	100 %	86	915	424	2112	100 %	86	1.83	0.65	5.57
		5 – 95 %	76	884	521	1680	5 – 95 %	76	1.72	0.83	3.85
Gas-fired	All	100 %	48	1000	420	2100	100 %	50	1.90	0.30	5.00
		5 – 95 %	42	977	605	1725	5 – 95 %	44	1.86	0.72	3.88
Fuel oil-fired	All	100 %	19	750	430	1730	100 %	19	1.70	0.30	5.60
		5 – 95 %	17	710	521	941	5 – 95 %	17	1.53	0.65	3.38
Mixed gas/oil fired	All	100 %	19	852	427	1655	100 %	19	1.49	0.80	3.76
		5 – 95 %	17	830	543	1600	5 – 95 %	17	1.39	0.83	3.02
All	End-fired	100 %	65	925	424	2112	100 %	65	1.8	0.65	5.6
		5 – 95 %	58	902	543	1725	5 – 95 %	57	1.7	0.83	3.8
All	Cross fired	100 %	12	1029	643	1680	100 %	12	2.1	0.80	4.4
		5 – 95 %	10	1003	714	1600	5 – 95 %	10	1.9	0.99	3.7
All	Recuperative	100 %	9	687	427	1256	100 %	9	1.7	0.95	3.4
		5 – 95 %	7	643	428	925	5 – 95 %	7	1.6	1.06	2.2
Secondary abatement (SCR)		100 %	4	460	460	460	100 %	4	0.81	0.69	0.95
Oxy-fuel combustion							100 %	8	0.54	0.23	0.88
⁽¹⁾ NO _x emissions are conventionally expressed as the equivalent quantity of NO ₂ .											
Source: [64, FEVE 2007][126, FEVE 2009]											

Primary measures for NO_x emissions reduction (e.g. Low-NO_x burners, staged combustion, flue-gas recirculation) were reported for about 35 % of the furnaces in the data collection. An overall, apparent emission reduction on the mean value (all furnace and fuel types) from about 1200 mg/Nm³ to ~900 mg/Nm³ is observed between values reported with and without the application of primary measures. However, the wide range of reported values in both cases is indicative of the variety of situations encountered in practice. Some furnaces in the 100 % data set, without primary measures, are thus reported with low values of less than 600 mg/Nm³ or 1.0 kg/tonne melted glass, which can be attributed to specific, favourable operating conditions and furnace configuration not necessarily representative of normal operation.

The comparison of emission data for different fuel types and furnace technologies tends to confirm that fuel oil or mixed gas oil firing gives lower NO_x emissions than natural gas firing

and that end-fired or recuperative furnaces tend to give lower NO_x emissions than cross-fired furnaces. The influencing factors which may explain these effects are described in Section 4.4.2.

High values (>1500 mg/Nm³) should only be observed in special cases, e.g. where nitrates are required as a refining/oxidising agent, or for certain existing furnace configurations where high local flame temperatures and/or uncontrolled air leakage into the flames are difficult to avoid.

Secondary abatement of NO_x (by SCR) was only installed in one EU container plant (four furnaces connected to a common SCR system) in the reference year (2005).

Data from the eight oxy-fuel fired furnaces in the survey are presented only as specific mass flows due to the impossibility to compare concentrations on a common basis (8 % O₂) with those of air-fuel fired furnaces and, as anticipated, values of less than 1 kg/tonne of melted glass are reported.

In Table 3.17 the values concerning emissions of HCl and HF for both the full range (100 % data) and the mid-90th percentile (5 % – 95 % of data) are presented.

Table 3.17: HCl and HF emissions from container glass furnaces with and without abatement systems, from the FEVE survey (reference year 2005)

HCl and HF emissions										
Emissions to air from melting furnaces	Emissions expressed as concentrations					Emissions expressed as emission factors				
	Reported data	N° values	mg/Nm ³ dry, 8 % O ₂			Reported data	N° values	kg/melted tonne		
			Mean	Min.	Max.			Mean	Min.	Max.
HCl										
All values	100 %	206	17	1.0	107	100 %	215	0.03	0	0.17
	5 – 95 %	185	16	1.1	37	5 – 95 %	193	0.028	0.0023	0.071
Without secondary dust abatement	100 %	116	17	1.0	48	100 %	121	0.030	0.0007	0.116
	5 – 95 %	99	17	1.4	39	5 – 95 %	109	0.029	0.0018	0.079
With secondary dust abatement ⁽¹⁾	100 %	90	17	1.0	107	100 %	94	0.029	0.0018	0.170
	5 – 95 %	80	16	3.7	29	5 – 95 %	84	0.027	0.0047	0.059
HF										
All values	100 %	204	3.0	0.00	74	100 %	211	0.0072	0.0002	0.267
	5 – 95 %	178	2.5	0.39	11	5 – 95 %	189	0.0046	0.00068	0.021
Without secondary dust abatement	100 %	116	5.0	0.00	74	100 %	121	0.0103	0.00040	0.267
	5 – 95 %	105	3.7	0.41	14	5 – 95 %	109	0.0066	0.00074	0.022
With secondary dust abatement ⁽¹⁾	100 %	88	2.0	0.00	13	100 %	92	0.0029	0.00004	0.028
	5 – 95 %	78	1.4	0.20	4	5 – 95 %	82	0.0024	0.00045	0.007

⁽¹⁾ Secondary dust abatement equipment (ESP or bag filter) generally includes an acid gas treatment by dry or semi-dry scrubbing for the removal of acid gaseous emissions and/or to avoid clogging/corrosion of the filter system. The absorption of HCl and HF depends on the type of reagent used. Filter dust is recycled into the melting furnace in most cases and thus this cannot generally be considered HCl/HF abatement as such.

Source: [64, FEVE 2007][126, FEVE 2009]

For HCl, low values (<10 mg/Nm³) may be observed where low chloride sodium carbonate (from natural deposits) and high cullet levels are employed. Note that in the case of high local recycling rates associated with the recycling of filter dust, gaseous chloride will progressively build up in the raw waste gas, particularly when flue-gas containing HCl from ‘hot-end’ surface treatment is treated together with the furnace flue-gases in the same system. In this case, the secondary dust abatement (ESP or bag filter with upstream waste gas treatment stage using an alkaline reagent) is not necessarily associated with the lowest emission values, particularly as the conditions used for the removal of SO_x may not be optimal for the abatement of HCl with the same absorbing reagent. The removal efficiency of alkaline reagents towards the different gaseous pollutants (SO_x, HCl, HF) is discussed in Section 4.4.3.3.

Fluoride is an incidental impurity in certain natural raw materials. It may be present as an impurity in recycled glass (e.g. from opal glass which contains fluoride that, although excluded by cullet specifications, may be present in small quantities). No generalities can be made about low values although these may be associated with both low levels of recycled glass and/or secondary abatement. As for HCl, secondary abatement systems consisting of ESPs or bag filters with an upstream waste gas treatment stage using an alkaline reagent and filter dust recycling, depending on the absorbing agent used, could be associated with low or high values of HF, which correspond to particularly favourable or unfavourable cases, depending on several parameters (e.g. type of reagent, operating conditions, input level, etc.).

In Table 3.18 the values concerning the emissions of metals for both the full range (100 % data) and the mid-90th percentile (5 % – 95 % of data) with and without abatement systems are presented.

Low values for metals ($<1 \text{ mg/Nm}^3$) may be observed on unabated waste gases in favourable cases, particularly low cullet levels (for lead impurities), fuel oil-firing with low vanadium or gas firing and in the absence of selenium in raw materials (which is the case for all except certain white flint glasses). High values ($>5 \text{ mg/Nm}^3$) are generally associated with high cullet rates (lead), fuel firing or white flint glass production (selenium).

Table 3.18: Emissions of metals from container glass furnaces with and without abatement systems, from the FEVE survey (reference year 2005)

Emissions of metals (¹)											
Emissions to air from melting furnaces		Emissions expressed as concentrations					Emissions expressed as emission factors				
		Reported data	N° values	mg/Nm ³ dry, 8 % O ₂			Reported data	N° values	kg/melted tonne		
				Mean	Min.	Max.			Mean	Min.	Max.
Pb	Without secondary dust abatement	100 %	135	1.7	0	22	100 %	135	0.0028	0	0.0296
		5 – 95 %	98	1.4	0.0001	9.5	5 – 95 %	98	0.0025	0.0000002	0.013
	With secondary dust abatement	100 %	95	0.2	0	2.0	100 %	95	0.0003	0	0.003
		5 – 95 %	77	0.21	0.000	0.90	5 – 95 %	75	0.00032	0.0000011	0.0012
Se	Without secondary dust abatement	100 %	110	0.67	0	10.0	100 %	110	0.00133	0	0.0184
		5 – 95 %	65	0.55	0.008	3.75	5 – 95 %	65	0.0012	0.000010	0.0065
	With secondary dust abatement	100 %	87	0.13	0	1.88	100 %	87	0.0002	0	0.0030
		5 – 95 %	67	0.09	0.001	0.76	5 – 95 %	67	0.00014	0.000001	0.0012
Cd	Without secondary dust abatement	100 %	119	0.04	0	1.10	100 %	119	0.00007	0	0.0015
		5 – 95 %	75	0.038	0.00001	0.13	5 – 95 %	75	0.03824	0.00001	0.1300
	With secondary dust abatement	100 %	81	0.014	0	0.15	100 %	81	0.00002	0	0.00027
		5 – 95 %	56	0.013	0.0001	0.08	5 – 95 %	56	0.000022	0.0000001	0.00010
As	Without secondary dust abatement	100 %	134	0.284	0	20	100 %	134	0.00052	0	0.040
		5 – 95 %	92	0.13	0.0000	0.67	5 – 95 %	92	0.00024	0.00000001	0.0010
	With secondary dust abatement	100 %	74	0.04	0	0.47	100 %	74	0.00007	0	0.00078
		5 – 95 %	51	0.036	0.0002	0.10	5 – 95 %	51	0.000062	0.0000004	0.00021
Ni	Without secondary dust abatement	100 %	135	0.10	0	1.0	100 %	135	0.00021	0	0.0030
		5 – 95 %	90	0.11	0.000009	0.37	5 – 95 %	90	0.0001931	0.00000002	0.0008
	With secondary dust abatement	100 %	85	0.03	0	0.27	100 %	85	0.000048	0	0.00048
		5 – 95 %	61	0.022	0.0004	0.083	5 – 95 %	61	0.000038	0.000001	0.00022
Cr	Without secondary dust abatement	100 %	136	0.31	0	6.60	100 %	136	0.0005	0	0.0103
		5 – 95 %	96	0.22	0.000009	1.3	5 – 95 %	96	0.00038	0.00000002	0.0023
	With secondary dust abatement	100 %	86	0.03	0	0.4	100 %	86	0.00005	0	0.0007
		5 – 95 %	58	0.025	0.00013	0.11	5 – 95 %	58	0.000044	0.0000004	0.00020

(¹) Metals are mainly present in the dust emissions and thus the same consideration concerning the limits of precision of the measurements as for dust measurements apply. The zero values included in the 100 % range correspond to values below the detection limit.

Source: [64, FEVE 2007][126, FEVE 2009]

3.3.2.3 Downstream activities

The application of hot surface coatings and cold surface treatments can give rise to emissions of fumes and vapours, principally HCl and tin compounds.

Hot surface treatment of glass containers (outer surface) is typically done with tin tetrachloride, organic tin (monobutyltin trichloride) or titanium tetrachloride, aimed at creating a very thin tin oxide or titanium oxide layer on the surface of the glass. In special cases, the treatment of the inner surface of glass containers is performed, in particular for the production of containers destined to come into contact with certain pharmaceutical products for which a treatment with SO₃ is applied in order to effectively eliminate the leachable sodium/calcium ions from the glass surface. In other specific cases, 1,1-difluoroethane is injected into the bottles/flacons immediately after forming, in order to create a modified inner contact surface acting as a barrier to ionic migration. This has marginally been employed to avoid the appearance of bloom (on the inside surface) on certain clear glass containers over long storage times in high-humidity climates. The amount of material involved is very low.

The levels of emissions will vary between processes and will depend on many factors, in particular the amount of air used in the suction hoods, generally employed to capture the excess vapours. Typical emission values associated with the use of hot surface coating activities with tin chloride, without abatement, are generally in the range reported in Table 3.19.

Table 3.19: Typical unabated emission values from surface coating activities with tin chloride for container glass

Pollutant	Typical emission concentrations	Typical emission factors
	mg/Nm ³	g/tonne melted glass
Gaseous chlorides, as HCl	15 – 300	3 – 30
Total particulate matter	5 – 50	1 – 70
Tin, as Sn (gaseous + particulate)	1 – 30	0.2 – 0.8
<i>Source: [84, Italy Report 2007]</i>		

Note that in a significant number of installations, emissions from the hot-end treatment hoods are treated in the same abatement system as the furnace waste gas.

In other cases, where the emissions from hot-end surface coating are treated separately, the typical concentration levels are <10 mg/Nm³ for particulate matter, <5 mg/Nm³ for Sn and <30 mg/Nm³ for HCl.

Typical emission values from treatment activities of the inner surface of glass containers with SO₂/SO₃, before undergoing a specific flue-gas treatment (normally, by wet scrubbing), are normally in the range reported below, in Table 3.20.

Table 3.20: Typical unabated emission values from surface treatment of container glass with SO₃

Pollutant	Typical emission concentrations	Typical emission factors
	mg/Nm ³	g/tonne melted glass
Sulphur oxides, as SO ₂	200 – 900	100 – 600
<i>Source: [84, Italy Report 2007]</i>		

SO_x concentration levels after treatment are normally in the range of <100 – 200 mg/Nm³ expressed as SO₂.

Mass emissions from downstream activities are, in general, quite low, due to the low amounts of substances used, and concentrations will depend heavily on the amount of extraction air applied. Methods for controlling these emissions are discussed in Section 4.5.1.

3.3.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main sources of diffuse/fugitive emissions specific to the container glass sector concern the doghouse area of the furnace, forehearth channels, forming area and the surface treatment operations.

A specific issue of the doghouse area is related to carryover of batch composition (dust emissions) and the decomposition of organic materials that may be present in the cullet.

Combustion gases and evaporation products may be released from the forehearth channels.

In the forming area, the forming machines are highly mechanised which can give rise to mists of lubricating oils. Combustion gases may arise from the thermal treatment of the moulds and from the annealing Lehr.

Cold-end surface treatments may produce organic mists, i.e. polyethylene and oleic acid.

All of these specific issues are normally managed by health and safety regulations at work; they are controlled according to workplace exposure levels and do not represent significant emissions to air.

3.3.3 Emissions to water

[19, CPIV 1998]

As discussed earlier, the main uses of water in this sector are cleaning, cooling water systems, hot glass rejects cooling and batch humidification. The aqueous emissions are limited to the cooling water system purges, cleaning waters and surface water run-off. The cleaning waters do not present any particular issues that would not be common with any industrial facility, i.e. inert solids and potentially oil. Cooling system purges will contain dissolved salts and water treatment chemicals. Surface water quality will depend on the degree of drainage segregation and site cleanliness.

Only the circuit for cooling and fragmenting hot glass rejects is particular to the sector. This recycled water may contain fine particles of glass from fragmentation and from the action of mechanical scraper systems used to dredge the glass from the water troughs. The chutes bringing the glass to the collection system may also bring small quantities of oil from the machines and oil or soluble oil/water mixtures used in the shear and delivery mechanisms. The circuit thus generally includes a solids and oil separator, which also serves to give suitable thermal inertia to the system during mould changing or incidents on forming machines, when large quantities of glass must be cooled. Separated glass solids are usually recycled in the raw materials. Open circuit cooling is generally used to allow for more rare, severe incidents when large quantities of hot glass must be cooled (a major furnace leakage or other incident causing the interruption of forming operations).

Excluding domestic waste water, discharges generally contain only glass solids, some oil contamination, and cooling water system treatment chemicals. Simple pollution control techniques such as settlement, screening, use of oil separators, and neutralising can be found within the sector.

3.3.4 Other wastes

[19, CPIV 1998]

The container glass sector recycles most of the process waste directly on site, in particular glass rejects from the forming and quality control stages, but also waste from raw materials handling, dust from abatement equipment, and sulphate deposits in furnace waste gas ducting. However, a waste stream of filter dust is created if an overall abatement of SO_x is required above that which is possible by substituting filter dust for sulphur-containing raw materials, or if filter dust recycling poses particular glass quality problems, either from glass chemistry or colour purity requirements. This may also be the case at very high cullet rates.

At the end of a furnace campaign, the entire refractory structure is dismantled and replaced. These operations produce some 500 to 2000 tonnes of waste refractory materials, which are sorted and largely valorised. Only a minor quantity of these materials is unfit for any valorisation and is directed to landfill, if necessary after appropriate treatment. Some materials (e.g. silica refractories) may be ground and recycled through the furnace.

Raw materials for glass are very generally delivered in bulk and do not give rise to packaging waste. Waste materials from product packaging operations (plastic, cardboard, and wood) are usually reused or recycled through suppliers or other appropriate channels. Other waste not specific to the sector, e.g. waste oils, drums and other packaging materials, paper, batteries, oily rags, etc. are disposed of by conventional means or, if appropriate, recycled by an external waste company.

3.3.5 Energy

[19, CPIV 1998] [15, ETSU 1992]

For the mainstream bottle and jar production sector, the energy necessary for melting glass accounts generally for over 75 % of the total energy requirements of container glass manufacture. For flacottage production, melting energy may only represent 50 % of the total energy consumed on site due to the low production speeds and weights, and the specific techniques applied, such as flame polishing and decoration. Other significant energy use areas are forehearth, the forming process (compressed air and mould cooling air), the annealing lehr, factory heating and general services. The typical energy used by each process step is given in Figure 3.3.

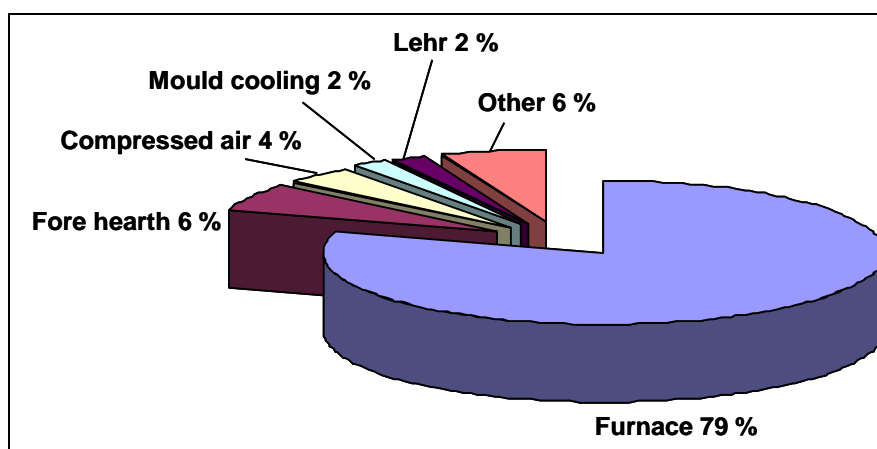


Figure 3.3: Energy usage in a typical bottle/jar container glass plant (not representative of perfume/cosmetic ware production)

For the melting process, fuel oil or natural gas are the primary energy sources, sometimes with a percentage of electrical boost (up to 5 %). There are a few examples of all electric melting but these are rare. Electricity or natural gas are used for heating the forehearth and annealing lehrs. Electrical energy is used to drive air compressors and fans needed for the process. Energy is required for general services, which include water pumping and, usually steam generation for fuel oil storage and trace heating, humidification/heating of the batch and sometimes heating buildings. In some cases, mainly for larger furnaces, waste heat boilers are installed to produce part or all of the steam required.

The energy consumption of the process will depend on many factors, and the main ones are those outlined in Section 3.2.3.

Table 3.21 shows data concerning the total direct energy consumption of the manufacturing process per net tonne of product from the FEVE survey for bottle/jars and flaconnage production; both the full range (100 % data) and the mid-90th percentile (5 % – 95 % of data) are presented.

Table 3.21: Total direct energy consumption (plant) per net tonne of product from the FEVE survey for bottle/jars and flaconnage production

Product type	Reported data	N° values	Specific total energy usage (GJ NCV ⁽¹⁾ /net tonne products)		
			Mean	Min.	Max.
All product types	100 %	65	8.7	3.7	31.5
	5 – 95 %	57	7.7	5.3	16.8
Bottle and jar production	100 %	52	6.9	3.7	13.4
	5 – 95 %	46	6.9	4.7	8.5
Flaconnage production	100 %	13	16.1	7.2	31.5
	5 – 95 %	11	15.5	8.3	30.9

(¹) NCV = net calorific value for fossil fuels and electricity as consumed (without taking into account the equivalent primary energy usage).
 Source: [126, FEVE 2009]

The range of energy consumption encountered within the sector is extremely wide. Flaconnage (speciality bottles and jars for perfume, cosmetic and pharmaceutical use) has a much higher specific energy consumption than mainstream bottles and jars. The higher temperature and longer residence time required for melting high quality glass (flaconnage or perfume containers) increases the energy consumption. These glass products are generally produced with rather small furnaces which are by nature less efficient compared to large capacity melters. In addition, for these products, energy is needed for specific finishing operations, such as flame polishing or enamel decoration, carried out in the plant but also to low cullet rates and to smaller furnace sizes (see Table 3.11 and Table 3.13) and a lower ratio of net production/glass melted caused by higher quality constraints. Finishing operations may also be carried out within mainstream bottle and jar plants, giving the upper values of the energy consumption ranges. Lower values correspond in particular to plants having access to higher quantities of suitable external cullet.

A similar range can be seen in Table 3.13 and Figure 3.4, which report energy data related to the melting process only.

Energy consumption increases with the age of the furnace, due to a deterioration of the insulation and a lower efficiency of the heat recovery from the furnace waste gases. For a well maintained regenerative furnace, the increase in energy consumption due to ageing can be estimated at between 1.5 and 3 % yearly, the lower value being related to well maintained furnaces [96, TNO-TPD Energy efficiency benchmarking 2003].

Figure 3.4 shows statistical data on melting energy (GJ per tonne melted glass corrected to 50 % cullet) by furnace type and size range. This figure clearly indicates higher consumption for smaller furnaces, in particular for pull rates below 100 tonnes/day, although this effect is compounded with the product type which is usually associated with smaller furnaces, i.e. high-quality glasses for flacottage. For a given size range, end-port furnaces appear slightly more energy efficient than cross-fired furnaces, which would correspond in particular to the slightly greater surface for structural heat losses.

Data for oxy-fuel fired furnaces, including the electrical energy necessary for oxygen production, indicate an equivalent energy efficiency to that of regenerative furnaces in the larger size range.

The percentage of cullet used in the batch composition has a high and systematic influence on the furnace energy consumption. To enable comparison of different furnace types under comparable conditions, their consumptions have been standardised to 50 % cullet (see the introduction to Table 3.13 for details).

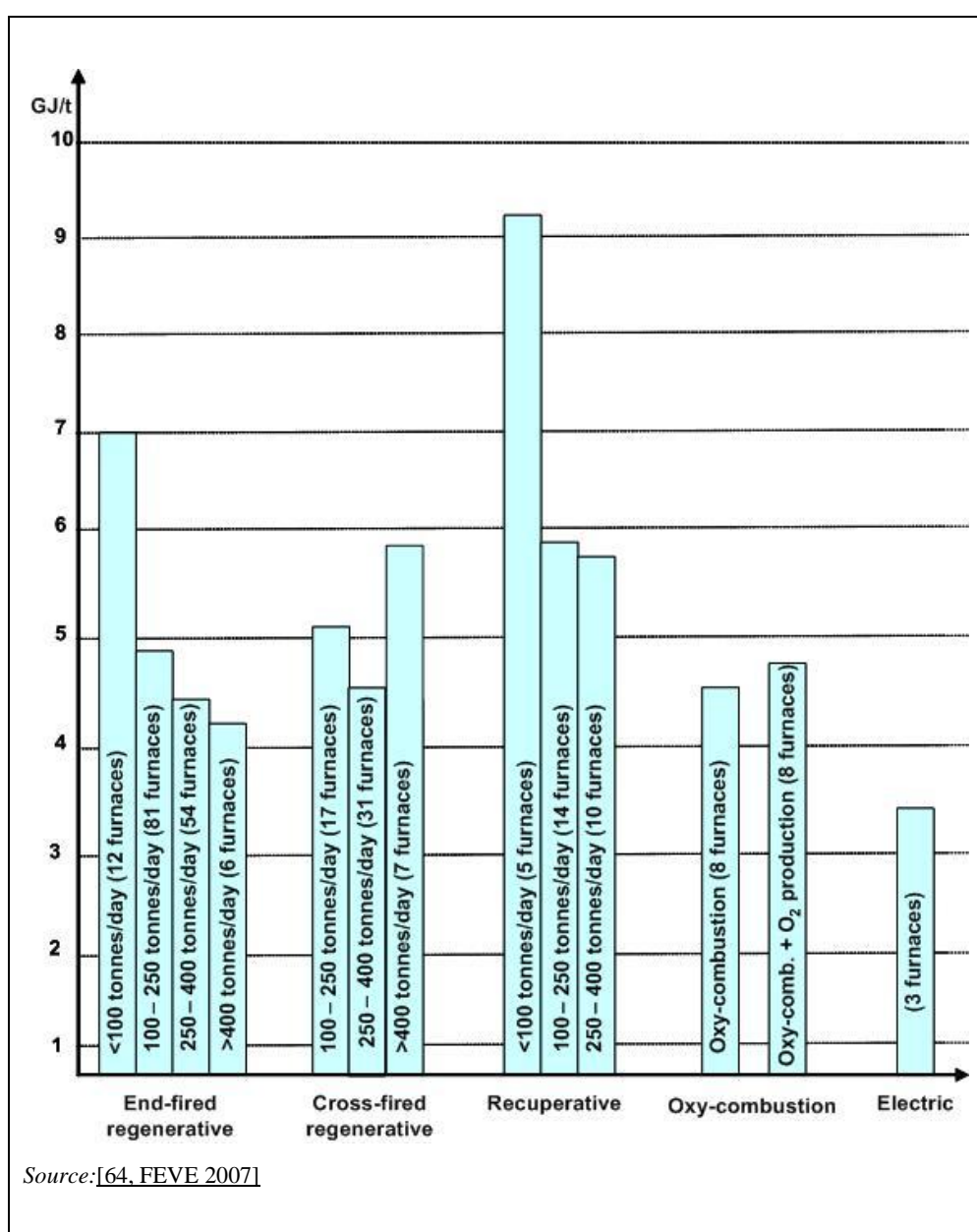


Figure 3.4: Mean energy consumptions in glass container furnaces expressed in GJ/tonne melted glass and standardised to 50 % cullet (2005)

3.4 Flat glass

The main output from a flat glass process is of course the product, which represents approximately 70 % of the raw material input. The remainder largely consists of emissions to air (10 – 20 %), made up mainly of CO₂ from the decomposition of carbonates; and scrap glass (cullet) around 10 – 20 % arising from edge trimming, product changes and breakages. The cullet is usually continuously recycled to the furnace and so the product actually represents closer to 85 % of the raw material input.

3.4.1 Process inputs

[19, CPIV 1998] [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]

There is generally less variation in the glass composition for flat glass than for the other sectors of the glass industry. However, different producers may choose slightly different ways of achieving the final composition depending on particular preferences or variations in raw material supplies. There may be particular differences in the amount of cullet used, any colourants and in any on-line coating processes. The main basic raw materials utilised in the sector are listed in Table 3.22 below.

Table 3.22: Materials utilised in the flat glass sector

Description	Materials
Glass-forming material	Silica sand, process cullet, (sometimes also post-consumer cullet)
Glass intermediate and modifying materials	Sodium carbonate, limestone, dolomite, calcium sulphate and gypsum, nepheline syenite, feldspar, blast furnace slag, carbon and filter dust
Glass oxidants and fining agents	Sodium sulphate, carbon, sodium nitrate
Glass colouring agents	Potassium dichromate, iron oxide, cobalt oxide, cerium oxide, selenium metal or zinc selenite
On-line coating processes	Silicon compounds (e.g. silicon tetrachloride, silicon carbonates), strong acid halides, organic and inorganic tin compounds
Fuels	Fuel oil, natural gas, electricity, back up light fuel oils
Water	Mains supply and local natural sources (wells, rivers, lakes, etc.)
Ancillary materials	Packaging materials including plastics, paper, cardboard, and wood Machine lubricants, predominantly mineral oils Process gases including nitrogen, hydrogen and sulphur dioxide Tin in the float bath Water treatment chemicals for cooling water and waste water
<i>Source:</i> [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]	

The largest inputs to the process are the materials containing silica (sand and glass cullet) and the carbonates (soda ash, dolomite and limestone). The raw materials for the glass batch are blended in the correct proportion to produce a range of glass compositions identified in Chapter 2, Section 2.5. In typical float glass compositions, the oxides of silicon, sodium, calcium and magnesium account for around 98 % of the glass (SiO₂: 72.6 %, Na₂O: 13.6 %, CaO: 8.6 %, and MgO: 4.1 %). The silicon dioxide is derived mainly from sand and glass cullet; cullet also provides a proportionately smaller level of the other oxides. Sodium oxide is derived mainly from soda ash, the calcium oxide mainly from dolomite and limestone, and the magnesium oxide from dolomite.

In all but exceptional cases, flat glass plants recycle all internal cullet directly to the furnace. Flat glass is generally processed into other products for the building and automotive industries and the cullet coming from this further transformation is also recycled in many cases. The amount of recycled cullet is generally limited by the availability of cullet of the correct quality and chemical compatibility. The total cullet introduced in the furnace is typically around 20 % but can range from 10 to 40 % for a float furnace, and to over 80 % for other types of flat glass. Increasingly, waste glass from fabrication processors is reused or recycled to flat glass production units, but slightly contaminated waste can be used by glass container manufacturers or manufacturers of other types of glass products. Probably 95 % of waste glass from processors is recycled one way or another.

On-line coating processes are very specialised and case specific.

Table 3.22 lists some of the typical raw materials used in these processes.

In common with other parts of the glass industry, the main uses of water are cooling, cleaning and batch humidification. Flat glass is mostly produced in a continuous ribbon (float glass), emerging from the annealing lehr at temperatures of over 200 °C. Most of the water consumed in the factory is used for cooling/washing this hot ribbon, and is not contaminated although it may contain some Na₂SO₄. Actual water consumption and water vapour emissions may vary according to local conditions (e.g. ambient temperature and the hardness of water input).

Flat glass furnaces are almost exclusively fired on fuel oil or natural gas, in some cases with an electrical boost of up to 10 % of the energy input. Oxy-fuel boosting can also be used.

There are some small-scale electrical furnaces for specialist applications, and there are three oxy-fuel fired furnaces in the US. At the end of 2008, an oxy-fuel fired furnace for the production of float glass started operating in France. The application of oxy-fuel combustion to the flat glass manufacturing sector does not present any significant technical obstacles. The potential drawbacks consist of high costs for specialist refractory design and the cost of oxygen directly related to the price of electricity. At the time of writing (2010), these are the main factors that limit the application of oxy-fuel technology to the flat glass manufacturing sector.

3.4.2 Emissions to air

[19, CPIV 1998] [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]

3.4.2.1 Raw materials

In most modern flat glass processes, silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 5 mg/Nm³. Mass emissions from both filtered and unfiltered systems will clearly depend on the number of transfers and the amount of material handled.

3.4.2.2 Melting

In the flat glass sector, the greatest potential environmental emissions are emissions to air from the melting activities. The substances emitted and the associated sources are identified in Section 3.2.2.1. Almost all of the furnaces in this sector are fossil-fuel fired (both natural gas and fuel oil), cross-fired regenerative furnaces.

The overview of the furnaces equipped with systems for the control of air pollution in the flat glass sector is presented in the Table 3.23. Data presented in the table refer to a situation where the abatement of dust applied to the sector, generally coupled with a scrubbing system for acid gaseous pollutants (SO_x, HF, HCl), consists of 34 electrostatic precipitators and one bag filter. The control of NO_x consists of SCR applications, Fenix technology, control of combustion parameters (primary measures) and the 3R technique.

Table 3.23: Overview of air pollution control (APC) systems installed in the flat glass sector in Europe

	Year	Abatement of dust, SO _x , HCl, HF, metals		Control/abatement of NO _x		Total number of furnaces
		APC ⁽¹⁾	Equipped	APC ⁽¹⁾	Equipped	
EU-15	2000	16	33.3 %	8	16.7 %	48
EU-25	2005	28	51.9 %	22	40.7 %	53
EU-27	2007	35	60.3 %	28	48.3 %	58

(¹) APC= air pollution control systems.
 Source: [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007] [127, Glass for Europe 2008]

A summary of the range of emissions to air is given in Table 3.24 below. This table shows figures separately for furnaces without any abatement systems and furnaces with primary and/or secondary abatement techniques installed. The data cover both gas and oil-fired furnaces making clear float glass under normal operating conditions and show measurements from 2005.

Data reported are the result of a survey from members of the European flat glass trade association (Glass for Europe) and concern the EU-25. The statistical analyses of data might have produced results that show significant differences from the previous survey carried out within members of EU-15 for the elaboration of the first version of the BREF.

Note that sampling and measurement techniques used for the collection of data are not uniform and when standardised methods are used, the uncertainty of them is not taken into account in expressing the results.

Table 3.24: Emission levels from flat glass furnaces with and without abatement systems

Substance	Unabated furnaces in mg/Nm ³ (kg/tonne glass melted)	Abated Furnaces primary/secondary methods in mg/Nm ³ (kg/tonne glass melted)
Oxides of Nitrogen (as NO ₂)	1250 – 2870 (2.9 – 7.4)	495 – 1250 (1.1 – 2.9)
Oxides of sulphur (as SO ₂)	365 – 3295 (1.0 – 10.6)	300 – 1600 (0.5 – 4.0)
Particulate matter	80 – 250 (0.2 – 0.6)	5.0 – 30 (0.02 – 0.08)
Fluorides (HF)	<1.0 – 25 (<0.002 – 0.07)	<1.0 – 4.0 (<0.002 – 0.01)
Chlorides (HCl)	7.0 – 85 (0.06 – 0.22)	4.0 – 40 (<0.01 – 0.1)
Metals other than Se (Ni, V, Co, Fe, Cr)	<1.0 – 5.0 (<0.001 – 0.015)	<1.0 (<0.001)
Selenium (coloured glass)	30 – 80 (0.08 – 0.21)	<5 (<0.015)

NB: Reference conditions are: dry, temperature 0 °C (273 K), pressure 101.3 kPa, 8 % oxygen by volume.
 Source: [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]

The term ‘unabated furnaces’ refers to furnaces operating normally with no specific primary or secondary pollution control technology.

For unabated furnaces, the highest emissions of NO_x were from highly loaded gas-fired plants, and the lowest are from oil-fired plants. The abated furnaces are equipped with primary measures like the Fenix process or by secondary measures like SCR (selective catalytic reduction) or 3R (addition of hydrocarbons fuel oil or natural gas, for the chemical reduction of NO_x).

The highest emissions of SO_x for unabated furnaces are from oil-fired plants and the lowest are from gas-fired plants.

The highest emissions of particulate matter for unabated furnaces are from oil-fired plants, and the lowest are from low loaded gas-fired plants with high cullet levels. The particulate matter emitted from an uncontrolled furnace is mainly derived from the condensation in the waste gases of soda and sulphate compounds volatilised from the melt. The main component of the particulate matter is sodium sulphate, a relatively harmless soluble compound. The other minor components are derived from the raw materials, the furnace structure, and fuel oil if it is used.

For unabated furnaces, the highest emissions of HCl and HF are from plants with relatively high levels of chlorides and fluorides in the raw materials.

The highest emissions of metals from unabated furnaces are from oil-fired plants (the nickel and vanadium content of the fuel oil) or those using colouring agents (Se, Co, Fe and Cr), and the lowest are from gas-fired plants producing clear glass.

The ranges of emissions of SO_x, dust, HCl, HF and metals from abated furnaces are associated with installations operating particulate abatement systems (an electrostatic precipitator and, in one case, a bag filter), in combination with acid gas scrubbing, in order to meet local permit requirements. Under these conditions, emissions of metals are often beneath detection limits.

When tinted glasses containing selenium as the colourising agent are produced, the uncontrolled emissions of selenium are typically between 30 and 80 mg/Nm³. The emissions are normally less than 5 mg/Nm³ with values in the range of 1–3 mg/Nm³ when secondary measures are applied (filtration combined with acid gas scrubbing). Very few experiences exist today on the abatement of selenium emissions from float glass furnaces, especially in the case of fuel-fired furnaces.

The efficiency of the control equipment depends on the type of reagent and the presence of other gaseous pollutants (concurrent species to be absorbed) in the flue-gas, such as SO_x, with the consequence of competitive parallel reactions.

3.4.2.3 Downstream activities

Because of the air-tight sealing of the tin bath section, the emissions of tin vapour from the float bath have been found to be very low and these are generally monitored only to ensure low workplace exposure levels. This issue is not considered further in this document.

Hot treatment of the flat glass surface at the exit of the float bath is normally carried out with the purpose of improving the chemical resistance of glass. The process requires the use of SO₂ with subsequent gaseous emissions, typically in the range of 150 – 300 mg/Nm³ (0.02 – 0.04 kg/tonne glass melted) [84, Italy Report 2007]; however, in the case of special productions the emissions may be higher.

The on-line coating processes applied to flat glass are very case specific and the raw materials used and the pollutants emitted will vary. Among the coating technologies, one of the most important is on-line pyrolytic chemical vapour deposition (CVD) involving the use of a gaseous chemical mixture which reacts with the hot surface of the glass leading to the deposition of a coating which bonds to the glass. A variety of materials consisting in general of metals and oxides are deposited on the glass surface.

The coating application by the sputtering of metals from metal targets onto the glass surface is generally performed off-line at very low pressure in dedicated vacuum chambers. Emissions will typically contain acid gases (HF, HCl) and fine particulate matter (e.g. oxides of silicon and tin).

In general, downstream activities do not generate a significant source mass emission, although, they are usually subject to the general local environmental legislation and abatement systems are installed accordingly. Limited information is available concerning emissions levels from these activities. Typical emission limit values applied are, for example, HCl: 10 to 30 mg/Nm³, HF: 5 mg/Nm³, HF, particulate matter: 20 mg/Nm³, and tin compounds: 5 mg/Nm³.

The production of mirrors represents another important downstream activity for the flat glass sector. The process and related emission levels will not be discussed here since it is already covered in the Surface Treatment Using Organic Solvents (STS) BREF [139, European Commission 2007].

3.4.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main source of diffuse/fugitive emissions in the flat glass sector is related to the batch charging area of the melting furnace.

Emissions of dust from batch carryover, combustion gases which contain volatile compounds present in the batch formulation are the main issues. Selenium used for colouring the glass may be present in the emissions from the charging area.

Extraction systems are often used to discharge emissions from the charging area into the atmosphere and bag filters are applied to remove dust.

3.4.3 Emissions to water

As discussed earlier, the main uses of water in this sector are cleaning, cooling, and batch humidification. The aqueous emissions are limited to the cooling water system purges, cleaning waters and surface water run-off. The cleaning waters do not present any particular issues that would not be common with any industrial facility, i.e. inert solids and oil. Cooling system purges will contain dissolved salts and water treatment chemicals. Surface water quality will depend on the degree of drainage segregation and site cleanliness.

Excluding domestic waste water, discharges generally only contain glass solids, potentially some oil contamination, and chemicals from cooling water system treatment. Simple abatement techniques such as settlement, screening, oil separators, and neutralising can be found within the sector.

3.4.4 Other wastes

Wherever possible, batch plant dusts are returned to the raw material silos and reused in the process. Reject batches are gradually fed back into the process by the inclusion of small amounts in subsequent batches wherever possible. Typically 99 % of the glass waste from the end of the glass making process, trims, rejects and damaged glass, is returned to be remelted.

At the end of a furnace campaign, the refractory structure (sometimes not the regenerators) is dismantled and replaced. As in the container glass sector, as much of this material as is practicable is recovered for reuse or sale. The issues concerning materials which contain chromium are discussed in Section 3.2.2.3.

Most glass raw materials are generally delivered in bulk and do not give rise to packaging waste. Waste materials from product packaging operations (plastic, cardboard, wood, etc.) are usually reused or recycled if practicable. Other wastes not specific to the sector are disposed of by conventional means.

3.4.5 Energy

[19, CPIV 1998][15, ETSU 1992]

The energy usage distribution for a typical float glass process is shown in Figure 3.5, but energy usage in particular processes may vary slightly. It can be seen that over three quarters of the energy used in float glass plants is spent on melting glass. Forming and annealing takes a further 5 % of the total. The remaining energy is used for services, control systems, lighting, factory heating, and post-forming processes such as inspection and packaging. The distribution presented in Figure 3.5 does not include downstream activities such as coating application, cutting, thermal toughening, ion exchange treatments, mirror production, etc. which may be carried out outside the installation.

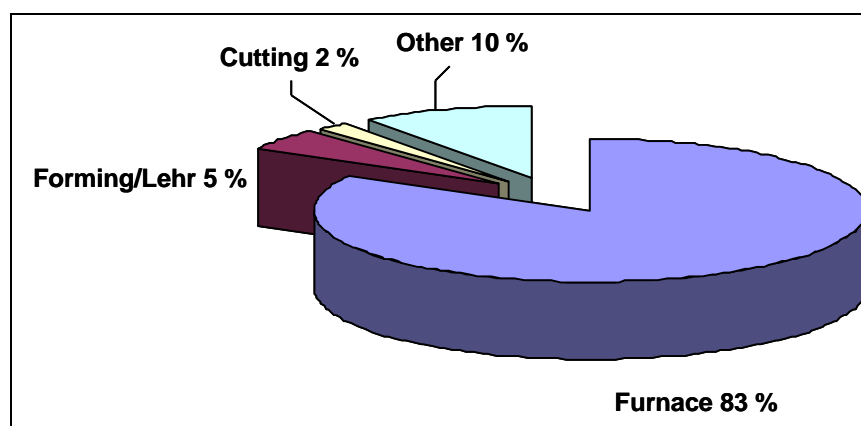


Figure 3.5: Energy usage distribution for a typical float glass process

Float glass furnaces are almost exclusively fired on heavy fuel oil or natural gas, sometimes with an electrical boost of up to 10 %. Many furnaces have the capacity to fire on either oil or gas, or potentially both at the same time on different burners. There are some examples of electrical furnaces, but these are small scale and for specialist applications. There are also three oxy-fuel fired furnaces in the US, which began operation in 1998, and a new one started operations in 2009 in France.

Forehearths (in rolled glass) and annealing lehrs are heated by gas or electricity. Electrical energy is used to drive air compressors and fans needed for the process. General services include water pumping, usually steam generation for fuel storage and trace heating, humidification/heating of the batch and sometimes heating buildings. In some cases, larger furnaces have been equipped with waste heat boilers to produce part or all of the steam required. A limited number of furnaces are equipped with turbines and generators to produce electricity from steam.

The energy consumption of the process will depend on many factors, the main ones being those outlined in Section 3.2.3. The range of energy consumption encountered within the sector is quite narrow, if compared with other sectors, because there is relatively little variation in the type of furnace used. Specific energy consumption depends strongly on the size of the furnace; a furnace with more than 800 tonnes/day of melted glass requires about 10 – 12 % less energy compared with a furnace producing about 500 tonnes/day. The ageing of the furnace leads to an increase of energy consumption equivalent to 1 – 1.3 % per year, on average. Within the EU-27 installations, energy levels for melting are typically between 5.2 and 8.7 GJ/tonne of melted glass, mainly depending on the size and age of the installation, with an average value of 7.5 GJ/tonne of glass. Values as low as 5.0 GJ/tonne of melted glass can be achieved at the beginning of the furnace campaign for very high capacity furnaces. The specific energy requirements for the process as a whole are generally less than 8.0 GJ/tonne [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007].

3.5 Continuous filament glass fibre

The major output mass flow is the product, which may be from 55 – 80 % of raw material input. The losses arise through emissions to air, solid residues, and aqueous wastes. The molten glass represents around 80 – 85 % of the furnace raw material input. Most of the loss is made up of gaseous emissions particularly CO₂ from the decomposition of carbonates. Waste fibre and drain glass can be between 10 and 30 % of process inputs. Table 3.25 below shows a typical input/output summary for the manufacture of continuous filament glass fibre.

Table 3.25: Overview of the continuous filament glass fibre sector inputs and outputs

		Amount/tonne of product			
		Input	Unit	Output	Unit
Raw materials for glass					
	Silica	300 – 457	kg		
	Colemanite	0 – 250	kg		
	Calcium carbonate	300 – 411	kg		
	Clay	395 – 544	kg		
	Fluorspar	0 – 20	kg		
	Others (dolomite, burnt lime, boric acid, etc.)	3 – 153	kg		
Emissions to air					
	Dust without abatement system			1.4 – 2	kg
	Dust with low or boron-free formulation as reduction measure			<0.14 – 0.35	kg
	Dust with end-of-pipe abatement system			0.02 – 0.24	kg
	CO ₂ from raw materials decomposition			0 – 200	kg
	CO ₂ from combustion			450 – 1000	kg
	Water vapour from combustion/raw material decomposition			180 – 800	kg
	Water from drying processes			75 – 200	kg
	NO _x (as NO ₂) from air fuel			2.7 – 16.5	kg
	NO _x (as NO ₂) from oxy-fuel			0.3 – 2.0	kg
	SO _x (as SO ₂)			0.05 – 8	kg
	HF			<0.5	kg
	HCl			0.03 – 0.12	kg
	Water from evaporative, cooling			3200	kg
	VOC in forming area, ovens.			0.1 – 0.5	kg
Binder products balance					
(As supplied)	Polymers (~50 % solid)	20 – 40	kg		
(As supplied)	Silane	1 – 2	kg		
(As supplied)	Lubricants	1 – 5	kg		
(As supplied)	Others	0 – 10	kg		
(Dry solids)	Binder on glass			4 – 20	kg
(Dry solids)	Binder in waste water			1 – 13	kg
(Dry solids)	Binder in solid waste			<1	kg
	Binder in air (see VOC above)				kg
Water balance	Total	4000 – 15000	kg		
	Added for binder	<200	kg		
	For cooling (added)	>1500	kg		
	For spraying, cleaning	>3000	kg		
	In waste glass			10 – 20	kg
	In sewage			2000 – 11000	kg
	In air by evaporation (ovens, cooling towers, etc.)			1500 – 4000	kg
Solid wastes (dry solids)					
	Fibre glass			60 – 250	kg
	Binder wastes			1 – 13	kg
Energy	Total	10 – 25	GJ		
	Energy for melting (furnace + refiner + forehearth)	7 – 18	GJ		

Source: [19, CPIV 1998] [66, APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]

3.5.1 Process inputs

The chemical composition of the fibre varies depending on the glass type and the end use, and is usually expressed in terms of the oxides of the elements it contains. It is difficult to identify a “typical” batch composition beyond that given in Table 3.25 above. The basic raw materials are selected and blended to give the final desired glass compositions following melting. The raw materials present a fine granulometry in order to obtain a very high level of homogeneity of the batch and the melt. The typical glass types and composition ranges are shown in Section 2.6. Table 3.26 below shows the main raw materials used to achieve these compositions.

Table 3.26: Materials utilised in the continuous filament glass fibre sector

Description	Materials
Glass-forming materials	Silica sand
Glass intermediate and modifying materials	Calcium carbonate, calcium oxide, alumina silicate, colemanite, calcium borate, borax, boric acid, feldspar, fluorspar, calcium sulphate, sodium carbonate, potassium carbonate, sodium sulphate, zinc oxide, titanium oxide or rutile, zirconium oxide, dolomite and iron oxide
Coating materials	The coating material will vary depending on the end use of the product. Typical coatings are: film formers (e.g. polyvinyl acetate, starch, polyurethane, epoxy resins); coupling agents (e.g. organo-functional silanes); pH modifiers (e.g. acetic acid, hydrochloric acid, ammonium salts); and lubricants (e.g. mineral oils, surfactants)
Binders for secondary products	Polyvinylacetate, saturated polyester powders, phenolic resin powders
Fuels	Fuel oil, natural gas, electricity
Water	Mains supply and local natural sources (wells, rivers, lakes, etc.)
Ancillary materials	Packaging materials including plastics, paper, cardboard, etc. Process gases, oxygen Water treatment chemicals for cooling water and waste water

The largest inputs to the process are the silica sand, the alkali/alkali earth metal carbonates and oxides, alumina and the boron-containing materials. In E-glass composition, the oxides of silicon, sodium, potassium, calcium, magnesium, boron and aluminium account for over 95 % of the glass. The dominant oxides and the main materials from which they are derived are: SiO₂ (53 – 60 % sand), CaO + MgO (20 – 24 % limestone, dolomite), B₂O₃ (0 – 10 % colemanite, borax, etc.), Al₂O₃ (11 – 16 % alumina), and Na₂O + K₂O (<2 % soda ash/potash).

Coating materials represent a very small proportion of the product mass, typically 0.5 to 2 %. They consist mainly of aqueous polymer solutions, typically 50 % solids, and smaller amounts of the other materials specified in Table 3.26.

Water is used for cooling, cleaning, coating preparation and in some cases for wet scrubbing systems. One of the main characteristics of the manufacture of continuous filament glass fibre is the need for a large amount of water for cooling. Each bushing needs water to reduce the temperature of the filament very quickly from 1250 °C to ambient temperature. This cooling is achieved by transferring heat to metallic bars close to the bushing tips, and cooling by circulating water, passing cold air through the filaments, and by water sprays. Cooling water is also required around the furnace and the forehearth, generally in semi-closed circuits and total flows are typically several thousands of m³/h.

Significant amounts of water are also used in coating preparation and wash down in the forming/winding area. The total water consumption per tonne of finished product is typically between 4 and 20 m³, cooling system losses account for around 20 % of this figure.

3.5.2 Emissions to air

3.5.2.1 Raw materials

In most modern processes, silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 5 mg/Nm³. Mass emissions from both filtered and unfiltered systems will clearly depend on the number of transfers and the amount of material handled.

3.5.2.2 Melting

[19, CPIV 1998] [66, APFE UPDATE IPPC Glass BREF 2007]

In the continuous filament glass fibre sector, the greatest potential environmental emissions are emissions to air from the melting activities. The major substances emitted and the associated sources are identified in Section 3.2.2.1. In 2005, 57 % of the furnaces operating in this sector were natural gas-fired recuperative furnaces, some with an oxygen boost and/or an electric boost (oil-firing is now rare and mostly limited to use as a back-up fuel during periods of gas shortages through peak demands). A growing number of furnaces are now 100 % oxy-fuel fired (43 % in 2005), many of them with electric boosting.

Dust emissions from the melting process are predominantly composed of alkali and alkaline earth sulphates and borates (e.g. sodium/potassium/calcium sulphate and sodium/potassium/calcium borate). While the final glass product contains about 6 – 8 % boron (as B₂O₃), dust emissions may be constituted by 85 – 90 % boron compounds produced by volatilisation and condensation phenomena. The use of high levels of boron oxides in the formulation of the batch composition, in conjunction with a low or high concentration of alkali oxides, determines the formation mechanism of the dust emissions and the possible presence of significant amounts of gaseous boron compounds in the flue-gases (HBO₂ and H₃BO₃). The different behaviour of low-alkali glasses, such as E-glass, and other types of borosilicate glasses is described in Section 4.4.1.1.

Particularly in the production of boron-containing E-glass, high levels of boron are emitted in the gaseous form at temperatures as low as 60 °C and, as a consequence, the definition of the emission levels for dust and gaseous boron species may be difficult. In this case, the efficient abatement of boron from the flue-gases requires the application of a suitable scrubbing technique, since the filtration of dust removes only part of the boron. The example presented in Table 3.27 shows the mass flow of boron compounds measured before and after waste gas treatment, for a production installation equipped with a dry-scrubber plus a bag filter, and an additional wet scrubbing system for the abatement of gaseous boron compounds.

Table 3.27: Distribution of boron compounds at different temperatures and treatment stages of the flue-gases

Waste gas temperature	Sampling conditions	Total particulate	Total boron compounds (particulate and gaseous) expressed as B ₂ O ₃
°C		kg/h	kg/h
189	Untreated waste gas	3.14	11.2
164	After bag filter	0.30	7.25
108	After bag filter and wet scrubbing	0.29	2.96

Source: [84, Italy Report 2007]

A summary of the range of emissions to air is given in Table 3.28, where data related to the application of both primary and secondary abatement techniques are presented.

Table 3.28: Emission levels from continuous filament glass fibre furnaces

Substance	Primary abatement techniques in mg/Nm ³ ⁽¹⁾ (kg/tonne melted glass)	Secondary abatement techniques in mg/Nm ³ (kg/tonne melted glass)
Nitrogen oxides (as NO ₂) with air-fuel firing	600 – 1600 (2.7 – 7.2)	No examples of secondary abatement
Nitrogen oxides (as NO ₂) with oxy-fuel firing	(0.3 – 1.9)	No examples of secondary abatement
Sulphur oxides (as SO ₂)	150 – 1200 (0.75 – 6.0) (gas-fired); up to 3000 (15) (oil-fired)	No examples of secondary abatement
Particulate matter	(<0.14 – 0.35)	5 – 50 (0.02 – 0.24)
Fluorides (HF)	<20 (<0.09) (No added fluoride) 50 – 400 (0.25 – 2.0) (added fluoride)	<20 (<0.1)
Chlorides (HCl)	<10 (<0.05)	<10 (<0.05)
Metals group 1 (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI}) ⁽²⁾	<1 (<0.0045)	<1 (<0.0045)
Metals groups 1+2 (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn) ⁽²⁾	<3 (<0.014)	<3 (<0.014)
⁽¹⁾ Values given in concentration (mg/Nm ³) refer to the following conditions: dry, temperature 0 °C (273K), pressure 101.3 kPa, 8 % oxygen by volume. ⁽²⁾ See definition of metals group 1 and group 2 in Table 3.4, Section 3.2.2.1. Source: [66, APFE UPDATE IPCC Glass BREF 2007]		

The primary techniques applied for the reduction of dust emissions consist of low-boron or boron-free batch formulations. With the use of boron-free formulations and a good control of batch carryover, emission values for particulate matter below 0.14 kg/tonne melted glass may be achieved with oxy-fuel fired furnaces. Values as low as 0.03 kg/tonne glass have been reported; however, the specific operating conditions for obtaining these low values are not known. Higher emission levels (up to 0.35 kg/tonne glass) may be observed when raw materials giving decrepitation effects are used (i.e. dolomite). Without the application of primary or secondary measures, particulate matter levels can reach up to 2 kg/tonne melted glass.

Emissions of nitrogen oxides from air-fuel fired furnaces show lower values in terms of specific emission factors (kg/tonne melted glass) with increasing furnace output and the use of electric boosting. The better performers are in the range of approximately 3.0 to 5.0 kg/tonne melted glass. Oxy-fuel firing is widely used within the sector (about 50 % of the melting furnaces), while secondary abatement techniques (i.e. 3R, SCR, SNCR) are not applied.

Emissions of fluorides are directly related to the use in the batch formulation of compounds which contain fluorine, used as melting flux or to improve the fiberisation process. In some cases, fluoride is added as a raw material to meet the quality requirement of the final glass product. The amount of fluorine considered necessary will depend on a variety of specific technical factors related to furnace and fibre-forming design, throughput and filament diameter requirements of the finished product.

When fluorine-based compounds are not intentionally added to the batch formulation, the levels of HF achieved are dependent on the impurities of reliable and economically available supplies of raw materials, in particular alumina silicate and kaolin, with low variable levels of fluoride. Whatever the origin, a portion of the fluoride will be emitted in the waste gases from the furnace. The final HF concentration in the flue-gases can vary significantly depending on the level of fluoride in the batch and the abatement measures used.

3.5.2.3 Downstream activities

[19, CPIV 1998]

Emissions to air from coating applications are usually quite low, due to the general low volatility of the coating materials and the low glass temperatures at the point of application. However, the airflows in the forming area are very high to ensure adequate cooling of the glass and some carryover of droplets or evaporation of organic compounds occurs. In most cases, the extracted cooling air is treated by water scrubbing systems prior to release or partial recycling into the forming area. The high volume of cooling air means that emission concentrations are generally quite low. Limited measurements (including the use of coatings with higher solvent levels) have shown volatile organic compounds (VOC) concentrations from very low levels up to 20 mg/Nm³.

The coating materials are generally water based and the fibre cakes are often dried in ovens. The drying process will give rise to emissions of water vapour and any substances volatile at the drying temperatures. The coatings are chemically bonded to the glass during the drying process and emissions levels are generally relatively low. However, the coating formulations and so the emissions can vary widely and only a limited number of measurements are available concerning the drying process. These show VOC emissions ranging from barely detectable levels to a maximum of 70 mg/Nm³, which equated (in this example) to less than 100 g/h.

Emissions can also arise from secondary processing to produce mats and tissues, which involve the use of binders that must be cured or dried. Again, very little information is available and this indicates a wide variation depending on the techniques and substances used. Maximum reported VOC emissions were 150 mg/Nm³ and 270 g/h.

Limited information is available concerning the typical emission concentrations from downstream activities, in particular from coating and drying operations. Emission concentrations related to measurements carried out after a wet scrubbing system show values of <20 mg/Nm³ for particulate matter (containing organic and inorganic compounds), <20 mg/Nm³ for formaldehyde and <30 mg/Nm³ for ammonia [84, Italy Report 2007].

The storage and handling of coating materials may also give rise to emissions of dusts or volatile organic compounds (VOC), but these are generally very low and can be controlled by good practice and local extraction.

3.5.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main sources of diffuse/fugitive emissions in the continuous filament glass fibre sector are related to the batch charging area of the melting furnace, the forehearth channels and in the storage and preparation of the coating formulations.

The sector uses very fine raw materials due to requirements of batch and glass homogeneity. Nonetheless, the batch charging area is normally kept closed as much as possible and the potential emissions from batch carryover and combustion gases are expected to be very low.

Ventilation and extraction systems are often used on the forehearth channels in order to discharge solid and gaseous emissions externally.

Storage and preparation of the coating formulation involve the use of organic compounds such as polyvinyl acetate, polyurethane, and epoxy resins. Specified, enclosed spaces for these operations are normally created, in order to limit the exposure of the workers to the potential emissions.

3.5.3 Emissions to water

[19, CPIV 1998]

Emissions arise from the forming area, binder preparation, cleaning, cooling, tissue/mat binder application, and from water-based scrubbing systems. The main source of emissions is the forming area. Due to the high speed of the winders (centrifugal action) and the movement of the filaments during the forming process, a proportion of the applied binder is thrown off and squeezed out. This is collected in the immediate area together with the water used to periodically clean the forming and winding area. The water sprayed onto the filaments is also collected in the same place.

Emissions can arise in the binder preparation area from spillages and leaks, which drain to the waste water system. The high-volume cooling water systems require a purge stream, which will contain low levels of water treatment chemicals. Most scrubbing systems in use are recirculating water scrubbers, which require either a purge stream or periodic discharge and replacement of the scrubbing medium. The total water consumption per tonne of finished product is typically 4 to 20 m³, and cooling system losses (purge and evaporation), account for around 20 % of this figure. With the clear exception of evaporative losses, most of this water is discharged as waste water. The general practice within the sector is to discharge to a sewage treatment works or to treat water on site. In the case of a discharge to a sewage treatment plant, emission levels at the point of discharge may be significantly higher than the values presented in Tabelle 5.5 as achievable emission levels.

The waste water pollutant concentrations are usually very low (less than 0.2 % solid content before any treatment), due to the dilution by wash down water, and their content is mostly biodegradable. The chemicals used do not contain any heavy metals or dangerous listed substances, but the actual composition varies widely from site to site due to the great variety of binder compositions. For some products, a chrome-based coupling agent is still used, but this is being gradually phased out.

An example of water balance typical of a continuous filament glass fibre installation is presented in Figure 3.6.

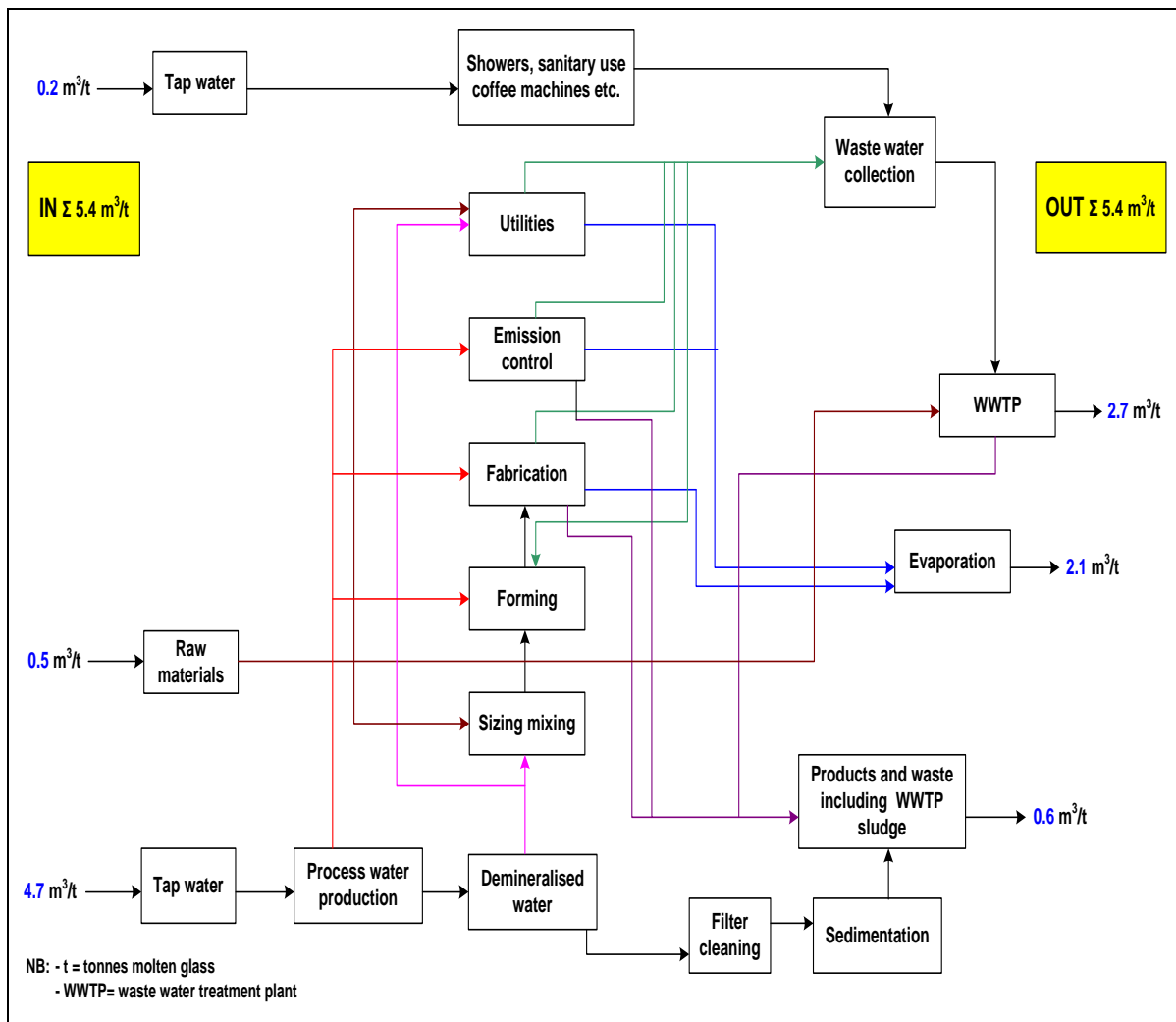


Figure 3.6: Example of water balance for a continuous filament glass fibre installation

3.5.4 Other wastes

[19, CPIV 1998]

Wastes can arise in the batch plant from reject batches and spillages or leakages. The process is very sensitive to raw material quality and in general such wastes are sent to landfill (5 to 50 tonnes per year).

The molten glass delivered by the melter to the forehearths may include small quantities of impurities (unmelted particles), which have the potential to cause bushing filament breaks and thus waste glass fibres. In order to reduce such breaks, drain bushings can be installed at the bottom of the channel feeding the forehearths to withdraw a small flow of glass that contains these denser unmelted particles. When drain bushings are used, this drain glass is typically 1 to 5 % of the melted glass. The drain glass can be processed into cullet and either recycled internally or used in other applications. The internal recycling of this material is not usually desirable because it involves returning to the furnace the separated impurities that will flow back to the bushings. This could lead to a gradual build-up of unmeltable material and potentially a higher level of drain glass.

Waste glass and fibre also arise due to product changeover, package changeover, and filament breakage, when the glass is still flowing but cannot be converted into saleable product. The manufacture of very low-diameter filaments (from 5 to 25 μm) is difficult without some level of breakage. Consequently, the quantity of waste glass fibre can be relatively high, and usually

forms one of the main waste streams from the process. The amount of waste can be between 10 and 25 % of the total amount of molten glass that flows out of the furnace, depending on the type of forming process and on the diameter of the filaments. These quantities can be greatly increased when problems occur with raw materials, or in the performance and stability of the furnace. The waste fibre contains up to 25 % water and dilute binder.

The conversion of cake to finished product results in an amount of waste which varies depending on the products, from 3 to 10 %. The unusable material is mostly from the inside and outside of the cakes, the fuzz, the damaged and reject material, the test samples, the mat trimmings, etc. Commonly the waste contains coating material at a level from 0.5 to 10 % (up to 20 % for tissues), and may contain up to 15 % water.

The dust collected in abatement equipment cannot always be recycled to the furnace. If dry or wet scrubbing techniques are applied, this may be more difficult, requiring additional measures such as blending or processing.

3.5.5 Energy

[19, CPIV 1998][15, ETSU 1992]

The direct energy usage distribution for a typical continuous filament glass fibre process is shown in Figure 3.7. Energy usage in particular processes may vary depending on the size of the melter and the type of downstream processes. Generally over three quarters of the energy is used for melting. Forming, including bushing heating and product conversion account for around 15 % of energy use, and the remaining energy is used for services, control systems, lighting, and factory heating.

In 2005, most furnaces in this sector were gas-fired recuperative-type furnaces, some with an electric boost (up to 20 % of melting energy). In the same year, oxy-fuel melters were representing about 46 % of the total number of furnaces, while in 2007 the share of this type of furnaces was between 50 and 55 %. There are also examples of oil-fired furnaces and oxygen-enriched firing furnaces. The air preheat temperature of recuperative furnaces is lower than that of regenerative furnaces and the energy requirements are consequently higher per tonne of glass. In this sector, the electrical conductivity of the glass is very low, and currently 100 % electric melting is not considered economically or technically practicable.

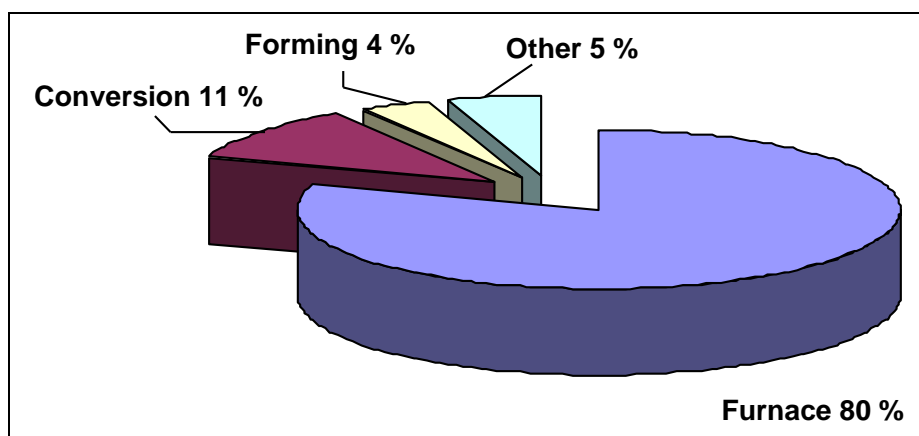


Figure 3.7: Direct energy usage in a typical continuous filament glass fibre production process

The energy consumption of the process will depend on many factors, the main ones being outlined in Section 3.2.3. Energy consumption for melting is typically 7 to 18 GJ/tonne of melt, although for some small furnaces producing specialised compositions, this can be up to 30 GJ/tonne. Overall energy consumption is usually in the range of 10 to 25 GJ/tonne of product, the lower end of the range being associated with large oxy-fired furnaces. The indirect energy consumption related to the production of oxygen and/or the generation of electricity is not included in the data presented above. Overall, the average energy usage per tonne of glass, based on 2007 data (APFE members production), is equivalent to 16.5 GJ/tonne of finished product, of which 12.4 GJ/tonne are from fossil fuel (mainly natural gas) and 4.1 GJ/tonne are from electricity. This translates into CO₂ direct emissions of about 770 kg CO₂/tonne product (fossil fuel + process emissions).

Maximum crown temperatures in continuous filament glass fibre furnaces are typically around 1650 °C, which is up to 50 °C higher than for container glass furnaces and up to 250 °C higher than for glass wool furnaces. The higher melting temperatures contribute to the relatively high specific energy consumption in this sector.

3.6 Domestic glass

[28, Domestic 1998] [68, Domestic Glass Data update 2007]

As described in Chapters 1 and 2, the domestic glass sector is very diverse, producing a wide range of products from different compositions and furnace types. Therefore, there is quite a wide variation in the process inputs and outputs. As in all other sectors, the main output from the process is the product. In soda-lime-silica glass production, the net glass product represents typically 50 to 90 % (average 85 %) of the raw material input, with lower values of around 40 % for the production of high-quality stemware. For lead crystal, the pack to melt ratio is 35 to 80 % (average 75 %). The lower figure for lead crystal is due to a range of factors such as more cutting and polishing, and higher quality constraints. The other types of domestic glass (crystal, opal, borosilicate and glass ceramic) have values between the two extremes. Table 3.29 below summarises the main input and output parameters for soda-lime, crystal and lead crystal. The values for the other domestic glass types lie between the examples given.

Data reported are the result of a survey from members of the European domestic glass association and concern the EU-25. It should be noted that since the year 2000, the sector has been affected by strong market evolution with the result that other types of crystal have been produced and important crystal producers from new EU Member States are included in the data collection (e.g. Czech Republic), with a significant change in both the formulations and the technologies used for production. These are the reasons for an extended range of emissions values reported in Table 3.29.

Table 3.29: Overview of domestic glass sector inputs and outputs

	Units/tonne of glass melted	Soda-lime glass ⁽¹⁾	Crystal and lead crystal
		Range (mean value)	Range (mean value)
Inputs			
Energy, oil/gas	GJ	5 – 14 (9)	0.5 – 5 (3)
Energy, electricity	GJ	1 – 4 (2.5)	1 – 6 (4)
Silica sand	tonne	0.65 – 0.75 (0.6)	0.20 – 0.50 (0.42)
Carbonates	tonne	0.3 – 0.42 (0.34)	0.08 – 0.20 (0.14)
Lead oxide	tonne		0 – 0.30 (0.18) ⁽²⁾
Minor mineral ingredients	tonne	0.02 – 0.08 (0.04)	0.005 – 0.02 (0.01)
Internal cullet	tonne	0.15 – 0.5 (0.25)	0.25 – 0.65 (0.35)
Packaging materials	tonne	0.06 – 0.20 (0.1)	0.06 – 0.20 (0.1)
Moulds and other	tonne	0.001 – 0.003 (0.002)	0.001 – 0.003 (0.002)
Water	m ³	2 – 9 (7)	2 – 55 (11)
Hydrofluoric acid (100 %)	kg/t glass acid polished ⁽³⁾		40 – 130 (65)
Sulphuric acid (96 %)	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		1 – 10 (5)
Sodium hydroxide	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		0 – 0.2 (0.1)
Calcium hydroxide	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		1 – 10 (4)
Fresh washing water	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		0.025 – 0.07 (0.05)
Outputs			
Finished, packed products	tonne	0.4 – 0.9 (0.85)	0.35 – 0.8 (0.75)
Emissions to air			
CO ₂		150 – 1000 (700)	150 – 400 (300)
NO _x		0.2 – 6 (2.5)	0 – 11 (2.7)
SO _x	kg	0.1 – 1.0 (0.5)	0.1 – 0.3 (0.2)
Dust		0.001 – 0.3 (0.2)	0.001 – 0.3 (0.03)
H ₂ O		60 – 500 (300)	60 – 250 (120)
Waste water	m ³	2 – 9 (6)	2 – 54 (11)
Internal cullet	tonne	0.15 – 0.4 (0.25)	0.25 – 0.65 (0.35)
Waste to recycling	kg	10 – 60 (30)	10 – 60 (30)
Other waste	kg	6 – 50 (10)	6 – 50 (10)
Waste to recycling:	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		0.2 – 1.5 (0.8)
PbSO ₄ or PbCO ₃ CaSO ₄	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		2 – 20 (7.5)
Waste to deposition:			
Cutting sludge	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		0.3 – 0.7 (0.45)
Heavy metal sludge	t/t HF (100 %) ⁽³⁾		0.1 – 0.5 (0.3)
⁽¹⁾ These data relate to conventional furnaces (i.e. not electrical). ⁽²⁾ With regard to lead oxide input, the range includes all the crystal and lead crystal glass formulations classified according to Council Directive 69/493/EEC. ⁽³⁾ With regard to acid polishing, the consumption of 100 % hydrofluoric acid is the best reference parameter because it takes into account the surface/volume ratio. Consumption of 100 % HF/tonne of glass acid polished will depend on the surface area/volume ratio and consequently on the types of articles being polished. Source: [68, Domestic Glass Data update 2007]			

3.6.1 Process inputs

The inputs to the process will vary depending on the product made and the required glass composition. The main glass types are soda-lime, lead crystal, crystal, borosilicate, opaque, and glass ceramics. The main raw materials utilised within the sector are outlined in Table 3.30.

Table 3.30: Materials utilised in the domestic glass sector

Description	Materials
Glass-forming materials	Silica sand, process cullet, boron-containing raw materials (e.g. borax, ulexite, boric acid, colemanite)
Glass intermediate and modifying materials	Sodium carbonate, potassium carbonate, barium carbonate, limestone, dolomite, alumina, nepheline syenite, arsenic, antimony carbon, lead oxide, fluorspar, titanium dioxide
Glass oxidants and fining agents	Sodium sulphate, sodium nitrate, potassium nitrate
Glass colouring and decolouring agents	Oxides of chromium, iron, cobalt, copper, manganese, nickel, cadmium and selenium or zinc selenite, cerium
Product coating agents	Inorganic or organic metal chlorides. Predominantly tin tetrachloride, titanium tetrachloride and monobutyl tin trichloride
Product lubricants	Polyethylene-based lubricants and fatty acids (e.g. oleic acid)
Fuels	Fuel oil, natural gas, electricity, butane, propane, acetylene
Water	Mains supply and local natural sources (wells, rivers, lakes, etc.)
Ancillary materials	Packaging materials including plastics, paper, cardboard, and wood. Mould lubricants, generally high-temperature graphite-based release agents. Machine lubricants, predominantly mineral oils. Process gases including oxygen and hydrogen. Polishing materials, mainly strong mineral acids (HF, H ₂ SO ₄) also NaOH. Decorating materials, enamels, sands. Water treatment chemicals for cooling water and waste water.

The raw materials for the glass batch are blended in the correct proportion to produce the desired glass composition. For soda-lime glass, the oxides of silicon, sodium and calcium account for over 90 % of the glass (SiO₂: 71 – 73 %, Na₂O: 12 – 14 % and CaO: 10 – 12 %). The silicon dioxide is derived mainly from sand and cullet. Sodium oxide is derived mainly from soda ash, and calcium oxide mainly from limestone. A typical composition range for lead crystal is SiO₂: 54 – 65 %, PbO: 25 – 30 %, Na₂O or K₂O: 13 – 15 %, plus other various minor components. In crystal glass formulations, lead oxide is partially or totally replaced by barium, zinc or potassium oxides, the limits being defined in Directive 69/493/EEC.

Borosilicate glasses are produced using a higher percentage of silicon compounds than of boron compounds (expressed as boron trioxide, B₂O₃). A typical composition is 70 – 80 % SiO₂, 7 – 15 % B₂O₃, 4 – 8 % Na₂O or K₂O, and 2 – 7 % Al₂O₃. The boron content in the borosilicate glass composition is derived from borax or other boron-containing materials (boric acid, ulexite, colemanite), and the aluminium oxide is derived mainly from alumina.

The composition of opaque glasses are generally expressed as constituted mainly of the oxides of silicon, sodium, calcium, aluminium and potassium, but they also contain around 4 – 5 % of fluoride derived from minerals such as fluorspar. The predominant oxides of ceramic glass are silicon, aluminium, sodium and calcium with lower levels of magnesium, barium, zinc, zirconium, lithium and titanium. The use of cullet within the sector varies, most processes will recycle internal cullet, but external cullet is not normally used due to quality considerations.

The domestic glass sector uses different types of refining agents and oxidising agents: nitrates, sulphates, and in some specific cases arsenic and antimony compounds (typically As: 0.1 – 1 % and Sb: 0.1 – 0.4 % of the batch) and cerium compounds (0.2 – 0.5 % of the batch). Selenium is also used as a decolourising agent and is typically <0.005 % of the batch composition. In lead crystal production, it is generally necessary to polish the glass after cutting.

The most common way of doing this is by dipping the glass in a mixture of strong hydrofluoric and sulphuric acid, and then rinsing it with water. Some products receive surface treatments similar to those in the container glass sector described in Section 3.3.

The fuels used will vary from process to process, but in general, natural gas, fuel oil and electricity are used for glass melting, either separately or in combination. Forehearths and annealing lehrs are heated by gas or electricity, which are also used for heating and general services. Light fuel oil, propane and butane are sometimes used as back-up fuels and for surface finishing (also acetylene). Oxygen is also used for the furnace or downstream processes.

In general, the main uses of water in the domestic glass sector are for cooling circuits and cleaning. Cooling water is used, usually in closed or open circuits, to cool various pieces of equipment with corresponding losses from evaporation and purges. Water is also used in specific downstream steps of the process (cutting, polishing, washing, etc.) and for wet scrubber systems. Therefore, actual water consumption may vary according to local conditions (e.g. ambient temperature and the hardness of water input).

3.6.2 Emissions to air

[28, Domestic 1998]

3.6.2.1 Raw materials

In most modern domestic glass processes, silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 5 mg/Nm³. Mass emissions from both filtered and unfiltered systems will depend on the number of transfers and the amount of material handled. However, a characteristic of this sector is that some batch plants are relatively small and due to the specialised nature and lower volumes of some of the products, there is a higher level of manual (and semi-manual) handling and transfer. Emissions from these activities will depend on how well systems are controlled; this is discussed further in Chapter 4. Clearly where materials containing potentially more toxic compounds (e.g. lead oxide, arsenic, etc.) are handled, there is the potential for emissions of these substances. Usually specific controls are used to prevent emissions (e.g. dust extraction and pneumatic handling) and consequently emissions levels are usually very low.

3.6.2.2 Melting

[28, Domestic 1998] [68, Domestic Glass Data update 2007]

In the domestic glass sector, the greatest potential environmental emissions are emissions to air from the melting activities. The main substances emitted and the associated sources are identified in Section 3.2.2.1. In this sector, there is a wide range of products and most of the melting techniques described in Chapter 2 can be found. Energy used for the production process can be natural gas, oil or electricity. A summary of the range of emissions to air is given in Table 3.31. These data are for emissions from soda-lime, crystal and lead crystal furnaces only. Due to the limited available data, emissions from borosilicate glass for domestic use (cookware) could not be reported. Data reported are the result of a survey from members of the European domestic glass manufacturers association and concern the EU-25. The statistical analyses of data might have produced results that show significant differences from the previous survey carried out within members of the EU-15 for the elaboration of the first version of the BREF. These figures taken together are considered to represent the full range of the sector, with emissions from other glass types falling between the examples.

Table 3.31: Summary of emissions to air from domestic glass furnaces

Substance	Soda-lime-silica glass ⁽¹⁾		Crystal and lead crystal	
	mg/Nm ³ (mean value)	kg/tonne of melted glass (mean value)	mg/Nm ³ ⁽¹⁾ (mean value)	kg/tonne of melted glass (mean value)
Nitrogen oxides (as NO ₂) ⁽²⁾	300 – 2100 ⁽²⁾ (1100)	0.2 – 6 (2.5)	300 – 2300 (840)	0.2 – 11 (2.7)
Sulphur oxides (as SO ₂)	80 – 310 (180)	0.1 – 1.0 (0.5)	60 – 130 (80)	0.1 – 0.3 (0.2)
Particulate matter	0.5 – 220 (90)	0.001 – 0.3 (0.2)	0.1 – 13 (4)	0.001 – 0.3 (0.03)
Fluorides (HF)	0.2 – 5 (2)		0.1 – 10 (2)	<0.003
Chlorides (HCl)	0.1 – 20 (10)		0.2 – 2 (1)	<0.004
Metals (including lead)	<5		0.05 – 0.5 (0.2)	<0.01

⁽¹⁾ These data relate to conventional furnaces (i.e. not electrical).
⁽²⁾ Some high results relate to the use of nitrates in the batch or to other specific conditions (e.g. very low pull rate).
Source: [68, Domestic Glass Data update 2007]

Emission levels for a particular furnace can depend on many factors, such as batch composition, abatement techniques utilised, and the age of the furnace. Emissions of fluorides, lead and other metals are directly related to the use of compounds containing these substances in the batch. In general, heavy metals are emitted as particulate matter and are associated with glass products with a high metals contents (e.g. lead crystal glass) or, more rarely, with the use of cullet which contains heavy metals. In some cases, fluoride is added as a raw material to meet the requirement of the glass composition; in others it is an impurity of some raw materials. Some of the material will be incorporated into the glass but some will inevitably be emitted to the air. Fluorine is usually emitted as HF, and metals can be emitted as fumes or more commonly are contained in the particulate matter.

3.6.2.3 Downstream activities

Soda-lime products may have surface treatments applied. The treatments and emissions are similar to those described for container glass in Section 3.3.2.3. Many products are fire-finished; however, this operation does not give rise to emissions other than the flame combustion products. Acid polishing of lead crystal products can lead to emissions of acid fumes (HF and SiF₄) which are usually treated in scrubbing towers circulating water or an alkali solution (e.g. sodium hydroxide).

The fumes from the acid bath react in the water to give hexafluorosilicic acid (H₂SiF₆) at concentrations of up to 35 %. This acidic water must be neutralised before discharge or, in some circumstances, can be recovered for use in the chemical industry.

Gaseous emissions measured after the scrubbing system used to treat the acid fumes show concentration values of below 5 mg/Nm³ HF.

More details regarding the technical aspects of the treatment systems applied to the sector are further discussed in Section 4.5.4.

Grinding and cutting activities can give rise to dust emissions. These are usually controlled by cutting under liquid or with local air extraction.

3.6.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main sources of diffuse/fugitive emissions specific to the domestic glass sector concern the doghouse area of the furnace, the forehearth channels, the forming area and the fire-finishing operations.

Emissions from the batch charging area (doghouse) are related to the carryover of batch composition (dust emissions) and combustion gases from the furnace.

When electric furnaces are used, for instance for the production of lead crystal glass or opal glass, the doghouse area is often equipped with an extraction system to convey the emissions to a bag filter or, in fewer cases, to a wet scrubbing system.

Combustion gases and evaporation products may be released from the forehearth channels. When colouring of the glass is performed in the feeder, diffuse emissions from the forehearth channels may be significant due to the presence of heavy metals.

In the forming area, mists of mineral oil and other lubricating products may be released. Combustion gases may arise from the thermal treatment of the moulds and from the annealing lehr.

Fire-finishing operations are quite common and produce combustion gases which are normally released in the ambient atmosphere.

These specific issues are normally managed according to the health and safety regulations at work and do not represent significant emissions to air. In some special circumstances, the extraction and treatment of diffuse emissions from the forehearth channels may be necessary in order to limit the exposure levels to heavy metals in the workplace.

3.6.3 Emissions to water

[28, Domestic 1998] [101, Bruno D. BATwater 2007]

As with other sectors of the industry, in the domestic glass sector, the main water uses are for cooling and cleaning purposes, and aqueous emissions are limited to the cooling water system purges, cleaning waters and surface water run-off. The cleaning waters do not, in general, present any particular issues that would not be common to any industrial facility, i.e. inert solids and potentially oil. Cooling system purges will contain dissolved salts and water treatment chemicals. Surface water quality will depend on the degree of drainage segregation and site cleanliness.

However, the production of certain products, in particular glasses which contain lead, can give rise to other direct emissions, which may contain lead or other compounds.

The main potential sources of contaminated waste water include: cleaning waters from areas where batch material may have been spilled (which may contain lead, arsenic, antimony, etc.) and from the water used in the cutting and grinding of the products. Most processes will utilise techniques to remove solids, e.g. settlement, precipitation, and flocculation, to comply with local requirements.

Acid polishing also results in emissions to water. After dipping the glass in acid, it has a layer of lead sulphate and hexafluorosilicates on the surface. This is washed off with hot water which will become acidic and will contain lead sulphate. Depending on the chemicals used to neutralise this water, the lead sulphate may further react, e.g. to form CaSO_4 with $\text{Ca}(\text{OH})_2$ changing the form of the lead (to precipitate).

The polishing process also results in a small proportion of the glass dissolving, which is partially precipitated from the acid bath as a mixture of salts that, after separation, gives an ‘etching sludge’. This sludge is processed by filtering and washing in order to obtain lead sulphate or by reaction with calcium or sodium carbonate in order to obtain lead carbonate. Both products can be reused as raw materials (reintroduced into the batch) or recovered in other processes. However, in general, due to technical reasons (risk of damage to batch mixing devices and furnace refractory materials), the resulting sludge is deposited at special landfills. The liquid fraction from the processing of the etching sludge gives an acidic solution which can be reused in the polishing process. Typical concentrations measured at discharge point are presented in Table 3.32 below.

Table 3.32: Typical concentrations measured in water at discharge point, after treatment

Parameter	Measured value (mg/l)
Total suspended solids	≤50
Pb	<0.05
Sb	<0.1
F	<6
SO ₄ ²⁻	<1000
Hydrocarbons	<1
Source: [84, Italy Report 2007] [110, Austria, Domestic glass plants 2007]	

3.6.4 Other wastes

Most glass waste (cullet) is recycled back to the furnace and waste levels are generally quite low. General wastes from packaging and furnace repairs are similar to other sectors. Waste from dust control systems and dry scrubbing are generally recycled back to the furnace. In lead crystal production, the sludges separated from the waste water system must be disposed of where they cannot be reused. The formation of the sludge is discussed in Section 3.6.3 above and figures are given in Table 3.29.

3.6.5 Energy

[15, ETSU 1992]

The consideration of energy consumption in this sector is quite difficult due to its diversity and the wide range of melting techniques employed. High-volume production of soda-lime tableware has much in common with container glass production (see Section 3.3.5) and shows comparable energy usage distribution. However, a higher proportion of energy use is associated with downstream operations (e.g. fire-polishing and finishing). Specific energy consumption for melting is higher in this sector than for container glass. This is because furnaces tend to be smaller, melting temperatures are slightly higher, and residence time in the furnace is up to 50 % longer.

The energy values normally refer only to the primary process and do not include downstream activities such as engraving, cutting, polishing, welding, etc. Typical energy values for these downstream activities can reach 5 to 10 GJ/tonne of glass produced. The energy usage distribution for a typical soda-lime-silica glass tableware production is shown in Figure 3.8 and examples of specific energy consumption are presented in Table 3.8 of Section 3.2.3. When electric melting is applied the typical energy consumption for melting is in the range of 4 to 7 GJ/tonne glass, with values as low as 3.4 GJ/t. For conventional furnaces the energy consumption for melting is in general in the range of 4.8 to 10 GJ/tonne of melted glass. For the production of high-quality tableware in rather small volumes, the energy requirements are higher (similar to flaconnage compared to bottles for the packaging sector).

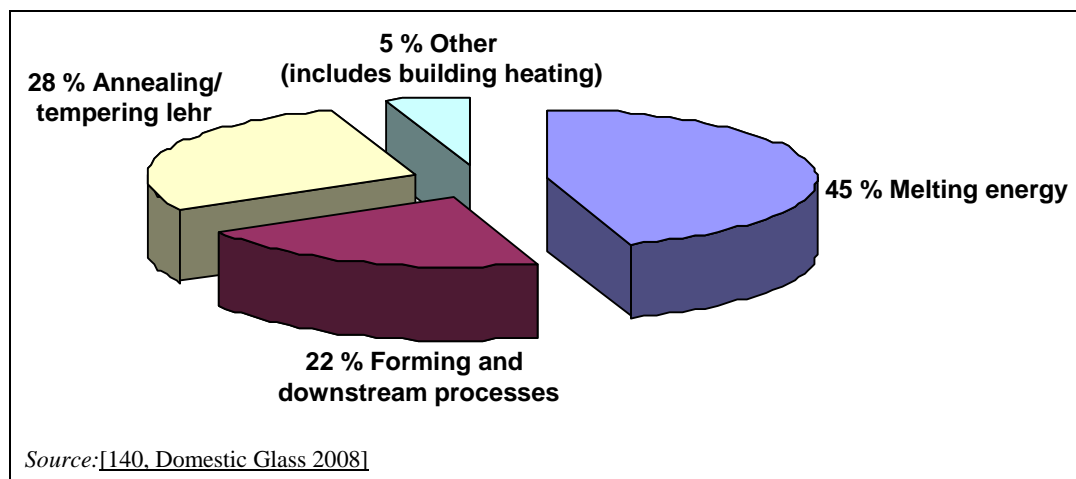


Figure 3.8: Energy usage in soda-lime-silica glass tableware production

Some other processes within the sector, particularly lead crystal production, are carried out on a much smaller scale and pot furnaces may be used. The energy usage distribution for lead crystal glass production differs significantly from one plant to another, with a variation in the energy required for the melting process from 16 to 85 % of the total energy consumption.

The overall energy consumption for lead crystal manufacture can be even higher (up to 28 GJ/tonne of finished product), when the calculated theoretical energy requirement for melting from normal raw materials is only around 2.5 GJ/tonne. The difference can be due to many factors, but the main ones are given below.

- High-quality requirements may lead to high reject levels. The pot is slowly dissolved by the glass, leading to cords and stones in the product.
- The glass is frequently hand worked and the yield from forming may be below 50 %, and the articles may need reheating during forming.
- The pots have to be ‘founded’ or fired up to a high temperature before use, and they have a very limited lifetime compared to continuous furnaces.

Electric melting of lead crystal allows for the use of high-quality refractories, which give a much higher glass quality and therefore lower reject rate and better yield. The continuous nature of electric melting and the fact that there are not hot flue-gases from combustion often result in a more efficient automated forming. However, the overall energy demand including the downstream activities can lead to energy consumption close to the figure of 25 GJ/tonne of product.

3.7 Special glass

The special glass sector is very diverse with a wide range of products, glass formulations and process techniques. Many installations do not meet the 20 tonnes/day criteria specified in Directive 2008/1/EC unless they are associated with other furnaces. Therefore, it is not practicable or indeed necessarily useful to try to summarise the full range of emissions from the whole sector. More than 53 % of the sector capacity are bulbs and tubes and about 9 % are glass ceramics. This section attempts, where possible, to cover the entire sector, but quantitative information is only provided for glass ceramics, borosilicate glass tubes and soda-lime glass for lamp bulbs.

The production of water glass is now covered in the Large Volume Inorganic Chemicals - Solids and Others Industry (LVIC-S) BREF [138, EC 2007]; for this reason this particular product will not be included in this section.

3.7.1 Process inputs

[26, Special 1998]

The chemical composition of the special glass varies depending on the glass type and the end use, and is generally expressed in terms of the oxides of the elements it contains. It is difficult to identify ‘typical’ batch compositions for such a diverse sector. The basic raw materials are selected and blended to give the final desired glass compositions following melting. The typical glass types and composition ranges are shown in Section 2.8. Table 3.33 shows the main raw materials used to achieve these compositions.

More detailed information is given for the inputs of glass ceramics, borosilicate glass tubes and soda-lime glass bulbs in Table 3.34, where data concerning four specific example processes are reported.

Table 3.33: Materials utilised in the special glass sector

Description	Materials
Glass-forming material	Silica sand and high-purity quartz sand, process cullet
Glass intermediate and modifying materials	Sodium carbonate, potassium carbonate, limestone, dolomite, alumina, aluminium hydroxide, zirconium oxide, borax, boric acid (pure for some applications), carbon, lead oxide, titanium oxide, tin oxide, strontium carbonate, lithium carbonate, barium carbonate, spodumene, fluorspar, nepheline syenite, feldspars, sodium chloride, phosphates
Glass oxidants and fining agents	Sodium sulphate, sodium nitrate, potassium nitrate, arsenic (As_2O_3), antimony (Sb_2O_3), carbon
Glass colouring agents	Iron chromite, iron oxide, cobalt oxide, selenium or zinc selenite, cerium
Fuels	Fuel oil, natural gas, electricity, butane, propane, acetylene
Water	Mains supply and local natural sources (wells, rivers, lakes, etc.)
Ancillary materials	Packaging materials including plastics, paper, cardboard, and wood Mould lubricants, generally high-temperature graphite-based release agents Machine lubricants, predominantly mineral oils Process gases including nitrogen, oxygen, hydrogen and sulphur dioxide Water treatment chemicals for cooling water and waste water

Table 3.34: Overview of inputs and outputs for example glass ceramic, borosilicate glass tubes and soda-lime glass lamp bulbs processes

		Glass ceramic	Glass tubes (borosilicate)		Glass lamp bulbs (soda-lime)
Type of furnace		Oxy-fuel	Oxy-fuel	Cross-fired regenerative	Cross-fired regenerative
Furnace capacity		30 – 65 t/d	10 – 55 t/d	10 – 55 t/d	50 – 150 t/d
Inputs	Units/tonne melted glass				
Energy, gas	GJ	5.5 – 11	10 – 15	14 – 17	5 – 14
Energy, electricity	GJ	1 – 8			
SiO ₂ (calculated)	kg	660 – 685	740 – 760	740 – 760	400 – 700
Al(OH) ₃ (calculated)	kg	310 – 340	22 – 26	22 – 26	
CaO, CaCO ₃	kg		18 – 22	18 – 22	100 – 400
K ₂ O, K ₂ CO ₃	kg				20 – 100
Na ₂ CO ₃ , Na ₂ O	kg		22 – 28	22 – 28	100 – 300
CaF ₂	kg		3 – 7	3 – 7	
TiO ₂	kg	12 – 45			
Li ₂ CO ₃ (calculated)	kg	85 – 110			
B ₂ O ₃	kg		220 – 240	220 – 240	10 – 100
NaNO ₃ , KNO ₃	kg	9.5 – 15	20 – 25	20 – 25	50 – 250
ZrO ₂	kg	12 – 45			
ZnO	kg	12 – 45			
Minor mineral ingredients	kg	3.5 – 10	1 – 2	1 – 2	0.5 – 20
Internal cullet	kg	250 – 550	200 – 400	150 – 350	100 – 500
Water	m ³	1.5 – 2.5	1.7 – 2.8	1.7 – 2.8	Closed water circuit
Outputs					
<i>Emissions to air</i>					
Waste gas abatement system		Bag filter	Bag filter/ESP	Bag filter/ESP	ESP
CO ₂	kg	410 – 500	900 – 1150	950 – 1300	400 – 600
NO _x (as NO ₂)	kg	3.6 – 6.5	5 – 8	7 – 12	0.1 – 6
SO _x (as SO ₂)	kg		0.02 – 0.07	0.02 – 0.07	0.01 – 0.05
HCl	kg		0.02 – 0.08	0.02 – 0.08	0.02 – 0.08
HF	kg		0.002 – 0.004	0.002 – 0.004	
Dust	kg	0.001 – 0.08	0.001 – 0.08	0.001 – 0.08	0.001 – 0.08
Heavy metals	kg	0.003 – 0.02	0.001 – 0.02	0.001 – 0.02	
Waste water	m ³	0.8 – 1.5	1 – 1.6	1 – 1.6	closed water circuit

Source: [141, Special glass 2008]

3.7.2 Emissions to air

3.7.2.1 Raw materials

In most special glass processes, silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 5 mg/Nm³. Mass emissions from both filtered and unfiltered systems will clearly depend on the number of transfers and the amount of material handled. However, a characteristic of this sector is that some batch plants are relatively small and due to the specialised nature and lower volumes of some of the products, there is a higher level of manual (and semi-manual) handling and transfer. Emissions from these activities will depend on how well systems are controlled. Clearly where materials containing potentially more toxic compounds (e.g. lead oxide, arsenic, etc.) are handled, there is the potential for emission of these substances.

3.7.2.2 Melting

In the special glass sector, the greatest potential environmental emissions are emissions to air from melting activities. The main substances emitted and the associated sources are identified in Section 3.2.2.1. The wide range and specialised nature of the products of the special glass sector lead to the use of a wider range of raw materials than encountered in most other sectors. For example: CRT funnels and some optical glasses contain high levels of lead of over 20 % and up to 70 %; certain glass compositions may involve the use of specialised refining agents such as oxides of arsenic and antimony; and some optical glasses can contain up to 35 % fluoride and 10 % arsenic oxide. Emissions of fluorides, lead, arsenic and other metals are directly related to the use of compounds which contain these substances in the batch.

Due to the diverse nature of the sector, most of the melting techniques described in Chapter 2 can be found. However, the low volumes of production mean that most furnaces are quite small, and the most common techniques are the use of recuperative furnaces, oxy-gas furnaces, electric melters and day tanks. Regenerative furnaces are also used; for example, they were applied for the production of CRT glass and now, more rarely, in the production of borosilicate glass tubes or other glass types (e.g. soda-lime silica glass bulbs). The melting temperatures of special glasses can be higher than for more conventional mass-produced compositions. CRTs, borosilicate glass and glass ceramics, in particular, require melting temperatures of more than 1650 °C.

These high temperatures and complex formulations can lead to higher emissions per tonne than for example, soda-lime products. The higher temperatures favour higher rates of volatilisation and NO_x formation, and the greater use of nitrate-oxidation agent or sulphate fining agents can result in higher NO_x, SO₂, and metal emissions. The lower scale of production coupled with higher temperatures also means that energy efficiency is generally lower.

Emission levels for a particular furnace can depend on many factors, but principally batch composition, furnace type, abatement techniques utilised, the operation of the furnace and the age of the furnace. Emission levels expressed in kg/tonne of melted glass product are given in Table 3.34 for four different example processes.

3.7.2.3 Downstream activities

Emissions from activities downstream of the furnace are very case specific and must be considered for each site. However, there are some general issues.

Several types of products may require cutting, grinding and polishing, which could lead to emissions of dust and for some products (e.g. optical glass and CRT funnels and panels), lead may be present in the emissions. These operations are usually carried out under liquid or have air extraction and dust filtration. Thus emission levels are generally very low.

3.7.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main sources of diffuse/fugitive emissions specific to the special glass sector may vary with the type of glass article produced. They usually concern the doghouse area of the furnace, forehearth channels, forming area and fire-finishing operations.

Emissions from the batch-charging area (doghouse) are related to carryover of batch composition (dust emissions) and combustion gases from the furnace, and are in common with the container and domestic glass sectors.

When discontinuous furnaces are used for the production of glasses with batch formulations which contain potentially harmful raw materials (e.g. compounds of As, Sb, Pb, F), an extraction system may be present over the charging area of the pot furnace or day tank, conveying the diffusing waste gases to a treatment system.

Combustion gases and evaporation products may be released from the forehearth channels.

In the forming area, mists of mineral oil and other lubricating products may be released. Combustion gases may arise from the thermal treatment of the moulds and from the annealing lehr.

Fire-finishing operations produce combustion gases which are normally released in the ambient atmosphere.

Measures to avoid any leakage, spilling and fugitive emissions, together with the control of ammonia usage, are normally applied when SCR and SNCR techniques for NO_x abatement are operated in special glass installations.

In general, these sources do not give rise to significant emissions to air and most issues are managed according to health and safety regulations.

3.7.3 Emissions to water

As with other sectors of the industry, the major water uses include cooling and cleaning, and aqueous emissions will contain the cooling water system purges, cleaning waters and surface water run-off. In general, the cleaning waters do not present any particular issues that would not be common with any industrial facility, i.e. inert solids and potentially oil. Cooling system purges will contain dissolved salts and water treatment chemicals. Surface water quality will depend on the degree of drainage segregation and site cleanliness.

However, the diversity of the sector means it is not possible to identify all of the potential emissions, and each case must be assessed specifically. The raw materials used for each product and the processing undertaken must be considered. Any potentially harmful raw materials used on site will have the potential to enter waste water streams, particularly where materials are handled and products are cut or ground. For example, the grinding and polishing of articles, such as CRT funnels and some optical glasses, may generate an aqueous stream which contains the grinding and polishing aids and fine glass containing lead. In general, solids will be removed and the liquid will be recycled as far as practicable, but there will be a certain level of discharge and a potential for spillage. Some quantitative data concerning the specific water consumption and discharges per tonne of melted glass are provided in Table 3.34 above for four example processes.

3.7.4 Other wastes

In general, most internally-generated glass waste (cullet) is recycled back to the furnace and waste levels are generally quite low. General wastes from packaging and furnace repairs are the same as with other sectors. Waste from dust control systems and dry scrubbing are recycled to the furnace where practicable. In processes involving grinding and cutting, the sludges separated from the water circuits must be disposed of if they cannot be recycled or reused. Some quantitative data concerning the use of internal cullet back to the melting process is provided in Table 3.34 above, for four example processes.

3.7.5 Energy

For such a diverse sector, it is very difficult to give general information on energy consumption. In Table 3.34 specific energy consumption data for the melting furnaces are indicated for three different types of products, ranging from a minimum of 5 GJ/tonne up to 17 GJ/tonne of melted glass, depending on the type of product, furnace size and melting technique. A wide variation of energy consumption data may be observed depending on the batch formulation, the melting technique, and how the plant is designed and operated. Data in the range of 12 – 16 GJ/tonne of finished product have been reported in particular for soda-lime silica glasses [tm29 Infomil][30, Infomil 1998]. [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [111, Austrian Special glass plant 2006].

The general description in Section 3.2.3 is applicable to this sector and the discussion of energy efficient techniques in Chapter 4 provides further information. Considerations specific to special glass are that the melting temperatures for special glasses are generally higher than those for mass produced glasses, and that special glass furnaces are, in general, smaller than in other sectors of the glass industry. Both of these factors result in higher CO₂ emissions and higher specific energy consumption.

3.8 Mineral wool

The information presented in this section relates to the whole range of plant sizes and operations but does not include special modes such as start-up and shutdown. Some of the lowest emission values relate to the operation of only one plant, which achieves these figures for site-specific reasons and the results are not necessarily indicative of BAT for the sector.

The major output mass flow is the product, which may be from 55 to 85 % of material input, for stone wool processes, and 75 to 95 % for glass wool processes. An important factor in this is the recycling of process residues which significantly increases the efficiency of raw material utilisation. The losses arise through solid residues, aqueous wastes and emissions to air.

3.8.1 Process inputs

The chemical composition of mineral wool can vary widely, and is conventionally expressed in terms of the oxides of the elements it contains. It is difficult to identify a 'typical' batch composition for any of the main types of mineral wool, i.e. glass wool, stone wool or slag wool. The basic raw materials are selected and blended to give the final desired glass compositions following melting. The percentage of each raw material in the batch can vary significantly, particularly where substantial amounts of recycled materials are used.

The characteristic composition ranges for glass wool, stone wool and slag wool are shown in Table 2.9. The raw materials that may be used to achieve these compositions are shown in Table 3.35.

In glass wool, the main oxides are silicon dioxide, boron trioxide, oxides of alkali metals (predominantly sodium and potassium) and oxides of alkali earth metals (predominantly calcium and magnesium). The most significant sources of silicon dioxide are sand and waste glass materials, i.e. external cullet (soda-lime-silica glass) and fibrous wastes. The most significant sources of alkali and alkali earth metal oxides are soda ash, potash, limestone and dolomite. Recycled glass (post-consumer soda-lime-silica flat and container glass or flat glass waste from flat glass production) is extensively used as a raw material for the production of glass wool.

Table 3.35: Materials utilised in the mineral wool sector

Description	Materials
Glass wool	Silica sand, process cullet, external cullet, process wastes, nepheline syenite, sodium carbonate, potassium carbonate, limestone, dolomite, sodium sulphate, borax, colemanite, ulexite
Stone/slag wool	Basalt, limestone, dolomite, blast furnace slag, silica sands, sodium sulphate, process waste, occasionally wastes from other processes, e.g. foundry sand
Binder materials	Phenol formaldehyde resin (in solution), phenol, formaldehyde and resin catalyst (if resin produced on site), ammonia, urea, mineral oil, silicone, silane, water
Fuels	Natural gas, electricity, coke (stone/slag wool only), backup fuels (light fuel oil, propane, butane)
Water	Main supply and local natural sources (wells, rivers, lakes, etc.)
Ancillary materials	Packaging materials including plastics, paper, cardboard, and wood. Machine lubricants, predominantly mineral oils. Process gases, nitrogen and oxygen. Water treatment chemicals for cooling water and waste water.

In stone/slag wool, the main oxides are silicon dioxide and oxides of alkali earth metals (predominantly calcium and magnesium). The silicon dioxide is derived principally from basalt, briquetted recycled material and blast furnace slag. The alkali earth metal oxides are derived from limestone, dolomite and briquetted recycled material. Some stone wool and slag wool have significant levels of aluminium oxide, derived from blast furnace slag, basalt and recycled materials. Some low-alumina formulations are produced from batches with significant levels of foundry sand and glass cullet rather than only basalt and slag.

The proportion of mineral wool to binder will vary depending on the product application. Typically, mineral wool products contain 95 to 98 % by mass of fibre. Some very rare products will have a maximum of 20 % binder with 1 % mineral oil and 0.5 % of miscellaneous ingredients (e.g. silicone). Stone/slag wool products usually contain lower proportions of binder compared to glass wool products for similar applications. This is because densities of products fulfilling similar application requirements differ between glass wool and stone/slag wool. Stone wool may be up to twice the density of glass wool to achieve the same thermal insulation performance, particularly for low-density products.

As with all processes in the glass industry, a significant mass of the raw materials will be released as gases upon melting. This will depend mainly on the amount of recycled material used, but for a typical mineral wool process, the ignition losses will be generally around 10 %. Higher levels may be observed if high levels of carbonaceous materials are used in the batch.

Binder raw materials are generally manufactured liquid chemicals, although powdered solid chemicals are sometimes used. Binder formulations are generally considered confidential and are not disclosed. The phenolic resin can be either manufactured on site or bought from an external supplier. This will have little impact on the emissions from the mineral wool process itself, but clearly there are consumption and emission issues associated with resin manufacture. These issues are not covered within the scope of this document and reference should be made to appropriate guidance material for the chemical industry.

Water can be used in the production process for cooling, cleaning, and for binder dilution and dispersion, though the extent and methods of use depend upon the manufacturing technique. The basic processes are net users of water with the potential for release of water vapour and droplets from the forming and curing areas. Also, the cullet quench system for glass wool processes will result in water evaporation. Most installations operate a closed-loop process water system with a high level of recycling. Water is brought into the process water system from the mains supply or natural sources; rain water may also be used in the process. Some water is also brought in with raw materials, particularly binder raw materials. The overall water consumption for mineral wool manufacture is: 3 to 5 m³/tonne of product for glass wool; and 0.8 to 10 m³/tonne of product for stone wool (see also Section 2.9.1 and Figure 2.11).

3.8.2 Emissions to air

[27, EURIMA 1998] [89, EURIMA Suggestions 2007]

In the mineral wool sector, the emissions to air can be divided into three parts; raw materials handling, emissions from melting activities, and emissions from downstream processes or line operations (i.e. fiberising and forming, product curing, product cooling, and product finishing). Emissions from the downstream processes that are difficult to quantify are odours. Odours arise mainly from the curing operation and are thought to be caused by binder breakdown products. This section provides information on process emissions in concentration and mass per unit of output. In Table 3.36 the waste gas volumes for the main process activities are given from which it can be observed that the largest waste gas volume is associated with the fiberising and forming process.

Table 3.36: Waste gas volumes for the main process activities in the mineral wool sector

Process activity		Unit	Process exhaust volume (in thousands)
Raw materials handling		Nm ³ /h	1 to 5
Melting furnace	Electric	Nm ³ /h	5 to 20
	Conventional gas-fired, glass wool	Nm ³ /h	5 to 40
	Oxy/gas-fired, glass wool	Nm ³ /h	5 to 40
	Combination, glass wool	Nm ³ /h	5 to 40
	Cupola	Nm ³ /h	5 to 30
	Immersed electric arc	Nm ³ /h	3 to 10
	Conventional gas-fired, stone wool	Nm ³ /h	10 to 50
Line	Fiberising and forming	Nm ³ /h	100 to 400
	Product curing	Nm ³ /h	5 to 40
	Product cooling	Nm ³ /h	10 to 40
	Product finishing	Nm ³ /h	5 to 70

Source: [142, EURIMA August 2008]

3.8.2.1 Raw materials

In most modern glass wool processes, silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 5 mg/Nm³. Mass emissions from both filtered and unfiltered systems will clearly depend on the number of transfers and the amount of material handled. It should be noted that glass wool raw material batches tend to be dry and pneumatically conveyed. Therefore, the potential for dust emissions from raw material handling may be higher than in some other sectors.

Stone wool processes generally use coarse raw materials with particle diameters of >50 mm. The materials are stored in silos or bays and are handled using manual systems and conveyors. There is the potential for windborne dust during storage and handling, particularly during dry weather. A range of techniques can be used to control dust emissions, e.g. enclosure of bays and conveyors and damping of stock piles. The level of releases is difficult to quantify and will depend largely on the amount of material handled and how well these techniques are applied.

Production waste transformed into cement-bonded briquettes is often used in the batch formulation; typically it contains around 0.22 % sulphur and can be used at up to 100 % of the batch. A charge containing no cement briquettes and no blast furnace slag can reach values from 500 to 1000 mg/Nm³ SO₂, and a charge containing 100 % cement briquettes will emit from 2000 to 2500 mg SO₂ per Nm³. Variations are due to the different contents of sulphur in coke, controlling techniques applied, flue-gas volumes, oxidation states inside the cupola, and on variations in sulphur content of the volcanic rock (diabase) used in the process. In some

Member States, total recycling of waste briquettes is not practiced, in order to limit SO_x emissions and ensure concentration values of below 1500 mg/Nm^3 . In these cases, a recycling rate of about 45 % is applied and the exceeding waste is treated (Germany). In other cases, emissions in the range of $1400 - 1800 \text{ mg/Nm}^3 \text{ SO}_2$ are reported in spite of high recycling rates, which are between 85 – 100 % (Denmark). The approach used by different Member States can be significantly diverse, based on the priority given to the outputs of the production cycle, the minimisation of waste and energy reduction versus SO_x emission reduction.

Figure 3.9 shows the expected concentration of SO_2 based on the percentage of cement briquettes recycled with the batch charge in the cupola furnace. At the time of writing (2010), the recycling of cements briquettes of up to 100 % is widely applied in order to prevent a waste stream; otherwise, the waste is handled by an external recycling facility or disposed into landfill.

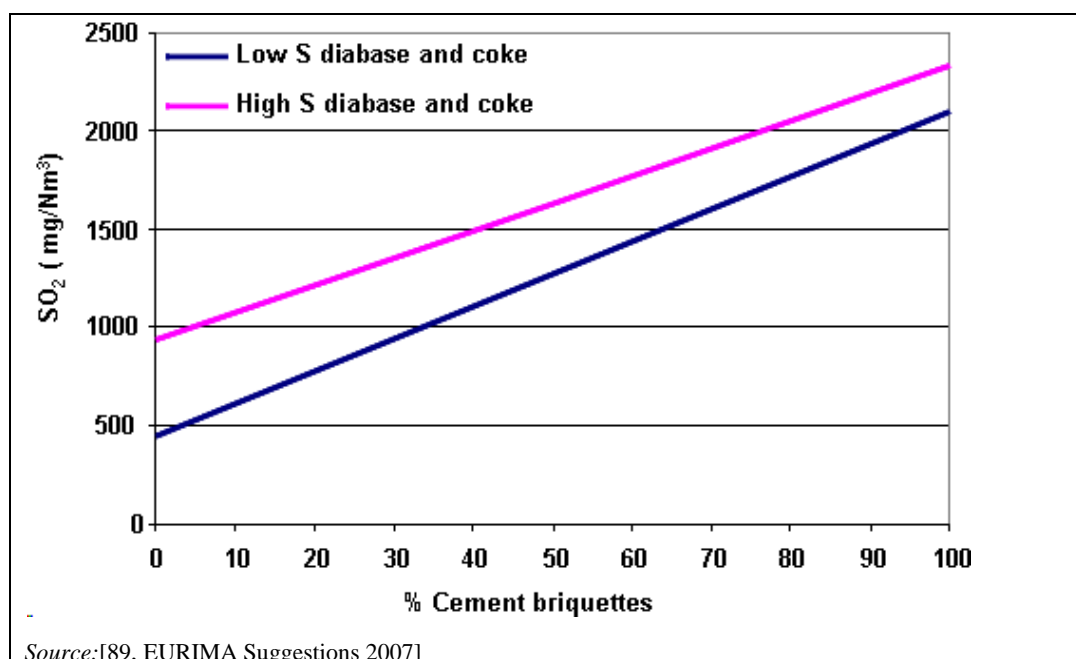


Figure 3.9: Expected concentration of SO_2 depending on the percentage of cement briquettes recycled with the batch charge in the cupola furnace

The lower line presented in Figure 3.9 is based on a low coke percentage (10 %), low sulphur content in the coke (0.6 %) and no sulphur in the diabase. The upper line represents a higher coke percentage (13 %), 0.7 % sulphur in the coke, and 0.05 % sulphur in the diabase. The sulphur content in the cement briquette is, in both cases, 0.22 %. The fraction of sulphur supplied with the batch formulation that is emitted is estimated at 50 % for the diabase, and 75 % for the coke and the briquette. These figures are based on experience and are mainly dependent on the oxidation states inside the cupola furnace. Uncertainty due to the variations in flow, etc., is around 20 %. Typically, an estimation of the final SO_2 concentration may be calculated by means of the following equation: $\text{SO}_2 (\text{mg/Nm}^3) = 750 + 15 \times \text{briquette share} (\%)$.

3.8.2.2 Melting

[27, EURIMA 1998] [89, EURIMA Suggestions 2007]

Glass wool furnaces are predominantly air-gas-fired (usually with an electric boost), but with a substantial number of electrically-heated furnaces and a smaller number of oxy-gas-fired furnaces. Stone wool furnaces are nearly all coke-fired cupolas with a few examples of gas-fired or electrically-heated furnaces. The substances emitted and the associated sources are identified

in Section 3.2.2.1. Where relevant to the pollution control techniques, the mechanism of emissions formation is discussed in more detail in Chapter 4.

Stone wool cupola furnaces have several important differences from more conventional glass furnaces, which can affect the emissions from the process. One of the most significant is the fact that cupolas operate under strong reducing conditions. Therefore, emissions of NO_x are relatively low; part of the sulphur released from the fuel or raw materials is reduced to hydrogen sulphide, and the level of carbon monoxide is high. Most processes have an afterburner system installed which oxidises the hydrogen sulphide to sulphur dioxide and the carbon monoxide to carbon dioxide. The coke and raw materials may contain higher levels of metals, chlorides and fluorides than in some other glass processes, giving rise to higher emissions of these substances.

An increasingly important factor affecting the emissions from the melting process is the contribution from recycled materials. If fibre which contains binder is recycled to the furnace, the organic component must be considered. In glass wool furnaces, it may be necessary to add oxidising agents such as potassium nitrate, which may have the effect of increasing NO_x emissions. When high amounts of recycled cullet are used in the batch formulation, manganese (IV) oxide might be employed as the oxidising agent.

In stone wool processes, cement is often used for briquetting process residues, and when the briquettes are melted, there are consequent emissions of SO₂ due to their sulphur content.

Table 3.37 shows the full range of emissions from mineral wool melting furnaces in the EU-27, referring to the year 2005, with data given both in concentrations (mg/Nm³) and emission factors (kg/tonne of melted glass). Data presented in the table show a wide range of emissions related to all type of installations, with and without abatement techniques. A more detailed description of the emission ranges associated with each melting technique and operating condition is presented in Table 3.37–Table 3.41.

Table 3.37: Full range of emissions from mineral wool melting furnaces in the EU-27, for 2005

Type of furnace	Glass wool (100 % collected data)			Stone wool (100 % collected data)		
	Electric	Recuperative	Oxy-gas	Cupola	Immersed electric arc	Fuel-fired
Substance ⁽¹⁾	mg/Nm ³ (kg/t)	mg/Nm ³ (kg/t)	mg/Nm ³ (kg/t)	mg/Nm ³ (kg/t)	mg/Nm ³ (kg/t)	mg/Nm ³ (kg/t)
Particulate matter	0.2 – 128 (0.001 – 0.4)	0.3 – 35 (0.03 – 0.1)	0.2 – 20 (0.001 – 0.016)	0.25 – 1700 (0.04 – 3.5)	4 – 12 (0.006 – 0.02)	10 (0.02)
SO _x , as SO ₂	0.4 – 120 (0.001 – 0.02)	1 – 30 (0.002 – 0.5)	0.5 – 115 (0.002 – 0.32)	4 – 2600 (0.01 – 4.8)	335 – 350 (0.4 – 0.5)	285 (0.45)
NO _x , as NO ₂ ⁽²⁾	13 – 580 (0.5 – 2.0)	50 – 1200 (0.3 – 10.6)	9 – 240 (0.02 – 0.4)	35 – 615 (0.07 – 1.7)	80 – 150 (0.1 – 0.2)	815 (1.3)
HF	0.1 – 3.0 (0.001 – 0.01)	0.13 – 20 (0.001 – 0.05)	0.09 – 3.2 (0.001 – 0.01)	0.1 – 11 (0.001 – 0.02)	8 (0.01)	1.2 (0.002)
HCl	0.1 – 4.5 (0.001 – 0.02)	0.2 – 7 (0.001 – 0.06)	0.55 – 3 (0.001 – 0.003)	0.7 – 150 (0.001 – 0.26)	43 (0.05)	5 (0.008)
Average No of results	9	7	5	32	2	1

⁽¹⁾ Concentration values refer to 273 K, 1013 hPa and dry gases. Emission factors are expressed in kg per tonne of melted glass.

⁽²⁾ The lower levels of NO_x are from oxy-gas fired furnaces.

Source: [93, EURIMA data tables 80% 2007]

In Table 3.38, the values concerning dust emissions from electric and gas-fired furnaces applied in the production of glass wool are given. Data refer to measurements carried out one or more times on the melting furnaces of the survey, during the reference period (2005).

For the full range of data (100 %), the average, minimum and maximum values are given. For a better understanding, values referring respectively to 75 % and 50 % of data are also presented, with the aim to exclude spurious data points as much as possible.

Table 3.38: Dust emissions from melting furnaces for glass wool production (year 2005)

Type of furnace	Dust emissions from glass wool melting furnaces				
	Reported data	N° values	mg/Nm ³ dry gas		
			Average	Min.	Max.
<i>Electric furnace</i>					
No secondary abatement	100 %	15	33	0	188
	75 %		37		
	50 %		9		
With bag filter	100 %	19	36	0	274
	75 %		47		
	50 %		20		
With ESP	100 %	9	9	0	17
	75 %		15		
	50 %		9		
<i>Gas/air- fired furnace</i>					
No secondary abatement	100 %	7	189	8	651
	75 %		552		
	50 %		29		
With ESP	100 %	33	20	2	90
	75 %		27		
	50 %		15		
<i>Gas/oxygen- fired furnace</i>					
With ESP	100 %	21	5	1	19
	75 %		6		
	50 %		4		
With electric boosting and ESP	100 %	27	7	1	76
	75 %		8		
	50 %		3		
Source: [142, EURIMA August 2008]					

Values reported in Table 3.38, being the result of a survey carried out within the glass wool production sector, are related to different measuring protocols and operating conditions with the consequence that some data may be contradictory or inconsistent. As an example, the difference between dust emission concentrations from unabated and abated electric furnaces seems quite marginal; this is probably due to the relatively low dust concentration measured (in many cases) on unabated electric furnaces, which are of the same order of magnitude as the typical concentrations measured after a depollution system.

In Table 3.39, the values concerning SO_x emissions from electric and gas-fired furnaces for glass wool production are presented. Data refer to measurements carried out on one or more occasions on the melting furnaces covered by the survey during the reference period (2005).

The full range of data (100 %) is given with the average, minimum and maximum values. It can be observed that SO_x emissions are significant only in the case of fuel-fired furnaces.

As for the dust emission concentration values, the data reported in Table 3.39 for electric furnaces may present inconsistencies due to the low levels of SO_x emissions to be measured. Concerning the case of gas/oxygen-fired furnaces, the use of electric boosting causes a reduction of the flue-gas volume with a consequent, possible increase of the emissions given in concentration (mg/Nm³). A different trend might have been observed if emission data were given in kg/tonne melted glass; however, this information is not available.

Table 3.39: SO_x emissions from melting furnaces for glass wool production (year 2005)

Type of furnace	SO _x emissions from glass wool melting furnaces				
	Reported data	N° values	mg/Nm ³ , dry gas (as SO ₂)		
			Average	Min.	Max.
Electric furnace					
No secondary abatement	100 %	8	2	1	6
With bag filter	100 %	12	5	0	13
With ESP	100 %	8	3	0	14
Gas/air-fired furnace					
No secondary abatement	100 %	7	34	1	133
With ESP	100 %	32	22	0	119
Gas/oxygen-fired furnace					
With ESP	100 %	17	10	0	63
With electric boosting and ESP	100 %	27	28	2	98

Source: [142, EURIMA August 2008]

In Table 3.40, the values concerning NO_x emissions from electric and gas-fired furnaces for glass wool production are given. Data refer to measurements carried out one or more times on the melting furnaces of the survey during the reference period (2005).

Table 3.40: NO_x emissions from melting furnaces for glass wool production (year 2005)

Type of furnace ⁽¹⁾	NO _x emissions from glass wool melting furnaces				
	Reported data	N° values	mg/Nm ³ , dry gas (as NO ₂)		
			Average	Min.	Max.
Electric furnace					
No secondary abatement	100 %	15	204	36	429
	75 %		245		
	50 %		175		
With bag filter	100 %	21	234	4	670
	75 %		442		
	50 %		468		
With ESP	100 %	9	514	13	1071
	75 %		970		
	50 %		232		
Gas/air-fired furnace					
No secondary abatement	100 %	7	410	93	1031
	75 %		429		
	50 %		356		
With ESP	100 %	31	636	110	1580
	75 %		800		
	50 %		601		
Gas/oxygen-fired furnace					
With ESP	100 %	20	119	7	244
	75 %		170		
	50 %		116		
With electric boosting and ESP	100 %	27	215	82	691
	75 %		242		
	50 %		154		

⁽¹⁾ The reference to different categories of operating conditions (no secondary abatement, with ESP and with bag filter, etc.) is made only for consistency with emission data reported in Table 3.37 and Table 3.38, being derived from the same source of information. No influence on NO_x emissions is expected from the application of a filtration system; while, an increase of the concentration of NO_x emissions (mg/Nm³) might be observed when electric boosting is applied, being associated with a reduction of the flue-gas volume.

Source: [142, EURIMA August 2008]

For the full range of data (100 %), the average, minimum and maximum values are given. For a better understanding, values referring respectively to 75 % and 50 % of data are also presented, with the aim to exclude spurious data points as much as possible.

Values presented in Table 3.40 represent different operating conditions; in particular, the quantity of nitrates that may be added to the batch composition, when high levels of external cullet are used, may vary significantly. For these reasons, a comparison of the data presented in the table is difficult and the data should be assessed together with additional information on the specific operational parameters.

In Table 3.41, the values concerning other emissions (HCl, HF, CO) from electric and gas-fired furnaces for glass wool production are presented. Data refer to measurements carried out on one or more occasions on the melting furnaces of the survey, during the reference period (2005).

The full range of data (100 %) is given with the average, minimum and maximum values.

From the table it can be observed that HCl, HF emissions from glass wool melting furnaces are generally low.

Table 3.41: HCl, HF and CO emissions from melting furnaces for glass wool production (year 2005)

Type of furnace	Emissions of HCl, HF and CO from glass wool melting furnaces (100 % reported data)				
	Substance	N° values	mg/Nm ³ , dry gas ⁽¹⁾		
			Average	Min.	Max.
<i>Electric furnace</i>					
No secondary abatement	HCl	12	2	0	7
	HF	12	0.6	0.1	2.8
	CO	6	63	24	110
With bag filter	HCl	6	3	0	7
	HF	3	0.7	0.1	1.0
	CO	6	55	17	176
With ESP	HCl	7	2	0	7
	HF	8	0.7	0.1	3.1
	CO	4	264	114	638
<i>Gas/air-fired furnace</i>					
No secondary abatement	HCl	4	6	5	7
	HF	4	2.4	0.6	3.3
	CO	3	165	61	280
With ESP	HCl	32	3	0	19
	HF	32	3.0	0.1	20.0
	CO	8	7	1	20
<i>Gas/oxygen-fired furnace</i>					
With ESP	HCl	16	1	0	5
	HF	16	0.4	0	2.6
	CO	7	42	3	121
With electric boosting and ESP	HCl	27	3	0	32
	HF	27	0.8	0.1	2.3
	CO	19	36	2	241
⁽¹⁾ Data relate to different measuring and operating conditions. Due to the relatively low initial concentrations of HCl and HF emissions, a dry scrubbing system may not be applied in combination with the ESP or bag filter. Source: [142, EURIMA August 2008]					

In the production of stone wool, the use of coke, diabase and cements briquettes involves a wider range of emissions and substances to be released into the atmosphere. Data concerning emissions from cupola furnaces and immersed arc electric furnaces are presented in Table 3.42 and Table 3.43.

In Table 3.42, emission values concerning the main pollutants (dust, SO_x, NO_x, HCl and HF) from melting furnaces applied in the production of stone wool are given. Data refer to measurements carried out on one or more occasions on the melting furnaces of the survey, during the reference period (2005). For the full range of data (100 %), the average, minimum and maximum values are given. For a better understanding, values referring to 75 % and 50 % of data are also presented, with the aim to exclude spurious data points as much as possible.

The difference observed between SO_x emissions from cupola furnaces and immersed arc electric furnaces is due to the recycling of cement briquettes, which may vary from 0 % up to 100 %.

Table 3.42: Dust, SO_x, NO_x, HCl and HF emissions from melting furnaces for stone wool production (year 2005)

Substance/type of furnace	Emissions from stone wool melting furnaces				
	Reported data	N° values	mg/Nm ³ dry gas		
			Average	Min.	Max.
Dust emissions					
Cupola furnace ⁽¹⁾	100 %	274	38	0	783
	75 %		42		
	50 %		11		
Immersed arc electric furnace	100 %	10	28	4	57
	75 %		42		
	50 %		25		
SO_x, as SO₂					
Cupola furnace	100 %	353	1220	0	5555
	75 %		1590		
	50 %		1143		
Immersed arc electric furnace	100 %	12	318	177	503
	75 %		435		
	50 %		320		
NO_x, as NO₂					
Cupola furnace	100 %	349	244	0	769
	75 %		350		
	50 %		225		
Immersed arc electric furnace	100 %	11	201	68	407
	75 %		283		
	50 %		160		
HCl					
Cupola furnace	100 %	184	29	0	156
	75 %		35		
	50 %		14		
Immersed arc electric furnace	100 %	6	39	18	53
	75 %		49		
	50 %		47		
HF					
Cupola furnace	100 %	186	2.5	0	40.0
	75 %		3		
	50 %		1		
Immersed arc electric furnace	100 %	6	11	5.0	21.0
	75 %		14		
	50 %		11		
⁽¹⁾ Lower values are associated with the use of a bag filter. Source: [142, EURIMA August 2008]					

In Table 3.43, emission values are presented concerning other pollutants associated with the production of stone wool (H₂S, CO, CO₂, metals). Data refer to measurements carried out on one or more occasions on the melting furnaces of the survey during the reference period (2005).

For the full range of data (100 %), the average, minimum and maximum values are given. For a better understanding, values referring to 75 % and 50 % of data are also presented, with the aim to exclude spurious data points as much as possible.

From the table, it can be observed that cupola furnaces equipped with a waste gas incinerator present much lower concentrations of CO emissions, when compared to immersed arc electric furnaces; on the other hand, the associated CO₂ emissions increase due to the oxidation of most of the carbon monoxide (CO) present in the waste gas.

Table 3.43: Emissions of H₂S, CO, CO₂ and metals emissions from melting furnaces for stone wool production (year 2005)

Substance/type of furnace	Emissions from stone wool melting furnaces				
	Reported data	N° values	mg/Nm ³ dry gas		
			Average	Min.	Max.
H₂S					
Cupola furnace ⁽¹⁾	100 %	97	1	0	11
	75 %		1		
	50 %		0		
Immersed arc electric furnace	100 %	4	1	0	2
	75 %		2		
	50 %		1		
CO					
Cupola furnace ⁽¹⁾	100 %	80	36	0	260
	75 %		33		
	50 %		17		
Immersed arc electric furnace	100 %	11	880	7	3126
	75 %		990		
	50 %		859		
CO₂					
Cupola furnace	100 %	150	228505	170	410400
	75 %		233081		
	50 %		232181		
Immersed arc electric furnace	100 %	8	59750	45802	79509
	75 %		66717		
	50 %		58037		
Metals (group 1) ⁽²⁾					
Cupola furnace	100 %	48	0.2	0	1.1
	75 %		0.3		
	50 %		0.1		
Immersed arc electric furnace	100 %	2	0.2	0.1	0.4
	75 %				
	50 %		0.4		
Metals (group 2) ⁽²⁾					
Cupola furnace	100 %	38	0.5	0	14
	75 %		0.1		
	50 %		0.03		
Immersed arc electric furnace	100 %	2	1.1	0.8	1.3
	75 %				
	50 %		1.3		

⁽¹⁾ Values refer to cupola furnaces equipped with a waste gas incinerator.
⁽²⁾ Metals are grouped on the basis of their potential environmental impact (see Section 3.2.2.1): Group 1 (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr_{VI}); Group 2 (Sb, Pb, Cr_{III}, Cu, Mn, V, Sn).
Source: [142, EURIMA August 2008]

3.8.2.3 Downstream activities

[27, EURIMA 1998] [89, EURIMA Suggestions 2007]

As discussed in Section 2.9, mineral wool products usually contain a proportion of phenolic resin-based binder. The binder solution is applied to the fibres in the forming area and is cross-linked and dried in the curing oven. The forming area waste gas will contain particulate matter, phenol, formaldehyde and ammonia.

Emissions of HCN have been found in the exhaust gases of the curing oven at stone wool production installations; however, no data are available.

The particulate matter consists of both organic and inorganic material, often with a very small particle size. Lower levels of VOC and amines may also be detected if they are included in the binder system. Due to the nature of the process, the gas stream has a high volume and high moisture content. The releases from the oven will consist of volatile binder materials, binder breakdown products, water vapour and combustion products from the oven burners.

After exiting the oven, the product is cooled by passing a large quantity of air through it. This gas is likely to contain mineral wool fibre and low levels of organic material. Product finishing involves cutting, handling and packaging, which can give rise to dust emissions.

An important factor that has a major impact on emissions from forming, curing and cooling is the level of binder applied to the product, as higher binder content products will generally result in higher emission levels. Binder-derived emissions depend essentially on the mass of binder solids applied over a given time, and therefore, high binder content, and to a lesser extent high-density products, may give rise to higher emissions. Products are normally classified as low, medium and high density, covering a range of between 10 and 80 kg/m³, with a binder content of 5 – 12 %.

As reported in Section 3.8.2, Table 3.35, the waste gas volume associated with fiberising and forming operations is much higher than that of product curing (about 10 times higher).

Table 3.44 below shows the full range of emissions from downstream activities for glass wool plants in the EU referring to the year 2005 with values given both in concentrations (mg/Nm³) and emission factors (kg/tonne of product).

Table 3.44: Full range of emissions from downstream activities in the glass wool production sector for the year 2005

Substance	Emissions from glass wool downstream activities ⁽¹⁾			
	Combined fiberising, forming and curing	Fiberising and forming	Product curing	Product cooling
	mg/Nm ³ (kg/t product)	mg/Nm ³ (kg/t product)	mg/Nm ³ (kg/t product)	mg/Nm ³ (kg/t product)
Particulate matter	4.4 – 128	11.4	65.2	12.5
	(0.11 – 5.23)	(0.68)	(0.27)	(0.04)
Phenol	0.25 – 20	1.63	0.81	
	(0.009 – 0.93)	(0.093)	(0.0034)	
Formaldehyde	0.3 – 16	1.71	1.13	
	(0.04 – 0.48)	(0.091)	(0.014)	
Ammonia	6 – 130	21.95	109	
	(0.3 – 6.5)	(1.13)	(0.69)	
Oxides of Nitrogen (NO _x)	7.7	5.82		
	(0.2)	(0.18)		
Volatile organic compounds	2 – 47.5	11.2	20.1	
	(0.11 – 2.76)	(0.56)	(0.09)	
Carbon dioxide	5236			
	(194)			
Average number of results	15	3	3	1

⁽¹⁾ Data refer to all types of emission control techniques.
Source: [93, EURIMA data tables 80% 2007]

Table 3.45 below shows the full range of emissions from downstream activities of stone wool plants in the EU for the year 2005, with values given both in concentrations (mg/Nm³) and emission factors (kg/tonne melted glass).

Table 3.45: Full range of emissions from downstream activities in the stone wool production for the year 2005

Substance	Emissions from stone wool downstream activities ⁽¹⁾			
	Combined fiberising, forming and curing	Fiberising and forming	Product curing	Product cooling
	mg/Nm ³ (kg/t product)	mg/Nm ³ (kg/t product)	mg/Nm ³ (kg/t product)	mg/Nm ³ (kg/t product)
Particulate matter	3 – 40	2 – 102	0.5 – 65	3.2 – 61.8
	(0.08 – 1.8)	(0.06 – 1.7)	(0.001 – 0.68)	(0.008 – 0.41)
Phenol	2 – 40	0.11 – 40	0.05 – 60	0.05 – 17
	(0.09 – 1.8)	(0.0035 – 1.36)	(0.0004 – 0.27)	(0.0002 – 0.12)
Formaldehyde	3 – 11	0.3 – 15	0.1 – 25	0.05 – 12
	(0.12 – 0.28)	(0.06 – 0.43)	(0.00025 – 0.09)	(0.0007 – 0.04)
Ammonia	12 – 67	0.3 – 113	0.3 – 347	1 – 30
	(0.47 – 2.44)	(0.009 – 3.04)	(0.005 – 2.35)	(0.007 – 0.16)
Oxides of nitrogen (NO _x)	16 – 80	6.2 – 125	15 – 300	43.3
	(0.4 – 3.56)	(0.16 – 5.36)	(0.04 – 1.37)	(0.12)
Volatile organic compounds			1 – 7.4	6
			(0.01 – 0.13)	(0.02)
Amines		0.07 – 0.09	0.05 – 0.08	0.04 – 0.35
		(0.0013 – 0.0017)	(0.0001 – 0.0002)	(0.0001 – 0.0002)
Average number of results	2	23	29	15

⁽¹⁾ Data refer to all types of emission control techniques.
Source: [93, EURIMA data tables 80% 2007]

A detailed description of the emission levels related to the application of the different abatement techniques applied to the glass wool and stone wool productions is given in Section 4.5.6, **Tabelle 4.40**.

3.8.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main sources of diffuse/fugitive emissions in the mineral wool sector are related to the batch charging area and forehearth channels (for glass wool only), the storage and preparation of the coating formulations and the cutting, handling and packaging operations. The melting furnaces used in stone wool production are totally enclosed and do not present potential diffuse/fugitive emissions and there is no presence of forehearths.

Local exhaust ventilation systems are often used to supply the necessary ventilation to the working area near the melting furnace with consequent discharge of the potential diffuse/fugitive emissions internally or externally.

Dedicated and enclosed spaces are normally adopted for the storage and preparation of coating formulations in order to limit the exposure of the workers to potential emissions.

Local exhaust ventilation systems are used for the cutting, handling and packaging of the finished products.

3.8.3 Emissions to water

Under normal operating conditions, the processes are net consumers of water and aqueous emissions are very low. Most processes operate a closed-loop process water system, and where practicable cooling water blow-down and cleaning waters are fed into that system. If they are incompatible or if the volumes are too great, they may have to be discharged separately, but many plants have a holding tank to accommodate volume overloads, which can then be bled back into the system. At some plants, clean warmed cooling water is discharged to a sewer or a natural watercourse. Small amounts of contaminated waste water may arise from chemical bunds, spillages and oil interceptors, etc. and these are usually discharged to the process water system, transported for off-site treatment, or discharged to a sewer.

The large volume of the process water system causes a potential for contamination of clean water circuits such as surface water and cullet quench water. If systems are poorly designed or not properly controlled, more serious emissions may arise. If wet scrubbing techniques are used, particularly chemical scrubbing, the effluent may not be compatible with the process water system, giving rise to a further waste stream.

An example of the water circuit for the glass wool production is presented in Section 2.9.1, Figure 2.11.

3.8.4 Other wastes

[27, EURIMA 1998] [89, EURIMA Suggestions 2007]

The main sources of solid waste for mineral wool production are given below.

- Spillages from batch raw materials handling.
- Process cullet produced by quenching hot melt in water during fiberising machine bypass in glass wool production.
- Unfiberised melt from stone wool processes during fiberising machine bypass.
- Dust collected from abatement systems, mainly electrostatic precipitators and bag filters.
- Shot from stone wool fiberising. This is heavy, non-fibrous and semi-fiberised material that is too heavy to reach the collection belt and is collected below the fiberising machine. Around 10 to 20 % of the melt hitting the fiberising machine forms shot.
- Product edge trims.
- Waste wool created during product changeovers, line stoppages or out-of-specification products.
- Waste from stone wool filters, which has a high organic content, often around 50 %.
- Iron and melt from stone wool cupola tap outs.
- Mixed melt and stone from cupola shutdowns.
- Solid waste from process water circuit filtration. This represents 0.5 to 2.0 % of process throughput; it consists of fibre, binder solids and up to 50 % moisture.
- Packaging waste and other general waste.
- Refractory waste from furnace rebuilding.

In glass wool production, it is common to recycle batch spillages, glass wool cullet, and dust collected from abatement systems directly to the furnace. Part of the glass wool waste cannot be recycled directly to the melting furnace due to the presence of organic binder unless appropriately treated for the removal of the organic fraction.

In stone wool processes, shot, bypass melt, and dust from abatement systems are generally recycled if a briquetting process is in use. Fibrous waste can be recycled by grinding and including it in the briquettes, but again this only occurs if a briquetted recycling system is in operation at the installation. However, edge trims are usually shredded and recycled to the forming area and, in some cases, the dry waste product can be shredded to produce a blowing wool product.

Cupola shutdown and tap out waste can theoretically be recycled through the briquetting system, but this is not common. This material is inert and can be used as filling material (e.g. road fill). The metallic iron which accumulates at the bottom of the cupola can be collected with an appropriate special mould before it mixes with stone waste, in order to avoid separation, which would cause dust emissions, and facilitate the possibility of external recycling of the material. The metallic iron from the waste can be sold as scrap iron, but there is little financial incentive to do this.

The high levels of recycling for the different wastes associated with the production cycle might cause emissions of metals from the melting process of stone wool.

An estimate of the percentage of waste recycled in the mineral wool sector is not currently available. However, Table 3.46 below gives an indication of current practice; some plants apply recycling while others do not.

Table 3.46: Mineral wool sector solid waste generation and disposal

	Glass wool	Stone and slag wool
Total waste generated as a percentage of product output	0 – 15 %	20 – 60 %
Percentage of total waste recycled	5 – 100 %	5 – 100 %
Percentage of total waste disposed of off-site	0 – 100 %	0 – 100 %

3.8.5 Energy

[27, EURIMA 1998][15, ETSU 1992] [89, EURIMA Suggestions 2007]

The predominant energy sources for glass wool melting are natural gas and electricity. Stone wool is predominantly produced in cupola furnaces which are fuelled by coke and there are some examples of gas-fired and electrically-heated furnaces. Natural gas is also used in substantial quantities for fiberising and curing. Electricity is used for general services and light fuel oil, propane and butane are sometimes used as backup fuels. There are a number of oxy-gas-fired furnaces applied to the sector.

The three main areas of energy consumption are melting, fiberising and curing. The split can vary greatly between processes and is very commercially sensitive. Table 3.47 shows the total energy consumption in mineral wool production, with a breakdown into the main process areas. The values for fiberising, curing and other consumption are estimates.

Table 3.47: Energy use in mineral wool production

Energy distribution	Glass wool	Stone/slag wool
	GJ/tonne finished product	GJ/tonne finished product
Total energy consumption	9 – 20	7 – 14
	% of total energy	% of total energy
Melting	20 – 45	60 – 80
Fiberising	25 – 35	2 – 10
Curing	25 – 35	15 – 30
Other	6 – 10	5 – 10
<i>Source:</i> [89, EURIMA Suggestions 2007]		

Direct energy consumption for electrical melting is in the range of 2.7 to 5.5 GJ/tonne finished product. Energy consumption for electrical melting is approximately one third of that required for 100 % air-gas melting and the relative energy consumption of each process stage can be estimated accordingly. With these values, the inherent error in such an estimate is very high, but they give an indication of the energy consumption.

A significant percentage of external cullet (mainly soda-lime-silica glass) is commonly used in the batch composition in glass wool production with a consequent high influence on the furnace energy consumption. However, there are many technical constraints to the use of cullet, such as a suitable chemical composition and the presence of contaminants (organic materials, bulk metals, etc.).

3.9 High temperature insulation wools

[9, IPC Guidance S2 3.03 1996] [41, ECFIA 1998] [143, ECFIA November 2008]

The main output for high temperature insulation wools production is bulk wool and blankets. The yield from raw materials to melt is generally greater than 90 % and the yield from melt to finished product (blanket/bulk) ranges from 55 to 95 %. However, it is important to note that the yield from melt to finished product is an estimate and may vary according to the type, nature, volume and duration of the production. In particular, the lowest level corresponds to specific and more technically difficult productions.

3.9.1 Process inputs

High temperature insulation wool includes amorphous alkaline earth silicate glass wool (AES) and aluminium silicate glass wool: refractory ceramic fibres (ASW/RCF). Polycrystalline wools (PCW) are not covered in this document, due to the different chemical processes applied for production. There are two main product formulations for aluminium silicate wools: high purity alumina-silicate and zirconia alumina-silicate and four main product formulations for AES wools: calcium-silicate glass wool, calcium-magnesium-silicate wool, calcium-magnesium-zirconium-silicate wool, magnesium silicate wool, the compositions of which are given in Section 2.10. The main raw materials are given in Table 3.48; they are a combination of natural (usually processed) and synthetic substances.

Table 3.48: Materials utilised in the high temperature insulation wools sector

Description	Materials
Raw materials for melting	Oxides of aluminium, calcium, magnesium, silicon and zirconium. Also smaller levels of oxides of potassium, sodium, titanium, iron and chromium utilised in the amorphous high temperature wools sector
Secondary processing	For vacuum forming, a wet colloidal mixture of starch, latex, silica or clay is used. Other activities may use similar substances and sometimes fillers and organic polymers or resins
Fuels	Electricity, natural gas, and sometimes light fuel oils (backup, heating)
Water	Mains supply and local natural sources (wells, rivers, lakes, etc.)
Ancillary materials	Packaging materials including plastics, paper, cardboard, and wood. Mineral oils (fibre coating and other general uses). Water treatment chemicals for cooling water and waste water

The raw materials for the melt are blended to give the required compositions on melting. In general, over 90 % of the composition of ASW/RCF is derived from silicon dioxide, aluminium and zirconium. Silicon dioxide is derived mainly from high-grade silica sand; aluminium oxide (alumina) can occur naturally but is usually derived by processing bauxite. Zirconium dioxide occurs naturally as baddeleyite or can be manufactured. Other components such as calcium oxide and magnesium oxide used for AES are derived from raw material such as dolomite and lime.

Waste materials are recycled if possible either directly to the furnace as powders and sometimes into the products as wool. Secondary processing can be very specific. The substances identified in Table 3.48 for vacuum forming are common but others may vary widely.

The main uses of water in the high temperature insulation wool sector are for cooling circuits and cleaning. Cooling water is used, usually in closed circuits, to cool various pieces of equipment with corresponding losses from evaporation and purges. Water is also used in vacuum forming operations and for boards and papers. Actual water consumption and water

vapour emissions may vary according to local conditions (e.g. ambient temperature and the hardness of water input).

The energy source for melting is exclusively electricity but natural gas is often used for downstream activities, particularly drying.

3.9.2 Emissions to air

3.9.2.1 Raw materials

In most modern high temperature insulation wool processes, silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 5 mg/Nm^3 . Mass emissions from both filtered and unfiltered systems will depend on the number of transfers, and the amount of material handled.

3.9.2.2 Melting

Emissions from melting are generally very low consisting mainly of dust from raw materials used in the batch composition charged to the furnace. The raw materials are usually very pure and consist almost exclusively of oxides; therefore, there is little degassing and no significant emissions of gaseous compounds. Most furnaces are served by an extraction system that vents via a bag filter. Dust emissions are generally below 20 mg/Nm^3 .

3.9.2.3 Downstream activities

Dust and fibrous dust releases can be generated from a number of areas within the process which include: fibrisation and collection, needling, lubricant burn-off, slitting, trimming, cutting, packaging, and areas of secondary processing. All areas where particulate or fibrous dust releases may be generated are usually served by an efficient extraction system which vents to a fabric filter system. Dust emissions are generally below 20 mg/Nm^3 and fibre emissions are in the range of $1 - 5 \text{ mg/Nm}^3$. Low levels of organic emissions may also occur from some secondary processing activities, in particular from drying, and the related emission levels are usually less than 50 mg/Nm^3 .

3.9.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main source of diffuse/fugitive emissions in the high temperature insulation wool sector is related to the cutting, handling and packaging operations.

Storage of lubricants used to soften the wools (polyethylene glycol solution) may represent a minor source of diffuse/fugitive emissions in the case of spillage.

Normally, cutting operations are performed with machines equipped with a vacuum system that conveys fibrous dust to a bag filter.

Packaging and handling operations are carried out by applying a vacuum suction to the cardboard boxes.

The specific issues related to the potential diffuse emissions of fibrous dust are normally managed by health and safety regulations at work and they are controlled according to workplace exposure levels. In particular, exposure to aluminium silicate glass wool (ASW/RCF) is carefully controlled in the workplace, this material being classified as a Category 2 carcinogen (see Commission Directive 2009/2/EC).

3.9.3 Emissions to water

As discussed earlier, the main uses of water in this sector are cleaning, cooling, and for vacuum forming and other secondary processing. The aqueous emissions are limited to the cooling water system purges, cleaning waters and surface water run-off. The cleaning waters do not present any particular issues that would not be common with any industrial facility, i.e. inert solids and oil. Cooling system purges will contain dissolved salts and water treatment chemicals. Surface water quality will depend on the degree of drainage segregation and site cleanliness. Water used for vacuum forming is recycled with a purge, which may contain low levels of organic substances. Simple abatement techniques such as settlement, screening, oil separators, and neutralisation can be found within the sector.

3.9.4 Other wastes

[41, ECFIA 1998] [143, ECFIA November 2008]

Waste levels are generally low in the HTIW sector. Wherever possible, waste materials (batch, edge trims, etc.) are recycled either directly to the furnace (which requires processing for wools) or into the products.

At the end of a furnace campaign (in general, every six months), the refractory structure is dismantled and replaced. The material generated from dismantling can be used in other productions processes after milling into powder (e.g. for brick production and as sandblasting material).

About 95 % of the powdered material and other solid waste are reused.

Waste is also produced in the form of the material collected in the dust abatement equipment. In general, this material is not recycled directly to the furnace. Potential contamination and uncertainty over composition make this difficult but some initiatives are underway to address the issue. Due to the nature of the material, it can be expensive to dispose of and this helps to provide an incentive to finding alternatives, so the tendency to produce waste is decreasing due to the price increase for waste disposal, energy and raw material.

Most mineral raw materials are delivered in bulk (via silo tracks) and do not give rise to packaging waste. Waste materials from product packaging operations (plastic, cardboard, wood, etc.) are usually reused or recycled if practicable. Other waste non-specific to the sector is disposed of by conventional means, or recycled where local or national schemes permit it.

The EU ASW/RCF and AES sector as a whole produces around 700 – 900 tonnes per year of waste which contains fibres, and 100 – 700 tonnes of other waste.

3.9.5 Energy

[41, ECFIA 1998]

There is little information available on energy use within the ASW/RCF and AES sector. Melting is exclusively electrically heated with very low volatile losses. Therefore, the direct melting efficiency (excluding off-site issues) is quite high, although the composition has a high melting energy requirement and the furnaces are relatively small. The energy consumption ranges from 6.5 – 16.5 GJ/tonne of melted product. The energy consumption for the other activities ranges from 3.5 – 9.5 GJ/tonne product (based on 75 % conversion of raw materials to finished product).

3.10 Frits

[98, ANFFECC Position of the Frit Sector 2005] [99, ITC-C080186 2008]

The main extract from melting in the production of frits is a vitreous substance, with a wide array of different formulations depending on the appearance, properties and applications. When compared with the original raw material employed, the final result after melting represents 85 – 90 % of the original weight, depending on the formulation. Most of this weight loss is due to the CO₂ and H₂O emissions occurring during the melting process. The ceramic frits manufacturing process does not produce any wastes; and the only material to be recycled is generally the dust collected in the abatement systems, which has no significant impact upon the product, although it implies planning and frequent recycling. Therefore, the basic yield in terms of final product is very high, since in most cases the product is just cooled with water (although it can also be air-cooled), and the only losses are the solids that initially cannot be separated from the cooling water.

3.10.1 Process inputs

[47, ANFFECC 1999] [98, ANFFECC Position of the Frit Sector 2005] [91, ITC - C071304 2007] [144, ITC November 2008]

The listing of the main raw materials used in the most common formulations is shown in Table 3.49 along with the indicative values of their percentage in the batch composition. The exact values vary depending on the formulation; however, the ones shown below can be considered an indication.

