

ROOKGASREINIGING THERMISCHE AFVALVERWERKING



Voorwoord

Het boek rookgasreiniging geeft een beschrijving van de installaties zoals deze bij de Nederlandse afvalverbrandingsinstallaties geplaatst zijn.

Gezien de complexiteit van deze verbrandingsinstallaties is getracht zo compleet mogelijk te zijn.

De rookgasreiniging heeft gezien de strenge milieueisen een enorme vlucht genomen, niet enkel Afvalverbrandingsinstallaties stoken afval, ook Energiecentrales gaan steeds meer bijstoken en moeten daardoor aan strengere milieueisen voldoen, denk hierbij bijvoorbeeld aan de uitstoot van Dioxinen en Furanen.

Uit voorgaande jaren is gebleken dat het boek rookgasreiniging aangepast moest worden. Daarom hebben we nu de theorie van de wastrap uitgebreid. Doordat tegenwoordig de SNCR weer meer wordt toegepast is ook de achterliggende theorie van de stripperkolom in dit boek opgenomen.

Vanaf de vierde herziene druk is het droge rookgasreinigingssysteem met bicarbonaat opgenomen.

Waar nodig zijn de rekenmethodes en diverse uitgewerkte rekenvoorbeelden uitgebreid en aangepast. In de 5^e druk zijn er enkele kleine herzieningen in het boek verwerkt. In de 6^e druk is de rekenmethode voor NO_x wat uitgebreid.

Bij de 7^e herziene druk zijn diverse tekeningen opnieuw getekend om het geheel wat fraaier te maken. Bij de 8^e druk zijn de hoofdstukken 2, 3 en 4 uitgebreid. In de 9^e druk is het hoofdstuk NO_x uitgebreid.

Ondergetekende ontvangt gaarne suggesties die de kwaliteit en bruikbaarheid van dit boek kan vergroten.

Ing. A.J. de Koster

Hoofdplaat, januari 2022

Rookgasreiniging Thermische Afvalverwerking

Adviesbureau de Koster

Dorpsstraat 5

4513 AL Hoofdplaat

Tel: 0117-348223

info@martechopleidingen.nl

www.martechopleidingen.nl

Illustraties : J.A.M. de Koster

: A.J. de Koster jr

ISBN 978-90-78142-52-2

1^e druk 1997

2^e druk maart 2006

2^e herziene druk 2007

3^e druk januari 2009

4^e druk januari 2010

5^e druk juli 2010

6^e druk maart 2013

6^e herziene druk september 2014

7^e herziene druk januari 2017

8^e druk augustus 2018

9^e druk januari 2022

© Adviesbureau de Koster, Dorpsstraat 5, 4513 AL Hoofdplaat. Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag worden vervaelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever. Dit is tevens van toepassing op gehele of gedeeltelijke bewerking van deze uitgave.

Hoewel dit boek met veel zorg is samengesteld, aanvaarden wij geen aansprakelijkheid voor schade ontstaan door eventuele fouten en / of onvolkomenheden in dit boek.

Inhoud

1	Inleiding	8
1.1	Algemeen	8
1.2	Gasvormige ongewenste componenten	10
1.3	De verbranding	10
1.4	Refuse Derived Fuel (R.D.F.)	13
1.4.1	Vorm van R.D.F.	13
1.4.2	Samenstelling van R.D.F.	14
1.5	Biomassa	14
1.5.1	Overzicht samenstelling	15
1.6	Het stookdiagram	17
1.6.1	Thermische overbelasting	18
1.6.2	Mechanische overbelasting	18
1.6.3	Minimale doorzet	19
1.6.4	Minimale thermische belasting	19
1.6.5	Maximale stookwaarde	19
1.6.6	Minimale stookwaarde	19
1.6.7	Het Luvo gebied	19
1.6.8	Het garantiegebied	19
2	Het E-Filter	20
2.1	Achtergrond	20
2.2	Praktijk bij AEC's	20
2.3	Elektrofilter	22
2.3.1	Algemeen	22
2.3.2	Werkingsprincipes	26
2.3.3	Rendement	33
2.3.4	Uitvoeringsvormen, energie- en materiaalverbruik	35
2.4	Toepassingsgebied	44
2.5	Inspectie en onderhoud	45
2.6	Vliegastransport	47
2.6.1	Werking vliegastransport	48
2.7	Verwarming van het E-Filter	50
2.8	Rekenvoorbeeld	51
2.9	Cyclonen	52
2.9.1	Werkingsprincipe	54
2.9.2	Ontwerpgegevens	54
2.9.3	High throughput cyclonen	55
2.9.4	High efficiency cyclonen	55
3	De sproeidroger	56
3.1	Algemeen	56
3.2	De massabalans van de sproeidroger	60
4	Het Doekenfilter	64
4.1	Algemeen	64
4.2	Werking	64
4.2.1	Werkingsprincipes	66
4.3	Rendement	67
4.4	Uitvoeringsvormen	71
4.5	Reinigingssystemen	73
4.6	Energieverbruik	77
4.7	Materiaalverbruik	77
4.8	Toepassingsgebied	77
4.9	Inspectie en onderhoud	78
4.10	Opmerkingen ten aanzien van actief kool	79