Table 3.49: Main raw materials utilised in frit production

Frit type	Raw materials	Approximate % in batch
Ceramic/glass frits	Zirconium compounds	7.7
	Feldspar	26.8
	Quartz	25.9
	Boric acid	6.8
	Zinc oxide	8.4
	Dolomite	8.4
	Calcium carbonate	13.4
	Potassium nitrate	2.6
Enamel frits	Borax	19.1
	Quartz	42
	Sodium nitrate	7.8
	Sodium fluorosilicate	1.2
	Potassium fluorosilicate	7.8
	Sodium phosphate	3.2
	Titanium oxide	18.9
Low melting point frits	Red lead (Pb ₃ O ₄)	50
	Quartz	19.8
	Zinc oxide	15.1
	Boric acid	15.1

Water is used for cooling and cleaning purposes, but also to cool and break up the melted glass (quenching), as well as for the wet cooling process. All of the water circuits are closed circuits and have their corresponding evaporation losses. The other water losses are the water content of the product and the water contents of the solids collected from the water circuit in contact with the melted material. The water consumption is estimated at 0.5 – 3 m³/tonne of ceramic frits.

Natural gas is used as a fuel, with the most common oxidising agent being air in an oxidising atmosphere.

3.10.2 Emissions to air

3.10.2.1 Raw materials

All silos and mixing vessels are fitted with filter systems which reduce dust emissions to below 30 mg/Nm³. Dust emissions in any system, with or without filters, depend on the number of transfers, the granule size, and the amount of material being processed. Although quite rare and only in low levels, some frit processes involve the use of raw materials which contain lead or other heavy metals, particularly for enamel frits. All the necessary measures are already in place so that emissions from these substances can be minimal.

3.10.2.2 Melting

The frits sector produces air emissions during melting activities because this is a process requiring a high temperature and an intense use of energy. The substances released and the associated sources are identified in Section 3.2.2.1. All of the furnaces in this sector are fired with natural gas and emissions of sulphur oxides are less than 200 mg/Nm³ depending on the sulphate level of the batch.

Table 3.50 below shows the typical emission levels from this sector; no statistical breakdown is available.

Table 3.50: Typical emission levels from melting furnaces for the frits sector

Substance	Concentration mg/Nm ³ ⁽¹⁾ ⁽²⁾	Mass emission kg/tonne melt ⁽¹⁾
	<i>Average values</i>	<i>Average values</i>
Dust	<40	<0.2
Nitrogen oxides (as NO ₂)	1600 ⁽³⁾	12 ⁽³⁾
Sulphur oxides (as SO ₂)	<200	<1
Chlorides (HCl)	<10	<0.050
Fluorides (HF)	<5	<0.025
Metals (Group 1+2)	<5	<0.025
Metals (Group 1)	<1	<0.01

⁽¹⁾ Data refer to production capacities of ≥20 tonnes/day.
⁽²⁾ Emission concentrations refer to an oxygen concentration of 15 %.
⁽³⁾ Values refer to a mixed production (formulations with and without nitrates). These values would be hard to maintain when high levels of nitrates are used in the batch formulation for all furnaces conveyed to one stack.
Source: [99, ITC-C080186 2008] [84, Italy Report 2007]

Dust emissions depend on the efficiency of the abatement system applied, since production plants are normally fitted with filtration systems. Emissions of nitrogen oxides depend mainly on the combustion system (air/fuel, oxygen-enriched air, oxy-fuel) and the nitrates content in the raw materials used for the preparation of the batch composition. The high variability in products and manufacturing techniques used in the frits sector does not enable a clear correlation between these factors and NO_x emissions to be established.

It can be considered that 1 kg of nitrates added to the batch composition (sodium, potassium or calcium nitrate) produces around 0.5 kg of NO₂, so that every 1 % of nitrate used in the batch produces a maximum of about 5 kg of NO₂ per tonne of melted frits, if complete transformation of nitrates into NO₂ is considered. The degree of transformation of nitrates is not easy to predict, but it can be estimated to be from 30 to 80 % of the maximum value (see Section 4.4.2.2).

NO_x emissions from combustion are influenced by the different melting techniques applied and the excess air maintained in the furnace for operational reasons.

As already reported in Section 2.11.2, the usual way of conducting the melting furnaces in the frits sector results in a concentration of oxygen in the exhaust gases of about 15 % in volume, except in the case of oxy-fuel combustion where the percentage of oxygen could be much higher and is not relevant for the definition of the emissions concentrations. This peculiar characteristic of the sector has been taken into account by the competent authorities of some Member States, i.e. Spain, where the authorised emission limit values for the installations producing frits refer to 15 % oxygen, a value much closer to the real conditions of the exhaust gases emitted by the sector.

When a combination of flue-gases from different furnaces using diverse combustion techniques (oxy-fuel, enrichment with oxygen, fuel/air) is conveyed to a single stack, the correction to 8 % oxygen, normally used for continuous melting furnaces, would not be suitable; in these cases, the use of emission factors expressed in kg/tonne melted frit is more appropriate.

Table 3.51 presents NO_x emission values associated with different operating conditions (type of combustion) and batch formulations (with or without nitrates). Data refer to typical installations producing frits, where one or more furnaces (up to 7) are conveyed to a single stack.

Table 3.51: Examples of NO_x emission levels from frit production installations operating with different combustion conditions and batch formulations

Furnaces ⁽¹⁾	Operating conditions	Nitrates in the batch	Flue-gas characteristics			NO _x emissions	
			O ₂	Temperature	Volume	mg/Nm ³ (²)	kg/t frits
No.		(%)	(%)	°C	Nm ³ /h		
7	Oxy-fuel combustion; several types of frit formulations	1.9 (³)	19.8	141	22011		10.9
1	Oxy-fuel combustion; crystalline frit	0	21.2	66	17351		7.1
2	Oxy-fuel combustion; zirconium frits	1.7 – 4.1	21.2	114	7521		10.4
2	Oxygen-enriched air combustion; zirconium and titanium frits	3.7 – 1.6	17.6	136	10594	3890	6.6 (⁴)
2	Oxygen-enriched air combustion; zirconium and crystalline frits	<2 (³)	19.2	114	40121	883	6.6 (⁴)
6	Oxygen-enriched air combustion; several types of frit formulations	1.2 (³)	NA	NA	NA	1800	13.5 (⁴)
2	Oxygen-enriched air combustion; several types of frit formulations	3 (³)	NA	NA	NA	3900	29.3 (⁴)
2	Fuel/air combustion; several types of frit formulations	3 (³)	NA	NA	NA	1750	13.1(⁴)

(¹) Number of furnaces conveyed to the single stack.

(²) Concentrations refer to 15 % oxygen by volume.

(³) The percentage of nitrates refers to a weighted average value based on the production and content of each furnace connected to the single stack.

(⁴) The conversion factor of 7.5 x 10⁻³ has been used to estimate the specific mass emissions expressed in kg/tonne of melted frit.

NA = Not available.

Source: [166, ITC-C100244, 2010]

3.10.2.3 Downstream activities

Emissions to air from downstream processes are very low. The vast majority of milling is carried out wet, but dry milling could give rise to dust emissions if not abated.

3.10.2.4 Diffuse/fugitive emissions

The main sources of diffuse/fugitive emissions in the frit sector are related to the batch charging area of the melting furnace, dry or wet milling and the packaging of the product.

The batch charging area is normally completely enclosed and the potential emissions from batch carryover and combustion gases are expected to be very low.

In general, the operation of milling (wet or dry) and the packaging of the product are carried out under extraction followed by a bag filter system, in order to ensure air quality in the working area; in these circumstances, diffuse emissions are expected to be very low.

3.10.3 Emissions to water

Emissions to water consist of normal cooling, cleaning and surface run-off emissions. The quenching and milling circuits are usually closed with freshwater top-up but sometimes have a purge to prevent the build-up of salts. Emission levels are very low but may contain suspended solids and in some circumstances heavy metals may be present in the suspended solids. The metals are usually bound in the glass and can be removed by solids separation techniques.

In some cases, depending on the receiving water, the emission levels at the point of discharge may be significantly higher than the values presented in Tabelle 5.5. In such cases a possible external use of the waste water in the ceramic industry is anticipated.

3.10.4 Other wastes

Waste levels are generally very low. The main processing waste is the solid material (mainly frits) separated from the water circuits. This material is not usually recycled because the composition is too variable. In most plants, the waste to good production ratio will be in the region of 0.5 – 3 %.

Most mineral raw materials are delivered in bulk and do not give rise to packaging waste. Waste materials from product packaging operations (plastic, cardboard, wood, etc.) are usually reused or recycled if practicable. Other waste non-specific to the sector is disposed of by conventional means, or recycled where local or national schemes permit. At the end of a furnace campaign, the refractory structure is dismantled and replaced. Where practicable, this material is recovered for reuse or sale.

3.10.5 Energy

Frits furnaces are normally very small compared to other furnaces used in the glass industry. Only a few individual furnaces have a capacity exceeding 20 tonnes per day. All existing furnaces are natural gas-fired, and there are no known examples of electrical melting on a commercial scale. There are usually several furnaces in an installation, each producing different frits formulations. Energy use per tonne of melted frits is comparable to other sectors (above 13 GJ/tonne, corresponding to 300 Nm³ of gas per tonne of frits). Oxy-fuel fired furnaces show lower values in the range of 9 – 13 GJ/tonne of frits. The energy consumed in other processes is usually low, given that there are few downstream activities and products are not usually dried.

A significant number of furnaces use oxygen as the oxidising agent which can result in energy savings and reduced emissions. However, the energy required for oxygen production should be taken into account in the estimation of the total energy consumption per tonne of frits. Moreover, the indirect emissions associated with the production of oxygen, together with additional cross-media effects (i.e. wear of refractory materials) should be considered.

4 BEI DER BESTIMMUNG VON BVT ZU BERÜCKSICHTIGENDE TECHNIKEN

4.1 Einführung

In diesem Kapitel werden Techniken (oder deren Kombinationen) sowie damit verbundene Überwachungsmaßnahmen beschrieben, bei denen angenommen wird, dass diese ein hohes Umweltschutzpotenzial für die in diesem Dokument behandelten Tätigkeiten haben.

Dieses Kapitel behandelt Umweltmanagementsysteme, prozessintegrierte sowie nachgeschaltete Techniken. Abfallvermeidung und –entsorgung einschließlich Verfahren zur Abfallminimierung und zum Recycling werden ebenso betrachtet. Weiterhin werden Techniken zur Senkung des Verbrauchs an Rohstoffen, Wasser und Energie behandelt.

Anhang III der Richtlinie nennt eine Reihe von Kriterien, die bei der Bestimmung der BVT in Betracht zu ziehen sind. Die Informationen in diesem Unterkapitel zielen auf diese Kriterien ab. Soweit möglich, wird zur Gliederung der zu jeder Maßnahme/Technik zusammengetragenen Informationen die in Tabelle 4.4.1 beschriebene einheitliche Struktur verwendet, um einen Vergleich der Techniken und eine objektive Bewertung gemäß der Definition von BVT in der Richtlinie zu ermöglichen.

Die Liste der Techniken, die in dieser Branche angewendet werden können, ist in diesem Kapitel nicht unbedingt abschließend beschrieben. Es mögen weitere Techniken existieren oder entwickelt werden, die bei der Bestimmung der BVT für eine einzelne Anlage in Erwägung gezogen werden können.

Tabelle 4.4.1: Struktur der Informationen zu allen in diesem Unterkapitel beschriebenen Maßnahmen/Techniken

Betrachtete Aspekte	Enthaltene Informationen
Beschreibung	Kurze Beschreibung der Technik, soweit zweckmäßig auch mit Hilfe von chemischen oder anderen Gleichungen, Abbildungen, Schemata, Diagrammen etc.
Erreichte Umweltentlastungseffekte	Hauptsächliche Umweltvorteile (einschließlich Energie-, Wasser- und Rohmaterialeinsparungen sowie Steigerungen der Produktivität und der Energieeffizienz), die durch die Technik erreicht werden
Medienübergreifende Effekte	<p>Hauptsächliche negative Auswirkungen auf andere Umweltmedien, die durch die Anwendung dieser Technik verursacht werden einschließlich des Vergleichs einzelner Umweltwirkungen (quantifizierten Vor- und Nachteilen, soweit verfügbar) mit denen anderer Techniken, um die Effekte dieser Technik auf die Umwelt als Ganzes bewerten zu können. Dieses kann folgende Aspekte betreffen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Verbrauch an Rohmaterialien und Wasser • Energieverbrauch und Beitrag zur Klimaveränderung • Schädigungspotenzial für die Ozonschicht • Photochemisches Ozonbildungspotenzial • Versauerungspotenzial durch Luftemissionen • Staubbelastung der Luft (einschließlich Feinstpartikeln und Metallen) • Eutrophierung von Land und Gewässern durch Luft- oder Wasseremissionen • Sauerstoffzehrungspotenzial im Wasser • persistente, giftige oder bioakkumulierende Stoffe in Luft oder Wasser (einschließlich Metallen und -verbindungen) • Erzeugung oder Vermeidung von Rückständen/Abfällen • Möglichkeiten zur Wiederverwendung und -verwertung von Rückständen/Abfällen • Lärm und/oder Gerüche • Störfallrisiko
Betriebsdaten	<p>Aktuelle und anlagenspezifische Leistungswerte zu Emissionswerten, Verbrauchsdaten (Rohmaterialien, Wasser, Energie) und der Menge der anfallenden Abfälle.</p> <p>Andere relevante Informationen:</p> <ul style="list-style-type: none"> • wie diese Technik auszulegen, zu betreiben, zu warten, zu überwachen und rückzubauen ist. • Fragen der Emissionsmessung in Bezug auf den Einsatz der Technik • Empfindlichkeit und Lebensdauer der Technik • Fragen bezüglich der Störfallvorsorge.
Anwendbarkeit	Beschreibung der Arten von Anlagen, bei denen die Technik angewendet – oder nicht angewendet – werden kann sowie Beschränkungen ihrer Anwendbarkeit in speziellen Fällen, unter Berücksichtigung z. B. des Alters der Anlage (neue oder bestehende Anlage), ihrer Kapazität (groß oder klein), der bereits installierten Techniken oder der Art und Qualität ihrer Produkte.
Wirtschaftliche Aspekte	Informationen zu Kosten (Investitions- sowie Betriebskosten) und möglichen Einsparungen (z. B. reduzierter Rohmaterial- oder Energieverbrauch, Entsorgungskosten) oder zusätzlichen Erlösen einschließlich der Erläuterung, wie diese Kosten, Einsparungen und Erlöse berechnet oder geschätzt wurden. Einschließlich relevanter Informationen für den Neubau oder die Ertüchtigung bestehender Anlagen. Dies soll eine ökonomische Gesamtbewertung dieser Technik ermöglichen.
Auslöser für die Umsetzung	Lokale Bedingungen, Anforderungen (z. B. gesetzliche Sicherheitsmaßnahmen) oder nicht umweltbezogene Gründe (z. B. Steigerung der Produktivität oder der Produktqualität, ökonomische Anreize wie Subventionen, Steuerbefreiungen), die zur Umsetzung dieser Technik geführt oder diese befördert haben.
Referenzanlagen	Verweis auf die Anlage(n), in denen die Technik umgesetzt wurde, über die Informationen bereitgestellt und beim Schreiben dieses Abschnitts verwendet wurden. Angaben zur Verbreitung der Anwendung dieser Technik in Europa oder weltweit.
Referenzliteratur	Literatur oder anderes Referenzmaterial (z. B. Bücher, Berichte, Studien, Internetseiten), die beim Schreiben dieses Unterkapitels verwendet wurden und die detailliertere Informationen über diese Technik enthalten.

Dieses Kapitel hat acht Hauptabschnitte, die Folgendes abdecken:

1. Auswahl der Schmelztechniken
2. Materialhandhabung
3. Techniken zur Minderung von Emissionen in die Luft aus Schmelztätigkeiten
4. Techniken zur Minderung von Emissionen in die Luft aus Nicht-Schmelztätigkeiten
5. Techniken zur Minderung von Emissionen in das Wasser
6. Techniken zur Minderung von anderen Abfällen
7. Energie
8. Umweltmanagementsysteme.

Die Hauptauswirkungen der Glasindustrie auf die Umwelt entstehen durch Emissionen in die Luft aus Schmelzprozessen. Techniken zur Minderung dieser Emissionen werden in den Abschnitten 4.2, 4.3, und 4.14 beschrieben, wobei letzterer der größte und am detailliertesten beschriebene Abschnitt des Kapitels ist. Die meisten der beschriebenen Techniken betreffen die Mehrzahl der Anlagen in der Glasindustrie und haben eine gemeinsame Grundlage. Aus diesem Grunde ist Abschnitt 4.1 nach einem Schadstoff-basierten Ansatz strukturiert, so dass für jeden Schadstoff verschiedene Emissionsminderungstechniken beschrieben werden. Die Techniken werden in dem Abschnitt, wo sie die größten Auswirkungen in Bezug auf den Schadstoff haben, beschrieben. Zwangsläufig wird es positive und negative Effekte auf mehrere Schadstoffe für diese Techniken geben. Wo passend, werden die Effekte auf andere Schadstoffe beschrieben und Verweise auf andere Abschnitte angegeben.

In verschiedenen Abschnitten des Dokuments werden die Termini ‚primäre und sekundäre Minderungsmaßnahmen‘ verwendet. Diese Terme helfen bei der Einordnung der Techniken. Allgemein reduzieren oder verhindernd primäre Techniken die Bildung eines Schadstoffes. Und sekundäre Techniken verändern den Schadstoff so, dass er weniger schädlich ist (z.B. durch Umwandlung in eine andere Spezies) oder in einer Form gesammelt werden kann, damit er wiederverwendet, recycelt oder als Abfall entsorgt werden kann. Einige der beschriebenen Techniken fallen nicht so einfach in eine der Kategorien, und wo das zutrifft, wird das im Text deutlich gemacht. Um die Leistung der verschiedenen Techniken vergleichen und bewerten zu können, werden Emissionsdaten genannt und, falls die Informationen zur Verfügung stehen, dazu auch die Betriebsparameter der Anlage, die Probenahmemethode und der Mittelungszeitraum.

Die Emissionsdaten können als Absolutwerte oder als Konzentrationswerte mit Bezug zur tatsächlichen Produktion oder Produktionskapazität angegeben sein. Die relevantesten wirtschaftlichen Aspekte jeder Technik werden beschrieben, um die gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen jeder Technik, wo möglich, zu identifizieren. Verschiedene Terme können mit Bezug auf Produktionseinheiten oder die Zeit für Kosten oder Verbräuche verwendet worden sein.

Eine wichtige Überlegung in diesem Kapitel ist, dass eine Technik, die erfolgreich bei einer Anwendung sein kann, ganz andere Auswirkungen haben kann, wenn sie in einem anderen Sektor oder sogar in einer anderen Anlage des gleichen Sektors verwendet wird. Die Kosten, die Umweltleistung und damit verbundene Vor- oder Nachteile können sich stark unterscheiden für unterschiedliche Sektoren und für einzelne Anlagen. Für jede Technik wird ihre Verfügbarkeit und wahrscheinliche Anwendbarkeit in einer Reihe von Situationen diskutiert.

Bei der Beurteilung einer Technik ist es wichtig zu berücksichtigen, dass eine bestimmte Ausrüstung mit der Zeit weniger effizient werden kann, und es können tendenziell für einige aber nicht alle Arten an Emissionen Erhöhungen auftreten. Auch wenn dieser relative Anstieg klein sein mag, sollten der Normalbetrieb und die voraussichtliche Alterung beachtet werden, wenn man die erreichbaren Emissionswerte bedenkt. Auch bedenken sollte man, dass der Austausch von Equipment manchmal besser bis zum Wiederaufbau verschoben wird. Deshalb sollte der Betreiber sorgfältig die Emissionsentwicklung der Anlage beobachten, die Anlage regelmäßig warten und den erforderlichen Neubau zeitlich gut vorbereiten.

Bei der Beurteilung der Anwendbarkeit jeder in diesem Kapitel zum kontinuierlichen Schmelzprozess beschriebenen Technik ist es notwendig zu berücksichtigen, ob sie an der Wanne während des Betriebs angewendet werden kann oder nur dann (oder am besten dann), wenn sie wieder aufgebaut wird. Eine wichtige Eigenschaft der Glasindustrie ist der Fakt, dass die Wannen nur eine begrenzte Lebensdauer haben, nach der sie repariert oder in verschiedenem Grade wiederaufgebaut werden

müssen. Allgemein arbeiten heutzutage fossil gefeuerte Wannen zur Herstellung von Behälterglas, Flachglas, Glaswolle oder Endlosglasfasern kontinuierlich mit einer Lebensdauer zwischen 10 und 20 Jahren und in einigen Fällen mehr als 20 Jahre. Fossil gefeuerte Wannen für Spezial- und Wirtschaftsglas arbeiten normalerweise kontinuierlich für 3 bis 8 Jahre. Elektrisch beheizte Wannen tendieren zu kürzeren Betriebszeiten bei allen Anwendungen, d.h. 2 bis 7 Jahre. Einige andere Öfen, wie Kupolöfen oder Chargenschmelzöfen für die Glasfrittenproduktion, sind viel kürzere Zeiten in Betrieb, von einigen Tagen bis zu einigen Wochen.

Es gibt 2 Hauptkategorien für den Wiederaufbau beim kontinuierlichen Prozess.

- Bei einem ‚normalen‘ Wiederaufbau wird das Feuerfestmaterial der Wanne und, wo notwendig, von den Regeneratoren vollständig repariert oder teilweise ersetzt. Der Wannenrahmen wird im Wesentlichen nicht angepasst, und die Wannendimensionen bleiben im Prinzip unverändert. Bei der üblichsten Art des Wiederaufbaus zwischen den Wannenreisen gibt es keine signifikanten Änderungen der Anforderungen an den Ofen oder die Technologie.
- Ein ‚kompletter‘ Wiederaufbau beinhaltet gewöhnlich größere Anpassungen oder den Ersatz der Wanne und allen damit zusammenhängenden Equipments und der Anlagen. Das kann mit der Neukonstruktion einer Wanne verglichen werden, auch wenn in einigen Fällen ein großer Teil der bestehenden Infrastruktur und insbesondere des Regenerators möglicherweise erhalten bleiben. Diese Art des Wiederaufbaus ist weniger üblich und wird normalerweise unternommen, wenn größere Änderungen bei den Wannenanforderungen oder der Technologie betroffen sind, z.B. eine signifikant vergrößerte Schmelzfläche oder wesentliche Änderungen der Feuerungskapazität). Ein kompletter Wiederaufbau ist grundsätzlich mit signifikant höheren Kosten verbunden als ein normaler Wiederaufbau.

Während einer Wannenreise sind die Möglichkeiten einer Modifikation der Wanne begrenzt. Trotzdem werden Heißreparaturen zum Ersatz oder zur Reparatur beschädigten Feuerfestmaterials häufig durchgeführt, und Brennermodifikationen oder –ersatz sind auch relativ einfach machbar. Größere Änderungen an der Schmelztechnologie werden gewöhnlich auf die wirtschaftlichste Weise umgesetzt, z.B. wenn sie mit dem Wannenwiederaufbau zusammenfallen. Das kann auch bei komplexen sekundären Minderungsmaßnahmen der Fall sein. Viele Verbesserungen am Wannenbetrieb, einschließlich der Installation von Sekundärtechniken sind aber während der Wannenreise möglich. Wo passend, werden diese Fragen bei der Abwägung der Anwendbarkeit der verschiedenen Techniken diskutiert.

Die Unterscheidung zwischen einem ‚normalen‘ Wiederaufbau oder einem ‚kompletten‘ Wiederaufbau ist nicht absolut, und es gibt eine Anzahl von Abstufungen zwischen dem einfachsten normalen Wiederaufbau und dem kompletten Abriss und dem Totalersatz der Wanne. Zum Beispiel kann eine kleine Reparatur spezieller Schäden oder zur Umsetzung kleinerer Modifikationen entweder heiß oder kalt stattfinden. Auch kleinere Wiederaufbauten können vorkommen, wenn eine geplante kalte Reparatur durchgeführt wird, aber das meiste Feuerfestmaterial erhalten bleibt und nur beschädigte Teile ersetzt werden. Der wichtigste Unterschied ist, der sowohl die Kosten als auch die Möglichkeit der Implementierung neuer Technologien betrifft, ob es signifikante Änderungen am Wannenrahmen und damit an den Dimensionen gibt.

In besonderen Fällen, insbesondere bei Öfen mit häufigerem Wiederaufbau und geringeren Investitionskosten, sind die Vorteile der Koordination von Umweltverbesserungen mit der Wannenreparatur weniger bedeutend; selbst in diesen Fällen können die Umweltverbesserungen aber wirtschaftlicher sein, wenn sie mit anderen geplanten Arbeiten und Investitionen am Schmelzofen koordiniert werden.

4.2 Auswahl der Schmelztechnik

Die in der Glasindustrie angewendeten Schmelzverfahren werden in Kapitel 2 beschrieben. Sie reichen von kleinen Hafenöfen bis zu großen Regenerativwannen mit einer Schmelzleistung von bis zu 900-1000 Tonnen Glas /Tag. Die Wahl der Schmelztechnik hängt von vielen Faktoren ab, insbesondere aber von der geforderten Schmelzleistung, der Glasrezeptur, der benötigten Glasqualität, den Brennstoffkosten, dem Preis für Sauerstoff, den örtlichen Strompreisen und der bestehenden Infrastruktur. Die richtige Wahl ist eine der wichtigsten technischen und ökonomischen Entscheidungen für den Bau einer neuen Anlage oder für die Wannenerneuerung. Die vorrangigen Faktoren sind die geforderte Schmelzleistung und die Glasart.

Die Wahl zwischen einer Wanne mit regenerativer oder rekuperativer Luftvorwärmung ist eine wirtschaftliche und technische Entscheidung. Daher werden die Umweltaspekte hier nur kurz erwähnt. Die Wahl zwischen einer herkömmlichen Luft-Brennstoff-Feuerung und einem elektrischen oder Oxy-Fuel-Schmelzprozess ist dagegen ein wichtiger Faktor für die Festlegung der BVT, diese Techniken werden separat beschrieben. Ähnlich werden bestimmte andere Schmelzverfahren, wie zum Beispiel die LoNO_x-Schmelzwanne, in den Schadstoff-bezogenen Abschnitten getrennt behandelt.

Jedes in Kapitel 2 beschriebene Verfahren hat seine eigenen Vor- und Nachteile sowie seine Grenzen. Zum Zeitpunkt der Erstellung (2010) war beispielsweise die technisch und wirtschaftlich beste Serienfertigung von Floatglas mit großen regenerativ beheizten Querbrennerwannen zu erzielen. Eigentlich könnten auch Sauerstoff-Brennstoff-beheizte Floatglaswannen eine ökonomische Alternative darstellen bei entsprechendem Preisniveau von Sauerstoff. Aber die Alternativen sind entweder noch nicht vollständig erprobt im Sektor oder stellen die Wirtschaftlichkeit bzw. technischen Ziele des Unternehmens in Frage (elektrischer Schmelzprozess oder rekuperative Luftvorwärmung).

Bei Glassektoren mit ähnlichen Charakteristika (z.B. Behälter- und Wirtschaftsglas) kann eine Schmelztechnik für einen Sektor geeignet sein, jedoch aufgrund technischer und ökonomischer Aspekte nicht für den anderen.

Die Umweltleistung der Wanne ergibt sich aus einer Kombination der ausgewählten Schmelztechnik, der Glasart und den Qualitätsanforderungen an das Glas, der Betriebsart und der Anwendung von Sekundärmaßnahmen. Aus der Perspektive des Umweltschutzes werden Schmelztechniken, die von Hause aus weniger umweltschädlich sind oder bei denen Primärmaßnahmen eingesetzt werden können, allgemein bevorzugt im Gegensatz zu solchen, die Sekundärmaßnahmen erfordern. Allerdings muss die wirtschaftliche und technische Anwendbarkeit berücksichtigt werden, und die endgültige Wahl sollte abgewogen werden.

Die Umweltverträglichkeit der einzelnen Schmelzverfahren hängt wesentlich von der produzierten Glasart, der Betriebsart und der Auslegung ab. Zum Beispiel haben die Emissionen (vor Sekundärmaßnahmen) einer Rekuperativwanne für TV-Glas mit Nitratzusatz, die fast am Ende ihrer Betriebszeit ist, wenig Ähnlichkeit mit den Emissionen einer neu konstruierten Rekuperativwanne zur Herstellung von Endlosfasern mit einer optimalen Geometrie, Rezeptur und Feuerung. Spezielle Produktqualitätsanforderungen in den verschiedenen Glassektoren könnten ebenfalls die Umweltverträglichkeit einer Wanne beeinflussen. Diese Faktoren machen einen direkten quantitativen Vergleich der einzelnen Schmelzverfahren schwierig und sind von begrenztem Wert. Die nachfolgenden Abschnitte fassen nur die wichtigsten Umweltaspekte für jede der in Kapitel 2 beschriebenen Techniken zusammen. Die Emissionsunterschiede von den einzelnen Wannentypen werden, wenn erforderlich, in den stoffspezifischen Abschnitten dieses Kapitels behandelt.

Der elektrische Schmelzprozess unterscheidet sich von den anderen unten beschriebenen Verfahren, weil es sich um eine grundlegende Änderung der Technologie handelt, die

wesentliche Auswirkungen auf die direkten Emissionen hat. Der elektrische Schmelzprozess wird als eines der spezifischen Verfahren zur Berücksichtigung bei der Festlegung der BVT dargestellt. Allerdings ist dies angesichts seiner Auswirkungen auf alle Emissionen nicht in angemessener Weise in den stoffbezogenen Ansatz dieses Kapitels einzuordnen, daher wird diese Technik in diesem Abschnitt getrennt dargestellt.

Andere Schmelztechniken, die sich von herkömmlichen Luft-Brennstoff-Schmelzprozessen in Wannen unterscheiden, wirken sich besonders stark auf Stickoxid-Emissionen aus, welche in Kapitel 4.4.2 beschrieben sind. Zu nennen wären der Oxyfuel-Schmelzprozess und auch spezielle Wannenausführungen, welche jeweils in Kapitel 4.4.2.5 und 4.4.2.3 behandelt werden.

Eine Auflistung der verschiedenen spezifischen Energieverbräuche in Abhängigkeit von der ausgewählten Schmelztechnik wird für den Behälterglassektor in Table 3.13 und Figure 3.4, geordnet nach Wannentyp und -größe, angegeben.

Regenerativwannen

Diese Wannen sind allgemein energieeffizienter als konventionelle, mit fossilen Brennstoffen beheizte Wannen aufgrund der wirksameren Verbrennungsluftvorheizung. Der geringe Energieeinsatz pro Tonne geschmolzenen Glases führt zur Verminderung vieler Schadstoffe, die mit der Verbrennung in Verbindung stehen. Allerdings begünstigen die hohen Vorwärmtemperaturen die Bildung höherer NO_x -Werte. Diese Wannen haben sehr gute Ergebnisse beim Einsatz von Primärmaßnahmen zur Emissionsminderung gezeigt, insbesondere bei NO_x . Von den zwei Bauarten von Regenerativwannen tendieren U-Flammenwannen zu einer besseren Energieeffizienz und geringeren Emissionen. Andererseits ist es bei Querbrennerwannen mit regenerativer Luftvorwärmung möglich, die Hitzeschwerpunkte möglichst effektiv zu regulieren, um die Fertigung von Qualitätsglas sogar in größeren Wannen gewährleisten zu können, da man eine bessere Kontrolle über den Massenstrom der Glasschmelze hat.

Das Ersetzen von Querbrennerwannen erfordert einen kompletten Wannen-Neubau. Vorausgesetzt es sei möglich, diese Wanne in die verfügbaren Räumlichkeiten zu integrieren, würden die durch den kompletten Wannen-Neubau entstehenden Zusatzkosten alle zu erwartenden umweltentlastenden und wirtschaftlichen Vorteile übersteigen.

Die hohen Investitionskosten für Regenerativwannen sind normalerweise nur wirtschaftlich tragbar für die großtechnische Herstellung von Glasprodukten (gewöhnlich >100 Tonnen pro Tag, obwohl es Beispiele für kleinere Wannen gibt). Für Produktionsraten von >500 Tonnen pro Tag werden in der Regel Querbrennerwannen eingesetzt, um eine gute Temperaturverteilung über die gesamte Länge der Wanne zu erzielen.

Rekuperativwannen

Diese Wannen sind weniger energieeffizient als Regenerativwannen, sie ermöglichen dennoch eine wesentliche Rückgewinnung der Wärme über das Wärmetauschersystem. Weitere Verbesserungen der Energieeffizienz sind mit zusätzlichen Maßnahmen, wie zum Beispiel elektrischer Zusatzheizung, Abhitzeessel, Gasvorwärmung und Gemenge-/Scherben-Vorwärmung möglich. Die Vorwärmtemperaturen sind niedriger als bei Regenerativwannen, und mit Primärmaßnahmen zur NO_x -Überwachung können gute Ergebnisse erzielt werden.

Obwohl NO_x -Emissionen im Allgemeinen geringere Werte bei Rekuperativwannen aufweisen (Konzentrationen in mg/Nm^3 ; Durchschnittswerte in Table 3.15), sind spezifische Emissionen bei Regenerativ- und Rekuperativwannen (mit Ausnahme von speziell angefertigten Rekuperativwannen (Konzentrationen in $\text{kg NO}_x/\text{Tonne Glas}$)) vergleichbar. Eine Ausnahme bilden jedoch speziell gestaltete Rekuperativwannen ($\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ Wannen).

Kombiniertes Schmelzen mit fossilen Brennstoffen und Elektroenergie

Es gibt prinzipiell zwei Ansätze für den Einsatz dieser Technik, vorwiegende Beheizung mit fossilem Brennstoff mit elektrischer Zusatzheizung oder vorwiegende elektrische Beheizung mit Unterstützung durch fossilen Brennstoff. Bei vielen Wannen ist eine Elektrozusatzheizung vorgesehen und kann mit 2 – 20 % zur Gesamtenergiezufuhr beitragen. Im Allgemeinen ist bei Behälterglas- und Floatglas-Wannen der Anteil der elektrischen Zusatzheizung angesichts der hohen Kosten für Elektrizität äußerst begrenzt (<5 %). Die Elektrozusatzheizung vermindert die direkten Emissionen aus der Wanne durch den teilweisen Ersatz der Verbrennung durch Elektroheizung bei einem bestimmten Glasdurchsatz. So wie unten in Abschnitt 4.2.1 erläutert, müssten bei einer ganzheitlichen Betrachtung die vor Ort erzielten Emissionsminderungen mit den durch die Energieerzeugung verursachten Emissionen aufgerechnet werden.

Die hohen Kosten für die Elektrozusatzheizung machen deutlich, dass diese Maßnahmen im Allgemeinen keine langfristige Lösung zur Emissionsminderung für die Basisproduktion sein kann. Es handelt sich vielmehr um ein Betriebsverfahren, dessen Einsatz von wirtschaftlichen und technischen Fragen abhängig ist. Die elektrische Zusatzheizung kann in Verbindung mit Techniken wie NO_x-armen Brennern zur Verbesserung der Schmelze und der Emissionsminderung eingesetzt werden, aber es handelt sich bei alleinigem Einsatz nicht um eine kostengünstige Möglichkeit. Die Elektrozusatzheizung kann auch zur Verbesserung der Konvektivströme in der Wanne eingesetzt werden, was die Wärmeübertragung unterstützt und die Läuterung begünstigen kann. In jedem Fall sollte die Gesamtbewertung der Umweltvorteile einer elektrischen Zusatzheizung den Wirkungsgrad der Stromproduktion im Kraftwerk berücksichtigen.

Die fossile Brennstoffzusatzfeuerung bei vorwiegend elektrisch beheizten Wannen ist eine viel seltener eingesetzte Technik. Dieses Verfahren ermöglicht die Realisierung zahlreicher Umweltvorteile der elektrischen Schmelztechnik durch die Überwindung technischer und wirtschaftlicher Grenzen dieser Technik. Der Einsatz von Brennern erhöht die Schmelzrate der Rohstoffe. Es gibt selbstverständlich Emissionen in Verbindung mit der Brennstoffverwendung, die von dem Verhältnis zur Wärmezufuhr abhängen. Zahlreiche der in diesem Kapitel beschriebenen Maßnahmen zur Emissionsminderung können bei diesen Wannen eingesetzt werden einschließlich NO_x-arme Brenner und die Oxy-Fuel-Schmelztechnik.

Diskontinuierliches Chargen-Schmelzverfahren

Das herkömmliche Verfahren zum diskontinuierlichen Schmelzen kleiner Mengen ist der Hafenofer, obwohl andere Verfahren wie Tageswannen und Flex®-Melterwannen immer üblicher werden. Die Wahl der Technik ist normalerweise abhängig von der Logistik der spezifischen Anlage, insbesondere vom Produktionsumfang, der Anzahl der verschiedenen Glasrezepturen und von den Kundenanforderungen. Viele der in diesem Kapitel beschriebenen Primärmaßnahmen zur Emissionsminderung sind für diese Öfen in mehr oder weniger großem Umfang anwendbar. Die wirksamsten Verfahren sind wahrscheinlich die Optimierung der Gemengerezepturen und Verbrennungsmethoden. Angesichts der Auslegung von Hafenofern liefern diese Verfahren normalerweise bessere Ergebnisse bei Tageswannen und halbkontinuierlichen Schmelzwannen. Wenn der Einsatz von Tageswannen oder kontinuierlichen bzw. halbkontinuierlichen Schmelzprozessen möglich ist, werden normalerweise eine bessere Energieeffizienz und geringere Emissionen erreicht.

Steinwolle-Schmelztechnik

Bei der am häufigsten eingesetzten Technik zu Steinwolleherstellung handelt es sich um den Kupolofen, obwohl es beispielsweise auch elektrische und gasbeheizte Schmelzwannen gibt. In einigen Fällen wurden diese speziellen Optionen an Pilotanlagen im Originalmaßstab zur Untersuchung der langfristigen Zuverlässigkeit dieser Herstellungsprozesse entwickelt oder aber aufgrund von standortspezifischen Umständen gewählt. Der Kupolofen bietet zahlreiche Betriebsvorteile und gilt als bevorzugte Technik in diesem Sektor. Die Alternativen zeigen

entweder keine wesentlichen Umweltvorteile oder haben sich technisch und wirtschaftlich für eine breitere Anwendung als nicht ausreichend erwiesen.

4.2.1 Elektrischer Schmelzprozess

Beschreibung

Diese Technik wird in Kapitel 2.3.4 beschrieben, weil es sich um eine grundlegende Schmelztechnik in mehreren Sektoren der Glasindustrie handelt. Der elektrische Schmelzprozess hat beträchtliche Auswirkungen auf die Schadstoffemissionen und wird daher in diesem Kapitel als „Primär“-Maßnahme zur Emissionsminderung dargestellt.

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Durch den vollständigen Ersatz fossiler Brennstoffe in der Wanne wird auf Anlagenebene die Bildung von Verbrennungsprodukten, wie Schwefeloxiden (bei der Verwendung von Heizöl), thermischem NO_x und Kohlendioxid (CO_2), vermieden (die Stromerzeugung sollte aber einberechnet werden). Die übrigen Emissionen entstehen durch ausgetragene Gemengebestandteile und Zersetzung von Gemengebestandteilen, das sind insbesondere CO_2 aus Karbonaten, NO_x aus Nitraten und SO_x aus Sulfaten. Bei den meisten Anwendungen des Elektroschmelzens ist der Sulfateinsatz im Gemenge recht gering, weil der Einsatz anderer Substanzen zur Läuterung und Oxidation (z. B. Nitrate) gebräuchlicher ist.

Es können ebenfalls geringe Mengen an Halogen-Emissionen, z.B. Fluorwasserstoff (HF), oder Metallen entstehen, wenn diese Stoffe in den Rohstoffen vorhanden sind. Allerdings können die Emissionswerte hoch sein bei Rezepturen, die Fluorid als Zusatzstoff enthalten. Die Emissionen aller flüchtigen Gemengebestandteile sind wesentlich geringer als bei herkömmlichen Wannen aufgrund der reduzierten Abgasmenge sowie der Absorption, Kondensation und Reaktion gasförmiger Emissionen in der Gemengedecke, die normalerweise die gesamte Schmelzfläche abdeckt.

Die Wannen sind gewöhnlich an einer Seite offen. Es bilden sich erhebliche Luftströme aufgrund der gasförmigen Emissionen und der Hitze aus der Schmelze. Normalerweise ist eine Art Belüftung notwendig, damit Staub, Abgase und Hitze entweichen können, ohne an den Arbeitsplatz zu gelangen. Dies wird entweder durch normale Zugluft oder Absaugung erzielt. Das durch natürliche Zugluft beseitigte Abgas hat ein sehr geringes Volumen, kann aber eine hohe Staubkonzentration und schlechte Dispersionseigenschaften aufweisen.

Staubemissionen können durch Absaugung mittels Entstaubungsanlage gemindert werden, dafür wird aufgrund des geringen Abgasvolumens normalerweise ein Gewebefilter eingesetzt. Auf diese Weise ergeben sich sehr geringe Staubemissionen, und es ist ebenfalls möglich, die HF-Emissionen durch Trocken-Absorption zu behandeln, sofern dies notwendig ist. Siehe Abschnitte 4.4.1.3 und 4.4.3.

Die gegenwärtig erreichbaren Emissionswerte hängen stark von der Gemengerezeptur ab. Ferner kann durch die geringen Abgasvolumenströme ein Vergleich der Emissionskonzentrationen zu irreführenden Darstellungen führen. Allerdings werden nach grober Schätzung die gesamten direkten Emissionen durch einen Faktor zwischen 10 und 100 reduziert im Vergleich zu einer herkömmlichen Luft-Brennstoff-beheizten Wanne mit vergleichbarem Durchsatz. Einige neuere quantitative Angaben sind in Kapitel 3.8.2.2 für Mineralwolleanlagen angegeben und werden an Beispielanlagen, die in diesem Dokument vorgestellt werden, präsentiert.

Medienübergreifende Effekte

Die direkten Emissionen aus der Wanne werden beim Einsatz des elektrischen Schmelzens weitestgehend reduziert, und der thermische Wirkungsgrad ist ausgesprochen hoch. Betrachtet man jedoch die Gesamtumweltauswirkungen dieser Technik, können durch die Umwelt-

belastung durch die Stromerzeugung die meisten Vorteile wieder kompensiert werden. Eine umfassende quantitative Analyse ist im Rahmen des Geltungsbereiches dieses Dokuments nicht möglich. Die Umweltprobleme in Verbindung mit der Energieerzeugung sind sehr komplex und unterscheiden sich weitgehend in den EU-Ländern und manchmal auch zwischen einzelnen Anlagen.

Die Elektrizitätsversorgung kann entweder aus dem nationalen Netz, durch einen örtlichen Versorger oder durch eigene Anlagen erfolgen, wovon sowohl die Kosten als auch die Versorgungssicherheit abhängen können. Wenn die Energiezufuhr aus dem nationalen Versorgungsnetz erfolgt, kann sie aus sehr unterschiedlichen Quellen stammen. Die Stromerzeugung aus Rohstoffen, wie Kohle, Öl, Gas, mit Kernkraftwerken, Wasserkraft und anderen erneuerbaren Ressourcen, bringt im Einzelnen sehr unterschiedliche Umweltauswirkungen mit sich.

Der Unterschied beim thermischen Wirkungsgrad zwischen dem elektrischen Schmelzprozess und dem Schmelzen mit fossilen Brennstoffen verringert sich ebenfalls, sobald der Wirkungsgrad der Elektrizitätserzeugung in Betracht gezogen wird (Primärenergie).

Dies hängt, wie gesagt, weitgehend von der Elektrizitätsquelle ab, aber bei einem herkömmlichen fossil-befeuerten Kraftwerk liegt der aus Primärbrennstoff erzielte Wirkungsgrad am Einsatzort der Elektrizität in einem Bereich von 30 bis 35 %. Bei einem mit Erdgas betriebenen Gasturbinenkraftwerk mit Kraft-Wärme-Kopplung läge dieser Wert circa bei 50 %.

Für eine kleine Wanne mit einer Produktionsleistung von 20 Tonnen/Tag nicht-bleihaltigem Glas wurden Werte für indirekte CO₂- und NO_x-Emissionen erhoben, die bei der Stromerzeugung entstehen. In diesem speziellen Fall konnte durch den Wechsel von einer mit fossilem Brennstoff befeuerten Wanne zu einer elektrischen Schmelzwanne eine Reduktion der NO_x-Emissionen um 14 Tonnen/Jahr erreicht werden. Dieser Wert wurde jedoch komplett durch die Menge der indirekten Emissionen bei der Stromerzeugung ausgeglichen, welche 15-16 Tonnen NO_x/Jahr und 6300 Tonnen CO₂/Jahr entsprachen. Das ist nicht immer der Fall. Bei Schmelzwannen für Bleiglas sind üblicherweise die Netto-NO_x- und Netto-CO₂-Emissionen (indirekte und direkte Emissionen) für die elektrische Wanne geringfügig niedriger als für die mit fossilem Brennstoff befeuerte, aber der Unterschied zwischen beiden ist ziemlich klein. [\[94, Beerkens - APC Evaluation 2008\]](#)

Angesichts des geringen mit dieser Technik verbundenen Abgasvolumens werden die Kosten für sämtliche nachgeschalteten Minderungsmaßnahmen erheblich reduziert, und die geringen Mengen an erfasstem Staub können unmittelbar in den Schmelzprozess zurückgeführt werden. Der geringe Verlust an flüchtigen Stoffen vermindert ebenfalls den Rohstoffverbrauch, wodurch die Emissionen und die Kosten reduziert werden. Dies ist insbesondere bei einigen kostenintensiven und/oder toxischen Stoffen, wie Bleioxid, Fluorid, Arsenverbindungen, Borax usw., vorteilhaft.

Betriebsdaten

Im Allgemeinen entsteht durch den elektrischen Schmelzprozess ein sehr homogenes und hochwertiges Glas. Dies gilt besonders für Spezialglasrezepturen, deren Gemengezusammensetzungen flüchtige Bestandteile enthalten. Für bestimmte Wirtschaftsglas- und Spezialglas-Anwendungen kann dies einer der Hauptgründe für die Wahl der elektrischen Schmelztechnik sein.

Elektrowannen mit Flächeneinleger (Cold-Top-Wannen) haben aber eine geringere Variabilität der Verarbeitungsmenge als herkömmliche Wannen. Zum Beispiel würde eine Cold-Top-Elektrowanne (ausgelegt für 40 Tonnen pro Tag) zwischen 36–44 Tonnen pro Tag üblicherweise gut betrieben. Ist aber eine geringere Tonnage gefordert für eine spezifische Maschinen-Verarbeitungsmenge, sind Elektrowannen schwierig zu steuern, und der höhere Durchsatz muss beibehalten werden (Seitenauslass). Deshalb wird mehr Glas geschmolzen, als für die Produktion erforderlich wäre, was zu höheren Produktionskosten führt. Im Gegensatz

dazu kann eine herkömmliche Wanne mit einer Kapazität von 40 t/d, falls erforderlich, und ohne nennenswerte Probleme bei 25 bis 30 Tonnen pro Tag betrieben werden.

Die traditionelle Haltung der Glasindustrie ist, dass Natriumnitrat oder Kaliumnitrat erforderlich sind, um in Cold-Top-Wannen die notwendigen Oxidationsbedingungen für einen stabilen, sicheren und effizienten Herstellungsprozess zu garantieren. Die Verwendung von Nitraten beeinflusst direkt die Emissionen an NO_x; auch wenn Nitrate nicht für alle Anwendungen erforderlich sind, können sie einige der Umweltauswirkungen des Elektroschmelzens verringern. Die Verwendung von Nitraten als Oxidationsmittel erhält eine größere Bedeutung, wenn Altmaterial, das organische Verbindungen enthält, in der Wanne recycelt wird. Die Verwendung einer großen Menge an Fremdscherben (oder anderen recycelten Materials) kann manchmal zu Geruchsemissionen führen.

Eine Zusammenfassung der Hauptvorteile und –nachteile von Elektrowannen zeigt Tabelle 4.2:

Tabelle 4.2: Hauptvorteile und –nachteile des Elektroschmelzens

<u>Vorteile</u>	
•	sehr geringe direkte Emissionen
•	potentiell erhöhte Schmelzleistung pro m ² Wannenfläche
•	verbesserte direkte Energieeffizienz
•	in einigen Fällen geringere Rohstoffkosten
•	in vielen Fällen ergibt der elektrische Schmelzprozess ein homogeneres Glas von besserer Qualität
•	geringerer Investitionsaufwand und Platzbedarf für die Wanne
•	potentiell einfacherer Betrieb
<u>Nachteile</u>	
•	hohe Betriebskosten
•	verkürzte Wannenlaufzeit
•	zur Zeit technisch und ökonomisch nicht praktikabel bei sehr hohen Produktionsmengen
•	weniger Flexibilität und ungeeignet bei starken Durchsatzschwankungen
•	mit der Elektrizitätserzeugung verbundene Umweltauswirkungen

Eine Beispielanlage für die Produktion von Wirtschaftsglas, insbesondere Kristall- und Bleikristallglas, zeigt Tabelle 4.3.

Tabelle 4.3: Beispielanlage für die Anwendung des Elektroschmelzens im Wirtschaftsglassektor (Kristall- und Bleikristallglas)

Betriebsbedingungen		
	Wanne 1	Wanne 2
Wannenart	Cold Top Elektrowanne	Cold Top Elektrowanne
Alter der Wanne	4 Jahre	7 Jahre
Kapazität	27 t/Tag	15 t/Tag (Magnesium-Kristallglas) 20 t/Tag (Bleikristallglas)
Durchschnittliche Produktion	25 t/Tag (2006)	15.8 t/Tag (2005)
Glasarten	Bleikristallglas	Magnesium-Kristallglas, Bleikristall
Scherben	nur intern	nur intern
Nutzung des Filterstaubes	ja	ja
Spezifischer Energieverbrauch (1)	Schmelze: 4.32 GJ/t geschmolzenes Glas	Schmelze: 7.20 GJ/t geschmolzenes Glas

	Gesamt: 7.70 GJ/t geschmolzenes Glas; 15.4 GJ/t Fertigprodukt	Gesamt: 10.58 GJ/t geschmolzenes Glas; 21.16 GJ/t Fertigprodukt
Abgasvolumen ⁽²⁾	15000 – 20000 Nm ³ /h (Gas (trocken) bei Betriebssauerstoffgehalt)	15000 – 20000 Nm ³ /h (Gas (trocken) bei Betriebssauerstoffgehalt)
Mit der Technik verbundene Emissionswerte/-wertebereiche ⁽³⁾		
Staub ⁽⁴⁾	2.8 mg/Nm ³	
NO _x (Nitrate im Gemenge) ⁽⁵⁾	420 – 560 mg/Nm ³ (8.1 kg/t)	340 – 460 mg/Nm ³ (10.4 kg/t)
SO ₂ ⁽⁵⁾	Nicht relevant – kein Schwefel in der Gemengezusammensetzung	
HCl ⁽⁵⁾	<3 mg/Nm ³	
HF ⁽⁵⁾	<1 mg/Nm ³	
Sb ⁽⁵⁾	gasförmig <0.01 mg/Nm ³ . Staub <0.01 mg/Nm ³	
Pb ⁽⁵⁾	gasförmig <0.01 mg/Nm ³ (unterhalb Nachweisgrenze) Staub 0.04 mg/Nm ³	
⁽¹⁾ Daten beziehen sich auf den Ort der Nutzung und sind nicht auf Primärenergienutzung umgerechnet. ⁽²⁾ Das hohe Abgasvolumen entsteht durch Maximierung des Volumens der abgesaugten Luft. ⁽³⁾ Minderungstechnik angewendet: Gewebefilter für jede Wanne; Dämpfe aus der Heißendvergütung (Verflüchtigung von Blei) werden abgesaugt. ⁽⁴⁾ Mittelwert der drei Halbstundenwerte aus kontinuierlicher Messung. ⁽⁵⁾ Einzelmessung alle zwei Jahre (Halbstundenmittelwerte) <u>Quelle: [110, Österreich, Wirtschaftsglasanlage 2007]</u>		

Anwendbarkeit

Der elektrische Schmelzprozess ist in vielen Teilen der Glasindustrie anwendbar und wird in verschiedenen Sektoren eingesetzt, wie bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle, Mineralwolle, Spezialglas, Wirtschaftsglas und in geringerem Umfang Behälterglas (hier für kleine Tonnagen an Flaconglas). Die Technik für das elektrische Schmelzverfahren kann natürlich nur bei einer Wannenerneuerung installiert werden. Im Flachglassektor oder bei der Frittenherstellung gibt es keine bekannten Beispiele für den großtechnischen Einsatz der Elektroschmelztechnik. Die Technik wird gewöhnlich zur Produktion von potentiell flüchtigen, schadstoffhaltigen Gläsern (z.B. Bleikristall- oder Opalglas) und Produkten mit hoher Wertschöpfung verwandt.

Der Einsatz dieser Technik auf breiterer Ebene ist durch die Betriebskosten und gewisse technische Erwägungen begrenzt. Wie zuvor erwähnt liegt das Hauptproblem bei den Betriebskosten und in Abhängigkeit von einer Reihe einzelner Faktoren setzt dies eine obere Grenze für die wird dadurch die Wirtschaftlichkeit begrenzt.

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Merkblattes (2010) wird diese Technik nicht zur Herstellung großer Glasmengen (> 300 Tonnen pro Tag) eingesetzt und kann daher weder technisch noch ökonomisch als völlig ausgereift angesehen werden. Die Anwendung des Schmelzens mit Elektrowannen zur Herstellung von Endlosglasfasern wird derzeit nicht als wirtschaftlich und technisch durchführbar angesehen, da das für diese Art von Produkt oft verwendete E-Glas einen geringen Natriumgehalt besitzt, der zu einer sehr geringen elektrischen Leitfähigkeit führt.

In Großbritannien war zwischen 1989 und 2000 eine Versuchsanlage für Floatglas mit einer elektrisch beheizten Wanne in Betrieb. Diese Anlage wurde gebaut, um das Prinzip der Cold-Top-Elektroschmelztechnik zur Floatglasherstellung zu veranschaulichen. Das Werk war mit dieser Pilotanlage zur Herstellung einer Reihe außergewöhnlicher Glasarten erfolgreich, deren Emissionen in einer konventionell beheizten Wanne sehr schwer zu mindern gewesen wären. Das Experiment hat ebenfalls gezeigt, dass es gegenwärtig wegen der hohen Betriebskosten nicht wirtschaftlich ist, eine vollständige Floatglas-Anlage (> 500 Tonnen/Tag) mit einer elektrischen Wanne zu betreiben. Die Wanne wird nicht mehr betrieben.

Wirtschaftlichkeit

Die Wirtschaftlichkeit von elektrischen Schmelzwannen hängt hauptsächlich von der Preisdifferenz zwischen Elektroenergie und fossilem Brennstoff ab. Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) sind die durchschnittlichen Kosten für Elektrizität pro Energie-Einheit 4 bis 5 mal so hoch wie die Kosten von Heizöl. Die Stromkosten können bis zu 100 % innerhalb der Mitgliedstaaten schwanken, wogegen die Kosten für fossilen Brennstoff zu einem geringeren Preisunterschied tendieren. Die Brennstoffpreise und ihre Schwankung werden in Abschnitt 4.4.3.1. diskutiert. Elektrowannen haben einen sehr hohen thermischen Wirkungsgrad, der allgemein 2- bis 4-mal besser ist als bei Luft-Brennstoff-beheizten Wannen. Der Vergleich für große energieeffiziente Wannen liegt daher im unteren Bereich und für kleinere Wannen im oberen Größenordnungsbereich.

Die Investitionskosten für Elektrowannen sind weitaus geringer als bei konventionellen Wannen, die über das Jahr verteilt teilweise die höheren Betriebskosten ausgleichen. Allerdings haben diese Wannen eine kürzere Betriebsdauer, bevor sie erneuert oder repariert werden müssen, d.h. von 2 bis 7 Jahren im Vergleich zu 10 bis 20 Jahren für konventionelle Wannen. Im Bereich von 10 bis 50 Tonnen pro Tag können Elektrowannen konkurrenzfähiger sein angesichts der höheren spezifischen Wärmeverluste von Luft-Brennstoff-Schmelzwannen.

Allgemeine Schlussfolgerungen zu den Kosten des Elektroschmelzens gegenüber dem Schmelzen mit fossilen Brennstoffen können nicht getroffen werden; alle Erwägungen zu Kosten müssen auf Fall-zu-Fall-Basis getroffen werden, da verschiedene Parameter zu berücksichtigen sind (der Ort, unterschiedliche Energiequellen und -preise, Wannenkapazität, Produktionsflexibilität, Wannenlebensdauer, geforderte Glasqualität, Stabilität des Prozesses usw.), insbesondere wenn man Elektrowannen mit regenerativen, rekuperativen und Sauerstoff-gefeuerten Wannen vergleicht.

Als Beispiel kann der Vergleich zwischen einer Elektrowanne mit rund 30 Tonnen pro Tag im Haushaltsglas-/ Kristallglassektor und einer rekuperativen Schmelzwanneneinheit angegeben werden. Dieser Vergleich zeigt, dass die Elektrowanne höhere Investitionen von rund 3 Mio. € erfordert (aufgrund der geringeren Wannenlaufzeit), aber geringere Betriebskosten entstehen (rund 350.000 € weniger). In diesem speziellen Fall werden geringfügig niedrigere Kosten pro Tonne geschmolzenen Glases berichtet.

Nach bisheriger Erfahrung gilt Folgendes als allgemeingültige Regel für die Größe von wirtschaftlich betreibbaren Elektrowannen, d.h. für Wannen, die möglicherweise eine Alternativlösung darstellen (es kann unvermeidbare Ausnahmen aufgrund örtlicher Umstände geben):

- Schmelzwannen unter 75 Tonnen/Tag sind allgemein wirtschaftlich zu betreiben.
- Schmelzwannen im Bereich von 75 bis 150 Tonnen können unter gewissen Umständen wirtschaftlich betrieben werden.
- Schmelzwannen über 150 Tonnen/Tag sind normalerweise nicht wirtschaftlich zu betreiben.

Die finanziellen Aspekte können ebenfalls durch anlagenspezifische Faktoren stark beeinflusst werden, das schließt aktuelle Energiekosten, Anforderungen an die Produktqualität, Platzbedarf, Kosten für alternative Emissionsminderungsmaßnahmen, geltende Gesetzgebung, vereinfachte Betriebsweise und die voraussichtliche Betriebsdauer von alternativen Wannensystemen ein.

In den Mitgliedstaaten, in denen die Preisdifferenz zwischen fossilem Brennstoff und Elektrizität im oberen Bereich der angegebenen Werte liegt, scheint die Wahl des elektrischen Schmelzverfahrens weniger attraktiv zu sein. Dies könnte den Betreiber in solchen Fällen dazu veranlassen, eine Kombination anderer Verfahren anstelle der elektrischen Schmelztechnik zu wählen.

Bei der Anwendung von Elektroschmelzwannen sind die mit dem Schmelzprozess verbundenen CO₂-Emissionen gering, da sie nur aus der Gemengezusammensetzung kommen. Die damit verbundenen Betriebskosten sind kaum betroffen von den Kosten der CO₂-Emissionszertifikate, die zur Abdeckung der Wannenemissionen benötigt werden (EU-Richtlinien 2003/87/EC und 2009/29/EC zur Errichtung eines Systems für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten). Es sollte jedoch ein indirekter Effekt auf die Elektrizitätskosten durch die Zertifikatskosten, die ein Erzeuger durchreicht, berücksichtigt werden.

Ob Elektroschmelzwannen als ‘kohlenstoffeffizienter’ oder nicht bezeichnet werden können, hängt von der Energiequelle ab.

Tabelle 4.4 zeigt die Kosten, die mit der Elektroschmelztechnik verbunden sind, anhand einer Beispielanlage zur Herstellung von speziellem Borosilikatglas.

Tabelle 4.4: Beispielanlage im Spezialglasesektor, die die Elektroschmelztechnik anwendet

Betriebsbedingungen	Wanne 1		Wanne 2	
Art der Wanne	Elektrowanne		Elektrowanne	
Geplante Wannenreise	60 Monate		60 Monate	
Max. Kronentemperatur	230 °C		230 °C	
Kapazität	38 t/Tag		48 t/Tag	
derzeitige Durchsatzrate	35 t/Tag		45 t/Tag	
Art des Glases	weißes Borosilikatglas		weißes Borosilikatglas	
Scherben	70 %		70 %	
Spezifischer Energieverbrauch ⁽¹⁾	4.45 GJ/t Glas		3.91 GJ/t Glas	
Nutzung von Filterstaub	Nein		Nein	
Luftreinhaltechnik und damit verbundene Kosten ⁽²⁾			Wanne 1 und Wanne 2	
Filtertyp (zwei separate Filter)			Gewebefilter	
Temperatur vor dem Filter			80 °C	
Sorptionsmittel			Ca(OH) ₂	
Menge an Sorptionsmittel			3 (kg/h)	
Filterstaub			Deponie	
Energieverbrauch einschließlich Ventilatoren			20 (kWh/h)	
Investitionen/Ersetzungskosten (Gewebefilter, Gebläse, Kanäle)			440 000 €	
Amortisationszeit			10 Jahre	
Betriebskosten			50 000 €	
jährliche Abschreibungskosten			58 520 €	
jährliche Gesamtkosten			108 520 €	
Geschätzte Kosten pro Tonne Glas			3.71 €/t Glas	
mit der Anwendung der Technik verbundene Emissionswerte/ -niveaus				
	Wanne 1		Wanne 2	
	mg/Nm³ ⁽³⁾	kg/t Glas	mg/Nm³ ⁽³⁾	kg/t Glas
Staub	1.2	0.0017	0.8	0.0008
NO _x ⁽⁴⁾	72	0.39	103	0.29
SO ₂	0.7	0.0037	4.7	0.013
HCl	5.1	0.028	22.0	0.061
⁽¹⁾ Daten beziehen sich auf den Ort der Nutzung und sind nicht auf Primärenergienutzung umgerechnet. ⁽²⁾ Kostendaten beziehen sich auf das Jahr der Investition der Luftreinhalteanlage und sind nicht unbedingt repräsentativ für gegenwärtige Kosten. ⁽³⁾ Konzentrationen beziehen sich auf den gemessenen Sauerstoffgehalt. ⁽⁴⁾ NO _x - Emissionen stammen aus der Verwendung von Nitraten in der Gemengezusammensetzung. <u>Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007]</u>				

Auslöser für die Umsetzung

Der thermische Wirkungsgrad der Elektrowannen ist besser als bei äquivalenten konventionellen Wannen. Die Abgasvolumina sind sehr gering (nur Abgase aus der Zersetzung des Gemenges). Die Verwendung von Elektrizität kann im Rahmen einer kohlenstoffbasierten Energiepolitik standortbedingt vorteilhaft sein.

Beispielanlagen

Schott, Mainz, Deutschland – Spezialglas.

British Gypsum Isover Ltd, Runcorn, Großbritannien – Glaswolle.

SGD, Mers-les-Bains, France – Behälterglas (Flaconglas)

Bormioli Luigi, Parma, Italien – Wirtschaftsglas

Bormioli Rocco e Figlio, Bergantino, Italien – Behälter-Borosilikatglas (Flaconglas).

Literaturquellen

[\[65. Glass for Europe-Proposals for GLS revision 2007\]](#) [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]

4.2.2 Betrieb und Wartung der Wannen

Beschreibung

Aufgrund der Alterung von Glaswannen sind sowohl der Betrieb als auch die Wartung der Schmelzwannen Primärmaßnahmen zur Minimierung ihrer Umweltauswirkungen. Diese Maßnahmen werden eigentlich bei langlebigen Regenerativwannen angewendet, aber einige dieser Empfehlungen können auch bei anderen Wannen Verwendung finden.

Konventionelle Wannen für die Glasschmelze (Brennstoff befeuerte Wannen) können mit stetig steigender Tendenz für einen langen Zeitraum in Betrieb sein: im Durchschnitt über 12 Jahre und in vielen Fällen sogar bis zu 18 Jahre. Während der gesamten Lebensdauer einer Wanne kommt es zu Verschleiß und Alterung des feuerfesten Materials und auch zu Bewegungen der feuerfesten Struktur (Ausdehnung und Kontraktion). Diese Faktoren führen zu Hitzeverlust und herabgesetzter Energieeffizienz, und als Begleiterscheinung können auch Risse in der äußeren Wannenverschalung auftreten. Durch Risse kann es (abhängig z.B. vom Wannendruck) zu parasitärem Lufteintritt kommen.

Eine permanente Beobachtung und Kontrolle der Wanne ist daher sehr wichtig, um sicherzustellen, dass notwendige Wartungen ausgeführt werden und somit Alterungserscheinungen minimiert und die Betriebsbedingungen und ihre Parameter optimiert werden.

Die wichtigsten Wartungsschritte für das Feuerfestmaterial sind:

- die permanente Unversehrtheit der Versiegelung von Wannen- und Regenerator-Wänden aufrechterhalten, um parasitären Lufteintritt zu verhindern,
- alle Wannenöffnungen (z.B.: Gucklöcher, andere Öffnungen für Probenahmen, Nischen und Brennerblöcke), wenn sie nicht genutzt werden, verschließen und/ oder versiegeln,
- zur Verbesserung der Wärmeübertragung in Regenerativwannen sind, wenn nötig, die Gittersteine zu reinigen und bei Rekuperativwannen ist eine adäquate Wartung der Wärmetauscher zu gewährleisten,
- die größtmögliche Isolation für den gegenwärtigen Wannenzustand ist zu gewährleisten.

Für die effektive Wannennutzung müssen die eingestellten Parameter gemäß des Produktionsprozesses und der verwendeten Primärtechniken konstant gehalten werden. Dies kann zum Beispiel durch folgende Einstellungen erreicht werden:

- Positionierung der Brenner und die Sicherstellung, dass diese mit Brennerblöcken verschlossen sind,

- Kontrolle des Zustands der stabilisierten Flamme, z.B.: Länge, Helligkeit und Wärmeverteilung,
- Kontrolle des Luft-Brennstoff-Verhältnisses.

Die Überwachung und die Kontrolle der Wanne sind essentiell, um die besten Resultate zu erzielen. Für die verwendeten Anlagen sollte ein angemessener Wartungsplan erstellt werden.

Erzielte Umweltvorteile

Die Reduzierung der NO_x - Emissionen und des Energieverbrauchs sind die wichtigsten Vorteile dieser Technik. Ein weiterer Vorteil kann die Verringerung der Staubemissionen sein, die mit Hilfe einer besseren Brennerplatzierung und besseren Flammenbedingungen erzielt werden kann.

Der Alterungsprozess bei gut gewarteten Wannen führt zu ansteigendem Energieverbrauch. Er kann für Regenerativwannen aufgrund von abnehmender Isolierung und weniger effizientem Wärmeaustausch zwischen 1,5 % und 3 % jährlich liegen. Schlechte Wartung kann diesen Verbrauch bedeutend erhöhen.

Die Energieeffizienz wird durch parasitäre Lufteinbrüche gemindert, denn diese Luft ist nicht vorgewärmt und es ändern sich die Verbrennungsbedingungen. Darüber hinaus erhöht der zusätzliche Stickstoff, der mit der Luft in die Wanne gelangt, unkontrollierbar die NO_x-Bildung. Besondere Vorsicht ist bei sauerstoffbefeuelten Wannen angebracht, da durch schlechte Versiegelung der Wanne und/ oder der Brennerblöcke Lufteinbrüche die NO_x-Bildung bewirken.

Zusätzlich zur Reduktion der NO_x-Emissionen und des Energieverbrauchs kann diese Technik die Produktivität und die Qualität des produzierten Glases durch Erhöhung der Stabilität der Schmelze verbessern. Daten zu diesen Verbesserungen sind noch nicht verfügbar.

Grundsätzlich erhöht sich die Lebensdauer aller Komponenten einer gut gewarteten Wanne (z.B.: der Kronenbereich der Wanne, die Palisaden, der Kronenbereich des Regenerators, die Abdichtung des Regenerators).

Medienübergreifende Auswirkungen

Durch die Reinigung der Gittersteine fallen feste Abfälle an, die mit feuerfesten Stoffen und/ oder Metallen verunreinigt sein könnten. In diesem Fall kann der Staub (hauptsächlich Natriumsulfat) nicht wieder in der Schmelzwanne recycelt werden, und der feste Abfall muss entsorgt werden.

Bei Anwendung der Maßnahmen zur Kontrolle des Luft-Brennstoff-Verhältnisses kann eine erhebliche CO-Konzentration in den Regeneratoren entstehen. Eine unterstöchiometrische Verbrennung und reduzierendes Abgas (auffallend durch hohe CO-Konzentrationswerte) kann zur Abscheidung und Kondensation aggressiver Salze an den Regeneratoren führen. Auch Beschädigungen am feuerfesten Material der Gittersteine sind möglich, wodurch die Betriebsdauer der Wanne verringert werden könnte.

Betriebsdaten

Die Kontrolle der Wannenparameter und das Schließen aller Wannenöffnungen sollten zur guten Praxis des Wannenbetriebs gehören. Der Kontrollplan hängt von der Wanne (z.B.: Art, Größe, Alter, Abnutzung, Art der Gittersteine), der geschmolzenen und verarbeiteten Glasart, dem verwendeten Brennstoff (Öl oder Gas) usw. ab.

Als Beispiel könnte ein Kontrollplan folgendermaßen aussehen:

- gegen parasitäre Lufteinbrüche (Löcher, Risse): tägliche Sichtkontrolle und entsprechende Maßnahme (versiegeln) falls nötig,

- bei Regeneratoren: regelmäßige Sichtkontrollen durch den Anlagenbetreiber und Reinigung der Gittersteine, falls nötig.

Anwendbarkeit

Diese Technik kann bei neuen und bestehenden Wannen während der gesamten Lebensdauer angewendet werden. Sie ist sinnvoller bei allen sauerstoffbefeueten Wannen, Rekuperativ- und Regenerativwannen. Die Technik kann auch für andere Wannen in Betracht gezogen werden, erfordert aber in jedem Fall eine genaue Beurteilung.

Viele moderne Glashersteller haben bereits Umweltvorteile und Energieeinsparungen durch gute Wanneninstandhaltung, geregelte Arbeitsabläufe und Überwachung erzielt.

Wirtschaftliche Aspekte

Die für die Anwendung dieser Technik anfallenden Kosten beinhalten die Schulung qualifizierten Personals für Kontrolle und Wartung und die Anschaffung der notwendigen Ausstattung, wie Kameras und Sonden zur Sauerstoff- und Temperaturmessung. Falls Sulfat-Staub als Abfall entsorgt werden muss, entstehen zusätzliche Kosten.

Dennoch sind die Wartungskosten in Bezug auf die errungenen Vorteile durch Energieeinsparungen, hochwertigere Produkte und erhöhte Produktivität nicht vergleichbar.

Die erreichbaren Energieeinsparungen führen zu weniger Ausgaben für CO₂-Zertifikate im Rahmen des Emissionshandels.

Auslöser für die Umsetzung

Zum Ende der Wannenreise können rechtliche Anforderungen an NO_x-Emissionen schwieriger einzuhalten sein. Nur die bestmögliche Instandhaltung der Wannen kann ein Ansteigen der Emissionen verringern.

Beispielanlagen

Die meisten großen Behälterglas-Firmen, wie Saint-Gobain, Owens-Illinois (O-I), Ardagh Glass, verwenden bei ihren Wannen diese Technik. Auch die meisten Unternehmen im Flachglassektor (z. B. AGC, Pilkington NSG Group, Saint-Gobain) wenden diese Technik bei ihren Wannen an.

Referenzliteratur

[\[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007\]](#) [\[78, DUTCH Oxy-firing furnaces 2007\]](#)
[\[79, TNO OxyFiring2005ATIVFinal 2005\]](#) [\[85, Spanish BAT Glass Guide 2007\]](#)

4.3 Techniken für die Materiallagerung und -handhabung

Die Diversität der Glasindustrie führt zur Verwendung einer großen Bandbreite an Rohstoffen. Die Mehrheit dieser Materials sind feste anorganische Verbindungen; entweder natürlich vorkommende Minerale oder hergestellte Produkte. Sie variieren von sehr grobem Material bis zu fein zerkleinerten Pulvern. In allen Glassektoren werden auch Flüssigkeiten und in geringem Umfang Gase verwendet.

4.3.1 Techniken zur Materiallagerung

Pulverförmige Massenware wird gewöhnlich in Silos gelagert, und Emissionen können durch geschlossene Silos verhindert werden, die in Richtung geeigneter Staubminderungstechnik, wie Gewebefilter, entlüftet werden. Wo machbar, kann das gesammelte Material in den Silo zurück geführt werden oder wird in den Wannen recycelt. Wenn die Menge des verwendeten Materials keinen Silo erfordert, kann feines Material in geschlossenen Containern oder verschlossenen

Säcken gelagert werden. Vorräte an grobkörnigem, staubigem Material können unter Abdeckungen zur Verhinderung von windgetragenen Emissionen gelagert werden.

Aufmerksamkeit muss der Lagerung von Fremdscherben gewidmet werden, die eine potentielle Quelle von Staub, diffusen Emissionen und Gerüchen aus organischen Reststoffen im Sekundärmaterial sein können, obwohl Fremdscherben vor der Anlieferung durch spezialisierte Firmen bezüglich spezifischer Qualitätsanforderungen behandelt werden. Wo Staub ein besonderes Problem darstellt, kann in Anlagen der Einsatz von Straßenreinigungsfahrzeugen oder Wasserbefeuchtungs-Techniken erforderlich sein.

Flüchtige Rohstoffe sollen so gelagert werden, dass die Emissionen in die Luft minimiert werden. Allgemein sollte die Temperatur bei der Lagerung von Massenware so gering wie praktisch realisierbar sein und Temperaturwechsel durch Sonneneinstrahlung sollte berücksichtigt werden. Für Materialien mit erheblichem Dampfdruck oder riechende Substanzen können spezielle Techniken zur Reduzierung der Freisetzung durch Tankatmung oder durch Freisetzung von Dämpfen bei Flüssigkeitsverlagerung erforderlich sein.

Maßnahmen/ Techniken zur Reduzierung von Verlusten aus Lagertanks unter Atmosphärendruck schließen Folgendes ein:

- Verwenden von Tankanstrich mit geringer Strahlungsabsorption
- Temperaturkontrolle
- Tankisolierung
- Bestandsmanagement
- Verwenden von Schwimmdachtanks
- Verwenden von Dampfdruckführsystemen
- Verwenden von Festdachtanks mit innenliegender Schwimmdecke
- Verwenden von Druck-/Vakuum-Ventilen, die für Druckschwankungen ausgelegt sind
- Anwendung einer speziellen Behandlung bei Freisetzungen, z.B. Adsorption, Absorption, Kondensation
- unterirdische Befüllung.

Zusätzliche Informationen über Techniken zur Materiallagerung, die diffuse Emissionen verhindern oder minimieren können, sind im BVT-Merkblatt zu Emissionen aus der Lagerung (EFS BREF) [\[121, EC 2006\]](#) (siehe auch Abschnitt 3.2.2.1 in diesem BVT-Merkblatt) enthalten.

4.3.2 Techniken zur Materialhandhabung

Die allgemeinen Techniken zur Handhabung von Material sind im Abschnitt 2.1 beschrieben. Es gibt nur wenige Probleme die Handhabung von Material betreffend in Bezug auf Emissionen in die Luft, die spezifisch für die Glasindustrie sind. Deshalb fasst dieser Abschnitt nur diese Techniken zusammen, die allgemein als gute Praxis gelten, wenn es um die Handhabung dieser Art von Material geht.

Wo Material durch überirdische Förderbänder transportiert wird, ist eine Art von Abdeckung zum Schutz vor Wind notwendig, um größeren Materialverlust zu verhindern. Diese Systeme können so gestaltet sein, dass sie alle Seiten des Förderbandes umschließen. Wo pneumatische Förderung verwendet wird, ist es wichtig, das System mit einem Filter zur Reinigung der Transportluft vor der Freisetzung auszurüsten. Um den Staub während des Transportes und den Austrag von feinen Partikeln aus den Wannen zu mindern, kann ein gewisser Anteil Wasser im Gemenge enthalten sein, gewöhnlich sind das 0 – 4 %. Einige Prozesse (z.B. Borsilikatglasherstellung) verwenden trockenes Chargenmaterial. Wenn trockenes Material verwendet wird, ist die Möglichkeit von Staubemissionen höher, weshalb eine größere Sorgfalt notwendig ist.

Im Allgemeinen ist der Staub aus der Abgasbehandlungsanlage sehr fein und kann erhebliche Mengen an alkalischen Reagenzien enthalten, die korrosive oder reizende Eigenschaften aufweisen können. Deshalb erfordert die Handhabung und Lagerung dieses Material besondere Aufmerksamkeit.

Ein Bereich, in dem Staubemissionen üblich sind, ist der Gemengeaufgabebereich. Die Hauptmaßnahmen/Techniken zur Emissionsminderung in diesem Bereich werden folgend aufgelistet:

- Anfeuchtung des Gemenges
- Anwendung von leichtem Unterdruck innerhalb der Wanne (nur anwendbar als inhärentes Element des Betriebes, insbesondere bei Schmelzwannen zur Frittenherstellung, siehe Abschnitt 2.11.2). Es sollte erwähnt werden, dass Unterdruck eine entgegengesetzte Wirkung auf die Energieeffizienz der Wanne haben kann, da kühlere Außenluft in die Wanne gelangen kann. In der Praxis wird ein leichter Überdruck (rund 5 Pa) bei allen Glasschmelzwannen angewendet.
- Verwenden von Rohstoffen, die keine Zermürbungserscheinungen aufweisen (hauptsächlich Dolomit und Kalkstein). Diese Eigenschaft weist Material auf, das birst, wenn es Hitze ausgesetzt ist, mit der daraus folgenden Möglichkeit der Erhöhung der Staubemissionen.
- Maßnahmen zur Absaugung, mit Anschluss an eine Abgasreinigung (üblich bei Cold-Top-Wannen)
- Verwenden von gekapselten Schneckenförderern
- Gekapselte Becherwerke (Kühlung kann erforderlich sein).

Staubemissionen können direkt in die Luft erfolgen oder innerhalb des Betriebsgebäudes. Wo das vorkommt, kann sich der Staub innerhalb des Gebäudes ansammeln und bei Luftströmung in oder aus dem Gebäude zu diffusen Emissionen führen. In potentiell sehr staubigen Bereichen, wie dem Gemengehaus, können die Gebäude mit einem Minimum an Öffnungen und Türen gestaltet werden, oder es können, wo erforderlich, Vorhänge gegen Staub angebracht werden. Im Gebäude mit Wannen kann es häufig notwendig sein, dass eine gewisse natürliche Kühlung und damit Ventilation oder Ähnliches vorhanden sind. Ein guter Reinigungsstandard ist wichtig und, dass alle Staubminderungsmaßnahmen (Abdichtungen, Absaugung usw.) ordentlich funktionieren.

Prozessbereiche, in denen es wahrscheinlich ist, dass Staub gebildet wird (z.B. Sacköffnung, Frittengemengebereitung, Entsorgung des Filterstaubes usw.) können mit Absaugungen ausgestattet sein, die zu einer geeigneten Behandlungsanlage ableiten. Das kann bei kleineren Anlagen bedeutend sein, in denen ein höherer Grad an Handarbeit stattfindet. Alle diese Techniken sind insbesondere relevant, wo mehr giftiges Material gehandhabt und gelagert wird, z.B. Bleioxid oder Fluorverbindungen (siehe auch Abschnitt 3.2.2.1 und den sektorspezifischen Abschnitt in Kapitel 3).

Referenzliteratur

[\[121, EC 2006\]](#)

4.4 Techniken zur Minderung von Emissionen in die Luft aus den Schmelzprozessen

4.4.1 Partikelförmige Stoffe

Für die Zwecke des vorliegenden Dokuments wird der Begriff “partikelförmige Stoffe” zur Bezeichnung aller am Messpunkt gemessenen festen Stoffe genutzt, und für die Emissionen aus den Schmelzaktivitäten wird er als Synonym für den Begriff Staub verwendet. Beide Begriffe werden abwechselnd in diesem Kapitel benutzt. Der Begriff “gesamte partikelförmige Stoffe” umfasst alle anorganischen und organischen festen (ohne untere Größenbegrenzung) und flüssigen Stoffe (Tröpfchen und Aerosole), die im Abgas vorliegen. Die Temperatur am Messpunkt ist im Besonderen wichtig für Glaswannen, weil sich einige der staubbildenden Stoffe (speziell Borate) bei ziemlich niedrigen Temperaturen verflüchtigen können. Zudem macht die Art des Staubes aus diesen Prozessen eine akkurate Messung sehr schwierig.

Die Art der Staubemissionen aus Glaswannen unterscheidet sich zwischen den verschiedenen Prozessen, sie hängt aber hauptsächlich von der Wannenbauart und dem Wannenbetrieb sowie der Glaszusammensetzung ab.

Die drei Hauptquellen für Staub aus der Schmelze sind:

- Gemengetransport
- Verflüchtigung und Reaktion von Stoffen aus dem Gemenge und der Glasschmelze
- Metallverunreinigungen in den Brennstoffen.

Eine Sekundärquelle für Staubemissionen aus dem Schmelzprozess sind die festen Stoffe, die bei der chemischen Reaktion zwischen gasförmigen Schadstoffen und Alkalireagenzien für die Abgasbehandlung entstehen.

Für mit fossilen Brennstoffen befeuerte Wannen stellen die Verflüchtigung und die nachfolgende Reaktion/Kondensation flüchtiger Stoffe aus der heißen Glasoberfläche den größten Anteil der Gesamtstaubemissionen dar. Im Allgemeinen entstehen 80 bis 95 % der Staubemissionen auf diese Weise. Es ist deshalb wichtig, sicher zu stellen, dass flüchtige Substanzen kondensiert sind, ehe das Abgas behandelt oder gemessen wird. Für Natriumsulfat ist dies kein Problem (Schmelzpunkt ca. 884 °C), aber bei borhaltigen Abgasen muss dies beachtet werden.

Der Gemengetransport trägt für gewöhnlich mit 5 % zu den Gesamtemissionen einer modernen, gut betriebene Wanne bei. Dieser Staub besteht aus Gemengematerialien und wird von den leichtesten Stoffen dominiert.

Metallverunreinigungen in den Brennstoffen (Vanadium und Nickel) tragen zu den Staubemissionen bei, aber deren Anteil liegt deutlich unterhalb von 5% am Gesamtbeitrag. Diese Verunreinigungen entstehen hauptsächlich bei Heizöl, was auch zu zusätzlichem Ascheanfall führen kann. Metallverunreinigungen treten auch in Scherben oder anderen Rohstoffen auf.

Die Mechanismen der Verflüchtigung und Staubbildung sind nicht für alle Glasarten vollständig bekannt. Speziell für SO₂-reiche Abgase (ölbefeuerte Wannen) ist der Mechanismus bei Temperaturen unter 400 °C ziemlich komplex mit unterschiedlichen Stoffen (Natriumhydrogencarbonat (NaHSO₄), Natriumpyrosulfat (Na₂S₂O₇)), die entstehen und die Zuverlässigkeit von Staubmessungen stark beeinflussen können, wenn dieser Aspekt nicht bedacht wird. Ungefähr 90 % des in der EU produzierten Glases ist Kalknatronglas. Die meisten Informationen liegen für diese Glaszusammensetzungen vor. Staub aus Kalknatronglas-Wannen besteht hauptsächlich aus Natriumsulfat. Bis zu 98 % des Staubes besteht aus löslichen Stoffen, von denen 80 bis 90 % Natriumsulfat ist. Der Rest hängt von der genauen Glaszusammensetzung ab, wird aber hauptsächlich Sulfate, speziell Kaliumsulfat (K₂SO₄), enthalten. Der unlösliche Anteil enthält hauptsächlich Silizium mit geringen Mengen an Metallen (z.B. Al, Fe und Cr). Werden externe Scherben eingesetzt, kann der Staub andere Bestandteile (z.B. Blei) enthalten. Der Partikeldurchmesser liegt im Allgemeinen im Bereich zwischen 0,02 und 1 µm, aber die kleinen Partikel agglomerieren zu größeren Partikeln. Neuere Studien zeigten, dass die Staubemissionen aus einer Flachglaswanne aus Partikeln mit einem Durchmesser im Bereich von 0,02 bis 2 µm mit einem mittleren Durchmesser von 1,3 µm sowohl im unbehandelten wie auch behandelten Abgas bestehen (siehe: Glass International, September 2009 - Particle size range in the waste gas of flat glass furnaces) [\[178, Glass International September 2009\]](#). Eine Vielzahl verschiedener Verflüchtigungsprozesse kann unterschieden werden. Diese werden in Abschnitt 4.4.1.1 beschrieben.

Für Gläser mit einem erheblichen Boranteil in der Zusammensetzung (z.B. Endlosglasfasern, Glaswolle und Borosilikatglas) sind Borate der Hauptbestandteil im emittierten Staub. Der Rest besteht in Abhängigkeit von der Gemengezusammensetzung und den Verunreinigungen aus Sulfaten, Silizium und anderen Bestandteilen (z.B. Dolomit, Kalk).

Weil die Gemengezusammensetzungen für die verschiedenen Glasarten stark schwanken, sind die dadurch entstehenden Staubemissionen auch sehr unterschiedlich und folgen verschiedenen Bildungsmechanismen. Die Hauptborverbindungen, die aus der Glasschmelze freigesetzt werden, sind Natriummetaborat (NaBO_2), Kaliummetaborat (KBO_2) und Metaborsäure (HBO_2).

In der Glaswolleproduktion enthält die Gemengezusammensetzung einen hohen Anteil an Boroxid, aber auch viel Natriumoxid, das während der Schmelze freigesetzt wird und in der Folge bei Temperaturen unter 900 °C (bis zu $650 - 700\text{ °C}$) Natriummetaborat (NaBO_2) bildet. Kleine Mengen an Bor werden gasförmig emittiert, hauptsächlich als Metaborsäure (HBO_2). Die chemische Staubzusammensetzung besteht hauptsächlich aus Alkaliboraten mit geringen Anteilen an Borsäure.

Für andere borhaltige Glasarten stellt sich die Situation anders dar. Für borhaltige Gläser mit geringem Alkaligehalt (z.B. E-Glas für Endlosglasfasern, das Bor enthält) beeinflusst der niedrige Gehalt an Alkalioxiden (typischerweise ca. 1 %) die Staubbildung und führt zu einem entscheidenden Austritt von Metaborsäure (HBO_2). Während der Abgaskühlung, bei der fast alles Natrium und Kalium zu Sulfaten (aufgrund des Vorhandenseins von SO_2 aus der Glasläuterung mit Natriumsulfat) und zu einem geringeren Anteil zu Alkaliboraten kondensiert, reagieren die gasförmigen Borbestandteile zu anderen Verbindungen wie Borsäure (H_3BO_3): $\text{HBO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_3\text{BO}_3$ [167, Hans van Limpt (TNO) 2007]. Bor- und Metaborsäure haben niedrige Kondensationstemperaturen und können bei der entsprechenden Filtrationstemperatur immer noch gasförmig im Abgas vorliegen (speziell Borsäure). In diesem Fall liegen die meisten Borsäureverbindungen bei Temperaturen unter 200 °C , aber auch bei bis zu 60 °C , gasförmig vor.

Bei Borosilikatgläsern beeinflusst der Bildungsmechanismus für Staub stark die Fähigkeit des Filtersystems, Borverbindungen im Abgas zu abzuscheiden. Die Zusammensetzung des Abgases, die Betriebstemperatur des Filtersystems, die Art des Absorbationsmittels und der Eindüsungspunkt vor dem Filtersystem sind sehr wichtig für die Abscheidung gasförmiger Borverbindungen.

In vielen Fällen, in denen Borverbindungen im Wannenabgas enthalten sind, hängt der gemessene Staubgehalt stark von der angewandten Messmethode und der Abgastemperatur am Probenahmepunkt ab. Aus diesem Grund sollte zur Unterscheidung zwischen partikel- und gasförmigen Borverbindungen im Abgas eine spezielle Messmethode angewandt werden (siehe Abschnitt 8.3.2).

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Dokuments (2010) gibt es einige laufende und geplante Forschungsaktivitäten bezüglich der Minderung gasförmiger Borverbindungen im Abgas von Borosilikatglas

In Bleiglas (TV- und Kristallglas) führt die Verflüchtigung von Blei zur Bildung von Bleioxiden oder manchmal Bleisulfatniederschlag.

In Cold-Top-Elektrowannen sind die Staubemissionen viel geringer und entstehen fast ausschließlich durch den Gemengetransport. Das Nichtvorhandensein einer Hochtemperaturverbrennung verhindert die Bildung von Staub durch reaktive Verflüchtigung.

In Steinwollekuppelöfen bestehen die Staubemissionen aus Gemengestaub, Verbrennungsprodukten und kondensierten flüchtigen Verbindungen, die während der Schmelze austreten.

Die Metallemissionen in die Luft aus Glasprozessen sind größtenteils im Staub enthalten. Aus diesem Grund werden die Metalle in diesem Kapitel nicht extra behandelt, sondern werden gemeinsam mit den Staubemissionen beschrieben, und Verweise auf andere Abschnitte werden an geeigneten Stellen integriert. Unter Umständen können jedoch auch erhebliche gasförmige Metallemissionen auftreten, z.B. Selen aus der Bronzeglas-Herstellung oder bei entfärbtem

Glas, Blei aus Bleikristall- oder Spezialglasprozessen oder aus Verunreinigungen in externen Scherben (speziell Blei, siehe unten).

Die Hauptquelle für Metalle sind Verunreinigungen in den Rohstoffen, Scherben und Brennstoff sowie der Einsatz spezieller Stoffe und Additive im Gemenge, die spezielle Eigenschaften gewährleisten sollen (z.B. Bleioxide sowie Färbe- und Entfärbemittel). Externe Scherben sind eine wichtige Quelle für Metallverunreinigungen, speziell für Blei (Behälterglasscherben beinhalten eine historische Verunreinigung mit Bleiglas und werden über die EU-Richtlinie 94/92/EG zu Verpackungen und Verpackungsabfall mit einem durchschnittlichen Alarmwert von 200 ppm geregelt), aber auch für andere Metalle, z.B. Quecksilberverunreinigungen aufgrund von Scherben von Quecksilberverdampfungslampen. Informationen über Metallemissionen sind in den sektorspezifischen Abschnitten in Kapitel 3 und in Table 3.5 enthalten.

Es gibt drei Hauptmethoden, Metallemissionen im Staub oder in den gasförmigen Bestandteilen zu mindern.

1. Rohstoffauswahl zur Minimierung der Verunreinigung und, wo möglich, der Einsatz alternativer Additive. Die Rohstoffauswahl schließt Spezifikationen für die Scherbenqualität ein. Werden nur interne Scherben aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit externer Scherben genutzt, können die Metallemissionen leichter gemindert werden.
2. Entstaubungstechniken, speziell Gewebefilter und Elektrofilter. Enthalten die Emissionen erhebliche Metallkonzentrationen, bis zu 79 – 80 % des Gesamtstaubs (z.B. Bleikristallproduktion), können hocheffiziente Entstaubungssysteme im Allgemeinen sowohl Staub- als auch Metallemissionen mindern.
3. Gasförmige Metallemissionen (z.B. Selen) können durch den Einsatz von Trocken- oder Halbtrockensorption in Kombination mit Entstaubung erheblich gemindert werden (siehe Abschnitt 4.4.3.3).

In einigen Fällen, speziell in Deutschland, ist die Minderung der Metallemissionen ein Hauptgrund für die Installation einer Entstaubung kombiniert mit Trocken- oder Halbtrockensorption.

Bei der Bestimmung der besten verfügbaren Technik für die Entstaubung von Glaswannen zu beachtende Aspekte sind folgende:

- Umweltauswirkung von Staub
- Primäre und sekundäre Minderungsmaßnahmen in Bezug auf BVT
- Verhältnismäßigkeit und damit verbundene Kostenbetrachtungen.

Umweltauswirkung von Staub

Die relevanten Aspekte von Staubemissionen aus Umweltsicht sind die Staubemissionen im Allgemeinen, die möglichen Emissionen an (Schwer)Metallen und die Emissionen von Feinstaub

Wie oben berichtet, ist der Hauptbestandteil des Staubes von Kalknatronglas Natriumsulfat (bis zu 95 %). Natriumsulfat selbst ist nicht als gefährlich zu betrachten [[68, Domestic Glass Data update 2007](#)] [[168, CPIV - Health Risk Assessment 2009](#)]. Die Emissionen von Partikeln mit einem Durchmesser von weniger als 10 µm (PM10) und weniger als 2,5 µm (PM2,5), die im Allgemeinen in den Emissionen von Glaswannen auftreten, stellen eine potenzielle Gesundheits- und Umweltgefahr dar und erhalten deshalb mehr Beachtung von den umweltpolitischen Entscheidungsträgern.

Einige Metalle können auch im Staub von Glaswannen gefunden werden. Die besorgniserregenden Hauptbestandteile sind Selen (Se), Blei (Pb), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Vanadium (V), Nickel (Ni), Antimon (Sb), Arsen (As), Cadmium (Cd), Zink (Zn) und Mangan (Mn). Die Emissionen dieser Stoffe hängen stark von der Menge und Qualität des eingesetzten

recyclten Glases (Scherben) ab sowie vom möglichen Einsatz von Heizöl und der Zugabe von Metallen im Gemenge zur Färbung bzw. Entfärbung des Glases.

Ein letzter zu beachtender Aspekt ist die mögliche Kondensation von gasförmigen Komponenten nach dem Kamin, die besonders bei borhalten Gläsern auftreten kann, wo ein Teil der gasförmigen Borverbindungen die Entstaubung passiert und nach der Freisetzung in die Atmosphäre kondensiert.

Primäre und sekundäre Minderungstechniken im Verhältnis zu BVT

Eine Beschreibung verfügbarer primärer und sekundärer Minderungstechniken für Staubemissionen aus Glaswannen findet sich in den Abschnitten 4.4.1.1 bis 4.4.1.6.

Innerhalb der Glasindustrie werden sekundäre Minderungsmaßnahmen (z.B. Elektro- und Gewebefilter) weit verbreitet eingesetzt, und 100 % der Wannen in einigen Mitgliedsstaaten sind mit sekundären Staubminderungstechniken ausgestattet. Bisher hat die Notwendigkeit der Minderung von Emissionen in die Luft, z.B. von Feinstaub, sauren Komponenten und Metallen, die Anwendung von Sekundärmaßnahmen zur besten Möglichkeit gemacht. Auf der anderen Seite führt die Einführung von Sekundärtechniken zu erheblichen Kosten und teilweise auch zu Umweltkosten.

Im Allgemeinen werden die positiven Aspekte der Primärtechniken auf technischer Ebene durch die deutlich bessere Leistung von sekundären Minderungstechniken und das Fehlen der Aussicht, niedrige Werte mit Primärtechniken in naher Zukunft zu erreichen, überschattet. Außerdem ist der alleinige Einsatz von Primärtechniken zur Minderung von Staubemissionen durch die Flexibilität der Betriebsbedingungen der Wanne bezüglich der Qualität der Rohstoffe (geringe Verunreinigungen: Fluoride, Chloride, Schwermetalle), der Brennstoffart (wenig Schwefel und Schwermetalle) und Produktionswechsel (gefärbt und ungefärbt), begrenzt.

Verhältnismäßigkeit und damit verbundene Kostenbetrachtungen

Im Allgemeinen werden Sekundärtechniken für die Entstaubung in der Glasindustrie als verfügbar sowie technisch und in den meisten Fällen auch ökonomisch realisierbar erachtet.

Jedoch ist die Verhältnismäßigkeit, wie für jede andere Sekundärtechnik auch, ein wichtiger Aspekt. Dies bedeutet, dass bei kleinen Wannn, insbesondere kleine und sehr kleine Haushalts(Wirtschafts)glas-Wannen unter 80 t/d, die hochwertige Kalknatrongläser mit einem geringen Metallgehalt in den Emissionen produzieren, die spezifischen Kosten (Kosten pro Nm³ behandeltes Abgas oder pro Tonne geschmolzenes Glas) im Allgemeinen höher als für große Wannn sind (siehe Tabellen 8.3 und 8.4 in Abschnitt 8.1.7). Die Kosten hängen von der Anwendung und speziell vom Abgasvolumen ab. Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas können in Abhängigkeit von der produzierten Glasart und Wannengröße erheblich schwanken. Die Verhältnismäßigkeit muss bei der Ableitung von BVT auf allgemeinem Niveau zusammen mit den Umweltvorteilen (Abscheidung von Feinstaub, Metallen (wenn vorhanden) und sauren Gasen (wenn vorhanden)) und den medienübergreifenden Auswirkungen aufgrund der Abfallentstehung (wenn kein Recycling möglich ist), des Energiebedarfs sowie der indirekten Emissionen durch den Strom und die Alkalireagenzien betrachtet werden.

4.4.1.1 Primärtechniken

[19, CPIV 1998] [31, CPIV 1998]

Beschreibung

Eine Glaswanne ist ein sehr dynamisches System, und jede Änderung in der Chemie oder den Betriebsbedingungen hat Auswirkungen auf den Schmelzprozess und die Emissionen. Aus diesem Grund ist es wichtig, alle Primärtechniken, die in diesem Dokument beschrieben werden, als Gesamtpaket und nicht nur als individuelle Techniken zu betrachten. Aus Gründen der Klarheit wurden die Techniken einzeln beschrieben und die daraus folgenden Auswirkungen wurden, wenn möglich, dargestellt. Geringe Emissionen aus dem Gemengetransport werden durch das Halten eines bestimmten Feuchtegrades in den Rohstoffen und durch Überwachung der Gemengedecke, Partikelgröße, Gasgeschwindigkeit und Brennerposition erreicht. Für die Prozesse, die trockene und/oder sehr feinkörnige Gemengerohstoffe erfordern, können die Emissionen durch den Transport etwas höher sein.

Der Beitrag zu den Gesamtemissionen wird jedoch immer noch klein im Vergleich zum Beitrag der flüchtigen Verbindungen sein. Probleme, die mit der Staubentstehung aus dem Gemengetransport verbunden werden, werden in Abschnitt 4.3 oben beschrieben.

Weil die Staubemissionen hauptsächlich aus flüchtigen Verbindungen entstehen, fokussieren sich die hier beschriebenen primären Minderungstechniken auf diese Quelle. Aus Staubanaysen von Kalknatron-Wannen kann geschlossen werden, dass Natriumverbindungen die Hauptkomponenten, die zur Staubbildung im Abgas führen, sind. Flüchtige Verbindungen aus dem Gemenge (z.B. NaCl) und aus der Schmelze (z.B. NaOH) reagieren mit Schwefeloxiden zu Natriumsulfat (Na_2SO_4), das im Abgas unterhalb 1100 °C kondensiert. In den meisten Fällen wird Natriumsulfat als Läuterungsmittel eingesetzt. Die Auflösung des Natriumsulfats im geschmolzenen Glas führt zu Schwefeloxidkonzentrationen, die viel höher sind als die Konzentration an Natriumverbindungen in der Verbrennungskammer und im Abgas. Die Schwefeloxide aus der Brennstoffverbrennung oder den Gemengesulfaten für die Na_2SO_4 -Bildung sind im stöchiometrischen Überschuss im Vergleich zum flüchtigen Natrium, das der Leitparameter für die Staubbildung ist, verfügbar. Die Hauptquellen für Natrium sind Scherben oder Soda sowie in geringerem Umfang Natriumsulfat. Der Einsatz großer Mengen Natriumsulfat im Gemenge verursacht jedoch einen Anstieg der Staubemissionen.

In sehr schwefelarmen Gasen können Natriumchlorid-, Natriumfluorid-, Natriumkarbonat- und Natriumhydroxid-Partikel während der Abkühlung des Abgases auf unter 900 °C entstehen. Dies ist nicht weit verbreitet und kann nur auftreten, wenn Erdgas eingesetzt wird und Natriumsulfat durch ein anderes Läuterungsmittel, wie Antimon, ersetzt wird. Für Behälterglas trifft dies nie zu, und für Flachglas geschieht dies nur in Spezialanwendungen.

Eine Vielzahl von Verflüchtigungsprozessen können für Kalknatronglas unterschieden werden.

- Reaktive Verflüchtigung aus der Oberfläche des geschmolzenen Glases. Das Natriumoxid (Na_2O) in der Silikatschmelze reagiert an der Oberfläche mit Wasserdampf: Na_2O (geschmolzen) + $\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2 \text{NaOH}$ (g). Diese Art der Verflüchtigung kann die Hauptquelle für Staubemissionen in Kalknatrongläsern sein.
- Verflüchtigung von NaCl, das als Verunreinigung in synthetischer Soda enthalten ist. Diese Verflüchtigung führt nicht nur zu Natriumsulfatstaub, sondern auch zur HCl-Bildung.
- Verflüchtigung von Natriumsulfat von der Oberfläche des geschmolzenen Glases.
- Reaktive Verflüchtigung durch chemische Reaktionen auf der Gemengedecke mit Bestandteilen der Wannenatmosphäre. Der Wasserdampf in der Verbrennungskammer wird als wichtig für die Reaktion von Soda zur Bildung von Natriumhydroxiddämpfen mit ähnlichen Reaktionen für Kaliumverbindungen erachtet: $\text{Na}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{NaOH}(\text{g}) + \text{CO}_2$.

- Die Verflüchtigung von Rohstoffbestandteilen aus der Oberfläche der Gemengedecke (z.B. Sand, Feldspat, Kalk, Soda, Dolomit und Natriumsulfat) ist im Allgemeinen sehr gering. Die Dampfdrücke sind unter 1200 °C sehr gering, und oberhalb von 1000 °C haben die einzelnen Bestandteile schon unter Bildung von Silikaten reagiert.
- Die Verflüchtigung von Natriumverbindungen in Gasblasen während des Läuterungsprozesses ist ebenfalls von geringer Bedeutung.
- Im Fall des Recyclings externer Scherben (Behälterglaswannen) können Emissionen von Bleibestandteilen (PbO, PbCO₃, PbSO₄) aufgrund von Bleiglas, Spiegelbruchstücken und metallischen Bleiverunreinigungen in den Scherben auftreten. Bei Kalknatronglas im Wirtschaftsglassektor ist dies nicht der Fall, weil im Allgemeinen aufgrund der Qualitätsanforderungen nur interne Scherben eingesetzt werden. In diesen Fällen ist der Scherbenanteil im Gemenge prozessabhängig und begrenzt.

Für andere Glasarten ergibt sich eine andere Situation. Wie schon in Abschnitt 4.4.1 erläutert, ist für borhaltige Gläser mit niedrigem Alkalienanteil die reaktive Verflüchtigung die Hauptquelle für Staub. Die Zusammensetzung des emittierten Staubs schwankt erheblich in Abhängigkeit vom Alkaliengehalt in der Gemengezusammensetzung und im Läuterungsmittel.

Die Staubbildung durch Verflüchtigung tritt sofort bei Gläsern auf, die Bor enthalten, und die Konzentration der unbehandelten Emissionen ist im Allgemeinen höher als bei Kalknatronglas. In einigen Fällen liegen sie mehr als 10-mal so hoch.

Die Art der Verflüchtigungsmechanismen, die für Kalknatronglas beschrieben wurden, sind im Allgemeinen die Grundlage für Verflüchtigung bei den meisten anderen Gläsern, aber natürlich gibt es Abweichungen in Abhängigkeit von der Chemie.

Die wichtigsten Faktoren, die die Verflüchtigung beeinflussen, sind der Wasserdampfgehalt in der Wannatmosphäre, reduzierende Gase dicht über der Schmelze oder der Gemengedecke und die Gasgeschwindigkeiten an der Oberfläche der Schmelze. Die Verfügbarkeit reaktiver Stoffe ist ein wichtiger Faktor, speziell Natrium und Sulfate in Kalknatronglas sowie Bor in borhaltigen Gläsern. Dieser Faktor ist jedoch oft durch die Glaschemie begrenzt.

Die Sauerstoff-Brennstoff (Oxy-fuel)-Befuerung führt zu einer speziellen Situation. Die reduzierten Abgasvolumina mit geringeren Gasgeschwindigkeiten und die deutlich andere Zusammensetzung des Verbrennungsgases, das in Kontakt mit der Glasschmelze ist (erheblich höhere Konzentration von Wasserdampf und CO₂) beeinflussen den Verflüchtigungsprozess. Sie führen im Allgemeinen zu höheren Konzentrationen verdampfter Stoffe und aggressiveren Wannatmosphären, während die Staubemissionen in kg pro Tonne Glas oft sinken, obwohl dieser Effekt wiederum stark von der Wannbauart und der Brennerposition abhängt.

Die wichtigsten Primärmaßnahmen zur Minderung der Staubemissionen sind unten beschrieben.

a. Rohstoffänderungen

Natriumchlorid kann ein erheblicher Faktor bezüglich der Emissionen von Staub und Chlorid sein. Es wird in einigen Spezialgläsern als Läuterungsmittel genutzt, ist aber hauptsächlich als geringfügige Verunreinigung in Soda aus dem Solvay-Prozess enthalten. Der Druck seitens der Glasindustrie hat dazu geführt, dass die Sodahersteller den NaCl-Anteil erheblich reduziert haben (nunmehr im Allgemeinen ungefähr 1 kg/t). Eine weitere erhebliche Minderung in naher Zukunft würde vermutlich zu weiteren Behandlungsschritten und damit höheren Kosten führen. Natürliches, faktisch NaCl-freies Soda ist verfügbar, aber dieses Material ist im Allgemeinen teurer in der EU aufgrund von Steuern und Transportkosten aus den Ursprungsländern. Die Hauptversorgung mit natürlichem Soda erfolgt aus den USA.

In den meisten Wannen, wurden die Gehalte an Sulfat im Gemenge auf das mögliche Minimum entsprechend der Läuterung und der Erhaltung der korrekten Oxidationsstufe des Glases reduziert. Alternativen zu Natriumsulfat können zu größeren Umweltproblemen führen, z.B. durch arsen- und antimonbasierte Läuterungsmittel. Weitere Fortschritte in diesem Bereich, die zu erheblichen Emissionsreduktionen führen, werden nicht erwartet. Als begrenzender Faktor

wird die Konzentration an natriumhaltigen Dämpfen erachtet, während in gasbefeuerten Wannen stark reduzierte Sulfatkonzentrationen die Reaktion in der Gasphase begrenzen würden.

In borhaltigen Gläsern ist Bor für die Produktformgebung und –eigenschaften wichtig. In den vergangenen Jahren wurden die Borgehalte erheblich reduziert, aber ein weiterer Fortschritt wird ohne Einfluss auf die Produktivität, den Energiebedarf und die Qualität schwierig. Borhaltige Materialien sind relativ teuer, und es wird jede Anstrengung unternommen, den Verbrauch zu reduzieren. Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Dokuments sind keine erwähnenswerten Alternativen zu Bor verfügbar, und die Schwierigkeiten haben dazu geführt, dass viele Betreiber sekundäre Minderungstechniken installiert haben, speziell bei Glaswolle- und Borosilikatglaswannen. Im Allgemeinen werden die abgeschiedenen Stäube in der Wanne recycelt.

Eine Anzahl von Unternehmen im Endlosglasfasersektor hat Glaszusammensetzungen mit geringen Bor- und Fluoridgehalten oder solche, die diese beiden Elemente nur aufgrund von Spuren in den Rohstoffen enthalten, entwickelt. Staubemissionen unter 0,14 kg/t geschmolzenes Glas wurden im Vergleich zu borhaltigen Zusammensetzungen ohne Primärmaßnahmen mit 2 kg/t geschmolzenes Glas berichtet. Dies zeigt die Bedeutung von Bor für die Staubbildung. Diese Glasart erfordert höhere Schmelztemperaturen, ist schwieriger zu zerfasern, und die Langzeitauswirkungen auf das Feuerfestmaterial wurden bisher noch nicht ermittelt. Die Details dieser Technik sind Firmeneigentum und deshalb, obwohl sehr vielversprechend, kann die Technik bisher noch nicht als allgemein verfügbar gelten. Der Fortschritt schwankt zwischen den verschiedenen Unternehmen, aber einige dieser Zusammensetzungen sind jetzt marktfähig.

b. Temperaturabsenkung an der Oberfläche der Schmelze

Die Oberflächentemperatur der Glasschmelze ist ein wichtiger Faktor für die Staubbildung, weil mehr flüchtige Stoffe bei höheren Temperaturen entstehen. Ein Zusammenhang zwischen der Gewölbetemperatur, der Temperatur der Oberfläche der Glasschmelze und der Staubbildung wurde in Kalknatronglas-Wannen nachgewiesen. Eine Minderung der Wannentemperatur muss mit der Glasqualität, der Produktivität der Wanne und anderen Umweltaspekten, wie der NO_x -Konzentration im Abgas, im Gleichgewicht stehen. Maßnahmen, die die größten Auswirkungen auf die Minderung der Staubemissionen pro Tonne Glas haben, sind die, die die Energieeffizienz und speziell den Wärmetransport in das Glas verbessern. Die Hauptpunkte sind im Folgenden aufgelistet.

- Wannenbauart und –geometrie zur Verbesserung der Konvektionsströme und Wärmeübertragung. Diese Änderungen können nur bei einer Wannenerneuerung vorgenommen werden. Größere Wannen sind im Allgemeinen energieeffizienter, was wiederum zu geringeren Emissionen pro Tonne Glas führt.
- Einsatz einer elektrischen Zusatzheizung, die die Minderung der Gewölbetemperatur durch direkte Energiezufuhr in die Schmelze und Verbesserung der Konvektionsströme unterstützt. Die Positionierung der Elektroden ist wichtig, aber ein Wechsel ist schwierig, außer bei einer Wannenerneuerung. Der Einsatz der elektrischen Zusatzheizung ist gewöhnlich durch die Stromkosten begrenzt.
- Der steigende Einsatz von Scherben, der den Schmelzenergiebedarf mindert, führt zu niedrigeren Schmelztemperaturen und geringerem Brennstoffeinsatz. Außerdem wird der Anteil einiger flüchtiger und reaktiver Stoffe, die zur Staubbildung beitragen (z.B. Natriumsulfat und Gemengesulfat) gemindert, da die Scherben bereits geschmolzen waren. Dies ist im Besonderen relevant in Öl- oder gemischten Gas-Öl-befeuerten Wannen, wo die Minderung des Brennstoffbedarfs aufgrund des Scherbeneinsatzes die SO_x -Emissionen mindert. Der Scherbeneinsatz ist durch die Verfügbarkeit von Scherben mit der entsprechenden Qualität, Zusammensetzung und Bezahlbarkeit begrenzt. Zum Beispiel setzen Behälterglaswannen 5 – 95 % Scherben (intern und extern) ein, Kalknatron-Wirtschaftsglas- und Flachglaswannen im Allgemeinen 10 – 40 % Scherben (normalerweise nur interne), und Endlosglasfaserwannen setzen nur selten Scherben ein.

c. Brenneranordnung

Ein weiterer wichtiger Faktor hinsichtlich der Verflüchtigungsrate aus der Schmelze ist die Geschwindigkeit, mit der die Gase über der Schmelze abgezogen werden. Eine hohe Gasgeschwindigkeit oder ein hoher Grad an Turbulenz auf der Oberfläche der Schmelze erhöhen die Verflüchtigung. Fortschritte wurden gemacht hinsichtlich der Brenneranordnung zur Optimierung der Verbrennungsluftgeschwindigkeit und –richtung sowie der Brennstoffgeschwindigkeit und –richtung. Außerdem wurde an der Kombination dieser Veränderungen durch Wannenanpassungen gearbeitet mit dem Ziel, die Abgasgeschwindigkeit über der Glasschmelze und der Gemengedecke zu reduzieren. Dies führt zu geringerer Austreibung flüchtiger Substanzen aus dem Gemenge. Veränderungen, die Anpassungen in der Wannenauslegung erfordern, können nur im Rahmen einer Wannenerneuerung eingeführt werden, während andere Veränderungen am effektivsten sind, wenn sie im Rahmen einer Wannenueauslegung eingeführt werden. Wird die Brennerposition geändert, ist es wichtig zu vermeiden, dass reduzierende Flammen die Schmelze berühren, weil diese zu erhöhten Staubemissionen führen und das Feuerfestmaterial im Oberofen angreifen können, was möglicherweise Auswirkungen auf die Glasqualität hat.

d. Umstellung auf Gasbefeuerung (oder schwefelarme Heizöle)

Die Umstellung von Heizöl- auf Erdgasbefeuerung kann die Staubemissionen erheblich mindern. Die Gründe dafür sind vermutlich die speziellen Partikelkondensationsreaktionen bei Gas- als bei Ölbefeuerung, obwohl in einigen Fällen die geminderten SO_x -Emissionen auch ein Faktor sein können.

Zum Beispiel wurden aus dem Flachglassektor Staubminderungen von mehr als 25 % bei der Umstellung von Öl- auf Gasbefeuerung berichtet. Der Flachglassektor hat ebenfalls von einer erheblichen Auswirkung aufgrund der Minderung des Schwefelgehalts im Öl (20 mg/Nm³ weniger Staub pro 1 % weniger Schwefel im Öl) berichtet. Eine ähnliche Wirkung wurde bei Wirtschaftsglas mit schwefelarmem Öl (<1 %) beobachtet. Die Umstellung auf Erdgasbefeuerung wird in Abschnitt 4.4.3.1 detaillierter beschrieben. Die Hauptpunkte sind im Folgenden zusammengefasst:

- Die Mehrzahl der Anlagen ist bereits dafür ausgestattet, beide Brennstoffe zu nutzen, obwohl einige keinen Zugang zu Erdgas oder Heizöl haben;
- Die Kosten für die Technik hängen hauptsächlich von den vorherrschenden Brennstoffpreisen ab;
- Die geringere Emisivität der Gasflamme im Vergleich zu Heizölflammen mindert die Wärmeübertragung in die Schmelze und kann den Energiebedarf erhöhen;
- Erdgasbefeuerung kann zu höheren NO_x -Emissionen im Vergleich zur Ölbefeuerung führen;
- Einige Fälle gemischter Verbrennung, bei der beide Brennstoffarten gleichzeitig in einer Wanne eingesetzt werden, ermöglichen geringere Staubemissionen, ohne den Energiebedarf und die NO_x -Emissionen der Wanne merklich zu erhöhen.

e. Andere Techniken

Emissionen aus Cold-Top-Elektrowannen können durch geringere Luftströmungen und Turbulenzen während der Beladung sowie durch Rohstoffkorngrößen- und Feuchtegehaltoptimierung gemindert werden. Primärmaßnahmen werden für Staubemissionen aus Steinwollekuppelöfen mit Ausnahme der Brikettierung der Produktionsabfälle, die dem Gemenge zugegeben werden, selten eingeführt. Die Hauptmaßnahme, die ergriffen werden kann, wäre die Wäsche der Rohstoffe zur Staubentfernung. Die meisten Kuppelöfen sind jedoch mit Gewebefiltern ausgestattet, so dass es nur einen geringen Anreiz gibt, zusätzliche Primärmaßnahmen anzuwenden, weil sie nicht den Bedarf an Sekundärmaßnahmen mindern.

Die Hauptvor- und –nachteile von Primärtechniken für die Staubminderung sind in Tabelle 4.5 zu finden.

Tabelle 4.5: Hauptvor- und –nachteile von Primärtechniken zur Staubminderung

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Niedrige Kosten • Vermeiden statt Mindern • Techniken benötigen keine Energie und es entstehen keine festen Abfälle, wie möglicherweise bei Sekundärtechniken <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Primärmaßnahmen/-techniken führen im Allgemeinen nicht zur Einhaltung von Emissionswerten, wie sie mit Sekundärtechniken, z.B. Elektrofilter, erreicht werden. • Primärmaßnahmen/-techniken führen zu zusätzlichen Betriebsbeschränkungen im Prozess
--

Umweltleistung

Die nur mit Primärtechniken erreichbaren Emissionswerte sind schwer zu bestimmen, weil viele Faktoren, die vielen verschiedenen Wannentypen und Glaszusammensetzungen die Ergebnisse beeinflussen.

Flammenbefeuerte Wannen für Kalknatronglas erreichen die niedrigsten Emissionswerte mit Primärtechniken. Durchschnittliche massenbezogene Emissionen liegen bei ca. 0,4 kg/t geschmolzenes Glas und die Mehrheit der Emissionswerte liegt im Bereich von 100–300 mg/Nm³. Es gibt einige Wannen, die weniger als 100 mg/Nm³ Staub erreichen, dies ist aber nicht weit verbreitet.

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments erreichen wenige Anlagen Staubemissionswerte von <100 mg/Nm³ (≤0,4 kg/t Glas) ohne Sekundärminderung. 100 – 200 mg/Nm³ (≤0,4 kg/t Glas) können mit Primärmaßnahmen momentan erreicht werden.

Es ist unwahrscheinlich, dass diese Werte für andere Zusammensetzungen als Kalknatronglas erreicht werden. Im Allgemeinen kann erwartet werden, dass Primärtechniken die Emissionen um 10 – 30 %, bezogen auf den Ausgangswert, ohne spezifische Maßnahmen zur Staubminderung senken.

Primärmaßnahmen, kombiniert mit Sekundärmaßnahmen (Filter, Nasswäscher), mindern die zu recycelnde oder zu deponierende Staubmenge im Abgas.

Medienübergreifende Auswirkungen

Im Allgemeinen verhindern die beschriebenen Techniken die Emissionen ohne den Einsatz von Chemikalien, so dass die medienübergreifenden Wirkungen als positiv eingestuft werden. Eine Änderung der eingesetzten Rohstoffe für die Gemengezusammensetzung mit dem Ziel der Minderung flüchtiger Stoffe kann jedoch zu einem Anstieg des spezifischen Energiebedarfs führen. Zum Beispiel führt die Zugabe von Wasser zur Unterdrückung von Verschleppung oder die Substitution von Rohstoffen mit weniger flüchtigen Stoffen zu höheren Schmelztemperaturen, was wiederum zu einem Anstieg des Energiebedarfs führt. Eine Temperaturminderung auf der Oberfläche der Schmelze kann die Glasqualität beeinflussen und zu einer Erhöhung des Ausschusses sowie höherem spezifischen Energiebedarf pro verkaufsfähiges Produkt führen. Die Brennoptimierung zur Minimierung der Verflüchtigung kann eine Senkung der Energieeffizienz der Wanne mit einer daraus folgenden Steigerung der spezifischen Emissionen aus der Verbrennung verursachen; darüber hinaus kann eine Änderung der Verdampfungs-/Kondensationsmechanismen der abgeschiedenen Salze zu Beschädigungen des Feuerfestmaterials, das dem Abgas ausgesetzt ist, führen.

Der Wechsel von der Öl- zur Erdgasbefeuerng kann zu einem Anstieg der NO_x-Emissionen und des spezifischen Energiebedarfs führen.

Betriebsdaten

In den Beschreibungen eingeschlossen.

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Die beschriebenen Techniken werden als allgemein in allen Teilen der Industrie mit den beschriebenen Beschränkungen anwendbar eingestuft. Erfolgreich an einer Wanne eingeführte Techniken müssen jedoch nicht dieselbe Wirksamkeit an anderen Wannen zeigen. Die erreichte Minderung hängt vom Ausgangswert der Staubemissionen ab. Außerdem führt die Einführung von mehr als einer in diesem Abschnitt beschriebenen Techniken nicht zu einer kumulativen Reduktion.

Kurz- bis mittelfristig führen Primärmaßnahmen eher zu merklichen Minderungen bei Kalknatronglas als bei anderen Glasarten. Eine Ausnahme könnten Endlosglasfasern darstellen, die mit borarmen oder borfreien Zusammensetzungen produziert werden.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Es sind wenige Informationen über die Kosten für Primärtechniken verfügbar, aber die Industrie hat berichtet, dass die Kosten für die heute (2010) eingeführten Techniken als niedrig einzustufen sind. Tatsächlich können die Techniken, die den Energiebedarf mindern, zu Kosteneinsparungen führen.

Primärmaßnahmen können in Abhängigkeit des Ausmaßes und der Dauer der Anwendung verschieden hohe Kosten verursachen. Die Maßnahmen sind ein Gesamtpaket, und die Optimierung dieses Pakets bestimmt die Kosten und Ergebnisse. Zum Beispiel wird der Einsatz chloridarmer oder natürlicher Soda die Staubemissionen nicht in vergleichbarem Ausmaß wie Sekundärtechniken mindern, und die Kosten können in Abhängigkeit von anderen Faktoren im Verhältnis zu den Ergebnissen unverhältnismäßig hoch sein. Es ist jedoch ein Aspekt des Maßnahmenpaketes, dessen Kosten und Ergebnisse als Ganzes betrachtet werden müssen.

Triebkraft für die Einführung

Die Einführung von Primärtechniken zur Minderung der Staubemissionen erfolgt oft aufgrund ökonomischer und betriebsbedingter Vorteile, die aufgrund der Anwendung der ausgewählten Techniken auftreten, wie Vermeidung der Verstopfung von Regeneratoren, der Korrosion oder Schädigung der Materialien, der Verminderung der Verflüchtigung und des Verlustes wertvoller Materialien.

Referenzanlagen

Die Anwendung einiger der beschriebenen Techniken ist in der Glasindustrie allgemein verbreitet.

Referenzliteratur [\[19, CPIV 1998\]](#) [\[31, CPIV 1998\]](#) [\[103, Beerkens, Fining glass. Boron 2008\]](#)

4.4.1.2 Elektrofilter

Beschreibung

Der elektrostatische Abscheider (Elektrofilter) kann innerhalb einer großen Temperaturspanne sowie unter großer Druck- und Partikelbelastung betrieben werden. Er ist hinsichtlich der Partikelgröße nicht empfindlich und kann Feststoffe unter trockenen und feuchten Bedingungen abscheiden. Der Elektrofilter besteht aus einer Reihe von Entladungshochspannungselektroden und dazu gehörigen Kollektorelektroden. Die Partikel werden geladen und dann unter dem Einfluss des elektrischen Feldes zwischen den Elektroden aus dem Gasstrom abgeschieden. Das elektrische Feld entsteht zwischen den Elektroden durch eine geringe Stromstärke bei hoher Spannung (bis zu 80 kV). In der Praxis ist ein Elektrofilter in mehrere diskrete Zonen unterteilt (bis zu fünf Felder können eingesetzt werden), wie in Abbildung **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dargestellt.

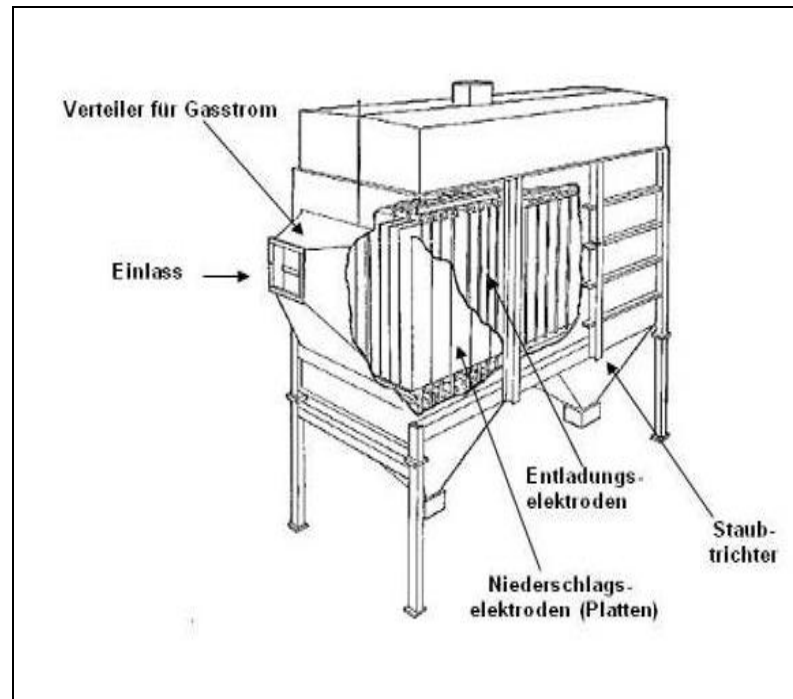


Figure 4.1 Elektrofilter

Partikel werden aus dem Gasstrom in vier Stufen entfernt:

- Anwendung elektrischer Ladung zur Aufladung der Partikel
- Bewegung der Partikel im elektrischen Feld
- Sammlung der Partikel auf der Sammelelektrode
- Entfernung der Partikel von der Oberfläche der Elektrode.

Die Entladungselektroden müssen geklopft oder gerüttelt werden, um einen Aufbau von Material zu vermeiden, und die mechanische Festigkeit muss der Klopf- oder Vibrationsübertragung entsprechen. Die mechanische Zuverlässigkeit der Entladungselektroden und deren Stützrahmen ist wichtig, weil ein defektes Kabel ein ganzes elektrisches Feld des Filters außer Betrieb setzen kann. In Nassfiltern wird das abgeschiedene Material von den Kollektorplatten durch Abspülen mit einer geeigneten Flüssigkeit, normalerweise Wasser, entweder in regelmäßigen Abständen oder durch kontinuierliches Berieseln entfernt.

Der Wirkungsgrad eines Elektrofilters richtet sich nach der Deutsch-Anderson-Formel, die den Staubabscheidegrad ins Verhältnis zur gesamten Oberfläche der Kollektorelektroden, zum Volumendurchsatz des Gases sowie zur Bewegungsgeschwindigkeit der Partikel setzt. Für ein vorgegebenes Material sind die Maximierung der Oberfläche der Kollektorelektroden und die Verweilzeit in den elektrischen Feldern zwei der wichtigsten Parameter. Außerdem kann, je größer der Abstand zwischen den Kollektorelektroden ist, auch eine entsprechend höhere Spannung eingesetzt werden. Der Abstand hängt vom Design des Lieferanten ab.

Um die eingesetzte Spannung in den Eintritts- und Austrittszonen variieren zu können, ist ein gutes Wechselrichterkonzept notwendig, das verschiedene Gleichrichterabschnitte für jede Zone oder Teilzone des Elektrofilters einschließt. Dies ermöglicht die Variation der Spannung in der Eintritts- und Austrittszone, um der geringeren Partikelbelastung in der Nähe des Austritts Rechnung zu tragen. Dies ermöglicht auch den Betrieb der Zonen mit ansteigender Spannung. Eine gute Bauart wird auch durch den Einsatz automatischer Überwachungssysteme, die den Einsatz der optimalen Hochspannung an den Elektroden sicherstellt, beeinflusst. Festgelegte Hochspannungsversorgungen führen nicht zu optimalen Abscheidewirkungsgraden.

Der Widerstand (der Kehrwert der Leitfähigkeit) der Partikel ist von besonderer Bedeutung. Ist er zu niedrig, verlieren die Partikel, die die Kollektorelektroden erreichen, leicht ihre Ladung, und die Wiederanreicherung von Partikeln kann auftreten. Hat der Partikel einen zu hohen Widerstand, bildet sich eine isolierende Schicht auf der Elektrode, die die normale Korona-Entladung verhindert und zu reduzierten Abscheidegraden führt. Die meisten Partikel, die in der Glasindustrie auftreten, haben einen Widerstand im richtigen Bereich (Anm. d. Ü.: für das Betreiben eines Elektrofilters). Die notwendige Abscheidung kann jedoch durch Konditionierung der Partikel verbessert werden, z.B. durch Einsatz von Ammoniak und Schwefeltrioxid. Dies ist aber im Allgemeinen in der Glasherstellung nicht notwendig. Der Widerstand kann auch durch eine Senkung der Gastemperatur oder durch Zugabe von Feuchtigkeit zum Gas gemindert werden.

Umweltleistung

Elektrofilter sind in der Abscheidung von Staub im Bereich von 0,1 bis 10 µm sehr effizient, und der Gesamtwirkungsgrad kann 95 – 99 % (abhängig von der Eingangskonzentration und Filtergröße) betragen. Die Betriebsdaten schwanken hauptsächlich aufgrund der Abgaszusammensetzung, Filterauslegung und des -alters, aber Emissionswerte von 5 bis 10 mg/Nm³ können erreicht werden. Für bestehende Filter können die Möglichkeiten für eine erhebliche Ertüchtigung aufgrund der Konstruktions- und Betriebsbeschränkungen (begrenzter Platz bzw. Gasgeschwindigkeit im Elektrofilter) begrenzt sein. In solchen Fällen kann die erreichte Leistung im Bereich von 20 – 30 mg/Nm³ liegen, jedoch sollte in den meisten Fällen eine Ertüchtigung zu Emissionswerten von ungefähr 15 mg/Nm³ führen. Obwohl ein wichtiger Faktor, hängt die Leistungsfähigkeit nicht ausschließlich von der Anzahl der eingesetzten elektrischen Felder ab. Ein Elektrofilter mit zwei Feldern einer Bauart kann so wirksam sein wie ein Elektrofilter mit drei Feldern einer anderen Bauart. Die Wahl wird von der notwendigen Wirksamkeit abhängen.

Ein wichtiger Faktor für die Leistung eines Elektrofilters ist die Installation einer Sorptionsstufe vor dem Filter. In Abhängigkeit von den zu erreichenden SO_x-Emissionswerten kann die Menge des zugegebenen Alkalis sehr hoch sein. Die Staubkonzentration im Abgas kann bis zu zehn Mal so hoch sein wie der ursprüngliche Wert. In diesem Fall ist die Trockensorption die Hauptquelle für Staub. Dies führt dazu, dass die Leistung des Filters von der Menge des zugegebenen Alkalireaktionsmittels beeinflusst wird.

Spezielle Bedenken bezüglich der Leistung von Elektrofiltern löst z.B. die Anwesenheit von Schwermetallen im Abgas aus, die höhere zu erreichende Abscheidegrade erfordern. Eine hohe Leistung kann die Metallemissionen, einschließlich Bor, erheblich reduzieren. Die Position des Filters und folglich auch die Frage, ob eine Kondensation von Borsäure vor oder nach dem Filter stattfindet oder nicht, kann jedoch für Abgase, die Borverbindungen enthalten, die Wirksamkeit von Elektrofiltern bei der Entstaubung einer Schmelzwanne erheblich beeinflussen (siehe Abschnitt 4.4.1.1).

Medienübergreifende Auswirkungen

Der Einsatz von Elektrofiltern führt zu einem Anstieg des Energiebedarfs, der aber im Vergleich zum Energieverbrauch der Wanne klein ist (weniger als 1 %, die 1 – 3 % der Energiekosten entsprechen). Bei der Stromherstellung tritt eine Umweltauswirkung auf. Diese mit dem Energieeinsatz verbundenen indirekten Emissionen werden auf 8 – 17 kg CO₂ pro Tonne geschmolzenes Glas, 0,02 – 0,04 kg NO_x pro Tonne geschmolzenes Glas und 0,06 – 0,14 kg SO₂ pro Tonne geschmolzenes Glas, abhängig von der Kapazität der Anlage, geschätzt (siehe auch Abschnitt 8.1.7, Table 8.7 für spezifische geschätzte Daten).

Zusätzliche indirekte Emissionen sind mit der Herstellung des Alkalireagenzmittels für den Sorptionsprozess (siehe Abschnitt 4.4.1.3) verbunden. In vielen Anwendungen in der Glasindustrie ist es notwendig, saure Gase vor der Behandlung abzuscheiden. Dies wird normalerweise durch Trocken- oder Halbtrockensorption erreicht, die einen festen Abfallstrom erzeugt, der bis zu zehn Mal größer als der abgeschiedene Staub ist. Wenn dieser in die Wanne

zurück geführt werden kann, wird der Gesamtbedarf an Rohstoffen gemindert, wenn nicht, entsteht ein zu entsorgender Abfallstrom.

In der Praxis kann der abgeschiedene Staub in den meisten Fällen in Abhängigkeit des gewählten Sorptionsmittels recycelt werden und so den ein oder anderen Rohstoff, speziell Natriumsulfat (und wo zutreffend fluor- oder bleihaltige Stoffe), ersetzen. Probleme können im Behälterglassektor auftreten, wo der Sulfatbedarf aufgrund des hohen Scherbenanteils gering ist und bei reduziertem Glas mit möglicherweise geringer Sulfatlöslichkeit.

Dies kann die Möglichkeit des Filterstaubrecyclings beschränken, speziell wenn schwefelhaltiges Heizöl genutzt wird. Ein Teil des Staubes müsste extern entsorgt werden. Ein weiteres Problem könnte auftreten, wenn mehrere Wannen, die verschiedene Glasarten und/oder -farben herstellen, an einen Elektrofilter angeschlossen sind. In einigen Sektoren kann die Möglichkeit des Filterstaubrecyclings durch die erforderliche Produktqualität und Glaschemie beschränkt sein, z.B. wenn eine sehr hohe optische Qualität erforderlich ist. Zusätzliche Beschränkungen für die Möglichkeiten des Filterstaubrecyclings können auftreten, wenn trockene Gemengevorwärmung durchgeführt wird, weil Feinstaub zur Verstopfung der Regeneratoren führen kann.

Das Recycling von Filterstaub mit hohen Konzentrationen an NaCl, der normalerweise durch die Abgasbehandlung mit natriumbasierten Absorptionsmitteln entsteht, kann in Abhängigkeit von der Temperatur und der Zusammensetzung der Gitter Schäden am Feuerfestmaterial in der Brennkammer und/oder in den Regeneratoren verursachen.

Die Kosten für die Entsorgung des nicht recycelbaren Staubs (einschließlich der Kosten für die Einstufung des Reststoffs) sowie die Kosten für schwefelarme Brennstoffe (wie schwefelarmes Öl oder Erdgas) müssen in vielen Fällen verglichen werden (speziell bei Behälterglas), um herauszufinden, ob es für den Betreiber günstiger wäre, die Brennstoffe zu wechseln als einen festen Abfallstrom zur Entsorgung entstehen zu lassen. Ein Hauptzweck der Wäsche saurer Abgase ist oft, das Gas für den Elektrofilter vorzubereiten, um Korrosion zu vermeiden, und mit daraus resultierenden geringeren Gesamtemissionen an sauren Gasen. Wird der Filterstaub recycelt, entsteht ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Schwefelinput und -output.

In der Glasindustrie entsteht der Großteil des emittierten Staubs durch reaktive Verflüchtigung. Deshalb ist es wichtig, sicher zu stellen, dass der Gasstrom unterhalb der Temperatur für die Partikelbildung liegt, die wiederum von den enthaltenen Substanzen abhängt. Der Hauptbestandteil von Staub aus der Kalknatronglas-Produktion ist Natriumsulfat mit einer Bildungstemperatur von ca. 800 °C, während bei Borosilikatgläsern die vollständige Kondensation der Borverbindungen bereits unter 200 °C auftritt.

In Regenerativ-Wannen liegt die Abgastemperatur im Allgemeinen bei ca. 400 °C, daher ist eine Kühlung zur Kondensation flüchtiger Substanzen oder zur Erreichung der Betriebsgrenzen des Elektrofilters für gewöhnlich nicht erforderlich. In Rekuperativwannen liegt die Abgastemperatur für gewöhnlich bei ungefähr 800 °C und eine Kühlung ist sowohl für die Partikelkondensation als auch zur Abgasabkühlung auf die Betriebstemperatur des Elektrofilters notwendig. Wie bereits oben beschrieben, kann es für borhaltige Gläser (z.B. Glaswolle, Endlosglasfasern) notwendig sein, die Gastemperatur vor der Behandlung auf unter 200 °C abzusenken, während gleichzeitig die Gefahr der Korrosion aufgrund der Kondensation minimiert werden muss. Die Abgastemperatur aus Oxyfuel-Wannen liegt für gewöhnlich bei über 1000°C, was eine erhebliche Kühlung erfordert.

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und –nachteile, die mit dem Einsatz eines Elektrofilters verbunden sind, ist in Tabelle 4.6 zu finden.

Tabelle 4.6: Hauptvor- und –nachteile eines elektrostatischen Abscheiders

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Hohe Staubabscheidegrade• Der abgeschiedene Staub liegt im Allgemeinen in einer wiederverwendbaren Form vor• Niedriger Druckabfall im Vergleich zu Gewebefiltern und dadurch relativ niedrige Betriebskosten• Kann Teil eines integrierten Behandlungssystems sein, z.B. mit Wäschern und SCR• Elektrofilter können nicht leicht durch die hohe Beladung oder den Feuchtegehalt blockiert werden, was ein Problem bei Gewebefiltern sein kann• Im Allgemeinen (z.B. nicht nur in der Glasindustrie) gibt es mehr Betriebserfahrungen bei hohen Temperaturen als mit Gewebefiltern• Kann so ausgelegt werden, dass weitere Felder später hinzugefügt werden können <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Energiebedarf: Obwohl der Energiebedarf für den Betrieb des Filters im Vergleich zum Gesamtenergiebedarf der Wanne relativ gering ist (<1 %), sind die Kosten für den Strom bedeutsamer als für das billigere Heizöl. Außerdem gibt es eine Auswirkung aufgrund der indirekten Emissionen, die mit dem Einsatz von Strom verbunden sind (CO₂ und andere Emissionen aus dem Kraftwerk)• Die entstehenden festen Abfallströme können nicht immer recycelt werden• Viele Prozesse erfordern eine saure Gaswäsche, und in diesen Fällen wird ein Absorptionsmittel verbraucht. Indirekte Emissionen werden mit dem Einsatz des Alkalireagenzmittels verbunden (Herstellungsprozess des Stoffs)• Elektrofilter können zu höheren Investitionskosten als andere Systeme, wie Gewebefilter, führen.• Es ist schwierig, den Anlagenbetrieb innerhalb der Auslegungsbedingungen zu erhalten, oder die Leistung sinkt erheblich• Sicherheitsvorkehrungen müssen in der Hochspannungsanlage beachtet werden• Elektrofilter können sehr groß sein, und die Platzanforderungen müssen beachtet werden.
--

Betriebsdaten

Die durchschnittliche Staubkonzentration im Abgas nach der Reinigung ist im Allgemeinen niedrig. In den meisten Anwendungen kann ein zwei- oder dreistufiger Elektrofilter weniger als 10 mg/Nm³ und weniger als 0,03 kg Staub pro Tonne geschmolzenes Glas erreichen. Der Staubminderungsgrad kann jedoch im Laufe der Zeit und bei verschiedenen Betriebsbedingungen schwanken. Abbildung Bild 4.2 zeigt beispielhaft die Schwankungsbreite der Ergebnisse von monatlichen Einzelmessungen für Staubemissionen an einer ölbefeuerten Floatglas-Wanne mit einem Elektrofilter und einer Trockensorption mit Ca(OH)₂. Bei diesem Beispiel liegen die Jahresdurchschnittswerte (rote Punkte) oft unter 10 mg/Nm³, aber Einzelmessungen (blaue Punkte) können bei bis zu 30 mg/Nm³ liegen. Diese Schwankungen können auf die Funktionsweise des Filters zurückzuführen sein, aber auch auf die Schwankung des Rohabgases (Temperatur, Staubzusammensetzung etc.) und Prozessänderungen (Änderungen der Glasabnahme und der Glasart). Dies trifft auch für die Zeit der Felderreinigung zu, wenn die Staubkonzentrationen einen kurzzeitigen Anstieg aufweisen. In vielen Anwendungen können Elektrofilter Ergebnisse unterhalb dieser Werte erreichen, entweder aufgrund günstiger Bedingungen oder aufgrund des Einsatzes einer Hochleistungs-Bauart. Emissionswerte von unter 5 mg/Nm³ werden in einigen Anlagen gemessen, jedoch würde die Einhaltung dieses Wertes zu höheren als in diesem Abschnitt angegebenen Kosten führen, es sei denn, es liegen günstige Betriebsbedingungen vor. Es sollte bedacht werden, dass in Regenerativ-Wannen mit Feuerungswechseln die Daten immer als Emissionsdurchschnitt der Emissionen während zweier Feuerungswechsel oder ein Vielfaches des Zyklus´ darstellen.

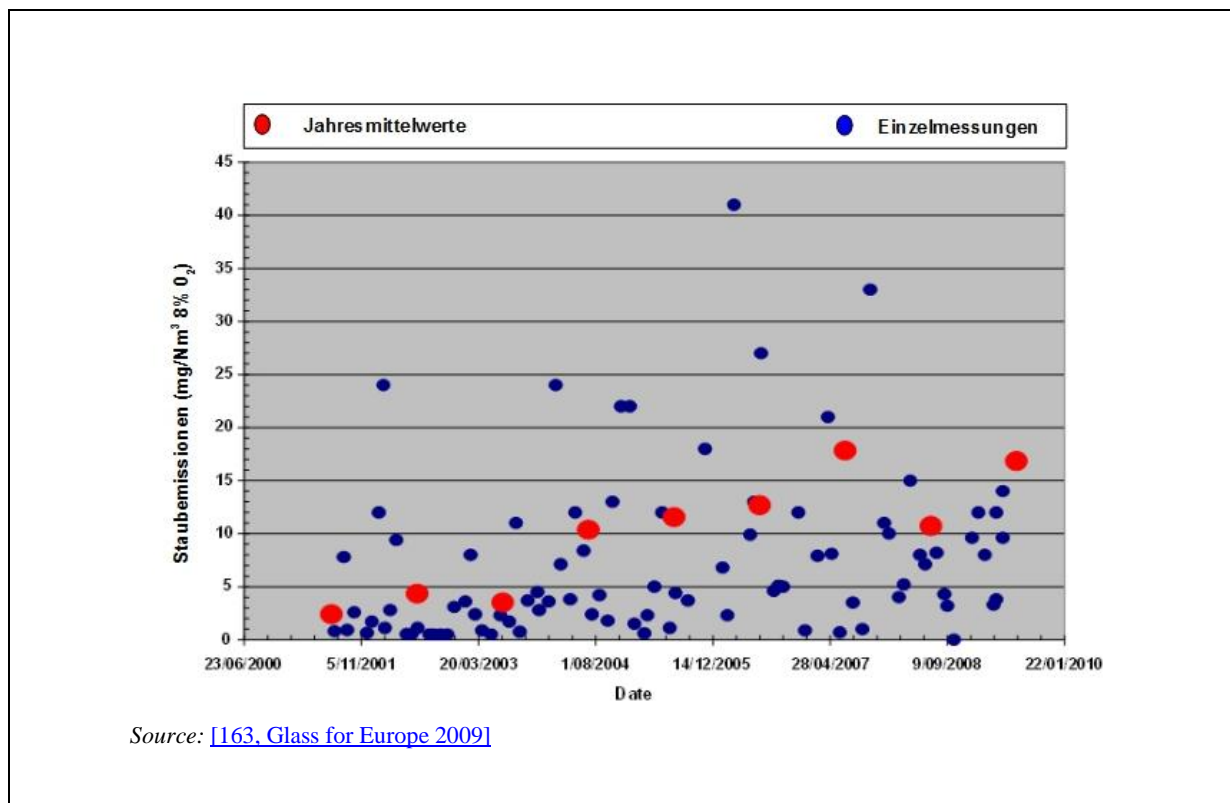


Bild 4.2: Ergebnisse für Staubemissionen (monatliche Einzelmessungen) einer ölbefeuerten Flachglaswanne, ausgestattet mit Elektrofilter und Trockensorption mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$

Der Einsatz eines Elektrofilters ist weit verbreitet, speziell bei Anlagen mit einer hohen Produktionskapazität (hohes Abgasvolumen) und/oder mit mehr als einer Wanne.

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) sind viele große Anlagen mit kontinuierlicher Staub- oder Trübungsmessung ausgestattet.

Um die beste Leistung bei einem Elektrofilter zu erreichen, ist es notwendig, dass der Gasstrom durch die Einheit gleichmäßig ist und kein Gas an den elektrischen Feldern vorbei strömt. Die richtige Auslegung der Zuflussrohre und der Einsatz einer Strömungsverteilungseinrichtung innerhalb der Einlassöffnung müssen zu gleichmäßigen Strömungen vom Einlass bis zum Abscheider führen. Im Allgemeinen muss die Betriebstemperatur unter 430 °C gehalten werden. Die Leistung des Elektrofilters geht mit zunehmender Betriebsdauer zurück. Die Elektroden können reißen, sich verschieben oder Belag anlagern, weshalb regelmäßige Überholung notwendig ist, speziell bei älteren Anlagen.

In Anwendungen, in denen der Gasstrom erhebliche Mengen saurer Abgase enthält (speziell SO_x , HCl und HF), wird es im Allgemeinen als notwendig erachtet, vor dem Elektrofilter eine Wäsche des sauren Abgases durchzuführen. Diese umfasst normalerweise eine Trocken- oder Halbtrockensorption mit Calciumhydroxid, Natriumcarbonat oder Natriumbicarbonat. Diese Techniken sind in Abschnitt 4.4.3.3 beschrieben.

Die sauren Gase entstehen durch Scherben, Rohstoffe oder den Schwefel im Heizöl, das zur Befuerung genutzt wird. Ohne Abscheidung der sauren Gase würden sich am Elektrofilter erhebliche Korrosionsschäden zeigen. Bei einigen borhaltigen Gläsern unterstützen die Alkalien zudem die Abscheidung der flüchtigen Borverbindungen. Enthalten die Abgase keine hohen Gehalte an sauren Gasen (z.B. bei Erdgasbefuerung oder schwefelarmen Rohstoffen), ist eine Vorbehandlung nicht unbedingt notwendig, z.B. in den meisten Glaswolleprozessen.

Im Flach- und Behälterglassektor liegen die Staubemissionen bei Anwendung eines Elektrofilters in Kombination mit einer Wäsche saurer Gase im Bereich von 10 – 20 mg/Nm³. Diese Werte werden für Trockensorption mit Kalkhydrat und relativ niedrigen Abscheidegraden für SO_x von 25 – 33 % erreicht, aber auch bei SO_x-Abscheidegraden von 50 – 95 %, abhängig vom Alkalireagenzmittel, der Art des Abscheidesystems, der Abgastemperatur und dem Molverhältnis von eingesprütztem Reagenz und im Abgas vorhandenem SO_x, HCl und HF (siehe auch Abschnitt 4.4.3.3). Die durch das Filtersystem entstehende Staubmenge kann erheblich schwanken in Abhängigkeit vom erforderlichen Abscheidegrad für die sauren Abgase. In der Folge muss ein fester Abfallstrom durch Rückführung des Staubs in das Gemenge oder Entsorgung auf der Deponie gehandhabt werden (siehe Abschnitte 4.4.3.3 und 4.7).

Einige Beispiele für Staubwerte, die mit Elektrofiltern erreicht werden, sind in Tabelle 4.7 dargestellt.

Tabelle 4.7: Staubemissionswerte bei Einsatz eines Elektrofilters für Musteranlagen

Produktion	Brennstoff/Schmelz-technik	Gesamt- produktion	Elektrofilter-Eigenschaften	Staubemissionen	
		t/d		mg/Nm ³ , Trockenes Abgas bei 8 % O ₂	kg/t Glas
Behälterglas					
Kalknatron grün/weiß	Erdgas	470	1 Feld-Trockenabscheidung mit Ca(OH) ₂	17 ⁽³⁾	0.027
Kalknatron	Erdgas	640	5 Felder- Trocken- abscheidung mit Ca(OH) ₂	7.6	0.016
weiß	Erdgas	275	3 Felder –kein Wäschersystem	23.8	0.037
Braun	Heizöl + Erdgas	297	2 Felder - Trocken- abscheidung mit Ca(OH) ₂	1.2	0.0019
Weiß/braun	Heizöl	547	2 Felder - Trockenab- scheidung mit Ca(OH) ₂	18	0.027
smaragdgrün/UV- grün	Erdgas	367	2 Felder - Trocken- abscheidung mit Ca(OH) ₂	27	0.040
Flachglas					
weiß/farbig	Heizöl	259	2 Felder - Trocken- abscheidung mit NaHCO ₃	3.0	0.0048
weiß	Heizöl + Erdgas	700	4 Felder - Trocken- abscheidung mit Ca(OH) ₂	1.5	0.0031
weiß	Erdgas	600	3 Felder - Trocken- abscheidung mit Ca(OH) ₂	30	0.084
Wirtschaftsglas					
Nicht spezifiziert	Heizöl	110	Nicht spezifiziert	16.5	0.034
Spezialglas					
Nicht spezifiziert	Heizöl + Erdgas	170	2 Felder - Trocken- abscheidung mit Ca(OH) ₂	20	0.127

(¹) Die Emissionswerte sind Durchschnittswerte aus diskontinuierlichen Messungen (30 – 60 Minuten).
(²) Für niedrige Konzentrationswerte liegt die Messunsicherheit für gewöhnlich in der selben Höhe wie der gemessene Wert (siehe Abschnitt 8.3.2).
(³) Monatsmittelwerte von kontinuierlichen Messungen
Source: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [84, Italy-Report 2007] [86, Austrian container glass plants 2007] [120, CTCV 2009]

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Im Prinzip ist diese Technik bei allen neuen und bestehenden Anlagen in allen Glassektoren anwendbar. Bei bestehenden Anlagen kann eine Aufrüstung des Filters mit einem zusätzlichen Feld nur durchgeführt werden, wenn die Schmelzwanne repariert wird und der Platz dafür vorhanden ist. Der Aufbau eines Elektrofilters kann nur während einer Kaltreparatur erfolgen oder bei einer vollständigen Erneuerung der Wanne(n).

Eine regelmäßige Wartung des Elektrofilters ist wichtig, um die hohe Leistungsfähigkeit des Systems sicher zu stellen.

Elektrofilter werden aufgrund der Explosionsgefahr durch das im Abgas enthaltene Kohlenmonoxid nicht in Steinwollekuppelöfen genutzt.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Hauptfaktoren, die die Kosten für Elektrofilter beeinflussen, sind die folgenden:

- Abgasvolumen
- erforderliche Leistung
- Anzahl der Felder
- Abgasvorbehandlung
- Wenn die Wäsche saurer Gase notwendig ist, Wirkungsgrad des Wäschers und des Sorbens (z.B. Kalkhydrat, Natriumhydrogencarbonat, Natriumcarbonat)
- Anlagencharakteristik (Platzverfügbarkeit, Auslegung, notwendige Standortvorbereitung)
- Energie-, Strom-, Wasser- und Personalkosten
- Staubentsorgungskosten (wenn ein Recycling nicht möglich ist).

Jedes zusätzliche elektrische Feld (mehr als zwei) erhöht die Investitionskosten um ungefähr 10 – 15 %, aber der Gesamtanstieg der gesamten Abgasbehandlung, einschließlich Wäscher und Betriebskosten, liegt nur bei ungefähr 5 %.

Die mit der Installation eines Elektrofilters verbundenen Kosten sind für bestehende Anlagen meist höher als für neue, besonders wenn es Platzbeschränkungen gibt und wenn der Standort des Filters relativ lange, zusätzliche Rohrleitungen (die oft isoliert werden müssen) erfordert.

Für Elektrowannen und kleinere konventionelle Wannen (<200 t/d) führen hohe Investitionskosten dazu, dass die Betreiber alternative Techniken, besonders Gewebefilter, wählen.

Die spezifischen Kosten können erheblich höher für kleinere Anlagen und ölbefeuerte Wannen sein, obwohl dies auch vom Grad der zu erreichenden SO_x-Minderung abhängt. Bild 4.3 stellt die spezifischen Kosten für Abgasreinigungssysteme, bestehend aus Filter und Trockensorption mit Ca(OH)₂, in vier verschiedenen Situationen für Floatglas-Wannen, in Abhängigkeit von der Schmelzleistung und unter der Annahme, dass aller Filterstaub entsorgt wird, dar.

Die Kostenschätzung basiert auf den folgenden erreichbaren Emissionswerten:

- Die Staubemissionen werden im Bereich 10 – 20 mg/Nm³ angenommen, mit möglichen Werten zwischen 5 und 10 mg/Nm³ in Abhängigkeit von der Auslegung des Elektrofilters und dem Betrieb (z.B. zeitlich höhere Werte während der Entfernung von Ablagerungen von den Platten);
- Eine begrenzte SO_x-Emissionsminderung von 25 – 33 % wird als Standardbetriebsbedingung unter Einsatz einer Trockensorption mit Kalkhydrat angenommen.

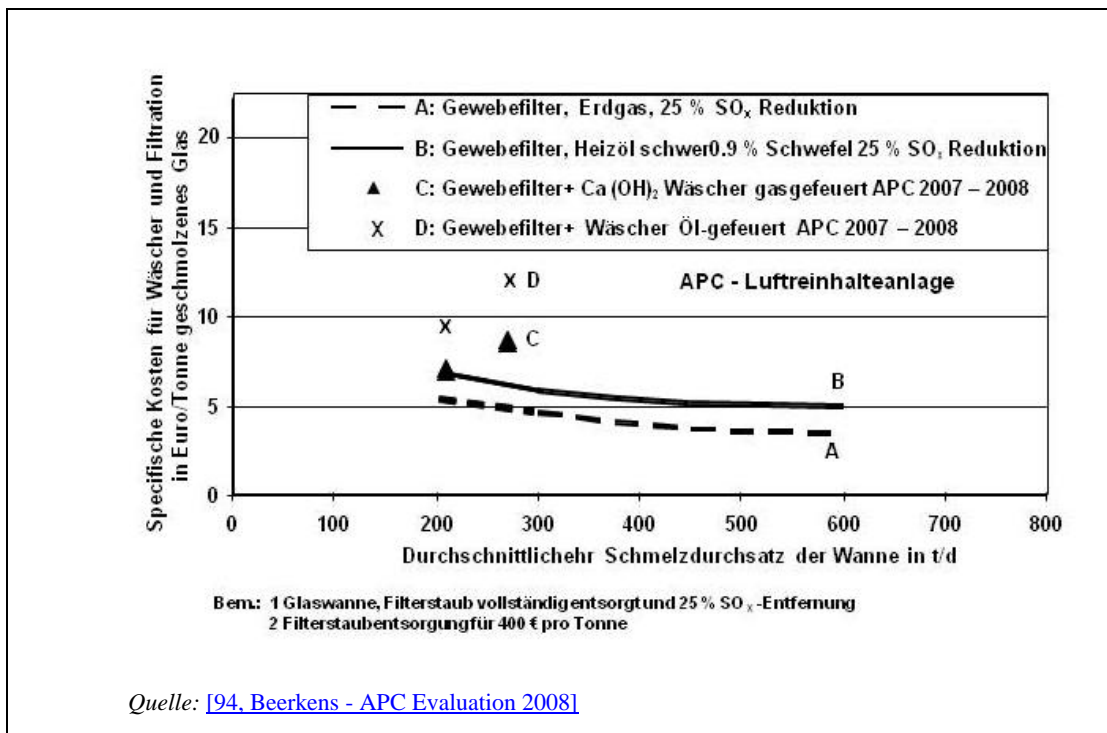


Bild 4.3: Spezifische Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas für ein Abgasreinigungssystem mit Trockensorption und Filtern sowie vollständiger Filterstaubentsorgung für eine Floatglas-Wanne in Abhängigkeit von der Schmelzleistung

Basierend auf der in Abschnitt 8.1, dargestellten Methodik wurden die Kostendaten für verschiedene Wannenkapazitäten und SO_x-Minderungsgrade sowie für zwei Optionen - für vollständiges Filterstaubrecycling oder vollständige Filterstaubentsorgung als Abfall – geschätzt. Die Daten basieren auf echten Kosten (z.B. Zitate von Anlagenherstellern) und berechneten Werten [94, Beerkens - APC Evaluation 2008].

Die untenstehenden Kosten wurden für einen typischen SO_x-Emissionswert von 800 – 1000 mg/Nm³ für gasbefeuerte und 1800 – 2000 mg/Nm³ für ölbefeuerte Wannen sowie unter der Annahme einer begrenzten erreichten SO_x-Emissionsminderung von ungefähr 30 % mittels Trockensorption mit Kalkhydrat geschätzt.

Floatglas-Produktion

- Die Gesamt-Investitionskosten für ein Abluftbehandlungssystem (Elektrofilter + Trockensorption) können zwischen 3,9 und 5,5 Millionen Euro schwanken, in Abhängigkeit der Wannengröße (500 – 900 t/d).
- Die Betriebskosten schwanken zwischen 375.000 und 575.000 Euro pro Jahr bei vollständiger Filterstaubrückführung und 685.000 bis 11.400.000 Euro pro Jahr bei vollständiger Filterstaubentsorgung.
- Die spezifischen Kosten können zwischen 3,90 und 4,80 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas bei vollständiger Filterstaubrückführung liegen; der niedrigere Wert bezieht sich auf größere Anlagen (900 t/d) und der höhere Wert auf kleinere Anlagen (450–500 t/d). Bei vollständiger Filterstaubentsorgung liegen die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas zwischen 1,50 und 2 Euro höher. Eine höhere SO_x-Abscheiderate (ungefähr 50 %), erreichbar durch die höhere Zugabe von Kalkhydrat, würde zusätzliche Kosten von 1 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas für gasbefeuerte Wannen und 2,50 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas bei ölbefeuerten Wannen und bei vollständiger Filterstaubentsorgung verursachen. Die spezifischen Kosten wären deutlich geringer bei vollständiger Filterstaubrückführung in die Wanne (ungefähr 0,20 bis 0,30 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas).

- Die spezifischen Kosten pro kg entferntem Schadstoff schwanken zwischen 9 und 15 Euro pro kg entferntem Staub und zwischen 0,45 und 0,70 Euro pro kg abgeschiedenem SO₂, abhängig von der Kapazität der Wanne und den Betriebsbedingungen.

Behälterglasproduktion

- Die Gesamt-Investitionskosten für ein Abluftbehandlungssystem (Elektrofilter und Trockensorption) können zwischen 2,2 und 4,7 Millionen Euro pro Wanne schwanken, abhängig von der Wannengröße (133 – 560 t/d). In der Praxis werden regelmäßig die Abgase mehrerer Wannen in einem Abluftbehandlungssystem behandelt.
- Die Betriebskosten können zwischen 166.000 und 673.000 Euro pro Jahr schwanken. Die niedrigeren Werte beziehen sich auf gasbefeuerten Wannen sowie Filterstaubrecycling, und die höheren Werte beziehen sich auf eine ölbefeuerte Wanne mit Filterstaubentsorgung.
- Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas sind mit den Werten für die Floatglas-Produktion vergleichbar.
- Die spezifischen Kosten können zwischen 10 und 24 Euro pro Tonne abgeschiedenem Staub und zwischen 0,50 und 1,20 Euro pro kg abgeschiedenem SO₂, abhängig von der Kapazität der Anlagen und den Betriebsbedingungen, schwanken.

Wirtschaftsglasproduktion

- Die Gesamt-Investitionskosten für ein Abluftbehandlungssystem (Elektrofilter und Trockensorption) können zwischen 1,2 und 2 Millionen Euro schwanken, abhängig von der Wannengröße (35 – 180 t/d).
- Die Betriebskosten können zwischen 43.500 und 247.000 Euro pro Jahr schwanken. Der niedrigere Wert bezieht sich auf kleine gasbefeuerte Wannen (35 t/d) sowie Filterstaubrecycling, und der höhere Wert bezieht sich auf größere gasbefeuerte Wannen (180 t/d) mit Filterstaubentsorgung.
- Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas können viel höher als die für Behälterglas sein. Werte zwischen 7,70 und 16,70 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas wurden in Abhängigkeit von der Wannengröße geschätzt.
- Die spezifischen Kosten können zwischen 20 und 44 Euro pro kg abgeschiedenem Staub und zwischen 1 und 2,20 Euro pro kg abgeschiedenem SO₂, in Abhängigkeit von der Anlagenkapazität und den Betriebsbedingungen schwanken.

Die Methodik für die Kostenschätzung ist zusammen mit einer Zusammenfassung der geschätzten Kosten für Elektrofilter in Kombination mit Trockensorption für das Abgas von Glasschmelzwannen in Abschnitt 8.1.7, Table 8.7 dargestellt. Es handelt sich um Daten für Abluftbehandlungssysteme vor dem Jahr 2007 und Systemen, die in den Jahren 2007 und 2008 installiert wurden.

Die oben genannten Zahlen können um bis zu 15 % für die Investitionskosten und 30 % für Betriebskosten in Abhängigkeit verschiedener ortsspezifischer Faktoren schwanken. Für Anlagen, die keine Wäsche für saure Gase brauchen, sind die Investitionskosten ungefähr 15 - 20 % und die Betriebskosten 30 – 40 % niedriger.

Die Infrastrukturkosten schwanken in Abhängigkeit von der Elektrofiltergröße und den örtlichen Bedingungen für jede Anlage (einschließlich der Anzahl der Wannen, die an den Elektrofilter angeschlossen sind). Wie bereits erwähnt können Elektrofilter ziemlich groß sein und bei bestehenden Anlagen mit Platzmangel erhebliche Baumaßnahmen erforderlich machen.

Eine Zusammenfassung von Kostendaten aus Beispielanlagen, die verschiedene Glasarten (Behälter-, Flach-, Spezialglas und Glaswolle) unter verschiedenen Betriebsbedingungen produzieren, enthält Tabelle 4.8.

Tabelle 4.8: Zusammenfassende Beispiele tatsächlicher Kosten von Elektrofiltern in der Herstellung von Flach-, Behälter-, Spezialglas und Glaswolle

	Flachglas ⁽¹⁾	Flachglas ⁽²⁾	Behälterglas ⁽³⁾	Spezialglas ⁽⁴⁾	Glaswolle ⁽⁵⁾
Wannenart	Querbrenner, regenerativ	Float, Querbrenner	Querbrenner, regenerativ	Querbrenner, regenerativ	Oxy-fuel-befeuert
Brennstoff	Heizöl	Erdgas + leichtes Heizöl	Erdgas	Erdgas + leichtes Heizöl	Erdgas
Wannenkapazität	350 t/d	800 t/d	350 t/d	220 t/d	206 t/d
Tatsächlicher Durchsatz	259 t/d	700 t/d	275 t/d	170 t/d	199 t/d
Elektrische Zusatzheizung	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Glasart	weiß, extra weiß, bronze, gelb	weiß	Flintglas	Borosilikatglas-röhrchen	C-Glas
Scherben	30 %	35 %	60 %	25 %	66 %
Spezifischer Energiebedarf	5.71 GJ/t Glas	5.20 GJ/t Glas	3.78 GJ/t Glas	16.44 GJ/t Glas	3.55 GJ/t Glas
Anzahl Felder im Elektrofilter	2	4	3	2	2
Temperatur vor dem Filter	300 °C	300 °C	200 °C	350 °C	nicht verfügbar
Sorbenzmittel	NaHCO ₃	Ca(OH) ₂	kein ⁽³⁾	Ca(OH) ₂	kein
Sorbenzmenge	55 – 80 kg/h ⁽⁶⁾	15 kg/h		22 kg/h	
Filterstaubrückführung ins Gemenge	100 %	100 %	100 %	0 %	100 %
Energiebedarf für den Elektrofilter, einschließlich Ventilator	125 kWh/h	320 kWh/h	194 kWh/h	250 kWh/h	nicht verfügbar
Wartungsintervall	jährlich	jährlich	bei Bedarf	keine Angabe	keine Angabe
Kostendaten ⁽⁷⁾					
Investitionskosten	EUR 2,2 Mio	EUR 2,5 Mio	EUR 1,5 Mio	EUR 2,8 Mio	EUR ⁽⁸⁾ 0,91 Mio
Amortisationszeit	10 a	10 a	10 a	10 a	8 a
Betriebskosten	EUR/a 205 000	EUR/a 238 000	EUR/a 120 000	EUR/a 275 000	EUR/a ⁽⁸⁾ 60 000
jährliche Amortisationskosten	EUR/a 292 600	EUR/a 331 500	EUR/a 199 500	EUR/a 372 400	EUR/a 158 750
jährliche Gesamtkosten	EUR/a 497 600	EUR/a 569 500	EUR/a 319 500	EUR/a 647 400	EUR/a 218 750
geschätzte Kosten pro Tonne Glas	EUR 5.26/t Glas	EUR 2.23/t Glas	EUR 3.18/t Glas	EUR 10.4/t Glas	EUR 3.01/t Glas ⁽⁸⁾
damit verbundene Emissionswerte					
	Halbstundenmittelwert	Halbstundenmittelwert	Halbstundenmittelwert	Halbstundenmittelwert	Gemessene Daten sind nicht verfügbar
mg/Nm ³ , trockenes Abgas bei 8 % O ₂	Staub: 3.0 SO _x : 1150 HCl: 7.0 HF: 3.7	Staub: 1.5 SO _x : 1327 HCl: 25 HF: 0.5	Staub: 23.8 SO _x : 386 HCl: 4.8 HF: 3.0	Staub: 20 SO _x : vernachlässigbar HCl: 9 HF: 4	Staub: <5 SO _x : vernachlässigbar HCl: <1 HF: <1
kg/t Glas	Staub: 0.0048 SO _x : 2.78 HCl: 0.017 HF: 0.009	Staub: 0.0031 SO _x : 2.72 HCl: 0.051 HF: 0.001	Staub: 0.037 SO _x : 0.60 HCl: 0.0075 HF: 0.005	Staub: 0.127 SO _x : negligible HCl: 0.057 HF: 0.015	Staub: <0.01 SO _x : negligible HCl: <0.0015 HF: <0.0015
⁽¹⁾ .Die Anlage ist mit einem Wärmerückgewinnungssystem vor und hinter dem Elektrofilter ausgestattet. ⁽²⁾ .Die Anlage ist mit einem Wärmerückgewinnungssystem ausgestattet. ⁽³⁾ .Die Anlage ist mit einem Gemengevorwärmer ausgestattet. ⁽⁴⁾ . Die Anlage ist mit der SCR-Technik zur NO _x -Minderung. ⁽⁵⁾ . Emissionswerte zeigen die zu erwartenden Werte auf Basis von Messungen an anderen Anlagen. ⁽⁶⁾ . Die Sorptionsmittelmenge hängt von der produzierten Glasart ab. ⁽⁷⁾ Die Kostendaten sind für den Zeitpunkt der Installation des Abluftreinigungssystems und nicht notwendigerweise repräsentativ für aktuelle Kosten. ⁽⁸⁾ . Neuere Kostendaten (2008) zeigen für eine Wannenkapazität von 150 – 250 t/d folgende Kosten: Investitionskosten: EUR 1,5 Mio bis 2,0 Mio, Betriebskosten: EUR 80.000 – 200.000 pro Jahr, spezifische Kosten: EUR 4,5 – 5,5 pro Tonne geschmolzenes Glas. <i>Quelle:</i> [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [115, EURIMA-ENTEC Costs evaluation 2008]					

Triebkraft für die Anwendung

Die Erfüllung rechtlicher Emissionswerte ist die wichtigste Triebkraft für die Einführung dieser Technik.

Ein zusätzlicher Faktor als Triebkraft für die Installation eines Entstaubungssystems ist die Anforderung, die Metallemissionen und/oder gasförmige Emissionen (SO_x, HF, HCl, etc.) zu mindern die oft den Einsatz fester Reagenzien erfordern und zu hohen Staubemissionswerten führen.

Referenzanlagen

Es gibt viele Beispiele für Elektrofilter, die erfolgreich in der Glasindustrie eingesetzt werden. Mehr als 90 Wannen in Deutschland und mehr als 40 in Italien sowie auch in anderen EU-Ländern sind mit Elektrofiltern ausgestattet, oft in Kombination mit der Wäsche saurer Gase. Elektrofilter sind die verbreitetsten Filter in der Glasindustrie. Diese Technik wird von der Industrie bevorzugt, speziell bei großen Glaswannen.

Im Jahr 2007 waren mehr als 60 % aller Floatglas-Wannen mit einem Elektrofilter ausgestattet. Seit 2005 wurden bestehende Floatglas-Wannen mit Minderungstechniken während der Kaltreparatur ausgestattet.

Referenzliteratur

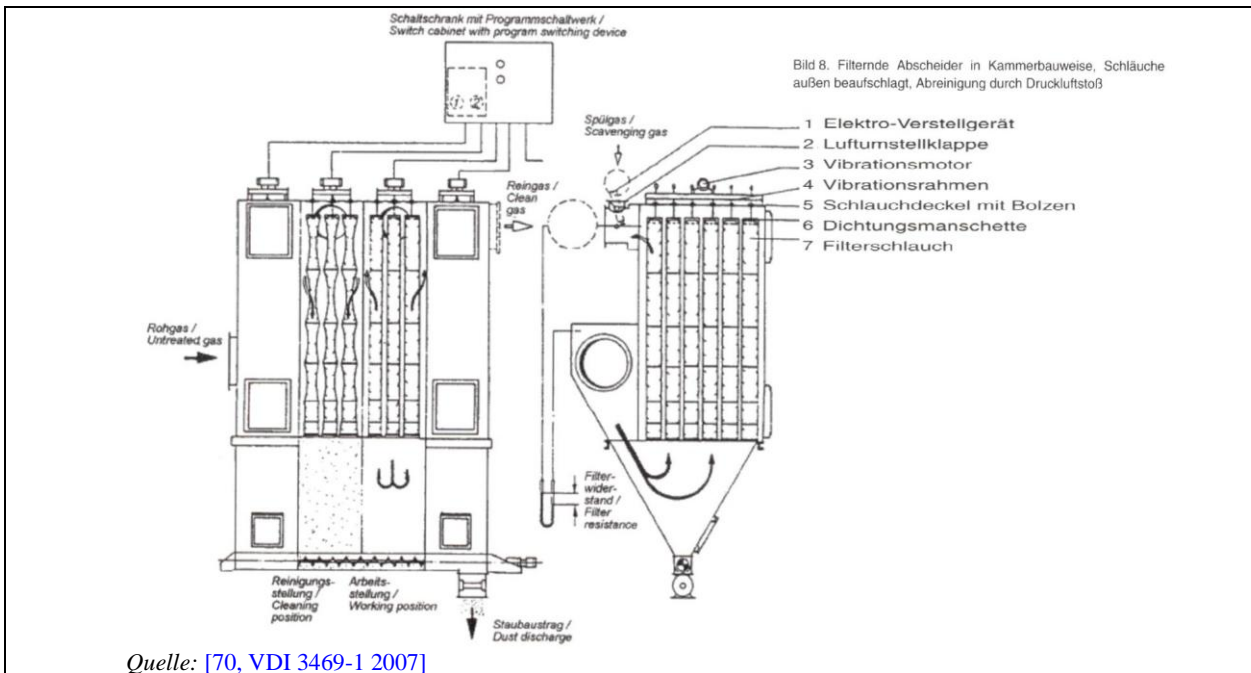
[\[33, Beerkens 1999\]](#) [\[64, FEVE 2007\]](#) [\[94, Beerkens - APC Evaluation 2008\]](#) [\[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007\]](#)

4.4.1.3 Gewebefilter

Beschreibung

Gewebefiltersysteme werden in vielen Anlagen der Glasindustrie aufgrund ihrer hohen Wirksamkeit hinsichtlich der Feinstaubabscheidung genutzt. Der Einsatz in der Abgasbehandlung bei Behälterglas ist heutzutage verbreiteter, weil heute moderne und zuverlässige Stoffe und Kontrollsysteme genutzt werden. Aufgrund der Möglichkeit, unter bestimmten Umständen zu verstopfen, sind sie nicht in allen Anwendungen die bevorzugte Wahl. In vielen Fällen gibt es technische Lösungen für diese Schwierigkeiten, aber dies kann zusätzliche Kosten hervorrufen.

Das Grundprinzip des Gewebefilters ist die Auswahl einer textilen Membran, die Gas durchlässt, Staub aber zurückhält. Zunächst wird Staub sowohl auf den Fasern an der Oberfläche als auch in den Tiefen des Filters abgeschieden. Sobald sich an der Oberfläche eine Schicht bildet, wird diese selbst zum Filtermedium. Während der Filterkuchen dicker wird, steigt der Widerstand gegen den Gasstrom an, weshalb eine regelmäßige Reinigung des Filtermediums zur Kontrolle des Druckabfalls im Filter notwendig ist. Das Gas kann im Gewebe entweder von innen nach außen oder von außen nach innen strömen (siehe Bild 4.4).



Quelle: [70, VDI 3469-1 2007]

Bild 4.4: Gewebe(Tuch)filteraufbau

Zu den am häufigsten eingesetzten Reinigungstechniken für einen Gewebefilter gehören der Gegenstrom, das mechanische Schütteln, Vibration und Druckluftimpulse. Oft wird eine Kombination dieser Techniken genutzt. Die üblichen Reinigungsmechanismen führen nicht dazu, dass das Gewebe wieder den ursprünglichen Zustand annimmt. Es ist nicht von Vorteil, den Filter zu häufig zu reinigen, weil die in der Tiefe des Gewebes abgeschiedenen Partikel dazu beitragen, die Porengröße zwischen dem Gewebe zu reduzieren und dadurch höhere Wirkungsgrade ermöglichen.

Gewebefilter werden auf Basis der zu erwartenden Filtrationsgeschwindigkeit, als die maximal akzeptable Gasgeschwindigkeit für den Durchfluss durch eine Gewebeeinheit (ausgedrückt in m/s) konzipiert. Die Filtrationsgeschwindigkeit liegt im Bereich von 0,01 bis 0,06 m/s je nach Anwendung, Filter- und Gewebearart. Das Filterkonzept muss das Gleichgewicht zwischen Druckabfall (Betriebskosten) und Größe (Investitionskosten) optimieren. Ist die Filtrationsgeschwindigkeit zu hoch, ist der Druckabfall hoch und die Partikel dringen in das Gewebe ein und führen zu einer Gewebeverstopfung. Ist die Filtrationsgeschwindigkeit zu niedrig ist der Filter effizient, aber sehr teuer.

Da die Partikel im Abgas die Tendenz haben, nach der Glasschmelzwanne am Filtermaterial zu haften, ist die Entfernung der Partikel vom Filtermaterial manchmal schwierig. Ein zufriedenstellender kontinuierlicher Betrieb kann durch die Tendenz der Partikel zur Agglomeration auch dadurch unterstützt werden, dass ein Teil der vom Filtermaterial entfernten Partikel kontinuierlich in den Rohgasstrom zurückgeführt wird. Der Einsatz von Kalkhydrat in der Gaswäsche unterstützt diesen Effekt.

Bei der Auswahl des Gewebematerials muss die Gaszusammensetzung, die Art und Größe der Staubpartikel, die anzuwendende Reinigungsmethode, die erforderliche Leistung und die Wirtschaftlichkeit beachtet werden. Die Gastemperatur muss ebenfalls beachtet werden, zusammen mit der Art der Gaskühlung, wenn vorhanden, und dem daraus resultierenden Wasserdampf und Säuretaupunkt. Die zu beachtenden Gewebeeigenschaften schließen die maximale Betriebstemperatur, chemische Beständigkeit, Faserform und Garntyp, Gewebearart, Gewebeausrüstung, Abrieb- und Biegefestigkeit, mechanische Festigkeit, Abscheidegrad, Gewebe-Finish und -durchlässigkeit ein.

Umweltleistung

Gewebefilter sind sehr wirksame Staubabscheidesystem, und Abscheidegrade von 95 – 99 % sind zu erwarten.

Staubemissionen zwischen $0,5$ und 5 mg/Nm^3 können in vielen Anwendungen erreicht werden. Dies entspricht im Allgemeinen weniger als $0,008 \text{ kg}$ pro Tonne geschmolzenes Glas und weniger als $0,02 \text{ kg}$ pro Tonne geschmolzenes Glas in einigen speziellen Fällen, wie Borosilikatglas oder modifizierte Kalknatrongläser. Es sollte jedoch bei diskontinuierlichen Messungen die Unsicherheit der Standardmethoden (siehe EN 13284-1: 2003) beachtet werden, die in der gleichen Größenordnung liegen kann wie der gemessene Wert. Deshalb sollten die niedrigen berichteten Emissionswerte mit Vorsicht betrachtet werden.

Die Notwendigkeit, solch niedrige Werte zu erreichen, kann wichtig sein, wenn Staub aus Prozessen mit hohen Metallgehalten (nahe oder über den typischen Emissionswerten) freigesetzt wird.

Die Abscheidung von Borverbindungen auf dem Abgas kann effizienter sein, wenn ein Gewebefilter, der bei relativ niedrigen Temperaturen betrieben werden kann, eingesetzt wird. (siehe Abschnitt 4.4.1).

Im Mineralwollesektor, speziell Steinwollekupolöfen, wird von der Anwendung von Schlauchfiltern in bestehenden Anlagen berichtet, die Konzentrationen von unter 10 mg/Nm^3 für Staub ist in nur ungefähr 60 % der Fälle zu erreichen.

Wird eine Waschstufe in Kombination mit einem Gewebefilter eingesetzt, führt dies im Allgemeinen zu niedrigeren Gesamtemissionen an sauren Gasen (siehe Abschnitte 4.4.3 und 4.4.4.2). Wird der Staub recycelt, werden einige saure Gase erneut emittiert. Ein dynamisches Gleichgewicht wird sich jedoch dort einstellen, wo im Allgemeinen die Aufnahme in das Glas höher ist. Einige Rohstoffe können reduziert werden und die Gesamtemissionen sind niedriger. Für einige gasförmige Schadstoffe und unter einigen speziellen Umständen kann der Wirkungsgrad einer Trockensorption mit einem Gewebefilter höher sein als mit einem Elektrofilter, weil eine zusätzliche Absorption auf dem Filterkuchen des Gewebefilters stattfindet oder durch Recycling von Teilstaubmengen, wie man sie in modernen Gewebefiltersystemen findet.

Medienübergreifende Auswirkungen

Der Einsatz von Gewebefiltern erfordert den Einsatz von Strom für Druckluft sowie für Gebläse und Überwachungssysteme, was jedoch weniger als 1 % des Energiebedarfs für die Wanne entspricht. Die mit dem Energieeinsatz verbundenen indirekten CO_2 -Emissionen hängen von der Quelle der Stromerzeugung im Kraftwerk ab. Die geschätzten Emissionen für eine Floatglas-Wanne mit 500 t/d liegen bei ungefähr $2.500 \text{ t CO}_2/\text{a}$ (ca. 2,5 bis 3 % der jährlichen CO_2 -Emissionen der Wanne). Geschätzte Werte für eine Behälterglaswanne von 300 t/d zeigen, dass die indirekten CO_2 -Emissionen durch den Einsatz eines Gewebefilters bis zu 3 % der jährlichen CO_2 -Emissionen der Glaswanne (aus der Verbrennung und den Rohstoffen) betragen können.

Bei Wirtschaftsglaswannen mit einer Kapazität von 30 – 40 t/d betragen die indirekten CO_2 -Emissionen ungefähr 200 – 250 t/a und 600 t/a (ca. 3 % der Gesamt- CO_2 -Emissionen der Wanne) bei größeren Wannan mit einer Kapazität von 180 – 200 t/d.

Die mit dem Energieeinsatz verbundenen indirekten Emissionen werden auf $10 - 26 \text{ kg CO}_2$ pro Tonne geschmolzenes Glas, $0,025 - 0,045 \text{ kg NO}_x$ pro Tonne geschmolzenes Glas und $0,09 - 0,16 \text{ kg SO}_2$ pro Tonne geschmolzenes Glas in Abhängigkeit der Anlagenkapazität geschätzt (siehe auch Abschnitt 8.1.7, Table 8.7, für spezifische geschätzte Daten).

Wie auch bei den Elektrofiltern entstehen indirekte Emissionen durch die Herstellung des Alkalireaktionsmittels für den Wäscheprozess (Natriumbicarbonat, Natriumcarbonat, Calciumhydroxid). Die Werte werden auf 60 – 200 Tonnen CO_2 pro Jahr für Behälterglaswannen mit einer Kapazität von 200 – 600 t/d ($<0,5$ % der Gesamt- CO_2 -

Emissionen der Wanne) geschätzt und auf bis zu 300 – 600 Tonnen CO₂ pro Jahr für große Floatglas-Wannen mit 500 – 900 t/d (ca. 0,5 der Gesamt-CO₂-Emissionen der Wanne).

Wird ein Wäscher zusammen mit dieser Technik eingesetzt, entsteht ein fester Abfallstrom, der entweder in die Wanne zurückgeführt oder entsorgt werden muss. Wie auch bei Elektrofiltern ist die Entstehung eines festen Abfalls die größte medienübergreifende Auswirkung, wenn keine Staubrückführung möglich und die externe Entsorgung notwendig ist. Dieselben in Abschnitt 4.4.1.2 beschriebenen Einschränkungen für das Filterstaubreycling sind auch für den Einsatz eines Gewebefilters gültig. Eine Zusammenfassung der Kosten und medienübergreifenden Auswirkungen für Abluftreinigungssysteme bei Glaswannen wird in Table 8.7, Abschnitt 8.1.7 dargestellt.

Betriebsdaten

Wie auch bei Elektrofiltern schwankt die Wirksamkeit der Entstaubung eines Gewebefilters im Laufe der Zeit und in Abhängigkeit von den Betriebsbedingungen (siehe Abschnitt 4.4.1.2, Betriebsdaten).

Es ist unerlässlich, die Abgastemperatur innerhalb des Betriebstemperaturbereichs für Gewebefilter zu halten. Das Gas (Anm. der Ü.: hier ist die Abgastemperatur gemeint) muss über dem Taupunkt aller vorhandenen kondensierenden Verbindungen liegen (z.B. H₂SO₄ oder Wasser) und unterhalb der oberen Temperaturgrenze des Filtermediums. Ist die Temperatur zu niedrig, tritt eine Kondensation ein, die Gewebeverstopfung und/oder chemische Beschädigungen des Filtermaterials verursachen kann. Ist die Temperatur zu hoch, kann das Filtermaterial geschädigt werden, was teuren Ersatz erfordern kann. Konventionelle Filtergewebe haben normalerweise eine maximale Betriebstemperatur zwischen 130 und 220 °C und im Allgemeinen sind die Kosten umso höher je höher die Betriebstemperatur ist. In den meisten Prozessen liegt die Abgastemperatur zwischen n 450 und 800 °C. Deshalb muss das Gas vor dem Filter durch Verdünnung, Quenschen oder Wärmeaustausch abgekühlt werden.

Es ist sehr wahrscheinlich, dass die Abgase saure Verbindungen (besonders bei ölbefeuerten Wannen) enthalten. Dann ist es notwendig, einen Wäscher vor dem Filter zu installieren, um die Kondensation saurer Verbindungen zu vermeiden, die zur Schädigung bestimmter Gewebematerialien und des Filtergehäuses führen kann. Bei borhaltigen Abgasen unterstützt der Wäscher die Abscheidung flüchtiger Borverbindungen, was zur einfacheren Abscheidung des Staubes ohne Verstopfungen führen kann.

Obwohl Gewebefilter empfindliche Materialien sind, ist die Technik besser geworden, und moderne Filter sind mittlerweile robust. Geeignete Überwachungssysteme, die eine gute Kontrolle der Temperatur zur Vermeidung von Gewebeschäden erlauben, existieren und führen zu einer guten Gesamtzuverlässigkeit.

Moderne Gewebefilter bestehen aus über 1000 Schläuchen. Schädigungen einer kleinen Anzahl von Schläuchen beeinflussen die Filterwirksamkeit normalerweise nicht erheblich. Kontinuierliche Staubüberwachungssysteme am Kamin identifizieren wirksam mögliche Probleme.

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und -nachteile beim Einsatz von Gewebefiltern ist in Tabelle 4.9 dargestellt.

Tabelle 4.9: Hauptvor- und –nachteile von Gewebefiltern

<p><u>Vorteile</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Sehr hoher Abscheidegrad • Stauberfassung im trockenen Zustand • Geringere Investitionskosten für einfachere Anwendungen • Wirksame Metallabscheidung • Im Allgemeinen verbesserte Abscheidegrade saurer Gase, z.B. Fluorwasserstoff, Selen oder Borverbindungen <p><u>Nachteile</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Ein fester Abfallstrom entsteht, der nicht immer recycelt werden kann • Erhöhter Energiebedarf aufgrund des höheren Druckabfalles (CO₂ und andere indirekte Emissionen aus der Stromherstellung) • Oft ist eine Kühlung des Gases erforderlich • Eine Gewebeanpassung ist manchmal erforderlich • Teure Filter sind manchmal erforderlich • Taupunktprobleme können zu Filter- und Gehäuseverstopfung führen • Reinigungsluft (Gegenstrom) erfordert manchmal Erwärmung • Einige Stäube sind sehr schwer abzuscheiden und führen zu einem Druckabfall über den Auslegungswert hinaus • Austrittsabgastemperatur zu niedrig für SCR-Anwendung, wodurch eine Wiedererwärmung des Abgases erforderlich wird mit einem Anstieg des Energiebedarfs um 5 – 10 % im Vergleich zum Energiebedarf der Schmelzwanne
--

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Gewebefilter haben innerhalb einiger Sektoren der Glasindustrie eine weitreichende Akzeptanz erlangt. Im Prinzip können Gewebefilter in allen Anlagen der Glasindustrie, sowohl in Neu- als auch bestehenden Anlagen eingesetzt werden. In vielen Sektoren wurde diese Technik jedoch aufgrund der hohen Wartungsanforderungen und des Potenzials der Gewebeerstopfung mit dem darauf folgenden teuren Ersatz des Gewebes nicht oft eingesetzt. Die Installation einer Waschstufe und schwefelarme Brennstoffe reduzieren allerdings die Tendenz zur Gewebeerstopfung.

Eine weitere mit Gewebefiltern verbundene Sorge ist, dass die meisten mit fossilen Brennstoffen beheizten Wannen eine genaue Drucküberwachung benötigen, und das Vorhandensein eines Gewebefilters mit einem hohen Druckabfall kann dies verkomplizieren. Moderne Materialien und Überwachungssysteme haben dieses Problem gemindert. Aufgrund der geäußerten Bedenken wird als technisch angemessener erachtet, mehrere Wannen an einen Elektrofilter anzuschließen als an einen Gewebefilter.

In modernen Systemen sind die meisten oben erwähnten Probleme gelöst worden, und es gibt viele Beispiele von Gewebefiltern, die in Behälterglas-, Borosilikatglas- und Anlagen anderer Glassektoren gut funktionieren.

Im Flachglassektor ist die Druckkontrolle in der Wanne zur Gewährleistung der hohen Glasqualitätsanforderungen als kritisch zu betrachten. Wegen des hohen entstehenden Druckabfalls gelten Gewebefilter unter Beibehaltung der geforderten Druckbedingungen in der Wanne und der damit verbundenen Glasproduktqualität als sehr schwer zu betreiben. Aus diesem Grund und zusätzlich zu den Schwierigkeiten der Abgaskonditionierung auf niedrige Temperaturen sind Gewebefilter nicht die beste Option für Floatglas-Wannen. 1996 wurde eine Floatglas-Wanne mit einem Gewebefilter ausgestattet, und diese ist bis heute die einzige Floatglas-Wanne mit Gewebefilter in Europa; in allen anderen Fällen wurde der Elektrofilter als zu bevorzugende Technik ausgewählt.

Filterblockaden aufgrund von Gewebeerstopfung waren eine spezielle Sorge bei heizölbefeuerten Glaswolle-Wannen (und einigen anderen borhaltigen Gläsern), weil der Feinstaub klebrig ist und ohne Trockensorption Verstopfungen schwer zu verhindern sind.

Die Wannen sind normalerweise gasbefeuert mit sehr niedrigen Konzentrationen an sauren Verbindungen, und deshalb muss mit einem gut gewarteten Gewebefilter nicht unbedingt eine Wäsche notwendig sein. Dies senkt die Investitions- und Betriebskosten deutlich und erleichtert das Staubrecycling erheblich. Der Einsatz eines Wäschers unterstützt jedoch die Absorption und Kondensation flüchtiger Substanzen, z.B. Bor- und Selenverbindungen.

Eine weitere Sorge mit Gewebefiltern ist, dass die meisten ölbefeuerten Wannen eine empfindliche Drucküberwachung erfordern und das Vorhandensein eines Gewebefilters mit hohem Druckabfall dies erschweren könnte. Moderne Materialien haben dieses Problem reduziert.

Die Technik wird weit verbreitet in Verbindung mit Elektrowannen, Steinwollekuppelöfen, Frittenwannen und Wannen für Hochtemperaturwolle (HTW) und in geringerem Umfang Behälterglaswannen eingesetzt. In vielen kleineren ölbefeuerten Wannen wurden Gewebefilter ausgewählt, die zusammen mit einem Wäscher, der zur Emissionsminderung saurer Gase installiert wurde, betrieben werden. Außerdem können die niedrigeren Investitionskosten für einen Gewebefilter im Vergleich zu Elektrofiltern sehr attraktiv sein und die Ausgaben für die intensivere Wartung und dem Risiko der Gewebeverstopfung aufwiegen.

Die Anwendung von Gewebefiltern ist nicht die beste Option, wenn der Einsatz von SCR vorgesehen ist, weil diese Anwendung im Allgemeinen niedrige Betriebstemperaturen, die nicht für den Betrieb eines Katalysators geeignet sind, erfordert.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Im Allgemeinen können die Investitionskosten für einen Gewebefilter niedriger sein als für einen Elektrofilter, allerdings sind die Betriebskosten höher. Für große Abgasvolumina sind die spezifischen Kosten für einen Gewebefilter in Kombination mit einer Trockensorption jedoch vergleichbar oder sogar höher als für einen Elektrofilter mit einem Wäscher. Dies ist hauptsächlich der Fall für Floatglas-Wannen oder wenn mehrere Behälterglas-Wannen an ein Abluftreinigungssystem angeschlossen sind.

Die Hauptfaktoren, die die Kosten für Gewebefilter beeinflussen, sind die Folgenden:

- Abgasvolumen
- Filteroberfläche (abhängig von der erforderlichen Effizienz)
- Gewebematerial (Glasfaser, Polyamid, Polyimid etc.)
- Abgasvorbehandlung hinsichtlich der Filterbetriebstemperatur
- Ist die Wäsche saurer Abgase erforderlich, Effizienz des Wäschers und Art des Waschmittels (z.B. Kalkhydrat, Natriumbicarbonat, Natriumcarbonat)
- Anlageneigenschaften (Raumangebot, Bauart, erforderliche Anlagenvorbereitung etc.)
- Kosten für Energie, Strom, Wasser und Personal
- Staubentsorgungskosten (wenn kein Recycling möglich ist).

Kostenschätzungen für verschiedene Wannengrößen und SO_x-Abscheidegrade wurden auf Basis der in Abschnitt 8.1 dargestellten Methode gemacht. Dabei wurden als zwei Optionen die vollständige Filterstaubrückführung und die vollständige Filterstaubentsorgung betrachtet. Die Daten basieren auf echten Kosten (z.B. Angaben von Anlagenlieferanten) und berechneten Werten [\[94, Beerrens - APC Evaluation 2008\]](#).

Ein Staubemissionswert im Bereich von <5 – 10 mg/Nm³ bei typischen SO_x-Rohgaswerten von 800 – 1000 mg/Nm³ für gas- und 1800 – 2000 mg/Nm³ für ölbefeuerte Wannen mit einem begrenzten SO₂-Abscheidegrad von 30 % bei Trockensorption mit Kalkhydrat (außer wenn anders ausgewiesen) wird angenommen. Die geschätzten Kosten sind im Folgenden dargestellt:

Floatglasproduktion

- Die geschätzten Gesamt-Investitionskosten für einen Gewebefilter mit Trockensorption entspricht 2,7 Millionen Euro für eine gasbefeuerte Wanne mit 500 t/d und 4,5 Millionen Euro für eine ölbefeuerte Wanne mit Halbtrocken-Sorption in Kombination mit einem Gewebefilter.
- Die Betriebskosten werden auf 700.000 bis 930.000 Euro pro Jahr, abhängig von der Brennstoffart und der Möglichkeit des Filterstaubrecyclings, geschätzt.
- Die geschätzten spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas schwanken zwischen 7 und 9,50 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas, abhängig vom Brennstoff und bei vollständiger Filterstaubentsorgung.
- Die spezifischen Kosten schwanken zwischen 12 und 21 Euro pro kg abgeschiedenem Staub und 0,60 bis 1 Euro pro kg abgeschiedenem SO₂, abhängig von der Wannenkapazität und den Betriebsbedingungen (Brennstoffart und Filterstaubentsorgung).

Behälterglasproduktion

- Die Gesamt-Investitionskosten für ein Abluftreinigungssystem (Gewebefilter und Trockensorption) schwankt zwischen 1,2 und 2 Millionen Euro, abhängig von der Wannengröße (200 – 600 t/d).
- Die Betriebskosten schwanken zwischen 160.000 und 526.000 Euro pro Jahr, wobei der untere Wert mit einer gasbefeuerten Wanne mit 200 t/d und Filterstaubrecycling und der obere Werte mit einer ölbefeuerten Wanne mit vollständiger Filterstaubentsorgung verbunden wird.
- Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas schwanken zwischen 2,70 und 7,30 Euro, wobei der untere Wert mit einer großen Wanne (600 t/d) und Filterstaubrecycling und der obere Wert mit einer ölbefeuerten Wanne mit 290 t/d und Filterstaubentsorgung verbunden wird.
- Die spezifischen Kosten schwanken zwischen 13 und 23 Euro pro kg abgeschiedenem Staub und zwischen 0,65 und 1,20 Euro pro kg abgeschiedenem SO₂, abhängig von der Anlagenkapazität und den Betriebsbedingungen.
- Höhere Investitionskosten von ca. 2,3 Millionen Euro werden für ein Abluftbehandlungssystem erwartet, das aus einem Gewebefilter und einer Halbtrocken-Sorption bei einer Wanne mit 350 t/d besteht. In diesem Fall liegen die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas zwischen 5 und 6,50 Euro.

Wirtschaftsglasproduktion

- Die Gesamt-Investitionskosten für ein Abluftbehandlungssystem (Gewebefilter und Trockensorption) schwanken zwischen 0,77 und 1,15 Millionen Euro, abhängig von der Wannengröße (30 – 200 t/d).
- Die Betriebskosten schwanken zwischen 65.000 und 174.000 Euro pro Jahr, wobei sich der untere Wert auf eine kleine gasbefeuerte Wanne (30 t/d) und der obere Wert auf eine größere gasbefeuerte Wanne (180 t/d), beide mit Filterstaubrecycling, bezieht.
- Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas schwanken zwischen 3,80 und 13,80 Euro, abhängig hauptsächlich von der Wannengröße, wobei sich der untere Wert auf größere Wannen und der obere Wert auf eine Wanne mit 30 t/d beziehen.
- Die spezifischen Kosten pro kg abgeschiedenem Schadstoff schwanken zwischen 23 und 35 Euro pro kg entferntem Staub und 1,20 und 1,80 Euro pro kg entferntem SO₂, abhängig von der Anlagenkapazität und den Betriebsbedingungen.

Bild 4.5 stellt einige geschätzte Kostendaten für Gewebefilter und Trockensorption in Behälterglaswannen dar.

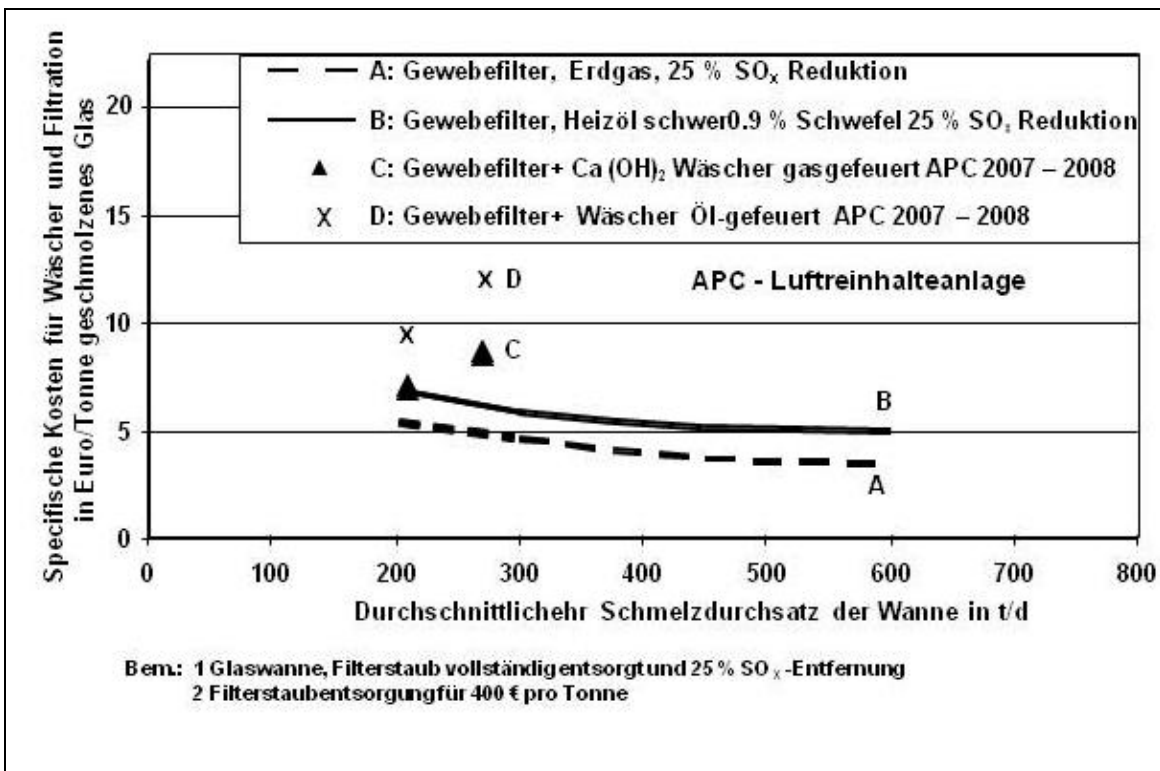


Bild 4.5: Geschätzte Kosten für Trockensorption mit Gewebefiltern in Behälterglaswannen, unter der Annahme vollständiger Filterstaubentsorgung und 25 % SO_x-Abscheidegrad

Abbildung Bild 4.5 zeigt, dass die spezifischen Kosten für ölbefeuerte Wannen, unter Annahme der gleichen SO₂-Emissionsminderung, 30 – 35 % höher als für gasbefeuerte Wannen sind, hauptsächlich aufgrund der höheren Kosten für die Entsorgung des schwefelhaltigen Filterstaubs und höhere Kosten für Kalkhydrat (aufgrund der höheren SO₂-Gehalte im Abgas ölbefeuert Wannen wird mehr Kalkhydrat benötigt). Diese Kosten stiegen 2007 aufgrund höherer Investitionskosten für die Anlage (Filter, Wäscher, Rohrleitungen), wie Abbildung Bild 4.5 für Anlagen C und D zeigt. Die typischen Kosten für kleine Glasproduktionsanlagen liegen zwischen 6 und 10 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas, manchmal aber auch höher als erwartet. Anlagen mit einer Produktion von über 400 – 500 t/d haben Kosten von 3,50 und 5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas. Diese Kosten beziehen sich auf gasbefeuerte Wannen und vollständige Filterstaubentsorgung auf einer Deponie. Die spezifischen Kosten steigen um 1 – 1,50 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas im Fall der Ölbefuerung und Filterstaubentsorgung.

In Abschnitt 8.1.7, Table 8.7 ist eine Zusammenfassung der geschätzten Kosten für verschiedene große Anlagen im Behälter-, Float-, Wirtschaftsglas- und Endlosglasfaserssektor, die Gewebefilter nebst verschiedenen Wäschern anwenden, enthalten.

Beispiele aktueller Kostendaten für zwei Anlagen, die Spezialglas unter verschiedenen Produktionsbedingungen herstellen, sind in Tabelle 4.10 enthalten.

Tabelle 4.10: Beispiele tatsächlicher Kosten für Gewebefilter bei zwei Anlagen für Spezialglas

	Spezialglasanlage 1 ⁽¹⁾		Spezialglasanlage 2
Wannenart	Electroschmelze		Oxy-fuel
Brennstoff			Erdgas
Wannenkapazität	86 t/Tag		50 t/Tag
tatsächlicher Durchsatz	80 t/Tag		40 t/ Tag
elektrische Zusatzheizung			ja
Glasart	Borosilikat, weiß		Borosilikate
Scherben	70 %		60 %
Spezifischer Energiebedarf ⁽²⁾	4.18 GJ/t Glas (Mittelwert zweier Wannen)		6.72 GJ/t Glas
Temperatur vor dem Filter	80 °C		105 °C
Sorptionsmittel	Ca(OH) ₂		Ca(OH) ₂
Sorptionsmittelmenge	3 kg/h		15 kg/h
Filterstaubrückführung in die Wanne	0 %		0 %
Energiebedarf für das Filtersystem einschließlich Ventilator	20 kWh/h		34 kWh/h
Investitionskosten ⁽³⁾	EUR 440.000		EUR 1.5 Mio
Amortisationsdauer	10 a		15 a
Betriebskosten	EUR 50.000/a		EUR 83.109/a
jährliche Amortisationskosten	EUR 58.520/a		EUR 126.000/a
jährliche Gesamtkosten	EUR 108.520/a		EUR 209.109/a
Geschätzte Kosten pro Tonne Glas	EUR 3,71/t Glas		EUR 14,32/t Glas
damit verbundene Emissionswerte	Halbstundenmittelwert		Halbstundenmittelwert
mg/Nm ³ , trockenes Abgas	Staub: 1.2 ⁽⁴⁾ SO _x : 0.7 HCl: 5.1 HF: 0.3	Staub: 0.8 ⁽⁴⁾ SO _x : 4.7 HCl: 22.0 HF: 0.3	Staub: 0.3 ⁽⁴⁾ SO _x : 5.6 HCl: 6.9 HF: 0.45
kg/t Glas	Staub: 0.0017 SO _x : 0.037 HCl: 0.028 HF: 0.0018	Staub: 0.0008 SO _x : 0.013 HCl: 0.061 HF: 0.0009	Staub: 0.0027 SO _x : 0.054 HCl: 0.066 HF: 0.0043
⁽¹⁾ Daten beziehen sich auf eine Anlage mit zwei Elektrowannen, die angegebene Produktionskapazität ist die Summe der beiden Wannen ⁽²⁾ Die berichteten Daten beziehen sich auf die Energie am Einsatzort und sind nicht auf Primärenergie korrigiert. ⁽³⁾ Kostendaten beziehen sich auf den Filter und den Wäscher. Die Werte beziehen sich auf das Jahr der Installation des Abluftbehandlungssystems und sind für heutige Kosten nicht unbedingt repräsentativ. ⁽⁴⁾ Niedrige Konzentrationswerte beziehen sich auf Einzelmessungen, die möglicherweise bei günstigen Bedingungen durchgeführt wurden. Die Unsicherheit der Messmethode ist normalerweise so hoch wie die gemessenen Werte (siehe Abschnitt 8.3.2). Quelle: [75. Germany-HVG Glass Industry report 2007]			

Triebkraft für die Anwendung

Die Einhaltung gesetzlicher Vorgaben ist die wichtigste Triebkraft für die Einführung.

Ein zusätzlicher Faktor für die Installation eines Gewebefilters kombiniert mit einer Trocken- oder Halbtrocken-Sorption kann die Minderung von Metallemissionen sein (Pb, Se etc.) und/oder von gasförmigen Emissionen (SO₂, HCl, HF etc.). Sind Metall- mit den Staubemissionen verbunden, kann der Gewebefilter eine gute Lösung sein. Für flüchtige Metalle wie Selen oder Arsen führen die niedrigen Betriebstemperaturen zu einer guten Abscheidung der Metalle.

Referenzanlagen

Mehr als 16 Behälterglasanlagen waren 2005 mit Gewebefiltern ausgestattet, und es gab mehr in anderen Glassektoren. In der EU-27 wendet nur eine Flachglaswanne einen Gewebefilter an.

Referenzliteratur

[33, Beerkens 1999] [64, FEVE 2007] [70, VDI 3469-1 2007] [94, Beerkens - APC Evaluation 2008] [86, Austrian container glass plants 2007] [110, Austria, Domestic glass plants 2007]

4.4.1.4 Mechanische Abscheider

Beschreibung

Der Begriff mechanische Kollektoren wird für die Beschreibung von Techniken, die mechanische Kräfte (Schwerkraft, Massenträgheit, Zentrifugalkraft) zur Abscheidung des Staubes aus dem Gasstrom nutzen, verwendet, z.B.:

- Zyklone – auf das Gas übertragene Drehbewegung und Staubabscheidung durch Zentrifugalkraft;
- Schwerkraftabscheider – das Gas strömt in eine große Kammer, wodurch die Gasgeschwindigkeit reduziert und der Staub abgeschieden wird;
- Prallabscheider – der Aufprall führt zur Richtungsänderung und zur Staubabscheidung;
- Leitgitter – Anordnungen kleiner Leitgitter zur Aufteilung und Umlenkung des Gasstroms und folglich Abscheidung des Staubs.

Diese Techniken haben schlechte Abscheidegrade für kleine Partikel, speziell für Durchmesser kleiner als 10 µm. Aufgrund der geringen Partikelgröße der Stäube in der Glasindustrie werden diese Techniken nur selten genutzt. Eine Ausnahme ist der Zyklon, der in einigen Anwendungen genutzt wird, speziell als Vorbehandlungsstufe für andere Techniken. Das Betriebsprinzip sowie die Hauptvor- und –nachteile werden unten zusammengefasst. Weil sie jedoch nicht als wirksame Technik angesehen werden, werden Zyklone nicht im Detail beschrieben.

Der Zyklon ist eine Gasreinigungsanlage nach dem Trägheitsprinzip. Staub wird aus dem Gasstrom abgeschieden, wenn die Richtung des Gasstroms geändert wird und der Staub aufgrund seiner Trägheit weiter in die ursprüngliche Richtung weiterströmt und auf einer Abscheideoberfläche abgeschieden wird. Es gibt zwei Arten von Zyklonen – Gegenstrom-Zyklon und Durchströmungs-Zyklon. Gegenstrom-Zyklone sind am weitesten verbreitet und bestehen aus einer zylindrischen Schale und einer konischen Basis, einem Staubsammelbehälter und Luftein- und –auslässen. Es gibt zwei Hauptarten von Gegenstrom-Zyklonen – tangential und axial. Diese Klassifizierung leitet sich von der Geometrie des Lufteinlasses ab.

Das Rohgas wird zu einem Wirbelstrom kanalisiert und Zentripetalkräfte unterstützen die Kreisbewegung. Partikel oberhalb der kritischen Größe werden von der Einlassspirale auf eine breitere Umlaufbahn geschleudert und an der Zyklonwand abgeschieden. Der Luftstrom trägt den Staub zum Abscheidetrichter und am Ende des Konus kehrt der Gasstrom um, und das gereinigte Gas strömt entlang der Mitte des Zyklon in die Auslassspirale.

Im Allgemeinen steigt der Wirkungsgrad eines Zyklons mit ansteigender Partikelkonzentration, Eingangsgeschwindigkeit, Zyklonlänge, Anzahl der Abgasumkehrungen, Verhältnis von Körperdurchmesser und Auslassdurchmesser, Partikeldurchmesser, Staubmenge, Glätte der Zyklonwand. Die Wirksamkeit sinkt mit sinkender Gasviskosität, Gasdichte, Temperatur, Zyklondurchmesser, Auslassdurchmesser, Einlassrohrgröße und Einlassfläche.

Erzielter Umweltnutzen

Zyklonabscheider werden in vielen Industriezweigen eingesetzt und sind speziell geeignet zur Abscheidung von Partikeln mit einem Durchmesser >10 µm. In Abhängigkeit von der

Ausführung erreichen mittel- bzw. hocheffiziente Zyklonabscheider Abscheidegrade von 45 – 90 % für Partikeldurchmesser von 10 µm und 5 – 30 % bei 1 µm. Sie werden regelmäßig vor teure Technologien geschaltet, um partikelförmige Stoffe vom Gasstrom abzuscheiden und die Staubbelastung für das Reinigungssystem zu mindern.

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und -nachteile der Zyklonabscheider ist in Tabelle 4.11 enthalten.

Tabelle 4.11: Hauptvor- und -nachteile von Zyklonabscheidern

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • geringe Investitions- und Betriebskosten (einschließlich Wartung) • mäßiger Druckabfall • geringer Platzbedarf • Betriebsfähig bei hoher Staubbelastung • kann für große Bandbreite an Gasen und Stäuben eingesetzt werden • Kann bei hohen Temperaturen und Drücken betrieben werden • Herstellung mit großer Bandbreite an Materialien möglich <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Geringer Abscheidegrad für kleine Partikel • Schwierige Abscheidung leichter oder nadelförmiger Partikel • Wird der Taupunkt unterschritten, können Verstopfungen auftreten • Explosionsdruckentlastung für brennbare Stoffe schwierig • mögliche Probleme mit abrasiven Stoffen
--

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Diese Technik wird selten allein in der Glasindustrie genutzt, mit Ausnahme des Mineralwollesektors, wo Zyklonabscheider oft in Kombination mit anderen Reinigungssystemen für die Behandlung von Abgasen aus nachgeschalteten Prozessen genutzt werden. Im Allgemeinen werden Zyklonabscheider zur Abscheidung von Feststoffen mit dem Ziel der Staubminderung vor dem Eintritt in das Abluftreinigungssystem genutzt.

4.4.1.5 Hochtemperaturfiltermedien

Beschreibung

Eines der Probleme konventioneller Gewebefilter ist die Notwendigkeit, die Abgastemperatur innerhalb der Betriebstemperatur des Filtermaterials zu halten. Steigt die Temperatur über die obere Temperaturgrenze, muss der Filter umgangen oder das Gas gekühlt werden, z.B. durch Verdünnung. Konventionelle Filtermaterialien haben eine Temperaturgrenze von 120 bis 180 °C, einige Materialien bis zu 250 °C (Glasfasern). Die Materialkosten steigen erheblich, wenn das Material in der Lage ist, bei Temperaturen über 180 °C betrieben zu werden.

In einigen Anwendungen sind Hochtemperaturmaterialien genutzt worden, aber diese Filter sind keine normalen Gewebefilter und normalerweise Kerzenfiltern ähnlich.

Hochtemperaturfilter sind erfolgreich für die Minderung von Emissionen aus Steinwollekuppelöfen eingesetzt worden, werden heute aber nicht mehr genutzt, entweder aufgrund der hohen Kosten oder weil die Anlage geschlossen wurde.

Die am weitesten verbreiteten Hochtemperaturfilter in anderen Industrien sind Keramik- oder Hochtemperaturwollekerzen für die Entstaubung.

Diese Filter bestehen aus Aluminium-Silikat-Material und können bei Temperaturen bis zu 1000 °C eingesetzt werden. Eine neue Art Filter ist mittlerweile verfügbar, der die Technik der Keramikkerzen mit eingebetteten Katalysatoren für die NO_x-Abscheidung kombiniert. Dies wird jedoch als sich entwickelnde Technik eingestuft und daher in Abschnitt 6.7 diskutiert.

Erzielter Umweltnutzen

Staubkonzentrationen unter 10 mg/Nm^3 wurden bei der Anwendung von Hochtemperaturkeramikfiltern berichtet. Neuere Informationen beziehen sich auf fortschrittliche Keramik- und katalytische Filter für die Abscheidung mehrerer Schadstoffe (siehe Abschnitt 6.7).

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und –nachteile beim Einsatz von Hochtemperaturfiltern findet sich in Tabelle 4.12.

Tabelle 4.12: Hauptvor- und –nachteile von Hochtemperaturfiltern

Vorteile:

- Kann bei hohen Temperaturen von bis zu 1000 °C betrieben werden
- Im Allgemeinen hohe Widerstandskraft gegenüber sauren Gasen
- Hoher Abscheidegrad bis zu 99.9 %
- Keine Reduktion der Abgastemperatur durch Verdünnungsluft notwendig
- Wärmerückgewinnungssysteme können nach dem Filter (Reingas) bei hohen Temperaturen positioniert werden

Nachteile:

- steife und teure Materialien
- hohe Wartungs- und Reparaturkosten
- niedrige chemische Beständigkeit gegenüber HF bei hoher Feuchtigkeit und niedrigen Temperaturen

4.4.1.6 Nasswäscher

Beschreibung

Nasswäschersysteme können zu Minderung sowohl faser- als auch partikelförmiger Emissionen eingesetzt werden, obwohl im Allgemeinen ihre Wirksamkeit bei der Abscheidung gasförmiger Schadstoffe größer ist. Während die grundlegende Technologie für beide ähnlich ist, sind die Auslegungsanforderungen für die Abscheidung von Partikeln oder Staub sehr unterschiedlich. Um die Investitionskosten gering zu halten, werden Nasswäscher jedoch oft zu Minderung sowohl partikel- als auch gasförmiger Emissionen eingesetzt. Die Auslegung ist unausweichlich ein Kompromiss, kann aber BVT sein, wenn getrennte Minderungssysteme unverhältnismäßig teuer sind. Nasswäscher können auch anfällig für Verstopfungen durch unlösliche Partikel sein, und außerdem entsteht ein Schlamm als Abfall. Die Technik wird in Abschnitt 4.5.6.1.2 detaillierter für nachgeschaltete Prozesse bei Mineralwolle, speziell der Formgebung, und in Abschnitt 4.4.3.4 für die Abscheidung saurer Gase (SO_x , HCl , HF , Borverbindungen etc.) beschrieben.

In einige Anwendungen können Venturi-Wäscher in Betracht gezogen werden. Diese Systeme haben einen hohen Druckabfall und folglich einen höheren Strombedarf und höhere Betriebskosten. Obwohl gute Abscheidegrade mit Venturi-Wäschern erreicht werden, ist die Technik in den meisten Fällen aufgrund der Größe der Glasprozesse technisch und wirtschaftlich ungeeignet. Die Abscheidung von Staubemissionen durch Nasswäsche kann jedoch in einigen speziellen Verfahren, speziell wenn gasförmige Emissionen ebenfalls gemindert werden müssen, zur Anwendung kommen.

Für die meisten Glaswannen ist die Nasswäsche keine geeignete oder optimale Technik für die kosteneffiziente Entstaubung.

Erzielter Umweltnutzen

Betriebsdaten aus der Anwendung von Nasswäschern in konventionellen Glasschmelzwannen sind nicht verfügbar.

Die Leistung von Nasswäschern in Elektrowannen, die Spezialglas produzieren, ist in Abschnitt 4.4.3.4 dargestellt.

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und –nachteile beim Einsatz von Nasswäschern findet sich in Tabelle 4.13.

Tabelle 4.13: Hauptvor- und –nachteile von NasswäschernVorteile:

- gleichzeitige Abscheidung von partikel- und gasförmigen Schadstoffen
- Geringerer Platzbedarf

Nachteile:

- Entstehung eines Abwasserstroms, der behandelt werden muss
- hohe Wirksamkeit nur bei hohem Druckabfall mit hohem Energiebedarf
- Schwierigkeiten und hohe Kosten für die Aufbereitung von Staub/Schlamm für die Rückführung in das Gemenge

Wirtschaftliche Auswirkungen

Eine Schätzung der Investitions- und Betriebskosten für Nasswäscher bei Glaswannen sind im Folgenden zusammengefasst [[94, Beerkens - APC Evaluation 2008](#)].

- Für eine Oxyfuel-Wanne mit 100 – 150 t/d, in der E-Glas hergestellt wird, werden die Investitionskosten auf 2,65 Millionen Euro mit jährlichen Betriebskosten von 286.400 Euro und spezifischen Kosten zwischen 14,4 und 21.5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas und, basierend auf Schlamm Entsorgungskosten, von 100 bis 400 Euro pro Tonne Staub geschätzt.
- Für eine konventionelle Luft-Gasbefeuerte Wanne mit 100 – 150 t/d, in der E-Glas hergestellt wird, werden die Investitionskosten auf 2,96 Millionen Euro mit jährlichen Betriebskosten von 300.000 Euro und spezifischen Kosten zwischen 15,7 und 20.5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas und basierend auf Schlamm Entsorgungskosten, von 100 bis 400 Euro pro Tonne Staub geschätzt.

Referenzanlagen

Sehr wenige Nasswäscher werden in der Glasindustrie betrieben, speziell im Wirtschaftsglas- und Endlosglasfasersektor. Dazu gehören:

- Bormioli Luigi, Parma, Italien, Wirtschaftsglas (Elektrowanne)
- PPG Industries Fibre Glass, Hoogezand, Niederlande, Endlosglasfaser.

Referenzliteratur

[[94, Beerkens - APC Evaluation 2008](#)]

4.4.2 Stickstoffoxide (NO_x)

[[88, FEVE Proposal Ch.4-NO_x 2007](#)]

Der Begriff Stickstoffoxide (NO_x) umfasst Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂), ausgedrückt als NO₂-Äquivalent. Distickstoffmonoxid (N₂O) ist in der Glasindustrie kein üblicher Schadstoff und wird daher von dem Begriff NO_x nicht abgedeckt. Die drei Hauptquellen von NO_x-Emissionen aus der Glasschmelze sind die Rohstoffe, der Brennstoff und thermisches NO_x. Eine vierte Quelle ist promptes NO_x (aus der Reaktion von Stickstoff über einen komplexen Pfad mit kurzlebigen Kohlenwasserstoffradikalen), was relativ unbedeutend ist.

Wenn Nitrate im Gemenge vorhanden sind, wird NO_x bei der Gemengeschmelze emittiert. Im Allgemeinen wird die Mehrheit des Stickstoffgehalts als NO_x emittiert und nicht im Glas eingebaut. Wird z.B. Natriumnitrat (NaNO₃) geschmolzen, wird der Natriumanteil im Glas als Na₂O eingebaut, und der Rest der Verbindung wird als Gas freigesetzt (NO_x, O₂ und N₂).

Brennstoff- NO_x entsteht durch die Oxidation von Stickstoff und Stickstoffverbindungen, die im Brennstoff enthalten sind, obwohl der Gesamtbeitrag im Vergleich zum thermischen NO_x gering ist. Bei Erdgasbefeuerung ist das NO aus dem Brennstoff faktisch Null. Stickstoff kann jedoch zum Erdgas zugegeben werden, um den Wobbe-Index und den Heizwert zu kontrollieren. Dies ist von besonderer Bedeutung für Oxyfuel-Wannen und wird in Abschnitt 4.4.2.5 beschrieben.

Aufgrund der hohen Temperaturen in Glaswannen (bis zu 1650 °C und bis zu 2500 °C in der Flamme) ist die NO_x -Hauptquelle thermisch entstandenes NO_x , das durch Oxidation von Stickstoff in der Verbrennungsatmosphäre bei Temperaturen über 1300 °C entsteht. Die Hauptquellen von Stickstoff sind die Verbrennungsluft, Zersteuberluft (bei ölbefeuerten Wannen), Stickstoffgehalt im Erdgas (im Fall von Oxyfuel-Befeuerung) und Falschluf in der Wanne. Die überwiegenden Verbindungen sind NO ($90 - 95\%$), entstanden durch die Gesamtreaktion $\text{N}_2 + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}$. Die Anteile an NO_2 sind sehr gering, und das meiste in den Emissionen gemessene NO_2 entsteht durch die atmosphärische Oxidation von NO . Die Bedingungen in der Wanne sind derart, dass kein Distickstoffmonoxid in den Emissionen gemessen wird.

In Elektrowannen entsteht NO_x aus der Zersetzung von Gemengerohstoffen. In Steinwollekupolöfen gibt es insgesamt eine reduzierende Atmosphäre, und NO_x -Emissionen sind im Allgemeinen sehr gering. Emissionen können entstehen, wenn ein Nachverbrenner installiert ist. Der Zweck eines solchen Systems ist die Oxidation von Kohlenmonoxid und Schwefelwasserstoff.

In fossil befeuerten Wannen sind die thermischen NO_x -Emissionen unter gleichen Bedingungen geringer, wenn der Brennstoffbedarf gemindert wird. Deshalb führen Techniken, die die Energieeffizienz verbessern, im Allgemeinen zu niedrigeren Gesamt- NO_x -Emissionen, ausgedrückt in kg NO_x pro Tonne geschmolzenes Glas. Die Konzentration der Emissionen wird jedoch nicht immer reduziert, speziell wenn das Abgasvolumen ebenfalls sinkt. Die Reduktion des thermischen NO_x ist ein Ergebnis der Kombination verschiedener Faktoren, aber prinzipiell durch geringere Temperaturen und geminderte Verbrennungsluftmengen. Techniken zur NO_x -Emissionsminderung, die primär auf die Minderung des Energiebedarfs zielen, werden in Abschnitt 4.6 beschrieben und werden nicht hier erörtert.

4.4.2.1 Verbrennungstechnische Maßnahmen

Beschreibung

Die Bildung von thermischem NO_x wird von einer Reihe von chemischen Reaktionen bestimmt und wird qualitativ mit folgender Formel beschrieben.

$$\frac{d[\text{NO}_x]}{dt} = \frac{A}{T^{0.5}} \exp\left(-\frac{B}{T}\right) \times [\text{N}_2] \times [\text{O}_2]^{0.5}$$

Während A und B unveränderliche Größen sind, ist T die Flammentemperatur (K), und t ist die Verweilzeit bei Temperatur T (s). Alle Gase (NO_x , N_2 , O_2) werden in Konzentrationen (gmol/m^3) angegeben.

Die Haupteinflussfaktoren für die NO_x -Bildung sind deshalb die Flammentemperatur, der Sauerstoffgehalt in der Reaktionszone und die Verweildauer in der Hochtemperaturzone der Flamme. Die primären Minderungsmaßnahmen für NO_x versuchen, Bedingungen zu schaffen, die für die NO_x -Bildung am ungünstigsten sind, z.B. Vermeidung der gleichzeitigen Anwesenheit von Stickstoff und Sauerstoff bei hohen Temperaturen. Die Haupttechniken für die Minderung von thermischem NO_x werden im Folgenden zusammengefasst.

a. Reduziertes Luft-Brennstoff-Verhältnis

Falschluff in der Wanne, speziell im Bereich der Brennerdüsen und der Gemengeeinlegevorrichtung kann zu erhöhten NO_x -Werten führen. Der Brennerblock ist relativ einfach abzudichten, und es können Maßnahmen ergriffen werden, die den Lufteintritt in den Gemengeeinlegebereich verhindern. Diese Maßnahmen sind relativ günstig und wirksam. Die NO_x -Minderung hängt eindeutig vom Ausgangswert ab und kann bis zu 10 % betragen.

Im Allgemeinen arbeiten Wannen mit einem Luftüberschuss von 5 – 10 % (z.B. 1 – 2 % Sauerstoffüberschuss), um die vollständige Verbrennung sicherzustellen. Durch die Reduktion des Luft-Brennstoff-Verhältnisses auf einen nahstöchiometrischen Punkt, können erhebliche NO_x -Minderungen erreicht werden und die Technik kann darüber hinaus zu erheblichen Energieeinsparungen führen, obwohl ein geringer Luftüberschuss normalerweise für die Verhinderung erheblicher Läuterungsmittelverluste aus dem Gemenge und zur Sicherstellung der Glasqualität notwendig ist. Zur wirksamen Einführung der Technik ist es notwendig, die NO -, CO - und O_2 -Werte im Abgas zu überwachen. Ist die Verbrennung unterstöchiometrisch, können die Kohlenstoffmonoxidwerte und die Belastung des Feuerfestmaterials ansteigen, und das Redox-Verhältnis des Glases kann sich verändern und die Glasqualität beeinträchtigen.

Bei Ölbefuerung können die Luftkonzentrationen in der Wanne weiter durch den Einsatz von Erdgas, hohem Druck oder Dampf als Alternative zu Luft für die Ölzerstäubung reduziert werden. Dies reduziert die Sauerstoffgehalte und dadurch auf die Spitzenflammentemperaturen. Die Ergebnisse mit dieser Technik sind gemischt und in einigen Fällen mit sehr geringem Nutzen verbunden.

Diese Art der Änderung muss vorsichtig und schrittweise eingeführt werden, um Probleme zu verhindern und die besten Ergebnisse zu erreichen. In einigen Fällen (z.B. Rekuperativwannen), wenn die Wannengeometrie als Ganzes beachtet wird, können einige Brennerpositionen mit Brennstoffüberschuss in den heißesten Teilen der Wanne und andere mit leichtem Luftüberschuss in den kühleren Bereichen betrieben werden. Insgesamt wird das Verhältnis nahstöchiometrisch sein.

b. Reduzierte Verbrennungsluft-Temperatur

Die Flammentemperatur kann durch Absenkung der Vorwärmtemperatur für die Verbrennungsluft gesenkt werden. Zum Beispiel ist die Verbrennungslufttemperatur in Rekuperativwannen erheblich niedriger als in Regenerativwannen, was zu niedrigeren Flammentemperaturen und geringeren NO_x -Emissionen führt. Die geringere Vorwärmtemperatur führt jedoch zu einem geringeren Wannen-Wirkungsgrad (geringere tatsächliche Leistung), geringerer Brennstoffeffizienz und dadurch höherem Brennstoffbedarf und potenziell höheren Emissionen (kg/t Glas) an NO_x , CO_2 , Schwefeloxide, Staub etc. Deshalb bringt insgesamt betrachtet diese Technik keinen Umwelt- oder wirtschaftlichen Vorteil.

c. Gestufte Verbrennung

Werden Brennstoff und Luft/Sauerstoff an der gleichen Stelle in den Brenner injiziert, entsteht eine Flamme mit einer heißen Primäroxidationszone nah am Port und einer kühleren Sekundärzone weiter entfernt. Die Mehrheit des NO_x entsteht in der heißesten Zone. Deshalb wird entweder durch die Verringerung des injizierten des Luft- oder Brennstoffanteils im Brenner die maximale Temperatur und die NO_x -Bildung gemindert. Der verbleibende Brennstoff, die Luft oder der Sauerstoff werden später in die Verbrennungszone zugegeben. Die Anwendung dieses Prinzips ist die Basis der gestuften Verbrennung, sowohl bei Luft- als auch Brennstoffstufung.

Luftstufung beinhaltet unterstöchiometrische Feuerung und im Folgenden die Zugabe der überschüssigen Luft oder des Sauerstoffs in die Wanne zur Vervollständigung der Verbrennung. Es gibt verschiedene Arten, Luft- oder Sauerstoffstufung zu erreichen. Erste Erfahrungen mit Heißluftstufung waren problematisch. Die Techniken Blasluftverbrennung und sauerstoffangereicherte Luftstufung wurden in den USA entwickelt.

Im Jahr 2010 waren keine Informationen bezüglich der Anwendung des Luftstufungsprozesses verfügbar.

Brennstoffstufung basiert auf dem folgenden Prinzip: die Gasflamme mit niedrigem Impuls (ca. 10 % der Gesamtenergie) wird im Brennerhals erzeugt. Diese Sekundärflamme überdeckt den Ansatz der Primärflamme und mindert dabei den Sauerstoffgehalt der Primärflamme und deren Kerntemperatur. Daraus folgt eine geringere NO_x -Bildung. Diese Technik ist in der Glasindustrie weit verbreitet und wird in den meisten konventionellen Wannen angewandt. Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) werden keine Weiterentwicklungen der Technik vorhergesagt.

d. Abgasrezirkulation

Abgas aus der Wanne kann erneut in die Flamme eingedüst werden, um den Sauerstoffgehalt und damit die Temperatur sowie NO_x -Bildung zu vermindern. Schwierigkeiten traten bei der Anwendung dieser Technik in der Glasindustrie im großtechnischen Maßstab auf. Eine innovative Anwendung, basierend auf der internen Rezirkulation des Abgases (genannt flammenlose Verbrennung oder flammenlose Oxidation), ist seit 2007 an einer Spezialglas (Beleuchtung) produzierenden Rekuperativwanne bei Osram in Augsburg, Deutschland, in Betrieb. Das angewandte System basiert auf einem speziellen "Glas-FLOX®"-Brenner mit automatischer Rezirkulation des Abgases. In diesem Fall findet die Abgasrezirkulation direkt in der Verbrennungskammer statt; die verbrannten Gase werden genutzt, um die FLOX®-Flammen zu verdünnen. Die Anwendung zeigt einen Minderungsgrad für NO_x -Emissionen von 46- 59 % vom Ausgangswert. Die Anwendung wird jedoch immer noch als in der Entwicklung befindliche Technik eingestuft und daher in Abschnitt 6.1 beschrieben.

e. Low- NO_x -Brenner

Dies ist ein Begriff, der genutzt wird, um eine Reihe rechtlich geschützter bzw. von Glasunternehmen zur Minderung der NO_x -Bildung entwickelter Brennersysteme. Diese Systeme können im Prinzip variieren und eine Reihe von charakteristischen Merkmalen beinhalten, einschließlich einiger der oben beschriebenen und der unten gelisteten. Die Systeme für Gasbefuerung unterscheiden sich in einigen Aspekten von denen für Ölbefuerung. Die Hauptkennzeichen von NO_x -armen Brennern sind im Folgenden genannt.

- Langsamere Vermischung von Brennstoff und Luft zur Senkung der Flammen-Spitzentemperaturen (Flammenformung).
- Minimale Eindüsgeschwindigkeiten, die immer noch eine Verbrennung erlauben (verzögerte, aber vollständige Verbrennung).
- Erhöhte Flammenstrahlung mit Optimierung der Wärmeübertragung auf die Glasschmelze. Deshalb kann ein geringeres Temperaturniveau immer noch die benötigte Schmelzenergie aufgrund der hohen Flammenleuchtkraft liefern (wirksame Wärmeemission).
- Verschiedene Düsen und Düsenvarianten erlauben die Entstehung mehrerer Brennstoffstrahlen; einige Strahlen werden von der Luft durch andere Brennstoffstrahlen abgeschirmt. Dadurch entsteht Ruß, der die Wärmeübertragung verbessert und die Flamme kühlt, was wiederum zu einer Minderung der NO_x -Bildung führt. Die Rußentstehung kann ein potenzielles Problem für die Glasqualität darstellen.
- Vollständige Verbrennung mit minimalem Luft-Brennstoff-Verhältnis.

f. Brennstoffauswahl

Die allgemeine Erfahrung in der Glasindustrie ist, dass gasbefeuerte Wannen höhere NO_x -Emissionen haben als ölbefeuerte. Die Unterschiede schwanken stark zwischen den Wannenarten und Anwendungen. Eine Schwankung von 25 – 40 % zwischen gas- und ölbefeuerten Betriebsbedingungen ist aber nicht unüblich. Im Allgemeinen werden Energieeinsparungen von ungefähr 5 % des Gesamt-Energiebedarfs beobachtet, wenn Heizöl statt Erdgas eingesetzt wird. Der Hauptgrund dafür ist, dass die Gasflammen eine geringere thermische Strahlung als Ölflammen haben und dadurch eine höhere Flammentemperatur für die gleiche Wärmeübertragung in die Glasschmelze benötigen sowie folglich die NO_x -Bildung begünstigende Bedingungen aufweisen. Mit fortschreitenden Erfahrungen mit Gasbefuerung und Wannenbauarten in der Industrie haben sich jedoch die Unterschiede in den NO_x -Emissionen und dem Brennstoffbedarf für die zwei Brennstoffe reduziert. In einigen

Anwendungen (z.B. bei Behälterglas) nähern sich die Brennstoffeffizienz und NO_x -Emissionen denen von Ölbefuerung aufgrund geeigneter Flammenanpassung stetig an. Ein Vergleich zwischen der mit Öl oder Erdgas erreichbaren Energieeffizienz hängt stark von der Wanne und dem Brenner ab.

In gewissem Ausmaß behält die gemischte Öl-Gas-Befuerung die Vorteile der Ölflammenstrahlung bei, während ein Anteil Erdgas genutzt wird. Dies wird im Sektor zunehmend genutzt.

Wie bereits beschrieben ist der Stickstoffgehalt von Erdgas im Allgemeinen vernachlässigbar, aber Stickstoff kann in unterschiedlichen Anteilen zugegeben werden, die von Region zu Region variieren. Die Zugabe von Stickstoff kann notwendig für die Kontrolle der Heizwertes und Wobbe-Index, der konstant gehalten werden muss, z.B. aus Sicherheitsgründen in Haushaltsanwendungen. Diese Praxis kommt in den Niederlanden im Erdgasnetz mit 11 – 14 % Stickstoff im Gas vor. Im Vereinigten Königreich kann die Stickstoffkonzentration im Gas zwischen 0,1 und 5,7 % im nationalen Netz schwanken und dies ist auch in anderen Mitgliedsstaaten der Fall, z.B. Portugal, Italien. Diese Stickstoffquelle hat eine erhebliche Auswirkung auf NO_x -Emissionen von Oxyfuel-Wannen.

Die Wahl zwischen Gas und Heizöl hängt sehr von den vorherrschenden wirtschaftlichen Bedingungen und der Energiepolitik des Mitgliedsstaates ab. Sie hängt ebenso von dem verfügbaren Brennstoff ab, was geografisch und saisonal in Abhängigkeit von der Versorgungssicherheit schwanken kann. Zum Beispiel ist in Portugal Erdgas der Hauptbrennstoff im Behälterglassektor, und nur sehr wenig Strom wird genutzt.

Erzielter Umweltnutzen

Die indikativen mit feuerungstechnischen Maßnahmen erreichbaren Emissionsminderungen werden bei der Beschreibung jeder Technik dargestellt.

Die Wirkungen dieser Techniken sind nicht kumulativ, da sie generell verschiedene Wege zur Erreichung breiter Ziele darstellen. Deshalb kann eine 10 5ige Minderung durch eine Technik nicht einfach zu 10 % einer anderen Technik dazu addiert werden.

Die Gesamt-Emissionsminderungen für die optimierte Verbrennung schwanken stark von weniger als 10 % bis zu mehr als 70 %. Für eine Wanne, bei der keine oder nur wenig Arbeit in den Einsatz dieser Techniken investiert wurde, können NO_x -Emissionsminderungen von 40 – 60 % in den meisten Anwendungen erwartet werden.

Die tatsächliche mit diesen Techniken erreichbaren Emissionswerte schwanken erheblich in Abhängigkeit vom Ausgangspunkt, Alter und Bauart der Wanne besonders aber von der Genauigkeit, mit der sie angewandt und überwacht werden. Viel kann mit relativ einfachen Maßnahmen erreicht werden, wenn diese korrekt angewandt werden. Während der letzten Dekade hat die Glasindustrie erhebliche Fortschritte bei der Minimierung der NO_x -Emissionsbildung durch verbrennungstechnische Maßnahmen gemacht, und viele Ressourcen wurden für diese Arbeit aufgewandt.

Aggregierte Daten für das Jahr 2005 bezüglich der Anwendung von Primärtechniken in Behälterglaswannen sind in Table 3.15 dargestellt, wo eine durchschnittliche NO_x -Emissionskonzentration von 1000 mg/Nm^3 für gasbefeuerte und 750 mg/Nm^3 für ölbefeuerte Wannen berichtet wird.

Siehe auch Daten bezüglich Musteranalgen in Tabelle 4.15.

Medienübergreifende Auswirkungen

Die hauptsächliche medienübergreifende Auswirkung durch die Anwendung der meisten der beschriebenen Techniken ist die Emission von Kohlenstoffmonoxid (CO) aufgrund der lokalen

unterstöchiometrischen Verbrennungsbedingungen in der Wanne mit möglichen Problemen in den Rekuperatoren und Regeneratoren, wo CO im Allgemeinen zu CO₂ oxidiert wird.

Zeitweise kann die Vervollständigung der Verbrennung im oberen Teil der Regeneratoren stattfinden und dadurch zu einem Temperaturanstieg führen, was wiederum zu höheren SO_x-Emissionen aufgrund der Verflüchtigung/Zersetzung von auf der Regeneratoroberfläche abgeschiedenen Sulfaten führt.

Lokale reduzierende Bedingungen können auch für eine erhöhte Verdampfung aus der Glasschmelze und folglich höheren Staubemissionen verantwortlich sein. Darüber hinaus kann eine frühzeitige Zersetzung der im Gemenge eingesetzten Sulfate mit einem daraus resultierenden Effizienzverlust der Läuterung und höheren SO_x-Emissionen auftreten.

Die Brennstoffumstellung von Erdgas auf Öl zur Verbesserung des Strahlungsvermögens der Flamme und zur Senkung der NO_x-Emissionen würde zu einem deutlichen Anstieg der SO_x-Emissionen aufgrund des Schwefelgehalts im Heizöl führen. Zusätzlich würde sich Heizöl auf die CO₂-Emissionen aufgrund der höheren Kohlenstoffdichte auswirken.

Betriebsdaten

Im Allgemeinen haben regenerative U-Flammenwannen niedrigere NO_x-Emissionen als regenerative Querbrenner-Wannen (siehe Abschnitt 4.2). Folglich sind die in diesem Abschnitt beschriebenen Techniken im Allgemeinen erfolgreicher in U-Flammenwannen. Im Behälterglas-sektor wurden Emissionswerte von 700 – 1100 mg/Nm³ und 0,9 – 2 kg/t Glas in Querbrennerwannen erreicht. Für U-Flammenwannen wurden Werte von 550 – 800 mg/Nm³ und weniger als 1,5 kg/t Glas erreicht. Eine begrenzte Anzahl an Werten unterhalb dieser Werte wurden für bestimmte Anwendungen berichtet.

Ergebnisse von Rekuperativwannen schwanken mehr, aber dies kann am vielfältigeren Einsatz dieser Wannen liegen. Es wurden in Rekuperativwannen für Behälterglas und Endlosglasfasern Ergebnisse erreicht, die vergleichbar mit und manchmal niedriger als für Regenerativwannen sind.

Im Allgemeinen liegen die bei feuerungstechnischen Maßnahmen an Brennstoff-Luft-Wannen zu erwartenden Kohlenmonoxid-Emissionen (im Kamin gemessen) unter 100 mg/Nm³.

Ein jährlicher Durchschnittswert von 38 mg/Nm³ (0,107 kg/t geschmolzenes Glas) an CO wird für eine Floatglas-Wanne mit 650 t/d und schwefelarmem Heizöl berichtet. Der dazu gehörige Mittelwert für die NO_x-Emissionen liegt bei 733 mg/Nm³ (2,07 kg/t geschmolzenes Glas). Sowohl die CO- als auch die NO_x-Emissionen beziehen sich auf kontinuierliche Messungen.

Ein CO-Emissionswert von 30 mg/Nm³ wurde für eine rekuperative Behälterglaswanne mit einer Schmelzkapazität von 400 t/d mit Erdgas oder gemischter Öl-Gas-Befuerung berichtet. Die Wanne setzt low-NO_x-Brenner ein und erreicht NO_x-Emissionswerte von ungefähr 500 mg/Nm³ (1 kg/t). Sowohl die CO- als auch NO_x-Emissionswerte sind Ergebnisse von Einzelmessungen. [\[165, France 2010\]](#)

Die Anwendung von Primärtechniken im Glasfrittensektor führt nicht zu den gleichen Ergebnissen wie in den anderen Sektoren, aufgrund der speziellen Art der kleinen Wannen, die normalerweise unter oxidierenden Bedingungen (Überschussluft für die Verbrennung, Sauerstoffanreicherung) und mit einer Vielzahl von Gemengezusammensetzungen, die eine erhebliche Menge an Nitraten enthalten, betrieben werden (siehe Abschnitt 3.10.2.2).

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und -nachteile der Anwendung verbrennungstechnischer Maßnahmen ist in Tabelle 4.14 enthalten.

Tabelle 4.14: Hauptvor- und -nachteile von verbrennungstechnischen Maßnahmen

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Niedrige relative Kosten • Für die meisten Wannen sind erhebliche NO_x-Emissionsminderungen erreichbar • Bei neuen und existierenden Anlagen anwendbar (manchmal nur bei Reparatur) • Diese Techniken können oft zu erheblichen Energieeinsparungen führen • Niedrigere Wannentemperaturen führen zu niedrigeren Gesamtemissionen. <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Erhebliche Kenntnisse erforderlich, um die besten Ergebnisse zu erreichen (sowohl während des Anfahrens als auch während des Normalbetriebs) • Eine angepasste Wannenbauart kann erforderlich sein, um die besten Ergebnisse zu erhalten • Vorsicht ist geboten zur Vermeidung von Glasqualitätsproblemen aufgrund der Änderung des Redoxzustands • CO-Werte müssen zur Vermeidung von Schäden am Feuerfestmaterial überwacht werden. Darüber hinaus müssen die CO-Werte zur Vermeidung erheblicher Verdunstung aus der Glasschmelze und frühzeitiger Zersetzung von Sulfaten in der Gemengedecke überwacht werden • Die erhöhte reduzierende Atmosphäre kann einen Anstieg der SO₂-Emissionen aufgrund erhöhter Verdunstung und Zersetzung verursachen.

Einige Beispiele an NO_x-Werten für die Anwendung von feuerungstechnischen Maßnahmen sind in Tabelle 4.15 enthalten.

Tabelle 4.15: Beispiele für NO_x-Emissionswerte bei der Anwendung von verbrennungstechnischen Maßnahmen

	Behälterglas ⁽¹⁾	Behälterglas ⁽²⁾	Flachglas ⁽²⁾	Flachglas ⁽²⁾	Wirtschaftsglas
Brennstoff	Erdgas	Erdgas + Heizöl	Heizöl	Erdgas + Heizöl	Heizöl
Wannenart	Querbrenner, regenerativ	U-Flamme, regenerativ	Querbrenner, regenerativ	Querbrenner, regenerativ	U-Flamme, regenerativ
Gesamtschmelzkapazität	350 t/d	300 t/d	350 t/d	800 t/d	125 t/d
Tatsächlicher Durchsatz	275 t/d	297 t/d	259 t/d	700 t/d	110 t/d
Elektrozusatzheizung	Nein	Ja	Ja	Ja	Nein
Glasart	weiß	Braun	Walzglas	Floatglas	Nicht spezifiziert
Scherben	60 %	72 %	30 %	35 %	40 %
Art der Primärmaßnahme	Vermindertes Brennstoff-Luft-Verhältnis; Abdichtung; Wannendesign Brenneranpassung	Vermindertes Brennstoff-Luft-Verhältnis; Abdichtung; Lambda-Steuerung, Wannendesign Brenneranpassung	Vermindertes Brennstoff-Luft-Verhältnis; Abdichtung; Lambda-Steuerung, Wannendesign Brenneranpassung	Vermindertes Brennstoff-Luft-Verhältnis; Abdichtung; Lambda-Steuerung, Wannendesign Brenneranpassung	Abdichtung; Lambda-Steuerung
Spezifischer Energiebedarf	3.78 GJ/t Glas	4.21 GJ/t Glas	5.71 GJ/t Glas	5.20 GJ/t Glas	4.97 GJ/t Glas
Zugehörige Emissionsbereiche (NO_x Emissionen)					
mg/Nm ³ , trockenes Abgas bei 8 % O ₂	909	507	780	750	827
kg/t geschmolzenes Glas	1.42	0.82	1.89	1.54	1.71
<p>⁽¹⁾ Die Wanne ist mit einem Gemenge- und Scherbenwärmeverwärmer ausgestattet. ⁽²⁾ Die Wannen sind mit einem Wärmerückgewinnungssystem ausgestattet. Source: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007]</p>					

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Im Prinzip (und in Abhängigkeit der oben dargelegten Beschränkungen) sind die Techniken bei allen konventionellen fossil befeuerten Wannen anwendbar. Die Meisten der Techniken können sowohl bei bestehenden als auch neuen Wannen angewandt werden. Der Nutzen einiger Techniken (z.B. Low-NO_x-Brenner) kann allerdings nur realisiert werden, wenn sie mit der optimalen Wannenbauart und –geometrie, die nur bei einer neuen Wanne erreicht werden kann, kombiniert werden.

Der mit diesen Techniken erreichbare Erfolg kann auch vom Ausmaß der Betreibererfahrung und wissenschaftlichen Quellen abhängen.

Die Optimierung des Systems erfordert eine gewisse Zeitspanne des Experimentierens und Überwachens sowie ein hohes Maß an technischer Expertise und Erfahrung. Für Betreiber, die diese Mittel nicht haben, bieten spezielle Berater Unterstützung für feuerungstechnische Anpassungen und Optimierungen an. Diese Entwicklungsarbeit trägt natürlich zu den Kosten der Techniken bei.

Das Ausmaß, in dem diese Techniken angewandt werden können, schwankt in Abhängigkeit von den Produkt- und Prozessanforderungen. In einigen Wirtschafts- und Behälterglasproduktionen (Luxusflaschen oder Flacons) erfordern Produktqualitätsanforderungen hochoxidiertes, sehr klares Glas. Dies erfordert höhere Aufenthaltszeiten, höhere Temperaturen und den Einsatz von Oxidationsmitteln, was alles zu höheren NO_x-Emissionen und Beschränkungen hinsichtlich des Einsatzes einiger der oben beschriebenen Techniken führt. Dieses Beispiel wird eingehender in Abschnitt 4.4.2.1 diskutiert.

Die Tendenz aller Glassektoren geht dahin, die Prozesse kontinuierlich durch den Einsatz dieser Techniken (wo dies möglich ist) zu verbessern und die in der Zukunft mit Primärtechniken erreichbaren Emissionswerte zu bestimmen.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten umfassen den Kauf einstellbarer Brenner, teureren Feuerfestmaterials für die Regeneratoren, Sauerstoffsensoren (für Querbrennerwannen sind mehr Sauerstoffsensoren und ein komplexeres Überwachungssystem als für regenerative U-Flammen-Wannen erforderlich), eine Kontrolleinheit für das Brennstoff-Luft-Verhältnis, Wartung und Personal zur Anpassung und Überwachung der Einstellungen.

Ein Austausch der Brenner und Änderungen in den Brennerblöcken kosten üblicherweise 50.000 bis 100.000 Euro für U-Flammenwannen und bis zu 300.000 – 400.000 Euro für Querbrennerwannen.

Die Kosten für ein zusätzliches Sauerstoffsensorsystem liegen üblicherweise zwischen 20.000 und 125.000 Euro für U-Flammenwannen und 60.000 bis 125.000 Euro für Querbrennerwannen [94, [Beerkens - APC Evaluation 2008](#)].

Bei Änderungen der Wannenbauart müssen Extra-Investitionskosten für das Feuerfestmaterial und die Stahlkonstruktion berücksichtigt werden und die können für Floatglas-wannen bis zu 2 Millionen Euro und 700.000 Euro für eine U-Flammenwanne für Behälterglas betragen.

Die Kosten für verbrennungstechnische Maßnahmen sind relativ gering und können manchmal durch geringere Betriebskosten aufgrund von Energieeinsparungen aufgehoben werden. Die Kosten für Brenner sind Ersatzkosten (keine zusätzlichen Kosten), und für eine neue Wanne wären die Extrakosten sehr gering. Luftgestufte Verbrennung kann erheblich teurer sein.

Diese Primärtechniken in Kombination mit der Optimierung der Gemengezusammensetzung sind im Allgemeinen viel günstiger als sekundäre Minderungstechniken. Vergleichbare Kosten sind in Abschnitt 8.1.7 dargestellt.

Triebkraft für die Einführung der Technik

Die Verbesserung und Einführung von Primärtechniken zur Minderung von NO_x-Emissionen basiert auf dem Prinzip, dass im Allgemeinen Maßnahmen zur Vermeidung der NO_x-Bildung eine bessere Umweltleistung als nachgeschaltete Techniken haben, einschließlich geringerer wirtschaftlicher Aufwendungen und eines Potenzials zur Energieeinsparung mit daraus folgender Minderung anderer Schadstoffe, z.B. CO₂. Während es technisch machbar ist, sowohl Primär- als auch Sekundärmaßnahmen an derselben Wanne einzuführen, sollte eine ökonomische und medienübergreifende Analyse durchgeführt werden, ob dies ökologisch oder ökonomisch gerechtfertigt ist. Dies gilt speziell, wenn Primärmaßnahmen einen bestimmten Emissionswert erreicht haben und erreichen werden, dann sollte die Entscheidung, ob zusätzliche Ausgaben für Sekundärmaßnahmen gerechtfertigt sind, unter Berücksichtigung des mit Primärmaßnahmen Erreichbaren getroffen werden.

Referenzanlagen

Im Jahr 2005 haben mehr als 76 Wannen im Behälterglassektor Primärtechniken angewandt. Andere Glassektoren setzen ebenfalls eine oder mehrere der Techniken erfolgreich ein. Viele Wannen in Europa und den USA wenden einstellbare Brenner und Sauerstoffsensoren zur Kontrolle des Verbrennungsprozesses (Brennstoff-Luft-Verhältnis) an. Dies trifft auf den Behälter-, Wirtschafts-, Flach- und Spezialglassektor zu.

Referenzliteratur

[\[33, Beerkens 1999\]](#) [\[64, FEVE 2007\]](#) [\[94, Beerkens - APC Evaluation 2008\]](#) [\[88, FEVE Proposal Ch.4-NO_x 2007\]](#) [\[117, GWI, VDI-Berichte Nr. 1988 2007\]](#) [\[118, CTCV Data for BREF revision 2007\]](#)

4.4.2.2 Gemengezusammensetzung

Nitrate werden in der Glasproduktion als Oxidationsmittel eingesetzt. Das mit Abstand am häufigsten eingesetzte Nitrat ist Natriumnitrat, aber in einige Spezialglaswendungen werden auch Kalium- oder Bariumnitrat eingesetzt. Natriumnitrat (NaNO_3) wird oft in Verbindung mit Läuterungsmitteln (z.B. As_2O_3 , Sb_2O_3 , CeO_2), die oxidiert werden müssen oder auf der höchsten Oxidationsstufe vor dem Beginn des Läuterungsprozesses (Sauerstofffreisetzung aus der Schmelze) gehalten werden müssen, eingesetzt. Deshalb hat Natriumnitrat indirekt Anteil am Läuterungsprozess, obwohl in den meisten Anwendungen Natriumsulfat das bevorzugte Läuterungsmittel ist. Während des Schmelzprozesses zersetzen sich Nitrate und bilden NO , NO_2 , N_2 , und O_2 . Der Sauerstoff wird zur Oxidation der Schmelze (speziell Fe^{2+} zu Fe^{3+}) für sehr klares Glas genutzt und zur Oxidation jeglicher organischer Bestandteile im Gemenge.

Der Einsatz von Nitraten schwankt stark zwischen den verschiedenen Sektoren der Glasindustrie. Sie werden selten bei Flach- oder Behälterglas genutzt, außer zur Herstellung einiger hochwertiger Produkte (Luxusflasche oder Parfümflacons), sehr farbarmer oder stark gefärbter Gläser, z.B. Grau- oder Bronzeglas. Nitrate werden im Wirtschaftsglasbereich für einige hochwertige Produkte eingesetzt, die eine hohe optische Klarheit und deshalb geringe Fe^{2+} -Anteile erfordern. Nitrate werden oft im Spezialglasbereich für TV-(Kathodenstrahlröhren), Borosilikat-, optisches Glas, Glaskeramik und im Frittensektor genutzt. [\[99, ITC-C080186 2008\]](#)

Elektrowannen, in denen stark oxidiertes Glas hergestellt wird oder Rohstoffe mit organischen Bestandteilen geschmolzen werden (z.B. Glaswolleabfall), können ebenfalls Nitrate als Oxidationsmittel erfordern.

In der Glaswolleherstellung werden Nitrate oft zur Kompensation des Sauerstoffverbrauchs während des Verbrennens der organischen Bestandteile im Gemenge, speziell wenn viel recyceltes Glas zum Gemenge zugegeben wird, eingesetzt. In der Frittenproduktion sind Nitrate im Gemenge vieler Produkte enthalten, um die erforderlichen Merkmale zu erhalten. Insgesamt werden bei geschätzten 7 – 9 % der Glasherstellung in der EU Nitrate in erheblichen Mengen eingesetzt.

Typische Mengen von 0,5 – 1 % Nitrat werden zugegeben, z.B. 5 – 10 kg NaNO_3 pro Tonne Glas. Bei einigen Prozessen, z.B. TV-Glas oder Fritten, liegen diese höher, bis zu 4 % oder mehr. Während der Schmelze sind die emittierten Hauptgase NO und O_2 mit nur geringen Anteilen N_2 und NO_2 . Für 1 % Nitratzugabe im Gemenge beträgt die maximale NO_x -Emission 5,4 kg/t Glas. Dieser Wert entspricht ungefähr 2200 mg/ Nm^3 bei 8 % O_2 , z.B. eine typische Wirtschaftsglaswanne. Die tatsächlichen NO_x -Emissionen von Nitraten schwanken zwischen 30 und 80 % des Maximums, mit einem typischen Wert unter industriellen Bedingungen von ungefähr 50 – 65 % (obwohl regelmäßig die gesamte Bandbreite an Werten vorgefunden wird).

Die vom Nitrat emittierte Menge an NO hängt von der Beheizung, dem Redoxstadium des Gemenges und dem Einfluss der reduzierenden Gase (reduzierende Flamme), die Kontakt mit der nitratthaltigen Gemengedecke haben, ab.

Wirksame Alternativen zu Nitrat sind begrenzt durch ökologische und ökonomische Abwägungen. Es können z.B. Sulfate genutzt werden, aber die benötigte Menge ist viel höher, mehr als dreimal so viel, und SO_2 wird dabei emittiert. Arsenoxid kann ebenfalls genutzt werden, aber dies wird aus ökologischen Gründen ausgeschleust, wann immer dies praktikabel ist. Ceroxid kann in einigen Fällen eingesetzt werden, ist aber um ein Vielfaches teurer als Natriumnitrat. Einige Prozessanpassungen können auch den Nitratbedarf reduzieren, aber diese sind im Allgemeinen aufgrund von Qualitäts- und Energieanforderungen sowie Durchflussbegrenzungen oder der thermischen NO_x -Bildung unzulässig.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die momentane Option der Glasindustrie die Minderung der Nitratgehalte durch Experimentieren bis zum Minimum ist, welche noch die Produkt- und Schmelzanforderungen erfüllt. Aufgrund ökonomischer und ökologischer Gründe ist momentan (2010) keine wirksame Alternative verfügbar.

In vielen Mitgliedsstaaten erlauben die rechtlichen Regelungen die Verdoppelung der normalen NO_x -Emissionen für Gläser, die der Nitratzugabe bedürfen. Dieser Ansatz wird im Allgemeinen als nicht im Einklang mit Richtlinien 2008/1/EC erachtet. Die große Variation der Nitratzugabe ist demnach nicht zulässig und außerdem wird wenig Anreiz für die Minimierung des Nitrateinsatzes gegeben. Darüber hinaus kann bei Prozessen, in denen nur kleine Nitratmengen zugegeben werden, eine Verdoppelung des Emissionsgrenzwertes höhere thermische NO_x -Emissionen verschleiern und somit wenig Anreiz zur Optimierung der Feuerungsbedingungen geben.

Die Zugabe von Nitraten kann nicht als isolierter Aspekt des Schmelzprozesses betrachtet werden. Im Allgemeinen haben Gläser, die Nitrat erfordern, andere Beschränkungen hinsichtlich dessen Einsatzes. So unterscheidet sich z.B. der Schmelzprozess für Kalknatronglas, Wirtschaftsglas oder Luxusverpackungen von der Behälterglasproduktion nicht nur durch den Einsatz von Nitrat sondern auch durch die Verweilzeit (mehr als 50 % länger), durch die Notwendigkeit oxidativerer Bedingungen in der Schmelze und der Wannen und durch höhere Glastemperaturen (zwischen 50 und 100 °C höher). All diese Aspekte tragen zu höheren NO_x -Emissionen pro produzierter Glaseinheit bei, die zwei bis dreimal höher als bei Behälterglas aus regenerativen U-Flammenwannen sein können.

Die Kosten dieser Methoden zur Reduktion der Nitratzugabe und die erreichbaren Emissionswerte sind schwer zu quantifizieren. Sie hängen stark vom Ausgangspunkt ab und sind sehr fallspezifisch.

4.4.2.3 Spezielle Wannenausführungen

Die Bedenken hinsichtlich der NO_x -Emissionen haben dazu geführt, dass einige Wannenkonstrukteure Rekuperativwannen entwickelt haben, die verschiedene Merkmale zur Senkung der Flammentemperatur und folglich niedrigere NO_x -Werte führen. Der bekannteste unter diesen Wannentypen ist der $\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ -melter. Ein weiterer verfügbarer Typ ist der $\text{Flex}^{\text{®}}$ -melter, der ursprünglich für den Einsatz in diskontinuierlichen Anwendungen gedacht war, obwohl bisher jedoch die meisten damit gebauten Wannen kontinuierlich betrieben werden. Dem $\text{Flex}^{\text{®}}$ -melter wird nachgesagt, dass er mit dem $\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ -melter vergleichbare NO_x -Emissionen erreicht. Eine kurze Beschreibung des $\text{Flex}^{\text{®}}$ -melter ist in Abschnitt 2.3.7 zu finden, aber nur der $\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ -melter wird hier im Detail behandelt.

Es kann auch die Bauart der Wanne mit dem Ziel der NO_x -Emissionsminderung angepasst werden. Detaillierte Informationen über diese Anwendungen sind jedoch nicht verfügbar. Im Allgemeinen sind die wichtigen Parameter für die Wannenbauart hinsichtlich der NO_x -Bildung/Begrenzung die Folgenden:

- Brennerart
- in Betrieb befindliche Brenneranzahl
- Brennerwinkel
- Winkel der Brenneröffnung
- Größe der Brenneröffnung (die die Luftgeschwindigkeit beim Eintritt in die Verbrennungskammer bestimmt)
- Entfernung zwischen Brenner/Brenneröffnung und der Schmelze
- Höhe und Größe der Verbrennungskammer (im Allgemeinen werden gesteigerte Größen mit niedrigeren NO_x -Emissionen und leicht erhöhten Energiebedarfen der Glaswanne verbunden)
- Flammgeometrie im Verhältnis zur Verbrennungskammer.

Beschreibung

Der $\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ -melter nutzt eine Kombination aus flacher Läuterungszone und Gemengevorwärmung zur Erreichung geringerer NO_x -Werte ohne den eventuellen Nachteil eines verminderten thermischen Wirkungsgrades.

Die Vorwärmung der Verbrennungsluft erfolgt rekuperativ und eine zweistufige Gemengevorwärmung wird zur Kompensation der Minderung in der Verbrennungsluftvorwärmung im Vergleich zu Regenerativwannen genutzt. Die Abgase der Hauptbrenner werden über das in die Wanne einzugebende Gemenge in einer ausgedehnten Vorschmelzzone geführt, bevor es in die Rekuperatoren eintritt. Beim Verlassen der Rekuperatoren wird das Abgas durch einen externen Scherbenvorwärmer geführt, ehe es endgültig das System verlässt.

Die flache Läuterungszone erzwingt die kritische Strömung nahe der Glasbadoberfläche und reduziert dadurch den Temperaturunterschied zwischen ihr und der Oberofenstruktur. Die Wanne kann bei geringeren Temperaturen als eine vergleichbare konventionelle Wanne betrieben werden.

Der $\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ -melter ist im Grunde lang und schmal und wird in drei Teile aufgeteilt. Der erste Teil wird für die Vorwärmung und die Vorschmelze des Gemenges und der Scherben genutzt. Danach folgt die primäre Läuterungszone, wo die Badtiefe auf 400 mm (oder weniger) reduziert ist. Ein Deep-Refiner vervollständigt die Wanne.

Die Feuerung erfolgt durch Gas- oder Ölbrenner in der Schmelz- und hauptsächlich in der Läuterungszone. Die Abgase werden über das Gemenge und die Scherben im ersten Teil der Wanne geführt mit daraus folgender Materialvorwärmung. Die Wanne wird durch innere Wände geteilt, um sicherzustellen, dass die Rohstoffe, die in die Wanne gelangen, nicht direkt durch die Strahlung aus dem heißeren Teil der Wanne erwärmt werden. Deshalb wird ein großer Temperaturunterschied zwischen den Rohstoffen und den Gasen sowie ein effizienter Wärmetransfer erreicht.

In geringem Umfang kann mit einer elektrischen Zusatzheizung die Erhaltung des Konvektionsstroms in der Vorwärmzone und die Vermeidung relativ niedriger Temperaturen unter der Gemengedecke unterstützt werden. Dieser Effekt kann durch die Installation von Blasdüsen am Ende der Schmelzzone unterstützt werden.

Der externe Scherbenvorwärmer befindet sich hinter dem Rekuperator und ist ein wichtiger Teil des $\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ -melter. Es ist ein direktes Heizsystem, bei dem die heißen Abgase und die Scherben in direktem Kontakt miteinander erwärmt werden. Die Scherben und das Abgas fließen im Gegenstrom.

Die Scherben gelangen am oberen Ende in eine turmartige Konstruktion und bewegen sich langsam nach unten zum Ausgang. Das Abgas strömt am Ende der Konstruktion ein und wird oben abgegeben. Der Vorwärmer hat innere Belüftungsöffnungen, die das Abgas gleichmäßig in der Säule aus Scherben verteilen. Die Scherbenverweildauer im Vorwärmer beträgt ungefähr fünf Stunden. Das Abgas tritt üblicherweise mit 500 °C in den Vorwärmer ein und tritt normalerweise mit 200 °C aus. Die Scherbenvorwärmtemperatur beträgt ungefähr 350 °C.

Erreichte Umweltentlastung

Aufgrund der niedrigeren Verbrennungstemperaturen wurden ziemlich niedrige NO_x -Werte erreicht. Emissionen unter 500 mg/Nm^3 werden für den $\text{LoNO}_x^{\text{®}}$ -melter berichtet, was $<1 \text{ kg NO}_x$ pro Tonne geschmolzenes Glas entspricht. Niedrigere Emissionen können möglich sein mit gesteigerter Betriebserfahrung und der Anwendung von Techniken zur Verbrennungsoptimierung.

Die Technik kann gute Energieeffizienzen erreichen. Werte von ungefähr 3,3 GJ/t geschmolzenes Glas werden für einen Scherbenanteil von 90 – 95 % und einem Anteil einer elektrischen Zusatzheizung von 3 % berichtet. Dieser Wert, obwohl er nicht auf Primärenergie korrigiert ist, gilt für moderne Regenerativwannen, obwohl Scherbenanteile von 90 – 95 % aufgrund eines Mangels an Scherben aus der haushaltsnahen Sammlung nur schwer beizubehalten sind und dies Einfluss auf die Leistungswerte hat.

Unter normalen Betriebsbedingungen ist der spezifische Energiebedarf ähnlich wie bei vergleichbaren Regenerativwannen.

Es wurden Leistungsdaten einer LoNO_x[®]Wanne berichtet, die 358 t/d Behälterglas mit 80 % Scherben im Gemenge herstellt. Sie weist einen Energiebedarf von 4,0 GJ/t Glas auf (einschließlich elektrischer Zusatzheizung aber ohne Betrachtung der Gesamtprimärenergiebedarfs) und gemessene NO_x-Emissionen von 336 mg/Nm³ bei 8 % Sauerstoff. [[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007](#)]

Medienübergreifende Auswirkungen

Die LoNO_x[®]Wanne wurde zum Betrieb mit hohem Scherbenanteil, der einen Anstieg der Emissionen an Metallen und sauren gasförmigen Verbindungen (SO_x, HCl, HF), die sich in den Rohstoffen befinden, bewirken kann.

Aufgrund der geringen Tiefen ist ein unvermeidliches Merkmal der Wannenbauart, dass sie lang und schmal ist und dadurch deren Fläche erheblich größer als die konventioneller Rekuperativwannen für eine spezifische Leistung. Dies erhöht der Platzbedarf, die Investitionskosten sowie auch den erforderlichen Materialbedarf für die Wanne und die am Ende zu entsorgende Menge.

Wie bei allen Scherbenvorwärm-Systemen besteht die Möglichkeit der Emission organischer Stoffe einschließlich geruchsbildender Stoffe und möglicherweise von Dioxinen und Furanen. Messungen ergaben Dioxin-Emissionen unter 0.1 ng/Nm³ I-TEQ. Diese Aspekte werden eingehend in Abschnitt 4.6 behandelt.

Betriebsdaten

Die übermittelten Daten sind in der Beschreibung enthalten.

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Die Technik spezieller Wannenbauarten beruht auf erheblicher Vorwärmung der Gemengezusammensetzung, die ohne hohe Scherbenanteile schwer zu erreichen ist. Diese Wannen sind nur bei hohen Scherbenanteilen, z.B. mehr als 70 %, einsetzbar. Dies führt dazu, dass zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) die Technik nur im Behälterglassektor und nur bei Wannen mit mehr als 70 % Scherben einsetzbar war. Die Technik ist nur bei einer vollständigen Wannenerneuerung einsetzbar.

Die Ausmaße der Wanne (lang und schmal) können die Anwendung ebenfalls beschränken, sofern Raumbegrenzungen vorliegen.

Wirtschaftliche Auswirkungen

1998 wurde geschätzt, dass für eine Behälterglaswanne mit 350 t/d die zusätzlichen Betriebskosten für diese Technik vernachlässigbar sind, aber die zusätzlichen Investitionskosten können im Bereich von 1,8 Millionen Euro liegen. Zurzeit sind keine weiteren Informationen verfügbar.

Triebkraft für die Einführung der Technik

Es wurden keine Daten übermittelt.

Referenzanlagen

Wiegand & Söhne, Steinbach am Wald, Deutschland - Behälterglas.

Referenzliteratur

[[60, SORG 1999](#)][[20, Ehrig et al. 1995](#)] [[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007](#)] [[7, Ind.duVerre 1996](#)],

4.4.2.4 Der FENIX-Prozess

Beschreibung

Der FENIX-Prozess basiert auf der Kombination einer Anzahl von Primärtechniken zur Optimierung der Verbrennung regenerativer Querbrenner-Floatglas-Wannen und zur Minderung des Energiebedarfs. Gemeinsam mit den verbrennungstechnischen Maßnahmen, die in Abschnitt 4.4.2.1 beschrieben sind, bezieht sich die Optimierung der Verbrennung für FENIX auf:

- Die Minderung der Falschlufte;
- Die Unterdrückung von Hotspots durch die Homogenisierung der Flammentemperaturen; und eine kontrollierte Vermischung des Brennstoffs und der Verbrennungsluft, ohne Glasqualitätsprobleme oder Kohlenstoffmonoxid-Emissionen entstehen zu lassen.

Der FENIX-Prozess beinhaltet außerdem eine vollständige Anpassung des Verbrennungssystems und speziell den Einsatz einer neuen Art Brennerdüsen. Diese Düsen sind patentgeschützt und unterschiedlich in Abhängigkeit vom genutzten Brennstoff (Gas, Schweröl oder gemischt) und sind verbunden mit den neuen Wannenmerkmalen wie:

- Gesamt-Größe (Länge, Breite, Tiefe des Glasbades), auch von der Leistung abhängig
- Bauart der Brenneröffnung
- Regeneratoren (getrennte Kammern).

Die Technik kann bei Wannen, die Gas, Schweröl oder eine Mischung beider Brennstoffe einsetzen, genutzt werden. Eine Überwachung der Verbrennung erfolgt durch:

- Minimierung der Falschlufte durch Minderung der Luft zur Zerstreubung des Heizöls, spezielle Bauarten von Steckplatten, Vermeidung von Kaltlufteintritt in die Wanne;
- Minderung der Brennstoff-Luft-Mischungsrate speziell durch die Optimierung von Anzahl, Art und Position (Winkel) der Brennerdüsen in der Brenneröffnung.

Die Technik schließt außerdem eine Überarbeitung des Wannenüberwachungssystems und die Installation von Überwachungsmethoden für bestimmte Parameter ein. Im Speziellen werden Sauerstoffsonden im oberen Bereich der Regeneratorkammern installiert, um eine bessere Kontrolle über die Falschlufte zu erhalten.

Die Hauptmerkmale der FENIX-Technik werden in der Patent-Anwendung [\[38, FENIX 1998\]](#) beschrieben. Die Entwicklungen seit 1998 sind patentrechtlich geschützt.

Erreichte Umweltentlastung

Der FENIX-Prozess führt zur kontinuierlichen Stabilisierung der NO_x -Emissionen zwischen 700 und 800 mg/Nm^3 . Die NO_x -Emissionen in der Anlage in Stolberg, wo eine Querbrenner-Floatglas-Wanne betrieben wird (siehe Abbildung Bild 4.6 unten), wurden z.B. bei unter 800 g/Nm^3 seit Februar 2005 stabilisiert, was einer spezifischen Emission von weniger als 1,7 kg NO_x pro Tonne geschmolzenes Glas entspricht,



Bild 4.6: NO_x-Emissionen aus dem FENIX-Prozess

Medienübergreifende Auswirkungen

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) waren die medienübergreifenden Auswirkungen noch nicht bewertet.

Betriebsdaten

Wie im BVT-Merkblatt Glasherstellung aus dem Jahr 2001 berichtet, wurden erste Versuche mit den im Patent beschriebenen Veränderungen im Verbrennungssystem in der Anlage in Aniche (Frankreich), die zu dieser Zeit mit 100 % Heizöl betrieben wurde, unternommen [38, FENIX 1998]. Es wurden Werte von 510 bis 580 mg/Nm³ (1.25 kg NO_x/t geschmolzenes Glas) während einer kurzen Versuchsperiode erreicht. Die Wanne wird heute (2010) mit 60 % Gas und 40 % Schweröl betrieben, und die NO_x-Emissionen haben sich auf einem höheren Wert als dem während der Tests erreichten Wert stabilisiert. Sie liegen zwischen 700 – 800 mg/Nm³.

In der Zwischenzeit wird der FENIX-Prozess auch in anderen Wannen mit den gleichen erreichten Emissionswerten (zwischen 700 – 800 mg/Nm³) angewandt.

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Der FENIX-Prozess erfordert die vorsichtige Anwendung durch ein spezialisiertes Team. Er ist bei mindestens 9 Wannen von Saint-Gobain Glass in Europa eingeführt. Die Technik ist für Floatprozesse verfügbar, wenn sie direkt während der Auslegung und des Baus der Wanne integriert wird.

Saint-Gobain Glass sagte im Jahr 2001 aus, dass sie bereit wären, eine nicht-exklusive Lizenz für die FENIX-Technologie an andere Glashersteller zu vergeben, unter der Voraussetzung, dass eine Vereinbarung über die Bedingungen einer solchen Lizenz getroffen würde. Die Anwendung dieser Technik erfordert jedoch eine vorherige Untersuchung der Wanne durch den Anlagenbauer. Diese Notwendigkeit könnte die Anwendung für andere Glashersteller aufgrund der Vertraulichkeit schwierig machen.

Zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Dokuments (2010) wird diese Technik nur bei regenerativen Querbrenner-Wannen angewandt, und aufgrund der Besonderheiten ist es unwahrscheinlich, dass sie auf andere Wannentechnologien ausgeweitet wird.

Der Trend der ersten Ergebnisse an der Anlage in Aniche, von der im BVT-Merkblatt von 2001 berichtet wurde, wurde an anderen Wannen mit anderen Brennstoffen reproduziert, was den Schluss zulässt, dass NO_x-Emissionen im Bereich von 700 – 800 mg/Nm³ stabil erreicht werden können.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Investitionskosten einschließlich Wannenadjustierungen (hochpreisige Feuerfestmaterialien) der neuen Brenner und des verbesserten Überwachungssystems summieren sich auf ungefähr 1,5 Millionen Euro für die Anwendung an einer bestehenden Anlage mit Heizöl als Brennstoff. Für eine neue überarbeitete Anlage wären die Zusatzkosten niedriger, bei ca. 1 Million Euro. Zu beachten wären auch Lizenzgebühren sowie die Zeit und das Wissen zur Einführung dieser Technik.

Triebkraft für die Einführung

Es wurden keine Daten übermittelt.

Referenzanlagen

Saint-Gobain Glass, Stolberg, Deutschland - Floatglas
Saint-Gobain Glass Herzogenrath, Deutschland - Floatglas
Saint-Gobain Glass, Chantereine, Frankreich - Floatglas
Saint-Gobain Glass, Aniche, Frankreich - Floatglas.

Referenzliteratur

[\[25, FENIX 1998\]](#) [\[65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007\]](#) [\[38, FENIX 1998\]](#)

4.4.2.5 Sauerstoff-Brennstoff-Schmelze

Beschreibung

Sauerstoff-Brennstoff-Schmelzen (oder Oxy-fuel Schmelzen) erfolgt durch den Ersatz der Verbrennungsluft mit Sauerstoff (>90 % Reinheit). Die Technik kann sowohl mit Erdgas als auch mit Heizöl als Brennstoff betrieben werden, obwohl der Einsatz von Gas verbreiteter ist. Die Entfernung des Großteils an Stickstoff aus der Verbrennungsumgebung mindert das Abgasvolumen (hauptsächlich bestehend aus CO₂ und Wasserdampf) um 70 – 86 %, in Abhängigkeit von der Sauerstoffreinheit.

Die Oxy-fuel-Schmelze kann eine sehr wirksame Technik zur NO_x-Minderung sein und kann, mit den unten beschriebenen Ausnahmen, als technisch erprobt angesehen werden.

Im Allgemeinen haben Oxy-fuel-Wannen die gleiche Bauart wie Rekuperativwannen mit mehreren Seitenbrennern und einem einzigen Abgasabzug. In den meisten modernen Wannen ist die Geometrie für Oxy-fuel-Feuerung und NO_x-Minimierung optimiert. Wannen, die für Sauerstoffverbrennung ausgelegt sind, nutzen momentan aufgrund von Sicherheitsbedenken keine Wärmerückgewinnungssysteme zur Vorwärmung der Sauerstoffversorgung für die Brenner.

Die Technik führt möglicherweise zu Energieeinsparungen, weil es nicht notwendig ist, den atmosphärischen Stickstoff auf die Flammentemperatur aufzuheizen. Weniger Verbrennungsluft muss erhitzt werden und deshalb geht weniger Energie mit den Wannenabgasen verloren. Die möglichen Energieeinsparungen hängen stark von der konventionellen Wanne ab, mit der der Vergleich durchgeführt wird. Die Gesamt-Energieeinsparungen sollten jedoch unter Beachtung der indirekten Energie für die Oxy-fuel-Verbrennung beurteilt werden.

Bei der Beurteilung einer Oxy-fuel-Wanne im Vergleich zu einer konventionellen Wanne (Brennstoff-Luft) muss die Effizienz der Wärmerückgewinnung aus dem Abgas (Rekuperator, Regenerator etc.) und die für die Sauerstoffherstellung benötigte Energie beachtet werden. Dieses komplexe Problem wird später in diesem Abschnitt dargelegt.

Die Bildung thermischen NO_x wird stark reduziert, weil die Hauptquelle für Stickstoff in der Wanne viel geringer ist, obwohl noch immer NO_x in der Verbrennungsatmosphäre vorhanden ist. Dies rührt vom im Sauerstoff enthaltenen Stickstoff (PSA, VSA/VPSA 4- 6 %, kryogen <0.5 %), Stickstoff im Brennstoff (Erdgas mit 2 – 15 % Stickstoff), Stickstoff aus der Nitraterzersetzung und von Falschluff her. Aufgrund der hohen Flammentemperatur wird jeglicher vorhandener N_2 zu NO_x umgewandelt, und sogar geringe Anteile an N_2 können dann erheblich sein. Es ist deshalb wichtig, den Lufteintritt in die Wanne zu minimieren.

Das Abgasvolumen der Wanne ist 4- bis 7-mal geringer im Vergleich zu luftbefeueten Wannen. Die Temperatur kann sehr hoch sein (1200 – 1450 °C) und erfordert normalerweise Kühlung. Aufgrund des hohen Wassergehalts und der hohen Konzentration an korrosiven Stoffen (z.B. Chloride und Sulfate) erfolgt eine Kühlung normalerweise durch Verdünnung mit Luft. Nach der Verdünnung liegen das Abgasvolumen im Allgemeinen bei 30 – 100 % des Abgasvolumens konventioneller Wannen anhängig von der Stärke der notwendigen Kühlung.

Oxy-fuel-Schmelzen erfordert andere Brennerarten als die, die in konventionellen Luft-Gas-befeueten Wannen verwendet werden. Seit der Einführung der Technik hat eine deutliche Weiterentwicklung der Brenner stattgefunden, von frühen Anpassungen bestehender Bauarten für die Oxy-fuel-Anwendung bis hin zu heutigen hochspezialisierten Low- NO_x -Oxy-fuel-Brennern, die speziell für die Glasproduktion entwickelt wurden. Diese Systeme enthalten auch Merkmale anderer hocheffizienter low- NO_x -Brenner für konventionelle Befueuerung. Einige der wichtigen Merkmale der patentgeschützten Hauptsysteme werden im Folgenden zusammengefasst:

- Brenner mit langen, voluminösen Flammen für gleichmäßige Wärmeübertragung
- Mehrfache Sauerstoffeindüsung pro Brenner zur Stufung des Verbrennungsprozesses
- Flache Flammen mit größerer Überdeckung
- Verzögerte Brennstoff-Sauerstoff-Vermischung zur Minderung der Spitzenflammentemperaturen in der sauerstoffreichen Zone
- Keine Wasserkühlung
- Flammeneinstellung für Impuls und Form
- Variabler Brennstoffeinsatz

Der für die Verbrennung benötigte Sauerstoff kann entweder durch Lieferung vor Ort oder Vor-Ort-Herstellung zur Verfügung gestellt werden. Außer für sehr kleine Anwendungen (z.B. einige einzelne Frittanlagen) macht es die Menge an benötigtem Sauerstoff ökonomischer, den Sauerstoff vor Ort zu produzieren. Ist die Anlage jedoch in der Nähe einer industriellen Sauerstoffversorgungsleitung, ist es kosteneffizienter, den Sauerstoff direkt von der Versorgungsleitung zu beziehen. Es gibt zwei Haupttechniken zur Sauerstoffproduktion vor Ort: kryogen oder mittels eines Absorbersystems. Für gewöhnlich gehört die Sauerstoffanlage dem Verteiler und wird auch von diesem betrieben, der den zur Verfügung gestellten Sauerstoff in Rechnung stellt, obwohl einige Betreiber den Besitz der Sauerstoffanlage bevorzugen. Sauerstoffanlagen vor Ort sind immer mit einer Reserve an Sauerstoff ausgestattet.

Sauerstoff wird kryogen durch das Verdichten von Luft und das Durchleiten durch eine Reinigungseinheit zur Entfernung von Staub, Wasser, Kohlenstoffdioxid und Spurenelementen erzeugt. Die gereinigte Luft wird dann gekühlt und durch eine Destillationssäule mit niedrigen Temperaturen geführt, in der die Trennung stattfindet. Die getrennten Gase können in Wärmetauschern erwärmt werden, um gasförmigen Sauerstoff und Stickstoff zur Verfügung zu stellen. Darüber hinaus kann, wenn nötig, flüssiger Sauerstoff aus den kälteren Teilen entnommen werden.

Der Absorptionsprozess findet normalerweise in zwei Formen statt; der Pressure-Swing-Absorption (PSA) oder der Vacuum-Pressure-Swing-Absorption (VSA/VPSA). Beides sind nicht-kryogene Systeme und die Separation findet bei Umgebungslufttemperaturen statt. Verdichtete Luft strömt vom Boden her in eine oder zwei Absorberbehälter ein, die mit Zeolit gefüllt sind, der den meisten Stickstoff absorbiert. Der Sauerstoff wird am oberen Ende des Behälters abgezogen, bis der Zeolit mit Stickstoff gesättigt ist. Der Luftstrom wird dann zum

zweiten Behälter geleitet, während der Stickstoff im ersten Behälter in die Luft abgegeben wird. Im Vakuumsystem wird Stickstoff durch das Vakuum und im Drucksystem durch den Druck entfernt. Das Vakuumsystem hat den höchsten Wirkungsgrad.

Die Technik ist im Allgemeinen viel günstiger als die Lieferung kryogenen Sauerstoffs durch LKW, aber die Kapazität ist im Vergleich zum kryogenen System begrenzt. Es wird daher normalerweise für mittelgroßen Sauerstoffbedarf angewandt.

Die meisten Standorte, die nur eine oder zwei Glaswannen versorgen würden, diese Techniken (PSA, VSA/VPSA) wählen. Für mehrere Wannen oder Wannen mit hohem Sauerstoffbedarf (z.B. Floatglas) kann ein kryogenes System bevorzugt werden. Die Wahl hängt hauptsächlich von wirtschaftlichen Faktoren ab, die durch die lokalen Bedingungen beeinflusst werden können. Im Fall von Floatglasanlagen produzieren kryogene Systeme Sauerstoff für die Verbrennung und Stickstoff für das Float-Bad.

Die Technik einer teilweisen Oxy-fuel-Befeuerung wurde in der Glasindustrie viele Jahre genutzt. Zwei verschiedene Techniken wurden getestet: Eindüsen von Sauerstoff in einer konventionellen Wanne zur Verbesserung der Wärmeübertragung oder die Installation eines zusätzlichen reinen Sauerstoffbrenners. Die Technik wurde hauptsächlich gewählt zur Lösung von Problemen hinsichtlich der Glasqualität und Leistung der Wanne durch Positionierung einer sehr heißen Flamme genau auf der Schmelzoberfläche zur Steigerung des Temperaturgradienten und folglich zur Verbesserung der Konvektionsströme in der Schmelze. Dies minderte auch den Abgasstrom bei gleichbleibender Energiezuführung. Die Technik wurde oft zur Verlängerung der Lebensdauer der Wanne, die Abnutzungserscheinungen oder Regeneratorprobleme aufwies, genutzt. Die Technik wird so immer noch genutzt, aber heutzutage ist der Einsatz aufgrund des Problems möglicherweise höherer NO_x -Emissionen durch höhere Temperaturen weniger verbreitet. 'Zero-port-Sauerstoffbrenner' werden ebenfalls eingesetzt, z.B. in Floatglaswannen am Ende der Wannenreise zur Verbesserung der Schmelze der Gemengedecke.

Erreichte Umweltentlastung

Es sollte beachtet werden, dass die Konzentrationen der Schadstoffe im Falle der Oxy-fuel-Wannen aufgrund des geringeren Abgasvolumens viel höhere Werte aufzeigen kann als bei Brennstoff-Luft-Wannen. Eine Korrektur der Emissionskonzentration auf 8% Sauerstoff ist nicht sinnvoll für Oxy-fuel-Wannen, weil der Sauerstoffgehalt des Abgases sowohl möglichen Sauerstoffüberschuss für die Verbrennung als auch die in die Wanne und das Abgassystem eintretende Luft beinhaltet. In diesen Fällen ist die Nutzung von Emissionsfaktoren (kg/t Glas) angebrachter.

Dieses Prinzip sollte zur Vermeidung von falschen Emissionsschätzungen zur Anwendung kommen, wenn eine Kombination von Abgasen aus Wannen mit verschiedenen Verbrennungstechniken (oxy-fuel, sauerstoffangereichert, Brennstoff-Luft) über einen einzigen Kamin abgeführt wird, was oft in der Frittenherstellung der Fall ist.

Der Hauptvorteil für die Umwelt durch Oxy-fuel-Feuerung ist eine mögliche erhebliche Minderung der NO_x -Emissionen (bezogen auf den Emissionsfaktor) im Allgemeinen um über 70 % im Vergleich zu Brennstoff-Luft-Wannen ohne andere primäre oder sekundäre Minderungsmaßnahmen. Diese Zahl hängt deutlich vom Betrachtungspunkt ab und kann höher als 95 % und niedriger als 60 % sein. Spezifische Emissionswerte von ungefähr 0,5 kg NO_x /t Glas, in Abhängigkeit vom spezifischen Energiebedarf, Art des Erdgases, der Sauerstoffart und -qualität sowie dem Wannenalter, wurden berichtet. In speziellen Fällen werden niedrige Emissionen von 0,23 kg NO_x /t Glas mit der Anwendung der Oxy-fuel-Feuerung (siehe Tabelle 4.17) berichtet [[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007](#)].

Im Frittensektor liegt der NO_x -Minderungsgrad von Oxy-fuel-Wannen im Bereich von 20 – 45 % aufgrund der speziellen Bauart und Betriebsbedingungen der Wannen (geringfügiger negativer Druck), die einen Falschlufteintritt in die Wanne ermöglichen (siehe Table 3.51).

Abgesehen von der Brennerauswahl, hängen die erreichbaren Werte stark von der Art des für die Verbrennung zur Verfügung stehenden Erdgases, das hohe Stickstoffanteile aufweisen kann, sowie anderen Parametern ab, die im Abschnitt zu den Betriebsdaten erläutert werden.

Oxy-fuel-Feuerung kann auch bei der Minderung der Gesamtemissionen flüchtiger Stoffe in der Wanne (Partikel, Fluorid, Chlorid etc.) hilfreich sein, weil der Gasstrom über der Schmelze und somit in einigen Fällen die Turbulenz geringer ist, abgesehen von einem hohen Wasserdampfgehalt in der Wannenatmosphäre, der die Verdampfung von Alkaliverbindungen und Bor fördert.

Partikelförmige Emissionen in Kalknatron-Glas können um 10 – 30 %, vom Ausgangspunkt (Brennstoff-Luft) aus betrachtet, gemindert werden, obwohl dies nicht in allen Anwendungen beobachtet wurde. Partikelförmige Emissionen werden am wirksamsten für borhaltige Gläser (bis zu 50 %) gemindert, speziell bei Borosilikatgläsern. In den USA ist in einigen Fällen der Grund für die Umstellung auf Oxy-fuel-Schmelzen die Minderung der partikelförmigen Emissionen und nicht die NO_x -Minderung gewesen. In Fällen, in denen die Einführung der Oxy-fuel-Feuerung zu geringerem Brennstoffverbrauch führt, werden bei Öleinsatz in den Wannen und bei Betrachtung des Emissionsfaktors auch die SO_2 -Emissionen geringer. Die SO_x -Emissionen können jedoch auch ansteigen, wenn die Schwefelaufnahme im Glas aufgrund eines veränderten Gleichgewichts zwischen Glasschmelze und Verbrennungsgasen sinkt. Direkte CO_2 -Emissionen werden parallel zu den Energieeinsparungen auch gemindert, aber die indirekten CO_2 -Emissionen durch den Strombedarf für die Sauerstoffproduktion sollten zusammen mit den anderen im Kraftwerk entstandenen Schadstoffen betrachtet werden.

Medienübergreifende Auswirkungen

Die hauptsächliche medienübergreifende Auswirkung der Oxy-fuel-Feuerung sind die Emissionen, die im Kraftwerk bei der Stromproduktion für die Sauerstoffherstellung entstehen. Die Sauerstoffherstellung erfordert ungefähr $0,4 - 1 \text{ kWh/Nm}^3$ und, bezogen auf Primärenergiequellen, übersteigen die damit verbundenen Emissionen mehr oder weniger die durch die Anwendung von Oxy-fuel-Befeuerung zur Glasschmelze möglichen NO_x -, CO_2 - und Energieeinsparungen.

Wie bei allen Minderungstechniken, die Energieeinsatz erfordern, werden die auf Anlagenebene erreichten Umweltvorteile teilweise gemindert, wenn die indirekten Emissionen in die Betrachtung einbezogen werden.

Im Speziellen sind die berichteten medienübergreifenden Auswirkungen die Folgenden:

- Mit der Sauerstoffproduktion verbundene NO_x -Emissionen können Berichten zufolge bis zu 10 bis 15 % der direkten NO_x -Emissionen ausmachen.
- Beispiele zeigen einen Anstieg der CO_2 -Emissionen von 35 bis 230 % im Vergleich zur Minderung der direkten Emissionen durch Energieeinsparungen.
- Durchschnittlich benötigt die Sauerstoffproduktion durch VSA/VPSA ungefähr $1,44 \text{ MJ/Nm}^3$, was unter der Annahme eines Energieumwandlungsgrades von 33 % im Kraftwerk ungefähr 24 % der Verbrennungsenergie der Wanne entspricht (1 MJ Verbrennungsenergie für eine Oxyfuel-Wanne ist äquivalent zu 1,24 MJ Primärenergie).
- Mit der Stromherstellung sind SO_x , Staub und andere atmosphärische Emissionen verbunden.

Im Allgemeinen kann gesagt werden, dass wenn die Energieeinsparungen durch die Oxy-fuel-Schmelze die Kosten für die Sauerstoffherstellung übersteigen, dann werden die geminderten Emissionen die Emissionen aufgrund der Sauerstoffproduktion erheblich übersteigen.

In Rekuperativwannen ohne zusätzliche Energierückgewinnungsmaßnahmen (Abhitzeessel oder Scherbenvorwärmung) liegt die durchschnittliche Energieeinsparung bei 25 – 35 %, einschließlich der Energie für die Sauerstoffherstellung. Für große Regenerativwannen liegt dieser Wert im Bereich von 0 – 15 %.

Einige Beispiele für die Betrachtung der medienübergreifenden Auswirkungen der Oxy-fuel-Schmelze sind unten dargestellt. Die dargestellten Daten sind auf der Basis der in Abschnitt 8.1 beschriebenen Methode berechnet.

- Für eine Behälterglaswanne mit 225 t/d liegt die direkte Minderung der NO_x-Emissionen bei 89 t/a und das mit der Sauerstoffherstellung verbundene NO_x liegt bei 11 t/a, folglich entspricht die Nettominderung 69 t/a. Die Minderung der CO₂-Emissionen aus der Wanne entsprechen 1.942 t/a, aber die Sauerstoffherstellung verursacht indirekte Emissionen von 4.444 t/a. Darüber hinaus werden von einem durchschnittlichen Kraftwerk 30 t/a SO₂ emittiert.
- Bei einer Endlosglasfaserwanne liegt die Minderung der direkten NO_x-Emissionen bei 80 t/a, der Anstieg indirekter NO_x-Emissionen (Kraftwerk) aber bei 9 t/a. Die CO₂-Emissionen aus der Wanne sinken um 5.390 t/a, während die indirekten CO₂-Emissionen um 3.530 t/a ansteigen.

Ein Vergleich geschätzter spezifischer indirekter Emissionen für verschiedene Glaswannen und Minderungstechniken ist in Abschnitt 8.1.7, Table 8.8 enthalten.

Bei einer möglichen schnellen Schädigung des Feuerfestmaterials der Schmelzwanne wäre die Entstehung eines festen Abfalls eine zusätzliche medienübergreifende Auswirkung.

Betriebsdaten

Von den neuesten Oxy-fuel-Brennern in Kombination mit optimiertem Wannen-Design und Betrieb werden Werte im Bereich von 0,3 – 0,8 kg NO_x/t geschmolzenes Glas im Behälterglassektor berichtet, was im Allgemeinen 200 – 500 mg NO_x/Nm³ entspricht.

Im Glasfrittensektor sind die mit der Oxy-fuel-Schmelze erreichten Minderungen der NO_x-Emissionen viel geringer. Berichtete Daten zeigen Emissionswerte von 7 – 11 kg NO_x/t geschmolzenes Glas, die mit typischen Werten von 13 kg/t Glas oder mehr bei konventionellen Brennstoff-Luft- oder sauerstoffangereicherten Brennstoff-Luft-Wannen zu vergleichen sind. Diese Werte beziehen sich auf Produktionen, deren Gemengezusammensetzung erhebliche Nitratanteile aufweisen können und wo die Betriebsbedingungen den Eintritt von Falschluff in die Verbrennungskammer erlauben (siehe Abschnitt 3.10.2.2).

Die NO_x-Emissionen hängen stark von den folgenden Faktoren ab:

- Dem Sauerstoff-Herstellungsprozess; durch PSA- oder VSA/VPSA-Systeme hergestellter Sauerstoff enthält immer noch einen kleinen Stickstoffanteil;
- Erdgasqualität; in der EU wird Erdgas oft mit mehr als 10 % Stickstoff zur Verfügung gestellt;
- Art der eingesetzten Brenner; Brenner für die gestufte Verbrennung führen im Allgemeinen zu niedrigeren NO_x-Werten (<0,5 kg/t geschmolzenes Glas im Behälterglassektor);
- Dem Energiebedarf der Wanne; dies bestimmt den Abgasvolumenstrom pro Masseneinheit geschmolzenes Glas und hängt unter anderem von der notwendigen Glasqualität, Wannengröße und dem Scherbenanteil im Gemenge ab;
- Der Brennstoffqualität; einige Brennstoffarten können geringe Anteile an organisch gebundenem Stickstoff aufweisen.

Einer der wichtigsten mit dieser Technik verbundenen Aspekte ist die möglicherweise erreichbare Energieeinsparung. Wie oben erwähnt, kann dies oft der entscheidende Faktor hinsichtlich der wirtschaftlichen Machbarkeit der Technik in einer speziellen Anwendung sein. Bei Betrachtung der Kosteneffizienz der Technik muss dies nicht nur mit der zu ersetzenden Wanne, sondern mit allen verfügbaren Optionen und alternativen Minderungsmaßnahmen unter Beachtung des Energiebedarfs und der Sauerstoffproduktion verglichen werden.

Die Energieeinsparungen vor Ort können mehr als 50 % betragen, wenn kleine, thermisch ineffiziente Wannen in Oxy-fuel-Wannen umgebaut werden. Bei einer mittelgroßen Rekuperativwanne ohne spezielle Energiesparmaßnahmen, standardmäßigen Isoliermaßnahmen und nur unter Einsatz interner Scherben läge der Energiebedarf mit Oxy-fuel-Schmelze 20 – 50 % niedriger. Für große energieeffiziente Regenerativwannen mit optimierter thermischer Leistung können die Einsparungen nahe Null oder sogar im Negativen liegen, wenn die Primärenergie betrachtet wird sogar mit einem Anstieg um bis zu 5 %. In diesen Fällen würden die Vor-Ort-Energieeinsparungen die Sauerstoffkosten nicht aufwiegen. Jeder Fall ist einzigartig und muss unter Beachtung der individuellen Umstände betrachtet werden.

In der Regel sollten Oxy-fuel-Wannen sehr gut isoliert und abgedichtet sein, um Probleme mit der Korrosion und Angriffen auf das Feuerfestmaterial durch Dämpfe aus der Glasschmelze zu vermeiden. Oxy-fuel-Verbrennung kann zu einer größeren Zersetzung führen, was aber von der Wahl des Feuerfestmaterials und den Betriebsparametern der Wanne abhängt.

Der Hauptaspekt, der die Wirtschaftlichkeit der Oxy-fuel-Schmelze verbessern könnte, ist die Wärmerückgewinnung aus den Abgasen. Die hohe Abgastemperatur verbessert das Potenzial für die Wärmerückgewinnung, aber es gibt auch eine Anzahl von Schwierigkeiten. Das Abgas erfordert Kühlung vor jeglicher Abgasbehandlung, um deren Betriebstemperatur zu erreichen und die Abscheidung jeglichen Staubs, der durch flüchtige Stoffe entsteht, sicherzustellen.

Die Art des Abgases aus vielen Wannen begrenzt den Einsatz direkter Wärmetauscher aufgrund von Ablagerung kondensierter Partikel und Korrosion. Diese Probleme steigen durch die hohen mit Oxy-fuel-Feuerung verbundenen Abgaskonzentrationen.

Ein spezielles Problem besteht bei borhaltigen Gläsern, bei denen das Abgas schnell abgekühlt werden muss, um die Bildung klebriger Feststoffe, die korrosiv sind und sich im Rohrsystem und an Abgasbehandlungsanlagen, wie Elektrofiltern, ablagern können, zu vermeiden. Aus diesen Gründen erfolgt in diesen Fällen die Kühlung durch Verdünnung mit Luft.

Aus den oben genannten Gründen sind bisher die für konventionelle Wannen verfügbaren Energiesparmaßnahmen (z.B. Abhitzeessel, hocheffiziente Brenner und Scherbenvorwärmung) nicht bei Oxy-fuel-Wannen angewandt worden. Es gibt wenige Erfahrungen mit diesen Techniken und zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) sind mindestens zwei Wannen mit Abhitzeesseln ausgestattet und wenige Oxy-fuel-Wannen wenden Scherben oder Gemengevorwärmung an. Eine neue, speziell für Oxy-fuel-Wannen entwickelte Technik zur Gemenge- und Scherbenvorwärmung, die den Betrieb bei viel höheren Abgastemperaturen erlaubt, soll in naher Zukunft in den USA getestet werden. Einige Entwicklungsarbeit hinsichtlich der Vorwärmung der Gas- und Sauerstoffversorgung wurde in Frankreich (2008) an einer Oxy-fuel-Wanne für Flachglas getätigt. Mehr Details sind in Kapitel 6, Zukunftstechniken, Abschnitt 6.2 zu finden.

Jedoch können mit wachsender Erfahrung mehr dieser Maßnahmen in Verbindung mit Oxy-fuel-Feuerung angewandt werden. Es gibt keine prinzipiellen Gründe dafür, dass die meisten Techniken nicht mit Oxy-fuel-Feuerung arbeiten können, aber es gibt wichtige technische Probleme (z.B. mögliche Schädigung des Feuerfestmaterials, Farbänderungen in der Glasschmelze, Schaumbildung etc.), die angegangen und gelöst werden müssen, was Zeit in Anspruch nimmt.

Das Oxy-fuel-Schmelzen erfordert höhere Flammentemperaturen, die in einigen Anwendungen zu höherer Leistung pro Quadratmeter Wannenfläche (bis zu 25 % Anstieg) führt. Dies ist im Speziellen wichtig, wenn es den Wunsch einer Kapazitätssteigerung der Wanne gibt, aber der Platz für eine konventionelle Wanne der gewünschten Größe nicht verfügbar ist. Diese Situation wird darüber hinaus noch durch das Nicht-Vorhandensein eines Vorwärmsystems unterstützt. In einigen Anwendungen kann die Technik auch zu einer besseren Kontrolle und verbesserter Glasqualität führen. Dies trifft im Besonderen auf einige Spezialglasprozesse zu, die hohe Schmelztemperaturen erfordern. Der höhere Anteil an Sauerstoff und Wasserdampf kann jedoch

die Glaschemie für einige Glasarten beeinflussen und so Änderungen in der Gemengezusammensetzung erfordern.

Es gibt immer noch Bedenken hinsichtlich der stärkeren Beanspruchung des Feuerfestmaterials und dadurch eine kürzere Wannenlebensdauer. In einigen Fällen kann auch ein höherer Anteil an Glasfehlern (z.B. durch Tropfen von der Wannendecke) auftreten. In Kalknatronglas kann der hohe Wasserdampfdruck einen hohen NaOH-Dampfdruck erzeugen, der zu Feuerfestbeanspruchung führen kann, speziell oberhalb des Glasbades.

Feuerfest-Anbieter haben neue Materialien, wie verbessertes Silikat und MgO-Al₂O₃-Spinelle, als Alternative zu teuren schmelzgegossenen AZS (Aluminium-Zirkonium-Silikat) - oder Aluminium-Materialien entwickelt. Es ist mit dem Einsatz der Oxy-fuel-Technik jedoch immer noch ein gewisser Grad an finanziellem Risiko verbunden. Der Einsatz hochwertigeren Feuerfestmaterials kann die Investitionskosten für die Wanne steigern, und es bleiben Bedenken bestehen, dass diese nicht ausreichend in allen Anwendungen beständig sind.

Eine verminderte Kampagnendauer kann einen wichtigen Einfluss auf eine Anlage, speziell bei größeren Wannen wie bei Floatglas, haben. Die Erfahrungen schwanken heute (2010) von Anwendung zu Anwendung von schwach bis sehr gut. Viel Arbeit wurde auf diesem Gebiet geleistet, und das Problem kann stark gemindert werden. Einige Borosilikat-Produzenten berichten von einer verlängerten Lebensdauer, und in einigen Anwendungen wurden nach der Umstellung geringere Gewölbetemperaturen beobachtet. Es wurde nachgewiesen, dass zur Vermeidung der Natriumsilikatbildung und von Tropfen bei Silikatbergewölben die Gewölbetemperatur zu jeder Zeit bei angebracht hohen Temperaturen (oberhalb 1460 – 1470 °C) gehalten werden sollte.

Die neuen strahlungsintensiven Brennersysteme sind viel wirksamer bei der Wärmeübertragung ins Glas. In Kombination mit einer wohlüberlegten Auslegung der Wanne, Brennerposition und hochwertigeren Feuerfestmaterialien vereinfachen diese Brenner die Aufrechterhaltung des Betriebs innerhalb der thermischen Widerstandsgrenzen des Feuerfestmaterials.

Unter diesen Bedingungen wurde eine Kalknatron-Behälterglas-Wanne mit Silikatgewölbe im Jahr 2009 nach 14 Jahren noch betrieben (O-I Europe, Leerdam, Niederlande in Betrieb seit 1994).

Die Technik der Oxy-fuel-Feuerung wird ständig weiter entwickelt, und Wannen, die unter Einsatz der neuesten Techniken ausgelegt werden, werden größere Kampagnenlängen haben als frühere Wannen. In einigen Anwendungen traten Probleme mit Schaumbildung auf. Dies kann Qualitätsprobleme verursachen und die Effizienz und Stabilität der Feuerung mindern.

Die hohe Konzentration an Wasserdampf in der Wannenatmosphäre durch Oxy-fuel kann die Gasfreisetzung aus der Schmelze mit einer möglichen Verbesserung der Läuterung (weniger Kristallkeime) aber auch größere Schaumbildung unterstützen. Die Wirkung der Wannenatmosphäre auf die Schaumstabilität ist noch nicht vollständig bekannt und ist ein Thema für weitere Untersuchungen.

In der Glaswolleherstellung vereinfachen hohe Sauerstoffwerte in der Wanne das Recycling von organikhaltigen Abfällen ohne den Einsatz von Nitraten.

Obwohl Oxy-fuel-Feuerung als bewährte Technik eingestuft wird, bleiben einige Optimierungsmöglichkeiten für die Wannengeometrie, die Gewölbehöhe, Brennerposition und –höhe über der Schmelze, Position des Abgasaustritts, die die Energieeffizienz verbessern können und folglich die CO₂-Emissionen und Energiekosten reduzieren. Andere Möglichkeiten der Wärmerückgewinnung aus geringen Volumenströmen, aber sehr heißen Abgasen sind die Gemengevorwärmung oder Erdgasvorwärmung sowie andere Optionen für den Einsatz der zurückgewonnenen Energie, die entwickelt werden könnten. Die hohe Konzentration an CO₂ im Abgas kann möglicherweise dessen Erfassung unterstützen.

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und –nachteile der Anwendung der Oxy-fuel-Schmelze ist in Tabelle 4.16 enthalten.

Tabelle 4.16: Hauptvor- und –nachteile der Oxy-fuel-Schmelze

<u>Vorteile</u>
<ul style="list-style-type: none"> • Niedrige NO_x-Emissionen können erreicht werden (typischerweise <0,5 – 0,8 kg/t geschmolzenes Glas für Kalknatronglas mit einem berichteten Minimalwert von 0,23 kg/t) • Investitionskosten sind gewöhnlich erheblich niedriger • In einigen Anwendungen ist die Technik kostenneutral oder führt zu Einsparungen • Erhebliche Minderungen im Energiebedarf sind in einigen Anwendungen möglich (speziell wenn eine Rekuperativwanne ersetzt wird) • Möglicherweise niedrigere Emissionen flüchtiger Substanzen und Staub, ausgedrückt als Massenstrom, wenn die Abgasströme gemindert werden. Dies kann zur geringeren Investitionskosten für die Minderungstechniken führen. • Möglicherweise verbesserte Produktion/m² und Prozesskontrolle • In einigen Fällen kann sich die Glasqualität verbessern • Kann die Erfassung von CO₂ aufgrund der hohen Konzentrationen im Abgas unterstützen
<u>Nachteile</u>
<ul style="list-style-type: none"> • Werden keine erheblichen Energieeinsparungen realisiert, kann die Technik sehr teuer sein, speziell für große Kalknatronwannen. Dies wird durch eine Kostendifferenz zwischen Gas bzw. Öl und Strom verursacht. • Die Kosteneffizienz schwankt stark zwischen den Anwendungen und muss individuell beurteilt werden • Es gab Probleme mit der Belastung des Feuerfestmaterials, was zu kürzerer Wannenebensdauer führte, die bisher noch nicht vollständig gelöst sind • Die Sauerstoffherstellung erfordert elektrische Energie, die ungefähr 7 % des Bedarfs der Wanne entspricht, aber auch bis zu 20 %, wenn sie als Primärenergie angegeben wird • Indirekte Emissionen durch die Stromherstellung (CO₂, NO_x, SO_x) können die möglichen Umweltvorteile aufwiegen • Die Technik ist im Grunde eine Primärmaßnahme, da sie die NO_x-Bildung reduziert, trägt jedoch nicht zur NO_x-Minderung aus nicht-thermalen Quellen bei, z.B. Gemengenitrate • Die Technik wird am wirksamsten bei einem Wannenneubau installiert • Die Lagerung, Produktion und der Einsatz von Sauerstoff stellen Risiken dar, und angemessene Sicherheitsüberlegungen sind notwendig • Die Sauerstoffherstellung kann zu Geräuschentstehung führen, die überwacht werden muss • Zusätzliche SO_x-Emissionen können aufgrund der sinkenden Schwefelaufnahme im Glas entstehen, aber Anpassungen bei der Schwefelmenge in der Gemengezusammensetzung können dies kompensieren • Schaumbildung kann in der Schmelzwanne auftreten • Wenn eine hohe Glasqualität erforderlich ist, kann der Einsatz dieser Technik aufgrund einer möglichen Verschlechterung des Feuerfestmaterials in der Wanne begrenzt sein

Daten bezüglich der mit dem Einsatz der Oxy-fuel-Schmelze erreichbaren Emissionswerte in den Anlagen, die Behälter- und Spezialglas produzieren, sind in Tabelle 4.17 enthalten.

Tabelle 4.17: NO_x –Emissionswerte, die bei der Verwendung der Oxy-fuel-Schmelze an einer Beispielanlage erreichbar sind

	Behälterglas ⁽¹⁾	Spezialglas	Spezialglas	Spezialglas ⁽²⁾
Brennstoff	Erdgas	Erdgas	Erdgas s	Erdgas
Gesamtschmelzkapazität	300 + 350 t/d	50 t/d	50 t/d	40 t/d
tatsächlicher Durchsatz	222 + 280 t/d	40 t/d	50 t/d	40 t/d
Elektrozusatzheizung	Nein	Ja	Ja	Ja
Glasart	braun, grün	Borsilikatglas	Borsilikatglas, Behälterglas	Glaskeramik
Scherben	66 % (Durchschnitt)	60 %	40 %	50 %
spezifischer Ebergieverbrauch ⁽³⁾	4.20 GJ/t Glas (Durchschnitt)	6.72 GJ/t Glas	10.37 GJ/t Glas	12.31 GJ/t Glas
Verbundene Emisisonswerte (AELs)	0.23 kg NO _x /t Glas	1.42 kg NO _x /t Glas	6.67 kg NO _x /t Glas ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾	5.59 kg NO _x /t Glas ⁽⁵⁾
⁽¹⁾ . Die Anlage besteht aus zwei Wannen. ⁽²⁾ . Die Anlage ist mit einem Wärmerückgewinnungssystem vor dem Gewebefilter ausgestattet. ⁽³⁾ . Daten beziehen sich auf Energie am Punkt der Nutzung und sind nicht auf Primärenergie korrigiert ⁽⁴⁾ . Der Wert wurde berechnet, basierend auf zur Verfügung gestellten Informationen (Massenstrom, Abgasvolumen, geschmolzenes Glas, gemessene Emissionskonzentrationen) ⁽⁵⁾ . Die Gemengezusammensetzung enthält Nitrate. Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007]				

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Obwohl das Prinzip der 100%igen Oxy-fuel-Schmelze wohlbekannt ist und als in der gesamten Glasindustrie anwendbar gilt, sollten die Probleme bei der Einführung nicht unterschätzt werden.

Die Technik wird speziell im Endlosglasfaser- und Spezialglassektor angewandt. Ihr Einsatz in der gesamten Glasindustrie ist durch eine Anzahl von Faktoren begrenzt. Die Technik wird noch immer mit einem möglichen Risiko für größere Wannen mit >500 t/d verbunden. Einige wenige Probleme erfordern weitere Untersuchungen, wie die Auswahl des optimalen Feuerfestmaterials für den Oberofen der Wanne, die Vermeidung und Stabilisation der Schaumbildung und die Wärmerückgewinnung aus dem Abgas.

Es gibt immer noch Schaumprobleme in einigen Sauerstoff-befeuerten Wannen, die nicht vollständig gelöst sind. [\[109, Schep, A decade of oxy-fuel 2003\]](#)

Im Allgemeinen ist es vorteilhaft, die Installation bis zur nächsten Wannenerneuerung zu verschieben, um mögliche Vorteile zu maximieren und zu erwartende Betriebsprobleme zu vermeiden. Im Prinzip können Oxy-Gas-Brenner in vielen Prozessen, außer bei U-Flammen-Wannen, ohne Warten auf eine Kaltreparatur installiert werden. Eine heiße Installation kann zu Energieeinsparungen und zu einer erhöhten Leistung führen. Jedoch ist es unwahrscheinlich, dass niedrigere NO_x-Emissionen auftreten. Darüber hinaus besteht die Gefahr beschleunigter Feuerfestbeanspruchung.

1998 wurden schätzungsweise 5 – 10 % der Welt-Glasproduktion mit Oxy-fuel-Schmelze hergestellt. Schätzungen des französischen Sauerstoffherstellers Air Liquide zeigen, dass von der gesamten mit Oxy-fuel hergestellten Glasschmelze 25 % in Europa und 56 % in Nordamerika hergestellt wurden. Seitdem haben sich die Zahlen mit unterschiedlichen Trends in den Sektoren verändert.

Weltweit gibt es mindestens 200 industrielle Sauerstoff-befeuerte Glaswannen. Speziell im Endlosglasfaser- und Spezialglassektor wird Oxy-fuel-Feuerung weit verbreitet eingesetzt. Es gibt fünf Sauerstoff-befeuerte Floatglas-Wannen auf der Welt (drei in den USA, eine in Japan

und eine in Europa) sowie 40 bis 50 Sauerstoff-befeuerte Behälterglaswannen, hauptsächlich in den USA.

Es gibt auch einige Beispiele an Oxy-fuel-Schmelzwannen, die erfolgreich im Mineralwolle-, Spezialglas- und Frittensektor betrieben werden.

Die Anwendung der Sauerstoff-Verbrennung hat aufgrund von schwerwiegender Schaumbildung, die die höheren Glasqualitätsanforderungen beeinflussen kann, mehr Probleme im Wirtschaftsglassektor verursacht. Einige Anlagen werden jedoch erfolgreich mit Oxy-fuel-Wannen betrieben.

Hinsichtlich des Flach- und Behälterglassektors sind die Haupthinderungsgründe für die Anwendung der Oxy-fuel-Verbrennung die hohen Kosten für Sauerstoff und die für die Wanne erforderlichen speziellen Feuerfestmaterialien.

In Europa wurde zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) eine Oxy-fuel-Wanne im Flachglassektor (Gussglas) betrieben, und eine Floatglaswanne nahm ihren Betrieb in Frankreich auf. Acht Wannen werden für die Herstellung von Behälterglas betrieben (in Deutschland, den Niederlanden, Frankreich und Italien), was 3,2 % der gesamten europäischen Produktion des Sektors entspricht. In der Herstellung von Endlosglasfasern sind über 50 % der Schmelzwannen Sauerstoff-befeuert, einige mit elektrischer Zusatzheizung. In der Glasfrittenproduktion wenden 15% der Wannen Oxy-fuel-Schmelze an. Eine erhebliche Anzahl europäischer Wannen in der Mineralwolle-, Wirtschafts- und Spezialglasproduktion (speziell für die Borosilikatglasrohre) werden Sauerstoff-befeuert.

Der Einsatz der Oxy-fuel-Verbrennung führt mögliche medienübergreifende Auswirkungen mit sich, die betrachtet werden müssen, z.B. die Umweltauswirkung durch die Sauerstoffherstellung [[99, ITC-C080186 2008](#)].

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die finanziellen Aspekte der Oxy-fuel-Schmelze können stark zwischen den unterschiedlichen Sektoren sowie von Fall zu Fall variieren. Die Kosten sind sehr schwer vorherzusagen, aber einige indikative Zahlen sind in Abschnitt 8.1.7 enthalten, wo ein Vergleich von Kosten für NO_x-Minderungstechniken dargestellt wird. Die kostenbeeinflussenden Hauptfaktoren sind:

- Die Investitionskosten im Vergleich zu den wahrscheinlichsten Alternativen (einschließlich Zusatzkosten für haltbarere Feuerfestmaterialien (Wannengewölbe und Abgaskanäle))
- Möglicherweise erreichbare Energieeinsparungen (sehr abhängig von der Wannengröße und der -bauart)
- Die vorherrschenden Kosten für Sauerstoff für die Anlage
- Mögliche Auswirkungen auf die Kampagnendauer und das damit verbundenen finanzielle Risiko.

Die relative Leistung der Oxy-fuel-Schmelze schwankt stark von Fall zu Fall, und die Entscheidung zur Einführung der Technik kann stark durch andere Faktoren beeinflusst werden, z.B. wenn ein Anstieg der Leistung ohne Vergrößerung der Wanne erforderlich ist oder wenn die Anlage nahe einer kostengünstigen Sauerstoffquelle liegt. Die Wirtschaftlichkeit kann zu einem gewissen Ausmaß von anlagenspezifischen Faktoren beeinflusst werden, und jeder Fall muss hinsichtlich der individuellen Umstände betrachtet werden.

Ein wichtiger Faktor für die Investitionskosten ist, dass Oxy-fuel-Wannen kein konventionelles Vorwärmssystem für die Verbrennungsluft haben und somit die Investitionskosten im Allgemeinen niedriger als für Regenerativ- oder Rekuperativwannen mit vergleichbarer Leistung sind. Dies ist am deutlichsten für neue Anlagen, wo die gesamten Kosten für das Vorwärmssystem gespart werden. Die fortschrittlichsten Oxy-fuel-Brenner sind im Allgemeinen teurer als fortschrittliche Low - NO_x-Brenner, und die Kosten für das Sauerstoffüberwachungssystem sind erheblich. Für die meisten Wannen sind die zusätzlichen Kosten für

die Oxy-fuel-Brenner und Überwachungssysteme jedoch erheblich niedriger als die Einsparungen für das Vorwärmssystem.

Bedenken bezüglich der Auswirkungen der Technik auf die Lebensdauer des Feuerfestmaterials führen zum Einsatz teurerer Materialien für das Wannengewölbe. Wenn dies notwendig ist, können diese Zusatzkosten den Kostenvorteil erheblich mindern. Tatsächlich wurde anfänglich (1990 – 1995) für Oxy-fuel-Wannen eine kürzere Lebensdauer als bei traditionellen Brennstoff-Luft-befeuerten Wannen erwartet. Im europäischen Behälterglassektor gibt es jedoch mindestens einige Sauerstoff-befeuerte Wannen mit der gleichen Lebensdauer. Die Bauart der Wanne, die Qualität des Materials (besonders des Gewölbes) und eine sehr starke Abdichtung des Gewölbes sind wichtige Faktoren, die die Lebensdauer der Wanne bestimmen.

Die wirtschaftliche Wettbewerbsfähigkeit der Technik hängt hauptsächlich von der Möglichkeit der Energieeinsparung und den relativen Kosten alternativer Techniken für das Erreichen vergleichbarer NO_x -Emissionswerte.

In vielen Anwendungen, die kleine bis mittelgroße Wannen erfordern, können erhebliche Energieeinsparungen realisiert werden, die die Technik wirtschaftlicher machen. In der Tat können in einigen Anwendungen (speziell Wannen mit weniger als 50 t/d) die Energieeinsparungen allein ausreichende Motivation für die Installation dieser Technik sein. Größere konventionelle Wannen tendieren dazu, bereits energieeffizienter zu sein, und somit sind die möglichen Minderungen des Energiebedarfs beim Wechsel zur Sauerstoff-Befeuerng viel geringer, was die Gesamtkosten der Technik (hauptsächlich Sauerstoffkosten) vergrößert. Zum Anderen erfordern größere Wannen hohe Sauerstoffmengen, die normalerweise mit einem besseren Preis pro m^3 verbunden sind.

Vergleichbare Kosten wurden für Sauerstoff-befeuerte Wannen mit Hochleistungs-Silikat-Gewölbe (300.000 – 400.000 Euro Zusatzkosten) und für aus schmelzgegossenen Materialien (AZS oder Aluminium) konstruierte Gewölbe berechnet. Diese schmelzgegossenen Materialien können die Kosten für das Gewölbe einer Floatglas-Wanne um 4 – 5 Millionen Euro erhöhen.

Die Nichtnutzung von Luftvorwärmern und die daraus folgenden Investitionseinsparungen treffen nicht nur bei den bekanntesten Sektoren (Behälterglas, Endlosglasfaser, Spezialglas etc.) zu, sondern auch in der Frittenindustrie, wo der Einsatz von Luftvorwärmung mit rekuperativen Wärmetauschern gut etabliert ist und in der Mehrzahl der Wannen angewandt wird.

Für Regenerativwannen können die Regeneratorsysteme noch vom ersten Wannenbau an dieser Stelle stammen. Sie werden je nach Bedarf mit jedem Wannenreubau repariert, aufgerüstet oder ersetzt. Obwohl es zu erheblichen Einsparungen führt, sind aus vorgenanntem Grund die Einsparungen nicht so groß wie für neue Anlagen. Bei Rekuperativwannen wird der Rekuperator für gewöhnlich bei jedem Wannenreubau ersetzt, aber das Tragwerk kann erneut genutzt werden, wenn die Wannenauslegung und -position weitgehend unverändert bleibt. Die Kosteneinsparungen für neue Anlagen können bei verschiedenen Anlagen stark schwanken. Im Allgemeinen wurde von Einsparungen im Bereich von 20 % für Rekuperativwannen und 30 – 40 % für Regenerativwannen berichtet.

Betreibt der Versorger die Sauerstoffanlage, sind die Investitionskosten im Allgemeinen in den Sauerstoffkosten enthalten und werden nicht separat betrachtet.

Die Einhausung der Sauerstoffanlage wird für gewöhnlich durch das Glasunternehmen gestellt, aber die Kosten sind ziemlich gering. Entscheidet sich das Glasunternehmen dafür, die Sauerstoffanlage unabhängig zu betreiben, können die Investitionskosten bis zu 10 % der Wannenkosten betragen. Wenn das Nebenprodukt Stickstoff aus der Sauerstoffherstellung genutzt oder verkauft werden kann, so könnte dies zur Senkung der Gesamtkosten beitragen.

Einige Dokumente in der Literatur der Glasindustrie zitieren die Kosten für die Oxy-fuel-Feuerung als größer oder vergleichbar mit SCR. Dies ist in der Praxis jedoch nicht immer so beobachtet worden, denn einige Betreiber berichten von einer kostenneutralen Umstellung oder

in einigen Fällen Einsparungen bei den Betriebskosten. Die meisten positiven Ergebnisse stammen von der Umstellung kleiner nicht-regenerativer Wannen mit relativ hohem spezifischem Energiebedarf.

Außer den Bedenken hinsichtlich des Feuerfestmaterials ist in den meisten Anwendungen der bestimmende Faktor hinsichtlich der Kosteneffizienz der Oxy-fuel-Befuerung der Unterschied zwischen den Energieeinsparungen und den Kosten sowie den medienübergreifenden Auswirkungen des Sauerstoffs im Vergleich zu den Kosten und medienübergreifenden Auswirkungen alternativer NO_x-Minderungstechniken. Dies ist fallspezifisch, und für viele kleinere Anlagen fällt die Bilanz positiv aus. Für größere Wannen sind die Einsparungen im Allgemeinen geringer, und die wirtschaftliche Bilanz hängt viel stärker von den spezifischen Umständen ab, und andere Faktoren (speziell die jährliche Abschreibung) sind von größerer Bedeutung. Die bestehenden Energie- und speziell Sauerstoffkosten (beide sind Schwankungen ausgesetzt) sind ebenso von Bedeutung.

In Bild 4.7 wird der Gesamtunterschied der spezifischen Schmelzkosten von Sauerstoff-Gas-befeuerten im Vergleich zu konventionellen Glaswannen gezeigt. Geschätzte Daten für Regenerativwannen für Float- und Behälterglas sowie kleine Rekuperativwannen für Geschirr werden dargestellt (siehe Abschnitt 8.1 für die Methodik und angenommene Kosten für die vergleichende Studie).

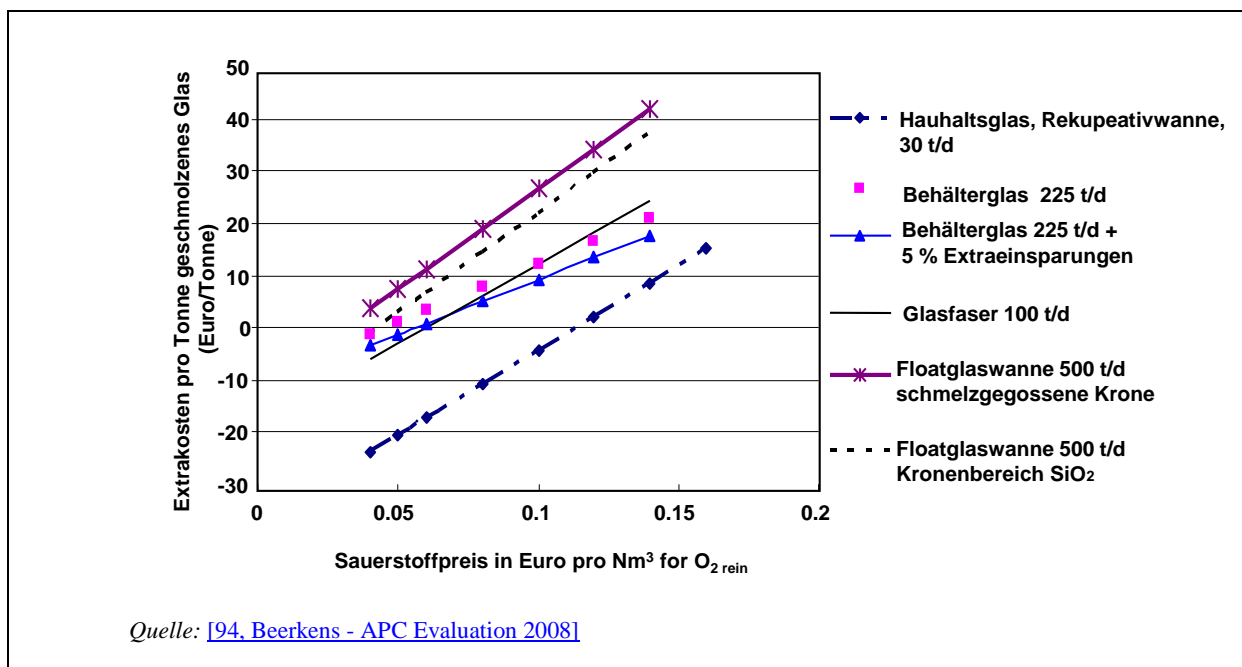


Bild 4.7: Unterschied zwischen spezifischen Schmelzkosten nach der Umstellung von konventionellen Wannen auf Sauerstoff-Feuerung für unterschiedliche Glasproduktionen (Behälter-, Floatglas, Englosglasfasern und Geschirr)

In Deutschland wurden im Jahr 2007 die durchschnittlichen Kosten für die Sauerstoffherstellung im Bereich von 0,04 Euro/m³ und 0,07 Euro/m³ angegeben. In Abhängigkeit von der Art des Herstellungssystems (kryogen, PSA, VSA/VPSA) und dem hergestellten Volumen liegt der endgültige Preis bei Lieferung im Bereich von 0,046 Euro/m³ und 0,11 Euro/m³. Die für die Sauerstoffproduktion benötigte Elektrizität liegt zwischen 0,4 und 1 kWh/m³, mit typischen Kosten im Bereich von 0,05 – 0,065 Euro pro kWh. [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007]. Der Sauerstoffpreis kann stark schwanken bis zu Faktor zwei oder mehr, abhängig von der benötigten Menge an Sauerstoff in der Anlage.

Spezifische Kosten bei der Anwendung der Oxy-fuel-Schmelze wurden für verschiedene Glasarten und Wannengrößen geschätzt. Die für die Berechnung angenommenen erreichbaren Emissionswerte waren die folgenden:

- Floatglas: 1,5 – 2 kg NO_x pro Tonne geschmolzenes Glas
- Behälterglas: 0,5 – 0,9 kg NO_x pro Tonne geschmolzenes Glas
- Spezialglas (keine Nitrate im Gemenge): 1 – 1,5 kg NO_x pro Tonne geschmolzenes Glas.

Eine Zusammenfassung der erhaltenen Ergebnisse ist unten dargestellt:

Behälterglas

Die geschätzten Kosten für Wannen verschiedener Kapazitäten (200 t/d und 450 t/d) zeigen beim Vergleich einer U-Flammenwanne mit einer Oxy-fuel-Wanne eine Senkung der Investitionskosten zwischen 2 Millionen Euro für eine kleine Wanne und 4,7 Millionen Euro für eine größere Wanne, mit einem Anstieg der jährlichen Betriebskosten um 450.000 Euro und 1,5 Millionen Euro (abhängig vom Sauerstoffpreis, Annahme: 0,06 Euro pro Nm³). Der Anstieg der spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas entspricht 3 Euro pro Tonne Glas für kleine Wannen und 5 – 5,25 Euro pro Tonne Glas für größere Wannen. Die Kosten der NO_x-Abscheidung werden auf 3,4 – 4 Euro pro kg NO_x für eine kleine Wanne und 5,5 – 6 Euro pro kg NO_x für solche mit größerer Kapazität geschätzt.

Flachglas

Die Kostenschätzung für die Anwendung der Oxy-fuel-Verbrennung bei einer Floatglas-Wanne mit einer Kapazität von 500 t/d zeigt eine Senkung der Investitionskosten von 7,5 Millionen Euro im Fall eines Silikatgewölbes für die Wanne, 3,5 Millionen Euro beim Einsatz schmelzgegossener Materialien (AZS oder Aluminium) für das Gewölbe. Die Betriebskosten würden um 2,7 Millionen Euro pro Jahr ansteigen, einschließlich der Kosten für CO₂-Zertifikate zur Einhaltung der Richtlinie 2003/87/EG, Emissionshandelssystem, obwohl diese Kosten schwer zu berechnen sind, weil sie anlagenspezifisch sind und starken Schwankungen unterliegen und unter Annahme von Sauerstoffkosten von 0,06 Euro pro m³. Die spezifischen Kosten würden um 6,8 Euro pro Tonne Glas ansteigen, abhängig von der Art des für das Gewölbe eingesetzten Materials. Ein niedrigerer Preis für den Sauerstoff würde den Kostenanstieg pro Tonne geschmolzenes Glas erheblich verringern. Für einen Preis von 0,045 Euro pro m³ würde der Anstieg der spezifischen Kosten im Bereich von 1,1 und 5,6 Euro pro Tonne Glas liegen. Die Schätzung für die Floatglas-Wanne führt zu Kosten für die NO_x-Minderung zwischen 3 und 5 Euro pro kg abgeschiedenes NO_x.

Wirtschaftsglas

Für Geschirr werden die zusätzlichen Investitionskosten aufgrund des für diese Glasart notwendigen qualitativ hochwertigen Feuerfestmaterials für eine Wanne mit 30 t/d auf 500.000 Euro geschätzt. Eine Senkung der Betriebskosten ist zu erwarten, wenn der Sauerstoffpreis unter 0,12 Euro/m³ liegt. Für eine bestehende Wanne mit 79 t/d resultierte der Wechsel von regenerativ auf Sauerstoff-befeuert in einer Reduktion der Investitionskosten um 2,25 Millionen Euro. Die Betriebskosten stiegen um 600.000 Euro, was einem Anstieg um 12 – 13 Euro pro Tonne Glas, basierend auf einem Sauerstoffpreis von 0,10 Euro pro m³, entspricht.

Endlosglasfasern

Für eine Wanne mit 100 – 120 t/d wird der Anstieg der Kosten bei einer Umstellung von einer Rekuperativ- auf eine Oxy-fuel-Wanne auf 1,5 Millionen Euro mit einer Reduktion der Betriebskosten um 250.000 Euro pro Jahr, bei einem angenommenen Sauerstoffpreis von 0,10 Euro pro m³, geschätzt. In diesem Fall steigen die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas um 6 Euro pro Tonne und die Kosten für die NO_x-Abscheidung entsprechen 3- 3,25 Euro pro kg NO_x.

Glaswolle

Für Glaswolle liegen die spezifischen Schmelzkosten bei Anwendung der Oxy-fuel-Verbrennung in einer Schmelzwanne mit 125 t/d bei ungefähr 100 Euro pro Tonne Glas, berechnet auf der Basis von Investitionskosten (einschließlich Abschreibung und Zinsaufwendungen) und Betriebskosten (einschließlich Energie, Rohstoffe, CO₂-Zertifikate, Abfallentsorgung etc.). Die Schätzung basiert auf einem Sauerstoffpreis am Ort der Lieferung, von 0,1 Euro pro m³ und Elektrizitätskosten von 0,091 Euro pro kWh, einschließlich Steuern. Oberhalb der Wannenkapazität hat die Anwendung der Brennstoff-Luft-Verbrennung geringere spezifische Kosten [115, EURIMA-ENTEC Costs evaluation 2008].

Beispiele tatsächlicher und geschätzter Kostendaten sind in Tabelle 4.18 für Anlagen, die verschiedene Glasarten herstellen und für verschiedene Betriebsbedingungen dargestellt.

Tabelle 4.18: Beispiele für tatsächliche und geschätzte Kosten einer Oxy-fuel-Schmelze bei der Behälterglas- und Spezialglasherstellung

	Behälterglas ⁽¹⁾	Spezialglas ⁽²⁾	Spezialglas ⁽³⁾
Brennstoff	Erdgas	Erdgas	Erdgas
Wannenkapazität	300 + 350 t/d	50 t/d	50 t/d
Tatsächlicher Durchsatz	222 + 280 t/d	40 t/d	50 t/d
Elektrozusatzheizung	Nein	Ja	Nein
Glasart	braun/grün	Borosilikat	Borosilikat
Scherben	66 % (Durchschnittswert)	60 %	40 %
Spezifischer Energiebedarf ⁽⁴⁾	4.20 GJ/t Glas (Durchschnittswert)	6.72 GJ/t Glas	10.37 GJ/t Glas
Verbundene Emissionswerte (AELs)	0.23 kg NO _x /t Glas	1.42 kg NO _x /t Glas	6.67 kg NO _x /t Glas
Verbundene Kosten⁽⁵⁾			
Sauerstoffherstellung	Vor Ort, kryogen	geliefert, kryogen	Vor Ort, kryogen
Stromkosten	EUR 0.05/kWh	EUR 0.065/kWh	EUR 0.065/kWh
Bereitstellungskosten für Sauerstoff	EUR 0.046/m ³	EUR 0.11/m ³	EUR 0.065/m ³
Erdgaspreis	EUR 0.0193/kWh	EUR 0.025/kWh	EUR 0.025/kWh
Spezifische Kosten für die Oxyfuel-Schmelze	EUR 9.97/t Glas (Durchschnittswert)		~EUR 23/t Glas
Gesamtinvestitionskosten einschließlich Amortisation der gesamten Anlage	EUR 34.2/t Glas	EUR 93.46/t Glas	EUR 90.73/t Glas
Abschreibungsrate	6 %		
Lebensdauer	12 a		
Geschätzte Kosten für eine vergleichbare konventionelle regenerative Wanne	EUR 40.2/t Glas ⁽⁶⁾	EUR 120.13/t Glas	EUR 142.36/t Glas
Geschätzte Differenz	-15 %	-22 %	-36 %
<p>⁽¹⁾ Die Anlage hat zwei Wannen. Ein Abwärmerückgewinnungssystem ist vor dem Gewebefilter installiert. Werte für den Scherbeneinsatz und den Energiebedarf sind die Mittelwerte beider Wannen.</p> <p>⁽²⁾ Die Kosten sind auf Basis mündlicher Informationen vom Anlagenbetreiber geschätzt.</p> <p>⁽³⁾ Die Kosten sind auf Basis verfügbarer Informationen geschätzt. Die mit der Elektrozusatzheizung verbundenen Kosten sind nicht in der Berechnung eingeschlossen.</p> <p>⁽⁴⁾ Die Daten für den Energiebedarf sind nicht hinsichtlich der Primärenergie korrigiert worden.</p> <p>⁽⁵⁾ Die Kostendaten sind vom Jahr der Installation des Abluftreinigungssystems und damit nicht notwendigerweise repräsentativ für die aktuellen Kosten.</p> <p>⁽⁶⁾ Die Kosten schließen die Amortisation der gesamten Anlage ein.</p> <p>Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007]</p>			

Zusätzliche Informationen bezüglich des Vergleichs von geschätzten Kosten und medienübergreifenden Auswirkungen der Oxy-Fuel-Feuerung mit anderen Techniken sind in Abschnitt 8.1.7, Table 8.5 Table 8.7 und Table 8.9 enthalten.

Triebkraft für die Einführung

Die Oxy-fuel-Schmelze ist eine Primärtechnik, die zur Minderung der NO_x-Emissionen und in einigen spezifischen Fällen auch anderer Emissionen in die Luft (Partikel) eingesetzt wird. Die Anwendung der Oxy-fuel-Schmelze ist in einigen Sektoren der Glasindustrie (Spezialglas, Endlosglasfasern, Mineralwolle) als eine gute technische und wirtschaftliche Option für den Schmelzprozess eingestuft. Die Senkung des Energiebedarfs kann die Triebkraft für die Anwendung der Oxy-fuel-Schmelze in Wannen in diesen Sektoren sein.

Im Glasfrittensektor liegt der NO_x-Abscheidegrad bei Oxy-fuel-Verbrennung bei ungefähr 20 – 45 %. Deshalb wird die Technik in diesem Sektor als gute Alternative für den Schmelzprozess angesehen [\[99, ITC-C080186 2008\]](#).

Referenzanlagen

Pilkington-LOF, Toledo, Ohio, USA - Floatglas
Ardagh Glass, Moerdijk, Niederlande - Behälterglas
Ardagh Glass, Obernkirchen, Deutschland - Behälterglas
O-I Europe, Leerdam, Niederlande - Behälterglas
O-I Europe, Schiedam, Niederlande - Behälterglas
Vetrobalsamo, Sesto San Giovanni, Italien - Behälterglas
PPG Industries, Hoogezand, Niederlande - Endlosglasfasern
PPG Fiber Glass, Wigan, Großbritannien - Endlosglasfasern
OCV Reinforcements - Vado Ligure, Italien - Endlosglasfasern
Gerresheimer Pisa, Pisa, Italien - Borosilikatglasrohre
Schott Glas, Mainz, Deutschland - Spezialglas
Philips Lighting, Frankreich, Polen, Niederlande - Beleuchtungsglas
Owens Corning Building Products (Großbritannien) Ltd, Cwmbran, Großbritannien - Glaswolle
James Kent Ltd, Stoke-on-Trent, Großbritannien - Fritten
SGD, Mers, Frankreich - Behälterglas, Flacons
Orrefors Kosta Boda, Schweden - <5 t/d Kristallglas
Verrerie de La Rochère, Frankreich - 17 t/d Kalknatron
Nachtmann, Deutschland - 9 t/d Bleikristall.

Referenzliteratur

[\[4, EPA 1994\]](#) [\[7, Ind.duVerre 1996\]](#) [\[30, Infomil 1998\]](#) [\[9, IPC Guidance S2 3.03 1996\]](#)[\[33, Beerkens 1999\]](#) [\[18, Ercole 1998\]](#) [\[46, Illy et al. 1998\]](#) [\[19, CPIV 1998\]](#) [\[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007\]](#) [\[78, DUTCH oxi-firing furnaces 2007\]](#) [\[79, TNO OxyFiring2005ATIVFinal 2005\]](#) [\[88, FEVE Proposal Ch.4-NO_x 2007\]](#) [\[91, ITC - C071304 2007\]](#) [\[92, ITC - C071603 2007\]](#) [\[94, Beerkens - APC Evaluation 2008\]](#) [\[79, TNO Oxy-firing 2005, ATIV Final 2005 \]](#) [\[98, ANFFECC Position of the Frit Sector 2005\]](#) [\[99, ITC-C080186 2008\]](#) [\[115, EURIMA-ENTEC Costs evaluation 2008\]](#).

4.4.2.6 Chemische Reduktion durch Brennstoff (CRB)

Die Chemische Reduktion durch Brennstoff (CRB) beschreibt die Techniken, bei denen dem Abgasstrom Brennstoff zur Reduktion von NO_x zu N₂ durch eine Reihe von Reaktionen zugegeben wird. Der Brennstoff verbrennt nicht, sondern pyrolysiert unter Bildung von Radikalen, die mit den Bestandteilen des Abgases reagieren und H₂O sowie N₂ bilden. Die zwei Haupttechniken, die für den Einsatz in der Glasindustrie entwickelt wurden, sind der 3R-Prozess und der Reburning-Prozess. Beide Techniken sind momentan auf Regenerativwannen beschränkt. Der 3R-Prozess wurde vollständig für die Anwendung in der Industrie entwickelt, aber zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) hat sich der Reburning-Prozess noch nicht als im industriellen Maßstab in der Glasindustrie anwendbar gezeigt.

Der Prozess basiert auf einer Reihe chemischer Reaktionen, die zwischen der Eindüsung des fossilen Brennstoffs und den im Abgas vorhandenen Stickstoffoxiden stattfinden.

Während der ersten Stufe des Prozesses werden Kohlenwasserstoff-Radikale (CH_x) hauptsächlich durch thermische Zersetzung im Bereich, in dem der Brennstoff (im Allgemeinen Erdgas) eingedüst wird, gebildet.

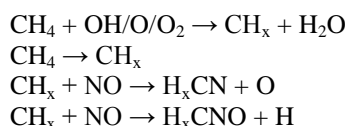
Die Radikale reagieren mit dem in der Wanne gebildeten NO_x unter Bildung von anderen Stickstoffverbindungen wie HCN und NH_3 . Sind die Verbindungen einmal gebildet, reagieren die Verbindungen schnell mit anderen primären NO -Molekülen unter Bildung molekularen Stickstoffs (N_2). Nach der Vermischung des Brennstoffs aus dem Reburning mit den Verbrennungsabgasen wird Ausbrenn-Luft zur Vervollständigung der Verbrennung des Reburning-Brennstoffs eingedüst. In der Ausbrenn-Zone werden jegliche noch vorhandene reduzierte Stickstoffverbindungen vollständig in molekularen Stickstoff (N_2) oder zurück in NO umgewandelt.

4.4.2.6.1 Der 3R-Prozess

Beschreibung

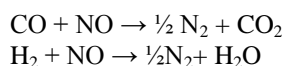
Die Basis des 3R-Prozesses ist die Zugabe eines Kohlenwasserstoff-Brennstoffs (z.B. Erdgas oder Öl) in kontrollierter Form zum Abgasstrom am Zugang zum Regenerator. Dieser Brennstoff verbrennt nicht, sondern dissoziiert und unterstützt die chemische Reduktion des in der Wanne gebildeten NO_x . Die Technologie wurde für den Einsatz in Regenerativ-Wannen entwickelt, wo ein Regenerator die notwendigen Bedingungen für Temperatur, turbulente Vermischung und Verweildauer für das Stattfinden der Reaktion bietet. Der Name des Prozesses „3R“ bezieht sich auf Reaktion und Reduktion in Regeneratoren.

Es gibt zwei Stufen im 3R-Prozess: deNO_x und Ausbrand. In der deNO_x -Stufe gibt es zwei grundlegende Mechanismen; der erste beinhaltet die Reaktion zwischen 3R-Brennstoff-Radikalen und NO . Die Radikale (CH_x) werden sehr schnell bei Eintritt des Brennstoffs in den Regenerator gebildet. Die auftretenden Hauptreaktionen in dieser Stufe sind:

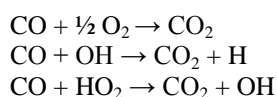


Diese Reaktionen finden sehr schnell und hauptsächlich in der oberen Reaktionskammer statt. Sie tragen mit 25 % zur NO_x -Minderung bei.

Der zweite Mechanismus tritt auf, wenn das Abgas durch das Gitterwerk des Regenerators läuft, wo die Aufenthaltsdauer relative lang ist. Das CO und H_2 (durch primäre und 3R-Brennstoffe gebildet) haben ausreichend Zeit, bei angemessen hohen Temperaturen die Mehrheit des verbleibenden NO zu N_2 zu reduzieren. Die Reaktion findet im gesamten Regeneratorsystem statt, aber hauptsächlich am Gitterwerk und führt zur meisten durch 3R erreichten NO_x -Minderung. Die Hauptreaktionen sind:



Die zweite Stufe des Prozesses beinhaltet das Ausbrennen der reduzierten Verbindungen, hauptsächlich unreaktiertes CO und H_2 . Diese Verbindungen werden durch das kontrollierte zur Verfügungstellen von Luft im Abgas unterhalb des Regenerators oxidiert. Die Hauptreaktionen sind:



Die 3R-Technik sollte als Sekundärtechnik wie SCR und SNCR eingestuft werden, weil es nicht die Bildung verhindert, sondern nur das thermische NO_x, aber auch das aus anderen Quellen wie Rohstoffen, mindert.

Erreichte Umweltentlastung

Abhängig von der Installation liegen die erreichten Emissionswerte bei der Anwendung von 3R bei regenerativen Floatglas- und Behälterglaswannen im Bereich von 1,0 – 1,5 kg/t geschmolzenes Glas. Eine Gesamt- NO_x-Minderung zwischen 70 – 85 % und Emissionskonzentrationen bis zu 500 mg/Nm³ oder weniger können erreicht werden, wie Daten, die vom 3R-Technologie-Hersteller berichtet wurden, zeigen [\[65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007\]](#).

Medienübergreifende Auswirkungen

Die Hauptnachteile der 3R-Technik sind, dass der Einsatz von Kohlenwasserstoff-Brennstoffen zur Erreichung der notwendigen NO_x-Minderung Kosten verursacht und zu erhöhten CO₂-Emissionen führt. Dies bedeutet, dass es attraktiv ist, 3R mit konventionellen, primären NO_x-Minderungsmaßnahmen zu kombinieren, um den 3R-Brennstoff-Bedarf zu senken. Aber in diesem Fall sind die Gesamtkosten und medienübergreifenden Auswirkungen in Betracht zu ziehen, im speziellen pro Tonne gemindertem NO_x.

Wenn ein Abhitzeessel installiert ist und es möglich ist, zurück gewonnene Energie vor Ort oder in der Nähe zu nutzen, kann ein Großteil der Energie aus dem 3R-Prozess zurück gewonnen werden. In solchen Fällen steigt das Gesamt-CO₂ minimal. Der Einsatz der 3R-Technik bedeutet jedoch nicht, dass ein Abhitzeessel in der Gesamtheit betrachtet, kosteneffizient ist, aber da, wo bereits einer installiert ist (oder angedacht ist), führt 3R zu einem positiven Anstieg im Wannen-Belastungsbereich, über den der Kessel genutzt werden kann. Insgesamt kann dies zu erheblichen Einsparungen beim Energiebedarf der Anlage führen, und der Einsatz anderer Energiequellen (z.B. mit fossilen Brennstoffen beheizte Kessel) kann reduziert werden. Eine wichtige Begrenzung der Menge an Energie, die zurück gewonnen werden kann, liegt oft im Bedarf an Dampf innerhalb der Anlage. Zum Beispiel sind im Behälterglassektor Kessel nur dort zu finden, wo Heizöl genutzt wird (das der Erwärmung bedarf), obwohl in den vergangenen Jahren eine Tendenz weg vom Einzelkessel hin zu Anlagen, die Wärme dahin transportieren, wo Heizöl eingesetzt wird.

Ohne Abhitzeessel in der Anlage wird ca. 7 % der Schmelzenergie in Form von zusätzlichem Öl benötigt. Dies würde zu höheren CO₂-Emissionen von 25 – 35 kg/t geschmolzenes Glas oder 4 – 6 t pro geminderter t NO_x führen. Der geschätzte Anstieg der Emissionen schließt nicht die zusätzlichen indirekten CO₂-Emissionen (100 – 150 t/a) und NO_x-Emissionen durch den Einsatz zusätzlichen Stroms für die erhöhte Kapazität der Ventilatoren (zusätzliches Abgasvolumen) ein.

In der Praxis kann der präzise Brennstoffbedarf zur Erreichung der geforderten NO_x-Minderung in Abhängigkeit von den spezifischen Bedingungen der Wanne schwanken.

Schäden an den Regeneratoren können auftreten, wenn der 3R-Prozess nicht angemessen angewandt und betrieben wird. Die Reduzierung des Abgases kann zu einem Anstieg der Korrosion durch die Kondensations- und Depositionsphänomene, abhängig von der Art des im Regenerator eingesetzten Feuerfestmaterials, führen.

Betriebsdaten

Das Ausmaß der mit 3R erreichten NO_x-Minderung hängt hauptsächlich von der Menge des zusätzlich zugegebenen Brennstoffs ab und kann so angepasst werden, dass die verschiedenen Emissionsanforderungen erfüllt werden. Für die Anwendung in Brennstoff-Luft-befeuerten Floatglas-Wannen können die erreichten NO_x-Konzentrationen unterhalb von 500 mg/Nm³ bei 8 % Sauerstoff im trockenen Abgas liegen. Die Anwendung sollte jedoch genau überwacht werden, im Speziellen, wenn bestimmte Arten von Feuerfestmaterial genutzt werden.

Die Hauptaspekte der 3R-Technik werden im Folgenden dargestellt:

- Das Temperaturfenster für die Eindüsung des Brennstoffs liegt typischerweise zwischen $>1300 - 1400$ °C im heißen Abgas, das in den Regenerator eintritt.
- Möglicherweise werden alle eingedüsten Kohlenwasserstoffe in CO_2 und H_2O -Dampf umgewandelt. Dies ist abhängig von der Menge des verfügbaren Sauerstoffs.
- Typische NO_x -Emissionsminderungen liegen im Allgemeinen im Bereich von 70 – 85 % der ursprünglichen Werte, aber es wurden auch schon niedrigere Minderungsraten im Verhältnis zu niedrigeren Mengen an eingedüsten Kohlenwasserstoffen berichtet.
- Die Menge des für den 3R-Prozess zusätzlich benötigten Brennstoffs beträgt 7 – 10 % des für die Schmelzwanne benötigten Energiebedarfs, aber 8 % ist ein typischer Wert. Für eine Floatglas-Wanne mit 500 t/d beträgt der zusätzliche Energiebedarf typischerweise zwischen 350 und 375 Nm^3 Erdgas pro Stunde. Für eine Behälterglaswanne mit 300 t/d beträgt der zusätzliche Brennstoffbedarf 125 – 150 Nm^3 pro Stunde.
- Hinsichtlich des spezifischen Energieverbrauchs wird der Anstieg aufgrund der Anwendung von 3R auf ungefähr 0,5 GJ/t für Floatglas und 0,36 GJ/t für Behälterglas geschätzt.
- Zusätzliche Aspekte hinsichtlich der Anwendung von 3R beziehen sich auf die Feuerfestmaterialien im Regenerator, die nicht widerstandsfähig genug sind für die reduzierenden Gase (CO , Kohlenwasserstoffe und Ruß), Salzablagerungen mit reduzierendem Charakter oder hochalkalische Metallkonzentrationen. Für die Anwendung der 3R-Technik müssen einige Arten von Feuerfestmaterial vermieden werden, um mögliche Schäden am Regenerator und eine kürzere Lebenszeit zu vermeiden.

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und –nachteile durch die 3R-Technik ist in Tabelle 4.19 dargestellt.

Tabelle 4.19: Die Hauptvor- und –nachteile der 3R-Technik

Vorteile

- Kann erhebliche NO_x -Minderungen erreichen
- Anwendbar bei den meisten Regenerativwannen (keine existierenden Anlagen in U-Flammen-Wannen)
- Keine wesentlichen Änderungen in der Wannenbauart und im Betrieb
- Geringe Investitionskosten
- Kann ohne Wannenabschaltung angewandt werden
- Keine chemischen Reaktionsmittel notwendig
- Erhöhter Brennstoffeinsatz kann in einigen Fällen durch Abgaswärmerückgewinnung kompensiert werden
- Mindert NO_x aus allen Quellen

Nachteile

- Erhöhter Brennstoffbedarf (im Allgemeinen 7 %, aber der Anstieg kann in einigen Fällen durch Abgaswärmerückgewinnung gemindert werden)
- Erhöhte CO_2 -Emissionen (20 – 30 kg/t geschmolzenes Glas, aber der Anstieg kann in einigen Fällen durch Abgaswärmerückgewinnung gemindert werden)
- Möglicherweise CO -Emissionen
- Bedenken hinsichtlich der Auswirkung auf das Feuerfestmaterial im Regenerator in einigen Anwendungen
- Nicht anwendbar in nicht-regenerativen Wannen

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Die Technik wurde im Jahr 2009 als nur in regenerative-Wannen anwendbar eingestuft, aber sie könnte sowohl an neuen als auch an bestehenden Anlagen sowie an mit Öl oder Erdgas befeuerten Wannen eingebaut werden.

Der 3R-Prozess wird hauptsächlich in der Floatglas-Industrie eingesetzt, mit nur sehr wenigen Anwendungen in anderen Sektoren.

Es gibt Bedenken, dass die reduzierende Atmosphäre in den Regeneratoren einige Arten von Feuerfestmaterial schädigen könnte, speziell wenn höhere Temperaturen auftreten. Die meisten Erfahrungen mit der Technik wurden mit Floatglas-Wannen gesammelt, bei denen dazu tendiert wird, hochwertiges Feuerfestmaterial in den Regeneratoren einzusetzen. Die Wahrscheinlichkeit von Schäden am Feuerfestmaterial ist bei minderwertigeren Feuerfestmaterialien (z.B. Ca-, Fe- und Cr-haltigen), die in einigen Behälterglas-Wannen vorhanden sind, größer. Dies ist sehr fallspezifisch, aber der Ersatz des existierenden Feuerfestmaterials durch Materialien mit höherer thermischer und chemischer Beständigkeit kann erhebliche Kosten verursachen.

Die Entwickler der Technik erwarten, dass Anpassungen an den Regeneratoren für die große Mehrheit der Fälle nicht notwendig sein werden.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die typischen Investitionskosten liegen zwischen 200.000 und 350.000 Euro, abhängig von der Anzahl der Brenner und Wannengröße.

Die Betriebskosten bestehen hauptsächlich in den Extrakosten für den am Regeneratorkammereingang eingedüsten Brennstoff (oft Erdgas), und deshalb hängen sie sehr stark vom Brennstoffpreis ab. Zusätzliche Kosten entstehen durch Lizenzgebühren, die für den Einsatz der Technologie bezahlt werden müssen. Die Formel für die Lizenzgebühr ist ziemlich komplex, aber während der Lebensdauer der Lizenz beträgt sie typischerweise ungefähr 0,50 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas.

Floatglas

Die geschätzten Kostendaten, die mit der Anwendung des 3R-Prozess bei Floatglas verbunden sind, und die angenommenen erreichten NO_x-Emissionen von <50 mg/Nm³ sind im Folgenden dargestellt.

- Die Investitionskosten, die mit der Wannengröße variieren, können 310.000 (500 t/d) bis 360.000 Euro (500 t/d) erreichen.
- Die Betriebskosten für das zusätzliche Erdgas und die 3R-Lizenz reichen von 1,06 bis 1,3 Millionen Euro pro Jahr.
- Basierend auf den Erdgaspreisen von 2007 führt die Anwendung des 3R-Prozesses zu spezifischen Kosten von 6 bis 6,25 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas für eine Floatglas-Wanne mit 500 t/d und ungefähr 5,5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas für eine Wanne mit 650 t/d. Die Kosten pro kg reduzierte NO_x-Emission liegt bei 1,40 bis 1,80 Euro pro kg gemindertem NO_x. Für Floatglaswannen liegt die jährliche NO_x-Minderung typischerweise bei 700 – 1000 t NO_x/a, abhängig von der Wannengröße und der Ausgangs- NO_x-Konzentration.
- Kostendaten schließen nicht die Wärmerückgewinnung durch Abhitzeessel ein.

Behälterglas

Geschätzte Kosten für die Anwendung der 3R-Technik in Behälterglas-Wannen sind im Folgenden wiedergegeben:

- Die Investitionskosten reichen von 185.000 (200 t/d) bis 280.000 Euro (600 t/d).
- Typische Betriebskosten liegen bei 300.000 Euro pro Jahr für einen Wanne mit 200 t/d und bis zu 780.000 Euro pro Jahr für eine Wannenkapazität von 600 t/d. Dies führt zu 4 – 4,50 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas für kleine und mittelgroße Behälterglaswannen und 3,75 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas für sehr große Wannen.
- Die pro kg NO_x-Minderung berechneten Kosten liegen bei ungefähr 2,50 Euro pro kg gemindertem NO_x. Für kleinere Behälterglaswannen (200 300 t/d) liegen die erreichbaren

Emissionsminderungen bei ungefähr 125 – 150 t/a NO_x-Emissionen, und für eine Wanne mit 600 t/d können mehr als 300 t/a an NO_x-Emissionen gemindert werden.

- Die Kostendaten schließen nicht die Rückgewinnung von Wärme durch Abhitzeessel ein.

Die steigenden Kosten für Brennstoff und die mit den gestiegenen CO₂-Emissionen verbundenen Strafen können den Einsatz von 3R in der Zukunft beeinflussen.

Eine Zusammenfassung der Kostendaten und damit verbundene Minderung der NO_x-Emissionen für eine Anzahl von 3R-Anwendungen ist in Abschnitt 8.1.7, Table 8.8 enthalten.

Triebkraft für die Einführung

Die Einhaltung gesetzlicher Auflagen und die Vorteile durch niedrige Investitionskosten sind die Haupt-Triebkraft für die Einführung dieser Technik.

Referenzanlagen

Im Jahr 2007 gab es mindestens 14 Wannen mit installierter 3R-Ausrüstung.

Die Anwendung findet hauptsächlich im Floatglassektor und nur sehr wenig in anderen Sektoren statt.

Behälterglassektor:

Kurze Versuche wurden erfolgreich bei United Glass in St. Helens (diese Anlage wurde 1998 geschlossen) durchgeführt. Der Langzeit-Einfluss des Prozesses wurde nicht untersucht.

Floatglassektor:

- Pilkington, Weiherhammer, Deutschland
- Pilkington, Gladbeck, Deutschland
- Pilkington, St. Helens, Großbritannien, Floatglas - drei Wannen
- Pilkington, Finnland
- Pilkington, Schweden
- Pilkington, Marghera-Venedig, Italien
- Pilkington, USA, zwei Floatglas-Wannen
- Guardian Industries, Luxemburg.

Spezialglassektor:

Samsung Corning, Korea (TV-Glas)

Referenzliteratur

[\[40, Shulver et al. 1997\]](#) [\[65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007\]](#) [\[85, Spanish BAT Glass Guide 2007\]](#) [\[94, Beerkens - APC Evaluation 2008\]](#).

4.4.2.7 Selektive katalytische Reduktion (SCR)

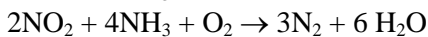
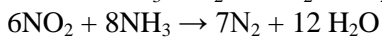
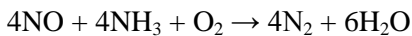
Beschreibung

SCR ist die Reaktion von NO_x mit Ammoniak in einem Katalysatorbett bei entsprechender Temperatur. Es sind mehrere Katalysatoren verfügbar, jeder mit einem leicht anderen Betriebstemperatur-Fenster. Die bekanntesten Katalysatoren sind Vanadium- und Titanoxide (für gewöhnlich TiO₂ und V₂O₅), die auf metallische oder keramische Substrate aufgetragen sind. Zeolit-Molekularsiebe, bei denen die Reaktionen in der mikroskopisch-porösen Struktur stattfinden, können auch genutzt werden. Die Leistung von Zeolit kann durch die Zugabe von Metallen wie Palladium in die Struktur optimiert werden. Es ist wichtig, die richtige Betriebstemperatur zu halten, für gewöhnlich 200 - 500 °C mit einem Optimum zwischen 300 – 450 °C, unabhängig vom benutzten Katalysator wird.

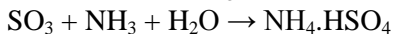
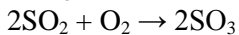
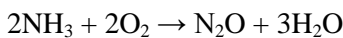
Die in der Glasindustrie genutzten Katalysatoreinheiten haben eine modulare Honigwaben-Struktur, obwohl granulare oder plattenartige Formen in anderen Industrien eingesetzt werden. Die Größe der Einheit hängt vom Volumen des zu behandelnden Abgases und der angestrebten NO_x-Reduktion ab. Die modulare Struktur lässt eine einfache Erneuerung oder Erweiterung mit einem weiteren Katalysator zu. Die Lebensdauer von Katalysatoren hängt von vielen Faktoren ab, aber speziell von der Abgaszusammensetzung und Anlagenbauart. Die meisten Lieferanten garantieren eine Lebensdauer von drei Jahren oder mehr, und in den meisten industriellen Anwendungen können 5 bis 6 Jahre ohne erhebliche Verschlechterung der Aktivität erwartet werden.

Die Systeme sind normalerweise für das Erreichen von 75 – 95 % NO_x-Minderung ausgelegt, obwohl typische Langzeit-Minderungsraten zwischen 70 und 80 % gehalten werden. Theoretisch steigt die NO_x-Minderung mit dem Molverhältnis von NH₃ und NO_x an, aber dieses wird für gewöhnlich so nah wie möglich am Verhältnis 1:1 gehalten, um den Ammoniakslupf zu minimieren. Das NO_x reagiert mit dem NH₃, wie in den Gesamtreaktionsgleichungen unten dargestellt. Diese Reaktionen finden normalerweise bei ungefähr 950°C statt (siehe Abschnitt 4.4.2.8, SNCR), aber die Anwesenheit eines Katalysators verringert die Temperatur, bei der NH₃ absorbiert wird, das mit dem NO aus dem Abgas reagiert. Das Ammoniak wird vor dem Katalysator entweder als Flüssigkeit oder gasförmige Lösung eingedüst. Harnstoff wurde in einigen Anwendungen genutzt, aber nicht von der Glasindustrie favorisiert.

Die Haupt-Oxidations-Reduktions-Reaktionen sind die Folgenden:



Einige ungewollte Reaktionen können ebenfalls stattfinden:



Mit SCR entsteht wenig N₂O und stellt somit für gewöhnlich kein Problem dar. Die Bildung von SO₃ in den folgenden Reaktionen zu Ammoniumbisulfat (NH₄HSO₄) kann ein Problem darstellen, speziell bei hochschwefelhaltigen Brennstoffen. Das Ammoniumbisulfat kann den Katalysator vergiften und Ablagerungen sowie Korrosion der Anlage verursachen. Einige Alkalimetall-haltige Stäube (z.B. MgO, CaO, Na₂O, K₂O) oder Schwermetalle können ebenfalls Katalysatorgifte sein.

Obwohl Systeme für hohe Staubgehalte (high-dust-Systeme) existieren, ist es bei Glasprozessen notwendig, eine Entstaubung vor der SCR-Anlage zu installieren. Diese Anlage muss die Staubkonzentration auf 10 – 15 mg/Nm³ senken und ist fast immer ein Elektrofilter. Die niedrigen Betriebstemperaturen eines Gewebefilters würden ein Wiederaufwärmen des Abgases auf die Reaktionstemperatur des Katalysators erfordern, was die Betriebskosten stark erhöhen und damit als unverhältnismäßig teuer eingestuft werden würde. Es ist ebenfalls notwendig, Luft durch das Katalysatorbett zu leiten (ungefähr alle zwei Stunden), um Verstaubung und Verstopfungen durch den noch vorhandenen Feinstaub zu vermeiden. Der Einsatz eines Elektrofilters bedeutet in vielen Fällen, dass auch ein Wäscher für saure Abgase vor dem Elektrofilter installiert werden muss.

Erreichte Umweltentlastung

Die erreichten NO_x-Minderungsraten hängen hauptsächlich von der Eingangskonzentration und der Menge an eingesetztem Ammoniak und dem Katalysator ab. Die Ammoniakmenge wird normalerweise unterhalb eines Verhältnisses von 1,1:1 gehalten, um die Möglichkeit eines Ammoniakdurchbruchs gering zu halten. Emissionskonzentrationen unter 500 mg/Nm³ werden für einige Anwendungen in der Glasindustrie berichtet, z.B. im Behälter- und Flachglassektor

mit der Anwendung eines zwei-lagigen Katalysators. Höhere Werte von ungefähr 700 mg/Nm^3 werden für Anlagen mit einlagigen Katalysatoren berichtet.

Theoretisch können bei Vorhandensein eines ausreichend großen Katalysators sehr niedrige Emissionswerte erreicht werden, aber in der Praxis gibt es viele Faktoren, die die Leistung begrenzen.

Ohne einen hohen Grad an primären NO_x -Minderungsmaßnahmen lägen typische Glaswannen im Bereich von $1200 - 2000 \text{ mg/Nm}^3$, und eine Minderungsrate von $80 - 90 \%$ würde zu Werten von unter 200 bis 500 mg/m^3 und $0,5$ bis $1,0 \text{ kg/t}$ geschmolzenes Glas für Behälterglas und 1 bis $1,5 \text{ kg/t}$ für Flachglas führen. Erfolgt eine Kombination mit Primärmaßnahmen, wie in Abschnitt 4.4.2.1 beschrieben, können sehr niedrige Werte erwartet werden. In diesem Fall müssen aber die Gesamtkosten und medienübergreifenden Auswirkungen beachtet werden, speziell pro geminderter Tonne NO_x .

In der Praxis liegen, wie bereits oben berichtet, die tatsächlichen Werte für Behälter- und Flachglas im Bereich von $400 - 800 \text{ mg/Nm}^3$, abhängig von den Eingangskonzentrationen an NO_x . Für die Spezialglasproduktion, in der Nitratre eingesetzt werden und mit Eingangskonzentrationen für NO_x bis zu 5000 mg/Nm^3 , liegen die Werte bei 900 mg/Nm^3 bei der Anwendung der SCR-Technik. Diese Zahlen werden im Allgemeinen mit einem Ammoniakslupf von $8 - 20 \text{ mg/Nm}^3$ verbunden. Werte von $<30 \text{ mg/Nm}^3$ werden berichtet, wenn die NO_x -Konzentrationen am unteren Ende der Bandbreite erreicht werden oder nur ein einlagiger Katalysator eingesetzt wird.

Medienübergreifende Auswirkungen

Die hauptsächlichen medienübergreifenden Auswirkungen durch die Anwendung der SCR-Technik sind die möglichen Ammoniak-Emissionen, der Einsatz von elektrischer Energie und die Entstehung eines festen Abfallstroms am Lebensende des Katalysators.

Der Einsatz von Ammoniak ist nicht nur mit dem Schlupf unreaktierter Lösung, sondern auch mit Anforderungen hinsichtlich der Umwelt- und Rechtssicherheit für den Ammoniaktransport, die -lagerung und den -einsatz verbunden (für die Vermeidung und Beherrschung der Gefahren bei schweren Unfällen mit gefährlichen Stoffen siehe Richtlinien 96/82/EC und 2003/105/EG). Indirekte Emissionen durch die Herstellung von Ammoniak müssen auch betrachtet werden.

Der Ammoniakslupf aus SCR-Systemen in das Abgas liegt normalerweise unter 30 mg/Nm^3 . Eine Konzentration von ungefähr 30 mg/Nm^3 wurde im Fall einer SCR-Anlage mit einem einlagigen Katalysator an einer Floatglas-Wanne mit einem Eingangswert für NO_x von 2400 mg/Nm^3 und einem Minderungsgrad von 71% berichtet. Eine Konzentration von 33 mg/Nm^3 wurde für eine Anlage mit einem zweilagigen Katalysator an einer Floatglas-Wanne in Verbindung mit einer niedrigen Kurzzeit- NO_x -Konzentration von 340 mg/Nm^3 berichtet. Ammoniak-Emissionen von 20 mg/Nm^3 wurden für eine Spezialglas-Wanne mit einer Eingangskonzentration von 5278 mg/Nm^3 und einer Minderungsrate von 80% berichtet. Normalerweise kann eine zusätzliche Katalysatorlage den Ammoniakslupf senken und die Möglichkeit niedrigerer NO_x -Emissionen erhöhen (gesamt- NO_x -Minderung $>80 \%$). Die verbesserte Leistung wird jedoch durch zusätzliche Kosten erreicht, die beachtet werden müssen.

Der Einsatz von Elektrizität (für zusätzliche Ventilatorkapazität und Druckluft zur Reinigung der Katalysator-Module sowie zur Zerstäubung der Ammoniaklösung im Abgas) und der Verbrauch an Ammoniak sind mit indirekten Emissionen bei ihrer Produktion verbunden. Die für die Anwendung der SCR-Technik in der Flachglasindustrie angestellte Schätzung führt zu $1,8 - 2,5 \text{ t/a}$ an indirekten NO_x -Emissionen und $800 - 1500 \text{ t CO}_2/\text{a}$, abhängig von der Größe der Floatglas-Wanne. Indirekte NO_x -Emissionen stellen nur $0,3$ bis $0,5 \%$ der Menge an durch SCR geminderten NO_x dar ($600 - 1300 \text{ t/a}$ für eine Floatglas-Schmelzwanne mit $500 - 600 \text{ t/d}$), und für CO_2 liegen die indirekten Emissionen bei fast 1% der CO_2 -Emissionen der Glaswanne.

Abfall entsteht, wenn der Katalysator am Ende seiner Lebenszeit erneuert werden muss. Die typische Katalysator-Lebensdauer liegt bei 4 – 5 Jahren (>10 Jahre wurden bei Behälterglas berichtet), und das produzierte Abfallvolumen kann 20 m³ bei einer Floatglas-Wanne mit 700 t/d betragen.

Betriebsdaten

In den meisten Anwendungen in der Glasindustrie wird SCR zur Einhaltung der lokalen Gesetzgebung genutzt, die für gewöhnlich nicht unter 500 mg/Nm³ liegt. NO_x-Emissionswerte von <500 mg/Nm³ (<800 mg/Nm³ für hohe Eingangskonzentrationen) werden normalerweise mit SCR erreicht. Aktuelle Betriebsdaten werden von der bestehenden Gesetzgebung für NO_x und Ammoniak-Emissionen beeinflusst.

In einigen Industrien wurden Werte von <200 mg/Nm³ erreicht, und es ist nicht unangemessen zu erwarten, dass Werte in diesem Bereich in einigen Fällen in der Glasindustrie erreicht werden könnten. Es sollte jedoch betont werden, dass zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) diese niedrigen Werte noch nicht in der Praxis erreicht wurden und sowohl technische als auch wirtschaftliche Folgen betrachtet werden sollten.

Die meisten bestehenden Anwendungen der SCR-Technik in der Glasindustrie haben Minderungen im Bereich von 70 – 80 % erreicht, aber 80 – 95 % können möglicherweise erreicht werden mit einer neuen SCR-Anlage durch größere Katalysator-Volumen (z.B. eine zweite Lage an Katalysator-Modulen).

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) erreichten Behälter- und Flachglaswannen ihre besten Werte von 460 – 500 mg/Nm³ mit dieser Technik, ohne NH₃-Konzentrationen von 30 mg/Nm³ nach der SCR zu überschreiten.

Daten für Referenzanlagen, die Behälter-, Flach- und Spezialglas produzieren und in denen die SCR-Technik in Kombination mit einem Elektrofilter und einer Trockensorption eingesetzt wird, sind in Tabelle 4.20 enthalten.

Tabelle 4.20: NO_x-Emissionswerte beim Einsatz der SCR-Technik in Referenzanlagen

	Behälterglas⁽¹⁾	Flachglas⁽²⁾	Spezialglas⁽³⁾
Brennstoff	Erdgas	Erdgas	Erdgas /leichtes Heizöl
Wannenart	U-Flamme (vier Wannen)	Floatglaswanne	Querbrenner regenerativ
Gesamt-Durchsatz	640 t/d	600 t/d	170 t/d
SCR-Anlage	Zweilagiger Honig- wabenkatalysator	Einlagiger Honig- wabenkatalysator	Honigwabenkatalysator mit 10 m ³ Volumen
Reduktionsmittel	Ammoniaklösung 25 %	Ammoniaklösung 25 %	Ammoniaklösung 25 %
Reduktionsmittel- verbrauch	145 l/h	200 l/h	Nicht verfügbar
Verbundene Emissionswerte (AELs)	Halbstundenmittelwerte	Halbstundenmittelwerte	Halbstundenmittelwerte
NO_x-Emissionen			
mg/Nm ³ , trockenes Abgas bei 8 % O ₂	456	700	950
kg/t Glas	0.97 ⁽⁴⁾	1.12	6.05
NO _x - Abscheidegrad	75 %	71 %	82 %
Ammoniakemissionen			
mg/Nm ³ , trockenes Abgas bei 8 % O ₂	19.5	<30 ⁽⁵⁾	20
⁽¹⁾ . Die Anlage besteht aus vier Wannen. ⁽²⁾ . Die Anlage ist mit einer kontinuierlichen Überwachung für NO _x , NH ₃ und andere Parameter ausgestattet. ⁽³⁾ . Die Anlage ist mit einem Wärmerückgewinnungssystem ausgestattet. Die Gemengezusammensetzung enthält Nitrate. ⁽⁴⁾ . Der Wert wurde basierend auf zur Verfügung gestellten Informationen (Massenstrom, Abgasvolumen , geschmolzenes Glas, Emissionskonzentration) berechnet. ⁽⁵⁾ . Die Werte beziehen sich auf Einzelmessungen. Durchschnittliche Konzentrationen von ungefähr 10 mg/Nm ³ wurden kontinuierlich gemessen.. Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [84, Italy-Report 2007]			

Ein Beispiel für die Schwankung der NO_x-Emissionskonzentrationen einer Floatglas-Wanne mit SCR über die Zeit wird in Bild 4.8 dargestellt. Die in der Abbildung dargestellten Daten zeigen Monatsmittelwerte mit kontinuierlich gemessenen NO_x-Emissionskonzentrationen.

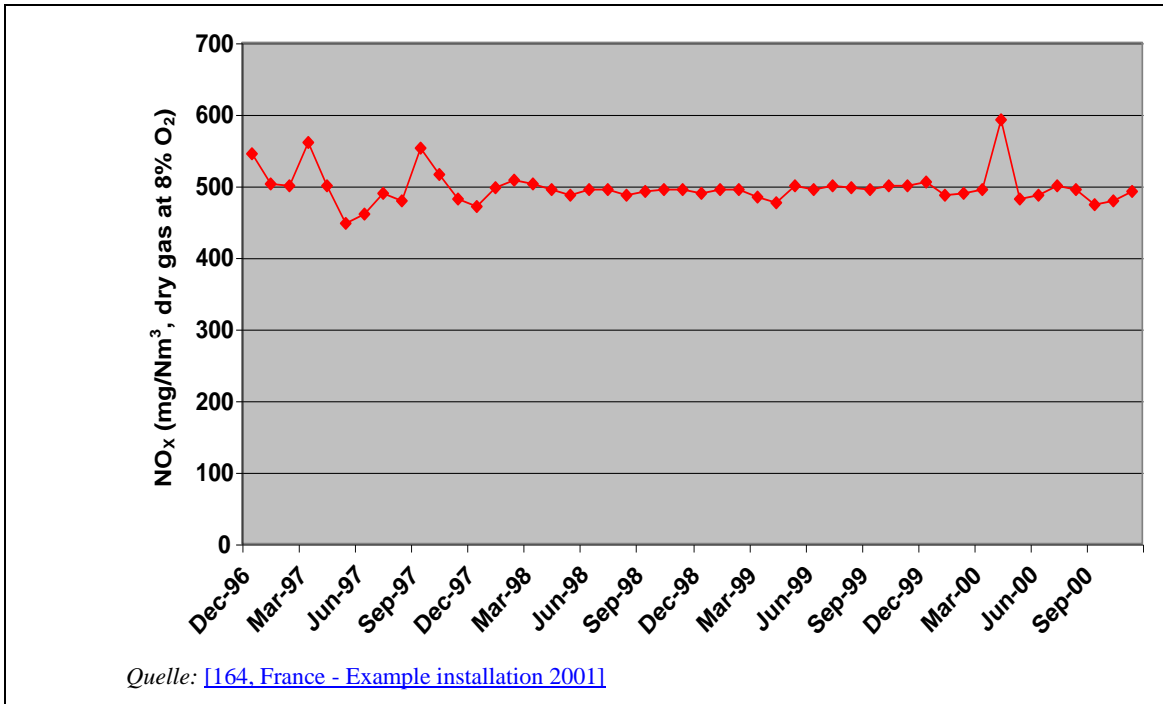


Bild 4.8: Schwankung der NO_x-Emissionskonzentrationen einer Floatglas-Wanne mit SCR über die Zeit

An derselben Floatglaswanne wurden Einzelmessungen durch ein zertifiziertes Labor während einer vergleichbaren Zeit durchgeführt. Die Ergebnisse der Messungen sind in Tabelle 4.21 sowohl als Konzentration (mg/Nm³, bei 8 % O₂) als auch massenbezogener Wert (kg/t geschmolzenes Glas) dargestellt.

Tabelle 4.21: Ergebnisse von NO_x-Einzelmessungen an einer mit SCR ausgestatteten Floatglas-Wanne

Datum	NO _x Emisisonen (¹)	
	mg/Nm ³ , bei 8 % O ₂	kg/tonne geschmolzenes Glas
Feb-97	485	1.15
Apr-98	419	1.01
Nov-98	372	0.91
Apr-99	433	1.04
Okt-99	375	0.92
Apr-00	343	0.84
Nov-00	411	1.00

(¹) Die Werte beziehen sich auf diskontinuierliche Messungen, durchgeführt von einem zertifizierten Labor
 Quelle: [164, France - Example installation 2001]

Das NH₃-Reaktionsmittel, das für den SCR-Prozess eingesetzt wird, wird oft vorverdampft und als Dampf unter Druck in das Abgas nach dem Katalysatorbett eingedüst. Es kann entweder flüssiger Ammoniak oder eine wässrige Lösung (für gewöhnlich 25 %) eingesetzt werden. Flüssiges NH₃ ist ein gefährlicher Stoff und es gibt wichtige Kosten- und Sicherheitsaspekte, die mit dessen Lagerung und Einsatz verbunden sind, einschließlich Nachbarschaftswahrnehmung. Die meisten Glasprozesse setzen diese Art von Chemikalien nicht, und die Betreiber bevorzugen den Einsatz einer wässrigen Lösung, die auch eine vorsichtige Lagerung und Handhabung erfordert. Ortsspezifische Probleme, speziell die Nähe zu Wohngebieten und sensiblen Gebieten, müssen beachtet werden.

Die SCR-Betriebstemperatur sollte über 350 °C liegen, um die Bildung von Ammoniumbisulfat (NH₄•HSO₄) zu verhindern. Dieses Kondensations-/Abscheideprodukt kann die

Katalysatoroberflächen und die SCR-Anlage verschmutzen und zu einer schlechten Leistung führen.

Treten diese Phänomene nicht auf, sollte die Lebensdauer des Katalysators mindestens 4 – 5 Jahre für einen Großteil der Glaswannen und Abgaszusammensetzungen betragen, aber viel längere Zeiträume (bis zu 10 – 12 Jahre) wurden berichtet.

Das typische notwendige Katalysator-Volumen einer Floatglaswanne mit 700 t/d geschmolzenes Glas (90.000 Nm³/h Abgasvolumen) beträgt 20 m³ (eine Lage). Normalerweise wird geschätzt, dass 0,008 m³ Katalysator pro Tonne NO_x-Emissionsminderung genutzt wird, und ein Volumen von 20 m³ wird die Gesamt- NO_x-Emissionen um 2.000 – 3.000 t im Zeitraum von 4 – 5 Jahren mindern.

Der Einsatz eines zweilagigen Katalysators wird die Abscheiderate von NO_x verbessern und den Ammoniak schlupf verringern. Mit einer Lage liegt die NO_x-Minderung bei ungefähr 75 – 80 % für einen bestimmten Wert an eingedüstem Ammoniak. Eine höhere Ammoniak-Zugabe bei einem einlagigen Katalysator (1 – 1,3 m hoch) lässt den Ammoniak-Schlupf auf Werte ansteigen, die möglicherweise inakzeptabel sind.

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und -nachteile der Anwendung der SCR-Technik sind in Tabelle 4.22 dargestellt.

Tabelle 4.22: Hauptvor- und -nachteile der SCR-Technik

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Sehr hohe NO_x-Minderungseffizienz • Mindert NO_x aus allen Quellen in der Wanne, nicht nur thermisches NO_x • Kann Bestandteil eines integrierten Abluftreinigungssystems sein • Einige Beispiele in der Glasindustrie für verschiedene Sektoren • Leistungsgarantien von den Lieferanten oft verfügbar <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Technische Probleme müssen in einigen Anlagen immer noch gelöst werden (z.B. einige borhaltige Gläser) • Ammoniak wird verbraucht und teilweise in die Luft emittiert. Medienübergreifende Auswirkungen durch die Ammoniakherstellung und die Umwelt- sowie Sicherheitsbedenken bei der Lagerung und Handhabung • Energie wird durch das System verbraucht • Muss mit Entstaubung und Wäsche für saure Gase installiert werden, wenig Staub und geringe SO₂ sind notwendig • Relative hohe Investitionskosten speziell für kleine Anlagen • Hoher Platzbedarf • Relativer Kostenvorteil schwindet durch Entwicklungen weniger teurer Techniken • Bedenken hinsichtlich der Katalysator-Lebensdauer bleiben bestehen • Mögliche Wechselwirkung zwischen SCR-Katalysator und anderen Emissionen (z.B. SO₂) • Die Betriebstemperatur begrenzt die Möglichkeiten für Wärmerückgewinnung • Gaskühlung kann für Rekuperativ-Wannen erforderlich sein • Aufgrund einer erforderlichen Mindest-Betriebstemperatur ist SCR nicht mit Gewebefiltern kompatibel, es sei denn, das Gas wird wieder aufgewärmt
--

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Im Prinzip kann SCR an den meisten neuen und bestehenden Anlagen in der Glasindustrie angewandt werden. Es gibt jedoch eine Anzahl von Problemen, die die Anwendbarkeit der Technik in bestimmten Fällen erheblich begrenzen.

Hohe SO₂-Werte im Abgas können zur Bildung von Ammoniumbisulfat führen, was eine Katalysatorvergiftung und Korrosion verursachen kann. Dies trifft möglicherweise auch auf gasbefeuerte Wannen mit hohen Sulfatwerten zu. Zur Vermeidung dieses Problems muss die

Abgastemperatur über 330 °C gehalten werden. Einer der Schlüsselaspekte der Kosten für SCR ist die Katalysator-Lebensdauer, die beim Auftreten einer Vergiftung erheblich gesenkt werden könnte.

SCR wird in der Energiewirtschaft zur Behandlung von Abgasen mit hohen SO₂-Konzentrationen eingesetzt, und das Problem wurde durch den Einsatz wirksamer Abgasentschwefelungstechniken vor der SCR-Anlage gelöst. Die SO₂-Abscheiderate der im Allgemeinen in der Glasindustrie genutzten Sorptionsstufe ist für eine SCR nicht geeignet. Eine wirksamere Entschwefelung würde die Kosten erheblich erhöhen und die Rückführung der abgeschiedenen Materialien in die Wanne erschweren. Dadurch entstünde ein weiterer Abfallstrom. Weitere Informationen sind in Abschnitt 4.4.3 enthalten.

Positive Erfahrungen wurden mit dem Einsatz von SCR bei ölbefeuerten Wannen berichtet. Dies könnte suggerieren, dass der Einsatz von Heizöl nicht länger ein beschränkender Faktor für die Einführung von SCR ist, dieser Aspekt muss jedoch eingehender untersucht werden.

SCR erfordert viel Platz, speziell wenn noch keine Sorptions- und Filtereinheiten installiert sind. An einigen bestehenden Anlagen mit begrenztem Platz kann dies die Kosten erheblich erhöhen oder in einigen Fällen unverhältnismäßig verteuern.

Ein anderer wichtiger Faktor, der die Anwendbarkeit von SCR beeinflusst, ist die Abgastemperatur. Es ist im Allgemeinen nicht praktikabel, SCR in Kombination mit einem Gewebefilter zu nutzen, weil die niedrige Betriebstemperatur im Bereich von 180 – 200 °C ein Wiederaufheizen des Abgases erforderlich machen würde. Die Kosten für das Wiederaufheizen des Gases auf ungefähr 400 °C sind im Allgemeinen unverhältnismäßig hoch, mit einem Anstieg des Energiebedarfs im Bereich von 5- 10 % im Vergleich zum Energiebedarf der Glasschmelzwanne.

Selbst bei einem Elektrofilter kann das Temperaturfenster aufgrund der großen Schwankungen der Produktion (z.B. Herstellung von sehr dünnem Floatglas) zu niedrig sein und die Energieeffizienz des SCR-Systems negativ beeinflussen.

SCR erfordert sehr niedrige Staubwerte (vorzugsweise <10 mg/Nm³) und wenn der bestehende Elektrofilter nicht ausreichend ist, ist eine Erweiterung oder ein Ersatz notwendig.

Abgesehen von den oben beschriebenen Begrenzungen, ist die übergeordnete Überlegung für die Glasindustrie der Kostenfaktor für SCR beim Vergleich mit anderen Techniken.

In Abschnitt 8.1.7, werden die mit verschiedenen Techniken zur NO_x-Minderung verbundenen Kosten dargestellt und verglichen. SCR ist relativ teuer im Vergleich zu Primärtechniken. Alle diese Techniken wurden in den vergangenen Jahren wesentlich weiter entwickelt, und in vielen Anwendungen, in denen die ungeminderten Emissionen unter 2500 mg/Nm³ lagen (z.B. wenn keine Nitrate zugegeben werden oder sehr hohe Temperaturen erforderlich sind), wurde SCR im Allgemeinen nicht als kosteneffektivste Technik zu NO_x-Minderung angesehen, aber die Entwicklung der Energiekosten kann die Technik im Vergleich mit anderen Optionen (z.B. chemische Reduktion durch Brennstoff oder Oxy-fuel-Anwendungen mit hohen Eingangskonzentrationen) attraktiv machen.

Einige Tests werden zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) in einer Glaswanne mit einer speziellen Art von Keramikfilter mit eingebettetem Katalysator (das CerCat-Abluftbehandlungssystem), der Temperaturen von ungefähr 400 °C verträgt, durchgeführt. Diese Technik wird jedoch immer noch als Zukunftstechnik eingestuft, weil nur Versuche in der Glasindustrie durchgeführt wurden und noch keine Daten aus großtechnischen Anlagen verfügbar sind (siehe Abschnitt 6.7).

Die SCR-Technik hat sich bei bestimmten stark borhaltigen Gläsern (z.B. pharmazeutische Borosilikatglas-Röhrchen) als erprobt erwiesen, wurde jedoch nie für Glaswolle oder Endlosglasfasern getestet. Das mögliche Problem für diese Prozesse ist das Vorhandensein von flüchtigen Borverbindungen, speziell Borsäure im Abgas. Diese Stoffe können unter Bildung

von Salzen oder sauren Verbindungen bis zur 60 °C kondensieren, und bei Temperaturen für SCR sind sie wahrscheinlich in erheblichen Mengen vorhanden. Diese Materialien können die Leistung des Katalysators ernsthaft beeinflussen und wären schwer durch Rußausblasen zu entfernen.

Die Anwendung von SCR in Installationen, die Wirtschaftsglas mit hohen Kaliumanteilen in der Gemengezusammensetzung produzieren, kann aufgrund der möglichen Vergiftung der Alkali-Bestandteile des Katalysators problematisch sein.

wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für SR hängen hauptsächlich von der Größe der Anlage (das zu behandelnde Abgasvolumen) und der angestrebten NO_x-Minderungsrate ab. Im Allgemeinen wird die Technik mit hohen Investitionskosten und mittelhohen Betriebskosten in Verbindung gebracht. Die Kosten für die Technik hängen stark davon ab, ob die Kosten für einen Elektrofilter und Abgaswäscher eingeschlossen sind oder nicht, weil SCR ein Bestandteil eines integrierten dreistufigen Systems ist. In einigen Fällen könnte behauptet werden, dass die Wanne ohne Installation von SCR keine Entstaubung benötigen würde, obwohl in der Mehrzahl der Fälle dies eine wesentliche Voraussetzung ist.

Die vorhandenen Kosteninformationen sind nicht immer einfach zu interpretieren und sind sehr fallspezifisch. Die verfügbaren Informationen zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) sind im Folgenden zusammengefasst.

Basierend auf der in Abschnitt 8.1 beschriebenen Methodik, wurden Kostendaten für verschiedene Produktionsarten und Wannenkapazitäten geschätzt. Die Daten basieren auf realen Kosten (z.B. Zitaten von Lieferanten) und berechneten Werten [[94, Beerkens - APC Evaluation 2008](#)].

Die erreichbaren Emissionswerte, die für die Kostenschätzung für die SCR-Anwendung in Glaswannen genutzt wurden, liegen im Bereich von 400 – 500 mg/Nm³ NO_x.

Die im Folgenden dargestellten Kostendaten schließen nicht die Investitions- und Betriebskosten für die benötigten Entschwefelungs- und Entstaubungsanlagen ein.

Floatglas-Produktion

- Typische Investitionskosten beinhalten den Katalysator, die Katalysatorhülle, einen Ventilator oder eine erhöhte Ventilatorkapazität zur Überwindung des Druckverlusts durch den Katalysator (ungefähr 10 mbar), zusätzliche Rohre, Lagerung der Ammoniaklösung, NO_x-Überwachung und Sicherheitsmaßnahmen für die Anlagenvorbereitung.
- Die Gesamt-Investitionskosten können von 1,9 bis 3,1 Millionen Euro schwanken, abhängig von der Wannengröße (500 – 900 t/d). Die höhere Zahl gilt für eine Floatglas-Produktion mit 900 t/d. Die Investitionskosten können von Anlage zu Anlage schwanken, je nach Länge des Rohrsystems, den Abgasvolumen und durchzuführenden Sicherheitsvorkehrungen.
- Die Betriebskosten bestehen hauptsächlich aus Ammoniaklösung (oder Harnstoff), Elektrizität, Wartung und dem Katalysator. Die angegebenen Kosten beziehen sich auf SCR mit einem einlagigen Katalysator und Katalysatormodulen mit einer Höhe von ungefähr 1,2 – 1,4 m.
- Basierend auf einer Eingangs- NO_x-Konzentration von ungefähr 1800 – 2000 mg/Nm³ für gasbefeuerte Wannens und 1400 mg/Nm³ für eine ölbefeuerte Floatglas-Wanne, liegen die jährlichen Betriebskosten für Floatglas-Wannen bei 331.000 Euro (Wanne mit einer Kapazität von 500 t/d) bis 450.000 Euro (Wannen mit einer Kapazität von 900 t/d). Der Ammoniakverbrauch und die damit verbundenen Kosten steigen bei höheren NO_x-Konzentrationen im unbehandelten Abgas. Die typischen zusätzlichen Produktionskosten für Floatglas liegen bei ungefähr 2,50 Euro/t geschmolzenes Glas. Für kleinere Floatglas-

Produktionskapazitäten (<600 t/d) und Gasbefeuerung können diese bei bis zu 3 Euro/t Glas liegen.

- Die spezifischen Kosten pro kg NO_x-Emissionsminderung durch SCR bei einer Floatglas-Wanne liegen bei ungefähr 0,70 – 0,90 Euro pro kg gemindertem NO_x.

Behälterglasproduktion

- Die typischen Investitionskosten können im Bereich von ungefähr 840.000 bis 1,27 Millionen Euro liegen, abhängig von der Wannengröße. Der höhere Wert bezieht sich auf eine Wanne mit 450 t/d und der niedrigere auf eine Wannenkapazität von ungefähr 200 t/d. Zusätzliche Investitionen können für eine Ertüchtigung des Abluftbehandlungssystems (z.B. niedrige Staub und SO_x-Konzentrationen) erforderlich sein.
- Die Betriebskosten liegen bei ungefähr 75.000 – 80.000 Euro für eine Wanne mit 200 t/d und bis zu 136.000 Euro pro Jahr für eine größere Wanne mit 450 t/d.
- Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas lägen bei ungefähr 1,75 – 2,60 Euro.
- Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas sind im Vergleich zu Floatglaswannen aufgrund des spezifischen Energiebedarfs und des geringeren Energiebedarfs geringer. Die zusätzlichen Kosten für die Produktion liegen in Abhängigkeit von der Wannengröße im Bereich von 1,80 bis 2,60 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas, wobei sich der niedrigere Wert auf größere Wannen bezieht.
- Die spezifischen Kosten pro kg NO_x-Emissionsminderung sind höher im Vergleich zu Floatglas-Wannen und liegen im Bereich von 1,30 – 1,70 Euro pro kg gemindertem NO_x, abhängig von der Größe der Behälterglaswanne. Die spezifischen Kosten steigen mit kleinerer Wannenkapazität.

Wirtschaftsglasproduktion

Es waren keine spezifischen Kostendaten für die Anwendung von SCR in Anlagen des Wirtschaftsglassektors verfügbar, weil diese Technik in diesem Sektor momentan nicht angewandt wird. Durch Extrapolation von Kostendaten für die Anwendung von SCR im Behälterglassektor wurden die unten stehenden Kosten geschätzt.

- Für eine Geschirr produzierende Rekuperativwanne mit ungefähr 35 t/d würde die Anwendung von SCR zu Investitionskosten von ungefähr 0,5 Millionen Euro (einschließlich Anlagenvorbereitung, zusätzlicher Lüftungskapazität, Lagerung der Ammoniak-Lösung) und Betriebskosten von bis zu 40.000 Euro pro Jahr führen. Die spezifischen Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas werden auf 8 Euro geschätzt. Die NO_x-Emissionsminderung läge bei ungefähr 20 – 25 t NO_x/a mit spezifischen Kosten von ungefähr 4 – 4,50 Euro pro kg gemindertem NO_x.
- Für größere regenerative, Geschirr produzierende Wannen lägen die Investitionskosten bei ungefähr 750.000 bis 800.000 Euro mit Betriebskosten von 80.000 Euro pro Jahr und spezifischen Kosten von fast 5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas sowie 1,40 Euro pro kg NO_x-Emissionsminderung.

Im Allgemeinen erhöht der Einbau einer zusätzlichen Katalysatorlage die Kosten der SCR-Anwendung um ungefähr 0,60 bis 0,80 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas und führt zu einer weiteren Minderung von ungefähr 100 mg NO_x/Nm³. Die damit verbundenen Zusatzkosten lägen bei ungefähr 2,20 Euro pro jedes zusätzlich geminderte kg NO_x, einschließlich der Zusatzkosten für den Katalysator sowie den Strom für die verbesserte Lüftungskapazität.

Eine Zusammenfassung typischer Kosten (Investitions-, Betriebs- und spezifischer Kosten pro Tonne geschmolzenes Glas und pro kg NO_x-Emissionsminderung) für eine Anzahl Floatglas-, Behälterglaswannen und geschätzte Kosten für die hypothetische Anwendung von SCR in Wirtschaftsglaswanen ist in Abschnitt 8.1.7, Table 8.8 enthalten.

Einige Beispiele an tatsächlichen Kosten beim Einsatz der SCR-Technik (in Verbindung mit einem Elektrofilter und einer Trockensorption) werden in Tabelle 4.23 für Behälter-, Flach- und Spezialglasanlagen dargestellt.

Tabelle 4.23: Kostendaten für den Einsatz der SCR-Technik für Referenzanlagen, die Behälter-, Flach- und Spezialglas produzieren

	Behälterglas ⁽¹⁾	Flachglas	Spezialglas ⁽¹⁾
Brennstoff	Erdgas	Erdgas	Erdgas/leichtes Öl
Gesamtproduktionskapazität	640 t/d	600 t/d	220 t/d
verbundene Emisisonswerte (AELs)	456 mg/Nm ³ 0.97 kg/t Glas	700 mg/Nm ³ 1.12 kg/t Glas	950 mg/Nm ³ 6.05 kg/t Glas
Abgasreinigung	SCR + ESP + trockene Wäsche mit Ca(OH) ₂	SCR + ESP + trockene Wäsche mit Ca(OH) ₂	SCR + ESP + trockene Wäsche mit Ca(OH) ₂
verbundene Kosten ⁽²⁾			
Investitionskosten für SCR einschl. Ammoniaklagerung	EUR 2.35 Mio	nicht bekannt	EUR 1.5 Mio
Investitionskosten für ESP + Trockenwäsche	EUR 3.95 Mio	nicht bekannt -	EUR 2.8 Mio
Gesamtinvestitionskosten	EUR 6.3 Mio	EUR 5.0 Mio	EUR 4.3 Mio
Amortisationszeit	13 Jahre	nicht bekannt	10 Jahre
jährliche Amortisations- kosten für SCR + ESP und Trockenwäscher	EUR 312 550/a + EUR 525 350/a	nicht bekannt	EUR 199 500/a + EUR 372 400/a
spezifische Investitions- kosten für Katalysator	EUR 2.00/t Glas	nicht bekannt	EUR 9.34/t Glas
Kosten der Ammoniak- versorgung	EUR 106 000/a	nicht bekannt	nicht bekannt
spezifische Investitions- kosten für Abgasbehandlung	EUR 5.61/t Glas	EUR 4.5/t Glas	EUR 19.77/t Glas
⁽¹⁾ . Kosten schließen Zubehör, Gebläse, Rohre, Ammoniaklagerung etc. ein. ⁽²⁾ . Kostendaten sind für das Jahr der Installation des Abluftreinigungssystems angegeben und sind nicht notwendigerweise für aktuelle Kosten repräsentativ. <i>Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [84, Italy-Report 2007]</i>			

Triebkraft für die Einführung

Die Haupt-Triebkraft ist die Einhaltung gesetzlicher Emissionsgrenzwerte.

Referenzanlagen

Tabelle 4.24 enthält eine Liste von Anlagen, in denen die SCR-Technik betrieben wird mit einer Zusammenfassung der Betriebsparameter.

Tabelle 4.24: Anlagen, die eine SCR-Anlage betreiben und deren Betriebsparameter

Anlagenname und Ort	Gasvolumen Nm ³ /h	Eintritt mg/Nm ³	Austritt mg/Nm ³	Minderung (%)	NH ₃ mg/Nm ³
Schott-Rohrglas, Mitterteich, Deutschland (Spezialglas)	60000	5000	1500	70	<20
Euroglas SA, Hombourg, Frankreich (Floatglas)	55000	2000	500	75	<5
AGC Flat Glass Europe, Cuneo, Italien (Floatglass)	70000	2400	700	71	<30
Ardagh, Bad Münder, Deutschland (Behälterglas)	60000	1300	<460	>65	19.5
Quinn glass, Ince, Großbritannien (Behälterglas)	50000	1100	<500	55	<30

Im Jahr 2007 wurde von insgesamt sieben in Betrieb befindlichen SCR-Techniken im Flachglassektor berichtet, einschließlich:

- Euroglas SA, Hombourg, Frankreich (Floatglas)
- Euroglas SA, G.Osterweddingen, Deutschland (Floatglas)
- AGC Flat Glass Europe, Cuneo, Italien (Floatglas)
- AGC Flat Glass Europe, Roux, Belgien (Flachglas)
- Interpane Vitrage France S.à.r.l. Seingbouse (Floatglas), Start der SCR im Jahr 2007
- AGC Flat Glass, Boussois, Frankreich.

Einige wenige weitere Anwendungen waren für den Zeitraum von 2008 bis 2009 geplant.

Referenzliteratur

[\[33, Beerkens 1999\]](#) [\[47, ANFFECC 1999\]](#) [\[7, Ind.duVerre 1996\]](#) [\[65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007\]](#) [\[64, FEVE 2007\]](#) [\[88, FEVE Proposal Ch.4-NO_x 2007\]](#) [\[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007\]](#) [\[94, Beerkens - APC Evaluation 2008\]](#) [\[84, Italy-ENEA Report 2007\]](#) [\[Schmalhorst, E.; Ernas, T.; Jeschke, R.: Experience with an SCR DeNO_x plant for container glass furnaces. Glastech. Ber. Glass Sci. Technol. 70 \(1997\) no. 11 pp. 354-358\].](#)

4.4.2.8 Selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR)

Beschreibung

Im Prozess der Selektiven Nicht-Katalytischen Reduktion (SNCR), auch als thermische DeNO_x bekannt, werden die Stickstoffoxide im Abgas zu Stickstoff durch die Reaktion mit Ammoniak oder Harnstoff bei hohen Temperaturen reduziert. In der Glasindustrie wird hauptsächlich Ammoniak und wässriges Ammoniak (typischerweise 25 Massen-% wässrige Lösung), und nur wenige Anlagen nutzen Harnstoff. Die chemischen Reaktionen sind dieselben, wie die für SCR in Abschnitt 4.4.2.7 beschriebenen. Die Reaktionen finden jedoch bei höheren Temperaturen ohne die Notwendigkeit eines Katalysators statt. Die Betriebstemperatur liegt im Bereich von 900 – 1050 °C, aber die optimale Temperatur liegt bei ungefähr 950 °C für Ammoniak und 1000 °C für Harnstoff.

In einigen Anwendungen wurde angeregt, dass die Zugabe von Wasserstoff zum Abgas die Reaktion bei niedrigeren Temperaturen unterstützen kann, aber diese Art der Anwendung würde für die Glasindustrie nicht berichtet. Bei SNCR wird das Ammoniak näher an der Wanne eingedüst als bei SCR und erfordert für gewöhnlich weniger Trägergas. Die Wirksamkeit der Technik hängt von einer Anzahl von Faktoren ab, von denen die wesentlichen sind:

- Temperatur
- Eingang- NO_x-Konzentration
- Einheitliches Reagenzmittel- und Abgasvermischen
- Ammoniak: NO_x-Verhältnis und
- Reaktionszeit (1 – 2 Sekunden notwendig) im Temperaturfenster von 900 – 1050 °C.

Im Speziellen ist es wichtig, den richtigen Temperaturbereich sicherzustellen, weil die NH₃-Eindüstung unterhalb 900 °C zu Ammoniakschlupf und verminderter Wirksamkeit führt, und oberhalb von 150°C kann weiteres NO_x entstehen. Darüber hinaus ist es auch wichtig, sicherzustellen, dass das Reagenz gleichmäßig im Abgas verteilt ist. Für das Erreichen der richtigen Temperatur ist die Positionierung der Ammoniakdüsen von hoher Bedeutung, aber die Zone mit der richtigen Temperatur ist möglicherweise unzugänglich oder kann sich mit den Betriebsbedingungen ändern (z.B. Änderung in der Auslastung). Dieser Änderung der Lage der richtigen Temperaturzone kann dadurch Rechnung getragen werden, dass weitere Ammoniak-Düsen installiert werden, was aber die Investitionskosten erhöhen und von der Zugänglichkeit

abhängen würde. Die gleichmäßige Verteilung kann durch ein gutes Rohrsystem und, wenn nötig, den Einsatz von Prallblechen oder anderen Strömungskorrekturmaßnahmen erreicht werden.

Die Technik leidet teilweise an den gleichen möglichen Betriebsproblemen wie SCR, z.B. Ammoniakslupf, N_2O -Bildung (höher mit Harnstoff) und Ammoniumbisulfatbildung. Die Bildung von Ammoniumbisulfat kann höher als bei SCR sein, weil die Betriebstemperatur die Eindüsung oberhalb des Filter- und Wäschersystems erfordert. Es ist kein Katalysator vorhanden, aber Ammoniumbisulfat kann Anbackungsprobleme verursachen.

Aufgrund der festgestellten Schwierigkeiten bei der Erreichung einer gleichmäßigen Durchmischung zwischen dem Reagenz und Abgas innerhalb des erforderlichen Temperaturfensters ist die Anwendung von SNCR bei Regenerativwannen sehr begrenzt.

Erreichte Umweltentlastung

NO_x -Minderungen im Bereich von 40 – 70 % werden im Allgemeinen für SNCR genannt, obwohl von Zahlen über 80 % in einigen Anwendungen außerhalb der Glasindustrie berichtet wurde.

Der Haupt-Einflussfaktor ist der Grad, zu welchem die leistungsabhängigen Faktoren optimiert werden können. In einem gut überwachten Prozess, in dem die optimalen Bedingungen erreicht werden können, sind Minderungen von 50 – 75 % möglich.

Medienübergreifende Auswirkungen

Ammoniakemissionen sind eines der Hauptprobleme und können ein begrenzender Faktor für die Wirksamkeit der Technik sein. Zusätzlich zu den gesetzlichen Anforderungen für den Ammoniaktransport und die -lagerung, sind Sicherheitsmaßnahmen erforderlich zur Vermeidung von Ammoniaklecks und diffusen NH_3 -Emissionen während der Lagerarbeiten und vor der Eindüsung in das Abgas. Diese Sicherheitsaspekte sind kostenrelevant.

Indirekte Emissionen, die mit dem Energieverbrauch (Druckluft, Ammoniakproduktion) verbunden sind, müssen auch beachtet werden. Der Energiebedarf für die Anwendung von SNCR liegt bei ungefähr 1700 kWh/t NO_x -Minderung, während der Energiebedarf für die Ammoniakproduktion auf ungefähr 10 kWh/kg NH_3 geschätzt wird. Der Beitrag indirekter Emissionen (hauptsächlich CO_2) aus der Stromherstellung ist im Vergleich zu den Emissionen aus der Glaswanne sehr klein – unter 0,35 % der Gesamtemissionen.

Betriebsdaten

Die End-Emissionskonzentrationen hängen vom Eingangswert von NO_x ab, und so werden die besten Ergebnisse da erzielt, wo die Technik mit primären Minderungsmaßnahmen kombiniert wird. Aber in diesem Fall müssten die Gesamtkosten und medienübergreifenden Auswirkungen beachtet werden, im Speziellen pro Tonne gemindertem NO_x . Zum Beispiel kann eine Eingangskonzentration von 1100 mg/ Nm^3 auf 275 bis 770 mg/ Nm^3 gemindert werden, abhängig von den Prozessbedingungen. Eine hohe Eingangskonzentration von 4000 mg/ m^3 kann auf 1000 bis 2800 mg/ Nm^3 gemindert werden.

Die typischen Betriebsdaten für die Anwendung von SNCR in Glasschmelzwannen sind im Folgenden dargestellt.

Für SNCR mit dem Einsatz von Ammoniaklösung:

- Ammoniakslupf: <10 mg/ Nm^3
- Ammoniakeinsatz: typischerweise wird ungefähr 0,75 kg NH_3 pro kg gemindertem NO_x (berechnet als NO_2) und unter der Annahme einer 50%igen Minderungsrate mit Emissionen von 0,5 bis 1 kg NO_x /t geschmolzenes Glas für die Kalknatronglas-Behälterglasproduktion benötigt.

Für SNCR mit dem Einsatz von Harnstoff:

- Ammoniakschlupf: 3 mg/Nm³
- Harnstoffeinsatz: typischerweise 1,4 kg Harnstoff pro kg gemindertem NO_x (berechnet als NO₂) unter der Annahme einer Minderungsrate von bis zu 40 % und daraus resultierenden Emissionen von 2,6 kg/t Glas (Spezialglas, TV-Bildschirme mit Nitraten im Gemenge).

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und Nachteile der Anwendung der SNCR-Technik wird in Tabelle 4.25 dargestellt.

Tabelle 4.25: Hauptvor- und –nachteile der SNCR-Technik

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Kann gute NO_x-Minderungsraten erreichen, wenn die richtigen Bedingungen herrschen• Niedrige Investitionskosten im Vergleich zu einigen Alternativen• Kein Katalysator erforderlich• Niedriger Energiebedarf <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none">• Ammoniakendüsung im richtigen Temperaturfenster notwendig, aber dies ist manchmal schwierig oder nicht praktikabel zu erreichen (speziell für Regenerativwannen)• Außerhalb des Betriebstemperaturbereichs können erhöhte NH₃- oder NO_x-Emissionen auftreten• Gleichmäßige Vermischung ist wichtig, kann aber schwer erreichbar sein• Ammoniak wird verbraucht und emittiert und die Lagerung und Handhabung des Stoffs stellt ein Umwelt- und Sicherheitsproblem dar• Bedenken hinsichtlich eines möglichen Schadens am Feuerfestmaterial am Regenerator
--

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Im Prinzip ist die Technik für alle Glasprozesse, einschließlich Neu- und Altanlagen, anwendbar. SNCR erfordert geringere Investitionskosten und weniger Platz als SCR, was es attraktiver für Prozesse macht, bei denen der Platz begrenzt ist. Darüber hinaus kann die Technik auch ohne Gaswäsche und Entstaubungseinheit betrieben werden. Liegen die richtigen Betriebsbedingungen vor, ist SNCR einfacher bei bestehenden Anlagen zu integrieren als SCR. Die Technik hat jedoch auch bestimmte Faktoren, die die Anwendung in der Glasindustrie begrenzen. Der wichtigste ist, ob die Eindüsung des Reagenz in das Abgas an dem Punkt, wo die richtige Temperatur für eine entsprechende Reaktionszeit gehalten werden kann, möglich ist. Dies hat besondere Relevanz an bestehenden Anlagen und für regenerative Wannen.

In bestehenden Anlagen kann der Bereich, in dem die korrekte Temperatur herrscht, schwer erreichbar sein oder sich an einer Stelle befinden, an der der Gasstrom eine gute Vermischung mit dem Reagenz erschwert. In vielen Fällen können diese Probleme gelöst oder gemindert werden, dies kann aber die Kosten erheblich erhöhen und die Wirksamkeit der NO_x-Minderung beeinträchtigen. In Regenerativwannen tritt der richtige Temperaturbereich gewöhnlich innerhalb der Regeneratoren auf, was die wirksame Eindüsung des Ammoniaks erschwert. Dieses Problem kann durch den Einsatz von geteilten Regeneratoren und das Eindüsen des Ammoniaks zwischen den Regeneratoren gelöst werden. Geteilte Regeneratoren können bei Neuanlagen integriert werden, aber für bestehende Prozesse kann dies zu erheblichen Kosten führen und nur bei einer Wannenerneuerung erfolgen. Selbst bei der Nutzung geteilter Regeneratoren ist es schwierig, das Temperaturfenster für SNCR aufgrund der Feuerungswechsel zwischen den Kammern, die eine zyklische Temperaturschwankung verursachen, zu halten.

Aufgrund der oben erwähnten Schwierigkeiten kann die SNCR-Technik einfacher bei Rekupe- rativ- als bei Regenerativwannen eingeführt werden. In der Praxis ist es unwahrscheinlich, dass SNCR in bestehenden Regenerativwannen genutzt wird. Die Kosten und die damit verbundenen Schwierigkeiten führen in der Regel dazu, dass der Betreiber Alternativen für die Minderung der NO_x-Emissionen wählt. In kleineren Rekupe rativwannen sind die relativen Kosten für

SNCR relativ hoch, und in vielen Fällen bevorzugt die Industrie andere kostenwirksamere Minderungsmaßnahmen, obwohl dies von der erforderlichen Leistung abhängt.

In Europa wird die SNCR-Technik zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Dokuments (2010) im Spezialglassektor angewandt. Frühere Anwendungen im Behälterglassektor (Deutschland) und Flachglassektor (USA) werden nicht mehr betrieben.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die geschätzten Kosten für die SNCR-Anwendung in verschiedenen großen Wannen sind unten dargestellt; die Berechnung basiert auf angenommenen, erreichbaren Emissionen zwischen 450 und 500 mg/Nm³ NO_x.

Behälterglasproduktion

Typische Investitionskosten für Rekuperativwannen mit Kapazitäten zwischen 200 – 350 t/d liegen im Bereich von 680.000 – 900.000 Euro. Betriebskosten von 74.000 Euro pro Jahr wurden für eine Rekuperativ-Wanne mit 200 t/d und bis zu 97.000 Euro pro Jahr für eine größere Wanne mit 350 t/d ermittelt. Die spezifischen Kosten liegen im Bereich von 1,9 – 2,3 Euro pro Tonne Glas, wobei die höheren Kosten für kleinere Wannen (200 t/d) sind. Die Kosten pro kg gemindertem NO_x liegen bei 2,1 – 2,5 Euro pro kg gemindertem NO_x, was über den Kosten für SCR-Anwendungen liegt, weil die Umwandlungseffizienz von Ammoniak im SNCR-Prozess geringer ist.

Spezialglasproduktion

Für die Anwendung von SNCR in Oxy-fuel-Wannen, die Nitrate im Gemenge einsetzen, werden die spezifischen Kosten auf 3 – 4 Euro pro Tonne Glas und 1 Euro pro kg reduziertes NO_x geschätzt. Die relativ geringen Kosten pro Tonne reduziertem NO_x treten aufgrund der hohen Eingangskonzentrationen im Abgas von Oxy-fuel-Wannen auf.

Endlosglasfasern

Es sind keine Anwendungen von SNCR in diesem Sektor bekannt. Eine Kostenschätzung für eine mögliche Anwendung bei einer Wanne mit 100 t/d zeigt Investitionskosten von 600.000 – 625.000 Euro mit Betriebskosten von 65.000 – 70.000 Euro. Der Einsatz von SNCR würde die spezifischen Kosten der Herstellung um 4 – 4,25 Euro pro Tonne Glas erhöhen.

Ein Vergleich der Kostendaten für SNCR mit anderen verfügbaren Techniken zur NO_x-Minderung ist in Abschnitt **8.1.7** enthalten.

Triebkraft für die Einführung

Die niedrigeren Kosten und der geringere Platzbedarf im Vergleich zu SCR sind die Triebkraft für die Einführung dieser Technik.

Referenzanlagen

- Schott Glas AG, Mainz, Deutschland, angewandt bei fünf Oxy-fuel-Wannen (Spezialglas)
- Osram, Augsburg, Deutschland (Spezialglas, Beleuchtungsglas).

Referenzliteratur

[33, Beerkens 1999] [94, Beerkens - APC Evaluation 2008] [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [Lubitz G: Langzeiterfahrungen mit dem SNCR-DeNO_x-Prozess an einer rekuperativ beheizten Behälterglaswanne - Vortrag v. d. Fachausschuss VI d. DGG (Umweltschutz) am 10. März 2004 in Würzburg].

4.4.3 Schwefeloxide (SO_x)

[89, EURIMA Suggestions 2007]

Der Begriff Schwefeloxide (SO_x) schließt Schwefeldioxid (SO₂) und Schwefeltrioxid (SO₃), ausgedrückt als SO₂-Äquivalent, ein. Schwefeldioxid ist mit Abstand das relevanteste Schwefeloxid in der Glasindustrie, und die meisten folgenden Ausführungen beziehen sich auf diese Verbindung. Unter ca. 200 °C liegt SO₃ für gewöhnlich als saurer Nebel oder Dampf vor, weshalb Schwefelsäure (H₂SO₄) in den Begriff SO_x im Allgemeinen mit eingeschlossen wird, weil sie ein Kondensationsprodukt von SO₃ ist. Die zwei Hauptquellen von Schwefeloxidemissionen sind die Oxidation von Schwefel im Brennstoff und die Zersetzung/Oxidation von Schwefelverbindungen in den Gemengerohstoffen.

Die Aufnahme von Schwefelverbindungen im Glas ist im Allgemeinen gering (<0.35 % als SO₃, in den meisten Industriegläsern). Im Allgemeinen wird die Mehrheit des Schwefels, der in die Wanne gelangt, als SO_x in die Atmosphäre emittiert. Ein Teil des SO_x im Abgas wird mit anderen Bestandteilen zu Sulfaten reagieren, die sich wiederum als Staub niederschlagen.

Die Sulfatmenge im Staub ändert sich in Abhängigkeit von der Glasart, für die meisten Gläser liegt sie jedoch bei ca. 80 – 95 %, hauptsächlich Natriumsulfat. Dieser Aspekt wird in Abschnitt 4.4.1 beschrieben.

In elektrisch beheizten Wannen sind die SO₂-Emissionen für gewöhnlich sehr gering und entstehen nur durch die Zersetzung der Rohstoffe. In einigen Steinwolle-Kupolöfen liegt eine reduzierende Atmosphäre vor, und der Schwefel aus den Roh- und Brennstoffen wird hauptsächlich als SO_x und Schwefelwasserstoff (H₂S) emittiert. In Anlagen in der EU wird das Abgas normalerweise in Nachverbrennungssystemen behandelt, die H₂S zu SO₂ oxidieren.

In einigen Sektoren (z.B. Hochtemperaturwolle, Fritten) stammen Schwefeloxide hauptsächlich aus Rohmaterialverunreinigungen und indirekt aus dem Filterstaubreycling der Entstaubungsanlagen [98, ANFFECC Position of the Frit Sector 2005].

4.4.3.1 Brennstoffauswahl

Beschreibung

In ölbefeuerten Prozessen ist die Hauptquelle für SO_x der Schwefel im Brennstoff. Die aus dem Gemenge stammende SO_x-Menge verändert sich stark in Abhängigkeit von der Glasart, aber im Allgemeinen übersteigen die brennstoffbedingten die rohstoffbedingten SO_x-Emissionen. Der offensichtlichste Weg, SO_x-Emissionen zu mindern, ist die Minderung des Schwefelgehalts im Brennstoff.

Umweltleistung

Der Schwefelgehalt von Heizöl wird durch die Richtlinie 1999/32/EG geregelt, die die Grenze bei 1 % setzt, mit möglichen Abweichungen bei besonderen Umständen. Zwei Heizölarten sind verfügbar: <1 % Schwefel und <0.3 % Schwefel. Erdgas ist im Wesentlichen schwefelfrei.

Tabelle 4.26 zeigt typische Bandbreiten an SO_x-Emissionen aus Kalk-Natron-Glaswannen mit Heizöl und Erdgas ohne die Anwendung sekundärer SO_x- Minderungstechniken. Die Daten sind nur indikativ und können erheblich variieren(siehe z.B. Table 3.15 in Abschnitt 3.3.2.2).

Tabelle 4.26: Indikative Bandbreiten von SO_x-Emissionen aus Kalk-Natron-Glaswanne mit unterschiedlichen Brennstoffen

Brennstoff	SO _x (als SO ₂) mg/Nm ³
Ergas	300 – 1000
Heizöl mit 1 % Schwefelanteil	1200 – 1800

Medienübergreifende Aspekte

Die überwiegende Erfahrung in der Industrie ist, dass die Umstellung auf Erdgas zu höheren NO_x -Emissionen (25 – 40 %) führt, obwohl der Unterschied mit wachsender Erfahrung kleiner wird. Dieser Aspekt wird detaillierter in Abschnitt 4.4.2.1 (Brennstoffauswahl). Der Einsatz von Erdgas ist mit niedrigeren CO_2 -Emissionen im Vergleich zu Heizöl verbunden, jedoch könnte der spezifische Energiebedarf pro Tonne geschmolzenes Glas aufgrund des/der geringeren Strahlungsvermögens/Intensität der Flamme und Wärmekapazität ansteigen.

Heizöl muss auf 110 – 120 °C erhitzt werden, bevor es zu den Brennern gelangt, was zu einem zusätzlichen Energiebedarf oder zur Nutzung zurück gewonnener Wärme führt.

Die Umstellung auf einen geringeren Schwefelanteil führt im Allgemeinen zu ansteigenden Kosten aufgrund des höheren Brennstoffpreises. Wenn der Filterstaub aufgrund der Abgasentschwefelung nicht in die Wanne zurück geführt werden kann, kann jedoch eine Kostenreduktion erwartet werden, weil eine geringere Staubmenge deponiert werden muss.

Betriebsdaten

Es wurden keine zusätzlichen Daten berichtet.

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Der Einsatz von Erdgas ist in der Industrie weit verbreitet. Zum Beispiel sind alle heizölbefeuerten Glaswolle-, die meisten Endlosglasfaser- und alle Glasfrittenwannen sowie mehr als 50 % aller Behälterglaswannen erdgasbefeuert.

Die Umstellung auf Gasfeuerung erfordert andere Brenner, ein anderes Gaszufuhrsystem zu den Brennern sowie Anpassungen an den Brennerhals- und Brennstoffeinlassöffnungen. Eine vollständige Umstellung bestehender Anlagen auf Gasfeuerung ist aufgrund möglicher Probleme mit der Glasqualität und der Wannenlebensdauer nicht immer möglich. In diesen Fällen kann eine kombinierte Feuerung angewandt werden. Eine steigende Anzahl Wannen ist so ausgestattet, dass beide Brennstoffe eingesetzt werden können.

Der Haupteinflussfaktor bei der Auswahl der Brennstoffe ist der Preisunterschied zwischen Gas und Öl.

Darüber hinaus können die unterschiedlichen Strategien und Energiepolitiken der EU-Mitgliedsstaaten sowie die geografische Verfügbarkeit von Erdgas und Öl die Brennstoffwahl beeinflussen. [\[157, European Commission - Green Paper 2000\]](#).

Wirtschaftlichkeit

Wie bereits oben beschrieben, ist die Wirtschaftlichkeit hinsichtlich der Brennstoffauswahl länderspezifisch, und aufgrund der möglichen geografischen Nichtverfügbarkeit einiger Brennstoffe ist eine Kostenbetrachtung nicht sinnvoll.

Heißwindkupolöfen in der Steinwolleproduktion werden mit Koks beheizt. Die Schwankung des Schwefelgehalts des im Sektor eingesetzten Koks´ ist ziemlich gering (0.6 – 0.9 %) und hängt von der Herkunft ab. SO_2 aus dem Kokes trägt für gewöhnlich zu 30 – 70 % zu den Gesamtemissionen bei, abhängig vom Einsatz von Ofenschlacke und zementgebundenem Abfall. Koks mit geringem Schwefelgehalt kann hohe Transportkosten haben, es sei denn, die Anlage ist günstig zu einer Quelle gelegen, und die Emissionsminderung steht wahrscheinlich in einem ungünstigen Verhältnis zu den Kosten. Der Sektor nutzt keine Alternativen mit hohem Schwefelanteil, wie Petrolkoks, und in vielen Fällen wird der Schwefelgehalt im Koks so gering gehalten, wie es wirtschaftlich machbar ist.

Triebkraft für die Einführung

Spezifische örtliche Bedingungen und daraus folgende strenge Emissionsgrenzwerte für SO_x-Emissionen können der Grund für die Umstellung auf schwefelarme oder schwefelfreie Brennstoffe sein.

Beispielanlagen

Keine Angabe.

Referenzliteratur

[88, FEVE Proposal Ch.4-NO_x2007].

4.4.3.2 Gemengezusammensetzung

Beschreibung

In der konventionellen Glasproduktion sind Sulfate die Hauptquelle für SO_x-Emissionen aus den Gemengerohstoffen. Sulfate sind häufig eingesetzte Läuterungsmittel und sind darüber hinaus noch wichtige Oxidationsmittel. Das verbreitetste Sulfat ist Natriumsulfat, das sich während der Schmelze und Läuterung zu gasförmigem SO₂, O₂ und Na₂O zersetzt und im Glas gebunden wird. Kalium- und Kalziumsulfate werden ebenfalls häufig eingesetzt. In den meisten Glaswannen wurden die Sulfate im Gemenge auf ein praktikables Minimum, das in Abhängigkeit von der Glasart variiert, reduziert.

Wie bereits in Abschnitt 4.4.3 erläutert, ist die Schwefelaufnahme im Glas normalerweise niedrig und kann erheblich von Glasart zu Glasart schwanken. Die Umstellung einer Wanne von Luft-Brennstoff- auf Sauerstoff-Brennstoff-Feuerung kann einen Rückgang der Schwefelaufnahme der Glasschmelze verursachen. In solchen Fällen können Gemengeanpassungen erforderlich sein, um die richtige Menge an Läuterungsmittel für den Schmelzprozess zur Verfügung zu stellen. Die mit der Reduktion des Schwefels im Gemenge verbundenen Aspekte werden in Abschnitt 4.4.1.1 und die mit dem Recycling von Filterstaub verbundenen Aspekte werden in Abschnitte 4.4.3.3 beschrieben. Typische mit den Läuterungs- und Oxidationsmitteln einhergehende Emissionen liegen bei 200 – 800 mg/Nm³ und 0.2 – 1.8 kg/t geschmolzenes Glas.

In der Steinwolleproduktion sind wichtige SO₂-Emissionsquellen (zusätzlich zum Koks) der Einsatz von Ofenschlacke und zementgebundenen Briketts im Gemenge. Schlacke enthält gewöhnlich 0.6 – 1.5 % Schwefel, und die große Mehrheit des Schwefels wird als H₂S und SO₂ emittiert. Findet eine Nachverbrennung statt, werden die Emissionen größtenteils zu SO₂ oxidiert. Die Möglichkeiten, Ofenschlacke mit geringem Schwefelgehalt zu kaufen, sind begrenzt, und die Anlagen sind in der Regel auf eine begrenzte Anzahl von Anbietern mit wirtschaftlicher Transportentfernung beschränkt.

Der Anteil von Schlacke im Gemenge schwankt erheblich von fast 100 % für Schlackewolle und bis zu 0 % bei normalen Steinwolleanlagen. In den meisten Fällen, in denen Schlacke eingesetzt wird, beträgt der Anteil weniger als 30 % im Gemenge (exklusive Koks). Die einzige Anwendung, bei der deren Einsatz für das Produkt notwendig ist, ist die Herstellung von Weißfasern für Anwendungen wie Faserspritzverfahren oder Deckenplatten. Die Anwendungen stellen nur einen kleinen Teil der Produktion in diesem Sektor dar, aber einige Anlagen produzieren nur diese Produkte.

In einer Anlage mit ungefähr 30 % Schlacke im Gemenge sind die unbehandelten SO₂-Emissionen 2 – 3 mal höher als in schlackenfreien Gemengen. Es wird geschätzt, dass zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokuments (2010) ungefähr 10 % der europäischen Steinwolleanlagen Ofenschlacke nutzen.

Die positive Wirkung auf die SO₂-Emissionen bei Verzicht auf den Einsatz von Schlacke ist deutlich erkennbar. Jedoch hat der Einsatz von Schlacke, speziell im Mineralwollesektor, eine Reihe von Vorteilen, die im Folgenden aufgelistet sind.

- Geringer Energiebedarf und geringere CO₂-Emissionen aufgrund der teilweisen Substitution von Kalk durch Schlacke. Energiebedarf und CO₂-Emissionen sind typischerweise 5 – 15 % niedriger bei Schlackeeinsatz als bei Basalt-Kalkstein-Chargen.
- In Abhängigkeit vom substituierten Material kann die Charge auch weniger Eisen enthalten, was die erforderliche Ausklopfrequenz verringert und den Ertrag verbessert.
- In einigen Fällen wird dem Schlackeeinsatz nachgesagt, dass die faserbildenden Eigenschaften der Schmelze verbessert werden, was zur Verbesserung der Prozesseffizienz und geringerem Abfallanfallaufkommen durch die Minderung von Perlen beiträgt.
- Hochofenschlacke ist ein Abfall, der, wenn er nicht genutzt wird, auf einer Deponie entsorgt wird. Darüber hinaus ersetzt sie natürliches Gestein und mindert den Bedarf an Naturstein.
- Schlacke ist außerdem im Allgemeinen billiger als die Materialien, die sie ersetzt.

Umweltleistung

Im Allgemeinen hat die Minimierung/Optimierung der schwefelhaltigen Rohstoffe im Gemenge nicht nur Auswirkungen auf die SO_x-Emissionen, sondern auch auf die Staubbildung. Das Recycling von Filterstaub kann zu einem gewissen Grad die Zugabe von Schwefel in das Gemenge als Läuterungs- bzw. Oxidationsmittel ersetzen und dadurch den Einsatz dieser Primärrohstoffe reduzieren.

Die Optimierung des Schwefelanteils im Gemenge kann zu einem geringeren festen Abfallstrom, der in einem nachgeschalteten SO_x-Minderungssystem anfällt, führen.

Es ist möglich, dass die oben beschriebenen Vorteile auch durch den gesteigerten Einsatz von recyceltem Prozessabfall erreicht werden können. Eine anlagenspezifische Beurteilung des Einflusses eines Schlackeeinsatzes auf die Umweltverschmutzung kann in einigen Fällen angebracht sein. Jedoch überwiegen im Allgemeinen die Vorteile des Schlackeeinsatzes die entstehenden Emissionen. Wenn der Schlackeeinsatz für die Produktfarbe notwendig ist, kann deren Einsatz durch die Nutzung von internen Prozessabfällen minimiert werden. Werden sekundäre SO_x-Minderungstechniken eingesetzt, kann das die Umweltbilanz für den Schlackeeinsatz ändern.

Medienübergreifende Effekte

Im Allgemeinen ist die Minimierung/Überwachung des Schwefelgehalts im Gemenge nicht mit medienübergreifenden Effekten verbunden. Eine starke Reduktion kann jedoch zu Qualitätsproblemen mit dem endgültigen Glasprodukt führen. Beispielsweise erfordern einige dunkle Farben für Behältergläser, die zur Sicherstellung der Produktqualität eingesetzt werden, eine spezielle Gemengezusammensetzung, die Schwefel enthält (z.B. Weinflaschen).

Die Substitution von Schwefelverbindungen durch andere Stoffe, die den gleichen Läuterungseffekt aufweisen, kann aufgrund der höheren Umweltwirkung dieser alternativen Stoffe schwierig sein.

Das Recycling von Filterstaub im Gemenge kann zu steigenden SO_x-Emissionen führen, da dieser hauptsächlich aus Sulfaten besteht.

Betriebsdaten

Keine weiteren Informationen übermittelt.

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Nicht berichtet.

Ökonomie

Nicht berichtet.

Triebkraft für die Einführung

Die Kostenbeschränkung für die Gemengezusammensetzung gemeinsam mit der Minimierung der anfänglichen SO_x-Emissionen kann der Grund für die Einführung dieser Technik sein.

Beispielanlagen

Nicht spezifiziert.

Referenzliteratur

[89, EURIMA Suggestions 2007] [30, Infomil 1998] [27, EURIMA 1998].

4.4.3.3 Trocken- oder Halbtrocken-Sorption

Beschreibung

Die Reaktionsprinzipien der Trocken- und Halbtrocken-Abscheidung sind dieselben. Das reaktive Material (das Absorbens) wird dem Abgasstrom zugegeben und verteilt. Das Material reagiert mit den SO_x-Komponenten zu einem Feststoff, der aus dem Abgasstrom durch einen Elektro- oder Gewebefilter entfernt werden muss. Die für die SO_x-Abscheidung ausgewählten Absorbentien sind auch bei der Abscheidung saurer Gase, besonders bei Haliden (HCl und HF) sowie auch flüchtiger Stoffe wie, Selen und Borsäure, wirksam. In einigen Anwendungen wird das Absorbens direkt in das Abgasrohr gegeben, aber die Techniken sind deutlich wirksamer, wenn ein Reaktionsturm (trockener Prozess) oder eine Reaktionskammer (halbtrockener Prozess) genutzt werden.

Im trockenen Prozess ist das Absorbens ein trockenes Pulver (normalerweise Ca(OH)₂, NaHCO₃, oder Na₂(CO)₃), zu dem Luft zwecks Verteilung zugegeben wird. Im halbtrockenen Prozess wird das Absorbens (normalerweise Na₂CO₃, CaO oder Ca(OH)₂) als Suspension oder Lösung zugegeben, und die Wasserverdampfung kühlt den Abgasstrom. In anderen industriellen Anwendungen wird der oben beschriebene halbtrockene Prozess als halbnass beschrieben, in diesem Dokument wird ausschließlich der Begriff halbtrocken genutzt, weil dies die Bezeichnung ist, wie sie in der Glasindustrie genutzt wird.

Der trockene Prozess ist in der Glasindustrie verbreiteter als der halbtrockene. Im Allgemeinen hängen die Minderungsraten stark von den unten beschriebenen Parametern ab.

- Art des Abscheiders – die Auslegung des Abscheiders kann den Kontakt zwischen der Gasphase und dem Absorbens und die verfügbare Reaktionszeit beeinflussen.
- Zusammensetzung des Abgases – Es gibt unterschiedliche Reaktionen der Schadstoffe im Abgas mit den verschiedenen Absorbentien, und konkurrierende Reaktionen treten zwischen den unterschiedlichen Stoffen auf, besonders wenn das Verhältnis von Reagenz zu saurem Gas relative gering ist.
- Abgastemperatur – Die ideale Temperatur sollte so nah wie möglich am Taupunkt des Abgases (unter 180 °C) oder viel höher (ungefähr 400 °C) sein. Der Temperaturbereich zwischen 180 – 350 °C ist nicht für die trockene SO₂-Absorption durch Kalkhydrat geeignet. Es ist zu beachten, dass Abgastemperaturen über 350°C auch für die korrekte Funktionsweise einer SCR-Anlage (siehe Abschnitt 4.4.2.7 für mehr Details) notwendig ist.
- Abgasfeuchtigkeit.
- Molares Verhältnis von Absorbens und saurem Gas – Es ist normalerweise notwendig beim Absorbens ein überstöchiometrisches Verhältnis zu haben. Die spezifische Absorbensmenge wird oft durch das Molverhältnis ausgedrückt, das auf zwei Arten definiert werden kann:
 - MR1 = Molverhältnis zwischen Absorbens und gemindertem SO_x
 - MR2 = Molverhältnis zwischen Absorbens und gesamtem SO_x-Einsatz.
- Filtersystem – Der trockene oder halbtrockene Prozess kann entweder in Kombination mit einem Elektrofilter genutzt werden oder mit einem Schlauchfilter, dann muss das Gas gegebenenfalls gekühlt werden. Der in der Glasindustrie verbreitetste Abscheideprozess

ist der trockene Prozess in Verbindung mit einem Elektrofilter mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ als Absorbens. Dies geschieht, weil $\text{Ca}(\text{OH})_2$ relativ gute Abscheideraten bei einer Temperatur von ungefähr 400 °C erreicht, die im Abgas ohne Kühlung erreicht werden kann und die im Arbeitsbereich eines Elektrofilters liegt. Es sollte jedoch bedacht werden, dass mit einem Gewebefiltersystem das Reagenz vor dem Wärmetauscher in das System zugeführt werden sollte. Dies ermöglicht eine Reaktion bei ungefähr $350 - 400\text{ °C}$ wie mit Elektrofiltern. Idealerweise liegt die Reaktionstemperatur bei ungefähr 400 °C , in der Praxis sind Temperaturen zwischen $300 - 350\text{ °C}$ aufgrund von Betriebsbeschränkungen verbreitet. Werden Gewebefilter eingesetzt, muss die Temperatur auf unter 200 °C reduziert werden. Kühlung kann durch einen Wärmetauscher oder Kühlluft erreicht werden. Im halbtrockenen Prozess wird dies durch verdampfendes Wasser unterstützt. Der Einsatz von Gewebefilter führt durch die Abscheidung von Absorbens zur Entstehung eines Filterkuchens auf dem Tuch, was zu einem Anstieg des Druckabfalls führt und normalerweise die Absorption saurer Gase verbessert.

- Art des Reagenz – die in der Glasindustrie am häufigsten eingesetzten Waschmittel sind: Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), Natriumkarbonat (Na_2CO_3), Natriumbikarbonat (NaHCO_3) sowie weniger häufig Natriumhydroxid (NAOH) und Kalkstein (CaCO_3). Die chemische Zusammensetzung des Reagenz ist ein wichtiger Faktor zur Bestimmung der Recyclingmöglichkeiten für die entstehenden festen Stoffe in der Schmelzwanne. Die spezifische Oberfläche des Reagenz wird als BET (m^2/g) ausgedrückt und ist der bestimmende Faktor für das Erreichen einer guten Reaktionsrate. Reagenzien werden normalerweise als feines Pulver mit einer spezifischen Oberfläche von bis zu $40\text{ m}^2/\text{g}$ eingesetzt.

Eine zusätzliche Möglichkeit für die trockene Abscheidung saurer Gase ist die direkte Gemengevorwärmung. In diesem Fall funktionieren die alkalischen Bestandteile im Gemenge als Absorbentien. Der Einsatz dieser Technik wird in Abschnitt 4.8.5 beschrieben.

Umweltleistung

Die Mehrheit der installierten SO_x -Abscheidesysteme wird mit trockener Kalkhydrat-Abscheidung in einem Temperaturbereich von $300 - 400\text{ °C}$ betrieben, was der Abgastemperatur einer effizienten Regenerativwanne entspricht. Bei diesen Temperaturen liegt die SO_x -Minderung im Allgemeinen bei $30 - 40\%$, die durch den Einsatz hochwertigen Kalkhydrats und durch ein überstöchiometrisches $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{SO}_2$ -Verhältnis erreicht werden. Bessere Abscheideraten, mit einer SO_x -Minderung von ungefähr 60% oder höher, je nach Menge des Reagenz, können durch den Einsatz von Natriumbikarbonat oder eine Lösung mit Natriumkarbonat erreicht werden. Eine vergleichbare oder bessere SO_x -Minderung kann bei Temperaturen von ungefähr 200 °C und mit einer feuchten Atmosphäre erreicht werden. Letzteres kann durch das Eindüsen von in Wasser gelöstem Sorbens in Verbindung mit einem Gewebefilter erreicht werden. Die halbtrockene Technik mindert jedoch die Abgastemperatur auf ein Niveau, das nicht immer kompatibel ist mit sekundärer Wärmerückgewinnung oder nachgeschaltete Anwendungen, die ein höheres Temperaturniveau (z.B. SCR oder Scherbenvorwärmung) erfordern. In diesen Fällen sollte der konventionelle (oder echte) halbtrockene Prozess in Betracht gezogen werden, obwohl es wenig Erfahrung mit dieser Technik in der Glasindustrie gibt. Dies betont die Notwendigkeit einer integrierten Analyse vor der Anwendung einer Entschwefelung, die alle Effekte, Nebeneffekte, Kosten und Prioritäten (z.B. Versauerungs-, Energie-, Abfallpolitik etc.) betrachtet.

Es ist anzumerken, dass ein hohes stöchiometrisches Verhältnis an Schwefelabsorbens zu einem größeren Bedarf eines nachgeschalteten Entstaubungs Equipments erfordert. In der Praxis muss die begrenzte Absorptionsverbesserung mit der Technikanforderung und jeglichen zusätzlichen Kosten für die erhöhte Abscheidekapazität abgewogen werden.

Der Abscheideprozess ist auch wirksam für gasförmige saure Schadstoffe, wie HCl und HF, mit unterschiedlichen Minderungsraten. Typische Abscheideraten für verschiedene Agenzien und Betriebsbedingungen sind unter Betriebsdaten dargestellt.

Diese Techniken sind bei der Minderung bestimmter Schadstoffe wirksam, z.B. Selen- und Borsäureverbindungen, wie HBO_2 und H_3BO_3 , aber es sind nur begrenzte Informationen über die Minderungsraten verfügbar. Beispielsweise erreicht eine mit einer Trockensorption mit NaHCO_3 ausgestattete Flachglaswanne, in der Bronzeglas hergestellt wird, einen Abscheidegrad von ungefähr 90%, ausgehend von einer Eingangskonzentration von 30 mg/Nm^3 an Selenverbindungen auf eine Austrittskonzentration von 3 mg/Nm^3 (fest und gasförmig). Um niedrigere Emissionswerte an Selen (1 mg/Nm^3) zu erreichen, sollte die Menge an Alkaliagenz von 55 auf 120 kg/h erhöht werden, mit dem daraus folgenden medienübergreifenden Aspekt der Entstehung eines festen Abfallstroms, der entsorgt werden muss.

Medienübergreifende Aspekte

In einigen Beispielen in der Glasindustrie ist ein wichtiger Grund für die Installation dieser Technik der Schutz der Entstaubungsanlage oder, in einigen Fällen (z.B. Endlosglasfaser, Fritten), die Minderung der Fluorid-Emissionen. In einigen Fällen, wenn die Staub- oder Fluoridminderung nicht erforderlich ist, kann es wirtschaftlicher sein, auf Gasfeuerung umzustellen als diese Techniken zu nutzen.

Der Einsatz eines Abscheidesystems erfordert den Einsatz elektrischer Energie. Der spezifische Energiebedarf liegt typischerweise bei ungefähr $12 - 20 \text{ kWh/t}_{\text{geschmolzenes Glas}}$ mit Gewebefilter und $8 - 11 \text{ kWh/t}_{\text{geschmolzenes Glas}}$ für Elektrofilter.

Die Techniken erzeugen eine erhebliche Menge fester Rückstände, aber in den meisten Fällen kann das Material in der Wanne recycelt werden. Probleme können speziell bei ölbefeuerten Wannen mit hohem Scherbenanteil auftreten. Wird Natriumkarbonat als Absorbens eingesetzt, würde der Staub in Kalk-Natron-Gläsern recycelt werden und dabei aufgrund des hohen Natriumkarbonatbedarfs wertvolle Rohstoffe ersetzen. Die hohe Minderungsrate von Natriumkarbonat und Natriumbikarbonat hinsichtlich HCl verursacht jedoch eine erhebliche NaCl-Anreicherung im Filterstaub, der wiederum Probleme verursachen kann, wenn er mit dem Gemenge in die Wanne zurückgeführt wird. Die Verflüchtigung von NaCl in der Wanne führt zu einem chemischen Angriff auf das Silikat-Feuerfestgestein in der Wanne oder den Regeneratoren.

Im Allgemeinen ist für bestimmte Glasarten die Schwefelaufnahme in der Schmelze feststehend, um das Redoxstadium und die Glasfarbe zu garantieren. Deshalb stellt das Sulfat-Recycling eine quantitative Begrenzung dar.

Bei niedrigem Scherbengehalt werden weniger Sulfate abgeschieden, als sie für die Läuterung benötigt werden, und in einigen speziellen Fällen kann auch ein Anstieg der Schwefelaufnahme in das Glas aus dem abgeschiedenen Staub möglich sein (z.B. höherer SO_3 -Anteil). In diesen Fällen werden die Gesamtemissionen gesenkt, und der Natriumsulfatverbrauch wird gesenkt. Werden mehr Sulfate abgeschieden, als im Gemenge benötigt, entsteht ein fester Abfall, der extern entsorgt werden muss. Andernfalls, wenn alle Stoff in größeren Mengen als benötigt recycelt werden, bildet das System einen geschlossenen Kreislauf mit einem dynamischen Gleichgewicht, bei dem die einzigen Schwefelsenken das Glas und die Emissionen in die Luft sind. Bei hohen Scherbengehalten sind die Anforderungen an die Sulfatläuterung viel niedriger, weshalb die SO_x -Emissionen ansteigen (außer wenn ein Teil des Staubes entfernt wird) und der Vorteil der SO_x -Minderung stark gemindert wird. Das Problem ist am offensichtlichsten bei reduzierten Gläsern, bei denen die Schwefellöslichkeit relativ niedrig ist, und bei hohem Scherbenanteil.

Sollte dies in der Praxis auftreten, können die Kosten der Entsorgung des Staubes, der nicht recycelt werden kann, höher sein als für Brennstoffe mit niedrigerem Schwefelanteil (z.B. Öl mit geringem Schwefelanteil oder Erdgas).

Deshalb würde sich ein Anlagenbetreiber in vielen Fällen für einen Brennstoffwechsel entscheiden, als einen festen Abfallstrom zur Entsorgung entstehen zu lassen. Hohe Kostenunterschiede zwischen schwefelarmen Brennstoffen (speziell Erdgas) und anderen Brennstoffen können eine solche Option wirtschaftlich unattraktiv machen.

Wird Calciumhydrat als Absorbens eingesetzt, haben die meisten Glaszusammensetzungen eine Grenze, bis zu der Calcium recycelt werden kann. Anpassungen können normalerweise in der Gemengezusammensetzung vorgenommen werden, um den Filterstaub zu kompensieren. In Gemengen mit hohem Scherbenanteil ist die Möglichkeit der Anpassung des Gemenges begrenzt. In Gemengen mit hohem Scherbenanteil kann der Calciumgehalt größer als der im Glas tolerierbare sein, was zu einem festen Abfallstrom führt. In solch einem Fall kann die Lösung der Wechsel des Absorbens sein und eine Umstellung auf Natriumkarbonat oder -bikarbonat oder eine Mischung verschiedener Absorbensien.

In Regionen mit hohen Scherbenrecyclingraten stellt das System einen noch geschlosseneren Kreislauf dar, da sich verschiedene Bestandteile im Recyclingglas aufkonzentrieren. Dies kann ein Problem für Metalle, Fluoride und Chloride sowie Schwefel darstellen. Die Anwesenheit von Metallen im Filterstaub, speziell Blei, kann zu einer fortschreitenden Ansammlung im Glas führen. Bei Behälterglas können daraus resultierende Konzentrationen in Einzelfällen im Bereich des Wertes für Metalle, der in der Verpackungs-Richtlinie 94/62/EG festgelegt ist, für den Glas eine unbefristete Ausnahme hat, liegen.

Stellt die Menge abgeschiedenen Materials ein Problem für das Recycling dar, sind Techniken für den teilweisen Wiedereinsatz des Absorbens zur Minderung des Gesamtvolumens verfügbar. Probleme mit einer inkonsistenten Zusammensetzung des abgeschiedenen Staubs sind für gewöhnlich lösbar. Solche Probleme können durch eine eingehende Analyse und, wenn nötig, Lagern und Vermischen der Materialien vor dem Recycling überwunden werden.

In der Steinwolleproduktion muss die SO_x -Minderung nach der Abgasverbrennung und vor dem Filtersystem stattfinden. In den meisten Anwendungen ist die Filteranlage vor der Verbrennung platziert, die dazu ausgelegt ist, sauberes Gas zu behandeln. In solchen Fällen erfordert die Installation dieser Technik in bestehenden Anlagen eine Verbrennung und ein zusätzliches Filtersystem. Die erwartete Investitionssumme wird 4 – 5 Millionen Euro betragen.

Der halbtrockene Prozess ist wirtschaftlich nicht darstellbar in diesem Sektor.

Das Recycling des Materials im Ofen ist bei Steinwolle schwieriger als in den anderen Sektoren, weil der Prozess keine Sulfatzugabe erfordert und die Schwefelaufnahme in der Schmelze gering ist. Die Mehrheit der Schadstoffe wird daher wieder emittiert. Das Recycling von Filterstaub in einem Steinwolle-Kupolofen erfordert den Einsatz eines Brikettierungssystems. Ist ein solches System nicht verfügbar, entsteht ein erheblicher fester Abfallstrom durch die SO_x -Abscheidung. Dies bedeutet, dass der abgeschiedene Abfall entsorgt werden muss oder, wenn möglich, valorisiert werden muss. Die Deponierung durch Abgasentschwefelung entstandenen Staubs wird zunehmend schwierig und erfordert zur Vermeidung von Auslaugung eine Vorbehandlung. Dieser medienübergreifende Effekt wiegt die Umweltentlastung durch die Minderung saurer gasförmiger Emissionen (siehe auch eine typische Schwefelbilanz in Abschnitt 8.2) auf.

Die Wahl des Absorbens für Steinwolle ist auch begrenzt, wenn Recycling in Betracht kommt. Das Produkt erfordert sehr niedrige Sodawerte, so dass Natriumkarbonat und Natriumbikarbonat nur eingesetzt werden können, wenn das abgeschiedene Material nicht recycelt wird.

In der Steinwolleproduktion kann ein Venturiwäscher eine Alternative zu trockener oder halbtrockener Sorption sein. Gute SO_x -Abscheideraten (90 – 95 %) können erreicht werden, aber diese Technik ist weniger wirksam als ein Gewebefilter für die Staubabscheidung. Außerdem entsteht ein wässriger Abfallstrom, und das Material ist schwer zu recyceln. Eine kleine Anzahl an Installationen betreibt diese Technik erfolgreich seit über 20 Jahren.

Betriebsdaten

Wie oben erwähnt, hängen die mit diesen Techniken erreichbaren Minderungsraten von einer Anzahl von Faktoren ab, z.B. der Abgastemperatur, Menge und Art des zugegebenen Absorbens (oder genauer dem Molverhältnis zwischen Reaktionspartner und Schadstoff) und der Verteilung des Absorbens. Die Tabellen unten geben Schätzwerte an für mit verschiedenen Absorbensen und Prozessen erreichte Wirkungsgrade. Die in der Praxis erreichten Werte werden von Fall zu Fall schwanken, und sowohl höhere als auch niedrigere Ergebnisse wurden erzielt.

In Tabelle 4.27 sind indikative Wirkungsgrade für die Trockensorption gasförmiger Schadstoffe dargestellt. Aufgrund unterschiedlicher Absorptionsraten, die im Kuchen des Gewebefilters auftreten, und der unterschiedlichen Betriebstemperaturen von Elektro- und Gewebefiltern werden Daten für beide Filtertüten angegeben.

Tabelle 4.27: Indikative Wirkungsgrade der Trockensorption mit Ca(OH)₂

Schadstoff	Elektrofilter		Schlauchfilter
	~ 400 °C	200 – 280 °C	130 – 240 °C
SO ₂	50 %	10 %	10 %
SO ₃	80 %	90 %	95 %
HCl	70 %	35 %	80 %
HF	95 %	95 %	95 %
SeO ₂	90 %	70 %	90 %

In Tabelle 4.28. berichten allgemeine Quellen indikative Ergebnisse für den trockenen Prozess mit Ca(OH)₂.

Tabelle 4.28: Indikative SO_x-Minderungsraten für Trockensorption mit Ca(OH)₂

Temperatur	SO _x -Minderungsrate	
	130 – 140 °C	170 – 180 °C
Molverhältnis Ca/S =1	30 %	22 %
Molverhältnis Ca/S =2	50 %	40 %
Molverhältnis Ca/S =3	70 %	55 %

Eine Minderungsrate von 65 % wurde für eine Floatglaswanne mit Trockensorption und einem Elektrofilter mit einem Molverhältnis MV1 von 4,4, unter Einsatz von 180 kg/h Ca(OH)₂ bei einer Temperatur von ungefähr 400 °C berichtet.

Erfahrungen mit dem trockenen Prozess mit Na₂CO₃ als Absorbens sind in Tabelle 4.29 für einen Temperaturbereich von 300 °C bis 400 °C zusammengefasst. Die Schwankungsbreite der Minderungsraten sind wieder indikativ und stark abhängig von der Temperatur und der eingesetzten Absorbensmenge.

Tabelle 4.29: Indikative SO_x-Minderungsraten für Trockensorption mit Na₂CO₃

Schadstoff	SO _x -Minderungsrate
SO ₂	<50 %
SO ₃	90 %
HCl	50 – 75 %
HF	10 – 40 %
SeO ₂	30 – 60 %

Die Ergebnisse der Erfahrungen mit NaHCO₃ als Absorbens zeigen eine gute Minderungsrate für SO_x, speziell für den niedrigeren Temperaturbereich mit bis zu 90 % SO_x-Abscheidung.

Wie bereits oben beschrieben, haben mehrere Parameter Einfluss auf die Minderungsrate saurer Gase aus der Glasschmelzwanne. Die tatsächlichen Minderungsraten können von den indikativen abweichen.

Ein Vergleich der Minderungsraten aus tatsächlichen Messungen für unterschiedliche Arten von Alkalireagenzien und verschiedenen Betriebsbedingungen sind in Tabelle 4.30 dargestellt.

Tabelle 4.30: Tatsächliche Minderungsraten für saure gasförmige Schadstoffe mit Trockensorption mit verschiedenen Absorptionsreagenzien und Betriebsbedingungen

Reagenz	Art des Minderungssystems	Abgas-temperatur	Stöchiometrisches Verhältnis	Abscheiderate ⁽¹⁾		
		°C	Reagenz/SO ₂	SO _x (%)	HCl (%)	HF (%)
<i>Kalkhydrat</i>						
Ca(OH) ₂ Spezifische Oberfläche 14 m ² /g	Elektrofilter + Trockensorption ⁽²⁾	335	0.5	17	<5	62
			0.65	22	56	70
			2	37	95	97
Ca(OH) ₂ Spezifische Oberfläche 34 m ² /g	Elektrofilter + Trockensorption ⁽²⁾	335	0.5	26	56	72
			0.7	34	65	81
			1	40	78	89
			1.7	43	95	97
<i>Natriumhydrogenkarbonat</i>						
NaHCO ₃	Elektrofilter + Trockensorption ⁽²⁾	342	0.2	7	24	<5
			0.45	24	28	<5
			2	56	51	17
NaHCO ₃	Gewebefilter + Trockensorption ⁽³⁾	200	0.3	32	76	28
			0.4	44	83	39
			0.5	45	93	63
⁽¹⁾ Die Daten beziehen sich auf Mittelwerte von drei Halbstunden-Messungen für jede Betriebsbedingung. ⁽²⁾ Anlage mit zwei ölbefeuerten Wanen für Behälterglas. ⁽³⁾ Anlage mit einer gasbefeuerten Wanne für Behälterglas. Quelle: [84, Italy-Report 2007]						

Der halbtrockene Prozess wird in einigen Anwendungen in der Glasindustrie genutzt. In Kombination mit einem Gewebefilter und dem Einsatz einer Na₂CO₃-Lösung als Absorbens wurden sehr hohe Minderungsraten berichtet. Diese indikativen Ergebnisse werden in Tabelle 4.31 zusammengefasst. Die SO₂-Minderung von 95 % ist die maximal mögliche. Im aktuellen industriellen Betrieb liegt die erreichte Minderung für gewöhnlich bei 80 – 90 %.

Tabelle 4.31: Indikative SO_x-Minderungsraten für Halbtrocken-Sorption mit Na₂CO₃-Lösung

Schadstoff	SO _x -Minderungsrate
SO ₂	90 – 95 %
HCl	>90 %
HF	>85 %
SeO ₂	>90 %

Allgemein berichten Quellen bei anderen industriellen Anwendungen von Ergebnissen, die in Tabelle 4.32 für den halbtrockenen Prozess mit Ca(OH)₂ erreicht werden. Jedoch findet man halbtrockene Anwendungen mit Kalk nicht oft in der Glasindustrie.

Tabelle 4.32: SO_x-Minderungsrate für Halbtrocken-Sorption mit Ca(OH)₂

Molverhältnis	SO _x -Minderungsrate
Ca/S = 1	80 %
Ca/S = 1.5	90 %
Ca/S = 2	92 %
Quelle: [49, ADEME 1999]	

Eine Auswirkung auf die NO_x -Emissionen wurde beim Einsatz von Na_2CO_3 oder NaHCO_3 im halbtrockenen Prozess berichtet. Für NaHCO_3 liegt der optimale Bereich zwischen 120 – 160 °C. Jedoch wurde nur ein mäßiger Effekt hinsichtlich der NO_x -Minderungsrate unter den in der Glasindustrie repräsentativen Bedingungen beobachtet.

Zusammenfassend hängt die erreichte Minderung von einer Vielzahl von Faktoren ab, die mit dem Prozess und dem Absorbenz verbunden sind. Unter günstigen Bedingungen können hohe Minderungsraten, im besten Fall bis zu 95 % für SO_x , ausgedrückt als SO_2 , erreicht werden. Die Minderungsrate für SO_3 ist im Allgemeinen größer als 80 %.

In der Endlosglasfaserherstellung mit Bor im Gemenge sind die berichteten Minderungsraten aufgrund der Abscheidung von Borverbindungen, die aus der Glasschmelze verdampfen und sich auf dem trockenen Alkalireagenz ablagern und zur Deaktivierung führen, schwer zu erreichen. In diesen Fällen sinkt die Abscheiderate der Wäscherstufe deutlich.

Die tatsächlichen Emissionskonzentrationen oder massenbezogenen Emissionen pro Tonne Glas hängen von der Eingangskonzentration und der Entschwefelungsleistung ab. Diese Eingangskonzentrationen hängen von den folgenden Faktoren ab:

- Zufuhr von schwefelhaltigem Brennstoff
- Glasart (Farbe, Oxidationsstufe, Schwefelaufnahme/-gehalt im Glas)
- Technologische Voraussetzungen für die Läuterung, Qualität und Schwefelmenge
- Anteil und Art der Scherben (intern oder extern, Schwefel und Fremdstoffgehalt)
- Filterstaubzusammensetzung und Recyclingrate
- Verbrennungsbedingungen (nahstöchiometrische Verbrennungsbedingungen, NO_x -Minderung durch Primärmaßnahmen können den SO_2 -Gehalt im Rohabgas erhöhen).

Die Gesamtminderung der Emissionen erfordert jedoch die Entsorgung des festen Abfallstroms aus sulfathaltigem Staub (durch internes oder externes Recycling oder Deponierung). Im Fall der Deponierung werden die Kosten auf 0,5 bis 1,2 Euro pro gemindertem kg SO_2 in Abhängigkeit dervon den Bedingungen geschätzt [\[76, TNO SO2 2007\]](#).

In der Praxis wird das Recycling von Filterstaub einschließlich des sulfathaltigen Abfalls regelmäßig als angemessene ökologische und ökonomische Option angesehen, wenn dies technisch machbar ist. In diesem Fall ist die Gesamtminderung der SO_x -Emissionen aufgrund der Massenbilanz auf die Minderung an der Quelle durch Sulfatsubstitution in den Rohstoffen durch Filterstaub begrenzt. Dies geschieht nur zusätzlich zu anderen angemessenen Primärmaßnahmen zur Minderung des Gesamtschwefeleinsatzes in der Schmelze durch Optimierung des Schwefelgehalts in allen Gemengestoffen (einschließlich Scherben), wann immer möglich.

Deshalb kann es zur Minderung saurer Gasemissionen notwendig sein, eine externe Entsorgung für einen Teil des abgeschiedenen Materials in Betracht zu ziehen. Eine externe Recycling- oder Wiederverwendungsmöglichkeit wäre einer Deponierung vorzuziehen. In den meisten Fällen gibt es jedoch keine ökonomisch verfügbare externe Wiederverwendungsmöglichkeit für das Material. Bestehende rechtliche Anforderungen, die solche Materialien als Abfall einstufen, können zusätzliche Hürden für ein externes Recycling darstellen. Die Festlegung der besten Möglichkeit zum Schutz der gesamten Umwelt muss oft anlagenspezifisch erfolgen und kann die Betrachtung der Möglichkeit der Entsorgung des festen Abfallstroms mit einschließen.

Mit einem geschlossenen Kreislauf beim Filterstaubrecycling liegen die SO_x -Werte zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Dokuments (2010) in Wannern mit Erdgasbefuerung im Allgemeinen im Bereich zwischen 200 – 800 mg/Nm^3 für Gläser mit geringem Scherbenanteil und zwischen 600 – 900 mg/Nm^3 für die allgemeine Behälterglasproduktion mit hohem Scherbenanteil. Emissionen im Bereich von 800 – 600 mg/Nm^3 können mit Heizöl mit einem Schwefelgehalt von 1 % in Abhängigkeit dervon den oben genannten Faktoren erreicht werden. Besonders bei Gläsern mit einem hohen Scherbenanteil im Gemenge und einem geringem

Schwefelaufnahmevermögen (z.B. reduzierte Gläser, wie bestimmte grüne oder braune Behältergläser) können Werte am oberen Ende der Bandbreite erwartet werden. Es gibt Beispiele in der Glasindustrie, bei denen die Entschwefelungseffizienz nahe Null liegt, wenn schwefelhaltiger Staub vollständig recycelt wird. In dieser Situation war jedoch nicht die Entschwefelung Hauptziel, sondern die Abscheidung von HCl, HF, Metallen und Staub. Nichtsdestotrotz können selbst in diesen Fällen niedrigere Werte durch den konsequenten Anfall eines sulfathaltigen Abfallstrom zur externen Entsorgung erreicht werden.

Daher ist es bei der Betrachtung der Entschwefelung in der Glasindustrie wichtig, die möglichen gegenläufigen Effekte und die Gefährdung anderer Umweltziele zu beachten. Die wichtigsten Umweltziele hinsichtlich der SO₂-Minderung sind:

- Hohe Scherbenrecyclingraten
- Minimierung des Abfallanfalls durch internes oder externes Staubrecycling
- Abwärmerückgewinnung
- Minderung anderer Emissionen in die Luft.

Scherbenrecycling ist aufgrund der Energieeinsparung, der Abfallminderung und der Minderung der Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen ein wichtiges Umweltziel.

Die EU-Richtlinie 94/62/EC legt Ziele für das Recycling von Verpackungsabfall einschließlich Glas fest mit dem Ergebnis, dass die meisten EU-Mitgliedsstaaten 60 – 70 % des auf den Markt gebrachten Behälterglases recyceln. Für Behältergläser liegt z.B. die gesetzliche Quote in Deutschland für das Scherbenrecycling bei 75 % als jährlicher Mittelwert. Diese Quote wird regelmäßig überschritten. Werden Scherben mit einem höheren Schwefelgehalt, als für das produzierte Glas notwendig, eingesetzt, kann der überschüssige Schwefel zu SO_x-Emissionen führen. Dies ist z.B. der Fall bei reduziertem Grün- und Braunglas, bei dem Altglasscherben aus der haushaltsnahen Sammlung eingesetzt werden. Gemischte Scherben aus der haushaltsnahen Sammlung sind in einigen Fällen die einzig verfügbare Quelle für den Hersteller, und deren Schwefelgehalt ist höher als der des Produkts aufgrund enthaltenen oxidierten Glases im Scherbengemisch (Weißglas, Flachglas, bestimmte Grüngläser). Die fortschreitende Verbesserung in der getrennten Scherbensammlung und –sortierung wird die Situation verbessern. Oxidierte Gläser, wie bestimmte Grüngläser, können jedoch aufgrund ihrer Oxidationsstufe höhere Schwefelgehalte haben, und deshalb kann die Farbsortierung weniger wirksam in der Minderung des Schwefelgehalts sein, wenn erhebliche Anteile solcher Gläser enthalten sind.

Filterstaubreycling ist auch ein wichtiges Ziel im Interesse der Abfallvermeidung. Das Recycling von Filterstaub bedeutet die Substitution von Sulfaten im Gemenge. Im Prinzip wirkt der Filterstaub als Läuterungsmittel, dies aber kann weniger wirksam sein, und in einigen Fällen ist die 100%ige Substitution nicht immer möglich. In Abhängigkeit von den verschiedenen Glastypen (z.B. Farbe, Oxidationsstufe) schwankt die Absorption von Sulfat aus dem Schwefel im Filterstaub und ist manchmal begrenzt. Was das vollständige Filterstaubreycling angeht und bei der Beachtung der oben erwähnten Abweichungen, muss der Schwefelmassenbilanz besondere Beachtung geschenkt werden. Die Abscheidung sollte so ausgelegt werden, dass eine angemessene Auswahl an Waschmitteln ermöglicht wird.

Das Filterstaubreycling kann einen Anstieg der Feinstaubverschleppung während der Gemengezugabe bedeuten, speziell wenn eine Gemengevorwärmung stattfindet.

Eine Zusammenfassung der mit dem Einsatz der Trocken- und Halbtrockenabscheidung verbundenen Hauptvor- und –nachteile ist in Tabelle 4.33 dargestellt.

Tabelle 4.33: Hauptvor- und –nachteile der Trocken- und Halbtrocken-Sorption

Vorteile

- Erhebliche Minderungen der SO_x-Emissionen können erreicht werden (abhängig von der spezifischen Schwefelbilanz und dem Recycling)
- Geringere Emissionen anderer Stoffe (Chloride, Fluoride, Selenverbindungen, anderer Säuren, z.B. Borsäure)
- In den meisten Glasschmelzanlagen kann der abgeschiedene Staub recycelt werden und so den Verbrauch von Primärrohstoffen mindern. Dies ist für einige Produktionen nicht der Fall, z.B. Steinwolle.

Nachteile

- Die Technik benötigt Energie
- Es kann ein fester Abfall entstehen, der aufgrund eines Ungleichgewichts beim Schwefelein- und -austausch, Chlorid-Aufkonzentration oder Glasqualitätsansprüchen nicht immer recycelt werden kann (speziell bei hohen Absorptionsgraden) und dadurch zu einem Anstieg der Abfallmenge führt. In den meisten Fällen kann Staub recycelt werden, dies erfordert aber Anpassung im Prozess und kann die Gesamt-Entschwefelungswirksamkeit mindern. Bei einigen Glasproduktionen wird der feste Abfall vollständig oder teilweise deponiert. Bei Steinwolle kann dieser Staub nicht in jedem Prozess recycelt werden, es sei denn ein Brikettierungssystem wird genutzt.
- In den meisten Fällen wird der Abfall als gefährlich eingestuft (in Abhängigkeit von der chemischen Zusammensetzung) und in Gebieten, in denen es keine entsprechenden Deponien gibt, muss der Abfall über weite Strecken in andere Länder (z.B. Salzstöcke in Deutschland) transportiert werden.
- Erfordert erhebliche Investitions- und Betriebskosten

Beispieldaten aus Referenzanlagen zeigen mit Trockensorption in Verbindung mit einem Filtersystem erreichbare Emissionswerte, zusammen mit den Hauptbetriebsparametern, die in Abschnitt 4.4.1.2, Tabelle 4.8 und in Tabelle 4.34 dargestellt werden.

Tabelle 4.34: Mit Trockensorption und kombiniertem Filtersystem erreichbare Emissionswerte in Referenzanlagen

	Behälterglas⁽¹⁾	Flachglas^{(2) (3)}
Wannenart	U-Flamme, regenerativ	Float, Querbrenner, regenerativ
Brennstoff	Erdgas + Heizöl	Erdgas
Wannenkapazität	300 t/d	600 t/d
Glasabnahme	297 t/d	600 t/d
Elektrische Zusatzheizung	Ja	Ja
Glasart	braun	weiß
Scherben	72 %	25 %
Spezifischer Energiebedarf	4,21 GJ/t Glas	keine Angabe
Filtersystem	Elektrofilter – 2 Felder	Elektrofilter – 2 Felder
Temperatur vor dem Filter	400 °C	keine Angabe
Sorptionsmittel	Ca(OH) ₂	Ca(OH) ₂
Sorptionsmittelmenge	28 kg/h	keine Angabe
Filterstaubrückführungs ins Gemenge	100 %	Nein-Entsorgung
Emissionswerte	Halbstundenmittelwerte	Halbstundenmittelwerte
mg/Nm ³ , trockenes Abgas mit 8 % O ₂	Staub: 1.2 SO _x : 829 HCl: 25.0 HF: 3.3	Staub: <20 SO _x : <300 HCl: <15 HF: <1
kg/t Glas	Staub: 0.0019 SO _x : 1.34 HCl: 0.0405 HF: 0.0053	Staub: <0.05 SO _x : <0.75 HCl: <0.04 HF: <0.003

⁽¹⁾ Die Anlage ist mit einem Wärmerückgewinnungssystem nach dem Elektrofilter ausgestattet.

⁽²⁾ Abscheidegrade für die gasförmigen Schadstoffe: 36 % für SO_x, 57 % für HCl und 83 % für HF.

⁽³⁾ Angaben in kg/t wurden unter Nutzung des Umrechnungsfaktors 2,5 x 10⁻³ für Flachglas (siehe **Tabelle 5.2**) berechnet.

Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [84, Italy Report 2007]

Für die Anwendbarkeit relevante technische Aspekte

Im Prinzip ist diese Technik in allen Anlagen (einschließlich neuer und bestehender) mit Abgasen, die saure Stoffe enthalten, anwendbar. Aufgrund der hohen Staubbiladung ist eine

Entstaubung notwendig. Der trockene Prozess ist deutlich verbreiteter in der Glasindustrie, weil er der kosteneffektivste Weg ist, die vorherrschenden technischen und gesetzlichen Anforderungen zu erfüllen. Das am häufigsten eingesetzte Absorbens ist Kalkhydrat.

Das Funktionsprinzip ist gleich und nicht abhängig von der Anlagengröße. Allerdings darf nicht vergessen werden, dass die Größe und damit die Kosten sowie die Kosteneffizienz deutlich von Anwendung zu Anwendung schwanken. Im Speziellen gibt es nur wenige Erfahrungen mit der halbtrockenen Abscheidung in kleineren Prozessen.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für Abscheidesysteme in Kombination mit Elektro- und Gewebefiltern sind in den Abschnitten 4.4.1.2 und 4.4.1.3 dargestellt. Natriumbicarbonat ist erheblich teurer als andere Absorbensien und wird daher nicht oft eingesetzt.

Die geschätzten Kosten für typische Trockensorptionen werden unten zusammengefasst. Die dargestellten Daten basieren auf einer Methodik, die in Abschnitt 8.1. [\[94, Beerkens – APC Evaluation 2008\]](#) beschrieben wird.

Flachglasproduktion

- Typische Investitionskosten für trockene Abscheidesysteme zur Anwendung in Flachglaswannen liegen im Bereich 250 000 – 500 000 Euro einschließlich Entstaubung und Lagerung.
- Die Kosten für ein komplettes System, bestehend aus einem Elektrofilter, kombiniert mit einer Trockensorption, liegen bei ungefähr 3,5 – 4 Millionen Euro für eine Wanne mit 500 t/d und bis zu 5,5 Millionen Euro für eine Wanne mit 900 t/d.
- Die geschätzten Investitionskosten für eine Trockensorption mit einem Gewebefilter liegen bei 2 – 2,5 Millionen Euro.
- Die damit verbundenen spezifischen Kosten liegen bei 4 -6,5 Euro pro Tonne Glas mit einem Elektrofilter und bei 4,5 – 7 Euro pro Tonne Glas mit einem Gewebefilter.

Behälterglasproduktion

- Die Investitionskosten für einen Elektrofilter mit kombinierter Trockensorption liegen im Bereich von 1,5 – 3 Millionen Euro für Wannenkapazitäten zwischen 300 und 600 t/d, während die Kosten 4 Millionen Euro für größere Anlagen (über 700 t/d) übersteigen können (z.B. ein Filter für zwei oder mehr Wannen).
- Die Anwendung eines Tuchfilters in Kombination mit Trockensorption bei einer mittelgroßen Wanne (<300 t/d) führt zu Investitionskosten im Bereich von 700 000 Euro bis zu 1,25 Millionen Euro.
- Die damit verbundenen spezifischen Kosten liegen im Bereich von 4 – 7 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas mit einem Tuchfilter und vollständiger Filterstaubentsorgung und im Bereich 2,7 – 5,5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas mit einem Elektrofilter, in Abhängigkeit von der Schmelzkapazität der Anlage. Die höheren Werte beziehen sich auf kleinere und neuere Anlagen, während die niedrigeren Werte für gasbefeuerte Wannen und vollständiges Filterstaubrecycling gelten. Höhere spezifische Kosten, im Bereich von 10 – 16 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas können bei kleineren Wanne (<150 t/d) erwartet werden. Der Einsatz von Heizöl anstelle von Erdgas kann zu zusätzlichen Kosten von 1,50 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas führen.

Andere Glassektoren

- Für kleine Anlagen mit einer Kapazität von <40 t/d liegen die geschätzten Kosten im Bereich 10 – 14 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas mit Tuchfiltern und zwischen 15 – 17 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas mit Elektrofiltern.

Steinwolleherstellung

- Für einen Steinwollekupolofen mit einer Kapazität von 200 t/d werden die Investitionskosten für Trockensorption zusätzlich zur Standardtechnik eines Tuchfilters auf 1,7 Millionen Euro mit Betriebskosten von 340.000 Euro geschätzt, wenn der Filterstaub entsorgt wird. In diesem Fall, werden die spezifischen Kosten auf ungefähr 9 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas geschätzt. [[115, EURIMA-ENTEC Costs evaluation 2008](#)].

Werden halbtrockene Abscheidesysteme genutzt, sind die damit verbundenen geschätzten Kosten die folgenden:

Flachglasproduktion

1. Die typischen Investitionskosten für ein halbtrockenes Abscheidesystem in Kombination mit einem Tuchfilter bei einer Flachglaswanne werden im Bereich von 4,5 – 5 Millionen Euro für eine mittelgroße Wanne und auf bis zu 7 Millionen Euro für eine große Wanne von bis zu 900 t/d geschätzt.
2. Bei einer gasbefeuerten Flachglaswanne mit Filterstaubrecycling liegen die spezifischen Kosten im Bereich von 6 – 8 Euro pro Tonne Glas, bzw. 0,75 Euro pro kg abgeschiedenes SO_x und 15 – 22 Euro pro kg abgeschiedener Staub. Wird für die Verbrennung Heizöl verwendet, sind die spezifischen Kosten höher aufgrund der Extrakosten für die Entsorgung eines Teils des Filterstaubs. Sie werden auf 10 – 14 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas geschätzt und sind damit 50 bis 100 % höher als bei der Trockensorption.

Behälterglasproduktion

- Die Investitionskosten für die Anwendung eines Gewebefilters in Kombination mit einer halbtrockenen Sorption bei einer Wanne mit 350 t/d liegen bei etwa 2,25 Millionen Euro.
- Die damit verbundenen spezifischen Kosten liegen bei 5,5 – 6,5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas.

Steinwolleproduktion

- Für einen Steinwollekupolofen mit einer Kapazität von 200 t/d werden die Investitionskosten für Halbtrocken-Sorption zusätzlich zur Standardminderungstechnik eines Gewebefilters auf 2,1 Millionen Euro geschätzt, mit Betriebskosten von 250.000 Euro bei Filterstaubentsorgung. Die damit verbundenen spezifischen Kosten werden auf etwa 9,5 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas geschätzt [[115, EURIMA-ENTEC Costs evaluation 2008](#)].

Ein Vergleich der geschätzten Kosten für die Anwendung eines Filtersystems plus Sorption zusammen mit der Leistung, den Vorteilen, Nachteilen und Grenzbedingungen verschiedener Abscheidemethoden für die Entfernung der verschiedenen gasförmigen Schadstoffe (SO_x, HF, HCl, Borsäure und Selenverbindungen) aus dem Abgas von Glasschmelzwannen wird in Abschnitt 8.1.7 dargestellt.

Triebkraft für die Anwendung

Die Einhaltung gesetzlicher Emissionsgrenzwerte ist im Allgemeinen die Haupttriebkraft für die Einführung.

Die Möglichkeit der Minderung saurer gasförmiger Schadstoffe, speziell SO₂, HCl und HF, zusammen mit der Notwendigkeit, den Filter vor Korrosion zu schützen, sind Triebkräfte für die Anwendung dieser Techniken.

Die Notwendigkeit, Metallemissionen zu mindern (z.B. Selen aus Weiß- oder Bronzeflachglas), kann in einigen Anlagen die Triebkraft sein, wenn sie im Abgas gasförmig vorliegen.

Referenzanlagen

Es gibt viele Beispiele in Anlagen, in denen die Techniken angewendet werden, speziell der trockene Prozess in Verbindung mit einem Elektro- oder Gewebefilter. Die meisten Wannen in Europa mit Sekundäräminderung nutzen diese Techniken. Sehr wenige Anwendungen gibt es in der Steinwolleproduktion.

Referenzliteratur

[49, ADEME 1999] [42, VDI 1997] [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007] [76, TNO SO₂ 2007] [86, Austrian container glass plants 2007] [89, EURIMA Suggestions 2007] [94, Beerckens - APC Evaluation 2008] [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]

4.4.3.4 Nasswäscher

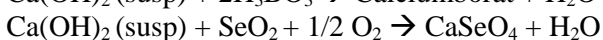
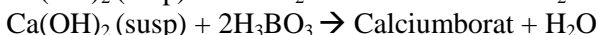
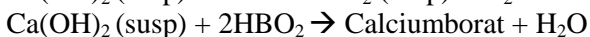
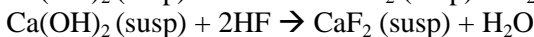
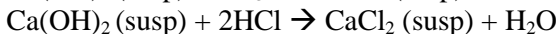
Beschreibung

Im Nasswäscheprozess werden die Gase (wie HF, HCl, SO₃ und SO₂) zunächst in einer auf die Löslichkeit der Gase abgestimmten Flüssigkeit gelöst. Die Löslichkeit steigt mit der Alkalinität der genutzten Lösung oder Suspension. Die Löslichkeitsrate der Gase können durch den Einsatz reaktiver Lösungen und Festbetttürmen, die den engen Kontakt zwischen Abgas und flüssiger Phase ermöglichen, verbessert werden. Im Allgemeinen ist die Flüssigkeit eine wässrige, ionenhaltige Lösung, die die Gaslöslichkeit erhöht. Der erforderliche Überschuss an Reaktanten in der Lösung zu Erreichung hoher Lösungsraten der sauren Gase ist sehr gering. Die Rate wird hauptsächlich durch die Absorption des Gases durch die Flüssigkeiten bestimmt.

Die Auslegung des Reaktors ist wichtig, und oft kommt das Gegenstromprinzip bei Gas und Flüssigkeit zum Einsatz sowie eine hohe Turbulenz im Gasfluss zur Kontaktverbesserung. Natriumhydroxid oder Natriumcarbonatlösungen werden oft für die Nasswäsche eingesetzt, obwohl manchmal Kalk(stein)suspensionen genutzt werden.

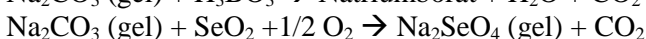
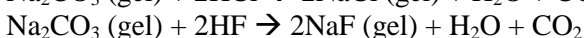
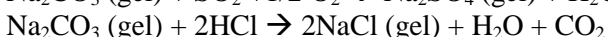
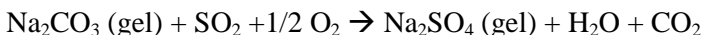
Nach dem Nasswäscher sind die Abgase mit Wasser gesättigt, und eine Abtrennung der Tröpfchen (mit absorbierten Gasen) ist vor dem Freisetzen des Abgases notwendig. Die abgetrennte Flüssigkeit kann unlösliche Partikel, gelöste Stoffe, Reaktionsprodukte und unreaktiertes Alkali-Reaktionsmittel enthalten. Die entstehende Flüssigkeit muss in einem Abwasserbehandlungsprozess behandelt werden, wobei die unlöslichen Stoffe durch Sedimentation oder Filtration abgetrennt und zu einem festen Stoff oder Schlamm aufkonzentriert werden. Der aufkonzentrierte Schlamm wird oft getrocknet, oder ein Teil des Wassers wird vor der Deponierung entfernt. In den meisten Fällen ist es sehr schwierig, den Schlamm als Rohstoff im Gemenge für die Glasproduktion wieder einzusetzen. Typische Reaktionen, die während der Nasswäsche auftreten, sind unten dargestellt.

- Waschprozess mit einer Kalkhydratlösung:



(susp = Suspension) (g = Dampf/Gas).

- Waschprozess mit Natriumcarbonatlösung:



gel = gelöst/in Lösung).

Umweltleistung

Abscheidegrade von mehr als 90 % sind mit Nasswäschern in Abhängigkeit von der Absorbiermenge erreichbar. Gasförmige Schadstoffe wie SO_2 , SO_3 , HF, HCl, H_3BO_3 , HBO_2 und SeO_2 können mit Nasswäschern aus den Abgasen von Glaswannen gemindert werden.

Medienübergreifende Auswirkungen

Die wesentlichste medienübergreifende Auswirkung liegt in der Menge an Wasser, die vor der Emission behandelt werden muss. Zusätzlich entsteht ein fester Abfall (Filterkuchen) oder Schlamm durch die Trennung des unlöslichen Materials vom Abwasser durch Filtration oder Sedimentation, gefolgt von einer Schlammpresse. Die Schlammabscheidung kann trocken oder halbtrocken erfolgen, je nach angewandter Technik. Der direkte Wiedereinsatz von Schlamm oder Filterkuchen im Gemenge ist oft nicht möglich, hängt aber stark von deren chemischer Zusammensetzung ab. In einigen Fällen kann der Wiedereinsatz oder das Recycling von Filterkuchen oder Schlamm im Gemenge zu einer Aufkonzentration bestimmter Stoffe, wie Chloride, Fluoride oder Schwefel, in der Glaswanne aufgrund der begrenzten Löslichkeit dieser Stoffe in der Glasschmelze und des hohen Abscheidegrades für diese Stoffe im Wäscher führen. Zusätzlich kann der Wiedereinsatz von Schlamm oder Filterkuchen Handhabungsprobleme verursachen.

Ein Energiebedarf ist mit dem Einsatz von Nasswäschern verbunden einschließlich Energie für die Eindüsung des Alkalireaktionsmittels, die Filterreinigung, den pneumatischen Transport des Schlammes bzw. Filterkuchens, das elektrostatische Feld (im Fall von elektrostatischen Nassabscheidern) und den Einsatz eines Gebläses.

Der typische Energiebedarf für einen Nasswäscher liegt bei ungefähr 20 – 25 kWh/t_{geschmolzenes Glas}.

Die mit dem Stromeinsatz verbundenen indirekten Emissionen liegen schätzungsweise bei ungefähr 550 – 660 t CO_2 /a für eine Anlage mit 100 – 125 t/d.

Betriebsdaten

Die typische Betriebstemperatur in der Glasindustrie liegt zwischen 50 und 80 °C.

In den meisten Fällen ist der Umwandlungswirkungsgrad der angewandten Absorptionsmittel sehr hoch und die stöchiometrische Reagenzmenge wird in Abhängigkeit von den im Abgas vorhandenen relativen Mengen an SO_2 , HF, HCl, SO_3 , H_3BO_3 , HBO_2 und SeO_2 zugegeben.

Der hohe mit einem Nasswäscher erreichbare Abscheidegrad gasförmiger Schadstoffe kann durch die geringe Abscheiderate für partikelförmige Emissionen im Vergleich zur trockenen oder halbtrockenen Abscheidung in Kombination mit Filtern aufgehoben werden.

Anwendbarkeit

Nasswäscher werden in der Glasindustrie aufgrund der höheren Kosten und der notwendigen Abwasserbehandlung nicht oft eingesetzt. Die Abwasserbehandlung führt oft zu Schlamm oder einem festen Abfall, der unreaktives Material (z.B. Kalk), Reaktionsprodukte und Wasser enthält. Dieser Schlamm kann nicht immer als Rohstoff für die Glasproduktion wieder eingesetzt werden, und ein Großteil des Wassers im Schlamm muss vor dem Transport und der Entsorgung des Abfalls auf einer externen Deponie entfernt werden.

Nasswäscher werden im Mineralwollesektor für die Gasreinigung im Formgebungsbereich und Härteofen eingesetzt (siehe auch Abschnitte 4.5.6.1.2 und 4.5.6.2.2).

Es gibt Nasswäscheranwendungen zur Behandlung von Abgasen aus elektrischen Cold-Top-Wannen.

In einer begrenzten Anzahl von Fällen werden Nasswäscher zur Behandlung von Abgasen aus der Heißendvergütung in der Behälterglasindustrie zur Minderung von Zinn, Organozinn-Verbindungen und Chloriden im Abgas eingesetzt. Diese Behandlung kann zusätzlich oder

anstelle der üblichen Vorgehensweise der Zusammenführung der Abgase aus der Heißendvergütung mit denen der Schmelzwanne, wie in Abschnitt 4.5.1 beschrieben, durchgeführt werden. In diesem Fall ist das Ziel die Minderung der Konzentration von gasförmigen Chloriden im Abgasbehandlungssystem (trockene Abscheidung plus Filter).

Wirtschaftliche Auswirkungen

Eine Kostenschätzung für die Anwendung der Nasswäsche in einer Glasschmelzwanne wurde auf Basis der in Abschnitt 8.1 beschriebenen Methodik durchgeführt. Die Hauptergebnisse sind unten dargestellt.

- Investitionskosten für die Nasswäsche liegen bei etwa 2 – 3 Millionen Euro für ein Abgasvolumen von 10000 – 15000 Nm³/h. Typische spezifische Kosten liegen im Bereich von 15 – 20 Euro/t_{geschmolzenes Glas} oder 1 – 15,5 Euro pro kg abgeschiedenes SO_x und 15 – 26 Euro pro kg abgeschiedenen Staub. Diese Kosten schließen den Betrieb eines Filters ein, der als notwendig zur Staubminderung erachtet wird. In diesem Fall sind die Gesamtkosten für die Nasswäsche erheblich höher als die für die trockene Abscheidung plus Filter.
- Die geschätzten Investitionskosten für die Anwendung der Nasswäsche bei einer sauerstoffbefeuchten oder luftbefeuchten Rekuperativ-Wanne mit einer Produktionskapazität von 100 – 125 t/d an Endlosglasfasern liegen im Bereich von 2,6 – 3,0 Millionen Euro, einschließlich Schlamm- und Abwasserbehandlung. Die jährlichen Betriebskosten betragen ungefähr 300.000 Euro pro Wanne. Die zusätzlichen Herstellungskosten werden auf 14 – 16 Euro pro Tonne Glas, unter Beachtung von Entsorgungskosten von 100 Euro pro Tonne Abfall und exklusive der Kosten für die Wasserbehandlung, die den spezifischen Wert erheblich erhöhen würden, geschätzt. Diese Kosten würden erheblich ansteigen, auf bis zu 20 – 22 Euro pro Tonne geschmolzenes Glas, wenn höhere Entsorgungskosten (400 Euro pro Tonne Abfall) angewandt würden. In diesem Fall lägen die Kosten für die Entschwefelung bei ungefähr 1 – 1,65 Euro pro kg gemindertem SO₂ und 20 – 30 Euro pro kg abgeschiedenen Staub.
- Es sind keine Daten für Anwendungen in Geschirr-, Behälter- und Flachglasanlagen verfügbar, da diese Technik in diesen Sektoren zurzeit nicht eingesetzt wird.

Triebkraft für die Anwendung

Eine Triebkraft für die Anwendung der Nasswäsche kann die Notwendigkeit der Minderung gasförmiger Emissionen, die schwer mit anderen Techniken zu kontrollieren sind, so wie Borsäure, sein. Erhebliche medienübergreifende Auswirkungen sind jedoch mit dieser Technik verbunden und gefährden den Einsatz der Nasswäsche.

Referenzanlagen

Eine begrenzte Anzahl von Anwendungen findet in der Glasindustrie statt. Einige Systeme werden in der Endlosglasfaserschmelze (zwei Wannen in den Niederlanden) und der Spezialglasherstellung (z.B. in Deutschland und Österreich) angewandt. Die Technik wird in einer relativ kleinen Anlage in Italien, im Wirtschaftsglassektor, für die Behandlung der Abgase aus sechs Elektrowannen eingesetzt.

Daten für Referenzanlagen in der Spezialglasproduktion sind in Tabelle 4.35 dargestellt.

Tabelle 4.35: Mit der Anwendung der Nasswäsche an einer Spezialglas-Elektrowanne verbundene Emissionswerte in einer Musteranlage

Betriebsparameter	
Wannenart	Elektroschmelze
Wannenkapazität	40 t/d
Glasabnahme/Ziehgeschwindigkeit	32 t/d
Wannenalter	3.5 Jahre
Glasart	Kalknatron für Scheinwerfer
Scherben (nur intern)	30 %
Spezifischer Energiebedarf (nur Schmelze)	4.50 GJ/t Glas

Gesamtenergiebedarf (pro Tonne geschmolzenes Glas)		7.11 GJ/t Glas
Abgasbehandlungssystem		Nasswäscher
Emissionswerte ⁽¹⁾		
	mg/Nm³ trockenes Abgas	kg/t geschmolzenes Glas
Staub	1.8	0.017
NO _x ⁽²⁾	159	1.54
SO _x	2.3	0.022
HCl	<0.2	<0.002
⁽¹⁾ . Emissionsdaten beziehen sich auf diskontinuierliche Messungen über eine halbe Stunde. ⁽²⁾ . NO _x -Emissionen entstehen aus Nitraten im Gemenge. <i>Quelle: [111, Austrian Special glass plant 2006]</i>		

Referenzliteratur

[94, Beerkens - APC Evaluation 2008]

4.4.4 Fluoride (HF) and Chloride (HCl)

In diesem Abschnitt werden alle gasförmigen Fluoride und Chloride als Hydrogenfluorid (HG) und Hydrogenchlorid (HCl) ausgedrückt. Die große Mehrheit der emittierten Halide wird in dieser Form emittiert. HF- und HCl-Emissionen entstehen durch Verunreinigungen des Gemenges oder von den Gemengematerialien, die ausgewählt werden, weil diese Stoffe in ausreichender Menge zur Erreichung der angestrebten Produktqualität enthalten.

4.4.4.1 Minderung an der Quelle

In den meisten Prozessen entstehen HF- und HCl-Emissionen durch Verunreinigungen im Gemenge, die während der Schmelze freigesetzt werden. Viele Rohstoffe enthalten sehr geringe Mengen an Fluoriden und Chloriden, die einen geringen Einfluss auf die endgültigen Emissionswerte haben. Jedoch enthalten einige Rohstoffe einschließlich externer Scherben erhebliche Mengen dieser Elemente als Verunreinigungen, und zu den entsprechenden, Hauptsubstanzen zählen:

- Synthetische Soda, die einen NaCl-Gehalt von ungefähr 0.05 – 0.15 % hat
- Dolomit, der erhebliche Fluorid-Verunreinigungen enthalten kann
- Endverbraucher-Scherben, die verschiedene Verunreinigungen in unterschiedlicher Höhe, speziell Chloride, Fluoride und Metalle, enthalten können. Die Menge dieser Substanzen variiert in Abhängigkeit der Reinheit der zur Verfügung gestellten Scherben, aber in Regionen mit hohem Recyclingniveau können sich diese Stoffe im Glas aufkonzentrieren.
- Zurück geführte Stäube aus der Abscheidevorrichtung enthalten Fluor- und Chlorsalze, die sich im System ansammeln können
- Einige Brennstoffe (z.B. Koks aus bestimmter Herkunft) können Chloride enthalten
- Kunststoffe in externen Scherben können Chloride enthalten.

Die Chloridemissionen aus Prozessen, die viel synthetische Soda im Gemenge einsetzen(hauptsächlich Kalknatronglas), sind erheblich höher als z.B. die aus der Glaswolle- oder Endlosglasfaserproduktion (siehe Kapitel 3). Unter den Prozessen, in denen nicht bewusst derartige Materialien eingesetzt werden, entstehenden die höchsten HCl- und HF-Emissionen bei der Flach-und Behälterglasproduktion.

Die Emissionen können durch angemessene Rohstoffauswahl minimiert werden. Aspekte des NaCl-Gehalts in Soda werden in Abschnitt 4.4.1.1 beschrieben. Eine Anzahl anderer Techniken, die in Kapitel 4 beschrieben werden, haben ebenfalls positive Auswirkungen auf die HF- und HCl-Emissionen. Dazu gehören hauptsächlich die Techniken, die die Verflüchtigung durch Temperaturabsenkung, Minderung des Luftstrom und der Turbulenzen reduzieren. Diese Techniken schließen ein:

- Erhöhter Scherbeneinsatz, der die Temperatur und den Energiebedarf mindert sowie ein Ersatz für Soda mit der entsprechenden Chlorverunreinigung ist. Möglicherweise gibt es einen entgegengesetzten Effekt, wenn die Scherben hohe HCl- und HF-Gehalte haben
- Elektrische Zusatzheizung
- Verbessertes Wannendesign und verbesserte Wannengeometrie
- Brenneranordnung
- Oxyfuel-Schmelze
- Elektrisches Schmelzen.

Eine Reihe von in der Glasindustrie hergestellten Produkten nutzen fluoridhaltige Stoffe, um bestimmte Materialeigenschaften oder die Anforderungen an die Glasqualität zu erreichen. Die wichtigsten Beispiele sind im Folgenden beschrieben.

Endlosglasfasern

Die Herstellung von Endlosglasfasern erfordert im Allgemeinen den Einsatz von Fluoriden. Fluorid wird zur Optimierung der Oberflächenspannung und Fließeigenschaften, zur Unterstützung der Zerkleinerung und zur Minimierung von Faserbruch zugegeben. Dies sind wichtige Faktoren für die Wirtschaftlichkeit und ökologische Leistungsfähigkeit des Prozesses. Hoher Bruch führt zu vermindertem Ertrag und erhöhtem Abfallanfall. Die Hauptquelle zugesetzter Fluoride ist für gewöhnlich Feldspat (CsF_2), aber erhebliche Mengen können auch in Kaolin (Aluminiumsilikat) vorliegen.

Bemühungen sind bezüglich der Minderung oder Weglassung zugesetzter Fluoride in Gemengezusammensetzungen der Endlosglasfaserherstellung unternommen worden. In solchen Fällen stammen die einzigen Fluoride in der Glasschmelze aus ungewollten Fluoriden in den Rohstoffen, hauptsächlich aus dem Kaolin. Wenn angemessene Quellen der Mineralien verfügbar sind (von geeigneter Qualität und Wirtschaftlichkeit), kann eine gute Auswahl der Rohstoffe zu Emissionswerten von $<20 \text{ mg/Nm}^3$ oder $0.09 \text{ kg/t}_{\text{geschmolzenes Glas}}$ führen.

Die neuere Entwicklung von borfreiem E-Glas, das nun von einigen Unternehmen in Europa mit Zugang zu dieser patentgeschützten Technologie hergestellt wird, führt zur virtuellen Elimination flüchtiger Bestandteile der Glasschmelze: kein Bor, weniger Alkalien ($\text{Na}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} < 1 \%$), weniger Sulfate und Fluoride.

Ein möglicher medienübergreifender Effekt dieser fluor- und borfreien Zusammensetzungen ist ein höherer Energiebedarf aufgrund der höheren Schmelztemperatur. Jedoch ermöglicht das Nichtvorhandensein von Bor den Einsatz einer Konvektions-Glasschmelztechnik (Gewölbebrenner), um eine bessere Übertragung der verfügbaren Hitze auf die Glasschmelze zu erreichen.

Die Entwicklungen von Gläsern mit niedrigem Fluor- und Borgehalt sind das Ergebnis teurer Entwicklungsarbeiten und die Technologie wird stark durch die Unternehmen geschützt, die diese entwickelt haben. Deshalb ist die Technik nicht sofort für alle Betreiber verfügbar. Außerdem müssen langwierige und teure Produktregistrierungen für neue Produkte mit anderer Zusammensetzung durchgeführt werden.

Frittenherstellung

Fluorid-Emissionen hängen direkt mit dem Einsatz fluoridhaltiger Gemengebestandteile zusammen. Fluoride werden hauptsächlich in der Herstellung von Emaille-Fritten eingesetzt und sind weniger in den Rohstoffen für die Produktion von Keramikfritten enthalten. Einige Keramikfrittenhersteller könnten in ihren Öfen regelmäßig Emaille-Fritten herstellen, was zu Fluorid-Emissionen führen kann. Dies hat jedoch nur einen geringen Anteil an der Gesamtproduktion des Herstellers. Die Fluoridemissionen sind die Hauptumweltauswirkung der Emaille-Frittenherstellung.

Fluorid ist für einzigartige Eigenschaften der Fritten verantwortlich, wie verbesserte thermische und chemische Beständigkeit und verminderte Gefahr von Blasenbildung der Emaille-

Oberfläche. Sie werden dem Gemenge als Flussspat, Fluorsilikat, Kryolit oder Natriumfluorsilikat zugegeben. Die meisten Hersteller bieten einige fluoridfreie oder fluorarme Emailen an und deren Verfügbarkeit steigt. Im Allgemeinen haben die fluoridfreien Produkte einen Anteil von weniger als 10 % an der Produktion und fluorarme Produkte 30 %. Die Fluoride im Gemenge können im Allgemeinen nicht so reduziert werden, dass mit Wäschern oder anderen Fritten vergleichbare Emissionswerte erreicht werden.

Opalglas

Opalglas wird im Wirtschafts-, Spezial- und zuweilen auch im Behälterglassektor hergestellt. Die Zugabe von Fluorid bewirkt eine Kristallisation im Glas und führt zu einer trüben und opaken Erscheinung. Die Mehrheit der Anlagen, die diese Produkte herstellen, setzen einen trockenen Wäscher zur Behandlung von HF-Emissionen ein. Es gibt keine praktikablen Alternativen, die zu einer vergleichbaren Qualität führen. In vielen Fällen werden Opalgläser in Cold-Top-Elektrowannen geschmolzen. Dies mindert die Emissionen, da ein Großteil der Fluoride in der Gemengedecke absorbiert wird; dadurch wird auch insgesamt weniger Fluorid benötigt. Darüber hinaus mindert elektrisches Schmelzen auch das zu behandelnde Abgasvolumen.

Im Spezialglassektor wird außerdem fluorhaltiges Kronglas hergestellt, das ein optisches Produkt mit sehr hohem Fluoridanteil ist. Die Produktionsmenge dieses Glases ist sehr gering und wird in der EU immer mit Abgasbehandlung durchgeführt.

Im Allgemeinen sind Minderungsmaßnahmen an der Quelle der Abgasbehandlung vorzuziehen. Bei fluorhaltigen Gläsern können Fluor-Minderungsmaßnahmen starken Einfluss auf die Betriebsbedingungen nehmen und erfordern erheblichen Entwicklungsaufwand. Werden aufgrund der Gesetzgebung Emissionsminderungen erforderlich, führt dies meist zur Bevorzugung von Abgasbehandlung, speziell durch trockene Wäscher.

4.4.4.2 Wäscher

Die für diese Emissionen anwendbaren Techniken sind trockene, halbtrockene und Nasswäscher. Diese Techniken und erreichbaren Emissionswerte werden in den Abschnitten 4.4.3.3 und 4.4.3.4 behandelt. Die Wahl des Absorbensmittels ist wichtig, und manchmal muss zwischen der SO₂- und HCl/HF-Minderung abgewogen werden. Im Speziellen gibt es eine Konkurrenzreaktion zwischen HCl/HF und SO₂ mit Natriumkarbonat. Die optimale Wahl hängt von einer Anzahl von Aspekten ab, einschließlich der Anteile anderer Schadstoffe im Abgas. Die verschiedenen Abscheideraten für die verbreitetsten Alkaliagenzien in der Glasindustrie sind in Tabelle 4.27, Tabelle 4.30 und Tabelle 4.31 dargestellt.

Eine andere Technik, die technisch und wirtschaftlich für sehr kleine Prozesse (z.B. Frittenproduktion) angemessen sein könnte, ist die Nasswäsche mit einem Festbettreaktor mit zirkulierendem Wasser oder besser mit Alkalilösung. Der Hauptnachteil bei diesem Ansatz ist die Entstehung eines wässrigen Abfallstroms.

4.4.5 Kohlenstoffoxide

Kohlenstoffoxide schließen Kohlendioxid (CO₂) und Kohlenmonoxid (CO) ein. Kohlenmonoxid entsteht als Produkt der unvollständigen Verbrennung und wird selten in der Glasindustrie auf einem Niveau emittiert, das aus Umweltsicht bedenklich ist. Erhebliche Emissionen findet man in Steinwollekuppelöfen, aber die meisten Anlagen sind mit einer Nachverbrennung zur Oxidation der Emissionen vor der Freisetzung ausgestattet. Kohlenstoffdioxid entsteht bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe oder anderer organischer Materialien, von der Zersetzung von Karbonaten und von der Oxidation anderer Rohstoffe im Gemenge, die Kohlenstoff enthalten (z.B. Schlacke, Kohlenstoff etc.). Die CO₂-Emissionen hängen stark von der Energieeffizienz des Schmelzprozesses ab und können stark variieren, wenn Primär- oder Sekundärtechniken zur Minderung anderer Schadstoffe, z.B. Gemenge- oder Scherbenvorwärmung, Reburning oder der 3R-Prozess, eingesetzt werden.

Karbonate, wie Soda oder Kalk, sind die Hauptquelle von Alkalimetalloxiden und Erdalkalimetalloxiden in der Glasherstellung. Jedoch wurden in letzter Zeit Branntkalk und Dolomit anstatt der Karbonate in einigen Glasprozessen angewandt. Die einzigen wirklichen alternativen Quellen zu diesen Oxiden sind Endverbraucherabfälle und Prozessabfälle, d.h. Scherben für die Glasproduktion und Prozessabfälle, recyceltes Produkt und Schlacke (nur für die Steinwolleproduktion). Die mit diesen Materialien verbundenen Aspekte werden an anderer Stelle in diesem Dokument diskutiert, im Allgemeinen ist der begrenzende Faktor für deren Einsatz die Verfügbarkeit angemessener Mengen und Qualitäten dieser Materialien sowie eine regelmäßige Bereitstellung. Die starke Nutzung dieser Materialien ist im Allgemeinen auf Behälterglas und Glaswolle für den Einsatz von Scherben und Schlacke für Steinwolle begrenzt.

Kohlendioxid hat weithin bekannte Umweltauswirkungen, ist aber nicht einer der in Anhang II der Richtlinie 2010/75/EU gelisteten Hauptschadstoffe. Die wachsende Nutzung recycelter Materialien in der Glasindustrie wird durch das Erfordernis, Energie zu sparen und Abfall zu vermeiden, getrieben; darüber hinaus ist die Auswirkung der Substitution kohlenstoffhaltiger Materialien ein zusätzlicher Vorteil. Ähnlich gelagert ist die Reduzierung der CO₂-Emissionen durch geringeren Brennstoffeinsatz, die durch die Notwendigkeit, den Energieeinsatz und die Betriebskosten sowie den Druck NO_x-Emissionen zu mindern, getrieben wird.

Viele in diesem Kapitel behandelte Techniken haben wichtige Einflüsse auf die CO₂-Emissionen, aber keine Techniken, abgesehen von denen für Energie und andere Schadstoffe, werden bei der Betrachtung der BVT für Glasherstellungsanlagen betrachtet.

Indirekte CO₂-Emissionen, speziell bei einem Bedarf an elektrischer Energie im Herstellungsprozess und für den Betrieb der Abgasminderungsanlage, sollten mit betrachtet werden, wenn der Gesamtbeitrag einer Anlage hinsichtlich der Kohlenstoffemissionen betrachtet wird.

Kohlenstoffdioxid (und andere Treibhausgasemissionen) werden hauptsächlich durch die Schwester-Richtlinie (2003/87/EG) des Europäischen Parlaments und des Rates über ein System für den Handel mit Treibhausgasemissionszertifikaten in der Gemeinschaft (Richtlinie über ein Emissionshandelssystem der Europäischen Union) geregelt.

4.5 Techniken zur Minderung von Emissionen aus anderen Aktivitäten als das Schmelzen

Dieser Abschnitt befasst sich mit Arbeitsschritten, die sich nicht auf das Schmelzen oder die Materialhandhabung beziehen. Diese Vorgänge schließen die Formgebung und alle Aktivitäten ein, die mit/an diesen Produkten vorgenommen werden und normalerweise als Teil des Hauptprozesses berücksichtigt werden. Bei den meisten Arbeitsvorgängen in der Glasindustrie

stellt das Schmelzen der Rohstoffe die Haupttätigkeit dar, und daher werden die nachfolgenden Aktivitäten in diesem Dokument gelegentlich als „nachgeschaltete“ Prozesse bezeichnet.

Aufgrund der sehr spezifischen Art der nachgeschalteten Prozesse erfolgt die Darstellung sektorspezifisch.

4.5.1 Behälterglas

Die Hauptquelle für Emissionen in die Luft aus Nicht-Schmelzaktivitäten in der Behälterglasproduktion ist die Heißendvergütung. Die Beschichtung, eine sehr dünne Metalloxid-Schicht, erfolgt indem die heißen Behälter nach der Formgebung durch einen Tunnel mit Dämpfen aus Zinn- oder Titanverbindungen geführt werden. Die am häufigsten verwendeten Materialien sind kristallwasserfreies Zinntetrachlorid (SnCl_4), Monobutylzintrichlorid ($\text{C}_4\text{H}_9\text{SnCl}_3$) und kristallwasserfreies Titan-tetrachlorid (TiCl_4). Die Emissionen enthalten HCl, Oxidchloride, Zinn- und Titanoxide (SnO_2 , TiO_2) als Feinpartikel und jegliche Art unreaktiver Stoffe aus der Vergütung. Geringfügige Emissionen leichtflüchtiger Verbindungen (volatile organic compounds - VOC) können ebenfalls bei der Kaltvergütung auftreten. Diese Emissionen werden nicht als wesentlich erachtet und daher in diesem Dokument nicht weiter diskutiert.

Der erste Schritt zur Reduzierung der Emissionen ist die Minimierung des Verbrauchs des Vergütungsmittels entsprechend den Produkthanforderungen. Der Einsatz des Materials kann darüber hinaus durch die Sicherstellung einer guten Abdichtung der Anwendungsbereiche optimiert werden, die zur Verlustminimierung führt.

Gegenwärtig bestehen vier Möglichkeiten zum Umgang mit Abgasen aus Heißendvergütungsprozessen:

- Absaugung und direkte Emission in die Atmosphäre
- Absaugung und Behandlung mit Sekundärtechniken, z.B. Nasswäsche, Trockensorption und Filtern
- Kombination mit den Abgasen aus der Wanne vor dem Wäscher- und Filtersystem
- Kombination mit der Verbrennungsluft der Wanne.

Das Ableiten des Abgases aus der Heißendvergütung direkt in die Atmosphäre ist im Allgemeinen nur durch den relativ geringen Volumenstrom oder die geringe Konzentration von Schadstoffen im Abgas gerechtfertigt. Tatsächlich können, unter bestimmten Verhältnissen, die Emissionen durch die Anwendung neuer Tunnel und Verteilungssysteme auf unter 5 mg/Nm^3 an Metallverbindungen und auf unter 30 mg/Nm^3 an HCl vermindert werden.

Dies wird jedoch nur in einigen Fällen angewandt, während in den meisten Anlagen andere Möglichkeiten genutzt werden.

Die Option, das Abgas mit der Verbrennungsluft aus der Wanne zu kombinieren, könnte Auswirkungen auf die Glaschemie und das Regeneratormaterial haben, obwohl dies als unwesentlich anzusehen ist. Einige Anlagen in Europa wenden die Möglichkeit an, das Abgas aus der Heißendvergütung mit der Verbrennungsluft vor dem Eintritt in den Regenerator zu mischen, obwohl gegenwärtig keine Informationen hinsichtlich der Anwendung verfügbar sind (Stand 2009).

Die Kombination von Abgasen aus der Heißendvergütung mit dem Wannenabgas vor der Abgasreinigungsanlage wird oft angewendet, wo Sekundärtechniken für die Wannenabgase installiert sind. Die zur Verfügung gestellten Daten zeigen, dass diese Option in der Praxis am häufigsten für die Behandlung von Abgas aus der Heißendvergütung angewendet wird.

Im Rahmen einer Untersuchung, die insgesamt 125 Anlagen umfasste, nutzten 25 von 31 Anlagen für die Behandlung von Abgas aus der Heißendvergütung diese Technik. Wenn das

abgeschiedene Material recycelt wird, sollte den Auswirkungen von Metallen auf das Glas sowie der Aufkonzentration von Chloriden und Metallen und den damit zusammenhängenden Effekten Beachtung geschenkt werden. Diese Überlegungen könnten das Filterstaubreycling in einigen Fällen einschränken.

Wie an anderer Stelle in diesem Dokument bereits diskutiert, können Nasswäscher effektiv in der Minderung gasförmiger Emissionen sein, aber ihre Effizienz bei der Minderung feiner Staubpartikel wird durch den Druckabfall im System begrenzt. Die Leistungsfähigkeit wird von der anfänglichen Zusammensetzung abhängen, aber ein einstufiger Wäscher könnte ausreichend sein, um lokale Anforderungen zu erfüllen. Wenn weitergehende Minderungen notwendig sind, kann ein Gewebefilter mit anschließendem Festbettwäscher oder ein Venturi-Wäscher mit nachgeschaltetem Festbettwäscher verwendet werden. Diese Techniken können erwartungsgemäß HCl auf unter 10 mg/Nm^3 reduzieren, aber die Effizienz für die Minderung von Staub und Metallen ist aufgrund des Feinstaubes und der schwierigen chemischen Eigenschaften der Reaktionsprodukte, die durch den Einsatz von Zinn oder Titanchloriden entstehen, ziemlich niedrig. Wenn HCl als Aerosol vorliegt, können Emissionen von $<10 \text{ mg/Nm}^3$ erwartet werden. Die Kosten für diese Alternativen hängen vom Abgasvolumen ab. Örtliche Umstände können dazu führen, dass vergleichbare Zahlen mit weniger fortschrittlichen Methoden erreicht werden.

Eine weitere bedeutende Emissionsquelle aus der heißen Oberflächenbehandlung tritt in Form von SO_3 in Verbindung mit der Vergütung der inneren Oberfläche von Behälterglas auf, hauptsächlich im pharmazeutischen Bereich. In diesen Fällen wird normalerweise die Nasswäsche zur SO_x -Minderung angewandt.

Technische Details bezüglich des Einsatzes von Nasswäschern finden sich in den Abschnitten 4.4.3.4 und 4.5.6.1.2.

4.5.2 Flachglas

Im Allgemeinen sind die Emissionen aus den nachgeschalteten Prozessen bei der Flachglasproduktion sehr niedrig und bedürfen keiner Minderungsmaßnahmen. Wenn das Float-Bad korrekt betrieben wird, entstehen keine nennenswerten Emissionen von Zinndampf. SO_2 wird am Anfang der Kühlbahn benutzt, aber wie bereits erwähnt, sind die Emissionen gering, wenn der Prozess korrekt durchgeführt wird. Typische Konzentrationen und massenbezogene Emissionen liegen zwischen $150 - 300 \text{ mg/Nm}^3$ und $0.02 - 0.04 \text{ kg/t Glas}$ (siehe Abschnitt 3.4.2.3).

Die einzigen anderen potenziellen Emissionen sind die Verbrennungsprodukte aus den Erdgasheizungen in der Kühlbahn. Eine Ausnahme hierzu bildet die Durchführung von online-Vergütungsprozessen. Die Emissionen dieser Prozesse sind sehr fallspezifisch, und ein tatsächliches Beispiel wird hier angeführt, um die Techniken, die genutzt werden können, zu beschreiben.

Die plasmaunterstützte chemische Gasphasenabscheidung ist ein Vergütungsprozess, der die folgenden Rohstoffe benutzt: Zinntetrachlorid (SnCl_4), Fluorwasserstoff (HF), Methanol (CH_3OH) und Silan (SiH_4). Es gibt zwei separate Vergütungsstufen, eine SiCO-Unterschicht und eine fluordotierte Zinnoxid-Deckschicht. Emissionen aus der Unterschichtstufe werden durch eine thermische Verbrennung geführt, um jegliche Organik zu zerstören, anschließend wird das Abgas gekühlt, und die festen Bestandteile (amorphes Silizium) werden mittels eines Gewebefilters entfernt. Das abgeschiedene Material wird zum Recycling in die Wanne zurückgeführt.

In der Deckschichtstufe werden die Abgase, die Halogenide und Zinnbestandteile enthalten, durch einen Hochtemperatur-Reaktor geführt, um Zinnbestandteile zu oxidieren. Das partikelförmige Zinnoxid wird durch einen Elektrofilter und Halogenide werden in einem Festbettwäscher entfernt.

Die erreichbaren Emissionswerte sind folgende:

- Staub 15 mg/Nm³
- Chlorwasserstoff 5 mg/Nm³
- Fluoride und ihre gasförmigen Verbindungen als HF <1 mg/Nm³
- Metalle <5 mg/Nm³.

Im Allgemeinen können die Emissionen aus dieser Art von Aktivitäten durch den Einsatz einer oder einer Kombination mehrerer der unten aufgelisteten Techniken kontrolliert werden. In einigen Fällen können auch andere, in der Effizienz gleichwertige Techniken angebracht sein:

- Staubminderungsmaßnahmen wie Gewebefilter oder Elektrofilter, obwohl ein Gewebefilter wahrscheinlich zu niedrigeren Emissionen (1 – 5 mg/Nm³) führt
- Ein Filtersystem kann mit Trockensorption kombiniert werden
- Chemischer Nasswäscher
- Hochtemperatur-Oxidation, z.B. thermische Verbrennung.

Die Kosten sind standortspezifisch und werden im Allgemeinen nicht als unverhältnismäßig zu den erzielten Ergebnissen angesehen.

4.5.3 Endlosglasfasern

Emissionen in die Luft aus Nicht-Schmelzprozessen in diesem Sektor stammen aus vier Hauptquellen:

- Aufbringen der Beschichtung auf die Fasern
- Kuchentrocknung
- Schneiden und Mahlen
- Sekundärverarbeitung.

Die Emissionen in die Luft durch die Oberflächenvergütung sind gewöhnlich ziemlich niedrig aufgrund der niedrigen Flüchtigkeit der Vergütungsmittel und der niedrigen Glastemperaturen am Punkt des Auftragens. Ein wichtiger Aspekt dabei ist die Auswahl von Vergütungsmitteln mit geringen Anteilen organischer Lösemittel. Jedoch werden einige flüchtige Stoffe entweder als Lösemittel oder als Nebenprodukte der Reaktion vorliegen. Die eingesetzten Vergütungsmittel unterscheiden sich stark innerhalb der Produkte und Anlagen, aber die Materialauswahl ist die wirksamste Möglichkeit der Emissionsminderung. Hohe Luftvolumenströme, die zur Kühlung des Glases benötigt werden, machen die Minderung der VOC-Emissionen durch Sekundärmaßnahmen schwierig und teuer.

Die hohen Luftvolumenströme führen zu Verschleppung von Tropfen und unterstützen die Verflüchtigung vorhandener VOC. Nasswäscher werden oft genutzt, um die Abgase zu behandeln, aber die Wirkung auf leicht flüchtige Substanzen begrenzt sich auf die Kondensation. Nasse Elektrofilter könnten auch bei dieser Anwendung eingesetzt werden, aber es sind keine Beispielanlagen bekannt. Die Kosten für die Nasswäsche und den nassen Elektrofilter werden ähnlich den für den Mineralwollesektor zitierten sein. Die erreichten Emissionswerte werden vollständig von den fallspezifischen Ausgangswerten abhängen. Einige typische Werte werden in Abschnitt 3.5.2.3 genannt.

Die feuchten Kuchen werden für gewöhnlich in Öfen getrocknet, und alle bei diesen Temperaturen flüchtigen Bestandteile werden mit dem Wasserdampf freigesetzt. Im Allgemeinen sind die Molekulargewichte der Stoffe ziemlich hoch und ein erheblicher Anteil an flüchtigen Bestandteilen wird während der Vergütung freigesetzt. Wenige Informationen über Emissionswerte liegen vor, und die einzige Technik, die zur Minderung der Emissionen eingesetzt wird, ist die Auswahl der Einsatzstoffe. Die Abgasvolumenströme sind ziemlich klein und Standard-Minderungstechniken könnten genutzt werden, wenn erhebliche Emissionen

identifiziert würden, z.B. Verbrennung, Adsorption und Wäscher. Es sind keine Informationen über Kosten dieser Techniken vorhanden, aber solche Techniken sind für geringe Abgasvolumen verfügbar. Jedoch wird die Minderung solcher Emissionen durch die Optimierung der Rezeptur für die Schlichte immer vorgezogen, bevor irgendwelche Minderungsmaßnahmen installiert werden.

Staubemissionen, die beim Schneiden und Mahlen entstehen, können durch die Absaugung zu einem Filtersystem gemindert werden. Dies ist die im Sektor eingesetzte Standard-Maßnahme, und Emissionen im Bereich von 1 – 5 mg/Nm³ können erreicht werden.

Die Sekundärverarbeitung kann den Einsatz weiterer Beschichtungs- oder Bindemittel erfordern. Die Emissionen sind sehr fallspezifisch, und Standard-Minderungsmaßnahmen für VOC und Spurengase können eingesetzt werden, wenn Primärmaßnahmen nicht die geforderten Minderungsniveaus erreichen.

4.5.4 Wirtschaftsglas

Bei den meisten Wirtschaftsglas-Prozessen entstehen keine signifikanten Emissionen in die Luft durch nachgeschaltete Prozesse. Eine Reihe von Brennersystemen werden genutzt, um die richtige Glastemperatur für die Feuerpolitur und in der Entspannungszone aufrecht zu erhalten, aber es gibt keine signifikanten Emissionen, die spezifische Kontrollmaßnahmen erfordern.

Die Ausnahme dazu bildet die Herstellung von Artikeln, die Schneiden und Polieren erfordern, insbesondere Blei-, Bleikristall- und Kristallglas. Das Vorhandensein von Blei im entstehenden Staub erfordert die umsichtige Minderung von möglichen diffusen Emissionen, um Gesundheits- und Sicherheitsproblemen der Arbeiter vorzubeugen.

Das Schneiden beinhaltet das Eingravieren präziser Muster auf den glatten Glasartikeln durch den Einsatz von Diamantwerkzeugen, was entweder von Hand oder maschinell erfolgt. Andere Schneide- und Schleifmethoden, wie beispielsweise Kantenschleifen können ebenfalls durchgeführt werden. Wasser wird in der Regel als Kühlmittel zum Schneiden und zum Vermeiden von Staubemissionen genutzt. Ein Extraktionssystem kann genutzt werden, um Trübungen aus dem Kühlmittel zu entfernen. Werden diese Vorgänge unter Verwendung eines flüssigen Kühlmittels durchgeführt, entstehen keine merklichen Emissionen in die Luft, obwohl ein Mittel zur Verhinderung der Trübung im Extraktionssystem notwendig sein kann. Werden trockene Schneide- oder Schleifaktivitäten durchgeführt, kann der Staub abgesaugt und durch ein effizientes Gewebefiltersystem geführt werden, um Staubemissionen im Bereich von 1 – 5 mg/Nm³ zu erreichen. Werden Schneide- und Schleifvorgänge bei Bleikristallglas durchgeführt, werden Bleiemissionen nach der Behandlung (z.B. durch einen Gewebefilter) zwischen 1 – 1.5 mg/Nm³ erwartet.

Durch das Schneiden von Glas entsteht eine graue, unfertige Oberfläche auf dem Glas. Die Glasoberfläche wird wieder in ihren ursprünglichen Zustand gebracht, indem sie in ein Polierbad mit HF und Schwefelsäure, normalerweise eine Lösung mit 30 % H₂SO₄ und 2 – 3 % HF bei einer Temperatur von <50 °C, getaucht wird. HF und SiF₄-Dämpfe werden von der Oberfläche des Bades freigesetzt. Die effektivste Art, diese Emissionen zu behandeln, ist für gewöhnlich Nasswäsche entweder mit Wasser oder einer chemischen Lösung. Während dieses Vorgangs entsteht Hexafluorsiliziumsäure (H₂SiF₆), und die saure Waschlösung bedarf der Neutralisation. Alternativ kann H₂SiF₆ zurück gewonnen und, wenn möglich, als Rohstoff in der chemischen Industrie eingesetzt werden. Das Hauptproblem hinsichtlich der Emissionen in die Luft aus sauren Wäschersystemen ist Fluorwasserstoff. Normalerweise werden Werte von <5 mg/Nm³ HF erreicht. Wasser, das während der Poliervorgänge entsteht, wird normalerweise mit Kalkhydrat behandelt, um Fluoride und Sulfate zu entfernen. Der bei der Wasserbehandlung entstehende Schlamm enthält CaSO₄ sowie geringe Mengen an CaF₂ und wird extern für eine mögliche Wiederverwendung (z.B. in der Zementindustrie) behandelt.

Sehr niedrige Emissionswerte können bei diesen Anwendungen ($<5 \text{ mg/Nm}^3 \text{ HF}$) mit Nasswäschern erreicht werden. Aufgrund der sehr sauren Emissionen liegt eine hohe Wasserlöslichkeit vor, und die chemische Wäsche ist wahrscheinlich nicht notwendig. Die chemische Wäsche führt zu geringerem Wasserbedarf, verhindert aber die Rückgewinnung von H_2SiF_6 aus der ablaufenden Flüssigkeit. Alternative Techniken zur Säurepolitur wurden in letzter Zeit entwickelt, z.B. mechanisches Polieren und Hochtemperaturpolitur entweder mit Flammen oder Lasern, aber zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Dokuments (2010) sind keine Informationen, diese Techniken betreffend, verfügbar.

4.5.5 Spezialglas

Im Allgemeinen treten in diesem Sektor keine wesentlichen Emissionen in die Luft aus nachgeschalteten Standardverfahren auf. Die TV-Glasherstellung erfordert Schleif- und Poliervorgänge. Diese werden jedoch in flüssigen Medien ausgeführt und sollten nicht zur Entstehung von Emissionen in die Luft führen. Werden TV-Glas oder andere Produkte trocken geschnitten, geschliffen oder poliert, können die Emissionen durch Absaugung mit einem Gewebefiltersystem gemindert werden, um Staubemissionen im Bereich von $1 - 5 \text{ mg/Nm}^3$ zu erreichen. Dies ist ein sehr vielseitiger Sektor und es könnte Prozesse in einigen Anlagen geben, die eine anlagespezifische Betrachtung erfordern.

4.5.6 Mineralwolle

Emissionen aus Nicht-Schmelzprozessen im Mineralwollesektor entstehen durch vier Hauptvorgänge: Formgebung, Aushärtung, Produktabkühlung sowie Produktbearbeitung und -verpackung. Daten aus Abschnitt 3.8.2.2 zeigen, dass die Emissionen aus der Formgebung und der Aushärtung am signifikantesten sind. Diese Emissionen sind zu einem großen Teil auf den Einsatz von phenolharzhaltigen Bindemittelsystemen zurück zu führen.

Die Techniken in diesem Abschnitt werden separat für den Formgebungs- und Aushärtungsbereich dargestellt. Dies geschieht der Einfachheit halber und aufgrund der Tatsache, dass die Abgase sich unterscheiden. Jedoch sind einige Techniken in beiden Bereichen anwendbar, und speziell in der Glaswolleproduktion kann es vorteilhaft sein, die Emissionen für die Behandlung zusammenzuführen. Wo dies der Fall ist, werden die Techniken sehr ausführlich im Abschnitt zur Formgebung beschrieben und ein Querverweis für den Härtebereich ist enthalten.

Es gibt einige wichtige Unterschiede zwischen den Emissionen aus den Fertigungslinien der Glas- und Steinwolleherstellung. Diese Prozesse werden in den Abschnitten beschrieben, wo die Technik am relevantesten ist.

4.5.6.1 Formgebungsbereich

Im Formgebungsbereich wird die Glas- oder Steinschmelze zerfasert und das Bindemittel aufgetragen. Die mit Harz beschichtete Faser wird auf ein Förderband mit Ansaugvorrichtung gegeben. Bei Glaswolleprozessen wird Wasser in die Absaugrohre und den Ventilator gesprüht. Dieser Vorgang erfüllt zwei Funktionen, die Vermeidung von Materialansammlung im Rohrsystem und die Beseitigung partikulärer und gasförmiger Stoffe aus dem Abgasstrom. Steinwolleprozesse unterscheiden sich in der Nutzung von Overspray, manche sind vergleichbar mit Glaswolle-Anlagen, aber viele verwenden überhaupt kein Wassersprühverfahren. Steinwolle-Kupolofen-Kampagnen dauern oft nur einige Wochen, wodurch die Möglichkeit besteht, die Rohrleitungen zu reinigen; und deshalb werden Wassersprühanlagen nicht immer für notwendig erachtet.

Das Abgas aus dem Formgebungsbereich enthält wahrscheinlich erhebliche Gehalte an partikelförmigen Stoffen, Phenol, Formaldehyd und Ammoniak. Die partikelförmigen Stoffe enthalten sowohl organisches als auch anorganisches Material, das oft klebrig und von geringer Korngröße ist. Niedrige Gehalte an VOC und Aminen wurden ebenfalls gemessen, sofern diese

im Bindemittelsystem enthalten sind. Aufgrund der Prozessart ist der Gasstrom leicht oberhalb der Umgebungstemperatur, hat ein großes Volumen und (wenn Overspray genutzt wird) ist gesättigt mit Wasser. Diese Eigenschaften, in Verbindung mit der Art der Schadstoffe, begrenzen die Anzahl der anwendbaren Minderungsmaßnahmen.

Die Freisetzungen können erheblich durch eine Anzahl von Faktoren beeinflusst werden, jedoch besonders durch:

- Bindemittelsystem-Chemie
- Zerfaserungstechnik
- Betriebsbedingungen (Temperatur, Luftströmung, Feuchtigkeit)
- Bindemittelanteil
- Art des Bindemittelauftrags.

Die Optimierung dieser Parameter in Verbindung mit Overspray kann die Prozessemissionen erheblich reduzieren. Die Chemie des Bindemittelsystems ist einer der wichtigsten Faktoren und hat großen Einfluss auf das Prozesswassersystem und die Emissionen aus der Formgebung, Härtung und Kühlung (siehe auch Abschnitt 2.9.1 für zusätzliche Informationen). Die Bindersysteme variieren je nach Anlagenbetreiber und sind im Allgemeinen außerhalb des Sektors nicht bekannt. Diese Systeme können anlagenspezifisch variieren und müssten auf individueller Basis berücksichtigt werden. Der folgende Abschnitt faßt einige der Hauptaspekte zusammen.

Harz- und Bindemittelchemie

Die Optimierung der Chemie des Bindemittelsystems und die Effizienz der Anwendungsmethode können einen wesentlichen Effekt auf die Emissionen in die Umwelt haben.

Das Bindemittel verursacht einen hohen Anteil der Kosten des Endprodukts. Deshalb betrachten Anlagenbetreiber Entwicklungen in der Bindemittelchemie und die Anwendungstechniken als streng vertraulich.

Das Bindemittel besteht aus Wasser, Phenolharz, Harnstoff, Ammoniumsulfat, Ammoniak, Silanen, Mineralöl, Silikonöl und möglicherweise anderen Inhaltsstoffen speziell für den individuellen Prozess.

Das Harz ist hauptsächlich ein Phenol-Resol, das aus einer Mischung aus Trimethylolphenol, Dimethylolphenol, Formaldehyd, geringfügigen Reaktionsprodukten von Phenol und Formaldehyd und Spuren von Phenol besteht. Das Harz ist wasserbasiert und enthält typischerweise 50% Feststoffe. Ein Überschuss an Formaldehyd wird in der Reaktion zum Erreichen eines niedrigen Anteils freien Phenols benutzt.

Einige Harze sind Amin-katalysiert und können erhebliche Anteile an gasförmigen Aminen im Abgas verursachen. Diese Emissionen können im Prinzip vermieden werden, indem andere Arten von Katalysatoren in der Harzproduktion eingesetzt werden. Eine Reihe von Stoffen können eingesetzt werden, aber die genauen Details optimierter Systeme werden normalerweise als Firmeneigentum eingestuft. Durch die Nutzung nicht-amin-katalysierter Harze können Emissionswerte für Amine von $<5 \text{ mg/Nm}^3$ erreicht werden. Wenn ein Unternehmen nicht die notwendige firmeninterne Erfahrung hat, um nicht-amin-katalysierte Harze zu entwickeln, stehen derartige Systeme von spezialisierten Firmen zur Verfügung.

Durch die Reaktion von Harnstoff mit dem Harz wird das Harz ausgedehnt und das freie Formaldehyd reduziert, und es hat auch Auswirkung auf die Verbesserung der Feuerbeständigkeit des Endprodukts. Der Harnstoff reagiert mit dem freien Formaldehyd im Harz zu Methylharnstoff, der wiederum mit den aktiven Gruppen des Phenolharzes reagiert und Bestandteil des Vernetzungsmechanismus während der Aushärtung ist. Der Harnstoff ist ein Ersatzstoff für Phenol und führt zu kostengünstigeren Bindemitteln. Deshalb gibt es einen Anreiz für den Anlagenbetreiber die Menge an Harnstoff im Harz bis zu dem Punkt, wo die Produktqualität oder die Prozessparameter negativ beeinflusst werden, zu erhöhen.

Harnstoff hat zwei wesentliche Nachteile: er reduziert die Löslichkeit des Harzes, und er kann sich sowohl im Formgebungs- als auch im Aushärtungsbereich zu Ammoniak zersetzen. Aus Umweltschutzsicht ist der Einsatz von Harnstoff vorteilhaft, weil er die Formaldehydfreisetzung vermindert, Phenol ersetzt und weil die Harnstoff-Zersetzungsprodukte den Phenol-Derivaten sowie teilweisen Verbrennungsprodukten, die sonst emittiert würden, vorzuziehen sind.

Ammoniak spielt einige wichtige Rollen im Bindemittelsystem und führt zu einem gewissen Grad an Flexibilität, die wichtig für die Prozessoptimierung als Ganzes ist. Ammoniak verbessert die Löslichkeit des Bindemittels und ermöglicht dadurch, dass mehr Harnstoff zugesetzt und das Bindemittel länger gelagert werden kann. Es hilft außerdem, den pH-Wert des Systems im entsprechenden Bereich zu halten und reagiert mit freiem Formaldehyd. Angesichts der Art des Prozesses kann es zu höherer Ammoniakfreisetzung während kurzer Zeiträume kommen. Die Auswirkungen der Ammoniakminderung im Prozess können in einem nichtproportionalen Verhältnis zu den Auswirkungen auf den Rest des Prozesses stehen, und höhere Ammoniakfreisetzungen können zu niedrigeren Gesamtemissionen führen.

Ammoniumsulfat wird zugesetzt, um die Trocknung des Harzes zu beeinflussen. Silane sind wichtig für das Grenzflächenverhalten zwischen dem anorganischen Glas und dem organischen Bindemittel. Silanhydroxylgruppen reagieren mit den Glasoxiden, und die organische funktionale Gruppe reagiert mit dem Harz zu einer festen Verbindung. Mineral- und Silikonöle werden zugesetzt, um die Produkthandhabung zu verbessern und die Staubbildung zu unterdrücken sowie einen gewissen Grad an wasserabweisenden Eigenschaften zu erzielen.

Wenn das Bindemittel auf das heiße Glas im Formgebungsbereich aufgetragen wird, verflüchtigen sich leichtflüchtige Bestandteile (z.B. Ammoniak, Formaldehyd und Phenol) und werden zum Freisetzungspunkt abgesaugt. Der Anteil freigesetzter leichtflüchtiger Bestandteile ist abhängig vom Anteil unreaktierter leichtflüchtiger Bestandteile im Bindemittel, der Verdünnung des Bindemittels, der Temperatur im Formgebungsbereich und der Glastemperatur. Das Bindemittel wird als feines Spray aufgetragen und Tröpfchen, die nicht auf der Matte zurück gehalten werden, werden mit der abgesaugten Luft freigesetzt. Die Bindemittelverweilzeit auf dem Produkt ist abhängig von der Tröpfchengrößenverteilung, der Mattendicke und der Stärke der Absaugung.

Verschiedene Alternativen zu phenolharzbasierten Bindemitteln wurden untersucht, es wurde jedoch keine gefunden, die annehmbare Produktqualitäten lieferte.

4.5.6.1.1 Wasserstrahlreiniger und Zyklonabscheider

Beschreibung der Technik

Ein wichtiger Faktor bei der Betrachtung geeigneter Minderungsmaßnahmen für den Formgebungsbereich ist der Wassergehalt im Abgasstrom. Die kontinuierliche Glaswolleherstellung erfordert den Einsatz eines Reinigungsverfahrens zur Vermeidung einer Ansammlung von klebrigem, organischem Material und Fasern im Rohrleitungssystem sowie im Ventilator. Die normalerweise eingesetzte Technik ist das Overspray, das unterschiedliche Formen annehmen kann. Die diskontinuierliche Steinwolleherstellung im Kupolofen (Kampagnen von einer bis drei Wochen) bietet Gelegenheit, das Rohrsystem zu reinigen, wenn dies erforderlich ist. Darüber hinaus erfordert die Steinwolleproduktion einen geringeren Bindemittelseinsatz, weshalb die Materialansammlung langsamer erfolgt. In einigen Steinwolleprozessen werden Wassersprüher im Formgebungsbereich eingesetzt, was aber hauptsächlich vom Betreiber oder ortsspezifischen Betriebsanforderungen abhängig ist.

Wenn Wassersprüher zur Reinigung der Rohrleitungen eingesetzt werden, ist es logisch, deren Einsatz so zu optimieren, dass diese auch das Abgas reinigen. In dieser Situation ergänzen sich die beiden Ziele; je mehr Stoffe aus dem Abgas entfernt werden, desto effektiver ist die Reinigungsfunktion. Die Systeme werden im Allgemeinen über das notwendige Minimum hinaus eingestellt, um unerwünschte Materialansammlung in den Rohrleitungen zu vermeiden.

Innerhalb des Sektors wird der Begriff „Wasserstrahlreiniger“ benutzt, um diese optimierte Technik zu beschreiben.

Zur Optimierung der Effizienz der Abgasreinigung können die Systeme Wasser in hohen Volumenströmen und bei hohem Druck einsetzen, was jedoch nicht zu einem erheblichen Druckabfall führt. Die gestalterische Konstruktion der Wasserstrahlreiniger unterscheidet sich je nach Prozesstechnik, ist aber darauf ausgerichtet, die Effizienz der Technik sowohl für die Rohrleitungsreinigung als auch die Abgaswäsche zu optimieren. Zur Entfernung des im Abgasstrom mitgeführten Wassers werden Wasserstrahlreiniger immer mit Zyklonen (oder anderen Varianten) kombiniert, die in Abhängigkeit von ihrem Design, wie in Abschnitt 4.4.1.4 beschrieben, ebenfalls Auswirkungen auf den Gehalt an partikulären Bestandteilen haben.

Partikelförmige Stoffe und Tröpfchen werden durch Schlag/Stoß und in geringem Maße durch Diffusion entfernt. Einige Systeme können erfordern, dass die Rohrleitungen verengt werden, um den Abscheidegrad zu verbessern, aber die Feststoffabscheidung ist hauptsächlich abhängig vom Druckabfall, der bei all diesen Systemen niedrig ist. Im Allgemeinen ist der Abscheidegrad für Feinstaub und Tröpfchen aufgrund des niedrigen Druckabfalls niedrig, während große Feststoffe und Fasern gut entfernt werden.

Gasförmige Bestandteile werden teilweise durch den Kontakt mit Wasser absorbiert. Die Wirkungsgrad der Gasabsorption hängt von der Differenz zwischen dem Partialdruck des Gases im Abgasstrom und dem Dampfdruck des Gases in der Flüssigkeit ab, der Löslichkeit des Gases in der Flüssigkeit, der spezifischen Kontaktfläche und in geringerem Umfang von der Kontaktzeit. Es gibt auch einen Kondensationseffekt, der von Bedeutung sein kann, wenn das Abgas warm ist.

Normalerweise wird Prozesswasser für Wasserstrahlreiniger genutzt, das bereits in variierenden Konzentrationen die meisten im Abgas enthaltenen Stoffe beinhaltet. Dies beeinflusst im Besonderen die Minderungseffizienz bezüglich der gasförmigen Bestandteile. Das Wasser aus dem Recyclingprozess wird gefiltert, bevor es wieder eingesetzt wird, es enthält jedoch erhebliche Anteile löslicher Stoffe. Das Filtersystem befindet sich in einem dynamischen Gleichgewicht, das Prozesswassersystem wird später in diesem Dokument beschrieben.

Umweltleistung

Der Einsatz von Wasserstrahlreinigern und Zyklonen ermöglicht das einfache Entfernen von Feststoffen, die in erheblichem Umfang im Abgas des Formgebungsbereichs in Faserform vorliegen. Jedoch werden Zyklonen und Wasserstrahlreiniger aufgrund ihrer geringen Minderungseffizienz für feine Partikel hauptsächlich als Vorbehandlungstechnik eingesetzt. Die endgültigen Emissionen hängen stark von der Bindemittel- und Prozesswasserchemie sowie von der eingesetzten Bindemittelmenge ab.

Medienübergreifende Auswirkungen

Wird keine andere Technik als die Festbett-Waschenäse, genutzt, werden Zyklone (oder manchmal alternative Varianten) mit Wasserstrahlreinigern eingebaut, um mitgeführtes Wasser zu entfernen. Dies ist zur Minderung des Wasserverbrauchs und zur Erreichung akzeptabler Ergebnisse hinsichtlich der Sichtbarkeit und Verteilung der Rauchfahne notwendig.

Werden andere nasse Techniken genutzt (z.B. nasse Elektrofilter oder Festbettwäscher), werden vorgeschaltete Wasserstrahlreiniger eingesetzt.

Betriebsdaten

Die durch den Einsatz dieser Technik erreichten Ergebnisse werden in Tabelle Tabelle 4.40 dargestellt.

Anwendbarkeit

Prinzipiell ist diese Technik in allen Glas- und Steinwolleprozessen anwendbar. Sie wird nicht in vielen Steinwolleanlagen eingesetzt, weil es nicht als notwendig für die Reinigung angesehen wird und sie andere eingesetzte Minderungstechniken negativ beeinflussen könnte. Für

Emissionen aus dem Formgebungsbereich werden Wasserstrahlreiniger und Zyklonen in 90% der Glaswolleanlagen und 10% der Steinwolleanlagen eingesetzt.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für diese Technik sind in Tabelle 4.41 dargestellt und hängen stark von den Luftvolumenströmen und der Anlagengröße ab. Die Kosten für diese Technik als Minderungsmaßnahme sind schwer zu ermitteln, weil die Nutzung von Wasserstrahlreinigern mit dem Reinigungsbedarf der Anlagenteile einhergeht. Die in der Tabelle angegebenen Kosten stellen die Gesamtkosten für das System dar. Es gibt keine Beispiele für Systeme, die ausschließlich zur Rohrleitungsreinigung eingesetzt werden; sie werden immer für den zweifachen Zweck installiert. Es wird geschätzt, dass die Gasreinigung 60% der Gesamtkosten verursacht. Jedoch ist diese Analyse theoretischer Natur, weil in den meisten Mitgliedsstaaten vollständig ungeminderte Emissionen nicht zugelassen würden und andere Minderungskosten hinzugefügt werden müssten.

Triebkraft für die Einführung

Im Formgebungsbereich liegt ein großer Teil der Feststoffe in großer, faseriger Form vor, der leicht durch Wasserstrahlreiniger und Zyklone, speziell in der Glaswolleproduktion, entfernt werden kann.

Referenzanlagen

Diese Technik ist so weit verbreitet, dass es nicht hilfreich ist, Beispielanlagen zu nennen.

Referenzliteratur

[\[89. EURIMA Suggestions 2007\]](#)

4.5.6.1.2 Nasswäscher

Beschreibung

Nasswäscher können zur Minderung sowohl gas- als auch partikelförmiger Emissionen genutzt werden. Während die grundlegende Technologie für die beiden Techniken ähnlich ist, sind die Konstruktionsanforderungen für die Entfernung von Feststoffen und Gasen sehr unterschiedlich. Jedoch werden Nasswäscher oft zur Minderung gas- und partikelförmiger Emissionen genutzt, um die Investitionskosten niedrig zu halten. Die konstruktive Auslegung ist unvermeidlich ein Kompromiss, aber sie kann BVT sein, wenn separate Minderungstechniken unverhältnismäßig teuer sind. Nasswäsche ist eine gut dokumentierte Technik, und nur die Hauptaspekte und die für den Sektor relevanten Themen werden hier dargelegt.

Die Partikelabscheidung durch Nasswäsche erfolgt durch drei Hauptmechanismen: inertes Aufschütteln, Abfangen und Verteilen. Die Entfernung von Spurengasen durch Nasswäsche erfolgt durch Absorption und in geringerem Umfang Kondensation. Absorption bedingt die Masseübertragung zwischen einem löslichen Gas und einem Lösungsmittel in einer Gas-Flüssigkeits-Kontaktanlage.

Die Wirksamkeit der Partikelabscheidung von Nasswäschern ist stark abhängig vom Gesamtenergieverbrauch, speziell vom Druckabfall innerhalb der Abscheidezone. Wenn die Flüssigkeit gleichmäßig im Wäscher verteilt ist, führen ähnliche Druckabfälle zu ähnlichen Wirkungsgraden bei gleichem Staub für ziemlich unterschiedliche Wäscher-Auslegungen. Daher ist es nicht möglich, einen Nasswäscher zu konstruieren, der einen hohen Wirkungsgrad bei Partikeln von 1 µm und kleiner und keinen hohen Druckabfall hat. Hochleistungswäscher weisen gute Abscheideraten für Partikel von <0.5 µm auf, allerdings führen die hohen Energiebetriebskosten dazu, dass alternative Techniken wirtschaftlicher sein können.

Die Wirksamkeit der Gasabsorption hängt vom Unterschied zwischen dem Partialdruck des löslichen Gases im Abgasstrom und dem Dampfdruck des Gases in der Flüssigkeit, der Löslichkeit des Gases in der Flüssigkeit, der Kontaktfläche und in geringerem Ausmaß der Kontaktzeit ab. Es gibt darüber hinaus einen Kondensationseffekt, der wichtig sein kann, wenn das Abgas warm ist. Die Löslichkeit hängt eindeutig vom Gas und der Flüssigkeit ab. Wasser ist

zur Absorption saurer Gase, wie Chlor-, Fluorwasserstoff, Siliciumhexafluorid und Ammoniak, geeignet. Alkalische oder saure Lösungen sind für die Absorption weniger löslicher Gase geeignet, und in einigen Anwendungen können oxidierende Lösungen organische Gerüche mindern. Die Oberfläche wird durch das Füllmaterial und die Tröpfchengröße bestimmt.

Festbett-Wäscher bestehen aus einer äußeren Hülle mit dem Füllmaterial auf einer Gitterunterlage, Flüssigkeitsverteiltern, Gas- und Flüssigkeitsein- und -auslässen und einem Tropfenabscheider. Die Flüssigkeit wird kontinuierlich über das Füllmaterial verteilt und bildet einen Film, der eine große Oberfläche für den Kontakt von Gas und Flüssigkeit bietet. Der verunreinigte Gasstrom fließt durch das Festbett und der Flüssigkeits- und Gasstrom kann gegenläufig, gleichgerichtet oder im Kreuzstrom verlaufen. Es gibt verschiedene Füllmaterialarten, die zufällig oder regelmäßig angeordnet sein können. Der flüssige Film über dem Füllmaterial bietet eine große Oberfläche für den Stoffaustausch. Gegenläufige Festbettabsorber maximieren die Triebkraft für die Absorption, da das Gas, das das Festbett verlässt, auf frische Absorptionsflüssigkeit trifft. Festbetten können durch unlösliche Partikel anwachsen und durch biologischen Bewuchs verstopfen.

In einigen Anwendungen können Venturi-Wäscher in Betracht gezogen werden. Die charakteristische Eigenschaft eines Venturi-Wäschers ist die Rohrverengung (Venturi-Düse), die einen Anstieg der Gaseschwindigkeit verursacht. Flüssigkeit strömt in den Wäscher und bildet einen Film an den Wänden, der durch den Gasstrom in der Venturi-Düse fein zerstäubt wird. Die Wirksamkeit des Venturi-Wäschers hängt vom Druckabfall ab, und dies führt zu hohem Energiebedarf und hohen Betriebskosten. Venturi-Wäscher sind im Allgemeinen die effizientesten Nasswäscher für die Partikelabscheidung, weil sie für sub-mikrone Partikel geeignet sind. Sie können auch zur Entfernung von Spurengasen eingesetzt werden, aber die Wirksamkeit wird durch die Kontaktzeit begrenzt.

Der am häufigsten in diesem Sektor angewandte Nasswäscher ist der Festbettwäscher, für gewöhnlich mit vorgeschalteten Wasserstrahlreinigern. Die Wasserstrahlreiniger entfernen größere Partikel und helfen so, Blockierungen des Festbettes zu vermeiden. Einige Anlagenbetreiber haben ionisierende Nasswäscher installiert (IWS), um die Vorteile niedriger Investitionskosten für Nasswäscher mit den niedrigen Betriebskosten von elektrostatischen Abscheidern zu kombinieren. Der IWS ist im Wesentlichen ein Festbett-Wäscher, der unter ladungsfreien Bedingungen mit einer vorgeschalteten Ionisierungsanlage für die Aufladung der Teilchen betrieben wird. Der Füllkörper besteht normalerweise aus einer Kunststofffüllung. Die Gasdurchtrittsgeschwindigkeiten durch den Füllkörper sind niedrig, um sicherzustellen, dass die Partikel so lange wie möglich in der Nähe der Füllkörper verweilen.

Wenn das Abgas aus dem Formgebungsbereich in einem effizienten Wäscher in Kontakt mit dem Wasser kommt, ereignet sich folgendes:

- Ein Teil der mitgerissenen Partikel, hauptsächlich die größeren Partikel und Tropfen, werden in der Lösung zurückgehalten;
- Ein Teil aller löslichen harzförmigen Stoffe wird durch das Wasser absorbiert;
- Die flüchtigen Bestandteile bilden ein Gleichgewicht zwischen der gasförmigen und wässrigen Phase.

Prozesswasser ist die am häufigsten genutzte Waschflüssigkeit in diesem Sektor. Dies stellt das potenzielle Problem der Aufrechterhaltung einer ausreichend niedrigen Konzentration flüchtiger Bestandteile im Waschmedium für eine leistungsfähige Absorption und die Vermeidung der Rückkehr in die Gasphase dar. Der Mineralwolle-Herstellungsprozess ist ein reiner Verbraucher von Wasser und die Wirksamkeit des Wäschers kann durch die Zuführung von Frischwasser in diesen verbessert werden. Dieser Vorteil kann durch den Einsatz eines mehrstufigen Waschprozesses mit Gegenstromprinzip gegen den Gasstrom von Stufe zu Stufe optimiert werden. Dadurch wird das verschmutzteste Wasser zur Wäsche des eintretenden (am meisten verunreinigten) Abgasstroms und das sauberste für die letzte Wäscherstufe genutzt. Die Beschreibung eines typischen Wasserkreislaufs für die Herstellung von Glaswolle wird in Abbildung 2.11, Abschnitt 2.9.1 gezeigt.

Eine mögliche Lösung des Problems wäre, das Waschmedium vom Prozesswassersystem zu trennen und entweder sauberes Wasser mit ausreichend hoher Reinheit zur Sicherstellung einer effizienten Absorption zu nutzen oder dem Waschwasser Chemikalien zuzugeben, die mit flüchtigen Substanzen reagieren. Es bestehen jedoch wichtige Einschränkungen bei beiden Ansätzen. Die Nutzung eines Reinwassersystems für die Erreichung eines wesentlich besseren Wirkungsgrades würde dazu führen, dass das Volumen des zu reinigenden Wassers zu groß für das Recycling des Prozesswassers wäre und würde zur Entstehung eines neuen, separat zu behandelnden Abfallstroms führen. Das Wasservolumen aus den Wasserstrahlreinigern würde dieses Problem noch vergrößern.

Der Wassergehalt und die harzförmige Beschaffenheit der im Abgas enthaltenen Stoffe würde zu Blockierungen und Problemen mit dem Waschwasservolumen in einem chemischen Wäscher führen, es sei denn, eine groß ausgelegte Wasserreinigung würde genutzt. Aufgrund der enthaltenen chemischen Bestandteile könnte kein Recycling im Prozesswassersystem erfolgen, was wiederum zur Entstehung eines neuen, separat zu behandelnden Abfallstroms führen würde. Eine weitere Schwierigkeit ist, dass die zur Entfernung von Phenol/Formaldehyd und Ammoniak notwendigen Chemikalien nicht kompatibel sind und separate Stufen erfordern würden. Chemische Waschstufen können in Serien mit Prozesswasserwäschern geschaltet werden, aber dies würde die Kosten stark erhöhen und würde, außer bei hoher Effizienz, nicht zur Beseitigung der dargestellten Probleme führen. Außerdem ist, wenn man den wässrigen Abfallstrom betrachtet, der Unterschied in den Gesamtemissionen einer solchen Technik und eines Prozesswasserwäschers mit guter Prozessüberwachung sehr gering.

Ein mehrstufiger Wäscher entweder in einer kombinierten oder separaten Einheit ist theoretisch eine mögliche Option für den Formgebungsbereich und für die zusammengeführten Emissionen aus dem Formgebungs- und Aushärtungsbereich. Jedoch werden in keinem Mineralwolleherstellungsprozess mehrstufige Wäscher betrieben, und deshalb sind keine Informationen über die Umweltleistung, die Kosten oder mögliche Betriebsprobleme verfügbar. Deshalb kann die Technik zurzeit nicht als vollständig verfügbar angesehen werden. Sie könnte jedoch als Option betrachtet werden, wenn die Linien-Emissionen in einer speziellen Anlage sehr hoch sind.

Umweltleistung

Die mit Festbett-Wäschern (mit Prozesswasser als Waschlösung) erreichbaren Emissionswerte im Mineralwollesektor werden in Tabelle 4.40 dargestellt.

Medienübergreifende Auswirkungen

Eine wesentliche Abwägung bei Nasswäschern ist der mögliche medienübergreifende Effekt der Erzeugung eines wässrigen Abfallstroms, der der Behandlung bedarf. Im Mineralwollesektor wird dieses Problem durch die Nutzung des Prozesswassers als Waschmedium mit 100%iger Rückführung in das Prozesswassersystem vermieden. Die Nutzung sauberen Wassers oder chemischer Wäscher würde zu einem wässrigen Abfallstrom führen (siehe Abschnitt 2.9.1, Abbildung 2.11).

Betriebsdaten

Der Abscheidegrad ist für partikelförmige Stoffe durch den niedrigen Druckabfall und für gasförmige Stoffe durch die Nutzung von Prozesswasser als Waschmedium begrenzt. Erheblich geringere Emissionswerte für Phenol, Formaldehyd und Ammoniak könnten mit Frischwasser-Wäschern erwartet werden. Das Prozesswassergleichgewicht ist ein kritischer Faktor, und es ist in einigen seltenen Fällen möglich (z.B. ein Produkt mit niedrigem Bindemittelgehalt folgt nach einer langen Phase auf ein Produkt mit hohem Bindemittelgehalt), dass der Wirkungsgrad für gasförmige Stoffe negativ sein könnte.

Einige Anlagenbetreiber haben in den vergangenen Jahren ionisierende Nasswäscher genutzt, aber die Ergebnisse waren im Großen und Ganzen enttäuschend. Verbesserungen hinsichtlich des Wirkungsgrads im Vergleich zu Festbettwäschern waren im Allgemeinen kleiner als 10 %. Es gibt keine Erfahrungen mit chemischen oder mehrstufigen Wäschern in diesem Sektor, aber Erfahrungen in der chemischen Industrie zeigten, dass Emissionen von unter 10 mg/Nm^3 für

Phenol, Formaldehyd und Ammoniak schon erreicht werden können, wenn die mit der Technik verbundenen Probleme gelöst werden können. Verglichen mit Daten aus Tabelle 4.40, zeigt dies nur eine wesentliche Verbesserung für Ammoniak.

Anwendbarkeit

Im Prinzip sind Festbett-Wäscher mit Prozesswasser als Waschmedium in allen Prozessen dieses Sektors anwendbar. Die Technik ist nicht auf neue Anlagen oder wesentliche Änderungen beschränkt, aber die Kosten für bestehende Anlagen sind offenbar höher. In einigen Anwendungen, insbesondere bei Steinwolle, können andere Techniken genutzt werden, um vergleichbare oder niedrigere Emissionswerte zu erreichen.

In der Glaswolleproduktion nutzen etwas weniger als 20 % der Anlagen Festbettwäscher, entweder für die kombinierten Emissionen aus Formgebungsbereich und Aushärtungssofen oder nur für den Formgebungsbereich. In der Steinwolleproduktion werden Festbett-Wäscher in ungefähr 10 % der Anlagen für die Emissionen aus dem Formgebungsbereich und genauso oft für den Aushärtungsbereich genutzt. Die Emissionen aus den zwei Bereichen werden im Allgemeinen bei Steinwolleanlagen nicht zusammengeführt.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für diese Technik werden in Tabelle 4.41 dargestellt und hängen stark vom Luftstrom und der Anlagengröße ab. Die Integration einer Ionisierungsstufe, wie bei einem Ionisierenden Nasswäscher (IWS), führt zu einem Anstieg der Investitionskosten von ca. 75% und ca. 10% bei den Betriebskosten. Mehrstufige chemische Wäsche kann bis zu doppelt so viel, wie in der Tabelle angegeben, kosten. Die Kosten eines kombinierten mehrstufigen Wäschers wären vermutlich vergleichbar mit denen eines IWS-Systems. Es wäre jedoch notwendig, die Stufen vollständig zu trennen, was zu einer Kostenerhöhung führen und teurere korrosionsbeständige Materialien notwendig machen könnte.

Triebkraft für die Einführung

Ein Nutzen dieser Technik ist die Möglichkeit, die Emissionen aus dem Formgebungs- und Aushärtungsbereich in einer Behandlungsstufe zu kombinieren. Das Volumen des Abgases aus dem Formgebungsbereich ist im Allgemeinen zehn Mal so groß wie das aus dem Aushärtungsbereich. Wenn dies bereits bei der Planung berücksichtigt wird, entstehen keine höheren Gesamtkosten für diese Technik.

Referenzanlagen

Knauf Insulation, St. Helens, Großbritannien
URSA, Spanien
Isover Orange, Frankreich

Referenzliteratur

[89, [EURIMA Suggestions 2007](#)]

4.5.6.1.3 Elektrostatische Nassabscheider

Beschreibung

Das Grundprinzip für den Betrieb von Elektrofiltern wird in Abschnitt 4.4.1.2 beschrieben. In Nassabscheidern wird das abgeschiedene Material von den Platten durch Spülen mit einer geeigneten Flüssigkeit, für gewöhnlich Wasser, entweder durch periodisches oder kontinuierliches Besprühen entfernt. Die drei Hauptarten von Elektrofiltern sind Platte und Draht, Platte und Platte sowie Rohr und Draht. Diese können alle auch nass betrieben werden. In Platten-Elektrofiltern ist der Gasstrom horizontal, in röhrenförmigen ist der Gasstrom vertikal, entgegengesetzt der Fließrichtung der Flüssigkeit. In einigen robusteren Konstruktionen ersetzen Stäbe die Drähte. Eine Vorrichtung zur Beseitigung von Tropfen vor der Freisetzung ist normalerweise installiert und entweder ein Tropfenabscheider oder manchmal das letzte Feld kann trocken betrieben werden.

Während im Allgemeinen die trockene Abscheidung vorzuziehen ist, sind Nassabscheider nützlich für die Abscheidung von Staub aus nassen Gasen mit Temperaturen nahe am Taupunkt und für die Abscheidung von Aerosolen sowie klebriger Stoffe, wie harzförmige Partikel und Teerbestandteile. Die Leistungsfähigkeit von Nassabscheidern ist weniger abhängig von den Partikeleigenschaften, weil die im Gas vorhandene Feuchtigkeit sich schon unmittelbar niederschlägt und die Abscheidung schwieriger Stäube unterstützt.

Rohrförmige Einheiten werden meist in nassen Anwendungen eingesetzt und wenn Teer enthalten ist, ist es einfacher, sie gegen Explosionsgefahr zu schützen. Rohrförmige Einheiten haben jedoch immer nur ein einziges elektrisches Feld und sind weniger für das Erreichen hoher Wirkungsgrade geeignet.

Alle drei Arten werden in der Mineralwolleproduktion eingesetzt, aber Kombinationen von Platte und Draht sowie Rohr und Draht werden heutzutage bevorzugt. Normalerweise wird ein Flutungssystem zum Feuerlöschen installiert.

Am Einlass von elektrostatischen Nassabscheidern muss das Abgas gut verteilt werden, um eine gleichförmige und langsame Gasgeschwindigkeit zwischen allen Elementen zu erzeugen. Das Abgas wird durch die dem Elektrofilter vorgeschalteten Wasserstrahlreiniger konditioniert; großes faseriges Material wird entfernt, und das Gas wird gesättigt und gekühlt. Um den Betrieb innerhalb der Konstruktionsparameter sicher zu stellen, wird auch sauberes Wasser genutzt; es wird am Einlass zum Elektrofilter eingesprüht, um die Sättigung sicher zu stellen, und es wird zur Elektrodenreinigung genutzt. In Glaswolleprozessen ist das Wasservolumen im Allgemeinen so gering, dass es in den Prozesswasserkreislauf abgeleitet werden kann und kann so das hauptsächliche Ergänzungswasser im Wasserkreislauf sein. In den meisten Steinwolleprozessen ist das Verdampfungspotenzial in der Formgebung viel geringer, und es ist unmöglich, eine so große Menge an Reinwasser zu nutzen.

Umweltleistung

Elektrostatische Nassabscheider sind wirksam bei der Abscheidung von Staub, Aerosolen und Tröpfchen im Größenbereich von 0.01 bis 10 µm. Die Leistung hängt von verschiedenen Faktoren ab, insbesondere der Gasgeschwindigkeit. Ein neuer zweckmäßig ausgelegter elektrostatischer Nassabscheider kann einen Abscheidegrad von >98 % für Staub mit einem Durchmesser von >1µm erreichen, obwohl der Abscheidegrad schnell für Partikel mit einem Durchmesser von <1 µm absinkt. Die Leistung kann im Laufe der Lebenszeit der Anlage absinken. Die Wartung ist sehr wichtig.

Im Allgemeinen haben elektrostatische Nassabscheider eine begrenzte Wirksamkeit bei der Abscheidung gasförmiger Stoffe. Dies hängt stark vom Produktspektrum und der Bindemittel- sowie Prozesswasserchemie ab. Jedoch findet aufgrund der hohen Sättigung und des großen Wassereinsatzes eine gewisse Absorption gasförmiger Bestandteile statt.

Daten zu Beispielanlagen, die Glaswolle produzieren, sind in Tabelle 4.36 dargestellt. Die Anlage ist mit einem fortschrittlichen , bestehend aus einem elektrostatischen Nassabscheider in Kombination mit einem Nassabscheider, einem Zyklon und einer biologischen Behandlungsstufe für die Abscheidung organischer Schadstoffe, ausgestattet.

Tabelle 4.36: Feste und gasförmige Emissionen aus dem Formgebungsbereich einer Glaswolle-anlage, in der ein elektrostatischer Nassabscheider genutzt wird

Glaswolleproduktion - Formgebungsbereich		
Produktionskapazität: 36 000 – 38 000 Tonnen/Jahr		
Abgasvolumenstrom: 191707 Nm ³ /h		
Abgasreinigungssystem: Nasswäscher, Zyklonabscheider, Sauglüftung, biologische Behandlung mit sechs vertikalen Waschtürmen, Dreifelder-elektrostatischer Abscheider		
	Emissionswerte ⁽¹⁾ (mg/Nm ³)	Massenstrom (kg/h)
Formaldehyd + Phenol	4.3	0.82
Gesamt-Kohlenstoff (TOC), als C	4.4	0.84
Staub	21	4.03

Ammoniak (NH ₃)	18	3.45
HF	<0.02	<0.004
HCl	7	1.3
SO ₂	~ 3	~ 0.6
NO _x (als NO ₂)	9.9	1.9
Kupfer (Cu)	0.0217	0.004
Mangan (Mn)	0.0381	0.007
Geruch	64 ouE/m ³	

(¹) Emissionswerte aus diskontinuierlichen Messungen (Mittelwert von 4 – 6 Halbstundenmessungen, ausgedrückt als gemessen 20.5 % O₂)
Quelle: [112, Austrian glass wool plant 2006]

Medienübergreifende Auswirkungen

Eine Zusammenfassung der Hauptvor- und –nachteile bei der Benutzung eines elektrostatischen Nassabscheiders findet sich in Tabelle 4.37.

Tabelle 4.37: Hauptvor- und –nachteile elektrostatischer Nassabscheider

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Guter Abscheidegrad für Staub, Tröpfchen/Aerosole: <20 mg/Nm³ erreichbar • Absorption gasförmiger Bestandteile ist mit hohem Sättigungsgrad und Frischwassereinsatz möglich • Anwendbar für Emissionen aus der Formgebung und der Aushärtung • Niedriger Druckabfall und folglich niedrige Betriebskosten und geringer Energiebedarf • Blockierungen sind selten, wenn Wasserstrahlreiniger zur Entfernung großer Faseransammlungen eingesetzt werden • Lange Nutzungszeit mit niedrigem Wartungsaufwand <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Erzeugung von Abwasser; dies ist im Allgemeinen im Glaswolleprozess rückführbar, aber weniger in der Steinwolleproduktion • Abscheidegrad für gasförmige Bestandteile ist im Allgemeinen gering • Energie wird verbraucht, dies ist jedoch im Vergleich zu anderen Prozessanforderungen gering • Wenn hohe CO-Konzentrationen vorliegen (z.B. in der Steinwolleproduktion), kann eine Anwendung unmöglich sein • Relativ hohe Investitionskosten • Erheblicher Platzbedarf • Wartung ist gering, aber kritisch; schlechte Wartung verursacht beachtlichen Leistungsverlust • Hochspannung erfordert Sicherheitsanforderungen.

Betriebsdaten

Die Ergebnisse, die mit dieser Technik erzielt werden können, sind in Tabelle 4.40 dargestellt.

Anwendbarkeit

Prinzipiell ist die Technik bei neuen und existierenden Glas- und Steinwolleanlagen anwendbar. Der Hauptnachteil bei Steinwolle ist die mögliche Schwierigkeit der Entsorgung des wässrigen Abfallstroms. Die Technik ist sowohl für Emissionen aus dem Formgebungs- als auch Aushärtungsbereich sowie deren Kombination geeignet. 1997 nutzten ungefähr 30 % der Glaswolleanlagen diese Technik, entweder getrennt oder als Kombination für die Emissionen aus dem Formgebungs- und Aushärtungsbereich. In keiner Steinwolleanlage wurde ein elektrostatischer Nassabscheider betrieben.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für diese Technik werden in Tabelle 4.41 dargestellt und hängen stark vom Luftvolumenstrom und der Anlagengröße ab.

Triebkraft für die Einführung

Das Erreichen der gesetzlichen Emissionsanforderungen ist im Allgemeinen der Hauptgrund für die Einführung der Technik. Probleme mit der Luftqualität können ebenfalls die Anwendung dieser Technik erfordern.

Beispielanlagen

Knauf Insulation, St. Helens, Großbritannien
Saint-Gobain Isover G + H AG, Deutschland
Saint-Gobain Isover Etten-Leur, Niederlande
Saint-Gobain Isover, Stockerau, Österreich

Referenzliteratur

[\[89, EURIMA Suggestions 2007\]](#)

4.5.6.1.4 Steinwollefilter

Beschreibung

Konventionelle, passive Filterprozesse (z.B. Gewebefilter) sind ungeeignet für Abgase aus dem Formgebungsbereich und dem Betrieb von Härteöfen.

Die adhäsiven und feuchten Eigenschaften des Abgases würden zum schnellen Verstopfen, selbst bei intensiver Reinigung und Wartung, führen. Bei Steinwolleprozessen, bei denen die Formgebungsprozesse oft trocken sind, können Steinwolleplattenfilter eingesetzt werden. Diese bestehen aus einem Stahl- oder Betongehäuse, in dem die auf Kassetten montierten Steinwolleplatten als Filtermedium dienen. Diese Art von Filter hat einen guten Abscheidegrad für Staub und Bindemitteltröpfchen, aber einen niedrigen Wirkungsgrad für gasförmige Bestandteile. Das Filtermedium muss regelmäßig gereinigt oder ausgewechselt werden, um den Abscheidegrad zu erhalten und einen Anstieg des Widerstands gegen den Luftstrom zu verhindern. Die genutzten Filterplatten können für gewöhnlich im Ofen recycelt werden, wenn in der Anlage ein Brikettierungsprozess existiert.

Der Betrieb kann halbtrocken erfolgen, aber der Gesamtwirkungsgrad wird bei trockenem Betrieb deutlich verbessert. Keine der beiden Varianten erzeugt einen wässrigen Abfallstrom, und die feuchten Filterplatten können mit einem Brikettierungsprozess recycelt werden.

Eine frühere Version dieser Auslegung basierte auf einem Turmfilter mit Steinwollerollen als Filtermedium. Diese Technik ist weniger wirksam und ist weitgehend durch auf Kassetten montierte Platten abgelöst worden. Die Turmfilterauslegung war für feuchte Abgase mit höherem Bindemittelgehalt geeigneter, konnte aber keine mit Wasserstrahlreinigern behandelten Abgase behandeln.

Umweltleistung

Steinwollefilter sind sehr wirksam in der Abscheidung von Staub und Tröpfchen/Aerosolen. Die mit dieser Technik erreichbaren Emissionswerte werden in Tabelle 4.40 dargestellt. Die Technik hat keine signifikante Wirkung auf gasförmige Stoffe, aber die in der Tabelle angegebenen Werte können in Kombination mit Primärmaßnahmen (z.B. trockener Betrieb) und niedrigen Aerosol-Emissionen erreicht werden. Dies führt darüber hinaus zu niedriger Rauchfahrscheinbarkeit durch diese Art von Filter (siehe auch Abschnitt 4.5.6.2.5).

Medienübergreifende Auswirkungen

Eine Zusammenfassung der mit der Anwendung von Steinwollefiltern verbundenen Hauptvor- und -nachteile findet sich in Tabelle 4.38.

Tabelle 4.38: Hauptvor- und -nachteile von Steinwollefiltern

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Guter Abscheidegrad für Staub; <20 mg/Nm³ sind erreichbar • Genutzte Filterplatten können im Herstellungsprozess recycelt werden, wenn die entsprechenden Einrichtungen vorhanden sind. • Es entsteht kein wässriger Abfallstrom • Niedrige Investitionskosten • Niedriger Druckabfall und folglich relativ geringe Betriebskosten und geringer Energieverbrauch <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Energie wird verbraucht, aber nur wenig im Vergleich zu anderen Sekundärtechniken • Begrenzter Abscheidegrad für gasförmige Stoffe • Nicht anwendbar in Glaswolleprozessen
--

Betriebsdaten

Es wurden keine Informationen geliefert.

Anwendbarkeit

Diese Technik war hauptsächlich auf den Formgebungsbereich von Steinwolleprozessen begrenzt, obwohl sie auch zunehmend in Härteöfen der Steinwolleproduktion eingesetzt wird (siehe Abschnitt 4.5.6.2.5). Die Technik ist sowohl in neuen als auch bestehenden Anlagen anwendbar.

Mehr als 90 % der Steinwolleproduktionen setzen diese Technik für die Behandlung der Abgase aus dem Formgebungsbereich ein, aber 30 % nutzen sie auch für die Emissionen aus den Härteöfen, und fast 40 % nutzen sie für die Behandlung der Emissionen aus der Kühlung. Der begrenzte Einsatz in Härteöfen der Steinwolleproduktion in der Vergangenheit beruht auf den hohen Temperaturen des Gases und teilweise am weit verbreiteten Einsatz der Verbrennung. Jedoch wird gegenwärtig der Einsatz passiver Steinwollefilter als bevorzugte Technik für Härteöfen betrachtet.

Es sind keine Anwendungen dieser Technik in der Glaswolleproduktion bekannt. Die Hauptgründe für das Nichtnutzen dieser Technik in der Glaswolleproduktion sind unten beschrieben.

Die kontinuierliche Glaswolleproduktion erfordert den Einsatz kontinuierlicher Minderungstechniken, um Materialansammlung im Abluftrohr und Ventilator zu verhindern. Die für gewöhnlich angewandte Technik ist der Einsatz von Wasserstrahlreinigern. Diese werden für gewöhnlich nicht in der Steinwolleproduktion genutzt, weil der diskontinuierliche Prozess die Möglichkeit der Rohrreinigung bietet. Darüber hinaus erfordert die Steinwolleproduktion einen geringeren Einsatz von Bindemitteln, so dass die Materialansammlung langsamer stattfindet.

In der Steinwolleproduktion werden die Fasern für gewöhnlich als konstant dicke Matte gesammelt, die dann auf einem separaten Formgebungsband abgelegt wird, um die gewünschten Produkteigenschaften zu erreichen. Die erste Matte ist dünn. Sie verursacht nur einen kleinen, konstanten Druckabfall, und nur ein Absaugsystem für einen geringen Volumenstrom muss genutzt werden. In der Glaswolleherstellung wird nur ein Transportbandsystem genutzt. Die Dicke der Matten steigt entlang des Transportbandes an und variiert in Abhängigkeit vom Produkt. Die Änderung des Differentialdrucks entlang des Transportbandes erfordert den Einsatz verschiedener Absaugsysteme mit unterschiedlichen, und das Gesamt-Absaugsystem muss einen angemessen hohen Druck haben sowie variabel und kontrollierbar sein. Der Grad und die Verteilung der Absaugung ist ein wichtiges Instrument zur Prozesskontrolle, das regelmäßig durch den Betreiber variiert wird. Das veränderliche hohe Volumen und der hohe Druck des Abgases von Glaswolleprozessen sind nicht ideal für Filtersysteme.

Der wassergesättigte hohe Bindemittelgehalt der Abgase aus dem Formgebungsbereich der Glaswolleproduktion würde zu einer schnellen Verstopfung des Steinwollefilters führen. Dies würde den regelmäßigen Filterwechsel erfordern und zum Anfall von viel nassem Abfall führen, der der Verwertung oder Beseitigung bedarf.

Eine weitere Schwierigkeit bei der Nutzung von Mineralwollefiltern in der Glaswolleproduktion ist die höhere Schwierigkeit, das Material in der Wanne zu recyceln. Das Recycling faseriger Abfälle in Mineralwollewannen wird in Abschnitt 4.3 diskutiert.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für diese Technik werden in Tabelle 4.41 angegeben und hängen stark vom Luftstrom und der Anlagengröße ab. Die Investitionskosten sind gering, und der geringe Druckabfall führt zu geringen Betriebskosten im Vergleich zu konventionellen Filtersystemen.

Triebkraft für die Einführung

Steinwollefilter sind sehr wirksam bei der Minderung von Staub und Tröpfchen/Aerosolen mit relativ geringen Investitions- und Betriebskosten sowie geringem Energiebedarf.

Referenzanlagen

Rockwool Lapinus, Roermond, Niederlande
Partek Rockwool AB, Hällekis, Schweden

Referenzliteratur

[\[89. EURIMA Suggestions 2007\]](#)

4.5.6.2 Härteofen

Die feuchte Produktmatte gelangt bei etwa 250 °C in den Ofen. Die Feuchtigkeit wird zusammen mit jeglichen flüchtigen Stoffen ausgetrieben, und das Bindemittel beginnt auszuhärten. Die Temperatur und Verweilzeit im Ofen ist ein kritischer Punkt.

Das Bindemittel muss angemessen vernetzt werden, darf aber nicht zu stark gehärtet werden, da sonst die Produktqualität leidet. Die Emissionen aus dem Härteofen enthalten flüchtige Bindemittelbestandteile, Zersetzungsprodukte aus dem Bindemittel und Verbrennungsprodukte der Ofenbrenner. Im Allgemeinen enthalten Glaswolleprodukte im Vergleich zu Steinwolleprodukten relativ hohe Bindemittelanteile, was zu höheren Emissionen führt. Die Emissionen aus dem Ofen neigen zu Gerüchen, wenn sie nicht behandelt werden.

Der Ofen wird normalerweise mit Gas befeuert und ist mit einer Absaugung ausgerüstet. Die Emissionen aus dem Ofen sind klebrig und sind potenziell feuergefährlich aufgrund der Ablagerung brennbarer Stoffe im Absaugsystem, speziell in Glaswolleöfen. Zur Vermeidung von Feuer muss der Gasstrom entweder mit Wasser gewaschen oder es müssen mittels zusätzlicher Hitze die klebrigen Schadstoffe zerstört werden. In Prozessen ohne Nachverbrennung wird für gewöhnlich Wasser in das Absaugrohrsystem gesprüht, um

Materialansammlungen und Feuer zu verhindern. Das versprühte Wasser entfernt auch einen Teil der im Gasstrom enthaltenen Stoffe.

4.5.6.2.1 Wasserstrahlreiniger und Zyclone

Beschreibung

Die Technik wird in Abschnitt 4.5.6.1.1 oben beschrieben, aber es gibt einige andere Aspekte, die beachtet werden sollten. Der Abgasstrom aus dem Ofen hat ein deutlich geringeres Volumen, aber höhere Temperaturen als das Abgas des Formgebungsbereichs. Deshalb besteht speziell in der Glaswolleproduktion Feuer- oder sogar Explosionsgefahr durch die Ansammlung harzhaltiger Stoffe im Rohrsystem. Das in das Gas gesprühte Wasser hat einen erheblichen Abkühlungseffekt, und einige Stoffe aus dem Abgas kondensieren. Dies bedeutet nicht notwendigerweise, dass die Stoffe abgeschieden werden; vielmehr verflüchtigen sich in den vorderen Abschnitten des Systems Stoffe aus dem verunreinigten Prozesswasser.

Umweltleistung

Aufgrund des geringen Druckabfalls im System ist der Abscheidegrad für Feinstaub ziemlich gering; jedoch fördert der Einsatz von Wasserstrahlreinigern und Zyklonen die Kondensation einiger Stoffe, vermindert die Ansammlung von Rückständen im Rohrsystem und die Feuergefahr mit den daraus folgenden Emissionen. Wie auch im Formgebungsbereich befindet sich das System in einem dynamischen Gleichgewicht und die gasförmigen Emissionen hängen stark von der Prozesswasser- und Bindemittelchemie ab.

Medienübergreifende Auswirkungen

Wird keine andere Technik zur Entfernung des enthaltenen Wasser verwendet (z.B. Festbett, Zyklon, Tröpfchenabscheider), kann diese Technik zu einem hohen Wasserverbrauch und Nebelentstehung führen.

Betriebsdaten

Die mit dieser Technik erreichbaren Emissionswerte sind in Tabelle 4.40 dargestellt.

Anwendbarkeit

Wie auch im Formgebungsbereich ist diese Technik prinzipiell in allen Mineralwolleproduktionen anwendbar. Sie wird nicht in vielen Steinwolleproduktionen eingesetzt, weil sie nicht als notwendig für die Prozessreinigung erachtet wird, sondern negative Auswirkungen auf die Leistung anderer Techniken haben könnte. Wasserstrahlreiniger und Zyclone werden in 90 % der Härteofen von Glaswolleanlagen eingesetzt, oft kombiniert für die Abgase aus dem Formgebungsbereich und dem Härteofen. Die Technik wird in Kombination mit anderen Techniken zu Vorbehandlung eingesetzt.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für diese Technik werden in Tabelle 4.41 dargestellt und hängen stark vom Luftstrom und der Anlagengröße ab. Die Fragen, die damit verbunden sind, wie viel der Kosten Minderungskosten sind, sind dieselben wie für den Formgebungsbereich.

Triebkraft für die Einführung

Speziell in der Glaswolleproduktion stellt die Ansammlung harzhaltiger Stoffe im Rohrleitungssystem eine Feuer- und Explosionsgefahr dar. Das Wasser, das in das Gas gesprüht wird, hat einen erheblichen Abkühlungseffekt, und einige Stoffe aus dem Abgas können kondensieren.

Referenzanlagen

Die Technik ist so weit verbreitet, dass es nicht als hilfreich erachtet wird, Beispielanlagen anzugeben.

Referenzliteratur

4.5.6.2.2 Nasswäscher

Die Technik ist für den Formgebungsbereich in Abschnitt 4.5.6.1.2 beschrieben, und die Diskussion ist auf die Härteöfen übertragbar. Die Hauptaspekte für mit Nasswäschern behandelte Emissionen aus dem Härteofen sind das geringe Abluftvolumen und die unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen. Im Allgemeinen sind die Anteile von Staub geringer, von Phenol vergleichbar, aber für Ammoniak und Formaldehyd deutlich höher.

Die mit Festbettwäschern (mit Prozesswasser als Waschmedium) in der Mineralwolleindustrie erreichbaren Emissionswerte sind in Tabelle 4.40 dargestellt (siehe Abschnitt 4.5.6.1.2). Die Emissionen aus dem Ofen enthalten im Vergleich zu den Emissionen aus dem Formgebungsbereich mehr gasförmige Emissionen, so dass die Gesamteffizienz höher sein kann. Die wiederum hängt jedoch von der eingesetzten Reinwassermenge sowie der Bindemittel- und Prozesswasserchemie ab.

Die Kosten für diese Technik werden in Tabelle 4.41 dargestellt und hängen stark vom Luftstrom und der Anlagengröße ab. Die angegebenen Kosten betreffen die kombinierten Emissionen aus dem Formgebungsbereich und dem Härteofen. Die meisten Beispiele für Emissionen aus dem Härteofen, die mit Nasswäschern behandelt werden, sind kombinierte Emissionen, und aufgrund des geringen Volumens sind die Zusatzkosten in der Regel gering. Die Bandbreite der angegebenen Kosten ist stark mit dem Luftstrom verbunden, und eine grobe Schätzung der Kosten für die Behandlung der Emissionen aus dem Härteofen kann durch das Herunterbrechen der Kosten geschehen, wobei das Kostenverhältnis nicht linear ist.

Im Prinzip ist die Technik in allen Anlagen anwendbar (siehe Abschnitt 4.5.6.1.2).

4.5.6.2.3 Elektrostatische Nassabscheider

Die Technik wird für den Formgebungsbereich in Abschnitt 4.5.6.1.3 beschrieben und ist ebenso anwendbar für Emissionen aus dem Härteofen. Der Einsatz elektrostatischer Nassabscheider für die Behandlung von Emissionen aus dem Härteofen ist nicht weit verbreitet, und für gewöhnlich werden in diesen Systemen kombinierte Emissionen behandelt. Aufgrund höherer relativer Konzentrationen gasförmiger und geruchsbildender Stoffe im Ofenabgas wäre ein elektrostatischer Nassabscheider nicht die erste Wahl als Minderungstechnik für alleinige Emissionen aus dem Härteofen. Jedoch kann ein elektrostatischer Abscheider eine logische Option sein, wenn die Emissionen mit denen aus Härteofen kombiniert werden und dadurch eine Verdünnung eintritt.

Die mit dieser Technik erreichbaren Emissionswerte sind in Tabelle 4.40 dargestellt und die Kosten in Tabelle 4.41. Im Prinzip ist diese Technik sowohl in neuen als auch bestehenden Anlagen einsetzbar.

4.5.6.2.4 Abgasverbrennung

Beschreibung

Die Nachverbrennung ist zur Behandlung organischer Emissionen aus Industrieprozessen weit verbreitet. Sie hat Nachteile durch die Zerstörung der Materialien (verhindert die Verwertung), den zusätzlichen Energiebedarf und die Entstehung von Kohlendioxid sowie Stickoxiden. Jedoch können eine energieeffiziente Auslegung und eine Integration in den Bereich zur Wärmebereitstellung für die Trocknungs- und Härteprozesse erfolgen. Es gibt zwei Arten von Verbrennungsöfen: thermische Verbrennungsöfen (>750 °C) oder katalytische Verbrennungsöfen (350 bis 400 °C).

Die thermische Verbrennung wandelt organische Bestandteile durch thermische Oxidation in Kohlendioxid, Wasser, Schwefel- und Stickstoffoxide sowie andere Verbrennungsprodukte um. Die Hauptvoraussetzungen für eine effiziente Verbrennung werden im Folgenden dargestellt:

- Die Verweilzeit in der Verbrennungskammer muss ausreichend lang sein, um eine vollständige Verbrennung zu gewährleisten. Eine wirksame Zerstörung von 99 % erfordert für gewöhnlich eine Verweilzeit von 1 bis 4 Sekunden bei entsprechender Temperatur.
- Die Betriebstemperatur sollte bei 200 – 400 °C über der Selbstzündungstemperatur der meisten stabilen Substanzen liegen; typische Betriebstemperaturen liegen bei ca. 800 °C. Enthält der Abgasstrom chlorierte oder aromatische Substanzen, müssen die Temperaturen auf 1100 – 1200 °C erhöht werden, und eine schnelle Abgasabkühlung ist zur Vermeidung von Dioxinbildung notwendig.
- Turbulenzen sind notwendig, um eine wirksame Wärme- und Massenübertragung in der Verbrennungszone zu gewährleisten und „kalte Stellen“ zu vermeiden. Dies wird für gewöhnlich durch die Nutzung von Brennern, die eine Verwirbelung der Verbrennungsflamme erzeugen, und durch den Einbau von Leitblechen in der Verbrennungskammer erreicht.

Die katalytische Verbrennung ist keine praktikable Option für diesen Sektor, weil die hohe Staubbelastung und das Vorhandensein harzhaltiger Stoffe den Katalysator vergiften würden.

Umweltleistung

Die Verbrennung ist eine wirksame Technik für die Minderung organischer Substanzen aus dem Abgas, reduziert aber nicht anorganischen Staub. Die Verbrennung verbraucht Energie und führt zur Entstehung von Kohlendioxid- und Stickstoffoxidemissionen, deren Emission im Vergleich zu den bei der Verbrennung zerstörten Substanzen möglicherweise vorzuziehen ist und zur Erhöhung der Wärmerückgewinnung aus dem Abgas beitragen kann. Das Abgas aus Härteöfen enthält auch Ammoniak und andere stickstoffhaltige Stoffe, die teilweise zu Stickstoffoxiden oxidiert werden. Ein gut ausgelegter Verbrennungsöfen mindert die organischen Stoffe auf unter 10 mg/Nm³.

Medienübergreifende Auswirkungen

Eine Zusammenfassung der mit der Anwendung der Abgasverbrennung verbundenen Hauptvor- und -nachteile findet sich in Tabelle 4.39.

Der mit der Abgasverbrennung verbundene Energieverbrauch entspricht 200 m³ Gas pro gemindertes kg Phenol und Formaldehyd oder 20 m³ pro kg gemindertes Ammoniak. Der daraus resultierende Anstieg der CO₂-Emissionen wird auf ca. 400 kg pro kg Phenol/Formaldehyd und 40 kg pro kg Ammoniak geschätzt.

Tabelle 4.39: Hauptvor- und -nachteile der Abgasverbrennung

<p><u>Vorteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Sehr wirksam in der Zerstörung organischer Schadstoffe und von Gerüchen • Keine wässrigen oder festen Abfälle entstehen <p><u>Nachteile:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Hoher Energieverbrauch. Maßnahmen zur Energierückgewinnung sollten, soweit technisch möglich, angewandt werden • Kohlenstoffdioxid und Stickstoffoxide werden emittiert. Teile des Ammoniaks werden zu Stickstoffoxiden umgewandelt • Kein Abscheidegrad für anorganische Stäube • Deutlich höhere Kosten als bei der kombinierten Behandlung mit Emissionen aus der Formgebung, wenn möglich <p><i>Quelle: [89, EURIMA Suggestions 2007]</i></p>
--

Betriebsdaten

Die in Tabelle 4.40 angegebenen Emissionsdaten können mit dem Einsatz dieser Technik erreicht werden.

Daten zum Energieverbrauch durch die Abgasverbrennung sind nicht verfügbar.

Anwendbarkeit

Zur Zeit der Erstellung des Dokuments (2010) wird die Technik nur zur Behandlung der Emissionen aus Steinwollehärteöfen eingesetzt; 60 – 70 % der Anlagen nutzen diese Technik. Alternative Optionen sind unten beschrieben.

Aufgrund des hohen Volumens, der geringen Konzentration, der geringen Temperatur und manchmal des hohen Feuchtegehalts ist die Technik viel zu teuer für das Abgas aus dem Formgebungsbereich. Im Prinzip ist diese Technik sowohl in neuen als auch bestehenden Anlagen anwendbar.

Sowohl für Glas- als auch Steinwolle gibt es für gewöhnlich die Möglichkeit, die Emissionen aus dem Formgebungsbereich und dem Härteofen für die Behandlung zusammenzuführen, um sie mit einer Technik zu behandeln, was oft ökonomischer ist. Im Prinzip gibt es keinen technischen Grund dafür, dass Emissionen aus Glaswollehärteöfen durch Verbrennung behandelt werden. Jedoch muss dies nicht die kosteneffizienteste Lösung sein.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für die Abgasbehandlung sind in Tabelle 4.41 dargestellt und hängen stark vom Luftstrom und der Anlagengröße ab. Die Wirtschaftlichkeit der Verbrennung hängt stark von den Möglichkeiten der Wärmerückgewinnung ab. Die Kosten hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab, aber im Besonderen:

- Volumen des zu behandelnden Abgases, das die Größe der Verbrennungskammer bestimmt;
- Abgastemperatur, die die Auslegung der Anlagenteile und die Anforderungen an die Hilfsbrennstoffe bestimmt.;
- Kalorischer Wert des Gases, der die Anforderungen an die Hilfsbrennstoffe beeinflusst;
- Verbrennungstemperatur, die die Baumaterialien bestimmt;
- Instrumente;
- Wärmerückgewinnungsmöglichkeiten;
- Installationsbedingungen; innen, außen, ebenerdig, auf dem Dach, etc.

Triebkraft für die Einführung

Die Erfüllung rechtlicher Anforderungen für organische Emissionen und Beschwerden über Geruchsbelästigung von Anwohnern können Grund für die Einführung dieser Technik sein.

Referenzanlagen

Rockwool Lapinus, Roermond, Niederlande
Partek Rockwool AB, Hällekis, Schweden
Owens Corning, Queensferry, UK

Referenzliteratur

[\[89, EURIMA Suggestions 2007\]](#)

4.5.6.2.5 Steinwollefilter

Beschreibung

Steinwollefilter können als Filtersystem für die zusammengeführten Abgase aus dem Formgebungs- und Härtebereich oder aus dem Härtebereich allein genutzt werden. Eine detaillierte Beschreibung dieser Technik befindet sich in Abschnitt 4.5.6.1.4.

Umweltleistung

Die Filter mindern organische und anorganische Feststoffe wirksam, mindern aber die gasförmigen Emissionen nicht erheblich. Dies führt zu einem Anstieg der Emissionen organischer Bestandteile sowie Ammoniak aus dem Bindemittel, jedoch werden der Energieverbrauch sowie die Emissionen von Stickstoffoxiden und CO₂ im Vergleich zu einem Verbrennungsofen gemindert. Die erhöhten Emissionen an Bindemittelbestandteilen sind normalerweise unerheblich im Vergleich zu den Emissionen aus dem Formgebungsbereich.

Medienübergreifende Auswirkungen

Der Steinwollefilter hält die meisten organischen und anorganischen Feststoffe zurück, gasförmige Bestandteile werden jedoch nur geringfügig gemindert.

Betriebsdaten

Die mit Steinwollefiltern erzielbaren Ergebnisse sind im Vergleich mit anderen Minderungstechniken in Tabelle 4.40 dargestellt.

Anwendbarkeit

Steinwollefilter werden zur Behandlung von Emissionen aus Steinwollehärteöfen als Alternative zur Abgasverbrennung eingesetzt. Die Feststoffkonzentration im Härteofenabgas ist für gewöhnlich sehr gering, weshalb einige bestehende Anlagen nur Primärmaßnahmen und einen Kamin zur Abgasbehandlung aus Härteöfen benutzen. Der Kamin kann entweder ein einzelner oder kombinierter für die Formgebung/Härtung sein.

Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Kosten für diese Technik sind in Tabelle 4.41 dargestellt und hängen stark vom Abgasvolumen und der Anlagengröße ab.

Triebkraft für die Einführung

Die Minderung organischer Stäube und Tröpfchen/Aerosole zur Einhaltung gesetzlicher Emissionswerte für organische Emissionen können Grund für die Einführung dieser Technik sein.

Referenzanlagen

Es wurden keine Informationen übermittelt.

Referenzliteratur

[89, [EURIMA Suggestions 2007](#)]

4.5.6.3 Produktkühlung

Eine großes Luftvolumen (normalerweise 10000 bis 40000 m³/h) muss durch das Produkt geführt werden, um es auf angenehme Temperaturen nach dem Verlassen des Ofens zu kühlen. Dieses Gas enthält höchstwahrscheinlich Fasern, Partikel ausgehärteten Bindemittels und geringe Anteile organischer Dämpfe, die riechen können. Dieser Gasstrom ist kein Hauptproblem des Sektors, kann aber zu lokalen Problemen führen. Es gibt drei Hauptmethoden für die Gasbehandlung, und Beispiele für alle drei sind im Sektor zu finden und gelten als verfügbar und wirtschaftlich zumutbar. Alle drei Methoden erreichen relativ geringe Emissionswerte, und die bevorzugte Methode hängt von den örtlichen Gegebenheiten ab. In einigen Fällen, in denen die Emissionen sehr gering sind, können Sekundärtechniken zur Minderung notwendig sein. Diese drei Techniken sind:

- Einsatz eines Filters zur Abscheidung von Staub, kombiniert mit einer ausreichenden Austrittsgeschwindigkeit und -höhe zur Vermeidung von Gerüchen am Boden
- Einsatz eines Nasswäschers, kombiniert mit einer angemessenen Dispersion. Ein Venturi-Wäscher führt zu den niedrigsten Feststoff- und Dunstmissionen
- Zusammenführen der Luft aus der Kühlung mit dem Abgasbehandlungssystem des Formgebungs- oder Härtebereichs

Die Option der Zusammenführung ist die ökologisch und ökonomisch effizienteste Methode.

4.5.6.4 Produktverarbeitung und -verpackung

Die Mineralwolleherstellung erfordert eine Reihe von Bearbeitungsvorgängen, wie Besäumen, Quer- und Längsschneiden, die zu Staubemissionen führen. Der angemessene Weg zur Behandlung dieser Emissionen ist die wirksame Erfassung und Absaugung. Anschließend wird die abgesaugte Luft in einem wirksamen Entstaubungssystem, normalerweise einem Gewebefilter (siehe auch Abschnitt 3.8.2.4), behandelt.

Verpackungsvorgänge sind ebenfalls mögliche Quellen für Staubfreisetzungen und sollten auf die gleiche Art und Weise behandelt werden.

Die Gasvolumina dieser Vorgänge können stark variieren (von 5000 bis 70000 m³/h). Zur Minderung der Anschaffungs- und Betriebskosten, sollten die abgesaugten Volumina auf ein Minimum im Sinne einer guten Stauberfassung reduziert werden.

4.5.6.5 Geruchsentstehung bei der Mineralwolleproduktion

Eine technische Geruchsbeurteilung ist schwierig, teuer, möglicherweise subjektiv, und es sind nur wenige Informationen verfügbar. Jedoch können Mineralwolleanlagen der Grund für Geruchsbeschwerden von Anwohnern sein. Dieses Problem ist in den vergangenen Jahren aufgrund des optimierten Betriebs und der Minderung zurückgegangen, ist aber immer noch ein Problem bei vielen Anlagen. Dieser Abschnitt befasst sich mit Gerüchen aus allen Teilen des Prozesses einschließlich der Schmelze.

Konventionell Luft-Gas-befeuerte und Sauerstoff-befeuerte Wannen verursachen aufgrund der hohen Temperaturen normalerweise keine Geruchsprobleme, selbst wenn recyceltes Material geschmolzen wird. Elektrische Cold-top-Wannen verursachen selten Geruchsprobleme, aber dies kann der Fall sein, wenn Mineralwolleabfälle recycelt werden. Das Bindemittel kann während der Schmelze teilweise thermisch zersetzt werden, und dadurch können geruchsbildende Stoffe freigesetzt werden. Dieses Problem kann durch den Zusatz von Oxidationsmitteln oder Vorbehandlung der Fasern minimiert werden.

Kupolöfen verursachen erhebliche Emissionen an geruchsbeeinträchtigenden Schwefelwasserstoffen. Die angemessene Lösung dieses Problems ist die Verbrennung in einem Nachverbrennungssystem, das auch alle anderen geruchsbeeinträchtigenden Emissionen aus recyceltem Material oder Rohstoffen mindert.

Die Hauptquellen für Geruch sind die nachgeschalteten Prozesse, speziell die Formgebung und Härtung. Gerüche können auch bei der Kühlung entstehen, speziell bei dichten Produkten, bei hohem Bindemittelgehalt, oder wenn eine zu starke Aushärtung stattfand. Gerüche einzelner Chemikalien, die im Prozess eingesetzt werden, werden als unerheblich betrachtet. Gerüche entstehen hauptsächlich bei chemischen und thermischen Reaktionen der eingesetzten organischen Bindemittel. Der charakteristische Geruch ist der verbrannten Bakelits. Beschwerden über Formaldehyd- oder Ammoniakgerüche außerhalb der Anlage sind sehr selten.

Die meisten Gerüche stammen offenbar aus dem Härteofen, wo die chemischen und thermischen Hauptreaktionen stattfinden. Der Trocknungsprozess verursacht auch gewisse Dämpfe von Bindemitteln und Zwischenprodukten. Auf den Innenseiten der meisten Härteöfen zeigen sich Ansammlungen von Faser- und harzhaltigem Material, was durch die Ofentemperaturen ebenfalls zur Entstehung geruchsbildender Stoffe führen kann. Kleine Feuer und örtliches Ausglühen sind ebenfalls nicht ungewöhnlich in Härteöfen, und der Rauch und Dunst können sehr geruchsintensiv sein.

Fälle von Geruchsbildung können durch gute Ofenwartung und -reinigung, Nasswäscher, angemessene Verteilung und Maßnahmen zum schnellen Feuerlöschen stark reduziert werden. Die Verbrennung von Härteofenabgasen ist eine sehr wirksame Lösung für dieses Problem.

Die Vorgänge im Formgebungsbereich können auch zur Entstehung von Gerüchen führen, speziell wenn Bindemittel auf heiße Fasern gesprüht wird. Die Umgebung ist jedoch kühler und dadurch feuchter als der Härteofen, und die Gasvolumina sind viel größer, wodurch die Konzentration geruchsbildender Stoffe verdünnt wird. Obwohl eine erhebliche Menge geruchsbildender Stoffe aus dem Formgebungsbereich emittiert werden kann, entsteht Geruch nur, wenn die Bestandteile in einer Konzentration oberhalb der Geruchsschwelle vorliegen, weshalb die Emissionen aus dem Formgebungsbereich im Allgemeinen weniger geruchsintensiv sind als die Emissionen aus dem Härteofen. Wenn aus den Emissionen des Formgebungsbereichs Gerüche entstehen, können sie durch Nasswäsche und angemessene Feinverteilung minimiert werden. Problematische Gerüche können durch Nasswäsche mit einem Oxidationsmittel behandelt werden, dies müsste dann aber getrennt vom Prozesswassersystem erfolgen. Die Aspekte der chemischen Nasswäsche werden in Abschnitt 4.5.6.1.2 beschrieben.

Eine Zusammenfassung der im Allgemeinen erreichbaren Werte für Emissionen aus den nachgeschalteten Prozessen im Mineralwollesektor (Zerfasern, Formgebung, Härtung und Kühlung) ist in Tabelle 4.40 dargestellt. Die in der Tabelle enthaltenen Daten sind aus Messungen aktiver Anlagen. Die momentanen Emissionen hängen nicht nur von der angewandten Minderungstechnik ab, sondern auch vom Bindemittelgehalt des hergestellten Produkts und der angewandten Primärtechniken. Folglich zeigen die Daten in der Tabelle sich überschneidende Bandbreiten an Emissionen für verschiedene Minderungstechniken.

In Tabelle 4.41 ist eine Zusammenfassung der Kostendaten für die Anwendung von Minderungstechniken für die wichtigsten nachgeschalteten Prozesse im Mineralwollesektor dargestellt. Die Minderungstechniken werden entsprechend der Beschreibung in der Tabelle genutzt. Z.B. würde ein elektrostatischer Nassabscheider zur Entfernung von Fasern und Wasser immer mit einem vorgeschalteten Wasserstrahlreiniger und Zyklon kombiniert werden, was zu den angegebenen Kosten führt.

Tabelle 4.40: Im Allgemeinen erreichbare Emissionswerte für nachgeschaltete Prozesse im Mineralwollesektor bei der Anwendung verschiedener Techniken

Prozess/Technik	Emissionen ⁽¹⁾ in mg/Nm ³ (kg/Tonne Produkt in Klammern)							
	Staub	Phenol	Formaldehyd	Ammoniak	NO _x	CO ₂	VOCs ⁽²⁾	Amines ⁽²⁾
Zerfaserung, Formgebung und Härtung kombiniert								
Zyklon	15 (0.6)	2 (0.08)	1 (0.04)	10 (0.4)			14 (0.56)	
Wasserstrahlreiniger und Zyklon	9 – 64 (0.6 – 3.2)	0.4 – 14 (0.03 – 0.8)	0.7 – 6.4 (0.06 – 0.25)	8 – 61 (0.36 – 5.0)			3 – 28 (0.13 – 1.7)	
Wasserstrahlreiniger und Zyklon und elektrostatischer Nassabscheider ⁽³⁾	19 (1.21)	7.0 (0.46)	3.6 (0.269)	56 (3.6)			20.3 (1.43)	
Wasserstrahlreiniger und Zyklon und Absetzkammer	18.1 (0.65)	1.31 (0.0465)	3 (0.1)	48.8 (1.81)		5236 (194)	23.7 (0.89)	
Steinwollefilter ⁽⁴⁾	18.3 (0.8)	18.8 (0.7)	6.5 (0.23)	39.3 (1.41)	48 ⁽²⁾			
Zerfaserung und Formgebung kombiniert								
Zyklon	14.5 (1.11)	1.88 (0.14)	1.65 (0.13)	19.5 (1.49)			9.3 (0.71)	
Wasserstrahlreiniger und Zyklon und Festbettwäscher ⁽³⁾	11 (0.35)	0.75 (0.024)	1.4 (0.044)	30.9 (0.97)	2 (0.06)		20.7 (0.65)	
Steinwollefilter ⁽⁴⁾	7 – 44 (0.15 – 1.2)	0.5 – 14 (0.01 – 0.25)	0.7 – 5.4 (0.017 – 0.14)	6.7 – 64.2 (0.18 – 1.4)	70.4 (2.75)			0.08 (0.0016)
nur Härtung								
Zyklon	81 (0.33)	1.02 (0.0043)	1.4 (0.018)	125 (0.84)			14.4 (0.08)	
Wasserstrahlreiniger und Zyklon und Festbettwäscher ⁽³⁾	1.9 (0.0048)	0.18 (0.0005)	0.03 (0.00007)	44.3 (0.11)			42.7 (0.11)	
Abgasverbrennung ⁽⁴⁾	3 – 29 (0.01 – 0.16)	0.2 – 30 (0.0004 – 0.1)	0.22 – 7.1 (0.001 – 0.06)	6 – 90 (0.05 – 0.24)	45 – 204 (0.08 – 1.3)	16000 – 8000 (35 – 81)		0.07 (0.0002)
Steinwollefilter ⁽⁴⁾	11 (0.25)	5.85 (0.019)	5.4 (0.022)	65 (0.28)	34 (0.12)			
Verbrennung und Steinwollefilter ⁽²⁾	13.5 (0.03)	1.2 (0.004)	5 (0.011)	83 (0.26)	225 (0.3)			0.3 (0.001)
Kühlung								
Zyklon	12.5 (0.04)							
Steinwollefilter ⁽⁴⁾	4 – 50 (0.02 – 0.41)	5.5 (0.047)	3.89 (0.02)	18.3 (0.08)	43.3 (0.12)			

⁽¹⁾ Die als Bandbreite angegebenen Emissionen beziehen sich auf eine erhebliche Zahl an Messungen (min. 9, max. 23). Einzelne Emissionsdaten beziehen sich auf einen Mittelwert einer begrenzten Anzahl von Messungen (min. 1, max. 4).

⁽²⁾ die verfügbaren Daten sind begrenzt.

⁽³⁾ WESP = wet electrostatic precipitator; PBS = packed bed scrubber. (Anm. d. Übersetzers: im deutschen Text nicht abgekürzt)

⁽⁴⁾ Diese Techniken sind nur für die Steinwolleproduktion anwendbar.

Quelle: [\[93, EURIMA data tables 80% 2007\]](#)

Tabelle 4.41: Anschaffungs- und Betriebskosten von Minderungstechniken für nachgeschaltete Prozesse im Mineralwollesektor

Minderungstechnik	Anlagenkapazität (Tonnen/Tag)	Anschaffungskosten (Millionen EUR) ⁽¹⁾	Betriebskosten (Millionen EUR pro Jahr) ⁽²⁾	Spezifische Kosten (EUR/Tonne) ⁽³⁾
Formgebung und Härtung				
Wasserstrahlreiniger + Zyklon	50	1.1	0.15	16.5
Wasserstrahlreiniger + Zyklon + elektrostatischer Nassabscheider	150	4.4	0.6	23.5
Wasserstrahl-reiniger + Zyklon + Nasswäscher	100 – 150	2.3	0.5 (100 t/d) 0.62 (150 t/d)	18.5 (150 t/d) 20.5 (100 t/d)
Steinwollefilter	150 – 350	0.9 (200 t/d)	0.86 (200 t/d)	16 (200 t/d)
Formgebung + Härtung + Kühlung				
Wasserstrahlreiniger + Zyklon + Nasswäscher + elektrostatischer Nassabscheider	250	7.6	0.95	21
trockene + Nasswäsche + elektrostatische Nassabscheider ⁽³⁾	250	13.7	0.73	28.5
Formgebung + Kühlung				
Steinwollefilter	150	1.3 – 4.3	0.4 – 0.55	17 – 18.5
nur Formgebung				
Wasserstrahlreiniger + Zyklon	25	0.8	0.16	29
Gegenstromwäscher	100	3.1	0.15	15.5
Steinwollefilter	150 – 350	1.0 (150 t/d) 8.4 (350 t/d)	0.55 – 0.6	8.5 – 17
nur Härtung				
Steinwollefilter + Nachverbrennung	150 – 200	0.8 – 1.3	0.2 (Recycling) 0.4 (Abfall)	5.5 (Recycling) 14.5 (Abfall)
Härtung + Kühlung				
Abgasverbrennung (Nachverbrennung)	150 – 350	0.6 – 1.3 (150 – 250 t/d) 3.5 (350 t/d)	0.3 – 0.6	5.5 – 14
⁽¹⁾ Anschaffungskosten beinhalten die jährliche Abschreibung, Zinsaufwendungen, Anlagenvorbereitung, Abgasbehandlung, Abfallbehandlung/beseitigung etc. ⁽²⁾ Betriebs- und spezifische Kosten beinhalten die Wartung, Energie, Chemikalien, CO ₂ -Zertifikate, Abfallentsorgung, Wassereinsatz, etc. ⁽³⁾ Bei trockenem und Nasswäscher + elektrostatischem Nassabscheider: Anschaffungskosten beinhalten die Waschwasserbehandlungsanlage; spezifische Kosten enthalten nicht die Kosten der Waschwasserbehandlungsanlage. Quelle: [115, EURIMA-ENTEC Costs evaluation 2008]				

4.5.7 Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung

Das Hauptumweltproblem bei nachgeschalteten Prozessen im Hochtemperaturwollesektor ist die Emission von Feststoffen in die Luft, die auch faserhaltigen Staub von der Hochtemperaturwolle selbst enthalten kann. Darüber hinaus können einige Sekundärprozesse auch VOC-Emissionen verursachen, speziell während der Trocknungs- und Aushärtungsprozesse.

Feststoff- und faserhaltige Staubemissionen können in einer Reihe von Prozessen entstehen; z.B. Zerfaserung und Sammlung, Vernadeln, Schlichteverbrennung, Schlitzten, Schneiden, Besäumen, Zuschneiden, Verpacken und bei Sekundärprozessen.

Die technischen Möglichkeiten zur Minderung der Emissionen von nachgeschalteten Prozessen basieren normalerweise auf der Filtration von Feststoffen mit dafür vorgesehenen Filtern nahe an der Quelle der Abgase.

Während der Faserherstellung wird ein Schlichtemittel zur Reduktion der Reibung zwischen den einzelnen Fasern zugegeben, damit eine Vernadelung stattfinden kann. Nach der Zerfaserung werden die einzelnen Fasern in der Sammelkammer mit Hilfe von Absaugung auf ein luftdurchlässiges Gitterband aus geflochtenem Draht abgelegt.

Das staubbeladene Gas wird pneumatisch durch eine Rohrleitung zum Gewebefilter (Trockenabscheider) abgeleitet, wo der Staub entfernt wird. In gewissen Abständen werden die Gewebefilter pneumatisch gereinigt. Die entfernten Fasern und Faserstäube werden in verschließbare Polyethylen-Beutel verpackt und teilweise als Rohmaterial für die vakuumgeformten Produkte oder in alternativen Recyclingprozessen genutzt.

Als Ergebnis des Weichmacherprozesses werden die Staubemissionen während des Vernadelns des Gewebes/der Matte reduziert. Der in der Vernadelungsmaschine entstandene Staub wird direkt an den Maschinen abgesaugt. Die abgesaugte Luft wird in Filterseparatoren gereinigt. Zur Entfernung des organischen Weichmachers wird die vernadelte Matte vorher thermisch behandelt. Der Abfall und während des Zuschneidens anfallende Streifen werden durch Absaugen entfernt, einem Gewebefilter in einem geschlossenen System zugeführt und als Produkt in Polyethylenaschen verpackt. Bevor die vernadelte Matte verpackt wird, passiert sie eine Kühlzone in der Umgebungsluft durch die Matte gesaugt wird, um diese abzukühlen. Jeglicher im Prozess entstandener Staub wird in filternden Abscheidern gesammelt. Das in allen Systemen entfernte Material wird als Rohstoff für vakuumgeformte Teile oder Bretter genutzt.

Alle Bereiche, in denen Feststoffe oder faserhaltiger Staub freigesetzt werden können, können mit einem wirksamen Absaugsystem, das zu einem Gewebefilter führt, versehen werden. Ein gut ausgelegtes und betriebenes Primärfiltersystem ist in der Lage Emissionswerte zwischen 1 – 5 mg/Nm³ (<1 mg/Nm³ für Fasern) zu erreichen.

Beruhet ein Prozess auf Primärfiltern, bietet eine Art Schlauch-Versagens-Vorrichtung Sicherheit. Viele Anlagen sind mit alarmgestützten Druckabfallmonitoren ausgestattet, darauf allein darf man sich nicht verlassen.

Filtersysteme mit Absaugsystem auf der sauberen Seite des Gewebefilters (negative Drucksysteme) sind normalerweise die bevorzugte Wahl. Positiv-Druck-Systeme mit dem Gebläse auf der unbehandelten Seite können zu undichten Stellen im nachfolgenden System führen, was wiederum zu Materialfreisetzung führen könnte.

Die Reinigungszyklen für Gewebefilter können zur Sicherstellung der maximalen Filterwirksamkeit optimiert werden. In einigen Anwendungen, speziell bei Faserfreisetzungen, können Schüttelmechanismen wirksamer als Umkehrstrahlsysteme sein. Aufgrund der Art des gesammelten Materials ist es wichtig, sicherzustellen, dass es in einer Art und Weise gehandhabt und entsorgt wird, die eine Freisetzung in Luft oder Wasser verhindert. In einigen Fällen kann es möglich sein, das gesammelte Material im Ofen zu recyceln.

Organik-Emissionen können während der Schlichtemittelverbrennung oder der Härtung oder Trocknung während der Sekundärbehandlung entstehen. Betriebserfahrungen haben gezeigt, dass diese Freisetzungen sehr gering sind. Wenn jedoch die Emissionen erheblich sind (z.B. >100 g/h) können sie entweder durch Primärmaßnahmen bezüglich der Zusammensetzung oder durch Standard-Minderungstechniken, z.B. Verbrennung oder Absorption, behandelt werden.

4.5.8 Fritten

Die Frittenproduktion ist nicht für signifikante spezifische Emissionen aus nachgeschalteten Prozessen verantwortlich. Das Schleifen und Mahlen wird normalerweise nass durchgeführt, aber Staubminderungsmaßnahmen können notwendig sein, wenn trockenes Mahlen durchgeführt wird sowie im Verpackungsbereich des trockenen Produkts. Die wirksamste Technik ist die Absaugung mit nachgeschaltetem Gewebefiltersystem.

4.6 Techniken zur Minderung von Emissionen in das Wasser

Allgemein sind Emissionen in das Wasser relativ gering, und es gibt wenige Probleme, die spezifisch für die Glasindustrie sind. Dieses Dokument deckt nicht die Fragen der Wasserverschmutzung ab, die generell viele Industrieprozesse betreffen. Diese sind sehr detailliert in der technischen Literatur beschrieben. Dieser Abschnitt fasst kurz die allgemeinen Probleme zusammen und wo angebracht, werden weitere Informationen zu Problemen, die spezifisch für die Glasindustrie sind, angegeben. Allgemein wird Wasser hauptsächlich für die Reinigung und Kühlung verwendet und kann einfach recycelt oder mit Standardtechniken behandelt werden. Die möglichen Hauptquellen der Wasserverschmutzung sind unten angegeben:

- Oberflächenwasserablauf
- Verschüttungen oder Leckagen aus der Rohstofflagerung
- Abwasser aus Bereichen, die verschmutzt sind mit flüssigen oder festen Materialien
- Wasser, das zur Produktreinigung verwendet wurde
- Kühlwasser- und Abschlammwasser aus geschlossenen Kreislaufsystemen
- Auslässe aus Nasswäschern.

Mit Ausnahme von Sanitärabwasser enthalten die Abwässer generell nur Glasfeststoffe, einige ölige Verunreinigungen, einige lösliche Glasherstellungsmaterialien (z.B. Natriumsulfat) und Chemikalien zur Behandlung des Kühlwassers. Wo potentiell schädliche Stoffe verwendet werden, können Maßnahmen ergriffen werden, die verhindern, dass sie den Wasserkreislauf erreichen. Wo praktisch möglich, sollten geschlossene Kühlwasserkreisläufe verwendet und die Abschlammung minimiert werden. Zur weiteren Minderung der Emissionen können Standardbehandlungstechniken, falls erforderlich, verwendet werden; z.B. Absetzen, Sieben, Ölabscheider, Neutralisation und Ableitung in öffentliche Abwasserbehandlungsanlagen. Zur Minderung der Emissionen aus der Lagerung von flüssigen Rohstoffen und Zwischenprodukten können gute Standardverfahren verwendet werden, wie:

- Vorhandensein von ausreichend dimensionierten Umschließungen (Schutzdämme)
- Inspektion/ Tests der Tanks und Dämme, um die Intaktheit sicher zu stellen
- Überfüllschutz (Absperrventile, Alarmer usw.)
- Positionierung der Auslassöffnungen und Befüllpunkte innerhalb der Dämme und Umschließungen.

Im Allgemeinen werden die Wasseremissionen als Mischproben überwacht, die über eine Zeit von zwei Stunden oder einen Tag genommen werden (in einigen Mitgliedsstaaten wird der Tagesdurchschnitt aus vier von fünf Proben als Referenz genommen). Kontinuierliche Messungen von pH-Wert und Temperatur sind üblich.

Die für die Glasindustrie spezifischen Probleme sind:

- die Prozesswassersysteme der Mineralwolleherstellung
- Abwässer aus der Endlosglasfaserherstellung
- Spezialglas (Fernseherglas)
- Wirtschaftsglas (Bleikristall, Kristallglas)
- Frittenkühlung (Abschrecken und Mahlkreisläufe).

Mineralwolle

Unter normalen Umständen sind Mineralwolleprozesse Nettoverbraucher von Wasser mit großen emittierten Dampfmenen in die Luft aus der Formgebung und in geringem Maße aus der Aushärtung. Es gibt keine anlagenbedingten Abwasserableitungen außer den allgemeinen Aspekten, die oben genannt wurden. Die meisten Anlagen arbeiten mit geschlossenen Kreislaufwassersystemen (siehe Figure 2.11), und, wenn möglich, wird das Wasser aus der Kühlwasserabschlammung und das Reinigungswasser in die Anlage zurückgeleitet (Kreislauf). Prozessreinigungswasser und Bindemittelverluste werden gewöhnlich in den Prozesswasserkreislauf recycelt.

Das Prozesswassersystem hat ein begrenztes Volumen. Es kann aber so ausgelegt werden, dass durch einen Vorratsbehälter eine Zwischenspeicherung bei Anlagenüberlastung ermöglicht wird, das anschließend in das System zurück geführt werden kann. Die meisten der in diesem Prozess verwendeten Stoffe sind mit der Prozesswasserchemie verträglich. Geringe Mengen an verschmutztem Abwasser können durch chemische Bindemittel, Verschüttungen und Ölabscheider entstehen. Wenn derartige Stoffe nicht mit dem Prozessabwassersystem kompatibel sind, können sie in einen Auffangbehälter abgeleitet werden. Angesichts der sehr geringen Volumina dieser Stoffe werden sie normalerweise in die öffentlichen Abwasserkanäle eingeleitet oder außerhalb des Standortes entsorgt. Die in Tabelle 4.42 angegebenen Verfahren können eingesetzt werden, scheinen aber aufgrund der kleinen Mengen wirtschaftlich nicht vertretbar zu sein.

Das umfangreiche Prozesswassersystem stellt eine mögliche Quelle für Verschmutzungen von sauberen Wasserkreisläufen dar, wie beispielsweise Oberflächenwässer und Abschreckwasser für Scherben. Derartige Systeme können so ausgelegt und betrieben werden, dass dieses Risiko weitgehend beseitigt wird. Z.B. sollten Reinwasser-Systeme dort abgedichtet werden, wo sie durch Bereiche laufen, in denen Verschmutzungen auftreten können.

Biologische Behandlung ist eine Technik, die im Mineralwollesektor zum Abbau der organischen Verbindungen, die aus der Bindemittelanwendung stammen, verwendet werden kann. Biowäscher, die Bakterien verwenden, und Waschtürme verringern die Menge an organischen Schadstoffen im Prozessabwasser (siehe Tabelle 4.36 in Abschnitt 4.5.6.1.3)).

Endlosglasfaser

Die Emissionen entstehen aus dem Formbereich, bei der Bindemittelaufbereitung, Reinigung, Abkühlung, beim Auftragen der Bindemittel auf Glasgewebe und Matten und aus den mit Wasser betriebenen Waschanlagen. Die Hauptemissionsquelle liegt im Formbereich. Angesichts der hohen Geschwindigkeit der Wickelmaschinen und der Einzelfaden-Bewegung während des Formprozesses wird ein Teil des aufgetragenen Bindemittels ausgeschleudert und ausgepresst. Die hauptsächlichen Schadstoffe in dem unbehandelten Abwasser sind eigentlich die Bindemittel selbst. Durch sorgfältige Maßnahmen bei der Handhabung, insbesondere bei der Bindemittelaufbereitung, kann das Emissionsniveau aus dem gesamten Produktionsprozess erheblich reduziert werden.

Die Schadstoffsorten und -konzentrationen sind aufgrund der verschiedenen Bindemittelsysteme und Verarbeitungsmethoden weitgehend unterschiedlich. Die Schadstoffkonzentrationen in dem Abwasser sind in manchen Fällen durch die Verdünnung mit dem Wasser aus dem Waschvorgang äußerst gering, jedoch enthalten sie gewöhnlich hohe organische Schadstoffkonzentrationen infolge der verwendeten Bindemittel. Das Abwasser muss allgemein entweder in das öffentliche Kanalisationssystem eingeleitet oder vor Ort mit einer geeigneten Kombination aus den in Tabelle 4.42 dargelegten Verfahrenstechniken behandelt werden. Wenn das Abwasser direkt in einen Oberflächengewässer entsorgt wird, ist offenbar die wirksamste Art der Behandlung vor Ort eine biologische Behandlung. Allerdings ist eine sorgfältige Auslegung und Fahrweise des Behandlungssystems erforderlich, weil die Wirksamkeit der biologischen Behandlung in manchen Fällen angesichts geringer Konzentrationen und eines hohen Anteils an Polymeren infrage gestellt werden kann.

Spezialglas

Der Spezialglassektor ist sehr vielseitig, und es ist nicht möglich, sämtliche potentiellen Emissionen in das Wasser und die geeigneten Vermeidungsmaßnahmen zu identifizieren. Die meisten

Arbeitsvorgänge in diesem Bereich sind nur von den allgemeinen, zuvor erörterten Abwasserproblemen betroffen. Allerdings beinhaltet die Herstellung gewisser Produkte, wie insbesondere TV-Glas und optischer Gläser, das Nass-Schleifen oder Polieren. Daraus entsteht ein wässriger Strom mit Schleif- und Polierresten (z.B. Ceroxid, Siliziumcarbid) und feinen Glaspartikeln, die Blei enthalten können. Dieser Abwasserstrom kann durch eine kombinierte Standard-Feststoffentfernungstechnik, wie in Tabelle 4.42 dargestellt, behandelt werden. Das im Glas enthaltene Blei ist in der Hauptsache unlöslich, und der gesamte Bleigehalt ist abhängig vom Feststoffgehalt.

Wirtschaftsglas

Allgemeines sind im Wirtschaftsglassektor sehr geringe Emissionen in die Gewässer festzustellen. Wie bei anderen Branchen der Industrie besteht ein Großteil der Abwässer aus Kühlwasser und Wasser für die Reinigung. Diese wässrigen Emissionen werden Kühlwasserbestandteile, Wasser aus der Reinigung sowie abfließendes Oberflächenwasser enthalten. Allerdings erzeugen gewisse Vorgänge, darunter insbesondere die Herstellung von Bleikristall und Kristallglas, spezifischere Emissionen.

- Wasser zum Schneiden enthält Prozessreste und feine Glaspartikelanteile. Dieses Abwasser kann mit Standard-Feststofftrennverfahren behandelt werden. Das Wasser lässt sich erneut zum Schneiden verwenden, um das Emissionsniveau so weit wie möglich zu vermindern, obwohl eine geringe Menge an Reststoffen aus dem Kreislauf entfernt werden muss. Das in dem Glas enthaltene Blei ist im Wesentlichen unlöslich.
- Beim Säurepolieren hat das Glas nach dem Eintauchen in Säure eine Schicht aus Bleisulfat auf der Oberfläche. Diese Schicht wird unter heißem Wasser abgewaschen, das hierdurch versauert und lösliche Bleisulfate enthält. Diese Abwässer können durch kombinierte chemische und physikalische Verfahren aufbereitet werden. Zur Abscheidung von Blei kann das Bleisulfat zur Reaktion aktiviert werden (z.B. mit Kalziumkarbonat). Dabei entsteht Bleikarbonat, das normalerweise anschließend durch Koagulation und Flockung gefolgt von einer physikalischen Trennung, beseitigt werden kann. Bei Einsatz dieser Techniken ist es möglich, die Bleigehalte bis auf < 0,5 mg/l zu reduzieren.
- Die säurehaltigen Abfallstoffe aus den Nasswäschern erfordern vor dem Entleeren eine Neutralisation. Alternativ kann Hexafluorkieselsäure zurückgewonnen und als chemischer Rohstoff verkauft werden. Eine Zugabe von Kalziumkarbonat in das saure Wasser kann zur Entfernung von Fluoriden genutzt werden, die aus der zum Polieren verwendeten Fluorwasserstofflösung stammen (siehe Abschnitt 3.6.2.3).

Eine Liste der möglichen Abwasseraufbereitungsprozesse zeigt Tabelle 4.42.

Tabelle 4.42: Liste möglicher Abwasseraufbereitungsprozesse zur Anwendung in der Glasindustrie

<p><u>Physikalische/ Chemische Behandlung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Sieben • Abschöpfen (Skimmen) • Absetzen • Zentrifugieren • Filtration 	<ul style="list-style-type: none"> • Neutralisation • Belüftung • Ausfällen • Koagulation und Flockung
<p><u>Biologische Behandlung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> • Belebtschlamm • Biofiltration 	

Fritten

Emissionen in das Wasser bestehen gewöhnlich aus Kühlwasser, Reinigungswasser und Oberflächenabläufen. Der Abschreck- und Mahlkreislauf sind meistens geschlossen und werden mit Frischwasser aufgefüllt, sie haben aber manchmal einen Ablass, um die Salzanreicherung zu

verhindern. Die Emissionswerte sind sehr gering, sie können aber gelöste Feststoffe enthalten, die einige Elemente enthalten können, die eine In-Situ-Behandlung erforderlich machen können, damit das Wasser in anderen Prozessen verwendet werden kann. Diese Elemente sind gewöhnlich an gelöste Feststoffe gebunden und können mit Trenntechniken für Feststoffe entfernt werden. Der Wert für Bor im Ablasswasser kann höher sein, als er in anderen Glassektoren ist und kann andere Behandlungslösungen erfordern [98, ANFFECC Position of the Frit Sector 2005].

4.7 Techniken zur Minderung anderer Abfälle

Ein charakteristisches Merkmal der Glasindustrie besteht darin, dass in den meisten Prozessen nur geringe Mengen an festen Abfällen anfallen. Die meisten Prozesse verlaufen ohne wesentliche Nebenproduktströme. Die wichtigsten Prozessrückstände sind ungenutzte Rohstoffe und Glasreste, die nicht zu Produkten verarbeitet wurden. Die in der Glasindustrie anfallenden Prozessrückstände und die zu deren Minderung eingesetzten Techniken werden nachfolgend diskutiert.

Gemengeabfallstoffe

Die Reststoffe der Gemengematerialien entstehen durch die Materialhandhabung und die Lagerung. Soweit es die Qualitätsanforderungen zulassen, werden diese Abfälle/Reststoffe unmittelbar in den Prozess zurückgeführt. Im Falle einer Materialansammlung besteht die Möglichkeit, dass die Reinheit dieser Reststoffe für eine Wiederverwendung nicht ausreicht, jedoch kann der Anteil der zurückgeführten Reststoffe durch die in Abschnitt 4.3 angegebenen Techniken auf ein Mindestmaß reduziert werden.

Staubabscheidung aus den Abgasströmen

In den meisten Fällen können diese Rückstände aus den Abgasströmen in den Prozess zurückgeführt werden. Recycelter Filterstaub kann als Substitut für schwefelhaltige neue Rohstoffe in der Glasproduktion, die Sulfat als Läuterungsmittel verwenden, eingesetzt werden. Bei dem Einsatz von Absorptionsmitteln für saure Abgase kommen in der Regel Produkte zur Anwendung, die mit den Rohstoffen verträglich sind, um eine Wiederverwendung zu gewährleisten, wobei die Gemengezusammensetzung angepasst werden sollte. Dieser Aspekt wird in Abschnitt 4.4.1 näher erörtert.

Die Verwendung von Filterstaub in der Gemengerezeptur kann eine Quelle langfristiger Probleme durch eine Verschleppung und mögliche Korrosion am Feuerfestmaterial sein sowie zu kurzfristigen Problemen durch Schwefelanreicherung und NaCl-Dämpfe im Abgas führen.

Bei Regenerativwannen wird im Laufe der Wannenreise eine erhebliche Staubmenge in den Regeneratoren abgelagert. Während einer Erneuerung oder einer Reparatur werden diese Rückstände beseitigt und von dafür zugelassener Stelle entsorgt. In der Regel ist ein Recycling dieser Rückstände nicht durchführbar.

Nicht zu Produkten umgewandelte Schmelze

Dieser Abfallstrom entsteht in der Hauptsache durch Unterbrechungen der Formgebungsprozesse, die entweder auf Funktionsstörungen oder Produktänderungen zurückzuführen sind. Die üblichste und wirksamste Methode besteht in der Abkühlung und Aufsplitterung der Schmelze in Wasser und der direkten Verwendung der auf diese Art und Weise erhaltenen Scherben als Rohmaterial. Es gibt eine Menge Beispiele, wonach diese Methode nicht praktikierbar oder durchführbar ist. Es ist allgemein immer möglich, zurückgewiesenes Behälterglas einzuschmelzen. Die Hauptausnahme ist, wenn das Glas verschmutzt wurde, z.B. durch die Verunreinigung durch Keramik aus Fremdscherbenquellen.

Bei der Floatglasherstellung ergeben sich Prozessunterbrechungen gewöhnlich nach dem Floatbad, und somit bilden die Abfälle/Reststoffe normalerweise eine feste Glasmasse, die in Bruchstücke zerlegt und als Scherben zurückgeführt werden kann. Ähnlich entstehen bei der

Endlosglasfaserherstellung im Allgemeinen Produktionsunterbrechungen nach der Faserbildung und der Abfallstoff sind Glasfasern. Eine weitere Quelle für diese Art Abfall ist ausgelaufenes Glas, bei dem ein Strom geschmolzenen Glases aus dem unteren Kanal entfernt werden muss, um die dichteren, ungeschmolzenen Partikel zu beseitigen. Bei Nicht-Beseitigung sind diese Partikel in der Lage, Zerfaserungsprobleme zu verursachen, die auf einen erheblichen Schaden und erhöhte Reststoffe hinauslaufen können. Eine interne Verwertung dieser Stoffe ist in der Regel nicht erstrebenswert, weil dadurch die abgesonderten Unreinheiten in die Wanne zurückgeführt werden, die in den Düsen zusammenströmen. Dies könnte zu einem stufenweisen Aufbau unschmelzbarer Stoffe und möglicherweise zu einem höheren Abfallanteil angesichts der Probleme durch die Faserbildung führen. In einigen Fällen besteht die Möglichkeit der stofflichen Verwertung dieser Abfälle/Reststoffe in anderen Sektoren der Glasindustrie.

Bei der Hochtemperaturwolleherstellung besteht wenig finanzieller Anreiz für eine stoffliche Verwertung der Restschmelze, jedoch besteht aufgrund der steigenden Abfallentsorgungskosten und Rohmaterialkosten die Tendenz, so viel Abfall wie möglich zu recyceln.

In der Steinwolleherstellung ist eine Rückführung feiner Reststoffe in den Kupolofen nicht möglich, weil dadurch eine Unterbrechung der Luftströmung in dem Materialbett entstehen würde. Dieses Problem lässt sich überwinden, indem die Reststoffe zu Briketts in der Größe der Standard-Rohstoffe verpresst werden. Diese Technik ist jetzt weit verbreitet und kann technisch und ökonomisch als ausgereift angesehen werden, obwohl die Wirtschaftlichkeit Schwankungen unterliegt. Steinwolle-Perlen (nichtfaserige Partikel) können ebenfalls auf diese Art recycelt werden (siehe Abschnitt 3.8.4).

Abfall-Produkte

Diese Kategorie schließt Material, welches die Anforderungen nicht erfüllt, ein, wie Randstreifen, Reststoffe aus der Produktionsumstellung, Bruchstücke und Muster zur Qualitätsbestimmung. Wenn die Möglichkeit besteht, sollten immer Maßnahmen zur Minimierung dieser Art Abfallprodukte bevorzugt werden anstelle von Recycling, zum Beispiel können abgetrennte Randstreifen auf eine Mindestbreite reduziert werden. Diese Maßnahmen haben auch wirtschaftliche Vorteile.

„Harter“ Abfall wie beispielsweise Flachglas-Randstreifen und Behälterglasrückstände, werden sofort nach dem Zerkleinern in Form von Scherben wiederverwertet. Bei manchen Anlagen wird das nicht angewendet, entweder aufgrund von Schwankungen bei der Produktzusammensetzung oder einfach, weil es nicht als wirtschaftlich attraktiv angesehen wird. Theoretisch lassen sich alle "harten" Glasabfälle auf diese Art stofflich verwerten mit Ausnahme von sehr verschmutztem Glas oder zurückgeführtem Glas mit großen Defekten (Steine, Glasfasern), das entsorgt werden muss.

Im Mineralwollesektor haben solche Produktabfälle eine faserige Struktur und können daher nicht direkt in die Wanne zurückgeführt werden. Dieses Problem kann durch Mahlen oder feines Zerkleinern des Materials gelöst werden, es kann dann als Pulver in Wannenöfen, oder in Form von Briketts in Steinwollekupolöfen zurückgeführt werden. Obwohl diese Technik im Prinzip einfach erscheint, ist sie ziemlich kostspielig und erst seit jüngster Zeit aufgrund der steigenden Entsorgungskosten wirtschaftlich tragbar. Zum Zeitpunkt der Abfassung dieses Dokumentes (2010) wird dieses Verfahren nicht allgemein angewendet. Ein weiteres Problem bei der Glaswolleherstellung ist der organische Anteil dieser Stoffe, der in der Wanne oxidiert werden muss. Dadurch wird in der Regel ein erhöhter Einsatz von Nitraten erforderlich, die nach ihrer Zersetzung NO_x -Emissionen freisetzen und manchmal auch MnO_2 , das auch als Oxidiermittel genutzt wird. Wenn immer möglich, werden die Faserabfälle verarbeitet und als Einblaswolle verkauft. Abfälle aus Randstreifen werden in der Regel zerkleinert und direkt in den Faserschleier zurückgeführt. Der Abfallanteil, der auf diese Weise zurückgeführt werden kann, ist begrenzt (nur Randstreifen), und in der Regel können diese Reststoffe nicht für Produkte mit hohen Festigkeitsanforderungen eingesetzt werden.

Bei faserigen Reststoffen aus dem Keramikfasersektor entstehen die gleichen Probleme wie bei Mineralwolle. Der Sektor recycelt in zunehmendem Maße faserige Abfälle und die Arbeiten auf diesem Gebiet laufen weiter.

Die Endlosglasfaserherstellung stellt sehr hohe Qualitätsanforderungen und zum Zeitpunkt der Abfassung dieses Dokumentes (2010) sind auf breiter Ebene keine Beispiele im Großmaßstab

für die Rückführung von Glasfaserabfällen in die Wanne bekannt. Das Problem liegt offenbar an den organischen Bestandteilen der Faser und der Handhabung des faserigen Materials.

Feste Abfälle aus der Abwasserbehandlungsanlage

Im Allgemeinen werden aus dem Prozessabwasser abgetrennte Reststoffe nicht zurückgeführt, sondern es erfolgt die Ablagerung auf einer Deponie. In einigen Sektoren, insbesondere bei Wirtschaftsglas (Bleiglas-Schneidschlamm), werden Initiativen zur Rückgewinnung und Aufwertung dieser Reststoffströme ergriffen. In den meisten Sektoren ist eine Rückgewinnung dieser Reststoffe finanziell nicht vertretbar, weil es sich entweder um geringe Volumen oder nicht abzuschätzende/verunreinigte Zusammensetzungen handelt.

Im Behälterglasektor wird der Abfall aus dem Kühlwassersystem häufig anlagenintern recycelt (feine Glaspartikel gemischt mit Öl).

Die stoffliche Verwertung von Abfällen von Endverbrauchern (beispielsweise aus Altglassammelcontainern) wird in diesem Abschnitt nicht behandelt, weil es sich nicht um einen prozesseigenen Abfallstrom handelt und daher diese Frage außerhalb des Geltungsbereich der Richtlinie in diesem Zusammenhang liegt. Allerdings hat Recycling von Glasscherben beträchtliche Auswirkungen auf die Prozesstechnik und wird in den Abschnitten 4.1 und 4.6 näher betrachtet. Darüber hinaus ist der spezifische Energieverbrauch des Schmelzprozesses reduziert und der Einsatz verringert den Verbrauch an neuen Rohstoffen, was im Sinne dieser Richtlinie positiv zu bewerten ist.

4.8 Energie

Die Glasherstellung ist ein sehr energieintensiver Prozess, und die Auswahl der Energiequelle, Heiztechnik und der Methode der Wärmerückgewinnung sind ausschlaggebend für die Konstruktion der Wanne und die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit des Prozesses. Die dafür gewählten Varianten gehören ebenfalls zu den wichtigsten Faktoren, die sich auf die Umweltverträglichkeit und den energetischen Wirkungsgrad des Schmelzprozesses auswirken. In der Regel macht der für das Einschmelzen des Glases benötigte Energieanteil mehr als 75 % des Gesamtenergiebedarfs der Glasherstellung aus mit einem Durchschnitt von rund 65 % des Gesamtenergieeinsatzes über alle Sektoren der Glasindustrie. Die angegebenen Prozepte beziehen sich auf die Energie am Ort der Verwendung und sind nicht auf Primärenergieeinsatz umgerechnet (siehe Abschnitt 3.2.3).

Eine Zusammenfassung der typischen erreichbaren Werte bei Anwendung der möglichen Techniken/ Maßnahmen zur Minimierung des spezifischen Energieverbrauchs sind in Tabelle 4.43 angegeben, in der Daten für verschiedene Glassektoren angegeben werden auf der Basis von aggregierten statistischen Daten, wie in Kapitel 3 berichtet (z.B. wurde für Behälterglas das untere 50 Perzentil der aggregierten Daten verwendet), und beispielhafte Anlagenwerte.

Tabelle 4.43: Typische spezifische Energieverbrauchsdaten, erreicht bei Anwendung möglicher Techniken /Maßnahmen zur Minimierung des Energieverbrauchs

Sektor	Wannentyp/Kapazität	GJ/t geschm. Glas ⁽¹⁾	GJ/t Fertigprodukt ⁽²⁾
Behälterglas			
<i>Flaschen und Gläser</i>	<100 t/d	5.5 – 7	<7.7
	>100 t/d	3.3 – 4.6	
	elektrische Wannen	2.9 – 3.6	
<i>Flakonglas</i>	<100 t/d	7 – 9	<16
	>100 t/d	4.8 – 6	
Flachglas			
	alle Kapazitäten	5 – 7	<8
Endlosglasfasern			
	alle Kapazitäten	7 – 14	<20
Wirtschaftsglas			

	herkömmliche Wannen		
	<100 t/d ⁽³⁾	6.7 – 9.5	<24 für Kapazitäten <100 t/d ⁽³⁾ <18 für Kapazitäten >100 t/d
	>100 t/d	5 – 6	
	elektrische Wannen ⁽⁴⁾	3.4 – 4.3	
Spezialglas			
<i>alleProdukte</i>	elektrische Wannen ⁽⁴⁾	3.9 – 4.5	<20
<i>Kalknatronglas</i>	herkömmliche Wannen	5 – 10	
<i>Borosilikatglas</i>		10 – 15	
Mineralwolle			
<i>Glaswolle</i>	alle Kapazitäten	2.7 – 5.5	<14
<i>Steinwolle</i>	alle Kapazitäten	4.2 – 10	<12
Hochtemperatur-Isolationswolle			
	alle Kapazitäten	6.5 – 16.5	<20
Fritten			
	Sauerstoff-gef. Wannen	≤9	
	Luft/Brennstoff und angereicherte Luft/ Brennstoff-geheizte Wannen	≤13	
⁽¹⁾ Daten beziehen sich auf den Energieverbrauch der Wanne. ⁽²⁾ Daten beziehen sich auf den Gesamtenergieverbrauch der Anlage. ⁽³⁾ Werte beinhalten nicht Anlagen, die mit Hafenoferen oder Tageswanne ausgerüstet sind, deren Energieverbrauch für den Schmelzvorgang im Bereich von 10 – 30 GJ/t geschmolzenes Glas liegt. ⁽⁴⁾ Berichtete Daten beziehen sich auf den Ort des Verbrauchs und sind nicht auf Primärenergieverbrauch umgerechnet.			

Die Werte aus Tabelle 4.43 sind indikative Zahlen für den spezifischen Sektor, sie decken aber möglicherweise nicht den gesamten Bereich der Betriebsbedingungen der Schmelzwannen und aller nachfolgenden Prozessschritte eines spezifische Glasprodukts ab. Innerhalb jedes Sektors können sich faktisch die verwendete Scherbenrate im Gemenge, die Qualitätsanforderungen an die Glasschmelze und das Verhältnis von verpacktem Produkt zur Schmelze erheblich unterscheiden und damit Auswirkungen auf den spezifischen Energieverbrauch haben. Ebenfalls kann die Umrechnung der vorliegenden Zahlen (z.B. für Elektrowannen, elektrische Zusatzheizung, Sauerstoff-Brennstoff-Heizung) auf Primärenergieverbrauch die Energieverbrauchswerte erheblich beeinflussen.

Die Kosten der Schmelzenergie sind einer der größten Posten der Betriebskosten von Anlagen zur Glasherstellung, und es besteht ein erheblicher Anreiz für Betreiber, den Energieverbrauch zu reduzieren. Traditionell sind wirtschaftliche Einsparungen die Motivation zur Implementierung von Energieeinsparstechniken, in jüngerer Zeit ist die Bedeutung der Umweltaspekte der Energieverwendung gestiegen. Bei fossil gefeuerten Wannen beeinflusst der Energieverbrauch auch die direkten und indirekten Emissionen pro Tonne Glass von Substanzen, die direkt von der Menge des Brennstoffes abhängen, insbesondere sind das CO₂, SO₂ und NO_x aber auch Staub. Diese Fragen werden in den Schadstoff-spezifischen Abschnitten dieses Kapitels diskutiert.

Die Energieverwendung und die Hauptfaktoren, die die Energieeffizienz betreffen, werden in Kapitel 3 diskutiert, in dem spezifische Energieverbrauchsdaten für jeden Sektor der Glasindustrie angegeben sind. Dieser Abschnitt diskutiert Techniken zur Verbesserung der Effizienz der Wannen.

4.8.1 Schmelztechniken und Wannenkonstruktion

[19, CPIV 1998] [6, EEO 1995] [15, ETSU 1992]

Die Auswahl des Schmelzprozesses kann einen wesentlichen Einfluss auf den energetischen Wirkungsgrad haben. Die Wahl wird weitgehend durch eine Reihe ökonomischer Überlegungen bestimmt. Als Hauptfaktor gilt die gewünschte Produktionsrate und die damit in Verbindung stehenden Investitions- und Betriebskosten im Laufe der Lebensdauer der Wanne. Ein wichtiger Aspekt bei den Betriebskosten ist der Energieverbrauch, und in der Regel wird der Betreiber eine Wannenkonstruktion mit dem höchstmöglichen, energetischen Wirkungsgrad wählen.

Bei herkömmlichen, mit fossilen Brennstoffen beheizten Wannen besteht der Hauptunterschied bei der Wannenkonstruktion in der Frage, ob die Wärmerückgewinnung durch Regeneratoren

oder Rekuperatoren vorgenommen wird. Die Unterschiede bei der Auslegung und der Betriebsweise werden in Kapitel 2 näher erörtert. Einer der wichtigsten Parameter bei der zu treffenden Wahl ist die Wannengröße, die in Abschnitt 4.2 behandelt wird.

Regenerativwannen erreichen eine höhere Vorwärmtemperatur für die Verbrennungsgase, nämlich von 1300 bis 1400°C im Vergleich zu 750 bis 800°C bei Rekuperativwannen, was einen besseren Schmelzwirkungsgrad zur Folge hat. Die allgemein erheblichere Größe von Regenerativwannen bewirkt auch einen höheren energetischen Wirkungsgrad als es bei kleineren Rekuperativwannen der Fall ist. Dies hängt damit zusammen, dass sich die strukturellen Verluste proportional umgekehrt zur Wannengröße verhalten, wobei der Hauptgrund in der Änderung der wirksamen Oberfläche im Verhältnis zum Volumen liegt. Eine moderne Regenerativwanne für Behälterglas hat eine thermische Gesamteffizienz von etwa 50 %, mit Abgasverlusten von 25 bis 35 % (ungefähr 14 bis 20 %, wenn Gemenge- und Scherbenvorwärmung genutzt wird), und die strukturbedingten Verluste machen den größten restlichen Anteil aus. Der thermische Wirkungsgrad einer Rekuperativwanne ohne Wärmerückgewinnung liegt nah bei 20 bis 30 %.

Regenerativwannen können aus U-Wannen oder Querbrennerwannen bestehen. U-Wannen haben einen höheren thermischen Wirkungsgrad (bis zu 10 % höher), aber die Steuerung der Verbrennung ist stärker begrenzt, und es besteht eine Obergrenze für die Wannengröße (zur Zeit etwa 150m² bei Behälterglas). Insgesamt spielt der Wannenbetrieb eine größere Rolle bei der Energieeffizienz als die Art der Wanne (U-Wanne oder Querbrennerwanne). Floatglaswannen, Wirtschaftsglas und Flaconglas (für Parfüm und Luxuskosmetik) haben einen niedrigeren Wirkungsgrad als Behälterglaswannen, weil die spezifische Schmelzdurchsatzleistung einer Floatglaswanne aufgrund der Qualitätsanforderungen und /oder Läuterungschemie weitaus geringer ist.

Die Energierückgewinnung durch die Regeneratoren kann durch eine erhöhte Menge an Feuerfestmaterial gesteigert werden. In der Praxis können diese Steine in erweiterten Regeneratorokammern oder in getrennten, aber miteinander verbundenen Strukturen angeordnet werden, woraus der Begriff Mehrkammerregeneratoren entstanden ist. Da das Gesetz des abnehmenden Ertragszuwachses zur Anwendung kommt, erreicht der Wirkungsgrad des Regenerators asymptotisch sein Maximum. Die Hauptbegrenzungsfaktoren sind die Kosten für zusätzliche Feuerfeststeine und bei vorhandenen Wannen, die Begrenzung durch vorhandenen Raum und zusätzliche Kosten zur Änderung der Infrastruktur der Wannen. Dieses Prinzip wird häufiger bei U-Flammenwannen aufgrund ihrer einfachen Regenerator-Geometrie angewandt, obwohl einige Anwendungen bei Querbrennerwannen zu verzeichnen sind. Eine Änderung der Regeneratorstrukturen bei bestehenden Wannen (sofern dies technisch und ökonomisch bei einer gegebenen Anlagenauslegung durchführbar ist) kann nur bei einer Neukonstruktion der Wannen durchgeführt werden. Am Beginn des Regeneratorbetriebs kann der Energieverbrauch bis zu 15 % reduziert sein im Vergleich zu einer Wanne mit typischen Einkammerregeneratoren in Abhängigkeit von der Originalgröße des Einkammerregenerators. Die Verwendung von Mehrkammerregeneratoren kann mit Kondensationsproblemen verbunden sein, die demzufolge eine Reinigung der Gitter erfordern und damit eine abnehmende Energieeffizienz haben. Moderne Wannen mit Einkammerregeneratoren haben eine Wärmerückgewinnungsrate von nahezu 65 %. Bei Verwendung von Mehrkammerregeneratoren wäre die Energieeffizienz der Wanne nicht wesentlich erhöht.

Die einzige negative Auswirkung ist das erhöhte Feuerfestmaterialvolumen, das am Ende der Lebensdauer der Wannen behandelt werden muss. Dieser negative Aspekt hält sich aber in Grenzen, da ein Großteil der zusätzlichen Feuerfeststeine zwei oder mehr Wannenreisen überdauern, und im weiteren Verlauf der Entwicklung bieten sich Lösungen für die stoffliche Verwertung dieses Feuerfestmaterials an. Obwohl die erhöhten Luftvorwärmtemperaturen der mit Mehrkammerregeneratoren ausgestatteten Wannen möglicherweise einen Faktor für eine erhöhte Flammentemperatur darstellen und somit die Bildung von NO_x-Emissionen unterstützen, haben diese Wannen in der Praxis keine höheren NO_x-Emissionswerte bei entsprechenden Maßnahmen zur Reduzierung am Entstehungsort gezeigt.

Es gibt eine Reihe von Werkstoffen, die als Wärmespeicher und Packlagen für Regenerativkammern zur Verfügung stehen. Die einfachste Lösung besteht in der Anwendung von Feuerfestmaterial, das nach offenem Muster oder nach dem "Korbgritter"-System gestapelt wird, und dadurch wird im Allgemeinen bei den Regeneratoren ein Wirkungsgrad von etwa 50 % erzielt (Wärmerückgewinnung durch Luft im Vergleich zu der in dem Abgasstrom enthaltenen Wärme). Allerdings kann die Wärmeübertragung noch durch den Einsatz speziell geformter Packlagen erhöht werden. Zum Beispiel kann die Wärmeaustauschwirkung durch ein profiliertes, schmelzgegossenes Kreuzgittersystem gesteigert werden im Vergleich zu Standard-Packlagen. Die Auswirkung dieser Art Feuerfeststeine auf den Energieverbrauch hängt von der Ausgangssituation und der Größe der Regeneratoren ab; Brennstoffeinsparungen von 7 % wurden angegeben. Hinzu kommt, dass dieses Material eine hohe Chemikalienbeständigkeit gegenüber flüchtigen Anteilen des Abgasstroms aufweist und (im Vergleich zu Ziegelsteinen) ist während der gesamten Betriebsdauer kaum eine Verschlechterung der Gebrauchseigenschaften zu verzeichnen ist. Bis heute (2010) hat sich die Anwendung von Regeneratoren mit profiliertem Kreuzgittersystem weit verbreitet.

Der maximale theoretische Wirkungsgrad eines Regenerators beträgt rund 77 %, weil die Masse der Abgase aus der Wanne das Volumen der eintretenden Verbrennungsluft übersteigt und die Wärmekapazität der Abgase das Wärmevermögen der Verbrennungsluft überschreitet. Die Wirksamkeit wird also praktisch durch die Kosten eingeschränkt, und die Verluste aufgrund der Struktur werden erheblicher, sobald die Regeneratoren an Größe zunehmen. Es ist praktisch schwierig, einen kostengünstigen Regenerator mit einem Wirkungsgrad von mehr als 70 % zu konstruieren.

Bei der Wannengeometrie werden ständig technische Verfeinerungen zur Optimierung der thermischen Strömung und der Wärmeübertragung vorgenommen, beides im Hinblick auf eine bessere Glasqualität und zur Einsparung von Energie. Die Weiterentwicklungen werden oft mit den Fortschritten auf dem Gebiet der Verbrennungssysteme zur Emissionsminderung und für Energieeinsparungen verbunden. Änderungen der Wannengeometrie sind nur bei neuen Wannenn oder kompletten Wannenerneuerungen möglich, und selbst dann ist das eventuell durch den Stahlbau oder vorhandene Infrastruktur eingeschränkt.

Der teilweise oder 100%-ige elektrische Schmelzprozess verbessert die Energiewirksamkeit bei Berücksichtigung auf Anlagenebene, aber bei Berücksichtigung der Wirksamkeit der Stromerzeugung und der Leitungsverluste ist die Situation nicht mehr eindeutig. Diese Techniken werden in Abschnitt 4.2 ausführlicher beschrieben. Der Sauerstoff-Brennstoff-Schmelzprozess kann auch zu einem geringeren Energieverbrauch führen, aber dies ist ein kompliziertes Thema und wird in Abschnitt 4.4.2.5 eingehender erörtert.

Die in den vergangenen Jahrzehnten erzielten Fortschritte bei Feuerfestmaterialien haben es ermöglicht, dass die Wannenn eine längere Wannennreisezeit und eine bessere Isolierung aufweisen. Die Temperatur, bis zu welcher der Oberofen ausgesetzt werden konnte, war in der Vergangenheit ein einschränkender Faktor für eine hohe Isolierung. Heutzutage muss die Isolierung sorgfältig und genau nach dem Wannenteil und den Betriebsbedingungen (Temperatur, Glasart, usw.) geplant werden. Nicht alle Teile der Wanne können isoliert werden. Die Glasspiegellinie und der Durchlass dürfen nicht isoliert werden und müssen zur Verlängerung der Lebensdauer der Wanne gekühlt werden. Das meiste Feuerfestmaterialien in Kontakt mit Glas und dem Oberofen sind schmelzgegossenes Material oder aus gesintertem Chromoxid- Material von hoher Dichte und geringer Porosität und beständig gegen flüssiges Glas und flüchtige Verbindungen im Oberofen. Dieses Material besitzt eine hohe thermische Leitfähigkeit und verlangt in der Regel eine gute Isolierung für eine wesentliche Energieeinsparung. Bei Kalknatronglas besteht das Feuerfestmaterial für das Gewölbe aus Silika und ist sehr stark isoliert. Bei Sauerstoff-Brennstoff-gefeuerten Wannenn werden möglicherweise anderen Materialien verwendet (schmelzgegossenes Aluminium oder AZS-Material), um möglichen Angriffen der alkalischen Dämpfe standzuhalten. Durch Silika sind die Temperaturen des Gewölbes auf 1600 bis 1620°C begrenzt, während anderes feuerfestes

Oberofenmaterial, wie schmelzgegossenes AZS, Mullit-Keramik oder schmelzgegossenes Aluminium höheren Temperaturen als 1620°C widerstehen kann. Jede Steigerung der Wannentemperatur hat eine nachteilige Wirkung auf die NO_x-Emissionen sowie auf alle aus dem Gemenge entstehenden flüchtigen Bestandteile.

Eine zusätzliche Isolierung kann in gewissen Bereichen der Wanne ohne großes strukturelles Schadensrisiko erfolgen. Eine Isolierung durch aufgespritzte Fasern trägt wesentlich zur Minderung von Wärmeverlusten bei, wenn diese auf die Struktur des Regenerators aufgetragen wird. Diese einfache, kostengünstige Methode kann die Wärmeverluste des Regenerators bis zu 50 % reduzieren und Energieeinsparungen im Bereich von 5 % ermöglichen. Ein zusätzlicher Vorteil ist, dass dieses Material sämtliche Risse an der Struktur des Regenerators abdichtet und somit das Eintreten von Kaltluft und das Austreten von Heißluft reduziert.

4.8.2 Verbrennungsüberwachung und Brennstoffauswahl

[\[6, EEO 1995\]](#) [\[15, ETSU 1992\]](#)

In den vergangenen Jahrzehnten war Öl der vorherrschende Brennstoff bei der Glasherstellung, obwohl Erdgas an Popularität zunimmt. Zurzeit ist die Verwendung von beiden Brennstoffen vergleichbar. Erdgasbeheizung führt zu geringeren SO_x-Emissionen, aber in der Regel steigen dafür die NO_x-Werte. Das hängt damit zusammen, dass die Erdgasflamme eine geringere Strahlung hat und die Heizkapazität (pro GJ verbranntem Gas) aus den Abgasen der Gasfeuerung anders ist im Vergleich zur Ölfeuerung. Das führt zu unterschiedlichen Wärmeverlusten bei gleicher Abgastemperatur und allgemein einem höheren Energieverbrauch von etwa 7 bis 8 % für Erdgas. Allerdings werden im Laufe der zunehmenden Erfahrungen mit der Erdgasfeuerung Fortschritte gemacht, und es können Leistungswerte erzielt werden, die nahe an den Werten von Heizöl liegen, trotzdem weisen ölgefeuerte Wannen allgemein eine höhere Energieeffizienz auf. Erdgas hat ein höheres Wasserstoff-Kohlenstoff-Verhältnis und führt zu einer Minderung der gesamten CO₂-Emissionen bis zu 25 % bei einer bestimmten Durchsatzleistung.

Die Entwicklungsfortschritte bei Low-NO_x-Brennersystemen führen ebenfalls zu Energieeinsparungen. Durch die Reduzierung des Verbrennungsluftanteils bis zum stöchiometrischen Verhältnis wird Energie eingespart.

Die Verbesserungen des Verbrennungssystems, die Wärmeübertragung und die allgemeine Prozessüberwachung mit dem Ziel einer weiteren NO_x-Emissionsminderung haben in vielen Fällen auch Verbesserungen in Bezug auf den Wannenbetrieb und die Wirksamkeit herbeigeführt.

Eine in der Vergangenheit häufig eingesetzte Technik zur Verbesserung der Energieeffizienz und der Durchsatzleistung besteht in der Sauerstoffanreicherung der Verbrennungsluft. Die reduzierten Gasvolumina und höheren Flammentemperaturen steigern den energetischen Wirkungsgrad, aber wenn dieser Prozess nicht Teil eines sorgfältig überwachten, allgemein geringen NO_x-Verbrennungssystems ist, können die NO_x-Werte wesentlich ansteigen. Der Einsatz dieser Technik in isolierter Form ist weniger üblich angesichts der Umweltprobleme. Allerdings wird die Sauerstoffanreicherung häufig angewendet, wenn Stickstoff aus der Luft abgetrennt wird (Zinnbadkammer bei der Flachglasproduktion) und sauerstoffangereicherte Luft deshalb vorhanden ist.

4.8.3 Scherbeneinsatz

[\[30, Infomil 1998\]](#) [\[15, ETSU 1992\]](#)

Der Einsatz von Scherben bei Glaswannen ermöglicht eine wesentliche Reduzierung des Energieverbrauchs und wird in der Regel bei allen Wannentypen vorgenommen, d.h. bei fossil beheizten Wannen, Sauerstoff-Brennstoff-beheizten Wannen und elektrisch beheizten Wannen. In den meisten Sektoren der Glasindustrie werden alle intern anfallenden Scherben verwertet. Die Hauptausnahmen bilden Endlosglasfasern, wo aufgrund qualitativer Anforderungen

Scherbeneinsatz nicht in Betracht kommt, sowie Fritten (bei denen Scherben als solche nicht anfallen). Im Steinwollesektor werden nicht zerfasertes Material und Bypassschmelze nur recycelt, wenn der Brikettierprozess läuft (siehe Abschnitt 3.8.4). Grundsätzlich liegt der interne Scherbenanteil im Gemenge in der Regel in einem Bereich von 10 bis 25 %.

Scherben benötigen aufgrund der vollendeten, endothermen chemischen Reaktionen in Verbindung mit der Glasbildung weniger Schmelzenergie als die Rohmaterialbestandteile, und die Masse ist deshalb um 20 % geringer als die entsprechenden Gemengerohstoffe. Daher ist durch einen erhöhten Scherbenanteil im Gemenge eine Energieeinsparung möglich. Als Allgemeinregel gilt, bei jeweils 10 % erhöhtem Scherbenanteil reduziert sich der Energieverbrauch der Wannen um 2,5 bis 3 %. Der Einsatz von Scherben führt zu wesentlichen Kosteneinsparungen als Folge der verminderten Energie- und Rohstoffanforderungen. Allerdings haben sich die Preise für Scherben wesentlich erhöht und die Verfügbarkeit wird schwieriger, deshalb ist die Verwendung von Scherben nicht immer wirtschaftlich vorteilhaft.

Es muss unterschieden werden zwischen Eigenschermen (verwertetes Glas aus Eigenproduktion) und Fremdscherben (stofflich verwertete Scherben aus der Endverbraucher-Rückholung oder Fremdscherben aus industrieller Herkunft). Die Zusammensetzung der Fremdscherben ist nicht so gut bekannt und daher ist ihre Anwendung begrenzt. Qualitätsprobleme durch schwer erkennbare oder schwer entfernbare Verunreinigung der Scherben begrenzen den Einsatz von Scherben bei der Gemengezusammensetzung. Das ist besonders der Fall bei Luxusglasbehältern (kristallklare (extra-flint) Flaschen oder Flakons für Parfüme und Kosmetik), Wirtschaftsglas, Spezialglas und qualitativ hochwertige Flachglasprodukte, bei denen das Endprodukt den Einsatz von Scherben begrenzt oder ausschließt. Allerdings ist der Behälterglassektor in der einzigartigen Lage, wesentliche Mengen an Fremdscherben aus den Container-Sammelbehältern zu verwerten. Der Einsatz von Scherben wird durch die Europäische Gesetzgebung, insbesondere Richtlinie 94/62/EC reguliert, diese setzt Ziele für das Recycling von Verpackungsmaterialien. Zum Zeitpunkt des Schreibens (2010) war die hauptsächliche Verwendung auf den Behälterglas-Sektor und einige Bereiche des Mineralwolle-Sektors (insbesondere Glaswolle) beschränkt; Ausnahmen gibt es, wo besondere Sammelsysteme aufgebaut wurden. Der Behälterglassektor ist der Hauptabnehmer von Fremdscherben, jedoch sind die hohen Qualitätsanforderungen für einige Glasprodukte (Weißglasflaschen, Flakons für Parfüme und Kosmetik), die durch den Kunden nachgefragt werden, nicht immer mit der Qualität der Scherben erreichbar, weil der Anteil an Verunreinigungen zu einer Verminderung der Verwendungsmöglichkeiten im Gemenge führt. Recycelte Scherben erfordern eine aufwändige Behandlung, um sie als Rohstoff der Glasproduktion verwenden zu können. Glassektoren mit hohen Qualitätsanforderungen und geringer Verfügbarkeit von Fremdscherben (z.B. Flachglas) sollten versuchen, mit Großabnehmern Vereinbarungen für die Verwertung der erzeugten Glasabfälle zu treffen. Der Einsatz von Scherben in der Behälterglasindustrie bewegt sich zwischen <20 % bis zu <90 % bei einem Durchschnitt von rund 50 % innerhalb der EU. Die Recycling-Quoten unterliegen starken Schwankungen innerhalb der Mitgliedstaaten, je nach den bereitgestellten Möglichkeiten für die Verbraucher zur Scherbensammlung.

Im Wirtschaftsglassektor ist der Einsatz von Fremdscherben aufgrund der geforderten Qualitätseigenschaften in der Regel nicht möglich. Die Verwendung von Eigenschermen ist begrenzt durch die Verfügbarkeit von Scherben mit entsprechender Zusammensetzung und den geforderten Qualitätseigenschaften. Der durchschnittliche Anteil an verwendeten Eigenschermen beträgt 25 % bei Kalknatronglas, auch wenn der Anteil, abhängig vom produzierten Produkt, 50 % sein könnte; für Bleiglas liegt er bei 35 %.

Zur Herstellung von Weißglas (farbloses Glas) werden nur sehr geringe Mengen an farbigen Scherben zugelassen, weil Farbglas nicht entfärbt werden kann. Daher sind hier Recyclingsysteme notwendig, bei denen entweder eine Farbtrennung der Hauptfarben vorgenommen wird oder alternativ eine Farbsortierung der Scherben aus der gemeinsamen Sammlung, um das Recycling zu maximieren. Allgemein gibt es in der EU ein ausgedehntes Angebot an gemischten, grünen und braunen Scherben. Weißglasscherben sind aber weniger üblich und deshalb hat das Schmelzen von Buntglasscherben einen höheren Anteil, insbesondere bei der Herstellung von Grünglas, bei der eine Mischung verschiedener Farben möglich ist. Die Situation in den EU-Mitgliedsstaaten variiert stark durch regionale Differenzen. Es ist z.B. in

Großbritannien ein Problem, dass dort der Hauptanteil der Produktion Weißglas ist, aber ein großer Teil der Scherben durch importierte Weinflaschen farbig ist. Daher sind die Scherbenanteile in Schmelzwannen in Großbritannien im Durchschnitt geringer.

In Sachen Wannenbetrieb haben hohe Scherbenanteile auch noch andere Vorteile zu bieten, wie z.B. geringere Staubemissionen. Scherben sind einfacher vorzuwärmen als Gemenge. Die Wannenleistung kann ebenfalls erheblich erhöht werden, aber es besteht eine Reihe von Anforderungen bei einem Betrieb mit hohen Scherbenanteilen an den Hersteller; sie werden im Folgenden aufgezählt:

- Metallische Verunreinigungen wie Flaschenverschlüsse oder Metallfolien von Weinflaschen können das Feuerfestmaterial stark beschädigen und die Lebensdauer der Wanne verkürzen. Die Metallteilchen sinken auf den Boden, wo ein sogenanntes "Blasenbohren" stattfindet. Metalle oder Metalltröpfchen (insbesondere Blei) sammeln sich am Feuerfestboden der Schmelzwanne und bohren Löcher in den Boden der Wanne, unterstützt durch die abgeriebenen Anteile des Feuerfestmaterials und den Oberflächenspannungsunterschied in der direkten Nähe der Metalltropfen. Metallverunreinigungen, Anwesenheit von Bleikristallglas und reduzierende Bestandteile in den Scherben können zu Defekten im Glas führen.
- Einschlüsse von Teilen aus Keramik, wie beispielsweise Steingut, Tonwaren oder Glaskeramik, die in der Glasschmelze nur eine sehr geringe Auflösungsrate haben, kommen als "Steine" oder Knoten oft in getrüübter Farbe im Endprodukt zum Vorschein und führen zu Ausschussware.
- Bei hohen Scherbenanteilen kann die Überwachung der Glaszusammensetzung und daher der physikalischen Eigenschaften der Glasschmelze erschwert werden und möglicherweise zu Qualitätsproblemen des Endproduktes führen. Der unterschiedliche Gehalt an organischen Stoffen (insbesondere Nahrungsmittelreste, Papieretiketten, Kunststoffe), kann zu Problemen in Bezug auf den Oxidations-/Reduktionszustand und zu Farb- und Läuterungsschwierigkeiten führen.
- Aluminiumdeckel und Folien sind starke lokale Reduktionsmittel und bewirken, dass Siliziumdioxid aus dem Glas zu metallischem Silizium reduziert wird. Das Silizium bildet kleine Schmelzperlen, die die mechanische Festigkeit des Glases durch die Spannungen erheblich schwächen, die sind auf die enorme Differenz des thermischen Expansionskoeffizienten zwischen Glas und Silizium zurückzuführen.
- Verunreinigungen der Scherben können zu Luftemissionen führen (Blei-, Fluor-, Bor-Verbindungen usw.).
-

Zusätzlich zu der Möglichkeit wesentlicher Energieeinsparungen durch den Einsatz von Scherben gibt es eine Menge weiterer wichtiger Umweltvorteile. Die CO₂-, SO_x-, NO_x- und Staub-Emissionen werden in hohem Maße durch den reduzierten Brennstoffeinsatz und die niedrigeren Wannentemperaturen vermindert. Emissionen von anderen flüchtigen Substanzen können auch durch die niedrigeren Temperaturen verringert sein. Allerdings können Scherbenverunreinigungen höhere HCl-, HF- und Metall-Emissionen sowie SO_x-Emissionen (wenn Glas mit geringem Schwefelgehalt produziert wird) zur Folge haben. Dies ist in Gegenden mit hohen Recycling-Raten, bei denen sich die Verunreinigungen im Recyclingmaterial aufbauen können, von besonderer Bedeutung. Bei vielen der in der Glasherstellung eingesetzten Rohstoffe handelt es sich um Karbonate und Sulfate, die beim Schmelzen CO₂ und SO_x freisetzen.

Der gesteigerte Scherbeneinsatz vermindert die von den Rohstoffen ausgehenden Emissionen und verringert den Verbrauch an neuen Rohstoffen.

4.8.4 Abhitzekeessel

Das Prinzip dieser Technik besteht darin, dass die Abgase unmittelbar durch ein entsprechendes Rohrregister zur Dampferzeugung laufen. Der Dampf kann für Wärmezwecke (Raumheizung und Ölbrennstofflager und -leitungen) oder über einen geeigneten Dampfmotor oder eine

Turbine zur Stromerzeugung für den Betrieb von Werksanlagen, wie Luftkompressoren oder Ventilatoren für IS-Maschinen, genutzt werden.

Einströmende Gase aus Regeneratoren/Rekuperatoren haben in der Regel eine Temperatur im Bereich von 600°C bis 300°C. Die Auslasstemperatur bestimmt die verfügbare, zurückgewinnbare Wärme, die auf etwa 200°C begrenzt ist, angesichts der Kondensationsgefahr im Kessel und um einen einwandfreien Betrieb des Kamins zu gewährleisten. Es ist möglich, dass die Kesselrohre durch die Abgase der Wanne und die Kondensationsstoffe mit einer Schicht überzogen werden (z.B. Natriumsulfat je nach Rezeptur), und es können, abhängig von der Temperatur und Zusammensetzung des Abgases, klebrige oder korrosive Verbindungen (z.B. Natriumbisulfat) gebildet werden, die mit der Oberfläche der Leitungen reagieren können. Daher müssen sie von Zeit zu Zeit gereinigt werden, um die Rückgewinnungsrate aufrechtzuerhalten (weniger ausschlaggebend bei Kesseln, die den Entstaubungsanlagen nachgeschaltet sind). Die In-Situ-Reinigung erfolgt automatisch mit Dampf, mechanisch oder durch regelmäßige Wartung.

Die Anwendbarkeit und wirtschaftliche Durchführbarkeit ist abhängig von dem erreichbaren Gesamtwirkungsgrad (einschließlich effizienter Nutzung des erzeugten Dampfes). In der Praxis kommen nur dem Regenerator/Rekuperatorsystem nachgeschaltete Abhitzeessel zur Rückgewinnung der Restwärme in Betracht, und es gibt dafür zumindest zwei Beispiele mit Sauerstoff-Brennstoff beheizten Wannen (siehe Tabelle 4.18). In vielen Fällen ist die rückgewinnbare Energie für eine wirksame Energieerzeugung gering, und eine Zusatzfeuerung zur Erzeugung von Heißdampf zum Antrieb der Turbinen mag erforderlich sein. Bei Rekuperativwannen mit hohen Abgastemperaturen oder, wenn es möglich ist, die Abgase aus mehreren Wannen zusammenzulegen, eröffnen mehr Möglichkeiten für die Energieerzeugung. Abhitzeessel werden bei einigen Behälterglasanlagen industriell genutzt, aber die meisten Anwendungen sind bei Floatglaswannen vorzufinden. Sämtliche Floatglaswannen in Deutschland und vielen anderen Mitgliedsstaaten sind mit Abhitzeesseln ausgerüstet.

Die Investitionskosten können 1 Million Euro bei unterschiedlicher Amortisationszeit überschreiten, je nach Leistung und vorwiegenden Energiekosten. Die kontinuierlichen Verbesserungen des primären Energiewirkungsgrades verschlechtern die Kosteneffektivität der Abhitzeessel. In einigen Fällen ist möglicherweise die Dauer der Amortisation nicht attraktiv, aber dies ist von Fall zu Fall verschieden. Der 3R-Prozess kann bei bestehenden Abhitzeesselanlagen zu einer höheren Effektivität verhelfen und würde wahrscheinlich die Wirtschaftlichkeit eines jeden neuen zur Installation vorgeschlagenen Systems verbessern. Allerdings wenn aus irgendeinem Grund die Installation eines Abhitzeessels als nicht geeignet oder wirtschaftlich nicht attraktiv angesehen wird, lässt sich diese Situation durch die Installation des 3R-Prozesses nicht unbedingt ändern.

In Tabelle 4.44 werden Daten aus Beispielanlagen, die Abhitzeessel (Wärmetauscher) in verschiedenen Sektoren der Glasindustrie nutzen, berichtet.

Tabelle 4.44: Beispielanlagen für Abhitzekessel, in verschiedenen Sektoren der Glasindustrie angewendet

Glasart	Behälterglas	Behälterglas	Flachglas	Flachglas	Spezialglas	Spezialglas
Wannenart	Sauerstoff-gef. (2 Wannen)	U-Wanne, regenerativ	Seitenbrenner, regenerativ	Seitenbrenner regenerativ	Sauerstoff-gefeuert	Seitenbrenner, regenerativ
Brennstoff	Erdgas	Erdgas / Öl	Öl	Erdgas / Öl	Erdgas	Erdgas / Öl
Wannenkapazität	650 t/d (gesamt)	300 t/d	350 t/d	800 t/d	40 t/d	220 t/d
Tatsächlicher Durchsatz	502 t/d (gesamt)	297 t/d	259 t/d	700 t/d	40 t/d	180 t/d
Letzte Hauptreparatur	2000 – 1996	1997	2000	2002	2004	
Elektrische Zusatzheizung		ja	ja	ja	ja	ja
Glasart	braungrün	braun	weiß, bronze, gelb	weiß	Glaskeramik	nicht verfügbar
Scherben	66 % (Durchschnitt)	72 %	30 %	35 %	50 %	25 %
Art des Wärmetauschers	Rohrbündel	Rohrbündel	Rohrregister	Rohrregister		Rohrregister
Ort der Installation	vor Gewebefilter	nach Elektrofilter	vor Elektrofilter	vor Elektrofilter	vor Gewebefilter	nach Elektrofilter
Wärmeträger	Wasser/ Dampf	Wasser/ Dampf	Wasser/ Dampf	Wasser/ Dampf	Wasser/ Dampf	Wasser/ Dampf
Nutzung der zurückgewonnenen Energie	Elektrische Energie, Druckluft	Elektrische Energie, Brauchwasser	Brauchwasser, Feuerung, Ölvorheizung	Brauchwasser, Elektrizität, Feuerung	Brauchwasser	Wasser zur hausinternen Verwendung
Entstaubung	Online	Online	Online	Online	nicht verfügbar	keine
Staubentsorgung	zum Gemenge gefügt	zum Gemenge gefügt	Spezialentsorgung	Recycling oder Spezialentsorgung	nicht verfügbar	Recycling oder Spezialentsorgung
Temperaturunterschied	von 1380 bis 200 °C	rund 150 °C	rund 200 °C	nicht verfügbar	nicht verfügbar	nicht verfügbar
zurückgewonnene Energie	6472 kWh/h	1500 kWh/h (geschätzt)	1500 kWh/h	3000 kWh/h	550 kWh/h	1140 kWh/h
Spezifische Wärmerückgewinnung	0.31 kWh/kg Glas	0.12 kWh/kg Glas (geschätzt)	0.14 kWh/kg Glas	0.10 kWh/kg Glas	0.33 kWh/kg Glas	0.15 kWh/kg Glas
Spezifischer Energieverbrauch	4.20 GJ/t geschm. Glas (Durchschnitt)	4.21 GJ/t geschm. Glas	5.71 GJ/t geschm. Glas	5.20 GJ/t geschm. Glas	12.31 GJ/t geschm. Glas	16.44 GJ/t geschm. Glas
Investition/Kosten für Ersatz ⁽¹⁾		1.67 Mio € ⁽²⁾	0.5 67 Mio € ⁽²⁾	1.0 67 Mio € ⁽²⁾		
Amortisationszeit		10 Jahre	10 Jahre	10 Jahre		
Betriebskosten		33 500 €	60 000 €	70 000 €		
Jährliche Abschreibung		222 111 €	65 000 €	133 000 €		
Jährliche Gesamtkosten ⁽¹⁾		255 611 €	255 611 €	203 000 €		
Geschätzte Kosten pro t Glas		2.36 €/Tonne Glas	1.34 €/ Tonne Glas	0.79 €/ Tonne Glas		

⁽¹⁾ Kostenangaben gelten für das Jahr der Installation der Schadstoffbehandlungsanlage und sind nicht repräsentativ für die derzeitigen Kosten.
⁽²⁾ Die Investitionskosten des Wärmetauschers beinhalten auch Zubehör.
Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007]

4.8.5 Gemenge und Scherbenvorwärmung

[30, Infomil 1998] [65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007]

Beschreibung

Normalerweise wird die Wanne mit kaltem Gemenge und Scherben beschickt, aber durch die Nutzung der Restwärme aus den Abgasen zur Vorwärmung des Gemenges und der Scherben sind wesentliche Energieeinsparungen möglich.

Dies bezieht sich nur auf mit fossilen Brennstoffen beheizte Glaswannen. In der Steinwolleherstellung kommen vorwiegend Kupolöfen zum Einsatz, die aufgrund ihrer Gestaltung die Rohstoffe selbst vorwärmen.

Die Vorwärmtemperaturen sollten allgemein nicht weniger als 270 °C betragen und nicht 500 – 550 °C übersteigen. In der Praxis arbeiten die meisten Scherben- und Gemenge-Vorwärmer bei Vorwärmtemperaturen zwischen 275 und 325 °C.

Gemenge-/Scherben-Vorwärmer sind in Nienburg/Interprojekt (Direkte Vorwärmung), Zippe (indirekte Vorwärmung) und Sorg (direkte Vorwärmung) entwickelt und installiert worden. Von Edmeston (jetzt Praxair EGB) wurden ein kombinierter, direkter Scherbenvorwärmer und ein Elektrofilter entwickelt und installiert. Eine neue Art für Hochtemperaturabgase von 1300 °C ist in den USA in Entwicklung. Dieser sollte ein Vorheizen von Gemenge und Scherben auf rund 500 °C gestatten.

Die drei Systeme werden nachfolgend beschrieben.

- Direkte Vorwärmung – Diese Art der Vorwärmung erfordert den direkten Kontakt zwischen dem Abgas und dem Rohstoff (Scherben und Gemenge) im Kreuzstrom. Die Abgase werden in den Vorwärmer von der Abgasleitung hinter dem Regenerator eingespeist. Sie laufen durch die Hohlräume in den Vorwärmer und kommen dadurch direkt in Kontakt mit dem Rohmaterial. Die Auslasstemperatur der Scherben und des Gemenges beträgt rund 300°C und kann bis auf 400°C steigen. Das System umfasst einen Bypass, der den Wannenbetrieb weiterhin ermöglicht, wenn der Einsatz des Vorwärmers entweder ungeeignet oder nicht möglich ist. Direkte Vorwärmersysteme sind bei Nienburg/Interprojekt und Sorg entwickelt worden und installiert. Eine Beispielanlage für die direkte Scherbenvorheizung wird in Tabelle 4.45 berichtet.
- Indirekte Vorwärmung – Das indirekte Vorwärmersystem ist im Prinzip ein Kreuzstrom-Plattenwärmetauscher, in dem das Material indirekt vorgewärmt wird. Es besitzt eine modulare Form und besteht aus einzelnen, übereinanderliegenden Wärmetauscherblöcken. Diese Blöcke sind erneut aufgeteilt in horizontale Abgas- und vertikale Werkstoff-Schächte. In den Werkstoff-Schächten fließt die Masse durch die Schwerkraft von oben nach unten. Je nach Durchsatz erreicht die Werkstoffmasse eine Geschwindigkeit von 1 bis 3 m/h und wird normalerweise, von der Raumtemperatur ausgehend, bis auf etwa 300°C aufgewärmt. Die Abgase werden in den unteren Bereich des Vorheizsystems geleitet und steigen in den oberen Teil mit Hilfe von speziellen Umleitschächten. Die Abgase fließen horizontal durch die einzelnen Module. Typischerweise werden die Abgase bis auf etwa 270° bis 300°C abgekühlt. Der indirekte Scherben-Vorwärmer ist eine Entwicklung von Zippe.
- Praxair EGB Filter - das „Edmeston Electrified Granulate Bed“(EGB)-Filtersystem ist ein Hybridsystem zwischen einem Elektrofilter zur Staubentfernung und einem direkten Scherben-Vorwärmer. Die Anwendung besteht aus zwei unterschiedlichen Stufen, die externe und eigene Scherben verwenden. Beide Scherbenströme werden vorgeheizt –aber unterschiedlich. Nur der Anlagenteil, der interne Scherben plus externe Scherben nach einer Pyrolysebehandlung (erster Vorwärmersschritt) nutzt, verwendet ein elektrisches Feld zur Entfernung des Staubes aus dem Abgasstrom. Zum Zeitpunkt des Schreibens (2010) wurde der Praxair EGB Scherben-Vorheizer noch nicht in der Glasindustrie Europas angewendet. Eine Anwendung einschließlich eines integrierten Scherben-Filterbett-Abschnittes wird bei Leone Glass in den USA gemeinsam mit einer Sauerstoff-gefeuerten Wanne zur Weißglasherstellung betrieben. Das Abgas aus der Sauerstoff-gefeuerten Behälterglaswanne (die interne und externe Scherben verwendet) wird zur

Scherbenvorwärmeinheit mit Fremdscherben (1. Stufe) geleitet. Die freigesetzten organischen Schwaden der externen Scherben aus der ersten Vorwärmstufe werden pyrolysiert und mit den Abgasen des zweiten Abluftstroms aus der Wanne vereint. Der vereinte Gasstrom tritt in die Ionisationskammer, in der die Staubpartikel elektrisch aufgeladen werden. Das heiße Abgas mit den aufgeladenen Partikeln gelangt zu einem Scherbenvorwärmer mit Elektrodenplatten (2. Stufe). Der Vorheizer wird kontinuierlich mit eigenen (sauberen) Scherben und Fremdscherben aus der ersten Vorwärmstufe versorgt. Das elektrostatische Feld holt die geladenen Staubpartikel an die Scherbenoberfläche zur Abscheidung. Das vorgeheizte Scherbenmaterial (bis zu 400 °C) und anhaftende Staubteilchen werden in die Glasschmelzwanne gegeben.

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Diese Techniken haben eine Reihe von Umwelteffekten, die sich von Fall zu Fall unterscheiden können. Die Unten beschriebenen Vorteile werden allgemein erreicht.

- Spezifische Energieeinsparungen zwischen 10 und 20 % mit dementsprechender Minderung der CO₂-Emissionen.
- Minderung der NO_x-Emissionen (durch geringe Brennstoffmenge und geringere Wannentemperatur). In den meisten Fällen werden die Energieeinsparungen aber verwendet, um den Durchsatz der Wane zu erhöhen.
- Im Falle der direkten Vorheizung wurden Minderungen der sauren Komponenten im Abgas SO₂, HF und HCl um jeweils 60 %, 50 % und 90 % gefunden (Differenz vor und nach dem Gemengebett).
- Eine Erhöhung der Schmelzdurchsatzleistung um 10 – 15 % ist möglich bei Anwendung an bestehenden Schmelzwannen bei einer Vorheizung des Gemenges auf 300 °C.
- Eine Minderung oder Elimination der Notwendigkeit eines Sorptionsmittels für den Trockenwäscher.

Medienübergreifende Effekte

Durch diese Technik kann eine Erhöhung der Wannenleistung von 10 % bis 15 % erreicht werden, ohne die Lebensdauer der Wanne zu beeinträchtigen. Wenn die Schmelzleistung nicht erhöht wird, dann ist eine geringe Steigerung der Lebensdauer der Wanne möglich. Durch Zufuhr von mehr Wärme in die Wanne kann diese Technik ebenfalls reduzierte Anforderungen an die elektrische Zusatzbeheizung ermöglichen.

In einigen Fällen sind angesichts der freigesetzten organischen Gase bei der Scherbenvortrocknung Geruchsprobleme durch die Scherbenvorwärmung entstanden, anhängig von der Menge an organischen Stoffe in den Scherben. Diese Schwierigkeiten werden durch das Verbrennen der Nahrungsmittelpartikel und anderer organischer Stoffe in den Fremdscherben verursacht. Lösungen für diese Probleme sind in der Entwicklung (zum Beispiel Veraschung).

Die direkte Vorwärmung verursacht erhöhte Emissionen an Staub (bis zu 2000 mg/Nm³), und eine sekundäre Staubabscheidung wird notwendig. Der gesammelte Staub kann gewöhnlich zurück in die Wanne recycelt werden.

Eine Vorwärmung von Gemenge und Scherben führt zu einem sehr trockenen Gemenge, was zur Einschleppung von sehr feinen Komponenten während der Beschickung der Wanne mit Gemenge führt oder wenn Abgase mit hoher Geschwindigkeit über die Gemengedecke vor dem Sintern oder Schmelzen strömen.

Die Verwendung der direkten Vorwärmung erhöht wegen der erhöhten Staubemissionen die Notwendigkeit von Wartung und Reinigung, das führt zu steigenden Kosten.

Wenn die direkte Materialvorwärmung einen elektrischen Staubabscheider erfordert, wird elektrische Energie verbraucht. Das wiegt einen Teil der Energieeinsparungen auf, ist aber nicht wesentlich.

Es besteht die Möglichkeit, dass die direkte Vorwärmung zu Dioxin-Emissionen führen kann, insbesondere wenn HCl-haltige Abgase von der Heißendvergütung vorhanden sind. Ergebnisse von Studien und Messungen liefern keinen Beweis für die Bildung von bedeutenden Mengen an Dioxin im Abgas der Wannen, die mit Vorwärmern ausgerüstet sind.

Betriebsdaten

Um die Wärmeverluste aus dem Transportsystem unter dem Wärmetauscher so gering wie möglich zu halten, sollte der Vorwärmer so dicht wie möglich am Gemengehaus stehen. Der beste Platz wäre direkt über dem Einleger. Aus Wirtschaftlichkeitsgründen sollte die Temperatur des Abgases mindestens 450 °C betragen. Außerdem wird eine Kühlung des Abgases um mindestens 200 – 250 °C benötigt. Um Materialverbackungen zu verhindern, sollte die maximale Eintrittstemperatur des Abgases für die meisten bereits existierenden Gemengevorwärmsysteme 600 °C nicht überschreiten. Neue Entwicklungen für höhere Abgastemperaturen sind auf dem Wege (siehe Abschnitt 6.2).

Anwendbarkeit

Scherben-/Gemengevorwärmer können theoretisch an jeder bestehenden Glasschmelzwanne mit mehr als 50 % Scherben im Gemenge installiert werden. Berichtet wurde eine Anlage mit nur 30 % Scherben in Betrieb wenn auch unter besonderen Bedingungen und für eine begrenzte Zeit. Die ausschließliche Vorwärmung des Gemenges kann problematisch sein und wird nicht als bewährte Technik betrachtet. Die Vorwärmung der Gemenge- und Scherbenmischung ist komplizierter als die Vorwärmung nur der Scherben. Durch diese Einschränkungen wird die Scherben- und Gemengevorwärmung fast ausschließlich im Behälterglassektor angewendet.

Wirtschaftlichkeit

Die Wirtschaftlichkeit der Gemenge-/Scherbenvorwärmer hängt stark von der Kapazität der Wannen und Vorwärmer ab. Als ein ungefähres Beispiel für Kosten und Kosteneinsparungen wurde eine Abschätzung für zwei unterschiedliche Beispielanlagen im Behälterglassektor mit Anwendung eines indirekten Vorwärmers durchgeführt. Die Ergebnisse sind im folgenden Text ausgeführt.

- Für eine regenerative Querbrenner-Wanne mit einer Kapazität von 350 t/d betragen die zusätzlich mit der Verwendung des Vorwärmers verbundenen Investitionen 2,5 Mio € einschließlich einiger Anpassungen der Gemengeeinlegemaschine. Die jährlichen Betriebskosteneinsparungen betragen 820.000 € unter der Annahme eines Brennstoffpreises von 9,40 € pro GJ Nettoheizwert. Die durchschnittlichen Einsparkosten während der Wannenreise werden mit 3 € pro Tonne geschmolzenes Glas geschätzt, berechnet auf der Basis der derzeitigen Energiepreise.
- Die Anwendung eines Gemenge-/Scherbenvorwärmers an einer Wanne mit einer Kapazität von 450 t/d erlaubt die Erhöhung des Durchsatzes von 450 auf 500 t/d und eine Energieeinsparung. Die Investitionskosten betragen 3,4 Mio € und die Einsparungen 1,1 Mio € pro Jahr (basierend auf einer Kapazität von 500 t/d). In diesem Fall ist die Amortisationszeit drei Jahre. Die gesamten Kosteneinsparungen entsprechen 5 bis 6 € pro Tonne Glas, teilweise durch die erhöhte Schmelzkapazität der Wanne, ohne die Struktur, vergrößern zu müssen.
- Die Investition in Ausrüstung und Infrastruktur nach der Wanne ist erforderlich, um die erhöhte Durchsatzkapazität nutzen zu können. Die Kosten insbesondere in Verbindung mit den Maschinenkapazitäten können erheblich sein.

Zum Zeitpunkt des Schreibens (2010) wurde die Technik wegen der relativ hohen Investitionskosten und in einigen Fällen wegen des begrenzten vorhandenen Platzes noch nicht weitverbreitet angewendet. Das kann aber von Region zu Region anders sein und wird ständig anhand von veränderlichen Energiepreisen und anderen Faktoren (z.B. Emissionsgrenzwerte) geprüft.

Daten für eine Beispielanlage für die Anwendung der direkten Gemenge- und Scherbenvorwärmung einer Behälterglasproduktion von Weißglas zeigt Tabelle 4.45.

Triebkräfte der Einführung

Die hauptsächliche Triebkraft für die Einführung ist der reduzierte Energieverbrauch mit der dazugehörigen CO₂-Emissionsminderung. Eine Erhöhung der Wannenschmelzkapazität (bis zu 10 % mehr) kann auch eine Triebkraft darstellen.

Tabelle 4.45: Beispielanlage für die Anwendung der direkten Gemenge- und Scherben- vorwärmung einer Behälterglasproduktion

Betriebsbedingung		
Art der Wanne	Querbrenner-gefeuert, regenerativ	
Brennstoff	Erdgas	
Wannenkapazität	350 t/d	
Tatsächliche Durchsatzrate	275 t/d	
Letzte Großreparatur	Jahr 2005	
Elektrische Zusatzheizung	Ja	
Glasart	weiß	
Scherben	60 %	
Spezifischer Energieverbrauch	3.78 GJ/t Glas	
Art des Filters	Elektrofilter mit 3 Feldern	
Temperatur vor dem Filter	200 °C	
Sorptionsmittel	keine	
Verwendung des Filterstaubes im Gemenge	100 %	
Energieverbrauch einschließlich Ventilation	194 kWh/h	
Art des Rohmaterialvorwärmers	direkter Kontakt mit Abgas aus der Wanne	
Abgasvolumen vor dem Gemengevorheizer	17000 m ³ /h	
Abgastemperatur-Eintritt/Austritt	rund 450/200 °C	
Rohmaterialtemperatur-Eintritt/Austritt	rund 20/300 °C	
Zurückgewonnene Energiemenge	rund 900 kWh/h	
	Filteranlage mit Zubehör, Verrohrung, Ventilator ⁽¹⁾	Rohmaterialvorheizer, mit Zubehör ⁽¹⁾
Investitions/Ersatzkosten	1.5 Mio €	1.0 Mio €
Amortisationszeit	10 Jahre	12 Jahre
Betriebskosten	120 000 €	10 000 €
Jährliche Abschreibung	199 500 €	113 333 €
Jährliche Gesamtkosten	319 500 €	123 333 €
Geschätzte Kosten pro Tonne Glas	3.18 €/t Glas	1.23 €/t Glas
Emissionswerte ⁽²⁾		
	(mg/Nm³, Gas(trocken) 8 % O₂)	kg/t Glas
Staub	23.8	0.037
NO _x	909	1.42
SO _x	386	0.60
HCl	4.8	0.0075
HF	3.0	0.0047
<i>Metalle</i>		
Klasse I (Hg, Tl)	0.003	0.005x10 ⁻³
Klasse II (Pb, Co, Ni, Se)	0.76	1.2x10 ⁻³
Klasse III (Sb, Cr, Cu, Mn, V, Sn)	1.01	1.6x10 ⁻³
(1) Kostendaten beziehen sich auf das Jahr der Installation der Schadstoffbehandlungsanlage und sind nicht repräsentativ für die laufenden Kosten		
(2) Emissionsdaten beziehen sich auf Halbstundenmittelwerte.		
Quelle: [75, Germany-HVG Glass Industry report 2007]		

Beispielanlagen

Alle hier gezeigten Anwendungen der Gemenge- und Scherbenvorheizung beziehen sich auf den Behälterglassektor:

- Direkte Vorheizung:
 - Ardagh Glass, Nienburg, Deutschland (drei Wannen)
 - Ardagh Glass, Neuenhagen, Deutschland
 - Wiegand Glas, Steinbach am Wald, Deutschland
 - Leone Industries, Bridgeton, New Jersey, US (Sauerstoff-Brennstoff-gefeuerte Wanne).
- Indirekte Vorheizung:
 - Ardagh Glass, Dongen, Niederlande.

Referenzen

[\[30, Infomil 1998\]](#) [\[65, GEPVP-Proposals for GLS revision 2007\]](#) [\[94, Beerrens - APC Evaluation 2008\]](#) [\[75, Germany-HVG Glass Industry report 2007\]](#)

4.9 Qualitäts-Management-System (QMS)

Beschreibung

QMS ist ein formales Regelwerk, mit dessen Hilfe die Erfüllung umweltpolitischer Ziele aufgezeigt wird.

Technische Beschreibung

Die Richtlinie definiert den Begriff „Techniken“ (in Sinne der Definition von „Beste verfügbare Techniken“) sowohl als die angewandte Technologie als auch die Art und Weise, wie die Anlage geplant, gebaut, , gewartet, betrieben und stillgelegt wird.

In diesem Sinne ist ein Qualitätsmanagementsystem (QMS) eine Technik, die es Betreibern von Anlagen ermöglicht, Umweltaspekte auf systematische und nachweisbare Weise anzugehen. QMS sind, wenn sie ein fester Bestandteil der gesamten Managementstrategie und des Betriebsablaufs einer Anlage sind, höchst effektiv und leistungsstark.

Das QMS lenkt die Aufmerksamkeit des Betreibers auf die Umwelteigenschaften der Anlage, im Einzelnen geschieht dies durch die Anwendung klarer Handlungsschritte für zunächst normale und dann davon abweichende Betriebsbedingungen; und weist situationsbedingt klare Zuständigkeiten zu.

Alle effektiven QMS beinhalten ein Konzept der stetigen Verbesserung, in dem Sinne, dass Umweltmanagement vielmehr als fortlaufender Prozess zu sehen ist, denn als Projekt, das zu einem Abschluss gebracht werden muss. Es gibt verschiedenste Prozessauslegungen; die meisten QMS basieren jedoch auf dem „planen-machen-prüfen-handeln-Kreislauf“ (der üblicherweise in anderen Unternehmensmanagement-Zusammenhängen angewendet wird). Ein Kreislauf ist ein interaktiv-dynamisches Modell, bei dem der Abschluss des einen Kreises in den Beginn des nächsten übergeht (siehe Bild 4.9).

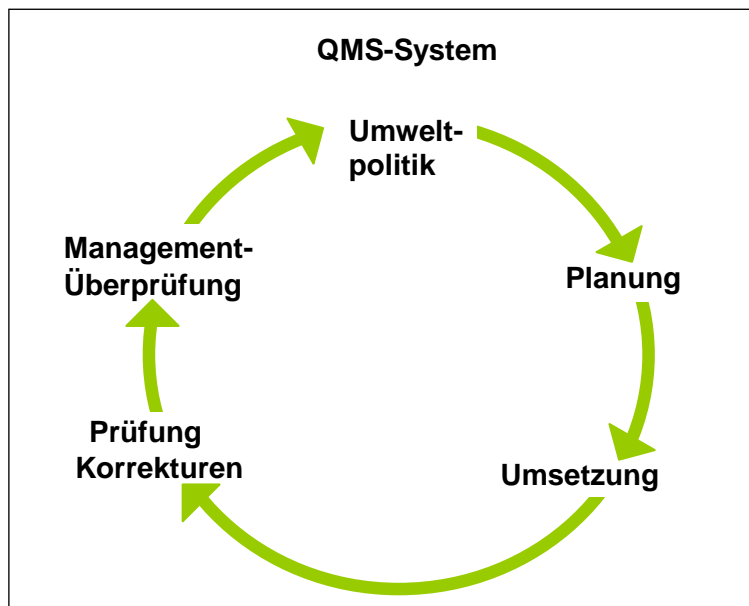


Bild 4.9 Fortlaufende Verbesserungen an einem QMS-System

Ein QMS kann die Form eines standardisierten oder nicht-standardisierten („maßgeschneidert“) Systems haben. Die Anwendung und Beachtung international akzeptierter Standardsysteme, wie EN ISO 14001:2004, kann dem QMS, wenn es der Überprüfung durch externe Beauftragte standhalten muss, mehr Gewicht verleihen. EMAS verleiht durch öffentliche Zusammenarbeit, Umweltgutachten und ein System, das Gesetzeskonformität mit gültiger Umweltgesetzgebung zusichert, dem QMS zusätzliche Glaubwürdigkeit. Dennoch können nicht-standardisierte Systeme im Prinzip ebenso effektiv sein, gesetzt den Fall, dass sie sorgfältig ausgearbeitet und durchgeführt wurden.

Trotz der Tatsache, dass sowohl das standardisierte (EN ISO 14001:2004 oder EMAS) als auch das nicht-standardisierte System im Prinzip für **Organisationen** gilt, verfolgt dieses Dokument einen enger gefassten Ansatz, der nicht alle Tätigkeiten einer Organisation berücksichtigt (beispielsweise in Bezug auf deren Produkte und Dienstleistungen), da die Richtlinie nur Anlagen/ Produktionsstätten regelt.

Ein QMS kann die folgenden Komponenten enthalten:

1. Verantwortung des Managements; Geschäftsleitung mit eingeschlossen;
2. Festlegung einer Umweltpolitik, deren Ziel die fortlaufende Verbesserung der Anlage durch das Management ist;
3. Planung und Umsetzung der notwendigen Abläufe, Absichten und Ziele in Übereinstimmung mit Finanzplanung und Kapitaleinsatz;
4. Durchführung der Maßnahmen unter besonderer Berücksichtigung von:
 - (a) Struktur und Zuständigkeit
 - (b) Ausbildung, Problembewußtsein und Kompetenz
 - (c) Kommunikation
 - (d) Mitarbeiterbeteiligung
 - (e) Dokumentation
 - (f) Effiziente Prozesssteuerung
 - (g) Wartungsprogrammen
 - (h) Notfallbereitschaft und Reaktion im Notfall
 - (i) Sicherstellung der ordnungsgemäßen Anwendung der Umweltgesetzgebung;

5. Leistungsüberprüfung und Ergreifung korrigierender Maßnahmen unter besonderer Berücksichtigung von:
 - (a) Überwachung und Messungen (siehe auch: „Merkblatt über die Besten Verfügbaren Techniken zu Allgemeinen Überwachungsgrundsätzen“) [122, EC 2003].
 - (b) Korrigierende und vorbeugende Maßnahmen,
 - (c) Führen von Aufzeichnungen/ Berichten,
 - (d) Unabhängige betriebsinterne und –externe Audits (wo machbar), um ermitteln zu können, ob das QMS mit den geplanten Vorhaben vereinbar ist oder nicht und ob es fachgerecht eingebunden und aufrechterhalten wird;
6. Überprüfung des QMS und seiner fortdauernden Tauglichkeit, Eignung und Effektivität durch die Geschäftsleitung;
7. Vorbereitung einer regelmäßigen Umwelterklärung;
8. Bestätigung durch eine Zertifizierungsstelle oder einen externen QMS-Prüfer;
9. Verfolgung der Entwicklung von umweltfreundlichen Technologien;
10. Abwägung der Umweltauswirkungen durch eine eventuelle Stilllegung der Anlage von Beginn (Planungsphase) eines neuen Werkes an und auch während dessen Betriebszeitraum;
11. regelmäßige Anwendung sektoralen Benchmarkings.

Erreichte Umweltvorteile

Ein QMS fördert und unterstützt die andauernde Steigerung der Umweltleistung einer Anlage. Falls eine Anlage bereits eine gute Umweltgesamtleistung aufweist, kann ein QMS dem Betreiber hilfreich bei der Aufrechterhaltung des hohen Leistungsniveaus sein.

Umweltleistung und Betriebsdaten

Alle maßgeblichen Verbräuche (Energie inbegriffen) und Emissionen werden kurz-, mittel- und langfristig durch den Betreiber, in Zusammenhang mit Finanzplanung und Investitionszyklus, koordiniert und gehandhabt. Das bedeutet - da beispielsweise angepasste nachgeschaltete Lösungen für Emissionen den Betreiber langfristig auf einen höheren Energieverbrauch festlegen könnten - , dass Investitionen für potentiell umweltfreundlichere Lösungen in die Zukunft verschoben werden. Solche Fälle erfordern die Berücksichtigung von medienübergreifenden Aspekten. Entscheidungshilfen zu diesen medienübergreifenden Aspekten und zur Kosten sowie zur Kosten-Nutzen-Rechnung enthält das BVT-Merkblatt zu ökonomischen und medienübergreifenden Effekten [\[156, EC 2006\]](#) und das BVT-Merkblatt über Energieeffizienz [\[124, EC 2008\]](#).

Medienübergreifende Effekte

Es wurde von keinen berichtet. Die systematische Analyse der Umweltauswirkungen der Ausgangssituation und genügend Spielraum für Verbesserungen im Rahmen des QMS ermöglichen eine Lösungsfindung für alle Umweltmedien.

Technische Überlegungen in Bezug auf die Anwendbarkeit

Die oben beschriebenen Komponenten können natürlich bei allen Anlagen im Rahmen dieses Dokuments angewendet werden. Der Umfang (z.B.: der Detailierungsgrad) und die Art des QMS (z.B. standardisiert oder nicht-standardisiert) hängen von Aufbau, Größe und Komplexität der jeweiligen Anlage sowie ihrer möglichen Umweltauswirkungen ab.

Die Einführung eines QMS nach der ISO-14001-Norm in etlichen Anlagen der Glasindustrie hat sich als brauchbares Instrument, um Unternehmensrichtlinien aufzustellen, für Folgendes erwiesen:

- es veranschaulicht allen Angestellten, auf welches Ziel sich ihre Arbeit richten sollte;
- es ist ein Organisationskonzept, in dem Aufgaben und Verantwortlichkeiten für jede Funktion klar definiert sind;

- es beschreibt den Produktionsprozess, sodass jeder/jede entsprechend handeln kann;
- es wendet ein Kontrollsystem an, das Fehler und Abweichungen erkennt und diese zuverlässig behebt durch Einführung eines Systems zur Verbesserung der Leistung des Betriebes über Vereinbarungen und Umsetzung von spezifischen Zielen.

Wirtschaftliche Aspekte

Es ist schwierig, die genauen Kosten und wirtschaftlichen Vorzüge durch die Ein- und Fortführung eines guten QMS abzuschätzen. Darüber hinaus resultieren manche wirtschaftlichen Vorteile erst aus der Anwendung des QMS und können, je nach Sektor, sehr unterschiedlich ausfallen.

Externe Kosten, die mit einer Überprüfung des Systems einhergehen, können mit Hilfe einer vom International Accreditation Forum [[182, IAF 2010](#)] herausgegebenen Orientierungshilfe abgeschätzt werden.

Auslöser für die Umsetzung

Auslöser für die Umsetzung eines QMS beinhalten:

- verbesserte Umweltleistung,
- verbesserter Überblick über die Umweltaspekte des Unternehmens: sie können zur Erfüllung der Umweltansprüche der Verbraucher, der Aufsichtsbehörde, von Banken, von Versicherungen oder anderen Betroffenen (beispielsweise im Umkreis der Anlage lebende bzw. arbeitende Personen), genutzt werden,
- verbesserte Grundlage, um Entscheidungen zu treffen,
- verbesserte Mitarbeiter-Motivation (z.B.: können Manager darauf vertrauen, dass Umweltauswirkungen überwacht werden, und Angestellte können erkennen, dass sie für ein Unternehmen mit ökologischem Verantwortungsbewusstsein arbeiten),
- Zusätzliche Ansätze zum Senken der Betriebskosten und auch zur Verbesserung der Produktqualität,
- Gestärktes Firmen-Image
- Größere Haftungsreduzierung, geringere Versicherungsbeiträge und weniger Strafzahlungen durch Umweltauflagenverstöße.

Referenzanlagen

QMS werden EU-weit in vielen Anlagen eingesetzt.

Beispielsweise alle, zu AGC Flat Glass Europe, Pilkington/ NSG und Saint-Gobain gehörenden Floatglasanlagen sind oder werden nach ISO 14001 zertifiziert. Weil diese Firmen Teil großer, internationaler und weltweit agierender Unternehmensgruppen sind, hat man sich eher für die internationale Norm ISO 14001, als für die hauptsächlich europäische EMAS-Norm entschieden.

Andere europäische Anlagen, die Haushaltsglas, Endlosglasfasern, Mineralwolle, Glasfritten, etc. produzieren, sind ISO 14001 zertifiziert oder bei EMAS registriert (z.B.: Rockwool Denmark, OCV, Saint-Gobain ISOVER, Saint-Gobain Mondego, etc).

Referenzliteratur

EMAS Verordnung (EG) Nr. 1221/2009 [[181, Reg. 1221/ 2009](#)].

GD Umwelt EMAS Internetseite [[180, DG Environment 2010](#)].

EN ISO 14001: 2004 [[179, ISO 2004](#)].

5 BVT-SCHLUSSFOLGERUNGEN FÜR DIE HERSTELLUNG VON GLAS

Anwendungsbereich

Diese BVT-Schlussfolgerungen gelten für die folgenden in Anhang I der Richtlinie 2010/75/EU genannten industriellen

Tätigkeiten:

- 3.3. Herstellung von Glas einschließlich Glasfasern mit einer Schmelzkapazität von über 20 t pro Tag;
- 3.4. Schmelzen mineralischer Stoffe einschließlich der Herstellung von Mineralfasern mit einer Schmelzkapazität von über 20 t pro Tag.

Diese BVT-Schlussfolgerungen beziehen sich nicht auf die folgenden Tätigkeiten:

- Herstellung von Wasserglas — fällt unter das Referenzdokument „Large Volume Inorganic Chemicals — Solids and Other Industry (LVIC-S)“
- Herstellung polykristalliner Wolle
- Herstellung von Spiegeln — fällt unter das Referenzdokument „Surface Treatment Using Organic Solvents (STS)“

Die folgenden weiteren Referenzdokumente sind für die unter diese BVT-Schlussfolgerungen fallenden Tätigkeiten relevant:

Referenzdokumente	Tätigkeit
„Emissions from Storage (EFS)“	Lagerung und Handhabung von Rohstoffen
„Energy Efficiency (ENE)“	Allgemeine Energieeffizienz
„Economic and Cross-MEDIA Effects (ECM)“	Wirtschaftliche und medienübergreifende Auswirkungen von Techniken
„General Principles of Monitoring (MON)“	Emissions- und Verbrauchsüberwachung

Die in diesen BVT-Schlussfolgerungen genannten und beschriebenen Techniken sind weder normativ noch erschöpfend. Andere Techniken können angewandt werden, die mindestens ein gleich hohes Umweltschutzniveau gewährleisten.

Begriffsbestimmungen

Für den Zweck dieser BVT-Schlussfolgerungen gelten die folgenden Begriffsbestimmungen:

Verwendeter Begriff	Definition
Neue Anlage	Eine Anlage, die am Anlagenstandort nach der Veröffentlichung dieser BVT-Schlussfolgerungen neu errichtet wird, oder der vollständige Wiederaufbau einer Anlage auf dem bestehenden Fundament einer Anlage nach der Veröffentlichung dieser BVT-Schlussfolgerungen
Bestehende Anlage	Eine Anlage, die keine neue Anlage ist
Neue Wanne	Eine Wanne, die am Anlagenstandort nach der Veröffentlichung dieser BVT-Schlussfolgerungen installiert wird, oder eine vollständige Erneuerung einer Wanne nach der Veröffentlichung dieser BVT-Schlussfolgerungen
Normale Erneuerung einer Wanne	Eine Erneuerung zwischen Wannenerneuerungen ohne wesentliche Änderung der Wannenanforderungen oder der Wammentechnologie, bei der das Wannengerüst nicht wesentlich angepasst wird und die Abmessungen der Wanne weitgehend unverändert bleiben. Die Wannenausmauerung und gegebenenfalls auch die Regeneratoren werden unter teilweiser oder vollständiger Ersetzung des Materials instand gesetzt.
Vollständige Erneuerung einer Wanne	Eine Erneuerung mit einer wesentlichen Änderung der Wannenanforderungen oder der Wammentechnologie und mit wesentlichen Anpassungen oder Ersetzungen der Wannenerneuerungs- und Zusatzeinrichtungen

Allgemeine Erwägungen

Mitteilungszeiträume und Referenzbedingungen für Emissionen in die Luft

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesen BVT-Schlussfolgerungen genannten mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte (BVT-assozierte Emissionswerte) unter den in Tabelle 1 genannten Referenzbedingungen. Alle Konzentrationsangaben für Abgase beziehen sich auf Standardbedingungen: trockenes Abgas, Temperatur 273,15 K, Druck 101,3 kPa.

Für diskontinuierliche Messungen (Einzelmessungen)	BVT-assozierte Emissionswerte bezeichnen den Durchschnittswert aus drei Einzelmessungen von jeweils mindestens 30 Minuten; für regenerative Wannen sollte der Messzeitraum mindestens zwei Feuerungswechsel der Regenerativkammern umfassen.
Für kontinuierliche Messungen	BVT-assozierte Emissionswerte bezeichnen Tagesmittelwerte.

Tabelle 5.1: Referenzbedingungen für BVT-assozierte Emissionswerte in Bezug auf Emissionen in die Luft

	Prozess	Einheit	Referenzbedingungen
Schmelzprozesse	Konventionelle Schmelzwanne mit kontinuierlicher Beschickung	mg/Nm ³	8 Vol-% Sauerstoff
	Konventionelle Schmelzwanne mit diskontinuierlicher Beschickung	mg/Nm ³	13 Vol-% Sauerstoff
	Wanne mit Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxyfuel)	kg/t geschmolzenen Glases	Die gemessenen Emissionswerte können nicht in mg/Nm ³ in Bezug auf eine Referenz-Sauerstoffkonzentration angegeben werden.
	Elektrowannen	mg/Nm ³ oder kg/t geschmolzenes Glas	Die gemessenen Emissionswerte können nicht in mg/Nm ³ in Bezug auf eine Referenz-Sauerstoffkonzentration angegeben werden
	Frittenschmelzwannen	mg/Nm ³ oder kg/t geschmolzene Fritten	Die Konzentrationen beziehen sich auf 15 Vol.-% Sauerstoff. Bei Verwendung einer Luft-Gas-Befuerung werden die BVT-assozierten Emissionswerte als Emissionskonzentration (mg/Nm ³) ausgedrückt. Bei ausschließlicher Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel) werden die BVT-assozierten Emissionswerte als Emissionsfaktoren (kg/t geschmolzener Fritten) angegeben. Bei Befuerung mit sauerstoffangereicherter Luft werden die BVT-assozierten Emissionswerte entweder als Emissionskonzentration (mg/Nm ³) oder als spezifische Emissionsfaktoren (kg/t geschmolzener Fritten) angegeben.
	Alle Wannenarten	kg/t geschmolzenes Glas	Die spezifischen Emissionsfaktoren beziehen sich auf eine Tonne geschmolzenen Glases
Nicht-Schmelzprozesse, einschließlich nachgeschalteter Prozesse	Alle Prozesse	mg/Nm ³	Keine Korrektur in Bezug auf Sauerstoff
	Alle Prozesse	kg/t geschmolzenes Glas	Die spezifischen Emissionsfaktoren beziehen sich auf eine Tonne hergestelltes Glas

Umrechnung in Referenz-Sauerstoffkonzentration

Die Emissionskonzentration bei einem Referenz-Sauerstoffgehalt (siehe Tabelle 5.1) wird mit der folgenden Formel berechnet:

$$E_R = \frac{21 - O_R}{21 - O_M} * E_M$$

Wobei:

- E_R (mg/Nm³): Emissionskonzentration, korrigiert auf den Referenz-Sauerstoffgehalt O_R
 O_R (Vol %): Referenz-Sauerstoffgehalt
 E_M (mg/Nm³): Emissionskonzentration, bezogen auf den gemessenen Sauerstoffgehalt O_M
 O_M (Vol %): gemessener Sauerstoffgehalt.

Umrechnung von Konzentrationswerten in Emissionsfaktoren

Die BVT-assozierten Emissionswerte, die in den Abschnitten 5.2 bis 5.9 als Emissionsfaktoren (kg/t geschmolzenen Glases) angegeben sind, basieren auf der nachstehend beschriebenen Berechnung mit Ausnahme von Öfen mit Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel) und in einer begrenzten Anzahl von Fällen für Elektrowannen, bei denen die BVT-assozierten Emissionswerte von spezifischen gemeldeten Daten abgeleitet und in kg/t geschmolzenen Glases angegeben wurden.

Konzentrationen werden wie folgt in Emissionsfaktoren umgerechnet:

Emissionsfaktor (kg/t geschmolzenen Glases) = Umrechnungsfaktor × Emissionskonzentration (mg/Nm³)

Hierbei gilt: Umrechnungsfaktor = $(Q/P) \times 10^{-6}$

wobei Q = Abgasvolumen in Nm³/h;
 P = Durchsatz in Tonnen geschmolzenen Glases pro Stunde.

Das Abgasvolumen (Q) wird durch den spezifischen Energieverbrauch, die Brennstoffart und das Oxidationsmittel (Luft, sauerstoffangereicherte Luft und Sauerstoff (mit je nach Herstellungsprozess unterschiedlicher Reinheit)) bestimmt. Der Energieverbrauch ergibt sich als komplexe Funktion (vorwiegend) der Wannenart, der Glasart und des Scherbenanteils.

Das Verhältnis zwischen Konzentration und spezifischem Durchsatz kann jedoch durch eine Reihe von Faktoren beeinflusst werden; zum Beispiel durch:

- Wannenart (Luftvorwärmtemperatur, Schmelztechnik);
- Art des hergestellten Glases (Energiebedarf für das Schmelzen);
- Energiemix (fossiler Brennstoff/elektrische Zusatzheizung);
- Art des fossilen Brennstoffes (Öl, Gas);
- Art des Oxidationsmittels (Sauerstoff, Luft, sauerstoffangereicherte Luft);
- Scherbenanteil;
- Gemengezusammensetzung;
- Alter der Wanne;
- Wannengröße.

Die BVT-assozierten Emissionswerte wurden mit den in Tabelle 5.2 genannten Umrechnungsfaktoren von Konzentrationen in Emissionsfaktoren umgerechnet.

Die Umrechnungsfaktoren wurden auf Basis von energieeffizienten Wannen bestimmt und beziehen sich ausschließlich auf vollständig mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch befeuerte Wannen.

Tabelle 5.2: Indikative emissionsfaktoren für die Umrechnung von mg/Nm³ in kg/t geschmolzenen Glases auf Basis energieeffizienter Brennstoff-Luft-Wannen

Branchen		Faktoren zur Umrechnung von mg/Nm ³ in kg/t geschmolzenen Glases
Flachglas		$2,5 \times 10^{-3}$
Behälterglas	Allgemeiner Fall	$1,5 \times 10^{-3}$
	Sonderfälle ⁽¹⁾	Einzelfallprüfung (häufig $3,0 \times 10^{-3}$)
Endlosglasfasern		$4,5 \times 10^{-3}$
Wirtschaftsglas	Kalknatron	$2,5 \times 10^{-3}$
	Sonderfälle ⁽²⁾	Einzelfallprüfung (zwischen $2,5$ und $>10 \times 10^{-3}$; häufig $3,0 \times 10^{-3}$)
Mineralwolle	Glaswolle	2×10^{-3}
	Steinwolle-Kupolofen	$2,5 \times 10^{-3}$
Spezialglas	TV-Glas (Bildschirm)	3×10^{-3}
	TV-Glas (Trichter)	$2,5 \times 10^{-3}$
	Borosilikat (Röhre)	4×10^{-3}
	Glaskeramik	$6,5 \times 10^{-3}$
	Beleuchtungsglas (Kalknatron)	$2,5 \times 10^{-3}$
Fritten		Einzelfallprüfung (zwischen $5 - 7,5 \times 10^{-3}$)

⁽¹⁾ Sonderfälle sind weniger günstige Fälle (z.B. kleine Spezialwannen mit einem Produktionsvolumen unter 100 t/Tag und einem Scherbenanteil unter 30 %). Diese Kategorie macht nur 1 % der Behälterglasproduktion aus.

⁽²⁾ Als Sonderfälle gelten weniger günstige Fälle und/oder Nicht-Kalknatron-Glasarten: Borosilikate, Glaskeramik, Kristallglas und, seltener, Bleikristallglas.

Definitionen für bestimmte Luftschadstoffe

Für die Zwecke dieser BVT-Schlussfolgerungen und für die in den Abschnitten 5.2 bis 5.9 genannten BVT-assoziierten Emissionswerte gelten die folgenden Definitionen:

NO _x , ausgedrückt als NO ₂	Die Gesamtmenge von Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO ₂), ausgedrückt als NO ₂
SO _x , ausgedrückt als SO ₂	Die Gesamtmenge von Schwefeldioxid (SO ₂) und Schwefeltrioxid (SO ₃), ausgedrückt al SO ₂
Chlorwasserstoff , ausgedrückt als HCl	Alle gasförmigen Chloride, ausgedrückt als HCl
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	Alle gasförmigen Fluoride, ausgedrückt als HF

Mittelungszeiträume für Abwasser-Ableitungen

Wenn nicht anders angegeben, beziehen sich die in diesen BVT-Schlussfolgerungen genannten mit den besten verfügbaren Techniken assoziierten Emissionswerte („BVT-assoziierte Emissionswerte“) für Emissionen ins Abwasser auf den Durchschnittswert einer Mischprobe, die über einen Zeitraum von zwei Stunden oder von 24 Stunden entnommen wurde.

5.1 Allgemeingültige BVT-Schlussfolgerungen für die Glasindustrie

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen.

Die in den Abschnitten 5.2 bis 5.9 beschriebenen prozessspezifischen BVT gelten zusätzlich zu den in diesem Abschnitt genannten allgemeingültigen BVT.

5.1.1 Umweltmanagementsysteme

1. Die BVT besteht in der Einführung und konstanten Anwendung eines Umweltmanagementsystems, das alle im Folgenden genannten Merkmale aufweist:

- i. Unterstützung durch die Führungskräfte einschließlich der leitenden Führungskräfte;
- ii. Festlegung einer Umweltstrategie, die eine kontinuierliche Verbesserung der Anlage durch die Führungskräfte beinhaltet;
- iii. Planung und Umsetzung der erforderlichen Verfahren, Ziele und Vorgaben in Verbindung mit finanzieller Planung und Investition;
- iv. Einführung der Verfahren unter besonderer Berücksichtigung der folgenden Aspekte:
 - a) Strukturen und Verantwortlichkeiten,
 - b) Schulung, Sensibilisierung und Kompetenz,
 - c) Kommunikation,
 - d) Einbeziehung der Arbeitnehmer,
 - e) Dokumentation,
 - f) Effiziente Prozesssteuerung,
 - g) Instandhaltungsprogramme,
 - h) Notfall-Bereitschaftsplanung und -Maßnahmen,
 - i) Gewährleistung der Einhaltung von Umweltschutzvorschriften;
- v. Leistungskontrolle und Korrekturmaßnahmen unter besonderer Berücksichtigung der folgenden Aspekte:
 - a) Überwachung und Messung (siehe auch Referenzdokument über die allgemeinen Überwachungsgrundsätze, „General Principles of Monitoring“),
 - b) Korrektur- und vorsorgende Maßnahmen,
 - c) Führen und Vorhalten von Aufzeichnungen,
 - d) unabhängige (soweit praktikabel) interne Prüfung oder Auditierung, um festzustellen, ob das Umweltmanagementsystem die vorgesehenen Regelungen einhält und ordnungsgemäß eingeführt wurde und angewandt wird;
- vi. Überprüfung des Umweltmanagementsystems und seiner fortgesetzten Eignung, Angemessenheit und Wirksamkeit durch die leitenden Führungskräfte;
- vii. Verfolgen der Weiterentwicklung umweltverträglicherer Technologien;
- viii. Berücksichtigung der durch die Stilllegung zu einem späteren Zeitpunkt sowie während der gesamten Nutzungsdauer bedingten Umweltbelastung schon bei der Konzeption einer neuen Anlage;
- ix. regelmäßige Durchführung eines Benchmarking auf Branchenebene.

Anwendbarkeit

Der Umfang/Anwendungsbereich (z. B. die Detailtiefe) und die Art des Umweltmanagementsystems (z. B. standardisiert oder nicht-standardisiert) hängt üblicherweise von der Art, Größe und Komplexität einer Anlage sowie vom Ausmaß ihrer potenziellen Umweltbelastung ab.

5.1.2 Energieeffizienz

2. BVT besteht in der Senkung des spezifischen Energieverbrauchs durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik	Anwendbarkeit
i. Prozessoptimierung durch Steuerung der Betriebsparameter	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Regelmäßige Instandhaltung der Schmelzwanne	
iii. Optimierung der Wannenbauart und der Auswahl der Schmelztechnik	Für neue Anlagen anwendbar. Für bestehende Anlagen erfordert die Durchführung eine vollständige Erneuerung der Wanne.
iv. Anwendung von Verbrennungsregelungstechniken	Anwendbar für Wannen mit Brennstoff-Luft- und Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel).
v. Verwendung höherer Scherbenanteile, sofern verfügbar und wirtschaftlich und technisch vertretbar	Nicht für die Branchen Endlosglasfasern, Hochtemperaturwolle und Fritten anwendbar.
vi. Einsatz eines Abhitzekeessels zur Energierückgewinnung, sofern technisch und wirtschaftlich vertretbar	Anwendbar für Wannen mit Brennstoff-Luft- und Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel). Die Anwendbarkeit und die wirtschaftliche Vertretbarkeit der Technik hängen von der erreichbaren Gesamteffizienz einschließlich der effizienten Nutzung des erzeugten Dampfes ab.
vii. Einsatz einer Gemenge- und Scherbenvorwärmung, sofern technisch und wirtschaftlich vertretbar	Anwendbar für Wannen mit Brennstoff-Luft- und Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel). Die Anwendbarkeit beschränkt sich normalerweise auf Gemengezusammensetzungen mit einem Scherbenanteil über 50 %.

5.1.3 Materiallagerung und -handhabung

3. Die BVT besteht in der Vermeidung oder — wenn dies nicht praktikabel ist — der Minderung diffuser Staubemissionen aus der Lagerung und der Handhabung von Feststoffen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

- I. Lagerung von Rohstoffen:
 - i. Lagerung pulverförmiger Schüttgüter in geschlossenen Silos mit Staubabscheidern (z. B. Gewebefilter),
 - ii. Lagerung feiner Stoffe in geschlossenen Behältern oder versiegelten Säcken,
 - iii. Lagerung grober staubförmiger Stoffe auf Vorratshalden mit Abdeckungen,
 - iv. Einsatz von Straßenreinigungsfahrzeugen und von Techniken zur Staubbindung mit Wasser.
- II. Handhabung von Rohstoffen

Technik	Anwendbarkeit
i. Nutzung geschlossener Förderbänder für Materialien, die überirdisch transportiert werden, um Materialverluste zu vermeiden	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Bei pneumatischer Förderung: Nutzung eines dichten Systems, das mit einem Filter zur Reinigung der Förderluft vor deren Freisetzung ausgerüstet ist	
iii. Befeuchtung des Gemenges	Die Nutzung dieser Technik ist durch die negativen Auswirkungen auf die Energieeffizienz der Wanne beschränkt. Für einige Gemengerezepturen, insbesondere für die Herstellung von Borosilikatglas, können Einschränkungen gelten.
iv. Anwendung eines leichten Unterdrucks in der Wanne	Aufgrund der negativen Auswirkung auf die Energieeffizienz der Wanne nur als inhärenter Betriebsparameter (z. B. Schmelzöfen für Frittenherstellung) anwendbar.
v. Verwendung von Rohstoffen, die keine Dekrepitationseffekte verursachen (in erster Linie Dolomit und Kalkstein). Diese Effekte bestehen im „Bersten“ von Mineralien unter Wärmeeinwirkung mit entsprechend erhöhter Staubbildung.	Anwendbar vorbehaltlich der mit der Verfügbarkeit von Rohstoffen verbundenen Einschränkungen.
vi. Einsatz einer Absaugung über ein Filtersystem bei Prozessen mit einer hohen Wahrscheinlichkeit der Staubbildung (z. B. Öffnen von Säcken, Mischen des Frittengemenges, Entsorgung von Gewebefilterstaub, Cold-Top-Schmelzwannen)	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
vii. Einsatz gekapselter Schneckenförderer	
viii. Gekapselte Becherwerke	Allgemein anwendbar; eine Kühlung kann erforderlich sein, um eine Beschädigung der Anlage zu vermeiden.

4. Die BVT besteht in der Vermeidung oder — wenn dies nicht praktikabel ist — in der Minderung diffuser gasförmiger Emissionen aus der Lagerung und Handhabung flüchtiger Rohstoffe durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

- i. Verwendung von Behälterfarbe mit geringer solarer Absorption für die Lagerung von Schüttgütern, die Temperaturschwankungen aufgrund der Sonneneinstrahlung ausgesetzt sind;
- ii. Temperaturregelung in der Lagerung flüchtiger Rohstoffe;
- iii. Behälterisolierung für die Lagerung flüchtiger Rohstoffe;
- iv. Bestandsmanagement;
- v. Verwendung von Schwimmdachtanks für die Lagerung großer Mengen von flüchtigen Mineralölerzeugnissen;
- vi. Einsatz von Dampfdruckführsystemen beim Transport flüchtiger Flüssigkeiten (z. B. aus Tankfahrzeugen in den Lagerbehälter);
- vii. Einsatz von Blasen-Dachtanks für die Lagerung flüssiger Rohstoffe;
- viii. Einsatz von Druck-/Vakuumventilen in Behältern, die für Druckschwankungen ausgelegt sind;
- ix. Behandlung freigesetzter Schadstoffe (z. B. Adsorption, Absorption, Kondensation) bei der Lagerung von Gefahrstoffen;
- x. Befüllung unter der Oberfläche bei Lagerung von Flüssigkeiten, die zur Schaumbildung neigen.

5.1.4 Allgemeingültige Primärtechniken

5. Die BVT besteht in der Senkung des Energieverbrauchs und der Emissionen in die Luft durch eine kontinuierliche Überwachung der Betriebsparameter und durch eine planmäßige Instandhaltung der Schmelzwanne.

Technik	Anwendbarkeit
Die Technik umfasst eine Reihe von Überwachungs- und Instandhaltungsmaßnahmen, die je nach Wannentyp einzeln oder kombiniert eingesetzt werden können, um die Alterungseffekte der Wanne zu minimieren; zu diesen Maßnahmen gehören beispielsweise die Abdichtung der Wanne und der Brennerblöcke, die Aufrechterhaltung einer maximalen Isolierung, die Kontrolle der Bedingungen für eine stabile Brennerflamme und die Steuerung des Brennstoff- Luft-Verhältnisses.	Anwendbar für Regenerativwannen, Rekuperativwannen und Wannen mit Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel). Die Anwendbarkeit für andere Wannentypen erfordert eine anlagenspezifische Beurteilung.

6. Die BVT besteht in einer sorgfältigen Auswahl und Kontrolle aller in die Schmelzwanne zugeführten Stoffe und Rohstoffe, um durch eine oder mehrere der folgenden Techniken Emissionen in die Luft zu senken oder zu vermeiden.

Technik	Anwendbarkeit
Einsatz von Rohstoffen und Fremdscherben mit geringem Gehalt an Verunreinigungen (z. B. Metalle, Chloride, Fluoride)	Anwendbar vorbehaltlich der Einschränkungen der in der Anlage hergestellten Glasart und der Verfügbarkeit von Rohstoffen und Brennstoffen.
Einsatz alternativer Rohstoffe (z. B. weniger flüchtige Materialien)	
Einsatz von Brennstoffen mit geringem Anteil an Metallverunreinigungen	

7. Die BVT besteht in der regelmäßigen Überwachung von Emissionen und/oder anderen relevanten Prozessparametern mit folgenden Maßnahmen:

Technik	Anwendbarkeit
i. Kontinuierliche Überwachung wichtiger Prozessparameter zur Sicherstellung der Prozessstabilität, z. B. Temperatur, Brennstoffzufuhr und Luftvolumenstrom	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Regelmäßige Überwachung von Prozessparametern zur Vermeidung/Minderung von Schadstoffemissionen, z. B. O ₂ -Gehalt der Verbrennungsgase zur Steuerung des Brennstoff-Luft-Verhältnisses.	
iii. Kontinuierliche Messungen von Staub-, NO _x - und SO ₂ -Emissionen oder Einzelmessungen mindestens zweimal pro Jahr kombiniert mit der Kontrolle von Ersatzparametern, um sicherzustellen, dass das Behandlungssystem zwischen den Messungen ordnungsgemäß funktioniert	
iv. Kontinuierliche oder regelmäßige Messungen der NH ₃ -Emissionen, wenn SCR-Techniken (selektive katalytische Reduktion) oder SNCR-Techniken (selektive nicht-katalytische Reduktion) eingesetzt werden	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
v. Kontinuierliche oder regelmäßige Messungen der CO-Emissionen, wenn Primärtechniken oder chemische Reduktion durch Brennstoff zur Minderung der NO _x -Emissionen eingesetzt werden oder eine unvollständige Verbrennung auftreten kann.	
vi. Regelmäßige Messungen der HCl-, HF-, CO- und Metall-Emissionen, insbesondere wenn Rohstoffe verwendet werden, die diese Stoffe enthalten oder wenn eine unvollständige Verbrennung auftreten kann	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
vii. Kontinuierliche Überwachung von Ersatzparametern, um sicherzustellen, dass das Abgasbehandlungssystem ordnungsgemäß funktioniert und dass die Emissionswerte zwischen den Einzelmessungen aufrechterhalten werden. Die zu überwachenden Ersatzparameter umfassen die zugeführten Reagenzien sowie Temperatur, Wasserzufuhr, Spannung, Entstaubung, Lüfterdrehzahl usw.	

8. Die BVT besteht im Betrieb der Abgasbehandlungssysteme unter normalen Betriebsbedingungen mit optimaler Kapazität und Verfügbarkeit, um die Emissionen zu vermeiden oder zu mindern.

Anwendbarkeit

Spezielle Verfahren können für spezifische Betriebsbedingungen festgelegt werden, insbesondere

- i. während der Prozesse zum Anfahren und Herunterfahren;
- ii. während anderer spezieller Prozesse, die die ordnungsgemäße Funktionsweise des Systems beeinträchtigen könnten (z. B. planmäßige und außerplanmäßige Instandhaltungs- und Reinigungsarbeiten an der Wanne und/oder am Abgasbehandlungssystem oder eine umfassende Produktionsumstellung);
- iii. im Fall eines unzureichenden Abgasstroms oder einer unzureichenden Temperatur, die die Nutzung des Systems bei voller Kapazität verhindert.

9. Die BVT besteht in der Begrenzung der Kohlenstoffmonoxid- (CO-) Emissionen aus Schmelzwannen, wenn Primärtechniken oder eine chemische Reduktion durch Brennstoff zur Minderung der NO_x-Emissionen eingesetzt werden.

Technik	Anwendbarkeit
<p>Primärtechniken für die Minderung der NO_x-Emissionen basieren auf Modifikationen des Verbrennungsprozesses (z. B. Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses, gestufte Verbrennung, NO_x-arme Brenner usw.). Die chemische Reduktion durch Brennstoff umfasst die Zuführung von Kohlenwasserstoff-Brennstoffen in den Abgasstrom zur Minderung des in der Wanne gebildeten NO_x.</p> <p>Die Zunahme der CO-Emissionen aufgrund dieser Techniken kann durch eine sorgfältige Steuerung der Betriebsparameter begrenzt werden.</p>	<p>Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen.</p>

Tabelle 5.3 BVT-assozierte Emissionswerte für Kohlenstoffmonoxid-Emissionen aus Schmelzwannen

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
Kohlenstoffmonoxid, ausgedrückt als CO	<100 mg/Nm ³

10. Die BVT besteht in der Begrenzung der Ammoniak- (NH₃-) Emissionen, wenn SCR-Techniken (selektive katalytische Reduktion) oder SNCR-Techniken (selektive nicht-katalytische Reduktion) für eine hocheffiziente NO_x-Emissionsminderung zum Einsatz kommen.

Technik	Anwendbarkeit
<p>Die Technik umfasst die Schaffung und Aufrechterhaltung geeigneter Betriebsbedingungen für die SCR- oder SNCR-Abgasbehandlungssysteme, um die Emissionen nicht umgesetzten Ammoniaks zu begrenzen.</p>	<p>Anwendbar für mit SCR oder SNCR ausgerüstete Schmelzwannen.</p>

Tabelle 5.4: BVT-assozierte Emissionswerte für Ammoniakemissionen, wenn SCR- oder SNCR-Techniken eingesetzt werden

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾
Ammoniak, ausgedrückt als NH ₃	<5 – 30 mg/Nm ³

⁽¹⁾ Die höheren Werte beziehen sich auf die höheren NO_x-Rohgaskonzentrationen, die höheren Minderungsraten und die Alterung des Katalysators.

11. Die BVT besteht in der Minderung der Boremissionen aus Schmelzwannen bei Gemengerezepturen mit Borverbindungen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Betrieb eines Filtersystems bei einer geeigneten Temperatur für die Unterstützung der Überführung von Borverbindungen als Feststoffe, unter Berücksichtigung der Tatsache, dass einige Borsäureverbindungen bei Temperaturen unter 200 °C, aber auch schon bei 60 °C als gasförmige Verbindungen im Abgas vorliegen können.	Die Anwendbarkeit für bestehende Anlagen kann durch technische Zwänge aufgrund der Position und der Eigenschaften des bestehenden Filtersystems beschränkt sein.
ii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Anwendbarkeit kann durch einen verminderten Abscheidegrad anderer gasförmiger Schadstoffe beschränkt sein (SO _x , HCl, HF), der durch die Ablagerung von Borverbindungen an der Oberfläche der trockenen alkalischen Reagenz verursacht wird.
iii. Nasswäscher	Die Anwendbarkeit für bestehende Anlagen kann durch die Notwendigkeit einer spezifischen Abwasserbehandlung beschränkt sein.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.1, 5.10.4 und 5.10.6 zu entnehmen.	

Überwachung

Die Überwachung der Boremissionen sollte entsprechend einer spezifischen Methodik erfolgen, die Messungen der festen und der gasförmigen Emissionen sowie die Ermittlung der wirksamen Abscheidung dieser Emissionen aus dem Abgas ermöglicht.

5.1.5 Emissionen in Wasser aus Glasherstellungsprozessen

12. Die BVT besteht in der Senkung des Wasserverbrauchs durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik	Anwendbarkeit
i. Minimierung von Leckagen und Verlusten	Die Technik ist allgemein anwendbar.
ii. Wiederverwendung von Kühlwasser und Reinigungswasser nach Aufbereitung	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die Rückführung von Abwasser aus Wäschern ist für die meisten Wäschersysteme anwendbar; eine regelmäßige Ableitung und Ersetzung des Waschmediums kann jedoch erforderlich sein.
iii. Betrieb eines quasi-geschlossenen Wasserkreislaufs, soweit technisch und wirtschaftlich vertretbar	Die Anwendbarkeit dieser Technik kann durch die mit dem Sicherheitsmanagement des Produktionsprozesses verbundenen Zwänge beschränkt sein. Insbesondere gilt: <ul style="list-style-type: none"> • Ein offener Kühlkreis kann eingesetzt werden, wenn dies aufgrund von Sicherheitsaspekten erforderlich ist (z. B. Störfälle, bei denen große Glasmengen gekühlt werden müssen). • Das in einem spezifischen Prozess (z. B. in Weiterverarbeitungsprozessen in der Endlosglasfaser-Branche oder beim Säurepolieren in den Bereichen Wirtschafts- und Spezialglas) verwendete Wasser muss unter Umständen teilweise oder vollständig in das Abwasserbehandlungssystem eingeleitet werden.

13. Die BVT besteht in der Minderung der Schadstofffracht im Abwasser durch eines oder mehrere der folgenden Abwasserbehandlungssysteme:

Technik	Anwendbarkeit
i. Standardtechniken zur Emissionsminderung, wie z. B. Absetzung, Sieben, Abschöpfung, Neutralisation, Filtrierung, Belüftung, Ausfällung, Koagulation und Ausflockung Standardtechniken der guten Praxis für die Minderung von Emissionen aus der Lagerung flüssiger Rohstoffe und Zwischenprodukte, wie z. B. Sicherheitsbehälter, Inspektion/Prüfung von Tanks, Überfüllsicherungen.	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Biologische Aufbereitungssysteme, wie z. B. Belebtschlamm, Biofiltration zum Entfernen/Abbauen organischer Verbindungen	Die Anwendbarkeit ist auf die Branchen beschränkt, die organische Stoffe im Produktionsprozess verwenden (z. B. Endlosglasfaser- und Mineralwolle-Branche)
iii. Einleitung in kommunale Abwasserbehandlungsanlagen	Anwendbar für Anlagen, in denen eine weitere Schadstoffminderung erforderlich ist.
iv. Externe Wiederverwendung von Abwässern	Die Anwendbarkeit ist allgemein auf die Frittenbranche beschränkt (mögliche Wiederverwendung in der Keramikbranche)

Tabelle 5.5: BVT-assozierte Emissionswerte für die Einleitung des Abwassers aus der Glasherstellung in Oberflächengewässer

Parameter ⁽¹⁾	Einheit	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽²⁾ (gemischte Probe)
pH-Wert	-	6.5 – 9
Abfiltrierbare Stoff	mg/l	<30
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	mg/l	<5 – 130 ⁽³⁾
Sulfat, ausgedrückt als SO ₄ ²⁻	mg/l	<1000
Fluoride, ausgedrückt als F	mg/l	<6 ⁽⁴⁾
Gesamt-Kohlenwasserstoffe	mg/l	<15 ⁽⁵⁾
Blei, ausgedrückt als Pb	mg/l	<0.05 – 0.3 ⁽⁶⁾
Antimon, ausgedrückt als Sb	mg/l	<0.5
Arsen, ausgedrückt als As	mg/l	<0.3
Barium, ausgedrückt als Ba	mg/l	<3.0
Zink, ausgedrückt als Zn	mg/l	<0.5
Kupfer, ausgedrückt als Cu	mg/l	<0.3
Chrom, ausgedrückt als Cr	mg/l	<0.3
Cadmium, ausgedrückt als Cd	mg/l	<0.05
Zinn, ausgedrückt als Sn	mg/l	<0.5
Nickel, ausgedrückt als Ni	mg/l	<0.5
Ammoniak, ausgedrückt als NH ₄	mg/l	<10
Bor, ausgedrückt als B	mg/l	<1 – 3
Phenol	mg/l	<1

⁽¹⁾ Die Relevanz der in der Tabelle genannten Schadstoffe hängt von der Teilbranche der Glasindustrie und von den verschiedenen in der Anlage durchgeführten Prozessen ab.
⁽²⁾ Die Werte beziehen sich auf eine Mischprobe, die über einen Zeitraum von zwei Stunden oder 24 Stunden entnommen wurde.
⁽³⁾ Der BVT-assozierte Emissionswert für die Endlosglasfaser-Branche beträgt < 200 mg/l.
⁽⁴⁾ Der Wert bezieht sich auf behandeltes Wasser aus Prozessen, die eine Säurepolitur umfassen.
⁽⁵⁾ Die Gesamt-Kohlenwasserstoffemissionen sind im Allgemeinen auf Mineralöle zurückzuführen.
⁽⁶⁾ Der höhere Wert bezieht sich auf die Weiterverarbeitungsprozesse für die Herstellung von Bleikristallglas.

5.1.6 Abfälle aus Prozessen zur Glasherstellung

14. Die BVT besteht in der Minderung der anfallenden festen Abfälle, die entsorgt werden müssen, durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik	Anwendbarkeit
i. Recycling der Abfälle von Gemenge, sofern die Qualitätsanforderungen dies zulassen	Die Anwendbarkeit kann aufgrund der erforderlichen Qualität des Glas-Enderzeugnisses beschränkt sein.
ii. Minimierung von Materialverlusten bei der Lagerung und Handhabung von Rohstoffen	Die Technik ist allgemein anwendbar.
iii. Recycling von Eigenscherben aus Produktionsausschuss	Im Allgemeinen nicht für die Sektoren Endlosglasfasern, Hochtemperatur-Isolierwolle und Fritten anwendbar.
iv. Recycling von Staub in der Gemengerezeptur, sofern die Qualitätsanforderungen dies zulassen	Die Anwendbarkeit kann durch verschiedene Faktoren beschränkt sein: <ul style="list-style-type: none"> • Qualitätsanforderungen des Glas-Enderzeugnisses, • in der Gemengerezeptur verwendeter Scherbenanteil, • potenzieller Abbau und Korrosion der feuerfesten Materialien, • Einschränkungen aufgrund der Schwefelbilanz.
v. Verwendung von festen Abfällen und/oder Schlamm (z.B. Schlamm aus der Abwasserbehandlung) durch angemessene Nutzung in der Anlage selbst oder in anderen Branchen	Allgemein anwendbar für die Wirtschaftsglas-Branche (bei Bleikristallglas-Schleifschlamm) und für die Behälterglas-Branche (mit Öl vermischte Glaspartikel). Beschränkte Anwendbarkeit für andere Glasbranchen aufgrund nicht vorhersehbarer, verunreinigter Zusammensetzung, geringe Mengen oder der Wirtschaftlichkeit.
vi. Verwendung der feuerfesten Materialien nach Ablauf ihres Lebenszyklus für die mögliche Verwendung in anderen Branchen	Die Anwendbarkeit ist, bedingt durch die Anforderungen der Hersteller des feuerfesten Materials sowie der potenziellen Endanwender, beschränkt.
vii. Zuführung bindemittelgebundener Abfallbriketts zum Recycling in Heißluft-Kupolöfen, sofern die Qualitätsanforderungen dies zulassen	Die Anwendbarkeit der Abfallbrikettierung beschränkt sich auf die Steinwolle-Branche. Es sollte ein Kompromiss zwischen Emissionen in die Luft und der Erzeugung fester Abfälle gefunden werden.

5.1.7 Geräuschbelastung durch Prozesse zur Glasherstellung

15. Die BVT besteht in der Minderung der Geräuschemissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

- i. Durchführung einer Bewertung des Lärms und Erstellung eines an die lokale Umwelt angepassten Lärmschutzplans;
- ii. Kapselung lauter Anlagen/Prozesse in einer separaten Konstruktion/Einheit;
- iii. Verwendung von Lärmschutzwällen zur Abschirmung der Geräuschquellen;
- iv. Durchführung lauter Tätigkeiten im Außenbereich tagsüber;
- v. Verwendung von an die örtlichen Bedingungen angepassten Lärmschutzwänden oder natürlichen Barrieren (Bäume, Sträucher usw.) zwischen der Anlage und dem geschützten Bereich.

5.2 BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Behälterglas

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen zur Herstellung von Behälterglas.

5.2.1 Staubemissionen aus Schmelzwannen

16. Die BVT besteht in der Minderung von Staubemissionen in den Abgasen aus der Schmelzwanne durch Einsatz eines Abgasreinigungssystems, wie z. B. eines Elektrofilters oder eines Gewebefilters.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Die Abgasreinigungssysteme bestehen aus End-of-Pipe-Techniken auf Basis der Filtrierung aller Materialien, die am Messpunkt als Feststoff vorliegen.	Die Technik ist allgemein anwendbar.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung von Filtersystemen (z. B. Elektrofilter, Gewebefilter) ist Abschnitt 5.10.1 zu entnehmen.	

Tabelle 5.6: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenes Glas ⁽¹⁾
Staub	<10 – 20	<0.015 – 0.06
⁽¹⁾ Die Umrechnungsfaktoren $1,5 \times 10^{-3}$ und 3×10^{-3} wurden für die Ermittlung der genannten Mindest- bzw. Höchstwerte verwendet.		

5.2.2 Stickstoffoxide (NO_x) aus Schmelzwannen

17. Die BVT besteht in der Minderung der NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

I. Primärtechniken, zum Beispiel:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Modifikation des Verbrennungsprozesses	
(a) Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wanne bei optimaler Bauart und Geometrie der Wanne erzielt.
(b) Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Anwendbar nur unter anlagenspezifischen Bedingungen aufgrund eines geringeren Wirkungsgrades und eines höheren Brennstoffbedarfs der Wanne (z. B. Verwendung von Rekuperativwannen anstelle von Regenerativwannen).
(c) Gestufte Verbrennung: <ul style="list-style-type: none"> • Luftstufung • Brennstoffstufung 	Die Brennstoffstufung ist für die meisten mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebenen konventionellen Wannen anwendbar. Die Luftstufung ist aufgrund ihrer technischen Komplexität sehr beschränkt anwendbar.
(d) Abgasrückführung	Die Anwendbarkeit dieser Technik beschränkt sich auf die Verwendung von Spezialbrennern mit automatischer Abgasrückführung.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
(e) NO _x -arme Brenner	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die zu erreichenden ökologischen Verbesserungen sind normalerweise aufgrund technischer Einschränkungen und eines geringeren Flexibilitätsgrads der Wanne bei Anwendungen in gasbefeueten Querbrennerwannen geringer. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wanne bei optimaler Bauart und Geometrie der Wanne erzielt.
(f) Brennstoffauswahl	Die Anwendbarkeit ist durch die Verfügbarkeit verschiedener Brennstoffarten beschränkt; diese Verfügbarkeit kann von Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
ii. Spezialausführungen von Wannan	Die Anwendbarkeit ist auf Gemengerezepturen mit hohen Anteilen an Fremdscherben (> 70 %) beschränkt. Die Anwendung erfordert eine vollständige Erneuerung der Schmelzwanne. Die Form der Wanne (lang und schmal) kann zu Platzproblemen führen.
iii. Elektroschmelzen	Nicht für die Herstellung großer Glasmengen (> 300 t/Tag) anwendbar. Für Produktionsanlagen mit stark schwankender Glasschmelzleistung nicht anwendbar. Die Umsetzung erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
iv. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelzen (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

II. Sekundärtechniken, Beispiele:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Selektive katalytische Reduktion (SCR)	Die Anwendung kann eine Umrüstung des Staubabscheiders erfordern, um eine Staubkonzentration unter 10-15 mg/Nm ³ zu gewährleisten; außerdem kann ein Entschwefelungssystem zur Entfernung der SO _x -Emissionen erforderlich sein. Aufgrund des optimalen Betriebstemperaturbereichs beschränkt sich die Anwendbarkeit auf Prozesse mit Elektrofiltern. Die Technik wird generell nicht mit einem Gewebefiltersystem eingesetzt, da die niedrige Betriebstemperatur (im Bereich 180-200 °C) eine Wiederaufheizung der Abgase erfordern würde. Diese Technik geht unter Umständen mit einem erheblichen Platzbedarf einher.
ii. Selektive nicht-katalytische Reduktion(SNCR)	Die Technik ist für Rekuperativwannen anwendbar. Sehr beschränkte Anwendbarkeit bei konventionellen Regenerativwannen, bei denen der korrekte Temperaturbereich schwer zu erreichen ist oder eine gute Vermischung der Abgase mit dem Reagenz nicht möglich ist. Die Technik kann für neue, mit geteilten Regeneratoren ausgerüstete Regenerativwannen anwendbar sein; aufgrund der Umkehrung der Feuerung zwischen den Kammern, die zu einer zyklischen Temperaturänderung führt, ist es jedoch schwer, die Temperatur im korrekten Bereich zu halten.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

Tabelle 5.7: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Modifikation des Verbrennungsprozesses, Spezialausführungen von Wannen ⁽²⁾ ⁽³⁾	500 – 800	0.75 – 1.2
	Elektroschmelze	<100	<0.3
	Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel) ⁽⁴⁾	Nicht anwendbar	<0.5 – 0.8
	Sekundärtechniken	<500	<0.75

⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 für allgemeine Fälle genannte Umrechnungsfaktor ($1,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt, außer bei der Elektroschmelze (Sonderfälle: 3×10^{-3}).

⁽²⁾ Der niedrigere Wert bezieht sich gegebenenfalls auf die Verwendung von Spezialausführungen von Wannen.

⁽³⁾ Diese Werte sollten bei einer normalen oder vollständigen Erneuerung der Schmelzwanne überdacht werden.

⁽⁴⁾ Die erreichbaren Werte hängen von der Qualität des verfügbaren Erdgases und des Sauerstoffs (Stickstoffgehalt) ab..

18. Wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden und/oder spezielle oxidierende Verbrennungsbedingungen in der Schmelzwanne erforderlich sind, um die Qualität des Enderzeugnisses sicherzustellen, besteht die BVT in der Minderung der NO_x-Emissionen durch Minimierung der Verwendung dieser Rohstoffe in Kombination mit Primär- oder Sekundärtechniken.

Die BVT-assozierten Emissionswerte sind Tabelle 5.7 zu entnehmen..

Der BVT-assozierte Emissionswert für den Fall, dass in der Gemengerezeptur für kurze Kampagnen oder in Schmelzwannen mit einer Kapazität von weniger als 100 t/Tag Nitrate verwendet werden, ist Tabelle 5.8 zu entnehmen..

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Primärtechniken: <ul style="list-style-type: none"> Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur Nitrate werden für qualitativ sehr hochwertige Produkte verwendet (z. B. Flakons, Parfümflaschen und Kosmetikbehälter). Wirksame Alternativstoffe sind Sulfate, Arsenoxide und Ceroxid. Die Durchführung von Prozessanpassungen (z. B. spezielle oxidierende Verbrennungsbedingungen) stellt eine Alternative für die Verwendung von Nitraten dar.	Die Ersetzbarkeit von Nitraten in der Gemengerezeptur kann durch hohe Kosten und/oder höhere Umweltbelastungen der alternativen Stoffe beschränkt sein.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.

Tabelle 5.8: BVT-assoziierter Emissionswert für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden und/oder wenn spezielle oxidierende Verbrennungsbedingungen bei kurzen Kampagnen oder in Schmelzwannen mit einer Kapazität von weniger als 100 t/Tag verwendet werden

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Primärtechniken	<1000	<3

⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 für Sonderfälle genannte Umrechnungsfaktor (3×10^{-3}) wurde angewandt.

5.2.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzwannen

19. Die BVT besteht in der Minderung der SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar.
Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Die Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Glas-Enderzeugnisses allgemein anwendbar. Die Schwefelbilanz-Optimierung erfordert einen Kompromiss zwischen der Abscheidung von SO _x -Emissionen und der Entsorgung der festen Abfälle (Filterstaub). Die wirksame Minderung der SO _x -Emissionen hängt von der Aufnahme von Schwefelverbindungen im Glas ab, die je nach Glasart sehr unterschiedlich sein kann.
i. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann aufgrund der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.3 zu entnehmen.	

Tabelle 5.9: BVT-assoziierte Emissionswerte für SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche

Parameter	Brennstoff	BVT-assoziiertes Emissionswert ⁽¹⁾ ⁽²⁾	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽³⁾
SO _x ausgedrückt als SO ₂	Erdgas	<200 – 500	<0.3 – 0.75
	Heizöl ⁽⁴⁾	<500 – 1200	<0.75 – 1.8
⁽¹⁾ Bei Bedenken in Bezug auf die erreichbaren Emissionswerte in Bezug auf spezielle Arten von farbigem Glas (z.B. reduziertem Grünglas) kann eine Untersuchung der Schwefelbilanz erforderlich sein. Die in der Tabelle genannten Werte sind in Kombination mit Filterstaub-Recycling und dem jeweiligen Fremdscherben-Recyclinganteil unter Umständen schwer zu erreichen. ⁽²⁾ Die niedrigeren Werte beziehen sich auf Bedingungen, bei denen der SO _x -Minderung eine höhere Priorität eingeräumt wird als einem geringeren Abfallanfall einhergehend mit sulfatreichem Filterstaub. ⁽³⁾ Der in Tabelle 5.2 für allgemeine Fälle genannte Umrechnungsfaktor ($1,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt. ⁽⁴⁾ Die assoziierten Emissionswerte beziehen sich auf die Verwendung von Heizöl mit 1 %igem Schwefelgehalt in Kombination mit Sekundärmaßnahmen			

5.2.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

20. Die BVT besteht in der Minderung der HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen (unter Umständen in Kombination mit Abgasen aus Prozessen zur Heißendvergütung) durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluorgehalt für die Gemengerezeptur	Die Anwendbarkeit kann durch die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein.
ii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.4 zu entnehmen	

Tabelle 5.10: BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl ⁽²⁾	<10 – 20	<0.02 – 0.03
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<1 – 5	<0.001 – 0.008

⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 für allgemeine Fälle genannte Umrechnungsfaktor ($1,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.
⁽²⁾ Die höheren Werte gelten für die gleichzeitige Behandlung von Abgasen aus Prozessen zur Heißendvergütung.

5.2.5 Metalle aus Schmelzwannen

21. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Anwendbarkeit kann durch die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein.
ii. Minimierung der Verwendung von Metallverbindungen in der Gemengerezeptur, wenn eine Färbung und Entfärbung des Glases erforderlich ist, je nach den Verbraucheranforderungen an die Glasqualität	
iii. Einsatz eines Filtersystems (Gewebe- oder Elektrofilter)	Die Techniken sind allgemein anwendbar
iv. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.

Tabelle 5.11: BVT-assoziierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Behälterglas-Branche

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert ⁽¹⁾ ⁽²⁾ ⁽³⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽⁴⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<0.2 – 1 ⁽⁵⁾	<0.3 – 1.5 x 10 ⁻³
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<1 – 5	<1.5 – 7.5 x 10 ⁻³

⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die in den Abgasen in Form fester oder gasförmiger Emissionen enthaltene Gesamtmetallmenge.
⁽²⁾ Die geringeren Werte sind die BVT-assoziierten Emissionswerte, wenn Metallverbindungen in der Gemengerezeptur nicht beabsichtigt verwendet werden.
⁽³⁾ Die höheren Werte gelten für die Verwendung von Metallen für die Färbung oder Entfärbung des Glases sowie für den Fall, dass die Abgase aus Prozessen zur Heißendvergütung zusammen mit den Emissionen aus der Schmelzwanne behandelt werden.
⁽⁴⁾ Der in Tabelle 5.2 für allgemeine Fälle genannte Umrechnungsfaktor ($1,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.
⁽⁵⁾ In Sonderfällen, wenn hochwertiges Flintglas hergestellt wird, das (je nach Rohstoffen) größere Mengen Selen für die Entfärbung benötigt, werden höhere Werte — bis zu 3 mg/Nm³ — berichtet.

5.2.6 Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen

22. Wenn Zinn-, Organozinn- oder Titanverbindungen in Prozessen zur Heißendvergütung verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der Emissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Verluste des Beschichtungsmaterials durch Gewährleistung einer guten Abdichtung des Beschichtungssystems und durch Einsatz einer wirksamen Absaughaube. Eine gute Konstruktion und Abdichtung des Beschichtungssystems ist wichtig für die Minimierung des Verlusts und der Freisetzung des nicht umgesetzten Materials in die Luft.	Die Technik ist allgemein anwendbar.
ii. Zusammenführung des Abgases aus Beschichtungsprozessen mit dem Abgas aus der Schmelzwanne oder mit der Verbrennungsluft der Wanne, wenn ein sekundäres Behandlungssystem verwendet wird (Filter und Trocken- oder Halb-Trockensorption). Je nach chemischer Verträglichkeit können die Abgase aus Beschichtungsprozessen vor der Behandlung mit anderen Abgasen zusammengeführt werden. Die beiden folgenden Möglichkeiten kommen in Betracht: <ul style="list-style-type: none"> • Zusammenführung mit den Abgasen aus der Schmelzwanne vor einem sekundären Minderungssystem (Trocken- oder Halb-Trockensorption sowie Filtersystem); • Zusammenführung mit Verbrennungsluft vor der Einleitung in den Regenerator mit anschließender sekundärer Behandlung der während des Schmelzprozesses erzeugten Abgase (Trocken- oder Halb-Trockensorption sowie Filtersystem). 	Die Zusammenführung mit Abgasen aus der Schmelzwanne ist allgemein anwendbar. Die Zusammenführung mit Verbrennungsluft kann durch potenzielle Auswirkungen auf die Glas-Chemie und auf die Regeneratormaterialien beschränkt sein.
iii. Anwendung einer Sekundärtechnik, z. B. Nasswäsche, Trockensorption sowie Filtrierung (1)	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.4 und 5.10.7 zu entnehmen.	

Tabelle 5.12:

BVT-assozierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Prozessen zur Heißendvergütung in der Behälterglas- Branche, wenn die Abgase aus Weiterverarbeitungsprozessen getrennt behandelt werden

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
Staub	<10
Titanverbindungen, ausgedrückt als Ti	<5
Zinnverbindungen einschließlich Organozinn, ausgedrückt als Sn	<5
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl	<30

23. Wenn SO₃ für Oberflächenbehandlungsprozesse verwendet wird, besteht die BVT in der Minderung der SO_x-Emissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Produktverluste durch Gewährleistung einer guten Abdichtung des Beschichtungssystems Eine gute Konstruktion und Instandhaltung des Beschichtungssystems ist wichtig für die Minimierung des Verlusts und der Freisetzung des nicht umgesetzten Stoffs in die Luft.	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Anwendung einer Sekundärtechnik, z. B. Nasswäsche	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.6 zu entnehmen.	

Tabelle 5.13: BVT-assoziierter Emissionswert für SO_x-Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen, wenn SO₃ für die Oberflächenbehandlungsprozesse in der Behälterglas-Branche verwendet wird, sofern diese Emissionen getrennt behandelt werden

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
SO _x , ausgedrückt als SO ₂	<100 – 200

5.3 BVT-Schlussfolgerungen für die Flachglasherstellung

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen zur Flachglasherstellung.

5.3.1 Staubemissionen aus Schmelzwannen

24. Die BVT besteht in der Minderung von Staubemissionen aus den Abgasen der Schmelzwanne durch Einsatz eines Elektrofilters oder eines Gewebefilters.

Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.1 zu entnehmen.

Tabelle 5.14: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Staub	<10 – 20	<0.025 – 0.05
⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.		

5.3.2 Stickstoffoxide (NO_x) aus Schmelzwannen

25. Die BVT besteht in der Minderung der NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

I. Primärtechniken; zum Beispiel:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Modifikation des Verbrennungsprozesses	
(a) Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wanne bei optimaler Bauart und Geometrie der Wanne erzielt.
(b) Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Die Anwendbarkeit ist aufgrund eines geringeren Wannenwirkungsgrades und eines höheren Brennstoffbedarfs auf Wannen mit kleiner Kapazität für die Herstellung von Spezialflachglas und auf anlagenspezifische Bedingungen beschränkt (z. B. Verwendung von Rekuperativwannen anstelle von Regenerativwannen).
(c) Gestufte Verbrennung: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Luftstufung ◦ Brennstoffstufung 	Die Brennstoffstufung ist für die meisten mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebenen konventionellen Wannen anwendbar. Luftstufungen sind aufgrund ihrer technischen Komplexität sehr beschränkt anwendbar.
(d) Abgasrückführung	Die Anwendbarkeit dieser Technik beschränkt sich auf die Verwendung von Spezialbrennern mit automatischer Abgasrückführung.
(e) NO _x -arme Brenner	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die zu erreichenden ökologischen Verbesserungen sind normalerweise aufgrund technischer Einschränkungen und eines geringeren Flexibilitätsgrads der Wanne bei Anwendung in gasbefeuerten Querbrennerwannen geringer. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wanne bei optimaler Bauart und Geometrie der Wanne erzielt.

(f) Brennstoffauswahl	Die Anwendbarkeit ist durch die Verfügbarkeit verschiedener Brennstoffarten beschränkt; diese Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
ii. FENIX-Prozess Dieser Prozess basiert auf der Kombination einer Reihe von Primärtechniken für die Optimierung der Verbrennung in regenerativen Querbrenner-Floatglaswannen. Die Hauptmerkmale sind: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Verringerung des Luftüberschusses, ◦ Unterdrückung von Hotspots und Homogenisierung der Flammentemperaturen, ◦ kontrollierte Vermischung von Brennstoff und Verbrennungsluft. 	Die Anwendbarkeit beschränkt sich auf regenerative Querbrennerwannen. Anwendbar für neue Wannan. Bei bestehenden Wannan muss die Technik im Rahmen einer vollständigen Wannenerneuerung direkt während des Entwurfs und der Konstruktion der Wanne integriert werden.
iii. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

II. Sekundärtechniken, zum Beispiel:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Chemische Reduktion durch Brennstoff	Anwendbar für Regenerativwannen. Die Anwendbarkeit ist durch einen erhöhten Brennstoffverbrauch und die daraus resultierenden ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen beschränkt.
ii. Selektive katalytische Reduktion (SCR)	Die Anwendung kann eine Umrüstung des Staubabscheiders erfordern, um eine Staubkonzentration unter 10-15 mg/Nm ³ zu gewährleisten; außerdem kann ein Entschwefelungssystem zur Entfernung der SO _x -Emissionen erforderlich sein. Aufgrund des optimalen Betriebstemperaturbereichs beschränkt sich die Anwendbarkeit auf Prozesse mit Elektrofiltern. Die Technik wird generell nicht mit einem Gewebefiltersystem eingesetzt, da die niedrige Betriebstemperatur (im Bereich 180-200 °C) eine Wiederaufheizung der Abgase erfordern würde. Diese Technik geht unter Umständen mit einem erheblichen Platzbedarf einher.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

Tabelle 5.15: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Modifikation des Verbrennungsprozesses, FENIX-Prozess ⁽³⁾	700 – 800	1.75 – 2.0
	Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel) ⁽⁴⁾	Nicht anwendbar	<1.25 – 2.0
	Sekundärtechniken ⁽⁵⁾	400 – 700	1.0 – 1.75
⁽¹⁾ Höhere Emissionswerte sind zu erwarten, wenn gelegentlich Nitrate für die Herstellung von speziellem Glas verwendet werden. ⁽²⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt. ⁽³⁾ Die niedrigeren Werte des genannten Bereichs beziehen sich auf die Anwendung des FENIX-Prozesses. ⁽⁴⁾ Die erreichbaren Werte hängen von der Qualität des verfügbaren Erdgases und des Sauerstoffs (Stickstoffgehalt) ab. ⁽⁵⁾ Die höheren Werte des genannten Bereichs beziehen sich auf bestehende Anlagen vor einer normalen oder vollständigen Erneuerung der Schmelzwanne. Die niedrigeren Werte beziehen sich auf neuere/umgerüstete Anlagen.			

26. Wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der NO_x-Emissionen durch Minimierung der Verwendung dieser Rohstoffe in Kombination mit Primär- oder Sekundärtechniken. Wenn Sekundärtechniken eingesetzt werden, sind die in Tabelle 5.15 genannten BVT-assozierten Emissionswerte anwendbar.

Die BVT-assozierten Emissionswerte für den Fall, dass Nitrate in der Gemengerezeptur für die Herstellung von speziellem Glas in einer begrenzten Anzahl kurzer Kampagnen verwendet werden, sind Tabelle 5.16 zu entnehmen.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Primärtechniken: Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur Nitrate werden für die Herstellung von speziellem Glas (z. B. farbigem Glas) eingesetzt. Wirksame alternative Stoffe sind Sulfate, Arsenoxide und Ceroxid.	Die Ersetzung von Nitraten in der Gemengerezeptur kann durch hohe Kosten und/oder höheren Umweltbelastungen der alternativen Stoffe beschränkt sein.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

Tabelle 5.16: BVT-assoziierter Emissionswert für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur für die Herstellung von speziellem Glas in einer begrenzten Anzahl kurzer Kampagnen verwendet werden

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Primärtechniken	<1200	<3
⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 für Sonderfälle genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.			

5.3.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzwannen

27. Die BVT besteht in der Minderung der SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar
ii. Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Die Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Glas-Enderzeugnisses, allgemein anwendbar. Die Durchführung der Schwefelbilanz-Optimierung erfordert einen Kompromiss zwischen der Abscheidung von SO _x -Emissionen und der Entsorgung der festen Abfälle (Filterstaub).
iii. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann aufgrund der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.3 zu entnehmen.	

Tabelle 5.17: BVT-assozierte Emissionswerte für SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche

Parameter	Brennstoff	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
SO _x , ausgedrückt als SO ₂	Ergas	<300 – 500	<0.75 – 1.25
	Heizöl ⁽³⁾ ⁽⁴⁾	500 – 1300	1.25 – 3.25

⁽¹⁾ Die niedrigeren Werte beziehen sich auf Bedingungen, bei denen der SO_x-Minderung eine höhere Priorität eingeräumt wird als einem geringeren Abfallanfall, einhergehend mitsulfatreichem Filterstaub.
⁽²⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.
⁽³⁾ Die assoziierten Emissionswerte beziehen sich auf die Verwendung von Heizöl mit einem 1 %igen Schwefelgehalt in Kombination mit Sekundärmaßnahmen.
⁽⁴⁾ Bei großen Flachglaswannen kann bei Bedenken hinsichtlich der erreichbaren Emissionswerte eine Untersuchung der Schwefelbilanz erforderlich sein. Die in der Tabelle genannten Werte sind in Kombination mit Filterstaub-Recycling unter Umständen schwer zu erreichen.

5.3.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

28. Die BVT besteht in der Minderung der HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluorgehalt für die Gemengerezeptur	Die Anwendbarkeit kann durch die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein.
ii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.4 zu entnehmen.

Tabelle 5.18: BVT-assozierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl ⁽²⁾	<10 – 25	<0.025 – 0.0625
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<1 – 4	<0.0025 – 0.010

⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.
⁽²⁾ Die höheren Werte des genannten Bereichs gelten für das Recycling des Filterstaubs in der Gemengezubereitung.

5.3.5 Metalle aus Schmelzwannen

29. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Anwendbarkeit kann durch die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein.
ii. Einsatz eines Filtersystems	Die Technik ist allgemein anwendbar
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.

Tabelle 5.19: BVT-assozierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche, mit Ausnahme von mit Selen gefärbten Gläsern

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<0.2 – 1	<0.5 – 2.5 x 10 ⁻³
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<1 – 5	<2.5 – 12.5 x 10 ⁻³

⁽¹⁾ Die Wertebereiche beziehen sich auf die in den Abgasen in Form fester oder gasförmiger Emissionen enthaltene Gesamt-Metallmenge.
⁽²⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.

30. Wenn Selenverbindungen zum Färben des Glases verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der Selenemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Verdampfung von Selen aus der Gemengezusammensetzung durch Auswahl von Rohstoffen mit einem höheren Aufnahmevermögen im Glas und einer geringeren Verflüchtigung	Die Anwendbarkeit kann durch die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein.
ii. Einsatz eines Filtersystems	Die Technik ist allgemein anwendbar
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.

Tabelle 5.20: BVT-assozierte Emissionswerte für Selenemissionen aus Schmelzwannen in der Flachglas-Branche für die Farbglassherstellung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾ ⁽²⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽³⁾
Selenverbindungen, ausgedrückt als Se	1 – 3	2.5 – 7.5 x 10 ⁻³

⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die Gesamt-Selenmenge, die in den Abgasen in fester Form oder gasförmig vorliegt.
⁽²⁾ Die niedrigeren Werte gelten für Bedingungen, bei denen der Minderung der Se-Emissionen gegenüber einem geringeren Festabfallvolumen aus Filterstaub eine höhere Priorität eingeräumt wird. In diesem Fall wird ein hohes stöchiometrisches Verhältnis (Reagenz-mittel/Schadstoff) angewandt und ein erhebliches Festabfallvolumen erzeugt.
⁽³⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.

5.3.6 Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen

31. Die BVT besteht in der Minderung der Emissionen aus den Weiterverarbeitungsprozessen in die Luft durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Verluste des auf das Flachglas aufgetragenen Beschichtungsstoffs durch Gewährleistung einer guten Abdichtung des Beschichtungssystems	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Minimierung der SO ₂ -Verluste aus dem Kühllofen durch optimalen Betrieb des Steuersystems	
iii. Zusammenführung der SO ₂ -Emissionen aus dem Kühllofen mit dem Abgas aus der Schmelzwanne, sofern technisch vertretbar und wenn ein sekundäres Behandlungssystem verwendet wird (Filter und Trocken- oder Halb-Trockensorption)	
iv. Anwendung einer Sekundärtechnik, z. B. Nasswäsche oder Trockensorption und Filtrierung	Die Techniken sind allgemein anwendbar. Die Auswahl der Technik und ihre Leistung hängen von der Zusammensetzung des zugeführten Abgases ab.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Sekundärtechniken ist den Abschnitten 5.10.3 und 5.10.6 zu entnehmen.	

Tabelle 5.21: BVT-assoziierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Flachglas-Branche bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert
	mg/Nm ³
Staub	<15 – 20
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl	<10
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<1 – 5
SO _x , ausgedrückt als SO ₂	<200
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<1
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<5

5.4 BVT-Schlussfolgerung für die Herstellung von Endlosglasfasern

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt erläuterten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen zur Herstellung von Endlosglasfasern.

5.4.1 Staubemissionen aus Schmelzwannen

Die in diesem Abschnitt genannten BVT-assozierten Emissionswerte beziehen sich auf alle Materialien, die am Messpunkt in Form von Feststoffen vorliegen, einschließlich fester Borverbindungen. Gasförmige Borverbindungen am Messpunkt sind in diesen Emissionswerten nicht erfasst.

32. Die BVT besteht in der Minderung der Staubemissionen aus den Abgasen aus der Schmelzwanne durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Verringerung der flüchtigen Bestandteile durch Änderungen der Rohstoffe Die Verwendung von Gemengeszusammensetzungen ohne Borverbindungen oder mit geringem Borgehalt ist eine Primärmaßnahme für die Minderung der Staubemissionen, die in erster Linie durch Verflüchtigungseffekte entstehen. Bor ist der Hauptbestandteil der Feinstaubemissionen aus der Schmelzwanne.	Die Anwendung der Technik ist durch Rechte des geistigen Eigentums beschränkt, da die borfreien und borarmen Rezepturen durch ein Patent geschützt sind.
ii. Filtersystem: Elektrofilter oder Gewebefilter	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei der Anwendung in neuen Anlagen erreicht, in denen die Positionierung und die Eigenschaften der Filter ohne Einschränkungen festgelegt werden können.
iii. Nasswäscher	Die Anwendung in bestehenden Anlagen kann durch technische Zwänge, z. B. die Notwendigkeit einer spezifischen Abwasserbehandlungsanlage, beschränkt sein.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der sekundären Behandlungssysteme ist den Abschnitten 5.10.1 und 5.10.7 zu entnehmen.	

Tabelle 5.22: BVT-assozierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Staub	<10 – 20	<0.045 – 0.09
⁽¹⁾ Für borfreie Rezepturen kombiniert mit der Anwendung von Primärtechniken sind Werte von < 30 mg/Nm ³ (< 0,14 kg/t geschmolzenen Glases) berichtet worden. ⁽²⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($4,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.		

5.4.2 Stickstoffoxide (NO_x) aus Schmelzwannen

33. Die BVT besteht in der Minderung der NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Modifikationen des Verbrennungsprozesses	
(a) Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
(b) Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen, vorbehaltlich der mit der Energieeffizienz der Wanne und dem höheren Brennstoffbedarf verbundenen Einschränkungen. Bei den meisten Wannen handelt es sich bereits um Rekuperativwannen.
(c) Gestufte Verbrennung: ◦ Luftstufung ◦ Brennstoffstufung	Die Brennstoffstufung ist für die meisten Luft-Brennstoff- und mit einem Brennstoff-Sauerstoff-Gemisch betriebenen Wannen anwendbar. Luftstufungen sind aufgrund ihrer technischen Komplexität sehr beschränkt anwendbar.
(d) Abgasrückführung	Die Anwendbarkeit dieser Technik beschränkt sich auf die Verwendung von Spezialbrennern mit automatischer Abgasrückführung.
(e) NO _x -arme Brenner	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
(f) Brennstoffauswahl	Die Anwendbarkeit ist durch die Verfügbarkeit verschiedener Brennstoffarten beschränkt; diese Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
ii. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen..	

Tabelle 5.23: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche

Parameter	BVT	BVT-assoziiertes Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Modifikationen des Verbrennungsprozesses	<600 – 1000	<2.7 – 4.5 ⁽¹⁾
	Sauerstoff-Brennstoff-Schmelze (Oxy-fuel) ⁽²⁾	Nicht anwendbar	<0.5 – 1.5
⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor (4,5 × 10 ⁻³) wurde angewandt.			
⁽²⁾ Die erreichbaren Werte hängen von der Qualität des verfügbaren Erdgases und des Sauerstoffs (Stickstoffgehalt) ab.			

5.4.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzwannen

34. Die BVT besteht in der Minderung der SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Die Technik ist, vorbehaltlich der Verfügbarkeit der entsprechenden Rohstoffe, allgemein anwendbar. Die Durchführung der Schwefelbilanz-Optimierung erfordert einen Kompromiss zwischen der Vermeidung von SO _x -Emissionen und der Entsorgung der festen Abfälle (Filterstaub).
ii. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann aufgrund der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar. Hohe Konzentrationen von Borverbindungen in den Abgasen können den Wirkungsgrad der in den Trocken- oder Halb-Trockensorptionssystemen verwendeten Reagenz einschränken.
iv. Nasswäscher	Die Technik ist vorbehaltlich technischer Einschränkungen, z. B. der Notwendigkeit einer spezifischen Abwasserbehandlungsanlage, allgemein anwendbar.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.3 und 5.10.6 zu entnehmen	

Tabelle 5.24: BVT-assozierte Emissionswerte für SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche

Parameter	Brennstoff	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
SO _x ausgedrückt als SO ₂	Erdgas ⁽³⁾	<200 – 800	<0.9 – 3.6
	Heizöl ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾	<500 – 1000	<2.25 – 4.5
⁽¹⁾ Die höheren Werte des genannten Bereichs gelten für die Verwendung von Sulfaten in der Gemengerezeptur zur Läuterung des Glases. ⁽²⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($4,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt. ⁽³⁾ Bei Brennstoff-Sauerstoff-Wannen (Oxyfuel) mit Einsatz eines Nasswäschers wird der BVT-assozierte Emissionswert für SO _x (ausgedrückt als SO ₂) mit < 0,1 kg/t geschmolzenen Glases genannt. ⁽⁴⁾ Die assoziierten Emissionswerte beziehen sich auf die Verwendung von Heizöl mit einem 1 %igen Schwefelgehalt in Kombination mit Sekundärmaßnahmen. ⁽⁵⁾ Die niedrigeren Werte beziehen sich auf Bedingungen, bei denen der SO _x -Minderung eine höhere Priorität eingeräumt wird als einem geringeren Abfallanfall, einhergehend mit sulfatreichem Filterstaub. In diesem Fall beziehen sich die niedrigeren Werte auf den Einsatz eines Gewebefilters.			

5.4.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

35. Die BVT besteht in der Minderung der HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluorgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund Gemengerezeptur und der Verfügbarkeit der Rohstoffe allgemein anwendbar.
ii. Minimierung des Fluorgehalts in der Gemengerezeptur Die Minimierung der Fluoremissionen aus dem Schmelzprozess kann folgendermaßen erreicht werden: <ul style="list-style-type: none"> • Minimierung/Verringerung der Menge der in der Gemengerezeptur verwendeten Fluorverbindungen (z. B. Fluorit) auf das für die Qualität des Enderzeugnisses erforderliche Minimum. Fluorverbindungen werden zur Optimierung des Schmelzprozesses, zur Unterstützung der Faserbildung und zur Minimierung der Bruchanfälligkeit der Fasern eingesetzt; • Ersetzung von Fluorverbindungen durch alternative Materialien (z. B. Sulfate). 	Die Ersetzung von Fluorverbindungen durch alternative Materialien ist durch die Anforderungen an die Produkt-qualität beschränkt.
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar
iv. Nasswäscher	Die Technik ist vorbehaltlich technischer Einschränkungen, z. B. der Notwendigkeit einer spezifischen Abwasserbehandlungsanlage, allgemein anwendbar.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.4 und 5.10.6 zu entnehmen.

Tabelle 5.25: BVT-assozierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl	<10	<0.05
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF ⁽²⁾	<5 – 15	<0.02 – 0.07

⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($4,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.
⁽²⁾ Die höheren Werte des genannten Bereichs beziehen sich auf die Verwendung von Fluorverbindungen in der Gemengerezeptur

5.4.5 Metalle aus Schmelzwannen

36. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Verfügbarkeit der Rohstoffe allgemein anwendbar.
ii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar
iii. Nasswäscher	Die Technik ist vorbehaltlich technischer Einschränkungen, z. B. der Notwendigkeit einer spezifischen Abwasserbehandlungsanlage, allgemein anwendbar.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.5 und 5.10.6 zu entnehmen.

Tabelle 5.26: BVT-assozierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Endlosglasfaser-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<0.2 – 1	<0.9 – 4.5 x 10 ⁻³
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<1 – 3	<4.5 – 13.5 x 10 ⁻³

⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die in den Abgasen in Form fester oder gasförmiger Emissionen enthaltene Gesamtmetallmenge.
⁽²⁾ Der in Tabelle 5.2 genannte Umrechnungsfaktor ($4,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.

5.4.6 Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen

37. Die BVT besteht in der Minderung der Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Nasswäscher	Die Techniken sind für die Behandlung von Abgasen aus dem Formprozess (Beschichtung der Fasern) oder aus sekundären Prozessen, die die Verwendung eines zu härtenden oder zu trocknenden Bindemittels beinhalten, allgemein anwendbar.
ii. Nass-Elektrofilter	
iii. Filtersystem (Gewebefilter)	Die Technik ist für die Behandlung von Abgasen aus Schneide- und Mahlprozessen allgemein anwendbar.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.7 und 5.10.8 zu entnehmen.

Tabelle 5.27: BVT-assozierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Endlosglasfaser-Branche, bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
<i>Emissionen aus Formung und Beschichtung</i>	
Staub	<5 – 20
Formaldehyde	<10
Ammoniak	<30
Gesamte flüchtige organische Verbindungen, ausgedrückt als C	<20
<i>Emissionen aus Schneiden und Mahlen</i>	
Staub	<5 – 20

5.5 BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Wirtschaftsglas

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen zur Herstellung von Wirtschaftsglas.

5.5.1 Staubemissionen aus Schmelzwannen

38. Die BVT besteht in der Minderung der Staubemissionen aus den Abgasen aus der Schmelzwanne durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Verringerung der flüchtigen Bestandteile durch Änderungen der Rohstoffe Die Gemengezusammensetzung kann stark flüchtige Bestandteile (z. B. Bor, Fluoride) enthalten, die erheblich zur Bildung von Staubemissionen aus der Schmelzwanne beitragen können.	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der produzierten Glasart und der Verfügbarkeit der Ersatz-Rohstoffe allgemein anwendbar.
ii. Elektroschmelze	Nicht für die Herstellung großer Glasmengen (> 300 t/Tag) anwendbar. Für Produktionsanlagen mit stark schwankender Glas-schmelzleistung nicht anwendbar. Die Umsetzung erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
iii. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.
iv. Filtersystem: Elektrofilter oder Gewebefilter	The techniques are generally applicable
v. Nasswäscher	Die Anwendbarkeit ist auf Sonderfälle beschränkt, insbesondere auf Elektroschmelzwannen, bei denen die Abgasvolumenströme und Staubemissionen generell gering sind und mit dem Aufnahmeverhalten der Gemengerezeptur zusammenhängen

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.5 und 5.10.7 zu entnehmen.

Tabelle 5.28: BVT-assozierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Staub	<10 – 20 ⁽²⁾	<0.03 – 0.06
	<1 – 10 ⁽³⁾	<0.003 – 0.03

⁽¹⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von 3×10^{-3} angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Produktionsläufe muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.
⁽²⁾ Es wurden Überlegungen hinsichtlich der wirtschaftlichen Vertretbarkeit für das Erreichen der BVT-assozierten Emissionswerte bei Wannen mit einer Kapazität von < 80 t/Tag, die Kalknatronglas produzieren, berichtet.
⁽³⁾ Dieser BVT-assozierte Emissionswert gilt für Gemengerezepturen, die erhebliche Mengen von Bestandteilen enthalten, welche die Einstufungskriterien für gefährliche Stoffe gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 erfüllen.

5.5.2 Stickstoffoxide (NO_x) aus Schmelzwannen

39. Die BVT besteht in der Minderung der NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

I. Primärtechniken, zum Beispiel:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Modifikationen des Verbrennungsprozesses	
(a) Modifikationen des Verbrennungsprozesses	Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
(b) Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Anwendbar nur unter anlagenspezifischen Bedingungen aufgrund eines geringeren Wannenwirkungsgrads und eines höheren Brennstoffbedarfs (z. B. Verwendung von Rekupe- rativwannen anstelle von Regenerativwannen).
(c) Gestufte Verbrennung: ◦ Luftstufung ◦ Brennstoffstufung	Die Brennstoffstufung ist für die meisten mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebenen konventionellen Wannen anwendbar. Die Luftstufung ist aufgrund ihrer technischen Komplexität sehr beschränkt anwendbar.
(d) Abgasrückführung	Die Anwendbarkeit dieser Technik beschränkt sich auf die Verwendung von Spezialbrennern mit automatischer Abgasrückführung.
(e) NO _x -arme Brenner	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die zu erreichenden ökologischen Verbesserungen sind normalerweise aufgrund technischer Einschränkungen und des geringeren Flexibilitätsgrads der Wannen bei Anwendung in gasbefeuerten Querbrennerwannen geringer. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
(f) Brennstoffauswahl	Die Anwendbarkeit ist durch die Verfügbarkeit verschiedener Brennstoffarten beschränkt; diese Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
i. Spezialausführungen von Wannen	Die Anwendbarkeit ist auf Gemengerezepturen mit hohen Anteilen an Fremdscherben (> 70 %) beschränkt. Die Anwendung erfordert eine vollständige Erneuerung der Schmelzwanne. Aufgrund der Wannenform (lang und schmal) können die Platzverhältnisse beschränkt sein.
ii. Elektroschmelze	Nicht für die Herstellung großer Glasmengen (> 300 t/Tag) anwendbar. Für Produktionsanlagen mit stark schwankender Glasschmelzleistung nicht anwendbar. Die Umsetzung erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
iii. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

Tabelle 5.29: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche

Parameter	BAT	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Modifikationen des Verbrennungsprozesses, Spezialausführungen von Wannen	<500 – 1000	<1.25 – 2.5
	Elektroschmelze	<100	<0.3
	Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel) ⁽²⁾	Nicht anwendbar	<0.5 – 1.5

⁽¹⁾ Für Modifikationen des Verbrennungsprozesses und für Spezialausführungen von Wannen wurde der Umrechnungsfaktor $2,5 \times 10^{-3}$ angewandt, und für Elektroschmelzen wurde der Umrechnungsfaktor 3×10^{-3} angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Produktionsläufe muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.
⁽²⁾ Die erreichbaren Werte hängen von der Qualität des verfügbaren Erdgases und Sauerstoffs (Stickstoffgehalt) ab.

40. Wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der NO_x-Emissionen durch Minimierung der Verwendung dieser Rohstoffe in Kombination mit Primär- oder Sekundärtechniken.

Die BVT assoziierten Emissionswerte sind Tabelle 5.29 zu entnehmen.

Die BVT-assozierten Emissionswerte für den Fall, dass Nitrate in der Gemengerezeptur für eine begrenzte Anzahl kurzer Kampagnen oder für Schmelzwannen mit einer Kapazität <100 t/Tag verwendet werden, die spezielle Arten von Kalknatronglas (mit Selen hergestelltes Klarglas/Ultra-Klarglas oder farbiges Glas) und andere spezielle Glasarten (z. B. Borosilikat, Glaskeramik, Opalglas, Kristall- und Bleikristallglas) produzieren, sind Tabelle 5.30 zu entnehmen.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Primärtechniken: <ul style="list-style-type: none"> Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur Nitrate werden für qualitativ sehr hochwertige Produkte eingesetzt, wenn ein farbloses (klares) Glas erforderlich ist oder Spezialglasarten hergestellt werden. Wirksame Alternativmaterialien sind Sulfate, Arsenoxide und Ceroxid. 	Die Möglichkeiten einer Ersetzung von Nitraten in der Gemengerezeptur können durch hohe Kosten und/oder höhere Umweltbelastungen der alternativen Materialien beschränkt sein.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.

Tabelle 5.30: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur für eine begrenzte Anzahl kurzer Kampagnen oder für Schmelzwannen mit einer Kapazität <100 t/Tag verwendet werden, die spezielle Arten von Kalknatronglas (mit Selen hergestelltes Klarglas/Ultra-Klarglas oder farbiges Glas) und andere spezielle Glasarten (z.B. Borosilikat, Glaskeramik, Opalglas, Kristall- und Bleikristallglas) produzieren

Parameter	Wannenart	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Konventionelle Brennstoff-Luft-Wannen	<500 – 1500	<1.25 – 3.75 ⁽¹⁾
	Elektroschmelze	<300 – 500	<8 – 10

⁽¹⁾ Der in Tabelle 5.2 für Kalknatronglas genannte Umrechnungsfaktor ($2,5 \times 10^{-3}$) wurde angewandt.

5.5.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzwannen

41. Die BVT besteht in der Minderung der SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Die Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Glas-Enderzeugnisses allgemein anwendbar. Die Durchführung der Schwefelbilanz-Optimierung erfordert einen Kompromiss zwischen der Abscheidung von SO _x -Emissionen und der Entsorgung der festen Abfälle (Filterstaub).
ii. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann aufgrund der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
iii. Trocken- oder Halbtrockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.3 zu entnehmen.	

Tabelle 5.31: Mit BVT assoziierte Emissionwerte SO_x aus dem Schmelzofen des Wirtschaftsglas-Sektors

Parameter	Brennstoff/Schmelztechnik	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
SO _x ausgedrückt als SO ₂	Erdgas	<200 – 300	<0.5 – 0.75
	Heizöl ⁽²⁾	<1000	<2.5
	Electroschmelze	<100	<0.25
⁽¹⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von $2,5 \times 10^{-3}$ angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Produktionsläufe muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.			
⁽²⁾ Die Werte beziehen sich auf die Verwendung von Heizöl mit einem 1 %igen Schwefelgehalt in Kombination mit Sekundärmaßnahmen.			

5.5.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

42. Die BVT besteht in der Minderung der HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluorgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Enderzeugnisses allgemein anwendbar.
ii. Minimierung des Fluorgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Fluor-Massenbilanz. Die Minimierung von Fluoremissionen aus dem Schmelzprozess kann durch die Minimierung/Verringerung der Menge der in der Gemengerezeptur verwendeten Fluorverbindungen (z.B. Fluorit) auf das für die Qualität des Enderzeugnisses erforderliche Minimum erreicht werden. Fluorverbindungen werden zur Gemengerezeptur hinzugegeben, um dem Glas einen undurchsichtigen und opalisierenden Effekt zu verleihen.	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Enderzeugnisses allgemein anwendbar.
i. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar
ii. Nasswäsche	Die Technik ist vorbehaltlich technischer Einschränkungen, z.B. der Notwendigkeit einer spezifischen Abwasserbehandlungsanlage, allgemein anwendbar. Die Anwendbarkeit dieser Technik kann durch hohe Kosten und Aspekte der Abwasserbehandlung, u. a. Einschränkungen des Recyclings von Schlamm und festen Reststoffen aus der Wasserbehandlung, beschränkt sein.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.4 und 5.10.6 zu entnehmen.	

Tabelle 5.32: BVT-assozierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl ⁽²⁾ ⁽³⁾	<10 – 20	<0.03 – 0.06
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF ⁽⁴⁾	<1 – 5	<0.003 – 0.015

⁽¹⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von 3×10^{-3} angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Produktionsläufe muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.
⁽²⁾ Die niedrigeren Werte beziehen sich auf den Einsatz der Elektroschmelztechnik.
⁽³⁾ Wenn KCl oder NaCl als Läuterungsmittel verwendet werden, liegt der BVT-assozierte Emissionswert bei <30 mg/Nm³ oder < 0,09 kg/t geschmolzenen Glases.
⁽⁴⁾ Die niedrigeren Werte gelten für den Einsatz der Elektroschmelztechnik. Die höheren Werte gelten für die Produktion von Opalglas, das Recycling von Filterstaub oder die Verwendung eines hohen Fremdscherbenanteils in der Gemengerezeptur.

5.5.5 Metalle aus Schmelzwannen

43. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Anwendbarkeit kann durch die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein.
ii. Minimierung der Verwendung von Metallverbindungen in der Gemengerezeptur durch eine geeignete Auswahl der Rohstoffe, wenn eine Färbung oder Entfärbung des Glases erforderlich ist oder wenn dem Glas spezifische Eigenschaften verliehen werden	Bei der Herstellung von Kristall- oder Bleikristallglasarten sind die Möglichkeiten einer Minimierung der Metallverbindungen in der Gemengerezeptur durch die in der Richtlinie 69/493/EWG festgelegten Grenzwerte beschränkt; in dieser Richtlinie wird die chemische Zusammensetzung der Glas- Enderzeugnisse klassifiziert.
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar

Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.

Tabelle 5.33: BAT BVT-assozierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, mit Ausnahme von mit Selen entfärbten Gläsern

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<0.2 – 1	<0.6 – 3×10^{-3}
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<1 – 5	<3 – 15×10^{-3}

⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die in den Abgasen in Form fester oder gasförmiger Emissionen enthaltene Gesamtmetallmenge.
⁽²⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von 3×10^{-3} angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Produktionsläufe muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.

44. Selenverbindungen zum Entfärben des Glases verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der Selenemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Verwendung von Selenverbindungen in der Gemengerezeptur durch eine geeignete Auswahl der Rohstoffe.	The Anwendbarkeit may be limited by the constraints imposed by the type of glass produced at the installation and the availability of raw materials
ii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.	

Tabelle 5.34: BVT-assozierte Emissionswerte für Selenemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, wenn Selenverbindungen zum Entfärben des Glases verwendet werden

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Selenverbindungen, ausgedrückt als Se	<1	<3 x 10 ⁻³
⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die Gesamt-Selenmenge, die in den Abgasen in fester Form oder in Gasform vorliegt.		
⁽²⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von 3 x 10 ⁻³ angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Produktionsläufe muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.		

45. Wenn Bleiverbindungen zur Herstellung von Bleikristallglas verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der Bleiemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Elektroschmelze	Nicht für die Herstellung großer Glasmengen (> 300 t/Tag) anwendbar. Für Produktionsanlagen mit stark schwankender Glasschmelzleistung nicht anwendbar. Die Umsetzung erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
ii. Gewebefilter	Die Technik ist allgemein anwendbar
iii. Elektrofilter	
iv. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist den Abschnitten 5.10.1 und 5.10.5 zu entnehmen.	

Tabelle 5.35: BVT-assozierte Emissionswerte für Bleiemissionen aus Schmelzwannen in der Wirtschaftsglas-Branche, wenn Bleiverbindungen zur Herstellung von Bleikristallglas verwendet werden

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Bleiverbindungen, ausgedrückt als Pb	<0.5 – 1	<1 – 3 x 10 ⁻³
⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die in den Abgasen in Form fester oder gasförmiger Emissionen enthaltene Gesamt-Bleimenge.		
⁽²⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von 3 x 10 ⁻³ angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Produktionsläufe muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.		

5.5.6 Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen

46. Für Weiterverarbeitungsprozesse, bei denen Staubemissionen entstehen, besteht die BVT in der Minderung der Staub- und Metallemissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. i. Durchführung staubender Prozesse (z. B. Schneiden, Schleifen, Polieren) unter fließendem Wasser	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Einsatz eines Gewebefiltersystems	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.8 zu entnehmen.	

Tabelle 5.36: BVT-assozierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Wirtschaftsglas-Branche, bei denen Staubemissionen entstehen, bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
Staub	<1 – 10
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI}) ⁽¹⁾	<1
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn) ⁽¹⁾	<1 – 5
Lead compounds, ausgedrückt als Pb ⁽²⁾	<1 – 1.5
⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die Gesamt-Metallmenge im Abgas.	
⁽²⁾ Die Werte beziehen sich auf Weiterverarbeitungsprozesse bei der Herstellung von Bleikristallglas.	

47. Für Säurepolierprozesse besteht die BVT in der Minderung der HF-Emissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Poliermittelverluste durch Gewährleistung einer guten Abdichtung des Anwendungssystems.	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Anwendung einer Sekundärtechnik, z. B. Nasswäscher	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.6 zu entnehmen.	

Tabelle 5.37: BVT-assozierte Emissionswerte für HF-Emissionen aus Säurepolierprozessen in der Wirtschaftsglas-Branche, bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<5

5.6 BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Spezialgläsern

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen zur Herstellung von Spezialgläsern.

5.6.1 Staubemissionen aus Schmelzwannen

48. Die BVT besteht in der Minderung der Staubemissionen aus den aus Schmelzwannen freigesetzten Abgasen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Verringerung der flüchtigen Bestandteile durch Änderungen der Rohstoffe Die Gemengezusammensetzung kann stark flüchtige Bestandteile (z. B. Bor oder Fluoride) enthalten, die die Hauptbestandteile der Emissionen aus der Schmelzwanne bilden.	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualität des produzierten Glases allgemein anwendbar.
ii. Elektroschmelze	Nicht für die Herstellung großer Glasmengen (> 300 t/Tag) anwendbar. Für Produktionsanlagen mit stark schwankender Glasmelzleistung nicht anwendbar. Die Umsetzung erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
iii. Filtersystem: Elektrofilter oder Gewebefilter	Die Technik ist allgemein anwendbar
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.1 zu entnehmen.	

Tabelle 5.38: BVT-assozierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Staub	<10 – 20	<0.03 – 0.13
	<1 – 10 ⁽²⁾	<0.003 – 0.065
⁽¹⁾ Die Umrechnungsfaktoren $2,5 \times 10^{-3}$ und $6,5 \times 10^{-3}$ wurden für die Ermittlung des Mindest- bzw. des Höchstwertes der BVT-assozierten Emissionswerte angewandt (siehe Tabelle 5.2); dabei sind einige Werte Näherungswerte. Je nach produziertem Glas muss der Umrechnungsfaktor jedoch im Einzelfall bestimmt werden (siehe Tabelle 5.2). ⁽²⁾ Die BVT-assozierten Emissionswerte gelten für Gemengerezepturen, die erhebliche Mengen von Bestandteilen enthalten, welche die Einstufungskriterien für gefährliche Stoffe gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 erfüllen.		

5.6.2 Stickstoffoxide (NOx) aus Schmelzwannen

49. Die BVT besteht in der Minderung der NOX-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

I. Primärtechniken; Beispiele:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Modifikationen des Verbrennungsprozesses	
(a) Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
(b) Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Anwendbar nur unter anlagenspezifischen Bedingungen aufgrund eines geringeren Wannenwirkungsgrads und eines höheren Brennstoffbedarfs (z. B. Verwendung von Rekuperativwannen anstelle von Regenerativwannen).
(c) Gestufte Verbrennung: ◦ Luftstufung ◦ Brennstoffstufung	Die Brennstoffstufung ist für die meisten mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebenen konventionellen Wannen anwendbar. Luftstufungen sind aufgrund der technischen Komplexität sehr beschränkt anwendbar.
(d) Abgasrückführung	Die Anwendbarkeit dieser Technik beschränkt sich auf die Verwendung von Spezialbrennern mit automatischer Abgasrückführung.
(e) NO _x -arme Brenner	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die zu erreichenden ökologischen Verbesserungen sind normalerweise aufgrund technischer Einschränkungen und eines geringeren Flexibilitätsgrads der Wanne bei Anwendungen in gasbefeuerten Querbrennerwannen geringer. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
(f) Brennstoffauswahl	Die Anwendbarkeit ist durch die Verfügbarkeit verschiedener Brennstoffarten beschränkt; diese Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
ii. Elektroschmelze	Nicht für die Herstellung großer Glasmengen (>300 t/Tag) anwendbar. Für Produktionsanlagen mit stark schwankender Glasschmelzleistung nicht anwendbar. Die Umsetzung erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
iii. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

II. Sekundärtechniken; Beispiele:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Selektive katalytische Reduktion (SCR)	Die Anwendung kann eine Umrüstung des Staubabscheiders erfordern, um eine Staubkonzentration unter 10-15 mg/Nm ³ zu gewährleisten; außerdem kann ein Entschwefelungssystem zur Entfernung der SO _x -Emissionen erforderlich sein. Aufgrund des optimalen Betriebstemperaturbereichs beschränkt sich die Anwendbarkeit auf Prozesse mit Elektrofiltern. Die Technik wird generell nicht mit einem Gewebefiltersystem eingesetzt, da die niedrige Betriebstemperatur (im Bereich 180-200 °C) eine Wiederaufheizung der Abgase erfordern würde. Diese Technik geht unter Umständen mit einem erheblichen Platzbedarf einher.
ii. Selektive nichtkatalytische Reduction (SNCR)	Sehr beschränkte Anwendbarkeit bei konventionellen Regenerativwannen, bei denen der korrekte Temperaturbereich schwer zu erreichen ist oder eine gute Vermischung der Abgase mit dem Reagenzmittel nicht möglich ist. Die Technik kann für neue, mit geteilten Regeneratoren ausgerüsteten Regenerativwannen anwendbar sein; aufgrund der Umkehrung der Feuerung zwischen den Kammern, die zu einer zyklischen Temperaturänderung führt, ist die Temperatur jedoch schwer im korrekten Bereich zu halten.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.

Tabelle 5.39: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Modifikationen des Verbrennungsprozesses	600 – 800	1.5 – 3.2
	Elektroschmelze	<100	<0.25 – 0.4
	Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel) ⁽²⁾ ⁽³⁾	Nicht anwendbar	<1 – 3
	Sekundärtechniken	<500	<1 – 3

⁽¹⁾ Die Umrechnungsfaktoren $2,5 \times 10^{-3}$ und 4×10^{-3} wurden für die Ermittlung des Mindest- bzw. des Höchstwertes der BVT-assozierten Emissionswerte angewandt (siehe Tabelle 5.2); dabei sind einige Werte Näherungswerte. Je nach Art der Produktion muss der Umrechnungsfaktor jedoch im Einzelfall bestimmt werden (siehe Tabelle 5.2).
⁽²⁾ Die höheren Werte beziehen sich auf spezielle Produktion von Borosilikatglas-Glasröhren zur Verwendung in der Pharmaindustrie.
⁽³⁾ Die erreichbaren Werte hängen von der Qualität des verfügbaren Erdgases und des Sauerstoffs (Stickstoffgehalt) ab.

50. Wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der NO_x-Emissionen durch Minimierung der Verwendung dieser Rohstoffe in Kombination mit Primär- oder Sekundärtechniken

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Primärtechniken: <ul style="list-style-type: none"> Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur Nitrate werden für qualitativ sehr hochwertige Produkte verwendet, bei denen das Glas spezielle Eigenschaften aufweisen muss. Wirksame Alternativmaterialien sind Sulfate, Arsenoxide und Ceroxid. 	Die Ersetzung von Nitraten in der Gemengerezeptur kann durch hohe Kosten und/oder höhere Umweltbelastungen der alternativen Materialien beschränkt sein.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.

Tabelle 5.40: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Minimierung der Nitratzug abe in der Gemengerezeptur kombiniert mit Primär- oder Sekundärtechniken	<500 – 1000	<1 – 6

⁽¹⁾ Die niedrigeren Werte gelten für den Einsatz der Elektroschmelztechnik.
⁽²⁾ Die Umrechnungsfaktoren $2,5 \times 10^{-3}$ und $6,5 \times 10^{-3}$ wurden für die Ermittlung des Mindest- bzw. des Höchstwertes der BVT-assozierten Emissionswerte angewandt; dabei sind einige Werte Näherungswerte. Je nach Art der Produktion muss der Umrechnungsfaktor unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden (siehe Tabelle 5.2).

5.6.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzwannen

51. Die BVT besteht in der Minderung der SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Glas-Enderzeugnisses allgemein anwendbar.
ii. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann aufgrund der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.3 zu entnehmen.

Tabelle 5.41: BVT-assozierte Emissionswerte für SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche

Parameter	Brennstoff/Schmelztechnik	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
SO _x ausgedrückt als SO ₂	Erdgas, Elektroschmelze ⁽²⁾	<30 – 200	<0.08 – 0.5
	Heizöl ⁽³⁾	500 – 800	1.25 – 2

⁽¹⁾ Bei den Wertebereichen wurden die mit der Art des hergestellten Glases verbundenen unterschiedlichen Schwefelbilanzen berücksichtigt.
⁽²⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von $2,5 \times 10^{-3}$ angewandt (siehe Tabelle 5.2). Je nach Art der Produktion muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.
⁽³⁾ Die niedrigeren Werte gelten für den Einsatz der Elektroschmelztechnik und für schwefelfreie Gemengerezepturen.
⁽⁴⁾ Die assoziierten Emissionswerte beziehen sich auf die Verwendung von Heizöl mit einem 1 %igen Schwefelgehalt in Kombination mit Sekundärmaßnahmen

5.6.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

52. Die BVT besteht in der Minderung der HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluorgehalt für die Gemengerezeptur	Die Anwendbarkeit kann durch die Gemengerezeptur für die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein.
ii. Minimierung von Fluor- und/oder Chlorverbindungen in der Gemengerezeptur und Optimierung der Fluor- und/ oder Chlor-Massenbilanz Fluorverbindungen werden verwendet, um mit den Spezialgläsern (z. B. opakes Beleuchtungsglas oder optischem Glas) spezifische Eigenschaften zu erreichen. Chlorverbindungen können als Läutermittel in der Borosilikatglas-Herstellung eingesetzt werden.	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Enderzeugnisses allgemein anwendbar.
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.4 zu entnehmen.

Tabelle 5.42: BVT-assozierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl ⁽²⁾	<10 – 20	<0.03 – 0.05
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<1 – 5	<0.003 – 0.04 ⁽³⁾
⁽¹⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von $2,5 \times 10^{-3}$ angewandt (siehe Tabelle 5.2); dabei sind einige Werte Näherungswerte. Je nach Art der Produktion muss der Umrechnungsfaktor unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden. ⁽²⁾ Die höheren Werte gelten für die Verwendung chlorhaltiger Materialien in der Gemengerezeptur. ⁽³⁾ Der höhere Wert des genannten Bereichs wurde von spezifischen gemeldeten Daten abgeleitet.		

5.6.5 Metalle aus Schmelzwannen

53. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Anwendbarkeit kann durch die in der Anlage produzierte Glasart und die Verfügbarkeit der Rohstoffe beschränkt sein. Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Minimierung der Verwendung von Metallverbindungen in der Gemengerezeptur durch eine geeignete Auswahl der Rohstoffe, wenn eine Färbung oder Entfärbung des Glases erforderlich ist oder wenn dem Glas spezifische Eigenschaften verliehen werden	
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem Dry or semi-dry scrubbing, in combination with a filtration system	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.	

Tabelle 5.43: BVT-assozierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Spezialglas-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾ ⁽²⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽³⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<0.1 – 1	<0.3 – 3 x 10 ⁻³
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<1 – 5	<3 – 15 x 10 ⁻³
⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die in den Abgasen in Form fester oder gasförmiger Emissionen enthaltene Gesamtmetallmenge. ⁽²⁾ Die niedrigeren Werte sind die BVT-assozierten Emissionswerte, wenn Metallverbindungen in der Gemengerezeptur nicht beabsichtigt verwendet werden. ⁽³⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von $2,5 \times 10^{-3}$ angewandt (siehe Tabelle 5.2); dabei sind einige in der Tabelle genannten Werte Näherungswerte. Je nach Art der Produktion muss der Umrechnungsfaktor unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.		

5.6.6 Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen

54. Für Weiterverarbeitungsprozesse, bei denen Staubemissionen entstehen, besteht die BVT in der Minderung der Staub- und Metallemissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Durchführung staubender Prozesse (z. B. Schneiden, Schleifen, Polieren) unter fließendem Wasser	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Einsatz eines Gewebefiltersystems	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.8 zu entnehmen.	

Tabelle 5.44: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staub- und Metallemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Spezialglas-Branche, bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert
	mg/Nm ³
Staub	1 – 10
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI}) ⁽¹⁾	<1
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn) ⁽¹⁾	<1 – 5

⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die Gesamt-Metallmenge im Abgas.

55. Für Säurepolierprozesse besteht die BVT in der Minderung der HF-Emissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Description
i. Minimierung der Poliermittelverluste durch Gewährleistung einer guten Abdichtung des Anwendungssystems	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
i. Anwendung einer sekundären Technik, z.B. Nasswäscher	

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.6 zu entnehmen.

Tabelle 5.45: BVT-assoziierte Emissionswerte für HF-Emissionen aus Säurepolierprozessen in der Spezialglas-Branche, bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert
	mg/Nm ³
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<5

5.7 BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Mineralwolle

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen zur Herstellung von Mineralwolle.

5.7.1 Staubemissionen aus Schmelzwannen

56. Die BVT besteht in der Minderung von Staubemissionen aus den Abgasen der Schmelzwanne durch Einsatz eines Elektrofilters oder eines Gewebefilters.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Filtersystem: Elektrofilter oder Gewebefilter	Die Technik ist allgemein anwendbar. Elektrofilter sind nicht für Kupolöfen zur Herstellung von Steinwolle anwendbar, weil ein Explosionsrisiko durch die Entzündung des im Ofen erzeugten Kohlenmonoxids besteht.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.1 zu entnehmen.	

Tabelle 5.46: BVT-assoziierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Staub	<10 – 20	<0.02 – 0.050
⁽¹⁾ Die Umrechnungsfaktoren 2×10^{-3} und $2,5 \times 10^{-3}$ wurden für die Ermittlung des Mindest- bzw. des Höchstwertes der BVT-assoziierten Emissionswerte angewandt (siehe Tabelle 5.2), um die Herstellung sowohl von Glaswolle als auch von Steinwolle abzudecken.		

5.7.2 Stickstoffoxide (NOx) aus Schmelzwannen

57. Die BVT besteht in der Minderung der NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Modifikationen des Verbrennungsprozesses	
a) Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Anwendbar für mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebene konventionelle Wannen. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
b) Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Anwendbar nur unter anlagenspezifischen Bedingungen aufgrund eines geringeren Wannenwirkungsgrads und eines höheren Brennstoffbedarfs (z.B. Verwendung von Rekuperativwannen anstelle von Regenerativwannen).
c) Gestufte Verbrennung: <ul style="list-style-type: none"> o Luftstufung o Brennstoffstufung 	Die Brennstoffstufung ist für die meisten mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebenen konventionellen Wannen anwendbar. Luftstufungen sind aufgrund der technischen Komplexität sehr beschränkt anwendbar.
d) Abgasrückführung	Die Anwendbarkeit dieser Technik beschränkt sich auf die Verwendung von Spezialbrennern mit automatischer Abgasrückführung.
e) NO _x -arme Brenner	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die zu erreichenden ökologischen Verbesserungen sind normalerweise aufgrund technischer Einschränkungen und eines geringeren Flexibilitätsgrads der Wanne bei Anwendung in gasbefeuerten Querbrennerwannen geringer. Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
f) Brennstoffauswahl	Die Anwendbarkeit ist durch die Verfügbarkeit verschiedener Brennstoffarten beschränkt; diese Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen
ii. Elektroschmelze	Nicht für die Herstellung großer Glasmengen (> 300 t/Tag) anwendbar. Für Produktionsanlagen mit stark schwankender Glasschmelzleistung nicht anwendbar. Die Umsetzung erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
iii. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.	

Tabelle 5.47: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche

Parameter	Produkt	Schmelztechnik	BVT-assoziiertes Emissionswert	
			mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Glaswolle	Brennstoff-Luft-Wannen und Elektrowannen	<200 – 500	<0.4 – 1.0
		Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel) ⁽²⁾	Nicht anwendbar	<0.5
	Steinwolle	Alle Wannenarten	<400 – 500	<1.0 – 1.25

⁽¹⁾ The conversion factors of 2×10^{-3} for glass wool and 2.5×10^{-3} for stone wool have been used (see Table 5.2).
⁽²⁾ The achievable levels depend on the quality of the natural gas and oxygen available (nitrogen content).

58. Wenn Nitrate in der Gemengerezeptur für die Glaswolleherstellung verwendet werden, besteht die BVT in der Minderung der NO_x-Emissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur Nitate werden in Gemengerezepturen mit einem hohen Fremdscherbenanteil als Oxidationsmittel verwendet, um die im Scherbenanteil vorhandenen organischen Stoffe auszugleichen.	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der Qualitätsanforderungen des Enderzeugnisses allgemein anwendbar.
ii. Elektroschmelze	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die Durchführung der Elektroschmelztechnik erfordert eine vollständige Wannenerneuerung.
iii. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die Technik ist allgemein anwendbar. Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung zum Zeitpunkt einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen.

Tabelle 5.48: BVT-assoziierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Herstellung von Glaswolle, wenn Nitrate in der Gemengerezeptur verwendet werden

Parameter	BAT	BVT-assoziiertes Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Minimierung der Nitratzugabe in der Gemengerezeptur kombiniert mit Primärtechniken	<500 – 700	<1.0 – 1.4 ⁽²⁾

⁽¹⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von 2×10^{-3} angewandt (siehe Tabelle 5.2).
⁽²⁾ Die niedrigeren Werte des genannten Bereichs gelten für den Einsatz der Brennstoff-Sauerstoff-Schmelztechnik (Oxy-fuel).

5.7.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzwannen

59. Die BVT besteht in der Minderung der SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Die Technik ist in der Glaswolleherstellung vorbehaltlich der Verfügbarkeit der Rohstoffe mit niedrigem Schwefelgehalt, insbesondere Fremdscherben, allgemein anwendbar. Ein hoher Fremdscherbenanteil in der Gemengerezeptur ist jedoch mit einem schwankenden Schwefelgehalt verbunden; entsprechend beschränkt sind die Möglichkeiten einer Optimierung der Schwefelbilanz. Bei der Steinwolleherstellung erfordert die Optimierung der Schwefelbilanz möglicherweise einen Kompromiss zwischen der Abscheidung von SO _x -Emissionen aus den Abgasen und dem Umgang mit den festen Abfällen aus der Abgasbehandlung (Filterstaub) und/oder aus dem Zerfaserungsprozess — die entweder in der Gemengerezeptur rezykliert werden (als bindemittelgebundene Briketts) oder entsorgt werden müssen.
ii. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann vorbehaltlich der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Elektrofilter kommen bei Kupolöfen zur Steinwolleherstellung nicht in Betracht (siehe BVT 56)
iv. Nasswäscher	Die Technik ist vorbehaltlich technischer Einschränkungen, z. B. der Notwendigkeit einer spezifischen Abwasserbehandlungsanlage, allgemein anwendbar

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.3 und 5.10.6 zu entnehmen.

Tabelle 5.49: BVT-assozierte Emissionswerte für SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche

Parameter	Produkt/Bedingungen	BVT-assoziierter Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
SO _x ausgedrückt als SO ₂	<i>Glas wolle</i>		
	Gasbefeuerte und Elektrowannen ⁽²⁾	<50 – 150	<0.1 – 0.3
	<i>Steinwolle</i>		
	Gas-befeuerte und Elektrowannen	<350	<0.9
	Kupolöfen, kein Brikett- oder Schlackerecycling ⁽³⁾	<400	<1.0
	Kupolöfen, mit Recycling von bindemittelgebundenen Briketts oder von Schlacke ⁽⁴⁾	<1400	<3.5

⁽¹⁾ Für Glaswolle wurde der Umrechnungsfaktor 2×10^{-3} und für Steinwolle der Umrechnungsfaktor $2,5 \times 10^{-3}$ angewandt (siehe Tabelle 5.2).
⁽²⁾ Die niedrigeren Werte gelten für den Einsatz der Elektroschmelztechnik. Die höheren Werte beziehen sich auf hohe Scherbenrecyclingquoten.
⁽³⁾ Die Werte beziehen sich auf Bedingungen, bei denen der SO_x-Minderung eine höhere Priorität eingeräumt wird als einem geringeren Abfallanfall einhergehend mit sulfatreichem Filterstaub.
⁽⁴⁾ Wenn die Minderung des Abfallvolumens eine höhere Priorität im Vergleich zu den SO_x-Emissionen hat, sind höhere Emissionswerte zu erwarten. Die erreichbaren Werte sollten auf einer Schwefelbilanz beruhen.

5.7.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

60. Die BVT besteht in der Minderung der HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Description
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluorgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der jeweiligen Gemengerezeptur und der Verfügbarkeit der Rohstoffe allgemein anwendbar.
ii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Elektrofilter kommen bei Kupolöfen zur Steinwolleherstellung nicht in Betracht (siehe BVT 56).
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.4 zu entnehmen.	

Tabelle 5.50: BVT-assoziierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche

Parameter	Produkt	BVT-assoziiertes Emissionswert	
		mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl	Glaswolle	<5 – 10	<0.01 – 0.02
	Steinwolle	<10 – 30	<0.025 – 0.075
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	Alle Produkte	<1 – 5	<0.002 – 0.013 ⁽²⁾
⁽¹⁾ Für Glaswolle wurde der Umrechnungsfaktor 2×10^{-3} und für Steinwolle der Umrechnungsfaktor $2,5 \times 10^{-3}$ angewandt (siehe Tabelle 5.2).			
⁽²⁾ Die Umrechnungsfaktoren 2×10^{-3} und $2,5 \times 10^{-3}$ wurden für die Ermittlung des Mindest- bzw. des Höchstwertes der BVT-assoziierten Emissionswerte verwendet (siehe Tabelle 5.2).			

5.7.5 Schwefelwasserstoff (H₂S) aus Schmelzöfen in der Steinwolleherstellung

61. Die BVT besteht in der Minderung der H₂S-Emissionen aus Schmelzöfen durch Einsatz einer thermischen Nachverbrennung, in der der Schwefelwasserstoff zu SO₂ oxidiert wird.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Thermische Nachverbrennung	Die Technik ist für Steinwolle-Kupolöfen allgemein anwendbar.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.9 zu entnehmen.	

Tabelle 5.51: BVT-assoziierte Emissionswerte für H₂S-Emissionen aus Schmelzöfen in der Steinwolleherstellung

Parameter	BVT-assoziiertes Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Schwefelwasserstoff, ausgedrückt als H ₂ S	<2	<0.005
⁽¹⁾ Der Umrechnungsfaktor $2,5 \times 10^{-3}$ für Steinwolle wurde angewandt (siehe Tabelle 5.2).		

5.7.6 Metalle aus Schmelzwannen

62. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Verfügbarkeit der Rohstoffe allgemein anwendbar. Wie viel Mangan bei der Glaswolleherstellung in der Gemengerezeptur als Oxidationsmittel verwendet wird, hängt von der Menge und Qualität der in der Gemengerezeptur verwendeten Fremdscherben ab; abhängig vom oberhalb Beschriebenen kann der Mangananteil minimiert werden
ii. Einsatz eines Filtersystems	Elektrofilter kommen bei Kupolöfen zur Steinwolleherstellung nicht zur Anwendung (siehe BVT 56).

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 1.10.5 zu entnehmen.

Tabelle 5.52: BVT-assozierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Mineralwolle-Branche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<0.2 – 1 ⁽³⁾	<0.4 – 2.5 x 10 ⁻³
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<1 – 2 ⁽³⁾	<2 – 5 x 10 ⁻³

⁽¹⁾ Die Wertebereiche beziehen sich auf die in den Abgasen in Form fester und gasförmiger Emissionen enthaltene Gesamt-Metallmenge.
⁽²⁾ Die Umrechnungsfaktoren 2 x 10⁻³ und 2,5 x 10⁻³ wurden für die Ermittlung des Mindest- bzw. des Höchstwertes der BVT-assozierten Emissionswerte angewandt (siehe Tabelle 5.2).
⁽³⁾ Die höheren Werte beziehen sich auf den Einsatz von Kupolöfen zur Steinwolleherstellung.

5.7.7 Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen

63. Die BVT besteht in der Minderung der Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. i. Wasserstrahl und Zyklon Die Technik basiert auf der Abscheidung von Partikeln und Tropfen aus den Abgasen durch Schlag/Stoß sowie auf der Abscheidung gasförmiger Stoffe durch die teilweise Absorption im Wasser. Für die Wasserstrahlreineriger wird normalerweise Prozesswasser verwendet. Das Kreislaufwasser wird vor der erneuten Verwendung gefiltert.	Die Technik ist für die Mineralwolle-Branche allgemein anwendbar, insbesondere bei der Glaswolleherstellung für Prozesse zur Behandlung der Emissionen aus dem Formbereich (Beschichtung der Fasern). Beschränkte Anwendbarkeit für Steinwolleprozesse, da andere genutzte Abgasbehandlungstechniken beeinträchtigt werden könnten.
ii. Nasswäscher	Die Technik ist für die Behandlung von Abgasen aus dem Formprozess (Beschichtung der Fasern) oder von zusammengeführten Abgasen (aus Form- und Härteprozessen) allgemein anwendbar.
iii. Nass-Elektrofilter	Die Technik ist für die Behandlung von Abgasen aus dem Formprozess (Beschichtung der Fasern) oder aus Härteöfen oder für die Behandlung von zusammengeführten Abgasen (aus Form- und Härteprozessen) allgemein anwendbar.

<p>iv. Steinwollefilter</p> <p>Diese Filter bestehen aus einer Stahl- oder Betonkonstruktion, in der Steinwolleplatten angebracht sind, die als Filtermedium fungieren. Dieses Filtermedium muss regelmäßig gereinigt oder ausgetauscht werden. Diese Filterart ist geeignet für Abgase mit einem hohen Feuchtigkeitsgehalt und für partikelförmige Stoffe mit adhäsiven Eigenschaften.</p>	<p>Die Anwendbarkeit beschränkt sich hauptsächlich auf Steinwolleprozesse für die Filtration von Abgasen aus dem Formbereich und/oder aus Härteöfen.</p>
<p>v. Thermische Nachverbrennung</p>	<p>Die Technik ist für die Behandlung von Abgasen aus Härteöfen allgemein anwendbar, insbesondere bei Steinwolleprozessen. Eine Anwendung bei zusammengeführten Abgasen (aus Form- und Härteprozessen) ist aufgrund des hohen Volumens, der geringen Konzentration und der niedrigen Temperatur der Abgase nicht wirtschaftlich.</p>
<p>(¹) Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.7 und 5.10.9 zu entnehmen.</p>	

Tabelle 5.53: BVT-assozierte Emissionswerte für Luftemissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen in der Mineralwollebranche, bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t Enderzeugnis
<i>Formbereich - zusammengeführte Emissionen aus Form- und Härteprozessen - zusammengeführte Emissionen aus Form-, Härte- und Kühlprozessen</i>		
Gesamtstaub	<20 – 50	-
Phenol	<5 – 10	-
Formaldehyd	<2 – 5	-
Ammoniak	30 – 60	-
Amine	<3	-
Gesamte flüchtige organische Verbindungen, ausgedrückt als C	10 – 30	-
<i>Emissionen aus Härteöfen (¹) (²)</i>		
Gesamtstaub	<5 – 30	<0.2
Phenol	<2 – 5	<0.03
Formaldehyd	<2 – 5	<0.03
Ammoniak	<20 – 60	<0.4
Amine	<2	<0.01
Gesamte flüchtige organische Verbindungen ausgedrückt als C	<10	<0.065
NO _x , ausgedrückt als NO ₂	<100 – 200	<1
<p>(¹) Emissionswerte, die als kg/t des Enderzeugnisses ausgedrückt sind, werden durch die Dicke der hergestellten Mineralwollmatte und durch eine extreme Konzentration oder Verdünnung der Abgase nicht beeinflusst. Für die Umrechnung wurde der Faktor $6,5 \times 10^{-3}$ angewandt.</p> <p>(²) Wenn Mineralwolle mit einer hohen Dichte oder einem hohen Bindemittelgehalt hergestellt wird, können die Emissionswerte, die mit den für diese Branche als BVT genannten Techniken assoziiert sind, deutlich höher liegen als die hier genannten BVT-assozierten Emissionswerte. Wenn diese Produktarten den überwiegenden Teil der Produktion einer bestimmten Anlage ausmachen, sollten andere Techniken in Erwägung gezogen werden.</p>		

5.8 BVT-Schlussfolgerungen zur Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung (HTW)

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Anlagen zur Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung.

5.8.1 Staubemissionen aus Schmelzprozessen und aus Weiterverarbeitungsprozessen

64. Die BVT besteht in der Reduzierung der mit den Abgasen der Schmelzwanne freigesetzten Staubemissionen durch den Einsatz eines Filtersystems.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Das Filtersystem besteht gewöhnlich aus einem Gewebefilter.	Die Technik ist allgemein anwendbar
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.1 zu entnehmen.	

Tabelle 5.54: BVT-assozierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzöfen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert
		mg/Nm ³
Staub	Abgasreinigung durch Filtersysteme	<5 – 20 ⁽¹⁾
⁽¹⁾ Bei diesen Werten wurde der Einsatz eines Gewebefiltersystems zugrunde gelegt.		

65. Für Weiterverarbeitungsprozesse, bei denen Staubemissionen entstehen, besteht die BVT in der Minderung der Emissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Produktverluste durch Gewährleistung einer guten Abdichtung der Produktionslinie, wo technisch möglich Potentielle Quellen der Staub- und Faser-Emissionen sind: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Herstellung und Erfassung der Wolle ◦ Mattenerzeugung (Vernadelung) ◦ Schlichtemittelverbrennung ◦ Schneiden, Besäumen und Verpacken der fertigen Erzeugnisse Eine gute Konstruktion, Abdichtung und Instandhaltung der Anlagenteile ist wichtig für die Minimierung von Faserstaub durch Freisetzung in die Luft. Minimising the losses of product by ensuring a good sealing of the production line, where technically applicable.	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Schneiden, Besäumen und Verpacken unter Vakuum durch Einsatz eines wirksamen Absaugsystems in Verbindung mit einem Gewebefilter An der Produktionsanlage (z. B. am Schneidsystem oder am Verpackungskarton) wird ein Unterdruck angelegt, um Partikel und Fasern abzusaugen und in einem Gewebefilter abzuscheiden.	
iii. Einsatz eines Gewebefiltersystems ⁽¹⁾ Abgase aus Weiterverarbeitungsprozessen (z. B. Herstellung, Mattenerzeugung, Schlichtemittelverbrennung) werden in ein Behandlungssystem mit einem Gewebefilter geleitet.	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.1 zu entnehmen.	

Tabelle 5.55: BVT-assozierte Emissionswerte bei Weiterverarbeitungsprozessen mit Staubbentwicklung bei der Herstellung von Hochtemperaturisolierwolle (bei getrennter Behandlung)

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
Staub ⁽¹⁾	1 – 5

⁽¹⁾ Der niedrigere Wert bezieht sich auf Emissionen aus Aluminiumsilikatwolle/Keramikfaser (ASW/RCF).

5.8.2 Stickstoffoxide (NO_x) aus Schmelzprozessen und aus Weiterverarbeitungsprozessen

66. Die BVT besteht in der Reduzierung von NO_x-Emissionen aus dem Ofen zur Schlichtemittelverbrennung mit Verbrennungsregelung und/oder Änderung der Verbrennungsbedingungen

Technik	Anwendbarkeit
Kontrolle und/oder Modifikation der Verbrennungsbedingungen Verfahren zur Reduzierung der Bildung von thermischen NO _x -Emissionen beinhalten die Kontrolle der folgenden wesentlichen Verbrennungsparameter: <ul style="list-style-type: none"> • Luft-Brennstoff-Verhältnis (Sauerstoffgehalt in der Reaktionszone) • Flammentemperatur • Verweilzeit in der Hochtemperaturzone der Flamme Durch eine gute Verbrennungsregelung werden solche Bedingungen hergestellt, die am wenigsten zur Entstehung von NO _x beitragen. Combustion control and/or modifications	Die Technik ist allgemein anwendbar

Tabelle 5.56: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus dem Ofen zur Schlichtemittelverbrennung bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung

Parameter	BAT	BVT-assoziierter Emissionswert
		mg/Nm ³
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Kontrolle und/oder Modifikation der Verbrennungsbedingungen	100 – 200

5.8.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzprozessen und aus Weiterverarbeitungsprozessen

67. Die BVT besteht in der Minderung der SO_x-Emissionen aus den Schmelzwannen und aus Weiterverarbeitungsprozessen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Schwefelgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Verfügbarkeit der Rohstoffe allgemein anwendbar
ii. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann vorbehaltlich der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.3 zu entnehmen.

Tabelle 5.57: BVT-assozierte Emissionswerte für SO_x-Emissionen aus Schmelzöfen und aus Weiterverarbeitungsprozessen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung

Parameter	BVT	BVT-assoziierter Emissionswert
		mg/Nm ³
SO _x ausgedrückt als SO ₂	Primärtechniken	<50

5.8.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

68. Die BVT besteht in der Minderung von HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzöfen durch die Auswahl geeigneter Rohstoffe mit niedrigem Chlor- und Fluor-Gehalt für die Gemengerezeptur.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Auswahl von Rohstoffen mit geringem Schwefelgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist allgemein anwendbar
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.4 zu entnehmen.	

Tabelle 5.58: BVT-assozierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzöfen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl	<10
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<5

5.8.5 Metalle aus Schmelzwannen and downstream processes

69. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzöfen und/oder Weiterverarbeitungsprozessen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist allgemein anwendbar.
ii. Einsatz eines Filtersystems	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.	

Tabelle 5.59: BVT-assozierte Emissionswerte für Metallmissionen aus Schmelzöfen und/oder aus Weiterverarbeitungsprozessen bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾
	mg/Nm ³
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<1
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<5
⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die Summe der Metalle in den Abgasen sowohl in der festen Phase als auch in der Gasphase.	

5.8.6 Flüchtige organische Verbindungen aus Weiterverarbeitungsprozessen

70. Die BVT besteht in der Minderung der Emissionen an flüchtigen organischen Verbindungen (VOCs) aus dem Ofen zur Schlichtemittelverbrennung durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Kontrolle der Verbrennungsbedingungen einschließlich der Überwachung der entsprechenden CO-Emissionen Die Technik besteht aus der Kontrolle der Verbrennungsparameter (z. B. des Sauerstoffgehalts in der Reaktionszone, Flammentemperatur), um eine vollständige Verbrennung der organischen Bestandteile (z. B. Polyethylenglykol) aus dem Abgasstrom zu gewährleisten. Die Überwachung der Kohlenmonoxid-Emissionen ermöglicht auch den Rückschluss auf nicht verbrannte organische Bestandteile.	Die Technik ist allgemein anwendbar
ii. Thermische Nachverbrennung	Der Anwendbarkeit dieser Techniken steht unter Umständen die Wirtschaftlichkeit entgegen, wenn die betreffenden Abgasmengen und die VOC-Konzentrationen zu gering sind.
iii. Nasswäscher	

⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist den Abschnitten 5.10.6 und 5.10.9 zu entnehmen.

Tabelle 5.60: BVT-assoziierte Emissionswerte für VOC-Emissionen aus dem Ofen zur Schlichtemittelverbrennung bei der Herstellung von Hochtemperaturwolle zur Wärmedämmung (getrennte Behandlung)

Parameter	BVT	BVT-assoziiertes Emissionswert
		mg/Nm ³
Flüchtige organische Bestandteile, ausgedrückt als C	Primär- und/oder Sekundärtechniken	10 – 20

5.9 BVT-Schlussfolgerungen zur Frittenherstellung

Wenn nicht anders angegeben, gelten die in diesem Abschnitt genannten BVT-Schlussfolgerungen für alle Frittenanlagen.

5.9.1 Staubemissionen aus Schmelzwannen

71. Die BVT besteht in der Minderung von Staubemissionen aus den Abgasen der Schmelzwanne durch Einsatz eines Elektrofilters oder eines Gewebefiltersystems.

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
Filtersystem: Elektrofilter oder Gewebefilter	Die Technik ist allgemein anwendbar
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.1 zu entnehmen:	

Tabelle 5.61: BVT-assozierte Emissionswerte für Staubemissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Staub	<10 – 20	<0.05 – 0.15
⁽¹⁾ Bei der Ermittlung des Mindest- und des Höchstwertes der BVT-assozierten Emissionswerte wurden die Umrechnungsfaktoren 5×10^{-3} und $7,5 \times 10^{-3}$ angewandt (siehe Tabelle 5.2). Für spezifische Verbrennungstypen muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden.		

5.9.2 Stickstoffoxide (NO_x) aus Schmelzwannen

72. Die BVT besteht in der Minderung der NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur Bei der Frittenherstellung werden in Verbindung mit zahlreichen Produkten in der Gemengerezeptur Nitratre verwendet, um die erforderlichen Eigenschaften zu erzielen.	Die Ersetzung von Nitraten in der Gemengerezeptur kann durch hohe Kosten und/oder höhere Umweltbelastungen der alternativen Materialien und/oder die Qualitätsanforderungen des Erzeugnisses beschränkt sein.
ii. Verringerung des Falschlufteintritts in die Wanne Bei dieser Technik wird der Eintritt von Falschluf in den Brenner verhindert, indem die Brennerblöcke, die Gemengeeinlegevorrichtung und alle sonstigen Öffnungen der Schmelzwanne abgedichtet werden.	Die Technik ist allgemein anwendbar
iii. Modifikationen des Verbrennungsprozesses	
(a) Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Anwendbar für konventionelle mit einem Luft-Brennstoff- Gemisch betriebene Wannen; Die besten Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wannen bei optimaler Bauart und Geometrie der Wannen erzielt.
(b) Verringerte Temperatur der Verbrennungsluft	Anwendbar nur unter anlagenspezifischen Bedingungen aufgrund eines geringeren Wannenwirkungsgrads und eines höheren Brennstoffbedarfs
(c) Gestufte Verbrennung: <ul style="list-style-type: none"> ◦ Luftstufung ◦ Brennstoffstufung 	Eine Brennstoffstufung kommt bei den meisten mit einem Luft-Brennstoff-Gemisch betriebenen konventionellen Wannen in Betracht. Die Luftstufung ist aufgrund ihrer technischen Komplexität sehr beschränkt anwendbar

(d) Abgasrückführung	Die Anwendbarkeit dieser Technik beschränkt sich auf Spezialbrenner mit automatischer Abgasrückführung.
(e) NO _x -arme Brenner	Die Technik ist allgemein anwendbar. Beste Ergebnisse werden mit einer normalen oder einer vollständigen Erneuerung der Wanne in Kombination mit einer optimalen Wannensbauart und -geometrie erreicht
(f) Brennstoffauswahl	Die Anwendbarkeit ist aufgrund der Verfügbarkeit verschiedener Brennstoffarten beschränkt; diese Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedstaaten abhängen.
iv. Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Die besten ökologischen Ergebnisse werden bei Anwendung in Verbindung mit einer vollständigen Wannenerneuerung erreicht.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Technik ist Abschnitt 5.10.2 zu entnehmen	

Tabelle 5.62: BVT-assozierte Emissionswerte für NO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche

Parameter	BVT	Betriebsbedingungen	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
			mg/Nm ³	kg/t geschmolzenes Glas ⁽²⁾
NO _x ausgedrückt als NO ₂	Primär-techniken	Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel), ohne Nitrate ⁽³⁾	Nicht anwendbar	<2.5 – 5
		Brennstoff-Sauerstoff-Befuerung (Oxy-fuel), mit Nitraten	Nicht anwendbar	5 – 10
		Brennstoff/Luft, Brennstoff-/Luft-Verbrennung mit Sauerstoffanreicherung, ohne Nitrate	500 – 1000	2.5 – 7.5
		Brennstoff/Luft, Brennstoff-/Luft-Verbrennung mit Sauerstoffanreicherung, mit Nitraten	<1600	<12
⁽¹⁾ Bei den genannten Wertebereichen wird die Kombination der Abgase aus den Wannen bei Anwendung verschiedener Schmelzverfahren und mit verschiedenen Frittentypen und mit Gemengerezepturen mit und ohne Nitraten berücksichtigt, die in einen einzigen Abgasabzug geleitet werden können, wobei die Möglichkeit einer Charakterisierung des jeweiligen Schmelzverfahrens und der verschiedenen Produkte allerdings ausgeschlossen ist. ⁽²⁾ Bei der Ermittlung der Mindest- und der Höchstwerte wurden die Umrechnungsfaktoren 5×10^{-3} und $7,5 \times 10^{-3}$ angewandt. Für spezifische Verbrennungstypen muss der Umrechnungsfaktor jedoch unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden (siehe Tabelle 5.2). ⁽³⁾ Die erreichbaren Werte hängen von der Qualität des verfügbaren Erdgases und Sauerstoffs (Stickstoffgehalt) ab.				

5.9.3 Schwefeloxide (SO_x) aus Schmelzöfen

73. Die BVT besteht in der Kontrolle der SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Schwefelgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Verfügbarkeit der Rohstoffe allgemein anwendbar.
ii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar

iii. Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Die Anwendbarkeit kann aufgrund der Verfügbarkeit von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt beschränkt sein; die Verfügbarkeit kann von der Energiepolitik der einzelnen Mitgliedsstaaten abhängen.
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.3 zu entnehmen.	

Tabelle 5.63: BVT-assozierte Emissionswerte für SO_x-Emissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
SO _x , ausgedrückt als SO ₂	<50 – 200	<0.25 – 1.5
⁽¹⁾ Bei den die Werten wurden die Umrechnungsfaktoren 5×10^{-3} und $7,5 \times 10^{-3}$ angewandt; die in der Tabelle genannten Werte sind jedoch unter Umständen Näherungswerte. Für spezifische Verbrennungstypen muss der Umrechnungsfaktor unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden (siehe Tabelle 5.2).		

5.9.4 Chlorwasserstoff (HCl) und Fluorwasserstoff (HF) aus Schmelzwannen

74. Die BVT besteht in der Minderung der HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluorgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der jeweiligen Gemengerezeptur und der Verfügbarkeit der Rohstoffe allgemein anwendbar.
ii. Minimierung der Fluorverbindungen in der Gemengerezeptur, um die Qualität des Erzeugnisses sicherzustellen Fluorverbindungen werden genutzt, um den Fritten bestimmte Eigenschaften zu verleihen (z.B. Temperatur- und Chemikalienbeständigkeit).	Die Minimierung oder Ersetzung von Fluorverbindungen durch alternative Materialien ist durch die Anforderungen an die Produktqualität beschränkt.
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Die Technik ist allgemein anwendbar
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.4 zu entnehmen.	

Tabelle 5.64: BVT-assozierte Emissionswerte für HCl- und HF-Emissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽¹⁾
Chlorwasserstoff, ausgedrückt als HCl	<10	<0.05
Fluorwasserstoff, ausgedrückt als HF	<5	<0.03
⁽¹⁾ Bei den die Werten wurden die Umrechnungsfaktoren 5×10^{-3} und $7,5 \times 10^{-3}$ angewandt; die in der Tabelle genannten Werte sind jedoch unter Umständen Näherungswerte. Für spezifische Verbrennungstypen muss der Umrechnungsfaktor unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden (siehe Tabelle 5.2).		

5.9.5 Metalle aus Schmelzwannen

75. Die BVT besteht in der Minderung der Metallemissionen aus Schmelzwannen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik ist vorbehaltlich der Einschränkungen aufgrund der produzierten Frittenart und der Verfügbarkeit von Rohstoffen allgemein anwendbar.

ii. Möglichst geringe Verwendung von Metallverbindungen in der Gemengerezeptur, wenn eine Einfärbung erforderlich ist oder der Fritte sonstige besondere Eigenschaften verliehen werden sollen.	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
iii. Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 5.10.5 zu entnehmen.	

Tabelle 5.65: BVT-assozierte Emissionswerte für Metallemissionen aus Schmelzwannen in der Frittenbranche

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert ⁽¹⁾	
	mg/Nm ³	kg/t geschmolzenen Glases ⁽²⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<1	<7.5 × 10 ⁻³
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<5	<37 × 10 ⁻³
⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die Summe der Metalle in den Abgasen sowohl in der festen Phase als auch in der Gasphase.		
⁽²⁾ Es wurde ein Umrechnungsfaktor von 7,5 × 10 ⁻³ angewandt. Für spezifische Verbrennungstypen muss der Umrechnungsfaktor unter Umständen im Einzelfall bestimmt werden (siehe Tabelle 5.2).		

5.9.6 Emissionen aus Weiterverarbeitungsprozessen

76. Für Weiterverarbeitungsprozesse, bei denen Staubemissionen entstehen, besteht die BVT in der Minderung der Emissionen durch eine oder mehrere der folgenden Techniken:

Technik ⁽¹⁾	Anwendbarkeit
i. Einsatz von Nassmahlverfahren Bei dieser Technik wird die Fritte auf die gewünschte Partikelgröße gemahlen; dabei wird hinreichend Flüssigkeit zugegeben, um einen Schlamm herzustellen. Der betreffende Prozess wird im Allgemeinen unter Zusatz von Wasser in Mahlanlagen mit Aluminiumoxid-Perlen durchgeführt.	Die Techniken sind allgemein anwendbar.
ii. Einsatz beim Trockenmahlen und bei Trockenproduktverpackungen unter Verwendung eines effizienten Extraktionssystems in Verbindung mit einem Gewebefilter. In der Mahlanlage oder in der Verpackungsstation wird ein Unterdruck erzeugt, um Staubemissionen in einen Gewebefilter zu saugen.	
iii. Einsatz eines Filtersystems	
⁽¹⁾ Eine Beschreibung der Techniken ist Abschnitt 1.10.1 zu entnehmen.	

Tabelle 5.66: BVT-assozierte Emissionswerte bei gesonderter Abtrennung von Emissionen in die Luft in Weiterverarbeitungsprozessen bei getrennter Behandlung

Parameter	BVT-assoziierter Emissionswert
	mg/Nm ³
Staub	5 – 10
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI})	<1 ⁽¹⁾
Σ (As, Co, Ni, Cd, Se, Cr _{VI} , Sb, Pb, Cr _{III} , Cu, Mn, V, Sn)	<5 ⁽¹⁾
⁽¹⁾ Die Werte beziehen sich auf die Summe der im Abgas enthaltenen Metalle.	

Glossar:**5.10 Beschreibung der Techniken****5.10.1 Staubemissionen**

Technik	Beschreibung
Elektrofilter	Elektrofilter laden Partikel elektrisch auf und trennen die Partikel dann unter der Einwirkung eines elektrischen Feldes ab. Elektrofilter kommen unter weiten Anwendungsbedingungen (weitem Anwendungsbereich) zum Einsatz.
Gewebefilter	Gewebefilter bestehen aus gewebten oder gefilzten durchlässigen Materialien, durch die die enthaltenen Partikel abgeschieden werden. Die Gewebeauswahl für Gewebefilter muss auf die Zusammensetzung der betreffenden Abgase und die maximalen Betriebstemperaturen abgestimmt werden.
Reduzierung flüchtiger Bestandteile durch Anpassung der Rohstoffe	Gemengerezepturen können hoch flüchtige Bestandteile (z. B. Borverbindungen) enthalten; diese flüchtigen Bestandteile können reduziert oder ersetzt werden, um die vorwiegend durch Verflüchtigungen bedingten Staubemissionen zu verringern.
Electroschmelze	Bei der Elektroschmelze wird Energie zum Schmelzen des Glases in einer Schmelzwanne durch eine Widerstandsheizung erzeugt. Bei Cold-Top-Wannen (bei denen die Elektroden im Allgemeinen unten in der Wanne eingeführt werden) bedeckt die Gemengedecke die gesamte Schmelze; dadurch wird die Verflüchtigung von Gemengebestandteilen (z. B. von Bleiverbindungen) erheblich reduziert.

5.10.2 NO_x-Emissionen

Technik	Description
Modifikation des Verbrennungsprozesses	
i. Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Diese Technik ist im Wesentlichen durch die folgenden Eigenschaften gekennzeichnet: <ul style="list-style-type: none"> • Minimierung von Falschlufteintritten in die Wanne; • sorgfältige Kontrolle der Verbrennungsluft; • modifizierte Gestaltung der Brennkammer
ii. Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Im Vergleich zu Regenerativwannen ist bei Rekuperativwannen die Temperatur der vorgewärmten Luft niedriger und entsprechend ist die Flammentemperatur verringert. Bei dieser Technik wird allerdings der Wirkungsgrad der Wanne reduziert (geringere spezifische Glasschmelzleistung), die Brennstoffeffizienz ist geringer und der Brennstoffbedarf erhöht sich; dies kann zu höheren Emissionen (kg/t Glas) führen.
iii. Gestufte Verbrennung	<ul style="list-style-type: none"> • Luftstufung – Substöchiometrische Befeuerung und Abschluss des Verbrennungsprozesses unter Zuführung der verbleibenden Luft bzw. von Sauerstoff in die Wanne. • Brennstoffstufung – Im Brennerhals wird mit niedrigem Impuls eine Primärflamme erzeugt (10 % der Gesamtenergie); eine Sekundärflamme überdeckt den Ansatz der Primärflamme und senkt dadurch die Kerntemperatur.
iv. Abgasrückführung	Bei der Abgasrückführung wird das Abgas aus der Wanne in die Flamme zurückgeführt, um den Sauerstoffgehalt zu reduzieren und damit die Flammentemperatur zu senken. Bei der Verwendung von Spezialbrennern erfolgt eine interne Rückführung von Verbrennungsgasen, mit denen die Temperatur des Flammenansatzes abgesenkt und der Sauerstoffgehalt im heißesten Bereich der Flammen reduziert wird.

v. NO _x -arme Brenner	Diese Technik beruht auf einer Reduzierung der Spitzentemperaturen der Flammen, die gleichzeitig eine Verzögerung und den vollständigen Abschluss der Verbrennung bewirkt und die Wärmeübertragung erhöht (erhöhte Flammenstrahlung). Dies kann zu einer modifizierten Gestaltung der Brennkammer führen.
vi. Brennstoffauswahl	Wegen der besseren Wärmestrahlung und den niedrigeren Flammentemperaturen wird bei mit Öl betriebenen Wannen im Allgemeinen weniger NO _x freigesetzt als bei gasbefeuerten Wannen.
Spezielles Wannendesign	Rekuperativwannen, bei denen verschiedene Eigenschaften zusammenkommen, die niedrige Flammentemperaturen ermöglichen. Die wichtigsten Merkmale sind: <ul style="list-style-type: none"> • spezifische Brennertypen (Anzahl und Anordnung); • eine modifizierte Geometrie der Wanne (Höhe und Größe); • zweistufige Rohstoffvorwärmung, mit einer Abgasführung über die Rohstoffe bevor sie der Wanne zugeführt werden und einem Scherbenvorwärmer nach dem Rekuperator, in dem die Verbrennungsluft vorgewärmt wird.
Elektroschmelze	Bei dieser Technik wird Energie zum Schmelzen des Glases in der Schmelzwanne durch eine Widerstandsheizung erzeugt. Die wichtigsten Merkmale sind: <ul style="list-style-type: none"> • Die Elektroden werden im Allgemeinen unten in den Ofen eingeführt („cold-top“); • bei Cold-Top-Elektrowannen werden dem Gemenge häufig Nitrate zugesetzt, um die erforderlichen oxidierenden Bedingungen für einen stabilen, sicheren und effizienten Herstellungsprozess zu gewährleisten.
Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Bei dieser Technik wird die Verbrennungsluft durch Sauerstoff (Reinheit > 90 %) ersetzt; dabei wird die Bildung von thermischem NO _x infolge des in die Wanne eintretenden Stickstoffs konsequent verhindert bzw. verringert. Der Gehalt an Reststickstoff in der Wanne hängt von der Reinheit des zugeführten Sauerstoffs sowie von der Qualität des Brennstoffs (% N ₂ im eingesetzten Erdgas) und vom möglichen Ort des Lufteinlasses ab.
Chemische Reduktion durch Brennstoffzufuhr	Diese Technik beruht auf der Zufuhr fossiler Brennstoffe in das Abgas unter chemischer Reduktion von NO _x zu N ₂ in einer Kette verschiedener Reaktionen. Im 3R-Prozess wird der Brennstoff (Erdgas oder Öl) in den Einlass des Regenerators eingespritzt. Diese Technologie wurde für Regenerativwannen entwickelt.
Selektive katalytische Reduktion (SCR)	Diese Technik beruht auf der in einem Katalysatorbett mit einer Ammoniak-Reaktion (im Allgemeinen in Wasser gelöst) bei einer optimalen Betriebstemperatur von etwa 300-450°C bewirkten Reduktion von NO _x zu Stickstoff. Eine oder zwei Katalysatorschichten können eingesetzt werden. Die NO _x -Reduktion erhöht sich mit zunehmender Anzahl der Katalysatorschichten (zwei Schichten).
Selektive nicht-katalytische Reduktion (SNCR)	Diese Technik beruht auf der Reduktion von NO _x zu Stickstoff in einer Reaktion mit Ammoniak oder Harnstoff bei hohen Temperaturen. Für den Prozess muss eine Betriebstemperatur von 900–1050 C aufrechterhalten werden.
Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur	Durch die Minimierung des Nitratgehalts werden die NO _x -Emissionen, die aus der Zersetzung der entsprechenden Rohstoffe resultieren, reduziert, wenn diese bei der Herstellung sehr hochwertiger Produkte, bei denen ein besonders durchsichtiges (klares) Glas benötigt wird, oder der Herstellung sonstiger Gläser mit besonderen Eigenschaften Nitrate als Oxidationsmittel verwendet werden. Folgende Möglichkeiten kommen in Betracht: <ul style="list-style-type: none"> • Reduzierung von Nitraten in der Gemengerezeptur soweit möglich, um mit dem jeweiligen Produkt und den jeweiligen Schmelzanforderungen vereinbar zu sein; • Ersetzung von Nitraten durch sonstige Materialien; Einsatz wirksamer Alternativmaterialien (Sulfate, Arsenoxide und Ceroxid); • Einführung von Prozessmodifikationen (z.B. besondere oxidierende Bedingungen bei der Verbrennung).

5.10.3 SO_x-Emissionen

Technik	Beschreibung
Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Ein alkalisches Reagenz wird in Form eines trockenen Pulvers oder einer Suspension/Lösung in den Abgasstrom eingesprüht und im Abgasstrom verteilt; das Material bildet mit den gasförmigen Schwefelverbindungen feste Partikel, die durch Filtration abgetrennt werden müssen (mit Gewebefiltern oder mit einem Elektrofilter). Im Allgemeinen verbessert der Einsatz eines Reaktionsturms den Wirkungsgrad der Sorption.
Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Durch die Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur sollen die SO _x -Emissionen reduziert werden, die aufgrund der Zersetzung der als Läuterungsmittel eingesetzten schwefelhaltigen Rohstoffe (in der Regel Sulfate) entstehen. Die wirksame Reduktion von SO _x -Emissionen hängt von der Aufnahmefähigkeit der Schwefelverbindungen im Glas ab, die je nach Glastype und Optimierung der Schwefelbilanz sehr unterschiedlich sein kann.
Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Durch die Verwendung von Erdgas oder von Heizölen mit niedrigem Schwefelgehalt wird der Anteil der SO _x -Emissionen, die durch die Oxidation des Schwefels im Brennstoff hervorgerufen wird, reduziert

5.10.4 HCl, HF-Emissionen

Technik	Beschreibung
Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluor-gehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik beruht auf einer sorgfältigen Auswahl der potenziell mit Chloriden und mit Fluoriden verunreinigten Rohstoffe (z. B. synthetisches Soda, Dolomit, Fremdscherben, rezyklierter Filterstaub), um HCl- und HF-Emissionen infolge der Zersetzung dieser Erzeugnisse während des Schmelzvorgangs bereits an der Quelle zu reduzieren.
Minimierung der Fluor- und/oder Chlorverbindungen in der Gemengerezeptur und Optimierung der Fluor- und/oder Chlor-Massenbilanz	Zur Minimierung der Fluor- und/oder Chloremissionen vom Schmelzprozess kann der Anteil der betreffenden Stoffe in der Gemengerezeptur so weit wie mit den Anforderungen an die Qualität des jeweiligen Erzeugnisses vereinbar auf ein Minimum reduziert werden. Fluorverbindungen (z. B. Flussspat, Kryolit, Fluorosilikat) werden eingesetzt, um speziellen Gläsern (z. B. Opalglas oder optischem Glas) besondere Eigenschaften zu verleihen. Chlorverbindungen können als Läuterungsmittel eingesetzt werden.
Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Ein alkalisches Reagenz wird Form eines trockenen Pulvers oder einer Suspension/Lösung in den Abgasstrom eingesprüht und im Abgasstrom verteilt; das Reagenz bildet mit den gasförmigen Chlor- und Fluorverbindungen feste Partikel, die durch Filtration abgetrennt werden müssen (mit Gewebefiltern oder mit einem Elektrofilter).

5.10.5 Metallemissionen

Technik	Beschreibung
Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Diese Technik beruht auf der sorgfältigen Auswahl von potenziell mit Metallen verunreinigten Gemengestoffen (z. B. Fremdscherben), um Metallemissionen infolge der Zersetzung dieser Materialien im Schmelzprozess bereits an der Quelle zu reduzieren.
Minimierung der Verwendung von Metallverbindungen in der Gemengerezeptur, wenn Gläser gefärbt oder entfärbt werden sollen, abhängig von den Anforderungen der Verbraucher an die Glasqualität	Metallemissionen aus dem Schmelzprozess werden wie folgt minimiert: <ul style="list-style-type: none"> • Minimierung des Anteils an Metallverbindungen in der Gemengerezeptur (z. B. Eisen-, Chrom-, Kobalt-, Kupfer- und Manganverbindungen) bei der Herstellung von farbigen Gläsern; • Minimierung des Anteils an Selenverbindungen und an Ceroxid, die bei der Herstellung von Klargläsern als Entfärbemittel eingesetzt werden;

Minimierung der Verwendung von Selenverbindungen in der Gemengerezeptur durch geeignete Auswahl der Rohstoffe	<p>Selenemissionen vom Schmelzprozess können wie folgt minimiert werden:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Minimierung/Reduzierung des Selengehalts in der Gemengerezeptur auf ein Minimum — soweit mit dem jeweiligen Produkt und den jeweiligen Produktspezifikationen vereinbar; • Auswahl weniger flüchtiger selenhaltiger Rohstoffe; um die Verflüchtigungen während des Schmelzprozesses zu reduzieren.
Einsatz eines Filtersystems	<p>Staubfiltersysteme (Gewebefilter und Elektrofilter) können sowohl Stäube als auch Metallemissionen mindern, weil bei Schmelzprozessen in der Glasherstellung Metallemissionen in die Luft hauptsächlich in Form von Partikeln erfolgen. Bei einigen Metallen, die auch als besonders flüchtige Verbindungen (z. B. Selen) vorliegen können, kann der Abscheidegrad je nach Filtertemperatur sehr unterschiedlich sein.</p>
Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	<p>Gasförmige Metalle können durch trockene oder Halbtrockene Sorption mit einem alkalischen Reagenz in erheblichem Umfang entfernt werden. Das alkalische Reagenz reagiert mit den gasförmigen Verbindungen und bildet einen Feststoff, die durch Filtration abgetrennt werden müssen (mit Gewebefiltern oder mit einem Elektrofilter).</p>

5.10.6 Kombinierte gasförmige Emissionen (z.B. SO_x, HCl, HF, Borverbindungen)

Technik	Beschreibung
Nasswäscher	<p>Beim Nasswäscher werden gasförmige Verbindungen in einer geeigneten Flüssigkeit (in Wasser oder in alkalischen Lösungen) gelöst. Im Anschluss an den Nasswäscher sind die Abgase mit Wasser gesättigt; vor der Freisetzung der Abgase müssen die Tröpfchen abgetrennt werden. Die abgetrennte Flüssigkeit muss einem Verfahren zur Abwasserbehandlung unterzogen werden. Die nicht löslichen Bestandteile werden durch Sedimentation oder Filtration abgeschieden und gesammelt.</p>

5.10.7 Kombinierte Emissionen (feste und gasförmige)

Technik	Beschreibung
Nasswäscher	<p>Im Nasswäscher (unter Verwendung einer geeigneten Flüssigkeit, d. h. von Wasser oder einer alkalischen Lösung) können feste und gasförmige Verbindungen gleichzeitig abgetrennt werden. Für die Abtrennung von Feststoffen und von gasförmigen Verbindungen sind die betreffenden Anlagen allerdings jeweils unterschiedlich auszulegen, daher stellt die Auslegung der Anlagen häufig einen Kompromiss zwischen beiden Möglichkeiten dar.</p> <p>Die entstehende Flüssigkeit muss einem Verfahren zur Abwasserbehandlung unterzogen werden und die nicht löslichen Bestandteile (emittierte Feststoffe und Produkte von den chemischen Reaktionen) werden durch Sedimentation oder Filtration abgeschieden.</p> <p>Bei der Herstellung von Mineralwolle und von Endlosglasfasern kommen meist die folgenden Techniken zum Einsatz:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Nasswäscher unter Anwendung eines Füllkörperwäschers und mit vorgeschalteten Wasserstrahlreinigern • Venturi-Wäscher
Nass-Elektrofilter	<p>Die Technik beruht auf dem Einsatz eines Nass-Elektrofilter, in dem das gesammelte Material durch Spülen mit einer geeigneten Flüssigkeit (in der Regel Wasser) von den Kollektorplatten entfernt wird. Die entsprechenden Anlagen enthalten gewöhnlich gewisse Systeme zur Abtrennung von Wassertröpfchen vor der Freisetzung der Abgase (z. B. indem ein Tropfenabscheider eingesetzt oder das letzte Feld trocken betrieben wird).</p>

5.10.8 Emissionen vomSchneiden, Schleifen und Polieren

Technik	Beschreibung
Durchführung staubender Verfahren (z. B. Schneiden, Schleifen oder Polieren) unter Wassereinsatz	Im Allgemeinen wird beim Schneiden, Schleifen und Polieren Wasser zum Kühlen und zum Verhindern von Staubemissionen eingesetzt. Unter Umständen ist ein Extraktionssystem mit einem Tröpfchenabscheider erforderlich.
Einsatz eines Gewebefilters	Der Einsatz eines Gewebefilters kommt zur Reduzierung von Stäuben und von Metallemissionen in Betracht, da Metalle aus Weiterverarbeitungsprozessen hauptsächlich in Form von festen Partikeln vorliegen.
Minimierung der Poliermittelverluste durch Gewährleistung einer guten Abdichtung des Anwendungssystems	Beim Säurepolieren werden die Glaserzeugnisse in ein Polierbad aus HF- und Schwefelsäure eingetaucht. Die Freisetzung von Dämpfen kann durch entsprechende Auslegung und Wartung des jeweiligen Systems reduziert und die Emissionen minimiert werden.
Anwendung einer Sekundärtechnik, z.B. Nasswäscher	Nasswäscher mit Wasser kommen bei der Behandlung von Abgasen zum Einsatz, wegen der sauren Eigenschaften der Emissionen und wegen der hohen Löslichkeit der zu entfernenden gasförmigen Emissionen.

5.10.9 H₂S, VOC-Emissionen

Technik	Beschreibung
Thermische Nachverbrennung	Bei dieser Technik wird eine thermische Nachverbrennung eingesetzt, in dem der Schwefelwasserstoff (der infolge der stark reduzierenden Bedingungen in der Schmelzwanne entsteht) in Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid in Kohlendioxid umgewandelt wird. Die flüchtigen organischen Verbindungen werden verbrannt, wobei eine vollständige Oxidation zu Kohlendioxid, Wasser und sonstigen Verbrennungsprodukten (z. B. NO _x oder SO _x) erfolgt.

5.10.10 Staubemissionen

Technik	Beschreibung
Elektrofilter	Elektrofilter laden Partikel elektrisch auf und trennen die Partikel dann unter der Einwirkung eines elektrischen Feldes ab. Elektrofilter kommen unter weiten Anwendungsbedingungen (weitem Anwendungsbereich) zum Einsatz.
Gewebefilter	Gewebefilter bestehen aus gewebten oder gefilzten durchlässigen Materialien, durch die die enthaltenen Partikel abgeschieden werden. Die Gewebeauswahl für Gewebefilter muss auf die Zusammensetzung der betreffenden Abgase und die maximalen Betriebstemperaturen abgestimmt werden.
Reduzierung flüchtiger Bestandteile durch Anpassung der Rohstoffe	Gemengerezepturen können hoch flüchtige Bestandteile (z. B. Borverbindungen) enthalten; diese flüchtigen Bestandteile können reduziert oder ersetzt werden, um die vorwiegend durch Verflüchtigungen bedingten Staubemissionen zu verringern.
Electroschmelze	Bei der Elektroschmelze wird Energie zum Schmelzen des Glases in einer Schmelzwanne durch eine Widerstandsheizung erzeugt. Bei Cold-Top-Wannen (bei denen die Elektroden im Allgemeinen unten in der Wanne eingeführt werden) bedeckt die Gemengedecke die gesamte Schmelze; dadurch wird die Verflüchtigung von Gemengebestandteilen (z. B. von Bleiverbindungen) erheblich reduziert.

5.10.11 NO_x-Emissionen

Technik	Description
Modifikation des Verbrennungsprozesses	
vii. Verringerung des Luft-Brennstoff-Verhältnisses	Diese Technik ist im Wesentlichen durch die folgenden Eigenschaften gekennzeichnet: <ul style="list-style-type: none"> • Minimierung von Falschlufteintritten in die Wanne; • sorgfältige Kontrolle der Verbrennungsluft; • modifizierte Gestaltung der Brennkammer
viii. Verringerte Verbrennungslufttemperatur	Im Vergleich zu Regenerativwannen ist bei Rekuperativwannen die Temperatur der vorgewärmten Luft niedriger und entsprechend ist die Flammentemperatur verringert. Bei dieser Technik wird allerdings der Wirkungsgrad der Wanne reduziert (geringere spezifische Glasschmelzleistung), die Brennstoffeffizienz ist geringer und der Brennstoffbedarf erhöht sich; dies kann zu höheren Emissionen (kg/t Glas) führen.
ix. Gestufte Verbrennung	<ul style="list-style-type: none"> • Luftstufung – Substöchiometrische Befuerung und Abschluss des Verbrennungsprozesses unter Zuführung der verbleibenden Luft bzw. von Sauerstoff in die Wanne. • Brennstoffstufung – Im Brennerhals wird mit niedrigem Impuls eine Primärflamme erzeugt (10 % der Gesamtenergie); eine Sekundärflamme überdeckt den Ansatz der Primärflamme und senkt dadurch die Kerntemperatur.
x. Abgasrückführung	Bei der Abgasrückführung wird das Abgas aus der Wanne in die Flamme zurückgeführt, um den Sauerstoffgehalt zu reduzieren und damit die Flammentemperatur zu senken. Bei der Verwendung von Spezialbrennern erfolgt eine interne Rückführung von Verbrennungsgasen, mit denen die Temperatur des Flammenansatzes abgesenkt und der Sauerstoffgehalt im heißesten Bereich der Flammen reduziert wird.
xi. NO _x -arme Brenner	Diese Technik beruht auf einer Reduzierung der Spitzentemperaturen der Flammen, die gleichzeitig eine Verzögerung und den vollständigen Abschluss der Verbrennung bewirkt und die Wärmeübertragung erhöht (erhöhte Flammenstrahlung). Dies kann zu einer modifizierten Gestaltung der Brennkammer führen.
xii. Brennstoffauswahl	Wegen der besseren Wärmestrahlung und den niedrigeren Flammentemperaturen wird bei mit Öl betriebenen Wannen im Allgemeinen weniger NO _x freigesetzt als bei gasbefeuerten Wannen.
Spezielles Wannendesign	Rekuperativwannen, bei denen verschiedene Eigenschaften zusammenkommen, die niedrige Flammentemperaturen ermöglichen. Die wichtigsten Merkmale sind: <ul style="list-style-type: none"> • spezifische Brennertypen (Anzahl und Anordnung); • eine modifizierte Geometrie der Wanne (Höhe und Größe); • zweistufige Rohstoffvorwärmung, mit einer Abgasführung über die Rohstoffe bevor sie der Wanne zugeführt werden und einem Scherbenvorwärmer nach dem Rekuperator, in dem die Verbrennungsluft vorgewärmt wird.
Elektroschmelze	Bei dieser Technik wird Energie zum Schmelzen des Glases in der Schmelzwanne durch eine Widerstandsheizung erzeugt. Die wichtigsten Merkmale sind: <ul style="list-style-type: none"> • Die Elektroden werden im Allgemeinen unten in den Ofen eingeführt („cold-top“); • bei Cold-Top-Elektrowannen werden dem Gemenge häufig Nitrate zugesetzt, um die erforderlichen oxidierenden Bedingungen für einen stabilen, sicheren und effizienten Herstellungsprozess zu gewährleisten.
Brennstoff-Sauerstoff-Schmelze (Oxy-fuel)	Bei dieser Technik wird die Verbrennungsluft durch Sauerstoff (Reinheit > 90 %) ersetzt; dabei wird die Bildung von thermischem NO _x infolge des in die Wanne eintretenden Stickstoffs konsequent verhindert bzw. verringert. Der Gehalt an Reststickstoff in der Wanne hängt von der Reinheit des zugeführten Sauerstoffs sowie von der Qualität des Brennstoffs (% N ₂ im eingesetzten Erdgas) und vom möglichen Ort des Lufteinlasses ab.

Chemische Reduktion durch Brennstoffzufuhr	Diese Technik beruht auf der Zufuhr fossiler Brennstoffe in das Abgas unter chemischer Reduktion von NO _x zu N ₂ in einer Kette verschiedener Reaktionen. Im 3R-Prozess wird der Brennstoff (Erdgas oder Öl) in den Einlass des Regenerators eingespritzt. Diese Technologie wurde für Regenerativwannen entwickelt.
Selektive katalytische Reduktion (SCR)	Diese Technik beruht auf der in einem Katalysatorbett mit einer Ammoniak-Reaktion (im Allgemeinen in Wasser gelöst) bei einer optimalen Betriebstemperatur von etwa 300-450°C bewirkten Reduktion von NO _x zu Stickstoff. Eine oder zwei Katalysatorschichten können eingesetzt werden. Die NO _x -Reduktion erhöht sich mit zunehmender Anzahl der Katalysatorschichten (zwei Schichten).
Selektive nicht-katalytische Reduction (SNCR)	Diese Technik beruht auf der Reduktion von NO _x zu Stickstoff in einer Reaktion mit Ammoniak oder Harnstoff bei hohen Temperaturen. Für den Prozess muss eine Betriebstemperatur von 900–1050 C aufrechterhalten werden.
Minimierung der Verwendung von Nitraten in der Gemengerezeptur	Durch die Minimierung des Nitratgehalts werden die NO _x -Emissionen, die aus der Zersetzung der entsprechenden Rohstoffe resultieren, reduziert, wenn diese bei der Herstellung sehr hochwertiger Produkte, bei denen ein besonders durchsichtiges (klares) Glas benötigt wird, oder der Herstellung sonstiger Gläser mit besonderen Eigenschaften Nitrate als Oxidationsmittel verwendet werden. Folgende Möglichkeiten kommen in Betracht: <ul style="list-style-type: none"> • Reduzierung von Nitraten in der Gemengerezeptur soweit möglich, um mit dem jeweiligen Produkt und den jeweiligen Schmelzanforderungen vereinbar zu sein; • Ersetzung von Nitraten durch sonstige Materialien; Einsatz wirksamer Alternativmaterialien (Sulfate, Arsenoxide und Ceroxid); • Einführung von Prozessmodifikationen (z.B. besondere oxidierende Bedingungen bei der Verbrennung).

5.10.12 SO_x-Emissionen

Technik	Beschreibung
Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Ein alkalisches Reagenz wird in Form eines trockenen Pulvers oder einer Suspension/Lösung in den Abgasstrom eingespritzt und im Abgasstrom verteilt; das Material bildet mit den gasförmigen Schwefelverbindungen feste Partikel, die durch Filtration abgetrennt werden müssen (mit Gewebefiltern oder mit einem Elektrofilter). Im Allgemeinen verbessert der Einsatz eines Reaktionsturms den Wirkungsgrad der Sorption.
Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur und Optimierung der Schwefelbilanz	Durch die Minimierung des Schwefelgehalts in der Gemengerezeptur sollen die SO _x -Emissionen reduziert werden, die aufgrund der Zersetzung der als Läuterungsmittel eingesetzten schwefelhaltigen Rohstoffe (in der Regel Sulfate) entstehen. Die wirksame Reduktion von SO _x -Emissionen hängt von der Aufnahmefähigkeit der Schwefelverbindungen im Glas ab, die je nach Glastyp und Optimierung der Schwefelbilanz sehr unterschiedlich sein kann.
Verwendung von Brennstoffen mit geringem Schwefelgehalt	Durch die Verwendung von Erdgas oder von Heizölen mit niedrigem Schwefelgehalt wird der Anteil der SO _x -Emissionen, die durch die Oxidation des Schwefels im Brennstoff hervorgerufen wird, reduziert

5.10.13 HCl, HF-Emissionen

Technik	Beschreibung
Auswahl von Rohstoffen mit geringem Chlor- und Fluor-gehalt für die Gemengerezeptur	Die Technik beruht auf einer sorgfältigen Auswahl der potenziell mit Chloriden und mit Fluoriden verunreinigten Rohstoffe (z. B. synthetisches Soda, Dolomit, Fremdscherben, rezyklierter Filterstaub), um HCl- und HF-Emissionen infolge der Zersetzung dieser Erzeugnisse während des Schmelzvorgangs bereits an der Quelle zu reduzieren.

Minimierung der Fluor- und/oder Chlorverbindungen in der Gemengerezeptur und Optimierung der Fluor- und/oder Chlor-Massenbilanz	Zur Minimierung der Fluor- und/oder Chloremissionen vom Schmelzprozess kann der Anteil der betreffenden Stoffe in der Gemengerezeptur so weit wie mit den Anforderungen an die Qualität des jeweiligen Erzeugnisses vereinbar auf ein Minimum reduziert werden. Fluorverbindungen (z. B. Flussspat, Kryolit, Fluorosilikat) werden eingesetzt, um speziellen Gläsern (z. B. Opalglas oder optischem Glas) besondere Eigenschaften zu verleihen. Chlorverbindungen können als Läuungsmittel eingesetzt werden.
Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Ein alkalisches Reagenz wird Form eines trockenen Pulvers oder einer Suspension/Lösung in den Abgasstrom eingesprüht und im Abgasstrom verteilt; das Reagenz bildet mit den gasförmigen Chlor- und Fluorverbindungen feste Partikel, die durch Filtration abgetrennt werden müssen (mit Gewebefiltern oder mit einem Elektrofilter).

5.10.14 Metallemissionen

Technik	Beschreibung
Auswahl von Rohstoffen mit geringem Metallgehalt für die Gemengerezeptur	Diese Technik beruht auf der sorgfältigen Auswahl von potenziell mit Metallen verunreinigten Gemengestoffen (z. B. Fremdscherben), um Metallemissionen infolge der Zersetzung dieser Materialien im Schmelzprozess bereits an der Quelle zu reduzieren.
Minimierung der Verwendung von Metallverbindungen in der Gemengerezeptur, wenn Gläser gefärbt oder entfärbt werden sollen, abhängig von den Anforderungen der Verbraucher an die Glasqualität	Metallemissionen aus dem Schmelzprozess werden wie folgt minimiert: <ul style="list-style-type: none"> • Minimierung des Anteils an Metallverbindungen in der Gemengerezeptur (z. B. Eisen-, Chrom-, Kobalt-, Kupfer- und Manganverbindungen) bei der Herstellung von farbigen Gläsern; • Minimierung des Anteils an Selenverbindungen und an Ceroxid, die bei der Herstellung von Klargläsern als Entfärbemittel eingesetzt werden;
Minimierung der Verwendung von Selenverbindungen in der Gemengerezeptur durch geeignete Auswahl der Rohstoffe	Selenemissionen vom Schmelzprozess können wie folgt minimiert werden: <ul style="list-style-type: none"> • Minimierung/Reduzierung des Selengehalts in der Gemengerezeptur auf ein Minimum — soweit mit dem jeweiligen Produkt und den jeweiligen Produktspezifikationen vereinbar; • Auswahl weniger flüchtiger selenhaltiger Rohstoffe; um die Verflüchtigungen während des Schmelzprozesses zu reduzieren.
Einsatz eines Filtersystems	Staubfiltersysteme (Gewebefilter und Elektrofilter) können sowohl Stäube als auch Metallemissionen mindern, weil bei Schmelzprozessen in der Glasherstellung Metallemissionen in die Luft hauptsächlich in Form von Partikeln erfolgen. Bei einigen Metallen, die auch als besonders flüchtige Verbindungen (z. B. Selen) vorliegen können, kann der Abscheidegrad je nach Filtertemperatur sehr unterschiedlich sein.
Trocken- oder Halb-Trockensorption in Kombination mit einem Filtersystem	Gasförmige Metalle können durch trockene oder Halbtrockene Sorption mit einem alkalischen Reagenz in erheblichem Umfang entfernt werden. Das alkalische Reagenz reagiert mit den gasförmigen Verbindungen und bildet einen Feststoff, die durch Filtration abgetrennt werden müssen (mit Gewebefiltern oder mit einem Elektrofilter).

5.10.15 Kombinierte gasförmige Emissionen (z.B. SO_x, HCl, HF, Borverbindungen)

Technik	Beschreibung
Nasswäscher	Beim Nasswäscher werden gasförmige Verbindungen in einer geeigneten Flüssigkeit (in Wasser oder in alkalischen Lösungen) gelöst. Im Anschluss an den Nasswäscher sind die Abgase mit Wasser gesättigt; vor der Freisetzung der Abgase müssen die Tröpfchen abgetrennt werden. Die abgetrennte Flüssigkeit muss einem Verfahren zur Abwasserbehandlung unterzogen werden. Die nicht löslichen Bestandteile werden durch Sedimentation oder Filtration abgeschieden und gesammelt.

5.10.16 Kombinierte Emissionen (feste + gasförmige)

Technik	Beschreibung
Nasswäscher	<p>Im Nasswäscher (unter Verwendung einer geeigneten Flüssigkeit, d. h. von Wasser oder einer alkalischen Lösung) können feste und gasförmige Verbindungen gleichzeitig abgetrennt werden. Für die Abtrennung von Feststoffen und von gasförmigen Verbindungen sind die betreffenden Anlagen allerdings jeweils unterschiedlich auszulegen, daher stellt die Auslegung der Anlagen häufig einen Kompromiss zwischen beiden Möglichkeiten dar.</p> <p>Die entstehende Flüssigkeit muss einem Verfahren zur Abwasserbehandlung unterzogen werden und die nicht löslichen Bestandteile (emittierte Feststoffe und Produkte von den chemischen Reaktionen) werden durch Sedimentation oder Filtration abgeschieden.</p> <p>Bei der Herstellung von Mineralwolle und von Endlosglasfasern kommen meist die folgenden Techniken zum Einsatz:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Nasswäscher unter Anwendung eines Füllkörperwäschers und mit vorgeschalteten Wasserstrahlreinigern • Venturi-Wäscher
Nass-Elektrofilter	Die Technik beruht auf dem Einsatz eines Nass-Elektrofilter, in dem das gesammelte Material durch Spülen mit einer geeigneten Flüssigkeit (in der Regel Wasser) von den Kollektorplatten entfernt wird. Die entsprechenden Anlagen enthalten gewöhnlich gewisse Systeme zur Abtrennung von Wassertröpfchen vor der Freisetzung der Abgase (z. B. indem ein Tropfenabscheider eingesetzt oder das letzte Feld trocken betrieben wird).

5.10.17 Emissionen vomSchneiden, Schleifen und Polieren

Technik	Beschreibung
Durchführung staubender Verfahren (z. B. Schneiden, Schleifen oder Polieren) unter Wassereinsatz	Im Allgemeinen wird beim Schneiden, Schleifen und Polieren Wasser zum Kühlen und zum Verhindern von Staubemissionen eingesetzt. Unter Umständen ist ein Extraktionssystem mit einem Tröpfchenabscheider erforderlich.
Einsatz eines Gewebefilters	Der Einsatz eines Gewebefilters kommt zur Reduzierung von Stäuben und von Metallemissionen in Betracht, da Metalle aus Weiterverarbeitungsprozessen hauptsächlich in Form von festen Partikeln vorliegen.
Minimierung der Poliermittelverluste durch Gewährleistung einer guten Abdichtung des Anwendungssystems	Beim Säurepolieren werden die Glaserzeugnisse in ein Polierbad aus HF- und Schwefelsäure eingetaucht. Die Freisetzung von Dämpfen kann durch entsprechende Auslegung und Wartung des jeweiligen Systems reduziert und die Emissionen minimiert werden.
Anwendung einer Sekundärtechnik, z.B. Nasswäscher	Nasswäscher mit Wasser kommen bei der Behandlung von Abgasen zum Einsatz, wegen der sauren Eigenschaften der Emissionen und wegen der hohen Löslichkeit der zu entfernenden gasförmigen Emissionen.

5.10.18 H₂S, VOC-Emissionen

Technik	Beschreibung
Thermische Nachverbrennung	<p>Bei dieser Technik wird eine thermische Nachverbrennung eingesetzt, in dem der Schwefelwasserstoff (der infolge der stark reduzierenden Bedingungen in der Schmelzwanne entsteht) in Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid in Kohlendioxid umgewandelt wird.</p> <p>Die flüchtigen organischen Verbindungen werden verbrannt, wobei eine vollständige Oxidation zu Kohlendioxid, Wasser und sonstigen Verbrennungsprodukten (z. B. NO_x oder SO_x) erfolgt.</p>

6 TECHNIKEN IN ENTWICKLUNG

Allgemein konzentrieren sich Techniken in Entwicklung in der Glasindustrie auf die Minderung der hohen Investitionskosten für Schmelzwannen (d.h. neue Schmelztechniken), Energieeinsparungen (z.B. Gemenge- und Scherbenvorwärmung, neues Wannendesign, innovative Brenner) und auf die Verbesserung der Umweltleistung des Produktionsprozesses (z.B. neue Produktrezepturen, Abfallverwertung, Emissionsminderung und verbesserte Abscheideleistung für die Hauptschadstoffe).

Einige der im Original-BVT-Merkblatt berichteten Techniken in Entwicklung haben sich als nicht erfolgreich erwiesen, während andere in verschiedenen Sektoren der Glasindustrie vollständig entwickelt und umgesetzt wurden.

Eines der Hauptziele ist die verbesserte Verbrennung mit dem Ziel eines reduzierten Energieverbrauchs und gleichzeitiger Minderung der NO_x-Emissionen durch Primärmaßnahmen. Die Überwachung des Verbrennungsprozesses, verschiedene Arten von Brennern und neues Wannendesign werden ständig erforscht und bedeutende Innovationen und Entwicklungen erreicht, auch wenn sie nicht speziell in diesem Abschnitt als Technik in Entwicklung berichtet werden.

Insbesondere Low-NO_x-Brenner in Verbindung mit einer Überwachung des Verbrennungsprozesses unterliegen ständiger Entwicklung zur Optimierung der Leistung in Bezug auf Energieeffizienz und Schadstoffminderung.

6.1 Glas Flox[®] Hochtemperaturverbrennungssystem

Beschreibung

Glas Flox[®]-Brenner stellen eine fortschrittliche Glasschmelztechnik dar. Das Funktionsprinzip basiert auf interner Rezirkulation der Verbrennungsgase, die durch Unterdruck am Brennerausgang in die Flammen gesogen werden (durch die hohe Gasgeschwindigkeit in den Brennern). Das rezirkulierte Gas kühlt die Flammwurzel und reduziert den Sauerstoffgehalt im heißesten Teil der Flamme. Im Vergleich zu den Standardgasbrennern arbeitet der Glas Flox[®]-Brenner mit höherer Verbrennungsgeschwindigkeit und führt durch die Reaktionsintensität und auch die vergrößerte Brennzone zu einer besseren Abdeckung der Flamme über der Glasschmelze. Diese Charakteristik führt zu einer besseren Energieübertragung in das Glasschmelzbad. Die komplette Verbrennung erfolgt im Infrarotbereich und läuft gleichmäßig ohne große Temperatur- und Wärmeübertragungsschwankungen.

Glas Flox[®]-Brenner arbeiten mit reduzierter Flammtemperatur nahe an den Brennerdüsen/-auslässen, was zu einer verminderten Bildung von thermischem NO_x führt.

Die Gesamtwärmeübertragungseigenschaft des Glas Flox[®]-Brenners und die Flox-Verbrennungstechnik in Glaswannen erfordert im Vergleich zu herkömmlichen Wannan (insbesondere zu Rekuperativwannen) weitere Untersuchungen durch Messungen und mathematische Modellierungen.

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Die berichteten Vorteile sind die um 50 % verringerten NO_x-Emissionen und ein geringerer spezifischer Energieverbrauch mit daraus folgender Minderung der CO₂-Emissionen.

Die beste erreichte Leistung, die berichtete wurde, weist einen Konzentrationswert von 484 mg/Nm³ für NO_x-Emissionen aus gegenüber der Verwendung eines herkömmlichen Verbrennungssystem mit einem Ausgangswert von 1183 mg/Nm³.

Anwendbarkeit

Die Brenner sind nur bei Rekupertivwannen anwendbar.

Auslöser für die Umsetzung

Die Haupttriebkkräfte für die Anwendung der Glas Flox[®]-Brenner im Vergleich zu Standardbrennern sind die Minderung der NO_x-Emissionen zusammen mit dem verringerten Energieverbrauch.

Beispielanlagen

Eine Anwendung des Glas Flox[®]-Hochtemperaturbrenners erfolgt derzeit (2010) in Deutschland zur Produktion von Glas für Glühlampen.

Referenzliteratur

[\[117, GWI, VDI-Berichte Nr. 1988 2007\]](#)

6.2 Fortschrittliche Scherben und Gemengevorwärmer

Die Hauptbeispiele für Gemenge und Scherbenvorwärmung, die innerhalb der Glasindustrie in Gebrauch sind, werden in Abschnitt 4.8.5 beschrieben und werden deshalb nicht als Technik in Entwicklung angesehen. Wesentliche Entwicklungen finden aber derzeit statt insbesondere bei der Scherben- und Gemengevorwärmung an Sauerstoff-Brennstoff-gefeuerten Wannen (Oxyfuel-Wannen). Allgemein führt die Umstellung von herkömmlichen Wannen auf Oxyfuel-Wannen zu höher Glasproduktivität und –qualität, geringeren NO_x- und Staubemissionen, geringerem Energieverbrauch und niedrigeren Wiederaufbaukosten. Die zusätzlichen Kosten für Sauerstoff stellen aber immer noch eine erhebliche wirtschaftliche Barriere für die Anwendung der Oxyfuel-Feuerung an vielen Glaswannen dar. Die Wirtschaftlichkeit der Umstellung auf Oxyfuel-Technik wäre viel höher, wenn der Energiegehalt des Abgases zurückgewonnen werden könnte (die Abgase werden mit sehr hoher Temperatur von bis zu 1400 °C freigesetzt). Vorhandene Scherben und Gemengevorwärmer arbeiten in einem Temperaturbereich von 500 – 600 °C; deshalb werden die Abgase mit Verdünnungsluft gekühlt, was zu einem größeren Volumen führt.

Fortschrittliche Scherben- und Gemengevorwärmer sind so gestaltet, dass die Abgase nicht oder nur leicht gekühlt werden. Insbesondere bei der von Praxair (BCP-Technik) weiterentwickelten Scherben- und Gemengevorwärmtechnik erreichen die Abgase den Vorwärmer mit einer Temperatur von 1200 – 1400 °C.

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) gibt es zwei Projekte, die durch unterschiedliche Teams entwickelt wurden:

- das PRECIOUS-Projekt, das von Zippe Industrieanlagen GmbH in Zusammenarbeit mit der Universität RWTH Aachen entwickelt wurde innerhalb des Forschungsprogramms der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) und
- das PRAXAIR-BCP –System, das vom Praxair Technologie Zentrum entwickelt wurde.

6.2.1 Das PRECIOUS-Projekt

Das Ziel des PRECIOUS-Projektes ist die Verminderung der CO₂ und NO_x-Emissionen durch Vorheizen der Scherben und/oder des Gemenges mit Abwärme aus einer Oxy-fuel-Wanne. Diese Vorheiztechnik könnte theoretische an jeder Wanne mit einem Scherbenverhältnis von mehr als 50 % angewendet werden. Versuche an diesen Scherben- und Gemengevorwärmern werden an einer Oxyfuel-Wanne zur Produktion von Glas für Glühlampen durchgeführt. Es wird eine gesteigerte Energieeffizienz von rund 20 % erwartet. Der Abschluss des Pilotprojektes

und die Überleitung der Technik in den großtechnischen Maßstab sind noch in vollem Gange [153, Germany Precious 2007].

6.2.2 Das PRAXAIR-BCP-Projekt

Beschreibung

Die Technik des PRAXAIR-BCP-Projekts ist für die Gemenge- und Scherbenvorheizung geeignet und ist dazu bestimmt die Abgase aus allen Oxyfuel-Wannen zu nutzen. Die Haupteigenschaften der fortschrittlichen Vorwärmers sind folgende:

- indirekte Wärmeübertragung aus den Abgas auf die Scherben und das Gemenge im Vorwärmer;
- Gemenge plus Scherben (eigene und externe) werden auf rund 480 – 600 °C vorgeheizt;
- die Abgase von den Sauerstoff-Gas oder Sauerstoff-Öl-gefeuerten Wannen werden nicht oder kaum mit Kühlluft verdünnt;
- im ersten Schritt (Abschnitt mit indirektem Wärmestrahlungstransfer) treten die Abgase in den Abschnitt ohne Verdünnung ein, gewöhnlich bei 1200 – 1400 °C;
- die organischen Komponenten in Fremdscherben werden komplett entfernt (die Abgase werden verbrannt);
- diese Einheit ist ein modulares System und kann an die erforderliche Größe angepasst werden;
- Gemenge und Abgase können im Falle von Wartungen umgeleitet werden;
- besondere Aufmerksamkeit wird auf die Vermeidung von Gemengeverschleppung durch Anpassung der Einlegemaschinen gelegt;
- es erfolgt kein Kohlenstoffverlust aus dem Gemenge bei der Herstellung von Braunglas durch die spezielle Bauart des Vorwärmers.

Ein schematische Darstellung der fortschrittlichen Gemenge- und Scherben-Vorwärmer zeigt Bild 6.1, welches die Position der Abschnitte zur Strahlungswärmeübertragung (RHRS) und den Abschnitt zur optionalen Konvektionswärmerückgewinnung (CHRS) zeigt.

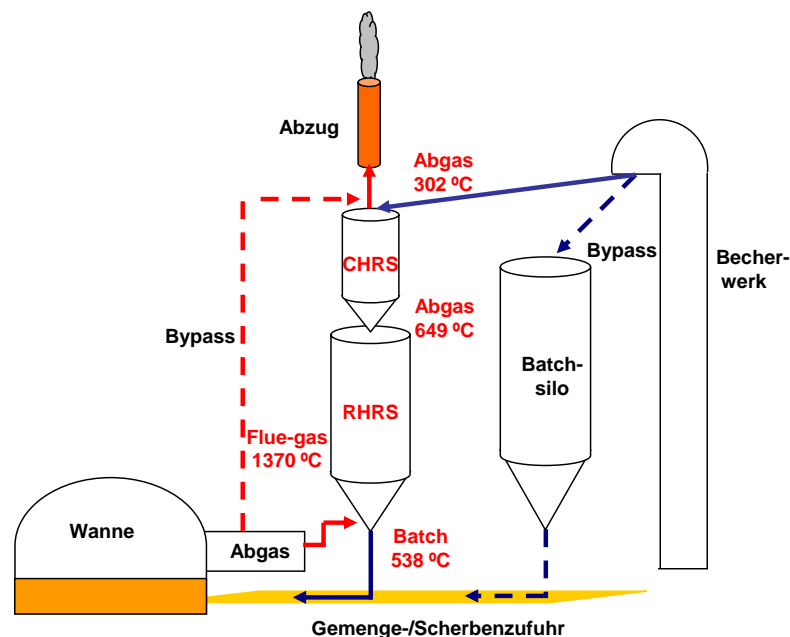


Bild 6.1: Schematische Darstellung der fortschrittlichen Gemenge- und Scherbenvorwärmung

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Die berichteten (erwarteten) Vorteile sind eine Emissionsminderung von rund 15 – 30 % (CO₂, NO_x und Staub) im Vergleich zu einer Oxyfuel-gefeuerten Wanne ohne Vorwärmer. Die Verringerung des Energieverbrauchs wird mit rund 1 GJ pro Tonne geschmolzenen Glases abgeschätzt im Vergleich zu einer Oxyfuel-gefeuerten Wanne ohne Vorwärmer.

Anwendbarkeit

Im Prinzip wird erwartet, dass die fortschrittliche BCP-Technik bei fast allen normalen Scherben-/Gemengeverhältnissen angewendet werden kann.

Wirtschaftlichkeit

Von der Anwendung der BCP-Technik wird eine potentielle Energieeinsparung (15 – 25 %), verringerter Sauerstoffverbrauch für die Verbrennung und eine mögliche Erhöhung der Produktionsrate (10 – 20 %) erwartet. Die Amortisationszeit für die Anlagenteile wird mit 1 – 3 Jahren abgeschätzt.

Auslöser für die Umsetzung

Die Rückgewinnung der Energie aus den Abgasen und die daraus folgende Verringerung des Energieverbrauchs zur Produktion stellen die Haupttriebkkräfte für die Anwendung der fortschrittlichen Scherben- und Gemengevorwärmung dar. Eine wesentliche Minderung der direkten und indirekten Emissionen wäre ein zusätzlicher Auslöser für die Umsetzung.

Beispielanlagen

Im Jahr 2007 wurde eine Pilotanlage mit einer Vorwärmtemperatur von 480 – 535 °C bei Praxair in Tonawanda, NY, USA, getestet (15 Tonnen Gemenge pro Tag). Die Auslegung einer größeren Anlage zur Anwendung an einer kommerziellen Glaswanne ist nun der nächste Schritt in diesem Projekt.

Referenzliteratur

[\[147, Kobayashi et al. 2007\]](#) [\[148, Beerkens 2008\]](#)

6.3 Neue Produktzusammensetzungen

Es gibt eine Reihe von interessanten Entwicklungen im Bereich der Gemenge- und Produktzusammensetzungen, die nachfolgend zusammengefasst werden.

Neue Glaszusammensetzung für Endlosglasfasern

Durch einen Hersteller wurde eine neue Glaszusammensetzung für Endlosglasfasern entwickelt. Diese Glaszusammensetzung spricht zwei Hauptluftschadstoffkomponenten, die typisch für die E-Glassschmelze sind, an, das sind Staub und Fluoride. Diese Gemengerezeptur enthält kein Bor oder zugefügtes Fluor. Das Nichtvorhandensein von Bor und zugefügtem Fluorid führt dazu, dass dieses Glas schwieriger zum Schmelzen (höhere Schmelztemperatur) und zum Fasern gebracht werden kann. Deshalb kann eine größere Menge an Energie erforderlich sein. Die neue Rezeptur wird im industriellen Maßstab angewendet und indikative Emissionsdaten sind in Abschnitt 3.5 oben und Abschnitt 4.4.1.1 zu finden. Die Rezeptur wurde durch eine Firma entwickelt und ist über Patente geschützt, deshalb ist sie nicht allgemein verfügbar für diesen Sektor.

Diese Art von Endlosglasfaser wird heute (2010) von zwei Firmen in Europa hergestellt und deckt rund ein Viertel oder ein Drittel der europäischen Produktion ab. Deshalb kann man sie nicht als Technik in Entwicklung ansehen. Diese Technik kann aber nicht als „zur Verfügung stehend“ betrachtet werden wegen des patentgeschützten Produktionsprozesses und aufgrund der Tatsache, dass derzeit nur sehr wenige Informationen verfügbar sind.

Neue Binderrezepturen für Mineralwolleprodukte

Mineralwollehersteller verbessern kontinuierlich die Eigenschaften ihrer Produkte um die Umweltauswirkungen zu verringern und die Leistung ihrer Produkte zu verbessern.

Einige Hersteller haben wesentliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur Einführung neuer Binder geleistet, die teilweise oder vollständig Phenol-Formaldehyd-haltige Binder ersetzen können, die typischerweise in der Industrie über viele Jahre verwendet wurden. Verschiedene Patente wurden veröffentlicht und/ oder wurden erteilt.

Neue Rezepturen basieren entweder auf:

- Phenol-Formaldehyd-Harzen mit wesentlich verringertem Formaldehydgehalt oder
- anderen Arten von Harzen, die auf Pflanzen oder Acryl basieren und kein Phenol-Formaldehyd als Bestandteil enthalten.

Einige dieser Binder wurden eingeführt und sind auf dem Markt erhältlich. In anderen Fällen müssen die Auswirkungen der neuen Lösungen erst vollständig bewertet werden, um die Eignung vom Standpunkt der Hersteller, der Produkteigenschaften und der Umweltauswirkungen aus zu bestätigen.

Referenzliteratur

[\[174, EURIMA position 2010\]](#) [\[150, Knauf 2008\]](#)

6.4 Abfalleindüsung im Steinwolleherstellungsprozess

Beschreibung

Die Menge an produziertem Abfall in Steinwolleanlagen in der EU wird mit 160.000 bis 480.000 Tonnen pro Jahr abgeschätzt. Der Abfall stammt hauptsächlich aus der Faserherstellung, wo rund 10 – 20 % der Schmelze nicht vollständig zerfasern und Ausschuss bilden. Eine Steinwolleproduktionslinie mit einer Jahresproduktion von 20.000 t/Jahr erzeugt zwischen 2.000 und 4.000 Tonnen pro Jahr an Abfällen aus Zerfaserungsprozessen.

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) wird nur die Brikettiertechnik zur Wiederverwendung von Abfall im Schmelzprozess angewendet. Diese Technik erfordert das Mahlen des Abfalls und Mischen mit Zement. Die Verwendung der Briketts ist verbunden mit einem Anstieg der Luftemissionen, bestehend hauptsächlich aus Schwefeloxiden aufgrund des Schwefelgehaltes des Zements (siehe Abschnitt 3.8.2.1).

Die Technik der Abfalleindüsung besteht darin, dass fein zerteiltes Material direkt in die Schmelzzone eines Steinwollekupolofens zugegeben wird. Das zugegebene Material sind trockene Produktionsabfälle.

Der Abfall (Perlen) aus dem Faserherstellungsprozess hat eine Größe von 0 bis 6 mm und wird zu einem Trichter und unter Druck stehenden Vorratstank transportiert. Am Boden des Tanks befindet sich ein rotierender Speiser, der kleine Mengen an Material in die drei pneumatischen Zuführleitungen speist. Am Ende der Zuführleitungen befinden sich Lanzen, die mit dem Kupolofen nahe an den Blasformen verbunden sind. Das Material wird durch die Lanzen, wo Sauerstoff zugefügt wird, in die Schmelzzone des Kupolofens befördert. Diese Anlagenteile sind extremen Bedingungen ausgesetzt. Die Temperatur in der Schmelzzone liegt oberhalb 1700 °C; gleichzeitig ist das zugeführte Material hart und scharfkantig (abrasiv), was eine besondere Belastung für das Material der Maschine selbst darstellt.

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Mit dieser Technik ist es möglich, von 80 % bis zu 100 % Abfälle aus dem Faserprozess zu recyceln. Das korrespondiert mit einer Verminderung der mineralischen Rohstoffe in der Gemengerezeptur von mindestens 7 %. Die Technik ist so gestaltet, dass sie auch mit anderen

fein zerkleinerten Rohstoffen und festen Brennstoffen, wie mineralischen Rohstoffen und Koks betrieben werden kann.

Die Anwendung Abfalleindüsung führt zu einer verringerten Menge zu deponierender Abfälle, einem verringerten Verbrauch von Koks für den Schmelzprozess und deshalb geringeren Emissionen. Die Emissionen an Schwefeloxiden sind vermindert im Vergleich mit einem Abfallrecycling über Zementbriketts, da kein Schwefel der Gemengerezeptur zugeführt wird.

Anwendbarkeit

Die Technik der Abfalleindüsung ist bei der Steinwolleherstellung, bei der Kupolöfen zur Anwendung kommen, anwendbar. Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) wird sie an zwei Produktionslinien zur Weiterentwicklung angewendet.

Wirtschaftlichkeit

Die Investitionskosten für die Abfallzugabe liegen bei nur rund 20 % der Kosten für eine Anlage zur Herstellung von Briketts (einschließlich der erforderlichen Gebäude).

Auslöser für die Umsetzung

Die Haupttriebkkräfte zur Einführung der Abfalleindüsung bei der Steinwolleproduktion stellen die Minimierung der Abfallströme gemeinsam mit der Minderung der SO_x-Emissionen, die mit dem Abfallrecycling über Zementbriketts verbunden sind, dar.

Beispielanlagen

Seit 2001 läuft ein Prototyp dieser Anlage in Oulu, Finnland. Eine Pilotanlage im großtechnischen Maßstab läuft in Hässleholm, Schweden, seit 2004. Beide Anlagen gehören der Paroc Gruppe. Das Projekt zur Entwicklung der Technik zur Abfalleindüsung wurde im Rahmen des 6. Umweltaktionsprogrammes der EU (2001 bis 2010) finanziert.

Referenzliteratur

<http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index>
[146, EURIMA 2007]

6.5 Die SCM – Schmelztechnik (Submerged combustion melting technology)

Beschreibung

Die SCM - Technik basiert auf einer segmentweisen Schmelze, bei der verschiedene Stufen zur Schmelzoptimierung, Homogenisierung, Läuterung und Wärmerückgewinnung angewendet werden.

Von diesem Ansatz wird erwartet, dass die durchschnittliche Verweilzeit der Glasschmelze bei $\geq 80\%$ liegt im Vergleich zu einer einzelnen großen Schmelzwanne und damit eine Verringerung der Energiekosten und Emissionen verbunden ist. Die SCM-Wanne besteht aus einer kleinen Wanne, in die Brennstoff und Oxidationsmittel direkt in das Schmelzbad zum Schmelzmaterial gegeben werden. Die Verbrennungsgase sprudeln oder fließen durch die Glasschmelze, erzeugen eine hohe Wärmeübertragungsrate und turbulente Vermischung (und Verschleppung). Großer Schub durch erzwungene Konvektion führt zu einer schnellen Auflösung der Partikel (Sand, aluminiumhaltige Rohstoffe) und Temperaturgleichförmigkeit. Das geschmolzene Material mit einer gleichmäßigen Zusammensetzung, aber immer noch vielen Blasen und Körnern wird aus einem Hahn in Bodennähe des Schmelzbades abgelassen.

Bild 6.2 zeigt eine schematische Darstellung einer SCM-Schmelzwanne.

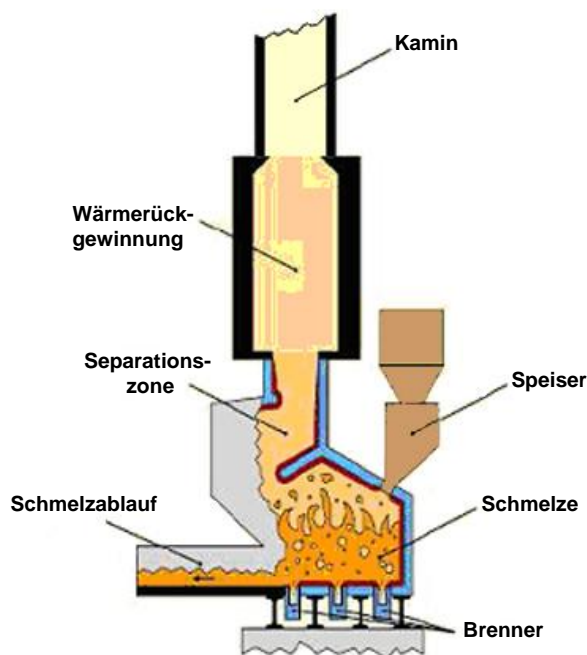


Bild 6.2: Schematische Darstellung einer SCM-Schmelzwanne

Die Handhabung des Gemenges und die Beschickung sind flexibler bei der SCM-Wanne als bei konventionellen Wannen. Die Einlegemaschine kann einfach und preiswert sein, da die Wanne eine große Breite an Partikelgrößen von bis zu 1 cm oder mehr akzeptiert, ohne dass die Rohstoffe komplett vermischt sein müssen. Diese Eigenschaft gestattet eine größere Auswahl an Rohstoffen und verringert den Aufwand bei Gemengeverarbeitung und die Investitionskosten.

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Wenn keine Energie von den Wänden oder aus dem Schmelzbad zurückgewonnen wird, werden die Gesamtenergieeinsparung bei den besten Sauerstoff-Gas-gefeuerten Wannen mit 5 % abgeschätzt. Bei einer 20%-igen Energierückgewinnung von Verlusten über die Wände könnten Gesamtenergieeinsparungen von rund 7,5 % erzielt werden.

Durch das Abkühlen der Flamme in der Schmelze wird eine Minderung der NO_x-Emissionen erwartet.

Betriebsdaten

Fünf großtechnische SCM - Wannen mit einer Leistung von 75 Tonnen /Tag zur Produktion von Mineralwolle sind in der Ukraine und in Weißrussland im Betrieb. Sie arbeiten mit weniger als 10 % Überschussluft und erzeugen weniger als 350 mg/Nm³ an NO_x Emissionen bezogen auf 8 % Sauerstoff.

Zur Ausweitung der Anwendung der SCM-Schmelztechnik müssen noch einige Einschränkungen überwunden werden, die verschiedene Verbesserungen der vorhandenen Wannen erfordern. Ein erster Schritt ist die Umstellung der Verbrennung von Luft auf Sauerstoff, um die Blasenbildung in der Schmelze zu verringern, während die Wärmeübertragung verbessert und die Emissionen gemindert werden. Das sollte zu einem um 80 % verringerten Gasvolumen, das die Schmelze durchströmt, führen.

Anwendbarkeit

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) ist die Anwendung der SCM-Wanne auf die Mineralwolleherstellung beschränkt. Die derzeitigen Entwicklungs- und Testarbeiten sollten eine Anwendung der Technik für eine große Breite an Glaszusammensetzungen und Farben gestatten. Die größten Entwicklungsarbeiten werden hauptsächlich in den USA vom Glass

Manufacturing Industry Council (GMIC) und vom Gas Technology Institute in Des Plaines, Illinois, US, durchgeführt.

Wirtschaftlichkeit

Die SCM-Schmelztechnik sollte mindestens 5 % Energieeinsparung im Vergleich zum herkömmlichen Schmelzen erzielen. Es werden Einsparung bei Investitionskosten und ein verminderter Aufwand bei der Gemengeverarbeitung erwartet.

Auslöser für die Umsetzung

Geringere Investitionskosten, größere Flexibilität bei der Auswahl der Rohmaterialien, Energieeinsparungen und verringerte Emissionen (insbesondere NO_x-Emissionen) stellen die Haupttriebkkräfte für eine volle Entwicklung und Anwendung der SCM-Technik dar.

Beispielanlagen

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) waren in der Ukraine und in Weißrussland fünf großtechnische Schmelzwannen zur Herstellung von Mineralwolle in Betrieb.

Ein Patentantrag wurde eingereicht. Das Projektteam unter Führung des Gas Technology Institute (GTI, Chicago, USA) und sechs weiterer Firmen arbeiten an der „nächsten Generation“ von Schmelzwannen, die das SCM-Schmelzen mit einschließen. Aus diesem Grunde wurde eine Pilot SCM-Schmelzwanne, die eine Tonne pro Stunde verarbeiten kann, gebaut und wird zum Schmelzen einer Reihe von Industriegläsern unter verschiedenen Betriebsbedingungen verwendet.

Referenzliteratur

[\[149, Rue et al. 2006\]](#)

6.6 Abgasbehandlung mit trockenem Natriumbikarbonat und chemischem Aufschluss der Rückstände der Abgasbehandlung

Beschreibung

Diese Technik wird bei der Entschwefelung der Abgase aus den Glasschmelzwannen angewendet. Natriumbikarbonat weist einen hohen Abscheidegrad für SO_x auf (siehe Abschnitt 4.4.3.3) und dadurch werden feste Rückstände gebildet, die aus der chemischen Reaktion zwischen den sauren Gasen und dem Natriumbikarbonat resultieren. Die festen Rückstände werden hauptsächlich durch Filteranlagen aus dem Abgasstrom entfernt (Elektrofilter oder Gewebefilter). Die Hauptkomponenten dieser Rückstände sind Natriumsulfat und Natriumkarbonat (nicht umgesetzte alkalische Reagenzien). In vielen Fällen können die festen Rückstände in der Schmelzwanne recycelt werden und teilweise das Läuterungsmittel in der Gemengerezeptur ersetzen (im allgemeinen Natriumsulfat). In einigen Fällen können die Rückstände nicht direkt in die Wanne recycelt werden.

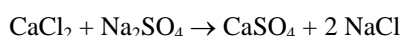
Die Haupteinschränkungen für die Wiederverwendung des Filterstaubes sind folgende:

1. feste Abfälle sind sehr feinkörnig und neigen leicht zur Begünstigung von Verschleppungen oder zur Verdunstung aus der Wanne (z.B. NaCl) mit daraus folgender Veränderung der chemischen Zusammensetzung des geschmolzenen Glases und hohen Konzentrationen an NaCl, die in den Generator gelangen können;
2. die chemische Zusammensetzung der festen Abfälle kann sich bei verschiedenen Betriebsbedingungen der Wanne stark unterscheiden, was in einer schwierigen Steuerung der chemischen Zusammensetzung des Glases resultiert und die Qualität des Endproduktes beeinflussen kann.

Um zu vermeiden, dass ein zu deponierender Abfall entsteht, werden die Rückstände in einer speziellen Anlage behandelt, die gewöhnlich in der Nähe einer Anlage zur Sodaherstellung liegt.

Die Behandlung besteht aus der Auflösung der festen Rückstände in einer Lösung, die Kalziumchlorid (CaCl₂) enthält (diese Lösung ist in der Soda-Anlage verfügbar).

Die chemische Reaktion ist die folgende:



Die erzeugte Schlemme wird zur Abtrennung des festen Kalziumsulfats (CaSO₄) gefiltert. Die Natriumchloridlösung (NaCl) wird zur Entfernung des restlichen Kalziums und anderer Ionen behandelt. Beide Reaktionsprodukte können wiederverwendet werden.

Kalziumsulfat kann zur Zementherstellung verwendet werden und andere Materialien (die sonst bezogen werden müssten) in der Charge ersetzen. Die Natriumchloridlösung kann als Rohstoff im Soda- Produktionsprozess verwendet werden.

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Die Trockenabscheidung mit Natriumbikarbonat erreicht eine hohe Abscheideleistung für SO_x-Emissionen. Die Möglichkeit der Behandlung und Wiederverwendung der aus dem Abscheider erhaltenen festen Rückstände stellt eine gute Alternative zum direkten Recycling des Filterstaubes in der Schmelzwanne zur Glasproduktion dar, weil so nicht die Qualität des Glases oder die Steuerung des Produktionsprozesses beeinträchtigt werden. Zusätzlich kann ein erheblicher Abfallstrom vermieden werden durch die mögliche Aufwertung/Wertsteigerung und Wiederverwendung der erhaltenen Produkte.

Medienübergreifende Effekte

Die festen Rückstände müssen von der Anlage zur Glasherstellung zur Behandlungsanlage transportiert werden. Der Behandlungsprozess erfordert Wasser und Energie.

Anwendbarkeit

Das Trockenabscheiden mit Natriumbikarbonat zur Abgasentschwefelung, gefolgt durch eine Behandlung der erhaltenen festen Rückstände, ist in Anlagen zur Glasherstellung, in denen das Recycling von Filterstaub aufgrund der Qualitätsanforderungen an das Endprodukt oder Schwierigkeiten bei der Steuerung des Produktionsprozessen nicht möglich ist, anwendbar.

Wirtschaftlichkeit

Diese Technik wird auf nichtkommerziellem Level getestet und die Tests weisen darauf hin, dass sie wirtschaftlich ist.

Auslöser für die Umsetzung

Den Hauptauslöser für die Umsetzung sollte die Unmöglichkeit des internen Recyclings von festen Abfällen aus der Abgasentschwefelungsanlage darstellen.

Beispielanlagen

Diese Technik wurde in Frankreich getestet und spezielle Behandlungsanlagen sind in der Erforschung/ Planung. Die Technik ist im industriellen Maßstab anwendbar und wird in Frankreich und Italien für in kommunalen Abfallverbrennungsanlagen erzeugte feste Rückstände verwendet, in denen die Abgasbehandlung mit Natriumbikarbonat erfolgt (siehe BVT-Merkblatt zur Abfallverbrennung, Abschnitte 4.6.11.4 und 4.6.11.5).

Referenzliteratur

[\[154, EC 2006\]](#) [\[145, France contribution 2007\]](#).

6.7 Anwendung von Keramikfiltern und katalytischen Keramikfiltern zur Abscheidung von mehreren Schadstoffen aus den Prozessabgasen

Beschreibung

Abgase aus den Glasschmelzwannen weisen hohe Temperaturen in Abhängigkeit von der Wärmerückgewinnung auf und enthalten eine Mischung von festen und gasförmigen Schadstoffen (hauptsächlich NO_x und SO_x). Derzeit werden eine Anzahl gut etablierter Techniken zur Entfernung dieser Schadstoffe (entweder in Kombination oder einzeln) angewendet (siehe entsprechende Abschnitte in Kapitel 4).

Die Anwendung von Hochtemperatur-Filtertechniken ist ungewöhnlich innerhalb der Glasindustrie (siehe Abschnitt 4.4.1.5). Eine neue Art von Keramikfiltern, die bei hohen Temperaturen arbeiten könnte, wurde mit vielversprechenden Ergebnissen entwickelt.

Die Anwendung von Keramikfilterelementen mit geringer Dichte stellt eine Technik in Entwicklung zur Behandlung der Abgase aus Glasschmelzwannen dar. Keramikfilter sind sehr leistungsfähig zur Abscheidung von Staub und arbeiten gut in Kombination mit anderen Trockenabscheidern zur Entfernung saurer Abgase. Außerdem ist wegen der Feuerfestmaterialeigenschaft des Filters und der günstigen Filtrationstemperatur eine katalytische Reduktion von NO_x -Emissionen durch diese Technik möglich mittels Anwendung katalytischer Keramikfilter, bei denen der Katalysator in die Keramikfilterelemente eingebettet ist. Dadurch können die Hauptschadstoffe aus den Glasschmelzwannen gemeinsam in einer einzigen Anlage behandelt werden.

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Eine Übersicht über die Umweltleistung der katalytischen Keramikfilter, die an unterschiedlichen Anlagen beobachtet wurde, zeigt Tabelle 6.1.

Tabelle 6.1: Übersicht über die Umweltleistung für verschiedene katalytische Keramikfilteranlagen

Anwendung	Maßstab	Filterfläche (m ²)	Temperatur (°C)	Stoff	Einlass	Auslass
Verbrennung	Großmaßstab	112	220 – 260	Dioxin	1 – 2 ng/Nm ³	<0.01 ng/Nm ³
Verbrennung	Pilotmaßstab	56	180	NO _x	450 mg/Nm ³	48 mg/Nm ³
Verbrennung	Pilotmaßstab	51	280	Dioxin	75 ng/Nm ³	0.55 ng/Nm ³
Glas	Pilotmaßstab	56	280	NO _x	1200 mg/Nm ³	250 mg/Nm ³

Keramikfilter stellen eine Minderung der Staubemissionen auf <10 mg/Nm³ sicher. In der Praxis erreichen Anlagen mit Keramikfiltern bei ordnungsgemäßem Betrieb Konzentrationen von <2 mg/Nm³.

Abscheideleistungen von >90 % für HCl, >80 % für SO_x und rund 80 % für NO_x wurden berichtet [[113, Maguin CerCat process 2008](#)].

Medienübergreifende Effekte

Im Vergleich zu Gewebefiltern sind Keramikfilter schwerer, was bei der Auslegung der Anlage zu berücksichtigen ist. Das Material für den Bau der Filterstruktur muss für die hohen Betriebstemperaturen geeignet sein. Wie bei anderen katalytischen Abscheideanlagen für NO_x-Emissionen (SCR, SNCR), erfordern katalytische Keramikfilter die Zugabe von Ammoniak oder, wenn die Temperaturen ausreichend hoch sind, von Harnstoff. Die Lagerung und Handhabung von Ammoniak oder Harnstoff können Quelle von diffusen Emissionen sein und spezielle Regelungen sind deshalb zu befolgen.

Anwendbarkeit

Keramische Filterelemente sind seit Mitte der 1980-er Jahre auf dem Markt und sind in ihrer monolithischen Form seit 1991 erhältlich. Seit dieser Zeit sind sie bei einer Reihe von Aufgaben, bei denen eine leistungsfähige Filterung bei hohen Temperaturen erforderlich ist, angewendet worden.

Keramikfilter wurden vor einigen Jahren an einer gewöhnlichen Wanne für Borsilikatglas in Großbritannien angewendet, die Anlage ist nicht mehr in Betrieb.

Keramische Filterelemente können bei Temperaturen von bis zu 900 °C verwendet werden während katalytische Keramikfilter für Arbeiten bis zu 400 °C einsetzbar sind. Bei darüber hinaus gehenden Temperaturen kann die Leistung des Katalysators vermindert sein. In der Praxis arbeiten die meisten Anlagen, die mit Keramikfilterelementen arbeiten, bei maximalen Temperaturen von rund 450 °C, was die Höchsttemperatur für die Karbonstahlkonstruktion der Anlage darstellt.

Es gibt eine Reihe von Überlegungen für eine effektive Wäsche von sauren Abgasen (SO₂, HCl, HF), das schließt die Wahl eines Absorptionsmittels, das stöchiometrische Verhältnis, die Temperatur und die zur Verfügung stehende Reaktionszeit ein.

Natriumbikarbonat ist das bevorzugte Sorptionsmittel bei Verwendung von keramischen Filterelementen. Kalkbasierte Absorptionsmittel können auch verwendet werden, wenn die Bedingungen zu anspruchsvoll für Natriumbikarbonat sind, z.B. bei der HF-Wäsche.

Der in die keramischen Filterelemente eingebettete Katalysator ist so gestaltet, dass er entweder mit Ammoniak oder Harnstoff als Reaktionsmittel zur Minderung von NO_x arbeitet.

Wirtschaftlichkeit

Keramische Filterelemente stellen eine Möglichkeit zur stufenweisen Implementierung von Schadstoffbehandlungstechniken dar. In der ersten Phase kann ein Filter mit Standardfilterelementen zur Staubabscheidung und Entfernung saurer Abgase (mit einem Absorptionsmittel) bei Beibehaltung einer ausreichenden Temperatur für spätere NO_x-Behandlung eingebaut werden. In einer zweiten Stufe können die Filterelemente mit katalytischen Kermikfilterelementen zur NO_x-Minderung nachgerüstet oder eine SCR-Anlage (Anlage zur selektiven katalytischen Reduktion) installiert werden. Die geeignetste Wahl kann auf Basis von wirtschaftlichen oder technischen Überlegungen erfolgen. Die stufenweise Einführung kann unnötige oder voreilige Ausgaben verhindern.

Die anfänglichen Investitionskosten einer Anlage mit katalytischen Keramikfiltern können erheblich niedriger liegen als herkömmliche Alternativen. Bei der Berechnung der jährlichen Betriebskosten sind die Kosten für Energie, Absorptionsmittel, Ersatz von Filtermaterial, Arbeitskosten und andere Kosten zu berücksichtigen. Die Kostenkalkulation gibt Hinweise, dass es im Vergleich mit anderen Techniken über die Lebensdauer der katalytischen Keramikfilteranlagen gerechnet eine vorteilhafte Technik ist.

Auslöser für die Umsetzung

Die Möglichkeit der Entfernung einer Mischung von Schadstoffen mit einer einzigen Anlage kann insbesondere attraktiv sein, wenn nur begrenzter Platz zur Verfügung steht.

Beispielanlagen

Katalytische Keramikfilter sind im Kleinmaßstab in Pilotanlagen und normalen Anlagen installiert worden. Die Anwendung in der Pilotanlage erfolgte zur genaueren Untersuchung der Betriebsbedingungen. Ein Versuch im Pilotmaßstab erfolgte in einer europäischen Flachglaslinie für bedrucktes Glas. Die Versuchsanlage umfasste 40 Cerafil TK-3000 XS-1 Filterelemente (3 m lang und 150mm im Durchmesser und mit einer effektiven Fläche von 1,4 m²). Die erreichte NO_x-Minderung lag bei rund 80 % bei 280 °C, was eine ideale Temperatur bei Langzeitanwendung darstellt. Ein künstlicher Alterungsversuch weist auf eine stabile Langzeitleistung hin.

Ein zweiter Versuch an einer europäischen Flachglasproduktionslinie wurde unternommen. Die Ergebnisse sind aufgrund von Geheimhaltungsangelegenheiten nicht verfügbar.

Zwei industrielle Anwendungen mit Start des Betriebes in 2010 wurden angekündigt, einschließlich einer im Wirtschaftsglassektor zur Herstellung von Kalknatronglas. Die Ziele sind die technische und wirtschaftliche Bewertung während der gesamten Wannereise.

Referenzliteratur

[\[151, Madison Filter Ltd. 2008\]](#) [\[113, Maguin CerCat process 2008\]](#)

6.8 NASU – elektrische Abscheider für Nanopartikel

Beschreibung

Die in der Glasindustrie angewendeten Techniken zur Staubentfernung aus dem Abgas von Schmelzwannen sind im Allgemeinen Elektrofilter (ESP) oder Gewebefilter. Diese Techniken weisen eine gute Abscheideleistung von großen und feinen Partikeln (selbst von Durchmessern <2 µm) auf. Feine Partikel (<2 µm), ultrafeine Partikel (<1 µm) und Nanopartikel (<0,1 µm) sind aber schwerer abzuscheiden. Das aerodynamische und elektrostatische Verhalten von Partikeln mit einem Durchmesser von rund 0,01 µm ist komplett unterschiedlich im Vergleich zu Eigenschaften von Partikeln mit 2 µm oder größer. Partikel, die kleiner sind als 0,1µm, weisen eine große Mobilität und geringere Aufladung auf und würden zur Entfernung einen feinen Gewebefilter erfordern mit der Folge eines hohen Druckverlustes im Abgaskanal. Bei traditionellen ESP wäre der Druckverlust kein Problem, aber die benötigte Anlageneinheit wäre

aufgrund der verschiedenen nötigen Aufladezonen (mehrere Felder) zur Aufladung der feinen Partikel für eine effiziente Abscheidung groß und relativ teuer.

Ein elektrostatischer Filter für Nanopartikel basiert auf einer anderen Technik zur Aufladung der Partikel (Diffusionsaufladung), die eine bessere Leistung für feine Partikel aufweist.

Das System besteht aus einer zweistufigen Anlage, die einen ‘Schall-Strahl-Lader’ (‘sonic jet charger’) verwendet, der Ionen erzeugt und sie in den Abgaskanal mit Schallgeschwindigkeit direkt in den Luftstrom bläst. Eine schematische Darstellung eines ‘Schall-Jet-Laders’ zeigt Bild 6.3

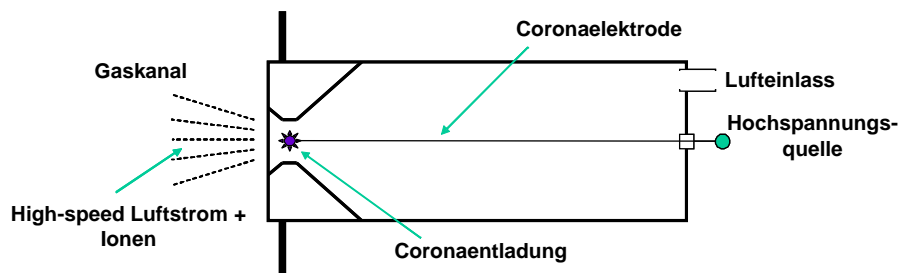


Bild 6.3: Schematische Darstellung eines ‘Schall-Strahl-Laders’ (sonic jet charger)

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Eine typische Abscheideleistung für den NASU-Elektrofilter, der aus einem modularen Filter besteht, liegt zwischen 80 – 90 % der Gesamtpartikelmasse. Werden mehrere Felder verwendet (zwei oder mehrere modulare Filtereinheiten in Serie geschaltet) kann eine theoretische Abscheideleistung von bis zu 95 % erreicht werden.

Die berichtete Leistung bezieht sich auf abgeschiedene Partikel mit einer durchschnittlichen Partikelgröße von unter 2 μm .

Betriebsdaten

Die an einer Wirtschaftsglasanlage installierte NASU-Elektrofiltertechnik arbeitet mit einer ungefähren Durchschnittsgeschwindigkeit des Luftstromes von 5,5 m/s. Der Schall-Strahl-Lader‘ erfordert keine Reinigung, er weist eine konstante Korona-Spannung auf und die Abgaseigenschaften haben keine Auswirkungen auf den Strom. Das Bauteil ist sehr klein und es ist preiswert.

Anwendbarkeit

Die NASU-Elektrofiltertechnik kann zur Filtration feiner Partikel bei verschiedenen Anwendungen einschließlich an Glasschmelzwannen und Glasbeschichtungsanlagen eingesetzt werden.

Wirtschaftlichkeit

Die Modulbauweise der Anlage erlaubt, dass eine Reihe von Standardmodulen zusammengesetzt werden können und so an die Durchflussrate für unterschiedlich große Abscheider angepasst werden können. Diese Eigenschaft macht den NASU-Elektrofilter sehr wirtschaftlich. Die Anlage benötigt nur geringe Installationskosten und Betriebskosten und erfordert nur minimale Wartung.

Auslöser für die Umsetzung

Der Hauptauslöser für die Umsetzung ist die Notwendigkeit, ultrafeine Partikel aus den Emissionsquellen zu entfernen gemeinsam mit der Möglichkeit, eine Anzahl von modularen Einheiten (10 – 12 oder mehr) zu verwenden in Abhängigkeit von den Erfordernissen und dem Abgasvolumen.

Beispielanlagen

Eine Anwendung zur Behandlung der Abgase einer Glasbeschichtungsanlage wurde bei Benez (Helsinki, Finland) getestet.

Die Technik wurde im Januar 2009 in der Glasfabrik Litala Nuutajärvi an zwei traditionellen Hafenoefen, die Wirtschaftsglas herstellen und dazu Flüssiggas (LPG) verwenden, getestet. Der Filter wurde auf dem Dach des Gebäudes installiert.

Das NASU-Projekt ist noch nicht abgeschlossen. Die Untersuchungen werden fortgeführt, um bewerten zu können, ob die Technik eine geeignete Lösung zur industriellen Anwendung ist.

Referenzliteratur

[\[152, Finland contribution 2009\]](#)

6.9 Wäscher mit Schwadenkammer (Charged-Cloud-Scrubber)

Beschreibung

Wäscher mit Schwadenkammer nutzen eine Technik, bei der sowohl Partikel als auch gasförmige Schadstoffe entfernt werden, indem das Abgas durch eine Kammer geleitet wird, die eine sorgfältig erzeugte „Waschwolke“ von hoher Dichte mit aufgeladenen Tröpfchen enthält.

Innerhalb der Schwadenkammer reagieren Milliarden von Tröpfchen ganz schnell mit den im Abgas vorhandenen Partikeln. Wenn ein Partikel und ein Tröpfchen sich innerhalb von 20 Mikron ‚begegnen‘, erzwingen die elektrischen Kräfte eine gegenseitige Anziehung und der Partikel wird in das Tröpfchen hinein gezogen.

Eingefangene Partikel agglomerieren am Sumpf und werden am Boden der Kammer abgeschieden. Von hier werden sie als kleine Schlammmenge entfernt. Das relativ saubere Wasser aus dem oberen Teil des Sumpfes wird zum Ladegitter rezirkuliert, wo es wieder aufgeladen und in der Anlage erneut verwendet wird.

Dieses Wäschersystem kann lösliche gasförmige Schadstoffe (z.B. SO_2 , HCl , HF , NH_3) zusätzlich zu feinen und ultrafeinen Partikeln entfernen.

In Bild 6.4 ist eine schematische Darstellung abgebildet.

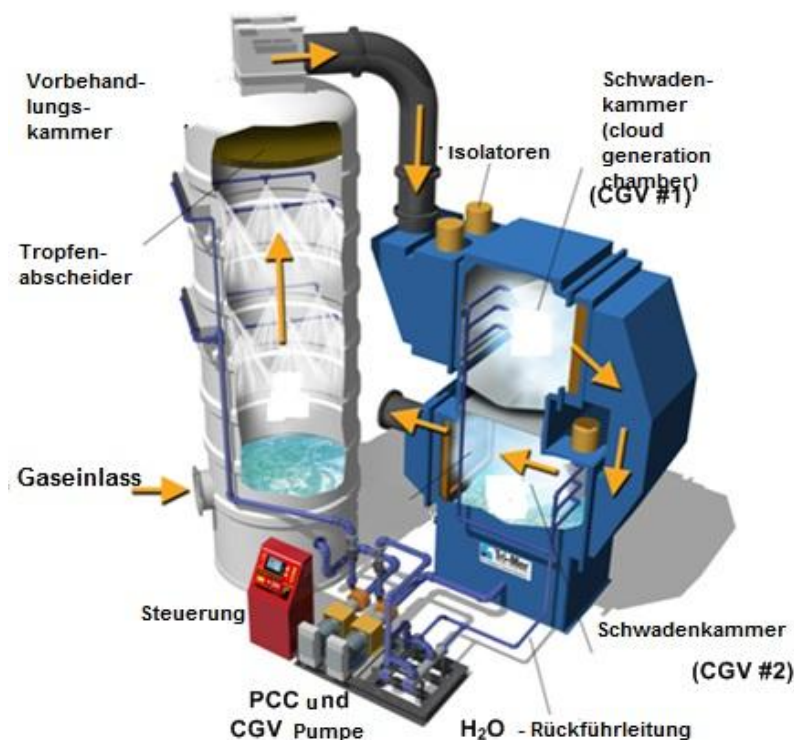


Bild 6.4: Schematische Darstellung des Charged-Cloud-Wäschers

Erreichte Umweltentlastungseffekte

Die in beobachteten Pilotversuchen an Abgasen aus Oxyfuel-gefeuerten Glaswannen berichteten Umweltvorteile machen hohe Abscheideraten für Partikel und auch SO_x geltend (entsprechend berichtet wie gemessen wurden Minderungen von 410 mg/Nm³ auf 23 mg/Nm³ und von 770 mg/Nm³ auf 1 mg/Nm³). Ein derartiges Wäschersystem im großtechnische Maßstab wurde an einer Oxyfuel-gefeuerten Wanne in den USA getestet; die Ergebnisse liegen noch nicht vor.

Betriebsdaten

Der Verbrauch an elektrischer Energie zur elektrischen Aufladung der Tröpfchen wird als erheblich niedriger abgeschätzt als bei Elektrofilteranlagen.

Der Druckabfall im Wäschersystem ist sehr gering und wird hauptsächlich durch den Tröpfchenabscheider und Verbindungsrohre erzeugt. Die Technik wird als relativ wenig beeinflussbar berichtet durch Wechsel in der Partikellaufladung und andere Ladungsbestandteile.

Anwendbarkeit

Die Technik ist potentiell anwendbar auf Abgase von allen Schmelzwannenarten; das muss sich jedoch erst bestätigen.

Wirtschaftlichkeit

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) lagen keine Kostendaten vor.

Auslöser für die Umsetzung

Diese Art Anlage benötigt wahrscheinlich merklich weniger Platz, wenn sowohl Feinstaub- und saure Abgasbehandlung erforderlich ist.

Beispielanlagen

Zum Zeitpunkt der Erstellung des Dokumentes (2010) wurde die erste großtechnische Anlage an einer Oxyfuel-gefeuerten Wanne in den USA getestet.

Referenzliteratur

[170, N.Harris 2009] [171, Tri-Mer Corporation 2010]

7 SCHLUSSBEMERKUNGEN UND EMPFEHLUNGEN FÜR WEITERE ARBEITEN

Zeitlicher Ablauf des Überarbeitungsprozesses

Die Arbeit an der Überarbeitung des BVT-Merkblattes für die Herstellung von Glas (GLS BREF) begann mit der Reaktivierung der technischen Arbeitsgruppe (engl: technical working group – TWG) im Februar 2006, gefolgt von einem Aufruf zur Äußerung von Überarbeitungswünschen im März 2006 und der nachfolgenden Vorbereitung der Hintergrundpapiere, in denen die Wünsche der TWG-Mitglieder und die Kernfragen für die Überarbeitung des Dokumentes dargelegt wurden.

Das Auftakttreffen für die Überarbeitung des BVT-Merkblattes wurde im Januar 2007 abgehalten. Die technische Arbeitsgruppe (TWG) vereinbarte, die Struktur des existierenden Dokumentes beizubehalten und alle Abschnitte zu aktualisieren, weiter Informationen zu integrieren, insbesondere neue Daten zu Emissions- und Verbrauchswerten. Es wurde die Notwendigkeit, vorhandene Informationen zu Weiterverarbeitungsprozessen, Emissionen von Schwermetallen, die Verwendung von Scherben (Verfügbarkeit, Qualitätsanforderungen usw.) festgehalten. Es wurde vereinbart, Informationen zu Fragen, die im bestehenden Dokument nicht abgedeckt waren, insbesondere bezüglich der Emissionen von Borverbindungen und diffusen Emissionen, aufzunehmen.

Während des Auftakttreffens wurden Bedenken zur Vertraulichkeit der zu sammelnden Daten zur Überarbeitung des BVT-Merkblattes wegen Wettbewerbsfragen in Bezug auf ein Rechtsverletzungsverfahren geäußert, angestrengt wurde es durch die EU Kommission (GD Wettbewerb) gegen einige große Glashersteller. Nach Konsultationen mit der GD Wettbewerb definierte eine Untergruppe der TWG einen Leitfaden zur Datensammlung zusammen mit den notwendigen Einschränkungen zur Verhinderung sensibler Wettbewerbsfragen. Diese Anforderungen verursachten einige Schwierigkeiten bei der Sammlung von Emissions- und Verbrauchsdaten auf Anlagenebene.

Der Zeitraum für die Datensammlung endete im Juli 2007. Die Informationen wurden durch Anlagenbesuche, Konsultationen mit TWG Mitgliedern und durch genaue Prüfung innerhalb des EIPPC Büros validiert.

Der erste Entwurf des BVT-Merkblattes, die Kapitel 1 bis 4 abdeckend, wurde im Februar 2008 veröffentlicht mit einem Konsultationszeitraum für die TWG, der im April 2008 endete. Im Mai 2008 wurde die Arbeit durch eine neue Autorin übernommen, die eine überarbeitete Version des ersten Entwurfes vorbereitete, der im September 2008 veröffentlicht wurde. Ein Zwischentreffen der TWG wurde im Oktober 2008 abgehalten mit dem Ziel, eine Anzahl von spezifischen Fragen, die zusätzliche Informationen zur Komplettierung des Überarbeitungsprozesses erfordern, zu diskutieren.

Ein zweiter Entwurf des überarbeiteten BVT-Merkblattes einschließlich Kapitel 5 (Entwurf der Schlussfolgerungen über beste verfügbare Techniken) und Kapitel 6 (Techniken in Entwicklung) wurde im Juni 2009 (als vollständiges Dokument) veröffentlicht, verbunden mit dem Aufruf an die TWG-Mitglieder, Kommentare zum überarbeiteten Dokument bis September 2009 zu liefern.

Das abschließende TWG-Treffen wurde im Dezember 2009 abgehalten. Zum Zeitpunkt des Treffens bestand die TWG aus 85 Mitgliedern, welche 20 Mitgliedsstaaten, die betroffenen Industrieverbände, die Europäische Kommission und Umwelt-NGOs repräsentierten.

Quellen der Informationen und Informationslücken

Der Informationsaustausch zur Überarbeitung des BVT-Merkblattes wurde durch die oben genannten Einschränkungen geprägt, im Wesentlichen abgeleitet aus den Wettbewerbsfragen. Es wurde aber eine große Anzahl nützlicher Dokumente übermittelt und mehr als 100 neue Referenzen konnten in das überarbeitete Dokument aufgenommen werden. Wie beim Originaldokument wurde ein großer Teil der Informationen zur Unterstützung der Unterschiedlichkeit der acht unterschiedlichen Glassektoren und der spezifischen Anwendbarkeit der identifizierten Techniken über alle Prozesse und Sektoren übermittelt. Das BVT-Informationssystem (BATIS) wurde gezielt zum Hochladen von Dokumenten und erhaltenen Kommentaren der TWG-Mitglieder verwendet, um einen effizienten Informationsaustausch und ein hohes Niveau an Transparenz zu ermöglichen.

Wesentliche Informationslieferanten waren die Industrieverbände, die die gesamte Glasindustrie repräsentierten (CPIV) und einzelne Sektoren (FEVE, Glass for Europe, APFE, Domestic Glass, ESGA, EURIMA, ECFIA, ANFFECC) sowie verschiedene Mitgliedsstaaten, insbesondere Österreich, Frankreich, Deutschland, Italien, die Niederlande, Portugal und Spanien.

Eine Anzahl von Dokumenten, die Emissionsdaten aus Beispielanlagen und umfangreiche Informationen zu Kosten und medienübergreifenden Effekten enthalten, wurden in großem Umfang für die Überarbeitung des Kapitel 4 genutzt, insbesondere waren das die Berichte von HVG (Deutschland), Österreich, TNO (übermittelt durch CPIV) und Entec (übermittelt durch EURIMA).

Trotz der Nützlichkeit der erhaltenen Informationen wurden einige Probleme identifiziert:

- Emissions- und Verbrauchsdaten wurden regelmäßig in aggregierter Form übermittelt
- einige Datenübermittlungen für Beispielanlagen enthielten Lücken, z.B. das Bezugsjahr für die Kosten der Technik, langfristigen Emissionsangaben bei Verwendung von punktuellen Messungen
- für einige Sektoren wurden Energieverbrauchsdaten als Bandbreiten angegeben (Minimum- und Maximalwert) und nicht durch die relevanten Parameter ergänzt, wie Art und Alter der Wanne und Scherbenanteil
- es wurde ein Fehlen von Emissionsdaten für Selenverbindungen aus der Produktion von farbigem Flachglas, weißem Behälterglas und Wirtschaftsglas zusammen mit der Leistung des Wäschersystems zur Abgasreinigung identifiziert.

Grad der erreichten Übereinstimmung während des Informationsaustausches

Während und nach dem abschließenden Treffen der technischen Arbeitsgruppe wurde innerhalb der TWG ein Konsens über das gesamte Dokument erreicht. Es wurden zu einer begrenzten Anzahl an BAT-AELs unterschiedliche Ansichten (split views) geäußert, von denen zwei aufgezeichnet wurden.

Tabelle 7.1 zeigt die durch Mitglieder der TWG geäußerten und aufgezeichneten geteilten Ansichten

Tabelle 7.1: Geteilte Ansichten

BAT-Schlussfolgerung	Ansicht geäußert durch	geteilte Ansicht
Nr. 17	Portugal, Italien	Zwei Mitgliedsstaaten sehen den oberen Wert des BAT-AEL-Bereiches bezüglich der Anwendung von Verbrennungsmodifikationen zur Reduktion von NO _x -Emissionen im Falle von bestehenden Anlagen als nicht erreichbar an, insbesondere nicht für gasgefeuerte regenerative Querbrenner-Wannen. Auf Grundlage der Daten aus Beispielanlagen (siehe Spalte 1 in Tabelle 4.15, Abschnitt 4.4.2.1) und der berichteten ‚Betriebsdaten‘ in Abschnitt 4.4.2.1 wird der BAT-AEL von 800 mg/Nm ³ (äquivalent zu 1,2 kg/t geschmolzenem Glas) bestimmt als Tagesmittelwert oder Durchschnitt über die Messzeit nicht als repräsentativ angesehen für alle Typen von konventionellen Schmelzwannen. Emissionsniveaus im Bereich von 700 – 1100 mg/Nm ³ (0.9 – 1.7 kg/Tonne geschmolzenen Glases) werden als erreichbar indiziert für gasgefeuerte Querbrenner-Wannen. Nach Ansicht der zwei Mitgliedsstaaten sind Sekundärmaßnahmen, die als effizientere BVT-Alternative zum Erreichen geringer damit verbundener Emissionsniveaus (z.B. SCR und SNCR) angesehen werden, niemals an dieser Art von Wannen aufgrund von technischen Hindernissen und dem geringen Grad an Flexibilität angewendet worden.

<p>Nr. 19</p>	<p>Die Europäische Behälterglas-Vereinigung (FEVE)</p>	<p>Die Industrievereinigung sieht den oberen Wert des BAT-AEL-Bereiches für Erdgas und ölgefeuerte Wannen als schwer erreichbar an, insbesondere wenn ein vollständiges Recycling des Filterstaubes stattfindet und ein hoher Anteil an Fremdscherben bei der Gemengezusammensetzung verwendet wird. Die Herstellung verschiedener Glasarten mit festgelegtem Oxidationszustand und geringer Aufnahme von Schwefel in die Schmelze bei festgelegter Glasfarbe und anderen wesentlichen Eigenschaften ist allgemein mit höheren NO_x-Werten verbunden im Vergleich zu Glas mit höherer Schwefelaufnahme. Basierend auf den berichteten Daten im Abschnitt 3.3.2.2, Tabelle 3.15 und Abschnitt 4.4.3.3 sind Werte im Bereich von <500 – 800 mg/Nm³ (0.75 – 1.2 kg/t geschmolzenen Glases) für Öl-gefeuerte Wannen zu erwarten. Nach Ansicht der Industrie würden die beschlossenen BAT-AEL-Bereiche einen Abfallanfall von Filterstaub verursachen und das Recycling von Verpackungsglas (Fremdscherben) in Europa in Gefahr bringen.</p>
---------------	--	---

Konsultationen des Forums und nachfolgende formale Annahme der BVT-Schlussfolgerungen

Das Forum zum Informationsaustausch entsprechend Artikel 13 der Richtlinie über Industrieemissionen 2010/75/EU (IE-Richtlinie) (allgemein als Artikel 13-Forum der IE-Richtlinie bezeichnet) wurde zum vorgeschlagenen Inhalt dieses BVT-Merkblattes am 24. Juni 2011 konsultiert und lieferte seine Meinung auf dem Treffen vom 12-13. September 2011.

Die Meinung des Artikel 13-Forums unterscheidet zwischen zwei Sätzen von Kommentaren. Erstens werden solche Kommentare, zu denen es im Forum einen Konsens gab, gelistet, um sie in das endgültige BVT-Merkblatt aufzunehmen. Zweitens werden solche Kommentare gelistet, die die Sicht einzelner Forumsmitglieder repräsentieren, zu denen es keinen Konsens gab und die nicht in das endgültige BVT-Merkblatt aufgenommen werden.

Die vollständige Meinung kann hier angesehen werden:

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/ied/library?l=/ied_art_13_forum/opinions_article

Anschließend hat die Kommission die Meinung des Artikel 13-Forums der IE-Richtlinie in Betracht gezogen bei der Vorbereitung des Kommissions-Durchführungsbeschlusses zur Einführung der BVT-Schlussfolgerungen für die Herstellung von Glas.

Das Artikel 75-Komitee der Richtlinie über Industrieemissionen hat seine Zustimmung zum Entwurf des Durchführungsbeschlusses während des Treffens am 21. November 2011 gegeben.

Es wurden keine substantiellen Änderungen während dieses Prozesses am Dokument vorgenommen.

Empfehlungen für die zukünftige Arbeit

Der Informationsaustausch und die Qualität der Ergebnisse hat eine Anzahl von Bereichen aufgezeigt, in denen in der Zukunft weitere Informationen gesammelt werden sollten zur besseren Definition der Anwendbarkeit von verschiedenen bei der Bestimmung von BVT zu berücksichtigenden Techniken, um BAT-AELs und andere verbundene Werte zu verbessern.

Weitere Arbeit wäre sinnvoll, um ein größeres Verständnis der medienübergreifenden Probleme und der potentiellen Leistungsverbesserungen einiger identifizierter BVT zu erreichen. Die Empfehlungen für Gebiete zukünftiger Arbeit und der Gebiete, die bei der nächsten Revision überprüft werden sollten, sind nachfolgend diskutiert.

- Es sollten mehr Daten auf Anlagenebene zur Leistungsbewertung der Techniken gesammelt werden. Es sollten Emissionsdaten zu allen relevanten angewendeten Techniken gesammelt werden.
- Mehr Informationen zu Messmethoden (kontinuierlichen und diskontinuierlichen Messungen) insbesondere zum Bestimmungsgrenzwert und zu Unsicherheiten sollten zusammen mit den Emissionsdaten zur Verfügung gestellt werden.
 - Es sollten spezifische Energieverbrauchsdaten in disaggregierter Form zum besseren Verständnis zur Verfügung gestellt werden, detailliertere Informationen auf Anlagenebene sollten gesammelt werden (z.B. Scherbenanteil, Alter der Wanne usw.).
 - Zur Verfügung gestellte Daten zu Investitions- und Betriebskosten für spezifische Anlagen sollten andere relevante Informationen zugeordnet werden (Jahr der Investition, in Investitionen enthaltene Dinge usw.).
 - Weitere Daten zu CO-Emissionen sollten gesammelt werden.
 - Weitere Daten zu NH₃-Emissionen wenn SCR oder SNCR angewendet werden, sollten gesammelt werden, insbesondere um die erreichbaren Emissionsniveaus von NO_x mit den möglichen medienübergreifenden Effekten des Ammoniakschlupfs in Verbindung bringen zu können.
 - Daten zu Emissionen an Borverbindungen sollten auf Anlagenebene gesammelt werden im Hinblick auf die Definition von spezifischen BAT-AELs für diese Verbindungen. Diese Empfehlung ist insbesondere relevant durch die Nennung von zwei Borverbindungen (Borsäure und wasserfreies Natriumtetraborat) auf der Kandidatenliste der Substanzen mit sehr hohen Bedenken (engl.: Substances of Very High Concern; SVHC) der Europäischen REACH Verordnung 2006/1907/EC.
 - Zusätzlich sollten anlagenspezifische Informationen zu Emissionsdaten für den Flachglas- und Behälterglassektor gesammelt werden, um die relevanten medienübergreifenden Effekte, die mit hohen Minderungsrate von SO_x-Emissionen und dem Recycling von Filterstaub ins Gemenge verbunden sind, bewerten zu können. Insbesondere die Option der Deponierung des Filterstaubes gegenüber höheren SO_x-Emissionen sollte weiter untersucht werden.
 - Für die Herstellung von Steinwolle sollten weitere Daten auf Anlagenebene zu SO_x-Minderungsraten und zu mit der Produktion von festen Abfällen verbundenen medienübergreifenden Effekten gesammelt werden. Insbesondere sollten Informationen zum Recycling von festen Abfällen in Zementsteinen und alternative Wege für den Filterstaub ergänzt werden. Für die Steinwolleherstellung sollten Emissionsdaten zu flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) aus Weiterverarbeitungsprozessen und damit verbundene Informationen zu den Quellen und den Behandlungstechniken detaillierter betrachtet werden.
 - Daten zu NO_x-Emissionen, verbunden mit der Verwendung von Nitraten im Gemenge, sollten für alle betroffenen Sektoren gesammelt werden (Behälter, Flach-, Wirtschafts- und Spezialglas, Mineralwolle, Fritten). Sowohl die sektorspezifischen Emissionsdaten als auch die Werte auf Anlagenebene werden benötigt.
 - Weitere anlagenspezifische Daten zu NO_x-Emissionen und Informationen zu möglichen technischen Optionen zur Minderung dieser bei der Herstellung von Fritten sollten gesammelt werden, um diesen Sektor besser bewerten zu können.

Vorgeschlagene Themen für zukünftige Forschungs- und Entwicklungsarbeiten

Die Mögliche Anwendbarkeit einiger vorhandener Techniken für den Frittensektor, mit besonderer Sicht auf Sekundärmaßnahmen (End-of-Pipe) zur Minderung von NO_x-Emissionen (z.B. SCR und SNCR) sollten untersucht werden, um die technischen und ökonomischen Einschränkungen dieser Techniken bestimmen zu können.

Eine vergleichende Arbeit zu Messungen an festen und gasförmigen Emissionen von Borverbindungen aus den Schmelzwannen der Bor enthaltenden Gläser, wäre nützlich zur Definition von Standardmessmethoden und zur Erarbeitung von geeigneten BAT-AELs.

Bei Anwendung der SCR-Technik in der Glasindustrie wurden schwächere NO_x-Werte, als theoretisch erreichbar auf der Basis von beobachteten Leistungen aus anderen Industriesektoren, berichtet. Die

Möglichkeit zum Erreichen geringer NO_x-Emissionswerte, insbesondere im Flachglassektor, sollten untersucht werden.

Die Kommission startet und unterstützt durch ihr Forschungs- und Entwicklungsprogramm eine Reihe von Projekten, die sich mit sauberen Technologien, in Entwicklung befindlichen Abwasser-/ Abgasbehandlungstechniken, Recyclingtechnologien und Managenentstrategien befassen. Möglicherweise können diese Projekte nützliche Beiträge für zukünftige BVT-Merkblatt-Überarbeitungen liefern. Die Leser sind daher eingeladen, das Europäische EIPPC Büro über jeglichen Forschungsergebnisse, die im Rahmen dieses Dokumentes relevant sein könnten, zu informieren (siehe auch fünfter Abschnitt des Vorwortes dieses Dokumentes).

Alle Vorschläge und Kommentare sollten an das Europäische EIPPC Büro, Institut für Zukunftstechnologiestudien an die folgende Adresse gesendet werden:

European Commission
Institute for Prospective Technological Studies
European IPPC Bureau
Edificio Expo
c/ Inca Garcilaso, 3
E-41092 Seville, Spain
Telephone: +34 95 4488 284
Fax: +34 95 4488 426
E-mail: JRC-IPTS-EIPPCB@ec.europa.eu
Internet: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu>

8 ANNEXES

8.1 Annex I: Method of estimation of air pollution control costs and cross-media effects

[94, Beerkens - APC Evaluation 2008]

The reference document used for most of the cost data conclusions and tables presented in Chapter 4 in the 'Economics' sections was provided by the glass industry. Data presented in Chapter 4 and in this section refer to costs and cross-media effects of the different techniques applied to various glass sectors and furnace sizes to control air pollution.

This section describes the methodology that has been applied to estimate the additional production costs associated with the installation and operation of air pollution control equipment for a glass production plant. The calculation of extra costs associated with the application of process modifications (changes in design, conversion from air-firing to oxygen-firing or electric melting), carried out with the primary goal of decreasing the emission levels (in concentrations or in absolute values) of certain pollutant species, is also described in this section.

A methodology for the calculation has been set up by the Netherlands with the purpose of standardising the calculation of the costs and the effects of an environmental measure regardless the internal cost figures applied by the company that uses the technique being investigated (NER Nederlandse Emissie Richtlijn Lucht, InfoMil September 2004. ISBN 90-776323-01-1) [155, NER April 2003].

The methodology adopted for the calculation of most cost data reported in Chapter 4, presented in the following sections, is based mainly on the NER approach.

Because in the glass industry the main emissions are generally caused by the melting process, only the costs for reducing the solid and gaseous emissions of the glass melting furnaces are considered here.

8.1.1 Costs included in the economic evaluation

The additional costs for air pollution control (APC) systems include the capital costs/investment costs for the additional equipment or for the changes to the existing installations. These costs are spread over the economic lifetime and are calculated as capital costs per year. These costs include the annual depreciation of the investments plus annual interest costs.

Typical investment costs are, for instance:

- filters, scrubbers, SCR equipment, new burners, changes in furnace design
- piping, valve connections to existing flue-gas systems, extra fans or fan capacity to compensate for pressure drop of the flue-gas over the equipment (filter, SCR, scrubber)
- storage (silo) and transport of waste materials, for instance the collected filter dust
- in the case of wet scrubbing systems: waste water treatment systems and sewage sludge treatment
- engineering and construction/erection of equipment on site
- the transport of new equipment
- site preparation: foundations, buildings
- electricity supply, transformers
- changes in stacks or erection of an extra stack
- licence costs (often included in the price of the main equipment)
- continuous monitoring system for the flue-gas composition (NO_x, SO_x, O₂, dust), necessary for checking the performance of the APC system and to detect failures (such as catalyst poisoning or fouling, defective bag filter modules) in APC operations.

In this study, the interest rates that apply to these investments is set at 6 % annually, the writing-off period for the equipment is taken as 10 years, taking into account the average lifetime of the APC equipment and economic writing-off periods for these types of installations. For buildings, foundations or other infrastructural measures, the depreciation is evenly spread over 25 years.

The formula used to calculate the contribution of interest rate and writing-off time to the average annual APC costs, referring to 2007 value, is the following:

$$\text{Capital costs in EUR/year} = \text{Equipment costs} \times \left[\frac{(1+I/100)^{\text{ELE}}}{((1+I/100)^{\text{ELE}})-1} \right] \times I/100 + \text{Infrastructure costs} \times \left[\frac{(1+I/100)^{\text{ELI}}}{((1+I/100)^{\text{ELI}})-1} \right] \times I/100$$

Where:

- ELE = writing-off time for the equipment, in years (default value: 10 years)
- ELI = writing-off time for infrastructural investments, in years (default value: 25 years)
- I = annual interest rate on capital, in % (default value: 6 %/year)
- equipment costs = current value of all purchased equipment and installation of the equipment, plus decommissioning at the current value
- infrastructure costs = current value costs of the foundations, electricity supply, buildings, and sometimes costs for stack modifications.

Operational costs of air pollution control equipment are given below.

- Extra energy consumption: the important factor is the electrical energy used for oxygen production, motor fan operation and for compressed air consumption (cleaning of filters, injection of absorption media in the gas flow, aspiration of ammonia solution).
- Chemical agents: ammonia solution (or urea), limestone or hydrated lime (for scrubbers), sodium carbonate or sodium bicarbonate.
- Extra fuel: for instance, for compensating the loss in energy efficiency in some cases, or for hydrocarbon injection in the exhaust gases when the 3R process is applied.
- Oxygen: oxygen is supplied by trucks when there are small demands (small furnaces). In this case the oxygen is more expensive compared to when producing large quantities of oxygen on-site by cryogenic distillation or molecular sieve processes (PSA or VSA/VPSA). Some glass companies can be directly supplied by liquid oxygen pipelines located in their vicinity. Oxygen prices may range from EUR 0.05 up to 0.15 per Nm³ (pure), depending on the consumption level (oxygen capacity required), contract conditions, distance to oxygen production site and local electricity prices.
- CO₂ permits: extra fossil fuel energy consumption associated with the operation of APC systems (e.g. the 3R process) or variations in fossil fuel energy demands for different furnace types (oxygen-firing versus air-firing) will change the volume of CO₂ emissions and the required CO₂ permits (in this study a permit for 1 tonne CO₂ emissions is assumed to cost EUR 20).
- Filter dust disposal: glass companies strive to reuse the filter dust as raw material in the batch. However, in the case of unacceptable sulphur or chloride accumulation in the system, or problems with carryover of fine dust in the furnace, part (or sometimes all) of the filter dust has to be externally disposed of. Disposal plus transport costs may be up to EUR 400 per tonne of dust.
- Equipment maintenance and operation by workforce.
- Regular calibration of flue-gas monitoring equipment.
- Water used for cleaning, semi-dry, wet scrubbing or for the preparation of ammonia solutions.
- Repairs
- Replacing catalyst modules or bag filter modules with typical lifetimes of 5 years.

The following specific default price levels have been used to calculate costs of consumables and energy:

- electricity: EUR 0.091 per kWh (including taxes referring to the EU-27 level for the year 2007), estimated from electricity prices for large industrial consumers (EuroStat: electricity prices for large industrial consumers and natural gas prices for large industrial standard consumer)
- natural gas/fuel oil: 10.43 EUR/GJ (based on net calorific combustion value, including taxes) or 9.41 EUR/gross GJ
- oxygen price: EUR 0.06 per m³ for large consumers and EUR 0.10 per m³ for small consumers
- catalyst modules for SCR systems: EUR 12 000 per m³
- water: EUR 2 per m³
- ammonia (NH₃): EUR 400 per tonne
- hydrated lime: EUR 175 per tonne (high quality grade)
- sodium carbonate: EUR 160 per tonne
- sodium bicarbonate: EUR 210 per tonne
- CO₂ permits: EUR 20 per tonne CO₂
- labour: EUR 40 000 per full person-year (1 680 hours)
- waste disposal (if required): EUR 400 per tonne of waste (chemical waste) (*)

The above costs are derived/estimated for the average situation in the EU-27 for the year 2007.

8.1.2 Comparison of costs of different technologies

In several cases, the costs associated with the reduction of emissions for a specific pollutant cannot directly be derived from the investment costs of end-of-pipe equipment (such as scrubbers, filters or SCR) and their related operational costs. Especially in the case of the application of a primary measure, the difference in production costs between the conventional process and the new process with a lower emissions level have to be determined and the difference between the volume of emissions produced in both cases (before and after the implementation of the BAT) should be estimated in order to derive the specific abatement costs (costs per kg of species removed).

An example is given by the application of oxygen-firing to glass furnaces. The total costs for melting, calculated over a period of a typical lifetime of the furnace, include the costs for the furnace and boundary equipment, the energy and oxygen costs and production losses during repairs or overhauls. The total costs divided by the total production in this period are equivalent to the melting costs.

Oxygen-firing is considered a primary measure (preventing the formation of NO_x) and it is applied in Europe and the US mainly to reduce NO_x emissions. The conversion of a glass furnace from air-fuel firing (conventional) to oxygen-firing results in a different melting cost per tonne of glass which is then attributed to the emissions reduction of NO_x, expressed in EUR per tonne of NO_x reduced.

(*) Disposal costs are strongly country dependent and may be as high as 400 to 600 EUR/tonne waste. Of course, the specific costs may change over time; some price levels are very volatile such as fuel costs. Different areas in Europe can show very different costs for electricity, workpower, waste disposal and water.

Also for electric melting, as an alternative for lowering emissions by primary measures, the difference between the melting costs calculated during a sufficiently long time (e.g. 10 or 15 years) with the electric furnace, and the melting costs with air-gas or air-fuel oil-fired furnaces is attributed to emissions reduction. Only in cases where the main goal for the application of the technique is not emissions reduction are the cost differences not attributed to the pollutants removed.

8.1.3 Air pollution control cost data

In this study, the capital costs and operational costs are calculated or estimated from the data of existing plants installed before 2007, or recent estimates from suppliers of APC systems to the glass industry. The costs are based on 2007 values.

For several relevant cases: container glass, float glass, tableware and continuous filament glass fibre melting furnaces, the costs for different types of APC equipment are related to the capacity of the furnace (suited to treat the emitted flue-gas volumes) and to the types of pollutants to be removed.

For instance, for a container glass furnace producing 300 tonnes/day molten glass (on average), equipped with a dry scrubber and a bag filter, the total annual costs are determined including interest, depreciation of investments and operational costs. These costs can be divided by the total annual glass melt production to assess the APC cost per tonne molten glass. The costs can also be divided by the total amount of reduced emissions of a given pollutant, which have decreased over one year because of the application of this APC equipment.

Thus, air pollution control costs presented in Chapter 4 and in Section 8.1.7 may be expressed as described below.

- Cost per tonne molten glass (average).
- Cost per kg of reduced emissions of a specific pollutant that is abated by the applied BAT. Sometimes one integrated APC system reduces the emissions of several pollutant species. For example, a scrubber plus filter will reduce SO_x and dust emissions. In this case, the distribution of costs over the different pollutant emission reductions is clearly defined, because 1 kg SO_x emissions reduction cannot be considered equivalent to 1 kg dust (particulate) emissions reduction (See Section 8.1.4).
- Total annual costs for capital and operation.
- Annual costs of air pollution control versus the turnover of glass production.
- Annual costs of air pollution control versus the market value of produced glass
- Annual costs of air pollution control versus the total production costs (melting, forming, energy, raw materials, personnel costs for the complete production plant, taxes).

In this study, the total annual APC costs, the costs per tonne molten glass (specific costs) and per kg emissions reduction are determined and results are presented in Chapter 4 and in Section 8.1.7 for existing installations and for installations recently realised or scheduled (2007 – 2008).

8.1.4 Distribution of APC costs in combined systems, among more than one pollutant species

The method presented in the NER (Netherlands Emission Regulations) provides criteria for calculating the specific costs of air pollution control applications when a reduction of emissions of multiple pollutants present in flue-gases occurs. The costs per unit (tonne) of emissions reduced is calculated for each component by using weighting factors. The weighting factors are

generally based on the emission limit values of the general NER (NER Nederlandse Emissie Richtlijn Lucht, InfoMil September 2004. ISBN 90-7-76323-01-1) [155, NER April 2003]. This means that the emissions reduction of a component with an emission limit value of $X \text{ mg/Nm}^3$ is Y/X times more important than for another pollutant with an emission limit of $Y \text{ mg/Nm}^3$.

The weighting factor for dust is 10, compared to SO_x being 0.5, because the emission limit for dust expressed in mg/Nm^3 is 20 times lower than the limit for SO_x , based to the general rules of the Dutch regulation NER.

Example:

In this study, the method described in the NER has been used, based on a weighting factor for dust (W_d) of 10 and for SO_x (W_s) of 0.5.

The specific SO_x abatement costs are calculated on the basis of the total annual costs (Q) in EUR (capital and operational) for the system consisting of a scrubber stage plus filter applied to reduce emissions of a glass melting furnace, the kg of particulate emissions reduced per year (R_d) and the SO_x emission reduction in kg per year (R_s).

Specific SO_x abatement costs, in EUR per kg SO_x emissions reduction = $Q \times W_s / (W_s \times R_s + W_d \times R_d)$

Specific dust abatement costs, in EUR per kg dust emission reduction = $Q \times W_d / (W_s \times R_s + W_d \times R_d)$

The weighting factors given in the NER are the following:

- SO_x (expressed as SO_2): 0.5
- Particulates: 10
- NO_x (expressed as NO_2): 0.5.

8.1.5 Cross-media effects

The consumption of electricity associated with the production of oxygen, or chemical agents such as sodium carbonate, hydrated lime, sodium bicarbonate or other reactants such as ammonia, is associated with indirect emissions. Also, in the case of the extra consumption of fossil fuels due to the application of air pollution control systems (e.g. 3R), extra emissions are produced (mainly CO_2).

Table 8.1 shows the typical emissions expressed per kWh of electricity, from power generation plants in the EU per kWh, derived from the Reference document on Best Available Techniques for Energy Efficiency (ENE), June 2008 and from 2005 data on electricity production in Europe (EU-27) and emissions from power plants (data from the European Environment Agency).

Table 8.1 shows the indirect emissions related to the production of electricity, reagents and chemicals used to operate the air pollution control systems.

(See also the Reference Document on Economics and Cross-Media Effects (ECM), July 2006 and the Reference Document on Best Available Techniques for Energy Efficiency (ENE), June 2008) [124, EC 2008] [156, EC 2006].

Table 8.1: Indirect emissions related to the consumption of chemicals and electricity

Chemical compound/ energy carrier		NO _x	SO _x	CO ₂	NH ₃
	Unit	grams	grams	kg	grams
Ammonia	tonne	1000	NA	1150	1000
Hydrated lime	tonne	150	NA	800	NA
Sodium carbonate	tonne	529	NA	661	551
Sodium bicarbonate	tonne	330	NA	438	350
Electricity	kWh	1.715	6.24	0.683	NA
Oxygen	tonne	453	1650	180	NA

NA = not available.
- Emissions are per tonne or per kWh.
- Only emissions during production, excluding emissions during transport.

Sources:

- Electricity data: from European Environment Agency (2003 data).
- Data for ammonia: IPPC Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals-Ammonia, Acids and Fertilisers, August 2007.
- Data for sodium carbonate and sodium bicarbonate: IPPC Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals-Solids and Others Industry, August 2007.
- Data for hydrated lime: estimated from limestone calcination: CO₂ from limestone plus fossil fuel energy consumption of calcination kilns (information from one of the hydrated lime producers in Europe).

8.1.6 Example cost calculation

Table 8.2 shows an example of costs calculated with the methodology previously described, for an APC system consisting of an ESP with a Ca(OH)₂ scrubber, applied to a gas-fired float glass furnace of 700 tonnes per day.

Table 8.2: Example cost calculation (ESP plus Ca(OH)₂ scrubber) for a 700 tonnes/day gas-fired float glass furnace

General information			
Furnace	Cross-fired	Regenerative	
Glass type	Float glass		
Molten glass	700	Tonnes/day	
Flue-gas flow dry	88 000	Nm ³ /h/dry	8 % O ₂
Flue-gas flow	98 000	Nm ³ /h/wet	8 % O ₂
Fuel	gas		
Temperature abatement system	350 – 400	°C	
Capital costs (value year 2007)			
Engineering costs	180 000	EUR	
Start-up costs and training	31 000	EUR	2 person/month
Water cooling system	75 000	EUR	
Investment for filter (ESP) piping and insulation	2 180 000	EUR	
Investment for fan	400 000	EUR	
Investment for scrubber	250 000	EUR	
Investment for injector lime/Ca(OH) ₂ /soda		EUR	Included in scrubber
Investment for filter dust removal equipment	120 000	EUR	
Investment for filter dust and SO _x monitoring	65 000	EUR	
Investment for changes in stack and connections	515 200	EUR	
Transport costs equipment parts	125 000	EUR	
Decommissioning costs (value year 2007)	145 800	EUR	6 % of investments filter + scrubber
Total capital costs	4 087 000	EUR	
Investment electricity supply	340 000	EUR	

Foundation and buildings, site preparation	272 500	EUR		
Control equipment		EUR		Included in other items
Total foundation/civil works	612 500	EUR		
Total investments	4 699 500	EUR		
Interest rate	6	%		
Lifetime installation	10	Years		
Capital costs per year	603 206	EUR		
Operating costs				
Absorption agent (hydrated lime)	117 815	EUR/yr	3.31	tonnes/tonne SO ₂ removed (efficiency 35 %)
Electricity	239 148	EUR/yr	10.29	kWh/tonne glass (fans, ESP, control equipment)
Pressurised air (6 bar)	55 448	EUR/yr	400	Nm ³ /h pressurised air, at 6 bar
Labour costs	30 000	EUR/yr	0.75	Person/yr
Monitoring system calibration and maintenance	10 000	EUR/yr		
Filter cloth exchange	0	EUR/yr		
Waste disposal	389 779	EUR/yr	974.45	tonnes/yr
Water	67 452	EUR/yr	7.7	m ³ /h
Total operating costs per year	909 641	EUR		
Total costs per year	1 512 848	EUR		
			Specific costs	
Total tonnes melted glass	255 500	tonnes melted glass/yr	5.92	EUR/tonne melted glass
Total net tonnes glass	229 950	net tonnes glass/yr	6.58	EUR/tonne glass product
Weighting factor SO ₂	0.5			
Weighting factor dust	10			
Initial SO _x content	800	mg/Nm ³		
SO _x content after APC	536	mg/Nm ³		
Initial dust content	140	mg/Nm ³		
Dust content after APC	5	mg/Nm ³		
Volume flow flue-gases through filter	88 000	Nm ³ /h, dry, 8 % O ₂		
Amount SO _x (as SO ₂) reduction	203.5	tonnes/yr	0.66	EUR/kg SO₂
Amount dust reduction	104.1	tonnes/yr	13.24	EUR/kg dust
Emissions associated with electricity consumption (indirect emissions at power plant)				
NO _x			5.2	tonnes/yr
SO _x			19.0	tonnes/yr
CO ₂			2082	tonnes/yr
Emissions associated with Ca(OH)₂ use				
NO _x			0.1	tonnes/yr
CO ₂			539	tonnes/yr
Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]				

8.1.7 Cost data for APC systems applied to glass melting furnaces

This section presents a summary of estimated costs associated with the implementation of different air pollution control (APC) systems to glass melting furnaces.

Table 8.3 reports the estimated costs concerning the application of an electrostatic precipitator in combination with a dry scrubbing stage, applied to different melting furnaces. Data presented in the table refer to both APC systems applied before 2007 and systems implemented in 2007 and 2008. The table shows the total investment costs (second column), the investment costs (depreciation and interest) per year, operational costs and specific costs for different furnaces in three glass sectors, with or without filter dust recycling. Also the costs per kg SO₂ or per kg dust removed from the flue-gas are presented. These costs depend on many factors and, for the same type of glass and tonnes of melted glass, the costs for scrubbing and filtering may be different due to different flue-gas volumes, hydrated lime addition and over-sizing of the equipment (to be able to operate the APC even at the highest production levels).

Part of the total cost is assumed to be associated with dust removal and the other part with the reduction of SO_x emissions.

In Table 8.4 a summary of estimated costs concerning the application of an air pollution control system with a bag filter plus a scrubbing stage (dry and semi-dry scrubbing) is presented for different glass sectors and furnace capacities.

Table 8.5 gives an overview of the different available methods applied for the removal of SO_x, HF, HCl or boron compounds and selenium compounds from the flue-gases of glass melting furnaces. It summarises the performance, advantages, disadvantages, boundary conditions and costs associated with the different DeSO_x techniques. Cost data are given per tonne of melted glass and refer to applications on float or container glass furnaces. Two different options, with the total recycling of filter dust in the batch formulation or with external disposal into a landfill are presented. The difference between the two values is based on the typical costs for the disposal of the filter dust. Disposal plus transport may cost up to EUR 400 per tonne of dust. The costs indicated in Table 8.5 consider the average situation in the EU-27 (year 2007). It should be noted that these costs may vary across the different Member States and will also change over time (e.g. price of energy is highly variable).

A summary of the specific costs concerning different APC systems applied for the combined abatement of dust and SO_x is presented in Table 8.6.

Table 8.3: Estimated costs for air pollution control systems with electrostatic precipitators plus dry scrubbing, applied to the flue-gases of glass melting furnaces

APC methods and applications ⁽¹⁾ ⁽²⁾	Total investment in EUR	Investment/yr EUR	Operation in EUR/yr	Specific costs: EUR/molten tonne	Δ dust tonnes/yr	Δ SO _x tonnes/yr	Specific costs: EUR/kg SO ₂	Specific costs: EUR/kg dust
ESP plus dry scrubber with Ca(OH)₂								
Float glass furnaces – 500 TPD with filter dust recycling	3 904 240	500 000	376 000	4.8	-78	-153	0.51	10.2
Float glass furnaces – 700 TPD with filter dust recycling	4 700 000	603 200	488 000	4.27	-104	-203	0.48	9.55
Float glass furnaces – 900 TPD with filter dust recycling	5 460 000	700 700	575 000	3.88	-130	-254	0.45	8.93
Float glass furnaces – 500 TPD with all filter dust disposal	3 904 240	500 000	688 000	6.51	-78	-153	0.69	13.87
Float glass furnaces – 700 TPD with all filter dust disposal	4 700 000	603 200	896 000	5.87	-104	-203	0.66	13.12
Float glass furnaces – 900 TPD with all filter dust disposal	5 460 000	700 700	1 080 000	5.44	-130	-254	0.63	12.5
Float glass furnaces – 700 TPD with all filter dust disposal and 1.5 times more absorbent	4 700 000	603 200	1 146 000	6.81	-104	-308	0.73	14.56
Container glass – 300 TPD with filter dust recycling (oil-fired)	2 380 000	310 000	185 000	4.52	-25.6	-86.7	0.84	16.5
Container glass – 450 TPD with filter dust recycling (gas-fired)	3 170 000	415 000	237 000	3.96	-38	-59	0.8	15.43
Container glass – 600 TPD with filter dust recycling (oil-fired)	3 400 000	443 250	341 000	3.58	-60	-170	0.58	11.4
Container glass – 133 TPD with filter dust recycling (oil-fired), installed in 2007	3 065 000	404 000	166 000	11.74	-25	-77	0.99	19.9
Container glass – 435 TPD with filter dust recycling (gas-fired), installed in 2007	3 850 000	506 000	317 000	5.2	-71	-98	0.54	10.75
Container glass – 740 TPD with filter dust recycling (gas-fired), installed in 2007	4 850 000	632 600	440 000	3.96	-98	-135	0.51	10.24
Container glass – 1275 TPD with filter dust recycling (gas-fired), installed in 2007	7 000 000	933 500	655 000	3.41	-178	-245	0.41	8.28
Container glass – 200 TPD with all filter dust disposal	2 200 000	288 000	201 000	6.7	-18.7	-40	1.19	23.8
Container glass – 300 TPD with all filter dust disposal (oil-fired)	2 380 000	311 400	379 000	6.31	-30.8	-86.7	0.98	19.63
Container glass – 450 TPD with all filter dust disposal	3 170 000	415 000	370 000	4.77	-38	-59	0.95	19.1
Container glass – 600 TPD with all filter dust disposal (oil-fired)	3 400 000	443 250	673 000	5.1	-60	-170	0.81	16.24
Container glass – 560 TPD with all filter dust disposal (gas-fired), installed in 2007 – 2008	4 650 000	605 500	580 000	5.8	-59	-103	0.93	18.3
Container glass – 560 TPD with all filter dust disposal (oil-fired), installed in 2007 – 2008	4 650 000	605 500	897 000	7.36	-67	-233	0.95	19.1

APC methods and applications ⁽¹⁾ ⁽²⁾	Total investment in EUR	Investment/yr EUR	Operation in EUR/yr	Specific costs: EUR/molten tonne	Δ dust tonnes/yr	Δ SO _x tonnes/yr	Specific costs: EUR/kg SO ₂	Specific costs: EUR/kg dust
ESP plus dry scrubber with Ca(OH)₂								
Container glass – 133 TPD with all filter dust disposal (oil-fired), installed in 2007 – 2008	3 065 000	403 000	322 000	14.96	-27	-76	1.16	23.3
Container glass – 435 TPD with all filter dust disposal (gas-fired), installed in 2007 – 2008	3 850 000	505 000	534 500	6.55	-71	-98	0.68	13.7
Container glass – 740 TPD with all filter dust disposal (gas-fired), installed in 2007 – 2008	4 850 000	632 600	743 000	5.1	-98	-135	0.66	13.2
Container glass – 1275 TPD with all filter dust disposal (gas-fired), installed in 2007 – 2008	7 000 000	933 500	1 194 000	4.57	-178	-245	0.56	11.2
Tableware furnace – 35 TPD with all filter dust disposal	1 190 000	156 500	57 000	16.7	-4.63	-4.8	2.2	43.9
Tableware furnace – 35 TPD with all filter dust recycling	1 119 000	156 000	43 500	15.65	-4.63	-4.8	2.05	41.1
Tableware furnace – 180 TPD with all filter dust disposal	1 960 000	256 000	247 000	7.66	-22.7	-56.2	0.99	19.73
ESP plus dry scrubber with NaHCO₃								
Float glass furnace - 700 TPD, with all filter dust disposal (gas-fired)	4 719 500	605 920	1 370 000	7.75	-104	-414	0.79	15.9
Float glass furnace – 700 TPD, with all filter dust recycling (gas-fired)	4 719 500	605 920	515 000	4.39	-104	-414	0.49	9.81
Container glass furnace – 300 TPD, with all filter dust disposal, 67 % SO ₂ absorption (oil-fired)	2 400 000	312 800	600 000	8.33	-30.8	-232	1.07	21.5
Container glass furnace – 300 TPD, with all filter dust disposal, 50 % SO ₂ absorption (oil-fired)	2 400 000	312 800	491 000	7.38	-30.8	-173	1.02	20.36
⁽¹⁾ TPD =tonnes per day. ⁽²⁾ Emission data used for the calculation are the following: <ul style="list-style-type: none"> dust: typical values between 10 and 20 mg/Nm³, with optimised values between 5 and 10 mg/Nm³ SO₂: typical removal efficiency with Ca(OH)₂ between 25 and 33 %. Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]								

Table 8.4: Estimated costs for air pollution control systems with bag filters plus scrubbing, applied to the flue-gases of glass melting furnaces

APC methods and applications ⁽¹⁾ ⁽²⁾ ⁽³⁾	Investment in EUR	Investment/yr EUR	Operation in EUR/yr ⁽¹⁾	Specific costs: EUR/molten tonne	Δdust tonnes/yr	ΔSO _x tonnes/yr	Specific costs: EUR/kg SO ₂	Specific costs: EUR/kg dust
Bag filter plus dry scrubber								
Float glass – 500 TPD with all filter dust disposal	2 670 000	344 300	930 000	6.98	-80	-159	0.72	14.42
Container glass – 200 TPD with filter dust recycling	1 211 000	158 600	168 000	4.63	-17.2	-19.9	0.9	17.93
Container glass – 300 TPD with filter dust recycling	1 435 500	188 400	234 000	3.86	-20.3	-26.5	0.98	19.57
Container glass – 450 TPD with filter dust recycling	1 588 300	208 000	268 000	2.9	-35.3	-43.4	0.64	12.72
Container glass – 600 TPD with filter dust recycling	1 895 000	249 000	344 000	2.7	-43.3	-53.3	0.64	12.9
Container glass – 210 TPD with filter dust recycling, installed in 2007 (gas-fired)	1 960 000	260 300	191 000	5.89	-25	-29	0.85	17
Container glass – 210 TPD with filter dust recycling, installed in 2007 (oil-fired)	1 960 000	260 300	227 400	6.36	-28	-87	0.76	15.11
Container glass – 270 TPD with filter dust recycling installed in 2008 (oil-fired)	3 036 000	406 500	365 000	7.83	-47	-146	0.71	14.21
Container glass – 290 TPD with filter dust recycling, installed in 2005 (gas-fired)	1 860 000	247 000	235 000	4.55	-28.5	-33	0.8	16
Container glass – 200 TPD with all filter dust disposal	1 211 000	158 600	220 000	5.2	-16	-19.1	1	20.04
Container glass – 300 TPD with all filter dust disposal	1 435 500	188 400	298 000	4.44	-20.5	-23.6	1.04	20.78
Container glass – 450 TPD with all filter dust disposal	1 588 900	208 000	380 000	3.6	-35	-41	0.79	15.74
Container glass – 600 TPD with all filter dust disposal	1 895 000	249 000	488 000	3.37	-45.5	-52.6	0.77	15.3
Container glass – 210 TPD with all filter dust disposal installed in 2007	1 960 000	260 300	271 000	6.93	-25	-29	1	20.1
Container glass – 290 TPD with all filter dust disposal, installed in 2005 (gas-fired)	1 860 000	247 000	326 000	5.41	-28.5	-33	0.95	19
Container glass – 290 TPD with all filter dust disposal, installed in 2005 (oil-fired)	1 860 000	247 000	526 000	7.3	-32	-99	1.16	23.14
Tableware furnace – 30 TPD with filter dust recycling	771 000	99 600	64 500	12.85	-5.32	-3.25	1.49	30
Tableware furnace – 30 TPD, with all filter dust disposal	771 000	99 600	77 200	13.84	-5.32	-3.25	1.61	32.2

APC methods and applications ⁽¹⁾ ⁽²⁾ ⁽³⁾	Investment in EUR	Investment/yr EUR	Operation in EUR/yr ⁽¹⁾	Specific costs: EUR/molten tonne	Δdust tonnes/yr	ΔSO _x tonnes/yr	Specific costs: EUR/kg SO ₂	Specific costs: EUR/kg dust
Tableware furnace – 180 TPD with filter dust recycling	900 000	115 000	174 000	4.36	-8	-4.3	1.77	35.5
Tableware furnace – 200 TPD with filter dust recycling	905 200	120 000	155 000	3.76	-11.4	-6.1	1.17	23.5
Tableware furnace with E-boosting borosilicate glass – 150 TPD	1 150 000	154 000	141 000	5.4	-68			
E-glass furnaces, oxygen-fired – 100 TPD, with all filter dust disposal (estimated)	1 224 000	160 000	281 000	11	-34	-39	0.61	12.3
Bag filter plus semi-dry scrubber								
Float glass – 500 TPD without filter dust disposal, outlet emissions: 400 mg SO _x /Nm ³ (gas-fired)	4 500 000	586 000	700 420	7.05	-68.3	-285	0.78	15.58
Float glass – 500 TPD without filter dust disposal, outlet emissions: 750 mg SO _x /Nm ³ (oil-fired)	4 500 000	586 000	756 860	7.36	-82.6	-655	0.58	11.65
Float glass – 900 TPD without filter dust disposal (gas-fired)	7 345 000	963 270	947 000	5.82	-122	-508	0.65	12.96
Float glass – 500 TPD with all filter dust disposal (gas-fired)	4 500 000	586 000	1 165 000	9.59	-69.4	-290	1.04	20.88
Float glass – 500 TPD with all filter dust disposal (oil-fired)	4 500 000	586 000	1 793 000	13.03	-83.8	-665	1.02	20.3
Float glass – 900 TPD with all filter dust disposal (gas-fired)	7 345 000	963 270	1 774 000	8.33	-121	-508	0.93	18.58
Container glass furnace – 350 TPD without filter dust disposal (gas-fired)	2 304 500	300 400	377 000	5.3	-23.2	-100.7	1.2	24.02
Container glass furnace – 350 TPD with all filter dust disposal (gas-fired)	2 304 500	300 400	535 000	6.54	-23.2	-100.7	1.48	29.62
⁽¹⁾ The costs for filter dust disposal are assumed to be EUR 400/tonne. ⁽²⁾ TPD = tonnes per day. ⁽³⁾ Emission data used for the calculation are the following: <ul style="list-style-type: none"> dust: typical values between 10 and 20 mg/Nm³ for ESP, with optimised values between 5 and 10 mg/Nm³ SO₂ typical removal efficiency with Ca(OH)₂ between 25 and 33 %. Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]								

Table 8.5: Comparison of methods for the removal of SO_x, HCl, HF and other gaseous pollutants from flue-gases of glass melting furnaces

Scrubbing system									
Scrubber type	Dry					Semi-dry			Wet
Absorption agent	Ca(OH) ₂	NaHCO ₃	Uncalcinated trona Na ₃ H(CO ₃) ₂ ·2H ₂ O	Ca(OH) ₂	NaHCO ₃	Ca(OH) ₂ suspension	Na ₂ CO ₃ solution	Na ₂ CO ₃ solution	Ca(OH) ₂ suspension
Filter type	Bag filter	Bag filter	ESP (1)	ESP (1)	ESP (1)	Bag filter	Bag filter	ESP (1)	
Application in glass industry	High	Very low	Very low	Very high	Medium	Low	Low	Low	Low
Typical temperature range (°C)	140 – 180	140 – 180	300 – 350	300 – 400	250 – 350	160 – 180	180 – 200	250 – 400	60
SO ₂ removal efficiency in % at stoichiometric dosing n=1	10 to 25	75	75 – 90	30 – 40	>60	Not available	70 – 90		>90
Filter dust composition (2)	CaSO ₃ , CaSO ₄ , CaF ₂ , CaCl ₂ , CaCO ₃ , Ca(OH) ₂ , Na ₂ SO ₄	Na ₂ SO ₄ , NaCl	Na ₂ SO ₄ , NaCl	CaSO ₄ , CaSO ₃ , CaF ₂ , Ca(OH) ₂	Na ₂ SO ₄ , NaCl	CaSO ₄ , CaSO ₃ , CaF ₂ , Ca(OH) ₂	Na ₂ SO ₄ , Na ₂ SO ₃ , Na ₂ CO ₃ , NaCl	Na ₂ SO ₄ , Na ₂ SO ₃ , Na ₂ CO ₃ , NaCl	CaSO ₄ , CaSO ₃ , CaF ₂
Advantages	Simple process, only cooling of flue-gas; bag filter provides dust removal and reaction	Simple process, only cooling of flue-gas; bag filter provides dust removal and reaction	Simple process, only cooling of flue-gas; bag filter provides dust removal and reaction		High absorption for HCl and SO _x	Low consumption of absorption agent, low costs of chemicals, and lower investment costs compared to wet scrubbers		Good absorption performance; with dry, fine (milled) soda Powder, good efficiencies can also be achieved	Low consumption of absorption agent, low costs of chemicals
Disadvantages	High consumption of reactants in cases where high removal efficiencies are required; generates large amounts of filter dust	Expensive reactant	Reactant is difficult to purchase in Europe	High consumption of reactants in cases where high removal efficiencies are required; generates large amounts of filter dust	Expensive reactant	Spray dryer is expensive; costly materials for bag filter; higher investment compared to dry scrubber	Spray dryer is expensive; costly materials for bag filter; higher investment compared to dry scrubber	System needs more maintenance than dry scrubbers	Reheating of flue-gas before stack; production of waste water and gypsum complex, and fouling of equipment; high investment

Scrubbing system									
Scrubber type	Dry					Semi-dry			Wet
Absorption agent	Ca(OH) ₂	NaHCO ₃	Uncalcinated trona Na ₃ H(CO ₃) ₂ ·2H ₂ O	Ca(OH) ₂	NaHCO ₃	Ca(OH) ₂ suspension	Na ₂ CO ₃ solution	Na ₂ CO ₃ solution	Ca(OH) ₂ suspension
Filter type	Bag filter	Bag filter	ESP ⁽¹⁾	ESP ⁽¹⁾	ESP ⁽¹⁾	Bag filter	Bag filter	ESP ⁽¹⁾	
Important parameters	Performance improves for temperatures close to dew point; dosing, granulometry and BET surface area of Ca(OH) ₂	Dosing and granulometry of sodium bicarbonate	Dosing and granulometry of trona <30 microns; mixing into flue-gas is preferred	Higher temperatures (>350 °C) preferred; granulometry and BET surface area of Ca(OH) ₂	Dosing and granulometry of sodium carbonate; mixing into flue-gas	Dosing of lime	Dosing of sodium carbonate	Dosing of sodium carbonate	Contact between liquid and gas temperature; basicity of suspension
Costs per tonne melted glass, with filter dust recycling (EUR/tonne)	2.5 – 3	3.5	3.5	3	4	Not known	5 – 6	6 – 8 (estimated)	10 – 16
Costs per tonne melted glass, without filter dust recycling (EUR/tonne)	3 – 4	4.5	4.5	3.5	5	Not known	7 – 10	8 – 11	12 – 20
Possible combination with DeNO _x	No possible application of SCR without gas reheating	No possible application of SCR without gas reheating	Temperature downstream of ESP should be >330 °C	Temperature downstream of ESP should be >330 °C	Temperature downstream of ESP should be >330 °C	No possible application of SCR without gas reheating	No possible application of SCR without gas reheating	Combination with SCR only if ESP operates above 350 – 360 °C	No possible application of SCR without gas reheating, from 60 to 350 °C

⁽¹⁾ Electrostatic precipitator.
⁽²⁾ Depends on glass type; in flint glass production, CaSeO₃, CaSeO₄, Na₂SeO₃ and Na₂SeO₄, can be formed.
Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]

Table 8.6: Overview of specific costs for different air pollution control (APC) techniques applied to glass furnaces for the abatement of dust and SO_x

Dust + SO _x abatement										
Type of glass	Production Tonne melted glass/day	ESP + dry scrubber (CaOH) ₂ filter dust recycling	ESP + dry scrubber (CaOH) ₂ filter dust disposal	ESP + dry scrubber (NaHCO ₃) filter dust recycling	ESP + dry scrubber (NaHCO ₃) filter dust disposal	Bag filter + dry scrubber Filter dust recycling	Bag filter + dry scrubber filter dust disposal	Bag filter + semi-dry scrubber filter dust recycling	Bag filter + semi-dry scrubber filter dust disposal	Wet scrubber
		EUR/t glass	EUR/t glass	EUR/t glass	EUR/t glass	EUR/t glass	EUR/t glass	EUR/t glass	EUR/t glass	EUR/t glass
Float	500	4.8	6.51			6		7 – 7.35	9.6 (gas)-13 (oil)	
Float	700	4.27	5.87	4.39	7.75		6.98			
Float	900	3.88	5.44					5.82	8.33	
Container	100 – 150	11	14							
Container	200					4.63 – 5.9	4.8 – 7			
Container (oil-fired)	200					6.4	9.25			
Container (oil-fired)	300 – 350	4.52 – 6	6.31 – 7.5		7.38 – 8.33	3.86 – 5	4.11 – 7.3	5.3	6.54	
Container	450	3.96 – 5.2	4.77 – 6.5			2.9	3.6			
Container (oil-fired)	600	3.58	5.1			2.7	3.37			
Container (gas-fired)	740	4	5.1							
Container (gas-fired)	1240	3.4	4.6							
Container (oil-fired)	1240	3.7	6.2							
Tableware	30 – 35	15.65	16.7			12.85	13.84			
Tableware	180 – 200		7.66			3.75 – 4.35				
E-glass oxy-fired	100 – 120						11			14.4 – 21.5 ^(*)
E-glass air-fired	100 – 120									15.7 – 20.5 ^(*)

^(*) Higher value for filter dust disposal at EUR 400 per tonne of dust.
Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]

A comparison of cost data concerning available techniques for the reduction of NO_x emissions is presented in the following tables, where several examples for flat, container and domestic glass installations are given, all of which produce soda-lime glass. Estimated data are also proposed for a continuous filament glass fibre furnace and a special glass installation.

Table 8.7 shows examples of costs (investment and operational) together with the estimated amounts of direct (internal) and indirect (external) emissions related to the application of different primary measures for the reduction of NO_x emissions. In particular, the cases given below have been evaluated.

- Application of basic low-NO_x measures consisting of the use of adjustable burners, with low injection velocities or the splitting of the fuel jet into separate jets, equipped with variable burner angles, air-tight sealing between the burner and the burner block and control of the oxygen content in the exhaust gases to prevent unnecessary excess air. Cost data refer to the application of the low-NO_x measures without any modification of the furnace design.
- Application of extended low-NO_x measures consisting of the adjustable burners plus adaptations of the furnace design, in particular increasing the height of the combustion chamber, enlarging the size of the burner ports, changing the slopes of the burner ports and the positions of the burners.
- Use of oxy-fuel firing melting technique. Estimated cost data are given in comparison with conventional regenerative furnaces (for float glass and container glass) or recuperative furnaces (for tableware, continuous filament glass fibre and special glass). The comparison of the melting costs depends very much on the oxygen prices that may be affected by various factors, such as access to an oxygen pipeline, the oxygen capacity demand (oxygen prices increase when lowering the demand), the local electricity price and the contract between the oxygen supplier and the glass company. Cost data are indicative and many (local) conditions may affect the differences in melting costs when comparing oxy-fuel-fired and air-fuel-fired furnaces.

A summary of estimated costs (investment and operational) related to the application of secondary measures for the abatement of NO_x emissions are presented in Table 8.8. Cost data concerning the application of the SCR, SNCR and 3R techniques are given for different glass sectors and furnace capacities.

Table 8.7: Estimated example costs and associated direct and indirect emissions associated with the application of primary measures for NO_x emissions reduction

Primary measures for NO _x emission reduction	Costs (¹)						Internal emissions	External emissions (indirect)	
	Investment	Investment	Operation	Specific costs	Δ NO _x	Specific cost	Δ CO ₂	Δ NO _x	Δ CO ₂
APC techniques/applications	EUR	EUR/yr	EUR/yr	EUR/melted tonne	Tonnes/yr	EUR/kg NO _x	Tonnes/yr	Tonnes/yr	tonnes/yr
Basic low-NO_x measures									
Float glass – 500 TPD gas-fired, to 1050 mg/Nm ³ NO _x	660 000	89 600	64 000	0.84	-337	0.45			
Float glass – 500 TPD oil-fired, to 900 mg/Nm ³ NO _x	1 010 000	137 000	79 000	1.14	-337	0.64			
Float glass – 900 TPD gas-fired, to 1050 mg/Nm ³ NO _x	810 000	110 100	81 000	0.58	-555	0.35			
Container glass – 200 TPD gas-fired, end-port fired	230 000	31 250	24 000	0.59	-60.3	1.07			
Container glass – 300 TPD gas-fired, end-port-fired	285 000	38 700	26 000	0.59	-60.3	1.07			
Container glass – 450 TPD gas-fired, to 1050 – 1100 mg/Nm ³ NO _x , end-port fired	330 000	44 850	31 500	0.47	-90.5	0.84			
Container glass – 450 TPD gas-fired, cross-fired	700 000	95 000	72 500	1.02	-130	1.3			
Tableware – 186 TPD basic plus primary measures	123 000	16 712	30 711	0.7	-82.3	0.58			
Extended low-NO_x measures									
Float glass – 700 TPD	2 660 000	361 000	64 000	2.33	-551	0.77			
Float glass – 900 TPD gas-fired, to 900 mg/Nm ³ NO _x	3 810 000	517 660	81 000	1.82	-906	0.66			
Container glass – 200 TPD, to 750 mg/Nm ³ NO _x	700 000	95 108	24 000	1.63	-82	1.45			
Container glass – 300 TPD	885 000	120 240	26 000	1.34	-112	1.31			
Container glass – 450 TPD	1 080 000	147 000	31 500	1.09	-168	1.06			
Tableware – 150 TPD, including additional electricity for boosting	1 000 000	135 900	163 500	8	-711	0.42			
Oxy-fuel firing extra costs/savings compared to regenerative furnaces (²)									
Float glass – 500 TPD, silica crown	-7 500 000	-1 290 000	2 540 000	6.83	-410	3.03	-6683	48	16900
Float glass – 500 TPD, fused cast refractory crown	-3 250 000	-714 000	2 785 000	11.35	-410	5.04	-6683	48	16900

Primary measures for NO _x emission reduction	Costs ⁽¹⁾						Internal emissions	External emissions (indirect)	
	Investment	Investment	Operation	Specific costs	Δ NO _x	Specific cost	Δ CO ₂	Δ NO _x	Δ CO ₂
APC techniques/applications	EUR	EUR/yr	EUR/yr	EUR/melted tonne	Tonnes/yr	EUR/kg NO _x	Tonnes/yr	Tonnes/yr	tonnes/yr
Container glass – 150 TPD, EUR 0.06/Nm ³ O ₂ , high-duty silica crown	-2 051 100	-276 633	444 700	3.07	-49.3	3.41	-1227	7.6	3027
Container glass – 225 TPD, EUR 0.06/Nm ³ O ₂ , high-duty silica crown	-2 740 000	-369 000	637 990	3.27	-73.9	3.64	-1942	11.1	4444
Container glass – 450 TPD, EUR 0.06/Nm ³ O ₂ , high-duty silica crown	-4 743 000	-639 400	1 490 000	5.18	-147	5.76	-2097	21	8380
Oxy-fuel firing extra costs/savings compared to recuperative furnaces ⁽²⁾									
Tableware – 30 TPD, EUR 0.06/Nm ³ O ₂	500 000	56 406	-245 400	-17.26	-19.2	-9.86	-2600	1.8	716
Tableware – 30 TPD, EUR 0.08/Nm ³ O ₂	500 000	56 406	-175 000	-10.79	-19.2	-6.16	-2600	1.8	716
Tableware – 30 TPD, EUR 0.10/Nm ³ O ₂	500 000	56 406	-103 660	-4.32	-19.2	-2.47	-2600	1.8	716
Tableware – 30 TPD, EUR 0.12/Nm ³ O ₂	500 000	56 406	-32 754	2.16	-19.2	1.23	-2600	1.8	716
Tableware – 30 TPD, EUR 0.14/Nm ³ O ₂	500 000	56 406	38 152	8.63	-19.2	4.93	-2600	1.8	716
Tableware – 70 TPD, EUR 0.10/Nm ³ O ₂	-2 254 000	-265 972	582 590	12.76	-40	7.97	-2449	5.2	2064
E-glass furnace – 100 – 120 TPD, EUR 0.08/Nm ³ O ₂	1 500 000	117 340	-248 400	6.19	-80.3	3.1	-5387	8.86	3530
⁽¹⁾ Unless otherwise specified, the achievable emission levels used for the calculation of cost data are the following: <ol style="list-style-type: none"> 1100 – 1400 mg/Nm³ NO_x for primary low-NO_x measures (basic, no design changes); 900 – 1100 mg/Nm³ NO_x for primary low-NO_x measures with design changes on float glass furnaces and 750 mg/Nm³ NO_x on container glass furnaces 0.5 – 0.9 kg/t glass NO_x for oxy-fuel on container glass furnaces; 1.5 – 2 kg/t glass NO_x for oxy-fired float glass furnaces; 1 – 1.5 kg/t glass NO_x for special glass without nitrates. ⁽²⁾ The cost differences between oxy-fuel-fired furnaces and conventional air-fuel furnaces include the difference in economics due to production stop during overhaul or furnace construction. Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]									

Table 8.8: Estimated example costs for the application of secondary measures for NO_x emissions reduction

Secondary measures for NO _x emission reduction APC techniques/applications	Investment EUR	Investment EUR/year	Operation EUR/year	Specific costs EUR/tonne glass	Δ NO _x tonnes/year	Specific costs EUR/kg NO _x
SCR process						
Float glass – 500 TPD	2 065 000	270 000	331 500	3.29	-804	0.75
Float glass – 650 TPD oil-fired	2 303 000	301 400	332 000	2.67	-692	0.91
Float glass – 650 TPD gas-fired	2 303 000	301 400	370 000	2.82	-946	0.71
Float glass – 700 TPD	1 880 000	248 000	283 000	2.07	-708	0.75
Float glass – 900 TPD	3 112 000	391 000	450 000	2.57	-1255	0.67
Container glass – 200 TPD	840 000	110 000	77 500	2.56	-110	1.7
Container glass – 300 TPD	1 036 000	134 700	98 800	2.13	-159	1.47
Container glass – 450 TPD	1 270 000	166 300	135 500	1.84	-228	1.32
Tableware furnace – 35 TPD (hypothetical case)	490 000	64 200	38 500	8.03	-23.6	4.34
Tableware furnace – 100 TPD regenerative: from 1500 to 450 mg/Nm ³ NO _x (hypothetical case)	758 000	98 300	80 800	4.9	-130	1.38
3R process						
Float glass – 500 TPD oil-fired	307 400	41 800	1 057 000	6.02	-598	1.84
Float glass – 500 TPD gas-fired	307 400	41 800	1 085 000	6.17	-769	1.47
Float glass – 650 TPD oil-fired	360 400	49 000	1 224 338	5.37	-726	1.75
Float glass – 650 TPD gas-fired	360 400	49 000	1 309 662	5.52	-985	1.38
Container glass – 200 TPD	185 500	25 200	303 200	4.5	-127	2.6
Container glass – 300 TPD	238 500	32 400	405 350	4	-169	2.6
Container glass – 600 TPD	281 000	46 800	779 000	3.73	-330	2.48
SNCR process						
Container glass – 200 TPD recuperative	684 000	93 000	73 850	2.28	-65	2.56
Container glass – 350 TPD recuperative	900 000	122 000	97 000	1.88	-101	2.16
Special glass (estimated) – 5 oxygen-fired furnaces (total capacity 250 tonnes/day)	785 000	107 000	199 000	3.34	-290	1.06
E-glass fibres, 100 TPD (fictive)	615 000	83 500	66 930	4.12	-55.2	2.73
NB:- Unless otherwise specified, the achievable emission levels used for the calculation of cost data are the following: 400 – 500 mg/Nm ³ NO _x for SCR; 450 – 500 mg/Nm ³ NO _x for SNCR and <500 mg/Nm ³ NO _x for 3R Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]						

A summary of the additional costs, expressed in EUR per tonne of melted glass, associated with the application of each DeNO_x technique evaluated in the comparative study, is given in Table 8.9.

Table 8.9: Additional costs associated with the application of DeNO_x techniques (in EUR/tonne melted glass)

Type of furnace	Production	SCR	3R	SNCR ⁽¹⁾	Basic low-NO _x measures ⁽²⁾	Extended low-NO _x measures ⁽³⁾	Oxy-firing with silica crown ⁽⁴⁾	Oxy-firing with fused cast crown ⁽⁴⁾
	Tonnes /day	EUR/tonne melted glass						
Float	500	3.3	6 – 6.25		0.85 – 1.1		6.83 (0.06)	11.35 (0.06)
Float	700	2.6 – 2.9	5.25 – 5.6			2.33		
Float	900	2.6			0.58	1.82		
Container	150						3.07 (0.06)	5.28 (0.06)
Container	200 – 225	2.56	4.5	2.28	0.76	1.63	3.27 (0.06)	5.39 (0.06)
Container	300	2.13	4	1.88	0.59	1.34		
Container	450	1.84			0.47	1.09	5.18 (0.06)	7.16 (0.06)
Container (cross-fired)	450		3.73		1.02	1.5 (Estimated)		
Tableware (recuperative)	30 – 35	8					-4.32 (0.10)	
Tableware (regenerative)	70						12.76 (0.10)	
Tableware (regenerative)	100	4.9						
Tableware (regenerative)	150					8 (High electric boosting)		
Tableware (regenerative)	190				0.7			
Special glass (oxy-fired)	250			3.34				
Special glass (regenerative)	700			2.8				
E-glass	100			4.1			6.20 (0.08)	

⁽¹⁾ SNCR for recuperative and oxy-fired furnaces only and special case of regenerative furnace.
⁽²⁾ Basic low-NO_x measures: adjustable burners, oxygen sensors, air-fuel control.
⁽³⁾ Extended low-NO_x measures: basic measures plus modifications of burner ports and combustion chamber.
⁽⁴⁾ The cost of oxygen is given in brackets (EUR/m³).
Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]

An estimation of specific indirect emissions, calculated for different air pollution control techniques (dust removal, DeSO_x and DeNO_x techniques), referring to different production capacities and glass types, is presented in Table 8.10. Indirect emissions are mainly associated with the use of electric energy, scrubbing agents, reactants (ammonia) and the production of solid waste. Values reported are given in grams or kilograms per tonne of melted glass.

Table 8.10: Estimated specific indirect emissions per tonne melted glass for different glass furnaces and for different air pollution control (APC) techniques

Production	APC system	Installation and type of fuel	NO _x reduced by DeNO _x	NO _x indirect emissions ⁽¹⁾	Net effect NO _x reduction	Dust reduced by APC	SO _x reduced by DeSO _x	SO _x indirect emissions ⁽¹⁾	Extra release of CO ₂ (indirect + direct) ^{(2) (3)}	Waste disposal	Associated consumption of reagents and electricity				
											NH ₃	Ca(OH) ₂	NaHCO ₃	Na ₂ CO ₃	Electricity
Tonnes melted glass/year			g/t	g/t	g/t	g/t	g/t	g/t	kg/t	kg/t	kg/t	kg/t	kg/t	kWh/t	
255500	ESP + dry Ca(OH) ₂ scrubber	700 TPD float glass furnace, gas	0	21	-21	407	795	74	10	3.82		2.64			11.94
109500	ESP + dry Ca(OH) ₂ scrubber	300 TPD container glass furnace, gas	0	18	-18	237	795	64	8	3.79		2.75			9.95
10950	ESP + dry Ca(OH) ₂ scrubber	30 TPD tableware furnace, gas	0	38	-38	423	440	137	17	2.89		2.04			22.28
255500	ESP +dry NaHCO ₃ scrubber	700 TPD float glass furnace, gas	0	27	-27	407	1620	90	16	6.09			6.33		14.40
182500	Bag filter + dry Ca(OH) ₂ scrubber	500 TPD float glass furnace, gas	0	35	-35	438	871	125	16	4.00		3.05			20.02
109500	Bag filter + dry Ca(OH) ₂ scrubber	300 TPD container glass furnace, gas	0	24	-24	192	216	89	10	1.40		1.00			13.68
182500	Bag filter + semi-dry scrubber	500 TPD float glass furnace, gas	0	45	-45	380	1584	165	22	4.97				3.29	26.52
182500	Bag filter + semi-dry scrubber	500 TPD float glass furnace, fuel oil <1 % sulphur	0	45	-45	459	3644	164	26	11.01				7.54	26.28
40150	Wet scrubber	100 – 120 TPD E-glass furnace, fuel-air-fired	0	42	-42	927	548	152	20	20.55		5 – 6 Quick lime			24.21
40150	Wet scrubber	100 – 120 TPD E-glass furnace, oxy-fired	0	36	-36	655	448	127	17	20.55		4 – 5 Quick lime			20.42
328500	SCR	900 TPD float glass furnace, gas	3820	8	3814			25	4		1.41				3.99
109500	SCR	300 TPD container glass furnace, gas	1461	7	1452			23	3		0.57				3.20
10950	SCR	30 TPD tableware furnace, gas	2160	18	2146			62	8		0.84				8.04
36500	SCR	100 TPD tableware furnace, gas	3562	20	3534				9		1.40				10.68
237250	3R	650 TPD float glass furnace, gas	3987	0	3987				28						

Production	APC system	Installation and type of fuel	NO _x reduced by DeNO _x	NO _x indirect emissions ⁽¹⁾	Net effect NO _x reduction	Dust reduced by APC	SO _x reduced by DeSO _x	SO _x indirect emissions ⁽¹⁾	Extra release of CO ₂ (indirect + direct) ^{(2) (3)}	Waste disposal	Associated consumption of reagents and electricity				
											NH ₃	Ca(OH) ₂	NaHCO ₃	Na ₂ CO ₃	Electricity
Tonnes melted glass/year			g/t	g/t	g/t	g/t	g/t	g/t	kg/t	kg/t	kg/t	kg/t	kg/t	kg/t	kWh/t
109500	3R	300 TPD container glass furnace, gas	1534	0	1534				18						
116800	SNCR	320 TPD container glass furnace, gas	868	3	865			9	2		0.48				
36500	SNCR	100 TPD E-glass furnace	1512	6	1507			20	3		0.84				
328500	Low-NO _x basic	900 TPD float glass furnace, gas	1689	0	1689				0						
182500	Low-NO _x basic	500 TPD float glass furnace, oil	1847		1847				0						
109500	Low-NO _x basic	300 TPD container glass furnace, gas							0						
255500	Low-NO _x extended	700 TPD float glass furnace, gas	1319		1319										
328500	Low-NO _x extended	900 TPD float glass furnace, oil	2761		2761				0						
109500	Low-NO _x extended	300 TPD container glass furnace, gas	1023		1023				0						
65700	Low-NO _x extended, plus electricity	180 TPD tableware borosilicate glass	10822		10822				171						25.01
182500	Oxy-fuel	500 TPD float glass furnace, gas	2247	232	2016			844	56						135.56
82125	Oxy-fuel	225 TPD container glass furnace, gas	901	21	879				30						79.22
10950	Oxy-fuel	30 TPD tableware, gas	1735	164	1553				-172						95.71
36500	Oxy-fuel	100 TPD, E-glass, gas	2200	244	1956			885	-51						110.41
14600	Electric melter	40 TPD lead crystal	2438	1295	1144				-15						747.95
10950	Electric melter	30 TPD lead crystal	2466	1032	1425				-59						600.00
7300	Electric melter	20 TPD lead crystal	1918	1918	0				168						1056.16
127750	Batch preheater	350 TPD container glass furnace	225	12	214		407	43	-35+5 ⁽³⁾						6.86

⁽¹⁾ External emissions arise from electricity generation (average EU), ammonia production, soda and sodium bicarbonate production, hydrate lime production, oxygen.

⁽²⁾ Extra release of CO₂ does not include the amount from the manufacturing process of Ca(OH)₂.

⁽³⁾ The extra release of CO₂ is equivalent to -30 kg/t geschmolzenen Glases. This value is derived from 5 kg/t from extra electricity use for the flue-gas fan and 35 kg/t CO₂ emission reduction due to fuel savings in the melting process because of batch preheating.

Source: [94, Beerkens - APC Evaluation 2008]

8.2 Annex II: Example sulphur balances for industrial glass furnaces

In Chapters 4 and 4.9, references are made to the use of sulphur balances for the determination of installation-specific conditions, or as the basis of comparisons between various process options. This annex provides two examples of sulphur balances for soda-lime glass, together with a simplified example for mineral wool, and explains the related issues for these examples.

Soda lime-glass production

The examples chosen for soda-lime glass concern one furnace for flat glass and one for container glass, with complete and partial internal recycling of collected dust from a filter unit incorporating acid gas scrubbing. The figures used are examples only, and in particular the emission levels given in the examples should not be taken to be indicative of BAT.

The total recycling of filter dust depends on the type of glass, its oxidation state, its ability to absorb the SO_3 and more generally on the furnace running conditions (in particular the content of sulphur in the fuel). The best way to illustrate these aspects is to examine a complete sulphur balance as given in the figures below. For a specific case, the flow can be given in kg/h of a coherent unit (SO_2 , SO_3 , or S) or alternatively as mg/Nm^3 of SO_2 , because for a specific furnace it is straightforward to calculate the conversion factor between concentration and mass flow.

For the furnace sulphur balance, inputs are:

- Sulphur input by batch material
- Sulphur input by cullet (internal + external)
- Sulphur input by fuel
- Sulphur input by recycled filter dust.

Outputs are:

- Sulphur in glass pull
- Sulphur in the flue-gas ($\text{SO}_2 + \text{SO}_3$)
- Sulphur contained in dust
- Sulphur in the dust deposited in regenerators and flues (estimated to be 1 to 5 %).

The overall sulphur balance must include the sulphur balance for the pollution control unit, i.e. outputs at the stack and the filter dust. If the filter dust quantity is not compatible with the type of glass, an external disposal route (generally landfill) must be used for at least part of the dust. Alternatively in order to minimise waste disposal, the sulphur content of the fuel can be reduced. This latter option is generally the preferred choice both in terms of protection of the environment as a whole and on economic grounds.

Recycling of filter dust implies the substitution of sodium sulphate or calcium sulphate in the batch material. The potential amount of dust that can be recycled depends on the sulphate quantity required for refining and the possibility of substituting this sulphate by the filter dust. The dust properties and potential for recycling will depend on the running conditions and the type of absorbent (scrubbing material) used.

The external cullet and its average composition will also influence the SO_3 input. If the furnace is oil-fired, the oil will give rise to about $1200 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ of SO_2 per 1 % of sulphur in the oil. The quantity of sulphur that can be absorbed into the glass varies from almost zero for some reduced glasses, up to about 500 to $700 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ for oxidising flint glasses. These figures are indicative only.

In Figure 8.1, a sulphur balance is presented for a float glass furnace, where the filter dust is totally recycled to the furnace in the batch composition.

Sulphur balance, Example 1

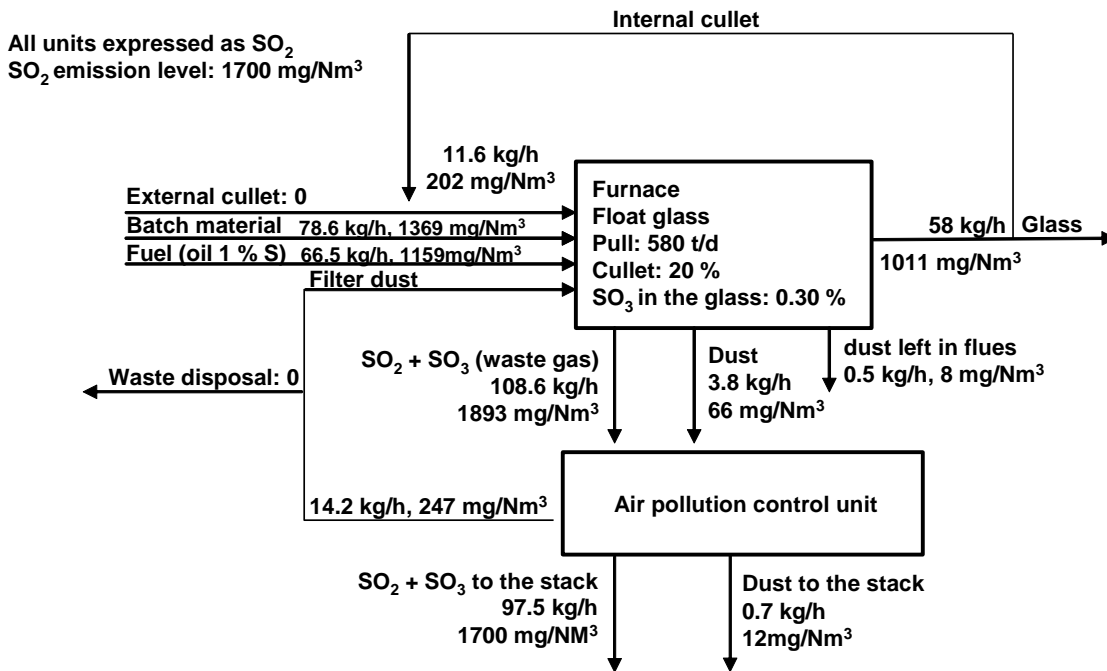


Figure 8.1: Sulphur balance for a float glass furnace with complete filter dust recycling

In Figure 8.2, a sulphur balance is presented for a container glass furnace, where only part of the filter dust is recycled to the furnace in the batch composition.

Sulphur balance, Example 2

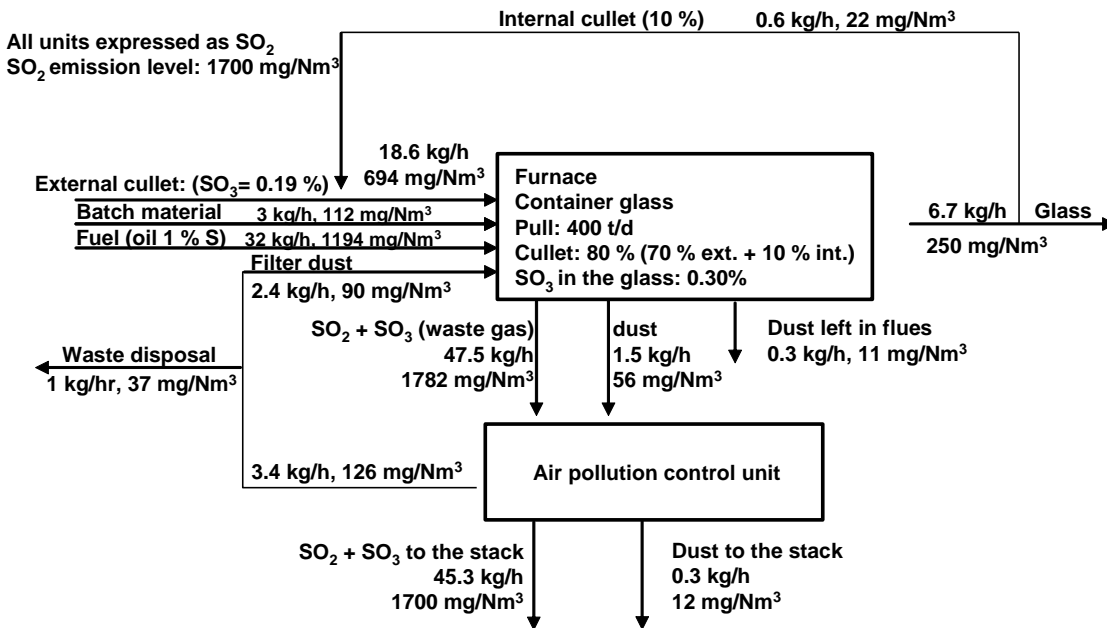


Figure 8.2: Sulphur balance for a container glass furnace with partial filter dust recycling

Mineral wool production

The production of mineral wool often involves the recycling of filter dust and, in particular for glass wool, the use of variable amounts of recycled cullet.

Raw materials used in the process are essentially pure and none contain appreciable amounts of sulphur. Typical sulphur contents are reported in Table 8.11.

Table 8.11: Raw materials and typical sulphur content in the mineral wool manufacturing production

Raw material	Composition	Typical sulphur content (% as SO ₃)	Max. values (from suppliers, year 2007)
Sand	SiO ₂	<0.01	
Soda ash	Na ₂ CO ₃	0.015	0.020
Limestone	CaCO ₃	<0.01	
Dolomite	MgCO ₃ .CaCO ₃	0.04	0.05
Stone	Mineral based on aluminosilicate	<0.01	
Borate	Hydrated	0.01	0.011
<i>Source: [136, EURIMA 2008]</i>			

The example plant used for the study of the sulphur balance for glass wool production is oxy-gas-fired.

The natural gas supplied to the example plant has a very low sulphur content which could be considered almost negligible.

The production process typically generates 3 – 10 % of internal cullet which is directly recycled back into the process. The external cullet used at the plant originates from either container glass (bottles and jars) or flat glass (window). The typical sulphur contents of the commonly used cullet types are presented in Table 8.12.

Table 8.12: Typical SO₃ content of common cullet types

Cullet type		Typical SO ₃ content (%)
Container	Clear	0.18
	Green	0.14
	Amber	0.05
Flat	Clear	0.22
Internal		0.044

The content of sulphur in the glass wool product in the example plant is equivalent to 0.044 % SO₃ (as for internal cullet). As for the container glass production, the quantity of sulphur that can be absorbed into the glass depends on the redox state of the glass melt and in particular is influenced by the ratio of Fe²⁺/Fe³⁺ ions in the glass.

The dust removed from the waste gas stream presents a variable sulphur content but a value of 7 % SO₃ is considered to be typical.

The sulphur balance calculated on the basis of the SO₃ entering the furnace with the raw materials and the glass cullet, and the output of glass wool, filter dust and gaseous SO_x emissions, show that the cullet is responsible for the vast majority of the sulphur input into the melting process. The relative proportions of the sulphur inputs and outputs from the process are shown in Figure 8.3.

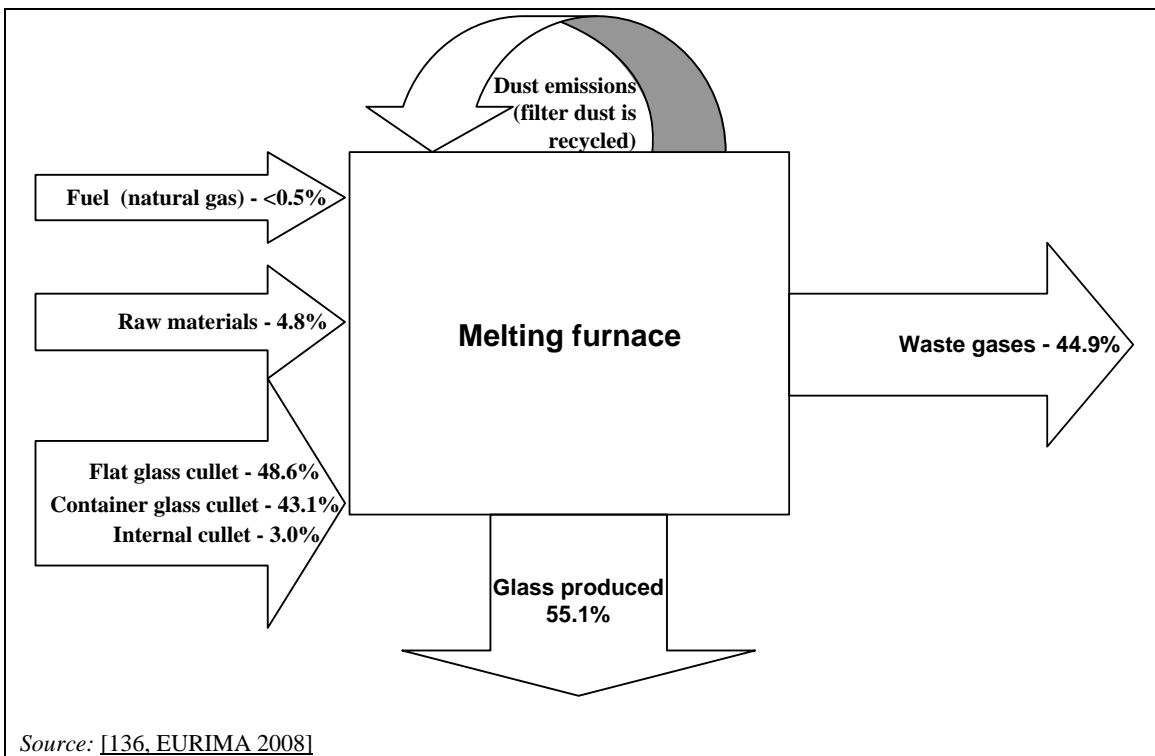


Figure 8.3: Schematic sulphur balance for an oxy-fuel glass wool furnace with filter dust recycling

The typical SO_x emission values measured at the plant show concentrations varying from 69 to 143 $\text{mg/m}^3 \text{SO}_2$. The mass balance performed with the plant production data predicts a value of 77 mg/Nm^3 .

8.3 Annex III: Emission Monitoring

General recommendations for the measurement of emissions are given in the Reference Document on the General Principles of Monitoring (MON), July 2003 [122, EC 2003].

This annex gives general recommendations for the measurement of emissions from glass production processes, in order to obtain representative and comparable results. A number of national and international methods and procedures can be applied for the measurement of emissions but their use can lead to significantly different results due to the inappropriate application of general methods to a very specific case like the glass manufacturing process.

8.3.1 Main pollutants

The main source of pollution from the glass industry is atmospheric emissions from the melting process. However, in some sectors the downstream activities can also give rise to substantial emissions. A summary of the main pollutants, indicated for the sectors identified within the glass industry, is given in Table 8.13.

Table 8.13: Main pollutants likely to be considered for measurement in the glass industry

Sector/activity	Pollutants
Container glass	
Materials handling	Dust, crystalline silica
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl, heavy metals
Hot-end coating or treatment	Dust, organic and inorganic tin, HCl, SO _x
Flat glass	
Materials handling	Dust, crystalline silica
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl, heavy metals (for coloured glasses)
Surface treatment	SO _x
Continuous glass filament	
Materials handling	Dust, crystalline silica
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl, boron compounds
Downstream activities	Dust, VOC, formaldehyde, ammonia, waste water
Domestic glass	
Materials handling	Dust, crystalline silica, heavy metals
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl, heavy metals, boron compounds
Downstream activities	HF, Pb, waste water (from polishing and grinding)
Special glass	
Materials handling	Dust, crystalline silica, heavy metals
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl, heavy metals, boron compounds
Downstream activities	Dust, Pb, waste water (from polishing and grinding)
Mineral wool	
Materials handling	Dust, crystalline silica
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl, boron compounds, H ₂ S
Downstream processes	Dust, VOC, phenols, amines, ammonia, formaldehyde, VOC, NO _x (curing), waste water
High temperature insulation wools	
Materials handling	Dust, crystalline silica
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl
Downstream activities	Dust, fibres, waste water
Frits	
Materials handling	Dust, crystalline silica, heavy metals
Melting process	Dust, CO, NO _x , SO _x , HF, HCl, heavy metals, boron compounds
Downstream activities	Dust, waste water

8.3.2 Monitoring of emissions

Emission monitoring is universally used for ensuring compliance with permit emission limits. The mode and the frequency should be related to the extent of emissions to be verified and to the control technology being used. The methods most commonly applied are the following:

- monitoring of abatement technique performance (e.g. bag filter pressure drop)
- continuous monitoring of pollutants
- discontinuous measurements of pollutants
- mass balance calculation.

Monitoring of abatement technique performance

In general, this is the minimum requirement imposed for emission monitoring. In some cases, (e.g. a well understood stable emission situation) the assessment of abatement technique performance could be sufficient to determine the compliance with the requirement of a permit. In many cases, automatic techniques capable of detecting the failure or malfunction of the abatement equipment are applied (e.g. measurement of pressure drop, temperature, pH, etc.).

Continuous and/or discontinuous measurement of pollutants

Emission monitoring requires the determination of all relevant parameters capable of influencing the measurement of the different pollutants, or the interpretation and reporting of results. In addition to the regulated substances (Dust, NO_x, SO_x, CO, HCl, HF, etc.) it is necessary to determine the characteristic parameters of the emitting source, e.g.:

- flue-gas velocity and mass flow
- temperature
- humidity
- oxygen concentration
- carbon dioxide concentration.

The measurement of emissions can be affected by several factors, some of which are particularly important in the case of glass melting processes. In most cases, the critical parameters can be identified as follows:

- waste gas temperature
- size distribution of dust
- waste gas velocity
- waste gas moisture
- gaseous and particulate form of pollutants
- sampling time
- reference conditions.

Waste gas temperature

The flue-gas temperature from the furnace can vary substantially (generally 100 to 850 °C at the stack), depending on the heat recovery system (regenerators, recuperators or gas quenching) and the abatement technique applied. The higher temperatures generally correspond to recuperative type furnaces and/or oxy-fuel melting. The lower temperatures are typical of highly diluted waste gases (discontinuous furnaces, all electric melting, some furnaces with abatement equipment, etc.). The possible measuring errors due to the waste gas temperature can be minimised as listed below.

- Use of appropriate filters and probes for dust measurements (quartz or glass fibre filters without organic binders, high temperature gaskets, etc.).
- Appropriate conditioning of the filters before use at high temperature. A previous conditioning phase at temperatures of up to 400 – 600 °C is recommended in order to avoid further weight losses during the measurements.
- Use of heated probes and filters at low waste gas temperatures, particularly in the presence of high humidity, in order to prevent acid and water condensation.

Size distribution of dust

The particle diameter of dust generated by the melting process is normally very small (less than 1 µm, and generally 0.02 – 0.5µm). During sampling the particles easily agglomerate and, when alkaline filtering materials are used, tend to react with the acid gaseous substances present in the flue-gas. In order to avoid the phenomena, chemically inert filters should be selected for sampling. When particulate matter is measured continuously, the fine particles can be difficult to remove from the optical parts of the measuring equipment, leading to erroneous results of dust concentration. A suitable cleaning system should be applied.

Waste gas velocity

Although dust emitted from the glass melting process is made up of extremely fine particles, the measurements should be carried out isokinetically. The geometry of the duct and the position of the sampling point should be selected in order to allow a correct measurement of the flue-gas velocity.

Waste gas moisture

The presence of high percentages of water in the waste gases is very common in the case of oxy-fuel melting and air/gas furnaces when water is used as the coolant prior to abatement equipment. The determination of the gas dew point should be carried out in order to avoid condensation during sampling. Gaseous pollutants should be measured by using heated probes any time there is a risk of condensation, especially in SO₃-rich flue-gases. This is also the case for some downstream processes employing wet scrubbers, such as for continuous glass filament, glass fibre, etc. Where water condensation does occur, the resulting liquid should be checked to determine the possible absorption of gaseous pollutants, e.g. oxides of sulphur.

Gaseous and particulate form of pollutants

Some pollutants can be released into the atmosphere in both particulate and gaseous form. This is the case for some substances from the melting process, e.g. certain boron compounds (particularly, boric acid), selenium, arsenic, mercury (if cullet from lighting is used), but also tin chloride from the hot-end coating activities for container glass. In these cases, in order to avoid evaluating errors, the sampling train should be equipped with a combined system for the simultaneous collection of both particulate and gaseous components.

In the case of borosilicate glass production, it may be necessary to measure boron emissions in both forms, gaseous and particulate, in order to determine the effective removal of both species from the flue-gases (see Section 4.4.1). In particular, in the production of borosilicate glasses with a low alkali content, boric acid is mainly released into the atmosphere in its gaseous form, due to its high vapour pressure and low condensation temperature (below 160 °C).

A specific measurement for total boron emissions allows for distinguishing between boron contained in the waste gases in the particulate form and the gaseous boron compounds that may escape the air pollution abatement technique (e.g. filter plus scrubbing system) applied to the melting furnace.

Total boron emissions may be measured by sampling a portion of the flue-gases through a quartz probe connected to an absorption system consisting of impingers filled with water. The probe, connecting tubes and impingers are then rinsed thoroughly with water in order to recover the possible condensed material containing boron. The absorbing solution from the impingers and the washings of the sampling train may then be analysed for the determination of boron.

The difference between the total boron emissions concentration and the boron determined in the particulate matter emissions, measured with standard methods (e.g. isokinetic sampling on quartz membrane filter), represents the gaseous boron compounds at the point of measurement.

The measurement of selenium emissions involves the use of a specific sampling method which should be designed to guarantee that the absorption of both solid and gaseous forms present in the waste gases. Selenium used for colouring or decolouring the glass can result in a high gaseous emission, due to the formation of extremely volatile compounds, with condensation temperatures as low as 60 – 100 °C.

A recommended sampling method for selenium emissions has been developed by the International Commission on Glass, Technical Committee 13 (published in Glass Technology: European Journal of Glass Science and Technology, Part A, Volume 47, No 2, April 2006) [162, ICG-TC 13 2006].

Sampling time

In case of regenerative furnaces, in addition to the standard procedures which require an adequate sampling time for collecting a representative sample, a good practice should take into consideration the reversal cycle of the regenerators. In fact, emissions from the melting process can vary substantially with the temperature cycle of the chambers, which increases during the cycle. In order to carry out measurements with comparable results, the sampling time should cover an even number of firing cycles. This can also be an issue with cleaning cycles on abatement equipment.

Reference conditions

Normally, the emission limit values are given in concentrations referred to 0 °C, 101.3 kPa and other specific conditions, e.g.:

- continuous melting furnaces: 8 % oxygen by volume, dry
- discontinuous furnaces: 13 % oxygen by volume, dry
- other sources of emissions: no correction for oxygen.

In general, the concentration of pollutants is used to define compliance with the emission limit values. This is because it is directly measured and does not require the acquisition of additional information concerning the production process, which is usually needed for the definition of the emission factors or specific emissions (e.g. kg emission per tonne of molten glass). However, emission limit values are sometimes given both in concentration (mg/Nm³) and emission factor (kg/tonne glass, kg/h, g/h). This is particularly the case for highly diluted waste gases (e.g. electric furnaces) and, in general, in the presence of high percentages of oxygen (oxy-fuel combustion, oxygen-enriched air-fuel combustion). The correction to 8 or 13 % oxygen would yield results that would not be comparable with furnaces using fossil fuels and air instead of oxygen for the melting process. This is very much the case of the glass frit industry where flue-gases from oxy-fuel combustion, oxygen-enriched air-fuel furnaces and excess air are combined in a single plant, with a resulting high concentration of oxygen (>15 %). In this case, the use of emission factors or the reference to a percentage of oxygen closer to the real measurement conditions (15 % O₂) will be more appropriate.

Continuous monitoring

The application of continuous monitoring is generally limited to the emissions generated by the melting furnace, being the most relevant mass flow and having a relatively constant level of emissions. Continuous monitoring of emissions can be carried out by in situ or extractive measuring equipment. In situ measurements are performed across the stack/chimney, at flue-gas temperature and the humidity of the sampling point. Extractive measurements are based on the conditioning of the flue-gas sample and subsequent determination of the pollutant concentration on dry gas. Both systems require careful maintenance and periodic calibration by means of discontinuous measuring methods. In particular, measurements carried out by in situ” instruments can be affected by colour and particulate size distribution, which vary according to

the different glasses produced in the furnace (green, brown, half-white) and the type of fuel used for combustion.

The parameters that could be measured continuously and the suggested methods are given in Table 8.14 below.

Table 8.14: Continuous monitoring techniques

Parameter	Method
Oxygen	Paramagnetic, zirconium oxide cell
Dust	Light opacity, light scattering
Nitrogen oxide (NO)	Infrared or UV photometry, chemi-luminescence
Nitrogen oxides (NO + NO ₂)	Infrared or UV photometry, chemi-luminescence equipped with converter (NO ₂ to NO)
Sulphur dioxide	Infrared or UV photometry
Carbon monoxide	Infrared photometry
Total hydrocarbons	Flame ionisation detector (FID)

Other pollutants could be measured continuously, such as HF and HCl by potentiometry and IR photometry respectively or by the potentiometric method. However, these measurements are not easy to perform and require frequent recalibration of the analysers. Continuous monitoring of these pollutants could be appropriate for particular glass processes that imply the use of chlorine and fluorine compounds in the batch composition, and result in emissions after the abatement system.

In some Member States, national legislation requires continuous monitoring of emissions to be applied for mass flows higher than the threshold values reported in Table 8.15.

In other Members States different approaches are applied. For example, in the Netherlands, the requirement for continuous monitoring (monitoring regime) is based on the size of the untreated emission in combination with the controlling technology utilised. The ratio between the 'failure emission' and the mass flow check value determines the monitoring regime of the installation (5 different categories) and the consequent type of monitoring required (e.g. frequency, continuous or periodic measurements) for the assigned category [172, NeR, April 2003].

Table 8.15: Mass flow thresholds for continuous monitoring of emissions

Substance	Mass flow threshold (kg/h)		
	Germany	France	Austria
Dust	3	>2.5 ≤50 ⁽¹⁾ >50 ⁽²⁾	3
Sulphur dioxide	30	20	15
NitrogenOxides, as NO ₂	30	20	5
Carbon monoxide, for evaluating the efficiency of combustion	5		
Carbon monoxide, all other cases	100		
Fluorine compounds, as HF	0.3	1	
Chlorine compounds, as HCl	1.5	20	
Ammonia		10	
⁽¹⁾ A continuous monitoring of dust with at least an optical instrument (e.g. opacimeter) required. ⁽²⁾ A continuous monitoring of dust based on a gravimetric method required.			

Discontinuous measurements

Individual measurements may be carried out by separating the different pollutants (generally dust, SO_x, HCl, HF, metals) on appropriate filtering materials or in adsorbing solutions, or with the use of continuous extractive measuring instruments (e.g. IR, UV photometry for NO_x, SO₂, etc.). The number of measurements required is generally established on the basis of the emission variability and the length of the operation to be controlled. In some cases, the operation is carried out in a limited amount of time that only allows a single measurement (e.g. raw materials handling). However, in most cases for a continuous process characterised by stable emissions, a minimum of three separate measurements are required, and for variable emissions five separate measurements. In special cases, up to 8 – 10 measurements can be necessary.

A general indication of the most common methods used for discontinuous monitoring of emissions is given in Table 8.16.

Table 8.16: Discontinuous monitoring techniques

Pollutant/Parameter	Method
Dust	Filtration and gravimetric determination
Nitrogen oxides (NO + NO ₂)	IR or UV photometry, chemi-luminescence. Absorption in a suitable solution and chemical determination (colourimetry, ion chromatography, etc.)
Sulphur dioxide (SO ₂)	IR or UV photometry
Oxides of sulphur (SO ₂ + SO ₃)	Absorption in a suitable solution and chemical determination (titration, ion chromatography, ICP)
Sulphur oxide (SO ₃)	Absorption in a suitable solution and chemical determination (titration, ion chromatography)
Metals (As, Pb, Cd, Se, Cr, Cu, V, Mn, Ni, Co, Sb, etc.)	Filtration and/or absorption in a suitable solution. Determination by AAS, ICP
Selenium as Se (particulate + gaseous)	Absorption in a suitable solution and chemical determination (e.g. HGAAS, ICP, etc.) [162, ICG-TC 13 2006]
Boron compounds (particulate + gaseous)	Absorption in water and chemical determination (ICP, titration, colourimetric)
Chlorides as HCl	Filtration and absorption in suitable solution. Determination by ion chromatography, titration
Fluorides, as HF	Filtration and absorption in suitable solution. Determination by ion specific electrode, ion chromatography
Hydrogen sulphide	Filtration and absorption in a suitable solution. Ion chromatography, colourimetric determination or back titration
Formaldehyde	Absorption in a suitable solution. Colourimetric or HPLC determination
Phenol	Absorption in suitable solution. Gas (liquid) chromatography or colourimetric determination
Ammonia	Absorption in suitable solution. Ion chromatography, colourimetric or ion selective electrode determination
Amines	Absorption in a suitable solution or silica gel. GC, HPLC or GC-MS determination
Volatile organic compounds	Flame ionisation detector (FID)
Oxygen	Paramagnetic, zirconium oxide cell
Carbon monoxide	IR photometry
Carbon dioxide	IR photometry
NB: The techniques listed are examples and do not cover all the analytical techniques that might be used for the determination of the different pollutants in the glass industry.	

In general, national and international standardised methods (ISO, CEN, VDI, EPA, etc.) are available for measuring most of the relevant emission parameters. However, for a number of substances there is no such standardised methodology. This is the case for most organic substances (phenol, formaldehyde, amines, etc.) but also for many inorganic compounds that

can be released to the atmosphere in both particulate and gaseous form (e.g. boron compounds). As already indicated, good common practice suggests performing combined sampling (filtration and adsorption) in order to identify and quantify the different fractions.

Mass balance calculation

In some cases, and for certain pollutants, a mass balance calculation can provide a good evaluation of process emissions. When the input and output of a specific substance in a process step (e.g. the melting process), together with any chemical and/or physical changes are known with sufficient accuracy, the mass balance can be used as a quantitative method to evaluate emissions. For example this might be the case for SO₂ arising from melting, HF in opal glass production, or selenium in bronze or flint glass production (see Section 8.2 for sulphur balances). In general, the mass balance calculation is used to make a comparison with the measured emissions level.

Interpretation and reporting of measurement results

To give a reasonable standard of interpretation in reporting the results of emission measurements, it is important to specify the following information, as a minimum:

- the monitoring method applied
- the precision of the method applied
- the relevant operating conditions (process data)
- the reference conditions (humidity, temperature at measuring point, etc.)
- the results of all separate measurements or, in the case of continuous monitoring, the frequency distribution of all half-hourly, hourly or daily average concentrations.

It should be stressed that each method applied for the monitoring of solid and gaseous emissions presents a different detection limit value and the uncertainty of the measurement varies depending on the concentration range to be measured.

For emission measurements, the uncertainty should define an interval about the measurement result within which the measured substance can be confidently asserted to lie. For the purpose, the determination of the relative expanded uncertainty is normally considered in place of a combined standard uncertainty.

In a significant number of cases, the standard methods applied for the measurement of emissions to air present an uncertainty that can be of the same order of magnitude as the concentration to be measured.

In other cases, the concentration to be measured is near the detection limit value of the measuring method applied.

All of these aspects should be carefully considered when interpreting the results of emission measurements.

Standard methods may report the detection limit values and the uncertainties calculated for a specific concentration range; however, in most cases, these values need to be determined/calculated by the laboratory which applies the measuring methods, on the basis of the specific sampling train and equipment used for the measurement.

As an example, the uncertainties and detection limit values observed by two specialised laboratories, accredited under the European norm ISO/IEC 17025, are presented in Table 8.17 and Table 8.18.

Table 8.17 presents the detection limit values associated to emission measurements mainly performed on unabated flue-gases.

Table 8.17: Example of detection limit values for the measurement of emissions from glass melting furnaces

Parameter	Detection limit value ⁽¹⁾	
Dust	4.8 ⁽²⁾	mg/Nm ³
Nitrogen oxides (NO _x)	2 – 4	ppm
Sulphur oxides (SO ₂)	0.16	mg/Nm ³
Carbon monoxide (CO)	2 – 4	ppm
Chlorides (expressed as HCl)	1	mg/Nm ³
Fluorides (expressed as HF)	0.05	mg/Nm ³
VOC (expressed as C)	0.2 (range 0 – 20)	mg/Nm ³
Pb	0.032	mg/Nm ³
Cr	0.011	mg/Nm ³
Cu	0.010	mg/Nm ³
Ni	0.032	mg/Nm ³
As	0.002	mg/Nm ³
Cd	0.003	mg/Nm ³
Hg	0.001	mg/Nm ³

⁽¹⁾ The values are typical figures observed for the measurement of solid and gaseous emissions from the glass melting furnaces.
⁽²⁾ The detection limit value refers to measurements of dust on unabated flue-gases.
 Source: [118, CTCV Data for BREF revision 2007] [175, CTCV 2010]

Table 8.18 presents the detection limit values and expanded uncertainties determined for the indicated methods which are applied by the certified laboratory for emission measurements mainly performed on abated flue-gases.

Table 8.18: Example of detection limit values and expanded uncertainties for the measurement of emissions in the glass industry sector

Parameter	Method	Detection limit	Expanded uncertainty
HF	ISO 15713: 2006 Potentiometry	0.1 mg/Nm ³	Estimated 1mg/Nm ³
HCl	UNI EN 1911 – 1/2/3: 1998 Titration with AgNO ₃	0.1 mg/Nm ³	Estimated 1mg/Nm ³
SO _x	UNI EN 14791: 2005 Ion chromatography, titration	1 mg/Nm ³	0.126 C* + 8.5 mg/Nm ³
NO _x	UNI EN 10878: 2000 NDIR, NDU, chemiluminescence	1 mg/Nm ³	4 % measured value
NO _x	UNI EN 14792 Chemiluminescence	1mg/Nm ³	0.041 C*+ 2.8 mg/Nm ³
Dust	UNI EN 13284 – 1: 2001 Gravimetric	0.3 mg/m ³ for dry gases 2 mg/m ³ for gases saturated with water vapour	4 mg/Nm ³
O ₂	EN 14789: 2006 Paramagnetic	0.2 % full scale value (0.05 % O ₂)	0.041 C**+ 0.1 % O ₂ vol.

NB: - C* = measured concentration in mg/Nm³.
 - C** = measured concentration in % O₂.
 Source: [173, SSV-Stazione Sperimentale del Vetro 2010]

Conclusions

This annex does not attempt to give any standard methodology for the monitoring of emissions in the glass industry. Where appropriate, established methods are normally available and should be evaluated for each application. The objective of this annex is to give general information and to point out the potential sources of erroneous evaluation of the emission levels that can be obtained by the application of different BAT.

8.4 Annex IV: Calculation of conversion factors for the determination of mass emissions from concentrations

The approach used in the GLS BREF for reporting the emission levels from the melting process and the BAT-AELs for the identified techniques comprises both emission concentrations (mg/Nm^3) and specific mass emissions (kg/t geschmolzenen Glases), also referred to as 'emission factors'.

The expression of BAT-AELs as specific mass emissions has been considered essential in order to appropriately cover all the potential melting options used within the glass manufacturing industry (oxy-fuel, oxygen-enriched, air-fuel melting, etc.).

The calculation procedure for the conversion from concentrations to emission factors is already given in Chapter 5 (General considerations) and is based on the waste gas volume (Nm^3/h) and the pull rate of the furnace (melted tonnes per hour).

The waste gas volume depends mainly on energy consumption, type of fuel, and the oxidant (air, air enriched by oxygen and oxygen with a purity depending on the production process).

The energy consumption is a complex function of (predominantly) the type of furnace, the type of glass and the cullet percentage.

However, a range of factors can influence the relationship between concentration and specific mass flow, including:

- type of furnace (air preheating temperature, melting technique)
- type of glass produced (energy requirement for melting)
- energy mix (fossil fuel/electric boosting)
- type of fossil fuel (oil, gas)
- type of oxidant (oxygen, air, oxygen-enriched air)
- cullet percentage
- batch composition
- age of the furnace
- furnace size.

Mass emissions (kg/tonne of glass) = conversion factor \times emissions concentration (mg/Nm^3)

Where:

$$\text{conversion factor} = (Q/P) \times 10^{-6}$$

and

$$Q = \text{waste gas volume in } \text{Nm}^3/\text{h}$$

$$P = \text{pull rate in tonnes of glass/h.}$$

For this purpose, conversion factors for the different sectors of the glass industry have been estimated on the basis of specific energy consumption data for fuel-air furnaces.

For simplicity, the estimation does not take into account the waste gas volume generated by the decomposition of minerals during the melting process (e.g. CO_2 , SO_2).

From the specific energy consumption data the theoretical, stoichiometric waste gas volume of the furnace can be calculated and the correction factor can be determined as reported in the following examples, given for the container glass sector. Data used for the calculation are based on specific energy values given in Table 3.13.

Example 1 – Container glass

Type of furnace: end-fired, regenerative

Furnace capacity: 250 t/d equivalent to 10.42 tonnes/h (P)

Fuel: natural gas with a net calorific value equivalent to 8500 kcal/Nm³ (NCV)

Specific energy consumption (furnace): 4.8 GJ/tonne melted glass (SEC)

Conversion factor from GJ to kcal: 238.85 × 10³ (K)

Stoichiometric waste gas volume (wet, at 0 % oxygen) for 1 Nm³ natural gas: 10.6 Nm³ (SWG)

Conversion factor = [(SEC × P × K)/NCV × SWG]/P =

$$[(4.8 \text{ GJ/t} \times 10.42 \text{ t/h} \times 238.85 \times 10^3) / 8500 \text{ kcal/Nm}^3 \times 10.6 \text{ Nm}^3/\text{h}] / 10.42 \text{ t/h} = 1.43 \times 10^{-3}$$

Example 2 – Container glass

Type of furnace: recuperative

Furnace capacity: 250 t/d equivalent to 10.42 tonnes/h (P)

Fuel: natural gas with a net calorific value equivalent to 8500 kcal/Nm³ (NCV)

Specific energy consumption (furnace): 5.8 GJ/tonne melted glass (SEC)

Conversion factor from GJ to kcal: 238.85 × 10³ (K)

Stoichiometric waste gas volume (wet, at 0 % oxygen) for 1 Nm³ natural gas: 10.6 Nm³ (SWG)

Conversion factor = [(SEC × P × K)/NCV × SWG]/P =

$$[(5.8 \text{ GJ/t} \times 10.42 \text{ t/h} \times 238.85 \times 10^3) / 8500 \text{ kcal/Nm}^3 \times 10.6 \text{ Nm}^3/\text{h}] / 10.42 \text{ t/h} = 1.73 \times 10^{-3}$$

Example 3 – Container glass

Type of furnace: end-fired, regenerative

Furnace capacity: 400 t/d equivalent to 16.67 tonnes/h (P)

Fuel: natural gas with a net calorific value equivalent to 8500 kcal/Nm³ (NCV)

Specific energy consumption (furnace): 4.3 GJ/tonne melted glass (SEC)

Conversion factor from GJ to kcal: 238.85 × 10³ (K)

Stoichiometric waste gas volume (wet, at 0 % oxygen) for 1 Nm³ natural gas: 10.6 Nm³ (SWG)

Conversion factor = [(SEC × P × K)/NCV × SWG]/P =

$$[(4.3 \text{ GJ/t} \times 16.67 \text{ t/h} \times 238.85 \times 10^3) / 8500 \text{ kcal/Nm}^3 \times 10.6 \text{ Nm}^3/\text{h}] / 16.67 \text{ t/h} = 1.28 \times 10^{-3}$$

Example 4 – Container glass

Type of furnace: end-fired, regenerative

Furnace capacity: 100 t/d equivalent to 4.17 tonnes/h (P)

Fuel: natural gas with a net calorific value equivalent to 8500 kcal/Nm³ (NCV)

Specific energy consumption (furnace): 6.9 GJ/tonne melted glass (SEC)

Conversion factor from GJ to kcal: 238.85 × 10³ (K)

Stoichiometric waste gas volume (wet, at 0 % oxygen) for 1 Nm³ natural gas: 10.6 Nm³ (SWG)

Conversion factor = [(SEC × P × K)/NCV × SWG]/P =

$$[(6.9 \text{ GJ/t} \times 4.17 \text{ t/h} \times 238.85 \times 10^3) / 8500 \text{ kcal/Nm}^3 \times 10.6 \text{ Nm}^3/\text{h}] / 4.17 \text{ t/h} = 2.06 \times 10^{-3}$$

The average value for the calculated conversion factors reported above is equivalent to 1.63 × 10⁻³.

GLOSSAR

Dieses Glossar soll dem besseren Verständnis der in diesem BVT-Merkblatt enthaltenen Informationen dienen. Die Definitionen von Begriffen in diesem Glossar sind nicht rechtsverbindlich (auch wenn einige mit denen aus der europäischen Gesetzgebung übereinstimmen). Sie sind vorgesehen, dem Leser behilflich zu sein beim Verständnis von einigen Schlüsselbegriffen im Zusammenhang mit der Verwendung im spezifischen, in diesem BVT-Merkblatt beschriebenen Sektor.

Das Glossar ist in die folgenden Abschnitte unterteilt:

- I. Währungseinheiten
- II. ISO Länderbezeichnungen
- III. Präfixe von Maßeinheiten
- IV. Maßeinheiten
- V. Chemische Elemente
- VI. Häufige in diesem Dokument verwendete chemische Formeln
- VII. Abkürzungen und technische Definitionen

I. Währungseinheiten

Code ⁽¹⁾	Land/Territorium	Währung
<i>Währung der Mitgliedsstaaten</i>		
EUR	Euroraum ⁽²⁾	Euro (Pl. Euros) / €
⁽¹⁾ ISO 4217 Codes. ⁽²⁾ schließt Österreich, Belgien, Zypern, Estland, Finnland, Frankreich, Deutschland, Griechenland, Irland, Italien, Luxemburg, Malta, die Niederlande, Portugal, Slowakei, Slowenien und Spanien ein.		

II. ISO Länderbezeichnungen

ISO Bezeichnung	Land
<i>Mitgliedsstaat ^(*)</i>	
UK	Vereinigtes Königreich von Großbritannien
<i>Non-member countries</i>	
US	Vereinigte Staaten von Amerika

III. Präfixe von Maßeinheiten

Symbol	Präfix	Term	Zahl
Y	yota	10 ²⁴	1 000 000 000 000 000 000 000 000
Z	zeta	10 ²¹	1 000 000 000 000 000 000 000
E	exa	10 ¹⁸	1 000 000 000 000 000 000
P	peta	10 ¹⁵	1 000 000 000 000 000
T	tera	10 ¹²	1 000 000 000 000
G	giga	10 ⁹	1 000 000 000
M	mega	10 ⁶	1 000 000
k	kilo	10 ³	1000
h	hekto	10 ²	100
da	deca	10 ¹	10
-----	-----	1	1
d	dezi	10 ⁻¹	0.1
c	zenti	10 ⁻²	0.01
m	milli	10 ⁻³	0.001
µ	mikro	10 ⁻⁶	0.000 001
n	nano	10 ⁻⁹	0.000 000 001
p	pico	10 ⁻¹²	0.000 000 000 001
f	femto	10 ⁻¹⁵	0.000 000 000 000 001
a	atto	10 ⁻¹⁸	0.000 000 000 000 000 001
z	zepto	10 ⁻²¹	0.000 000 000 000 000 000 001
y	yocto	10 ⁻²⁴	0.000 000 000 000 000 000 000 001

IV. Maßeinheiten

Term	Bedeutung
bar	bar (1.013 bar = 100 kPa or 1 atm)
°C	Grad Celsius
cm	Zentimeter
d oder t	Tag
g	Gramm
GJ	Gigajoule
$\text{g} \cdot \text{mol} \cdot \text{s}^{-1}$	Gramm Mol pro Sekunde
h	Stunde
J	Joule
K	Kelvin (0 °C = 273.15 K)
kcal	Kilokalorie (1 kcal = 4.19 kJ)
kg	Kilogramm (1 kg = 1000 g)
kJ	Kilojoule (1 kJ = 0.24 kcal)
kPa	Kilopascal
kV	Kilovolt
kWh	Kilowatt-Stunde (1 kWh = 3600 kJ = 3.6 MJ)
l	Liter
m	Meter
m^2	Quadratmeter
m^3	Kubikmeter
mg	Milligramm (1 mg = 10^{-3} g)
MJ	Megajoule (1 MJ = 1000 kJ = 10^6 J)
mm	Millimeter (1 mm = 10^{-3} m)
MWh	Megawattstunde
ng	Nanogramm (1 ng = 10^{-9} g)
Nm^3	Kubikmeter unter Normalbedingungen (at 101.325 kPa, 273.15 K)
ouE	Europäische Geruchseinheit
Pa	Pascal (1 Pa = 1 N/m^2)
Pa·s	Pascalsekunde
ppm	Einheiten pro Million (1 ppm = 10^{-6})
s	Sekunde
t	Tonne (metrisch) (1000 kg or 10^6 g)
t/d	Tonne pro Tag (auch t/Tag)
t/yr	Tonne pro Jahr (auch t/a)
yr	Jahr (auch 'a')
~	Rund, mehr oder weniger
ΔT	Temperature Differenz
μm	Micrometer (1 μm = 10^{-6} m)

V. Chemische Elemente

Symbol	Name	Symbol	Name
Ag	Silber	Mg	Magnesium
Al	Aluminium	Mn	Mangan
Ar	Argon	Mo	Molybdän
As	Arsen	N	Stickstoff
B	Bor	Na	Natrium
Ba	Barium	Nd	Neodym
Be	Beryllium	Ni	Nickel
Bi	Wismuth	O	Sauerstoff
C	Kohlenstoff	P	Phosphor
Ca	Kalzium	Pb	Blei
Cd	Kadmium	Pd	Palladium
Ce	Zer	Pt	Platin
Cl	Chlor	S	Schwefel
Co	Kobalt	Sb	Antimon
Cr	Chrom	Se	Selen
Cs	Caesium	Si	Silizium
Cu	Kupfer	Sn	Zinn
F	Fluor	Sr	Strontium
Fe	Eisen	Ta	Tantal
Gd	Gadolinium	Ti	Titan
Ge	Germanium	V	Vanadium
H	Wasserstoff	W	Tungsten
Hg	Quecksilber	Y	Yttrium
K	Kalium	Zn	Zink
La	Lanthan	Zr	Zirkon
Li	Lithium		

VI. Häufige in diesem Dokument verwendete chemische Formeln

Chemical formula	Name
Al_2O_3	Aluminiumoxid, Tonerde
B_2O_3	Bortrioxid
CaCO_3	Kalziumkarbonat, Kalkstein
CaF_2	Kalziumfluorid, Flussspat
CaO	Kalziumoxid, Kalk
Ca(OH)_2	Kalziumhydroxid, Hydratkalk
CaSO_4	Kalziumsulfat
CO	Kohlenmonoxid
CO_2	Kohlendioxid
Fe_2O_3	Eisenoxid
HBO_2	Meta-Borsäure
H_3BO_3	Borsäure
HBO_2	Meta-Borsäure
HCl	Chlorwasserstoff
HF	Fluorwasserstoff
H_2S	Schwefelwasserstoff
H_2SiF_6	Hexafluoro-Kieselsäure
H_2SO_4	Schwefelsäure
K_2CO_3	Kaliumkarbonat, Pottasche
K_2O	Kaliumoxid
Mg_2CO_3	Magnesiumkarbonat
MgO	Magnesiumoxid, Magnesia
N_2	Stickstoff molekular
Na_2CO_3	Natriumkarbonat, auch Soda oder kalziniertes Soda
Na_2O	Natriummonoxid
NaOH	Natriumhydroxid auch Natronlauge genannt
NaNO_3	Natriumnitrat
Na_2SO_4	Natriumsulfat
NH_3	Amoniak
N_2O	Distickstoffmonoxid oder Lachgas
NO	Stickstoffmonoxid oder Stickoxid
NO_2	Stickstoffdioxid
NO_x	Die Summe aus Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO_2) angegeben als NO_2
PbO	Bleioxid, Gelbbleierz, Wulfenit, Bleiglätte
Pb_3O_4	Bleioxid, Bleimennige, Bleirot, Bleitetraoxid
SiO_2	Siliziumoxid
SO_2	Schwefeldioxid
SO_3	Schwefeltrioxid
SO_x	Die Summe von Schwefeldioxid (SO_2) und Schwefeltrioxid (SO_3) angeben als SO_2

VII. Abkürzungen und technische Definitionen

Abkürzung englisch	Abkürzung deutsch	Definition	Erläuterung
ac.pol.		Acid polishing/polished	Säurepolieren/ poliert
AES		Alkaline Earth Silicate	Erdalkalisilikat (-gläser)
ACGIH		American Conference of Industrial Hygienists	ehrenamtliche Organisation professioneller Beschäftigter im Bereich Betriebshygiene in staatlichen oder Bildungseinrichtungen in den Vereinigten Staaten
APC		Air Pollution Control system	Anlage zur Minerung von Luftschadstoffen
ASW		Aluminium Silicate Wool	Aluminiumsilikatwolle
AZS		Alumina-zirconia-silica	Tonerde-Zirkon-Silikat(-Steine)
BAS		Blowing Air Staging	Blasluft-Stufung
BAT	BVT	Best Available Techniques	beste verfügbare Techniken
BOD	BSB	Biological Oxygen Demand	biologischer Sauerstoffbedarf
COD	CSB	Chemical Oxygen Demand	chemischer Sauerstoffbedarf
CPIV		Comité Permanent des Industries du Verre	Vereinigung der Europäischen Glasindustrie
CRF		Chemical Reduction by Fuel	chemische Reduktion durch Brennstoff
CRT		Cathode Ray Tube	Kathodenstrahlröhre
CVD		Chemical Vapour Deposition	chemische Abscheidung aus der Dampfphase
EC		European Commission	Europäische Kommission
ECFIA		European Association representing the High Temperature Insulation Wool	Europäische Vereinigung der Hochtemperatur-Isolationswolle-Hersteller
ESP		Electrostatic Precipitator	Elektroabscheider
ETS	EHS	Emission Trading Scheme	Emissionshandelssystem
EU		European Union	Europäische Union
EURIMA		European Insulation Manufacturers Association	Vereinigung der Europäischen Hersteller von Isolationsmaterialien
FLOX		Flameless oxidation	flammenlose Oxidation
GRP		Glass-reinforced Plastic	glasfaserverstärkte Kunststoffe
HT		High Tension	Hochspannung
HTIW		High Temperature Insulation Wools	Hochtemperaturisolationswolle
IBC		Intermediate Bulk Container	Schüttgutbehälter
I-TEQ		International Toxic Equivalent	Internationaler Toxizitätsequivalenzfaktor
IPPC		Integrated Pollution Prevention and Control	Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
IS		Individual Section	Individuelle Auswahl
LCD		Liquid Crystal Display	Flüssigkristallanzeige
MAK		Maximale Arbeitsplatzkonzentration	
NEPSI		European Network for Silica	Europäisches Netzwerk für Siliziumdioxid
OEAS		Oxygen-enriched Air Staging	Sauerstoff-angereicherte Luftstufung
OEL	AGW	Occupational Exposure Limit	Arbeitsplatzgrenzwert
OSHA		Occupational Safety and health Administration	Behörde für Arbeitssicherheit und Gesundheitsschutz
PCW		Polycrystalline Wool	polykristalline Wolle
PET		PolyEthylene Terephthalate	Polyethylenterephthalat
PSA		Pressure Swing Absorption	Druckwechselabsorption
RCF		Refractory Ceramic Fibre	Feuerfest-Keramikfaser
SCR		Selective Catalytic Reduction	selektive katalytische Reduktion
SNCR		Selective Non Catalytic Reduction	selektive nicht-katalytische Reduktion
Tpd/TPD	t/d	Tonnes per day	Tonnen pro Tag
VOC		Volatile Organic Compound(s)	flüchtige organische Verbindungen
VSA/VPSA		Vacuum Pressure Swing Absorption	Vakuumdruckwechselabsorption
WESP		Wet Electrostatic Precipitator	Elektronassabscheider

REFERENCES

- [2] UKDoE, Pollution Control at Large Glass Works, Environmental Resources Limited, 1991.
- [4] EPA, Alternative Control Techniques Document - NO_x Emissions from Glass Manufacturing, Unites States Environmental Protection Agency, 1994.
- [6] EEO, Energy Efficiency Environmental Control in the Glass Industry, Good Practice Guide 127, Energy Efficiency Office UK, 1995.
- [7] Ind.duVerre, Reduction des Emissions d 'Oxydes d'Azote dans l'Industrie du Verre, Comité de Suivi du Verre, Arrêté du 14mai 1993, 1996.
- [9] IPC Guidance S2 3.03, IPC Guidance note S2 3.03, Manufacture of glass fibres, other non-asbestos mineral fibres, glass frit, enamel frit and associated processes, 1996.
- [15] ETSU, Energy technology in the Glass Industry Sector (Thermie), AEA Environment and Energy, 1992.
- [18] Ercole, 'Oxycombustion: The problems and Perspectives for Development of its Use in Glass Containers Production', US Ceramic Society congress on glass, 1998, San Francisco.
- [19] CPIV, CPIV BAT Reference Document for the European Glass Industry, Comité Permanent des Industries du Verre, 1998.
- [20] Ehrig et al., Five years of operational experience with the SORG LoNO_x Melter, Glastech. Ber. Glass Sci. technol. 68, 1995.
- [22] Schott, Schott Guide to Glass second Edition, Ed HG Pfaender, Chapman & Hall, 1996.
- [25] FENIX, Saint-Gobain Vitrage Réduit les rejets de NO_x du Float D'Aniche á prés de 500 mg/Nm³ par des mesures Primaires, L'Industie Ceramic & Verriere, 1998.
- [26] Special Glass, Reference Document of the European Special Glass Industry for the implementation of Directive 96/61/EC, Comité Permanenet des Industries du Verre, 1998.
- [27] EURIMA, EURIMA BAT Reference note on insulation wool production, European Insulation Manufacturers Association, 1998.
- [28] Domestic, Reference Document of the European Tableware and Domestic Glass Industry for the implementation of Directive 96/61/EC, Comité Permanent des industries du Verre, 1998.
- [30] Infomil, Dutch Notes on BAT for the Glass and Mineral Wool Industry, Infomil for Dutch Ministry of Environment (directorate for Air and Energy), 1998.
- [31] CPIV, An examination of the low environmental impact of dust emitted by soda-lime glass furnaces, 1998.
- [33] Beerkens, Abatement of glass furnace emissions techniques, performance, costs and possible combinations of abatement techniques, 1999.
- [38] FENIX, method and Device for Reducing NO_x Emission in a Glass Furnace, 1998.
- [40] Shulver et al., 3R Technology: An Update, Pilkington, 1997.
- [41] ECFIA, Information Report on Environmental Performances of RCF Manufacturing Plants in Europe, ECFIA, 1998.
- [42] VDI, Verein Deutscher Ingenieure Guidelines (VDI 2578) Emission Control Glassworks (DRAFT), VDI, 1997.
- [46] Illy et al., 'Processes for heat recovery and energy savings in oxy-fired glass furnaces: a technology survey', International Glass Journal, Vol. No 96, 1998.
- [47] ANFFECC, Reference Document of the Spanish Frits Industry for the Implementation of the Directiva IPPC 96/61/EC, 1999.
- [49] ADEME, Les techniques de désulfuration des procédés industriels, 1999.
- [59] SORG, SORG Brochure on Flex Melter – “Discontinuous Production Constant Quality”, GmbH & Co KG, 1999.

Referenzen

- [60] SORG, SORG Brochure on LoNOx Melter, GmbH & Co KG, 1999.
- [62] CPIV Update for Glass BREF, 'Breakdown between glass sectors', Personal Communication, 2007.
- [63] CPIV Annual report, Statistical annual report 2006-2007, 2007.
- [64] FEVE, 'First contribution of data to the Glass BREF revision of Container glass sector
- [65] GEPVP-Proposals for GLS revision, 'Proposal from GEPVP (European Flat Glass Manufacturer Association) for the revision of the Glass BREF', Personal Communication, 2007.
- [66] APFE UPDATE IPPC Glass BREF, UPDATE IPPC Glass BREF by Continuous Filament Glass Fibre data (APFE), 2007.
- [67] APFE Plant survey, 'APFE Plant survey CFG 2005 ', Personal Communication, 2007.
- [68] Domestic Glass Data update, Data update for BREF review related to domestic glass, 2007.
- [69] EURIMA data collection, 'Tables with data from 2005 submitted by EURIMA (Mineral Wool Sector) for GLS BREF review', Personal Communication, 2007.
- [70] VDI 3469-1, Emission control: Production and processing of fibrous materials - Fibrous dusts – Fundamentals, Overview(Verein Deutscher Ingenieure) March 2007, 2007.
- [71] VDI 3469-5, Emission control: Production and processing of fibrous materials - High temperature insulation wool (Verein Deutscher Ingenieure) March 2007, 2007.
- [73] Special Glass Proposal, Proposal of review for the Glass BREF from Special glass sector, 2007.
- [74] Special Glass breakdown, Special glass sector breakdown table, 2007.
- [75] Germany-HVG Glass Industry report, Final report: BAT in the German Glass industry, HVG Hüttentechnisch Vereinigung Der Deutschen Glasindustrie E.V., 2007.
- [76] TNO SO2, Inventory of SO2 emissions and emission reduction potential in the Netherlands glass industry., 2007.
- [78] DUTCH Oxy-firing furnaces, NOx-emissions container glass melting oxy-fuel furnaces in the Netherlands, 2007.
- [79] TNO Oxy-firing 2005, ATIV Final, OXYGEN-FIRED GLASS FURNACES: EXPECTATIONS AND EXPERIENCES IN THE GLASS INDUSTRY IN THE LAST 15 YEARS, 2005.
- [84] Italy Report, 'Italian contribution to Glass BREF Review-2. GLASS INDUSTRY Data', Personal Communication, 2007.
- [85] Spanish BAT Glass Guide, Draft of:"Guia de mejores tecnicas disponibles en Espana" in the glass manufacturing sector -July 07, 2007.
- [86] Austrian container glass plants, Austrian BREF contribution for container glass plants, 2007.
- [88] FEVE Proposal Ch.4-NOx, Proposed modified texts of Chapter 4 for NOx reduction - FEVE (Glass container), 2007.
- [89] EURIMA Suggestions, Suggestions for text changes to the IPPC BREF Note, 2007, 2007.
- [92] ITC - C071603, ITC - C071603 on the "Current situation of NOx emission values in ceramic frit manufacture. Evaluation of primary measures and abatement techniques", 2007.
- [93] EURIMA data tables 80%, EIPPCB Data tables submitted 18_July 07_1, 2007.
- [94] Beerkens - APC Evaluation, Evaluation of costs associated with air pollution control for glass melting furnaces, 2008.
- [96] TNO-TPD Energy efficiency benchmarking, Energy efficiency benchmarking of glass furnaces., 2003, p. 11.

- [98] ANFFECC Position of the Frit Sector, Position of the Ceramic Frit Sector in the forthcoming review of the Glass BREF *Specific analysis of NOx emissions*, 2005, p. 78.
- [99] ITC-C080186, *Positioning of the frits sector related to NOx emissions in regard to the revision of the GLS BREF*, 2008, p. 7.
- [100] ICF BREF revision, *ICF answer on the use of Lead for Crystal Industry*, ICF (International Crystal Federation), 2007.
- [101] Bruno D. BATwater, *Use of water and wastewater in domestic glass manufacturing*, Université du littoral Côte d'Opale, 2007, p. 27.
- [109] Schep, *A decade of oxy-fuel, 'A decade of oxy-fuel glass melting in The Netherlands'* 2003, p. 6.
- [110] Austria, *Domestic glass plants, Plant visit reports: Austrian domestic glass plants*, Umweltbundesamt, 2007.
- [111] Austrian Special glass plant, *Plant visit report Austrian special glass plant*, Umweltbundesamt, 2006.
- [112] Austrian glass wool plant, *Plant visit report: Austrian glass wool plant*, Umweltbundesamt, 2006.
- [113] Maguin CerCat process, *CerCat (Ceramic and Catalytic) FLUE GAS TREATMENT PROCESS*, 2008, p. 3.
- [115] EURIMA-ENTEC Costs evaluation, *Evaluation of costs associated with air pollution control for the mineral wool sector*, 2008, p. 58.
- [116] ECFIA, *'New text Proposal for Section 1.9 of BREF page 29/30 comment N° 7'*, Personal Communication, 2008.
- [117] GWI, *VDI-Berichte Nr. 1988, Anwendung der flammenlosen Oxidation für Glasschmelzwannen mit rekuperativer Luftvorwärmung – Glas-FLOX®*, 2007.
- [118] CTCV Data for BREF revision, *Data provided from CTCV for Glass BREF revision.*, CTCV (Technological Centre for Ceramic and Glass industry from Portugal), 2007.
- [120] CTCV, *ESP Installation*, CTCV, 2009, p. 4.
- [121] EC, *BREF on Emissions from Storage (EFS)*, 2006.
- [122] EC, *BREF on General Principles of Monitoring (MON)*, EIPPCB, 2003, p. 123.
- [124] EC, *BREF on Energy Efficiency (ENE)*, 2009.
- [125] FEVE, *Correction to Chapter 1*, 2009.
- [126] FEVE, *Corrections to Chapter 3*, 2009.
- [127] *Glass for Europe, Proposed corrections to Section 1.4*, 2008.
- [128] ECORYS, *FWC Sector Competitiveness Studies - Competitiveness of the Glass Sector*, 2008.
- [129] EN 1094-1, *European Standard - Insulating refractory products: Terminology, classification and methods of test for high temperature insulation wool products*, 2008.
- [130] CPIV, *'Number and type of furnaces'*, Personal Communication, 2008.
- [131] APFE, *'Composition of E glass'*, Personal Communication, 2008.
- [132] *Special, Glass compositions*, 2008.
- [133] EURIMA Contributions November, *'Contribution after Interim Meeting'*, Personal Communication, 2008.
- [134] ANFFECC, *Contribution to the meeting ANFFECC-IPTS, July 2008*, 2008.
- [135] NEPSI, *Good practice guide on workers health protection through the good handling and use of crystalline silica and products containing it*, European Network on Silica, 2006.
- [136] EURIMA, *'Information after Interim Meeting'*, Personal Communication, 2008.
- [137] *Domestic glass, 'Energy consumption - Examples'*, Personal Communication, 2008.

- [138] EC, BREF on Large Volume Inorganic Chemicals - Solids and Others (LVIC-S), 2007.
- [139] European Commission, BREF on Surface Treatment using Organic Solvents, 2007.
- [140] Domestic Glass, 'Comments to Section 3.6.5', Personal Communication, 2008.
- [141] Special glass, 'Contribution for Chapter 3', Personal Communication, 2008.
- [142] EURIMA August, August 2008 New Tables, 2008.
- [143] ECFIA November, 'Contribution for chapters 1 and 3', Personal Communication, 2008.
- [144] ITC November, Report C082655 on diffuse/fugitive emissions, 2008.
- [145] France contribution, Glass furnace flue gas treatment with dry sodium bicarbonate and treatment of residues, 2007.
- [146] EURIMA, Waste injection into stone wool melting furnace, 2007.
- [147] Kobayashi et al., 'Development of an advanced batch/cullet preheater for oxy-fuel fired glass furnace', 68th Conference on Glass Problems, 2007, Columbus, OH, USA.
- [148] Beerkens, 'Energy saving options for glass furnaces & recovery of heat from their flue gases', 69th Conference on Glass Problems, 2008, Columbus, OH, USA.
- [149] Rue et al., 'Recent developments in submerged combustion melting', 67th Conference on Glass Problems, 2006, Ohio, USA.
- [150] Knauf, 'ECOSE Technology', Personal Communication, 2008.
- [151] Madison Filter Ltd., Low density ceramic filter elements, 2008.
- [152] Finland contribution, NASU electrostatic precipitator, 2009.
- [153] Germany Precious, Precious cullet preheater, 2007.
- [154] EC, BREF on Waste Incineration (WI), 2006.
- [155] NER April, Description of the cost effectiveness methodology, INFOMIL, 2003.
- [156] EC, BREF on Economics and Cross-Media Effects (ECM), 2006.
- [157] European Commission - Green Paper, Green Paper - Towards a European strategy for the security of energy supply, 2000.
- [158] EEA - NEC report, NEC Directive status report 2008, European Environment Agency, 2008.
- [159] Glass for Europe, Low-E Insulating Glass for Energy Efficient Building, 2009.
- [160] Glass for Europe, Solar Control Glass for Greater Energy Efficiency, 2008.
- [161] Special glass, 'Investment costs for special glass installations', Personal Communication, 2008.
- [162] ICG-TC 13, 'Selenium emissions from glass melting furnaces: formation, sampling and analysis', Glass Technology: European Journal of Glass Science and Technology, Vol. Part A, Volume 47, 2006, pp. 29-38.
- [163] Glass for Europe, 'Variation of dust emissions behind an ESP', Personal Communication, 2009.
- [164] France - Example installation, Euroglas Hombourg, France - Gerard Genuit, Gilles Guilloteau, 2001.
- [165] France, 'French contribution to final draft', Personal Communication, 2010.
- [166] ITC- C100244, Additional information to the Conclusions of the Final TWG Meeting for the review of the GLS BREF, Instituto de Tecnologia Ceramica, 2010.
- [167] Hans van Limpt (TNO), Modeling of Evaporation Processes in Glass Melting Furnaces, 2007.
- [168] CPIV - Health Risk Assessment, Evaluation of Health Risk Assessment from the dust emissions of a Glass Container Factory, 2009.
- [169] NEPSI-Good Practice Guide, Good Practice Guide on Workers Health Protection through the Good Handling and Use of Crystalline Silica and Products Containing it, NEPSI, 2006.

- [170] N.Harris, 'Cloud Chamber Scrubber', Personal Communication, 2009.
- [171] Tri-Mer Corporation, Cloud Chamber Scrubber, 2010.
- [172] NeR, April, Monitoring Emissions, 2003, p. 9.
- [173] SSV-Stazione Sperimentale del Vetro, 'Limiti di rivelabilita' e incertezza estesa dei metodi per la misura delle emissioni', Personal Communication, 2010.
- [174] EURIMA position, 'Eurima position on new product formulations', Personal Communication, 2010.
- [175] CTCV, 'Detection limit values', Personal Communication, 2010.
- [176] TRGS 619, Substitute materials for aluminium silicate wool products, Committee on hazardous Substances - AGS management - Federal Institute for Occupational Safety and Health, 2007.
- [177] VDI 3677 Part 1, draft edition, Filtering separators, 2009.
- [178] Glass International September, 'Particle size range in the waste gas of flat glass furnaces', Glass International, 2009.
- [179] ISO, ISO 14001: 2004 http://www.iso.org/iso/iso_14000_essentials.htm, 2004.
- [180] DG Environment, What is Emas? http://ec.europa.eu/environment/emas/index_en.htm, 2010.
- [181] Reg. 1221/, REGULATION (EC) No 1221/2009 of the European Parliament and the Council of 25 November 2009 on the voluntary participation by organisations in a Community eco-management and audit scheme (EMAS), repealing Regulation (EC) No 761/2001 and Commission Decisions 2001/681/EC and 2006/193/EC., 2009.
- [182] IAF, International Accreditation Forum website <http://www.iaf.nu>, 2010.