4.11	Adsorptie	79
4.11.1	Physisorptie	79
4.11.2	Chemisorptie	79
5	Rookgaswassing	81
5.1	Algemeen	81
5.2	Uitvoering wastrap	84
5.3	De werking van de wasser	88
5.4	Stofoverdracht	89
5.5	De Massabalans	91
5.6	Rendement	91
5.7	Chemische achtergronden	92
5.7.1	De zure trap	93
5.7.2	De basische trap	95
5.7.3	De dichtheid	96
5.7.3.1	Theoretische benadering van de dichtheid	97
5.8	De rookgastemperatuur na de Quench	99
5.8.1	Berekening Quench temperatuur	103
5.9	Toepassing	105
5.9.1	Sproeitoren	105
5.9.2	Schotelkolommen	105
5.9.3	Sproeitorenwasser	106
5.9.4	Schotelkolomwasser	108
5.9.5	Gepakte kolommen	111
5.9.6	Bediening, inspectie en onderhoud	116
5.10	Droog rookgasreinigingssysteem met calciumhydroxide	119
5.10.1	Droog rookgasreinigingssysteem met natriumbicarbonaat	121
5.11	Halfdroog rookgasreinigingssysteem	124
5.12	Corrosie	126
5.12.1	Lage temperatuur corrosie	126
5.12.2	Corrosie in de ketel	126
5.12.3	Corrosie na de wasser	128
5.13	De indikking van de wastrap	133
5.14	Aandachtspunten zure en basische wastrap	136
6	Wastrap conventionele centrale	137
6.1	Kalksproeiwater	137
6.1.1	Absorptiezone	137
7	Stikstofoxiden	141
7.1	Algemeen	141
7.1.1	NO _x vorming	141
7.1.2	Geel/bruine rookgassen NO ₂	141
7.2	Achtergrond	142
7.3	Vlamtemperatuur verlaging	149
7.3.1	Verhoging van de luchtfactor	149
7.3.2	Verlaging van de luchtfactor voor de verbranding	149
7.3.3	Rookgasrecirculatie	149
7.4	Koolmonoxide	150
7.4.1	Koude CO	150
7.4.2	Warme CO	150
7.5	Het SNCR-systeem	151
7.5.1	Ammoniakterugwinning bij SNCR	155
7.5.2	Rookgastemperatuur en enthalpie	156
7.6	Het SCR systeem	158
7.6.1	Katalysatordesactivering	162
7.6.2	NO _x -reductie door middel van actief kool (ACCR)	162

7.6.3	SCR bij gasmotoren	163
7.6.4	Lage temperatuur oxidatie met absorptie	164
7.6.5	Katalytische absorptie	165
7.7	Ammoniak (NH ₃)	166
7.7.1	Wat is ammoniak	166
7.7.2	Fysische eigenschappen	166
7.7.3	Scheikundige eigenschappen	167
7.7.4	Algemene uitwerking op het menselijk organisme	168
7.8	Grenswaarden	169
7.9	Wat te doen bij blootstelling en huidcontact	170
7.10	Persoonlijke beschermingsmiddelen	171
7.11	Pictogrammen	172
7.12	Hantering en opslag	174
7.13	Rekenvoorbeeld NO _x	175
8	Afvalwaterbehandeling	177
8.1	Inleiding	177
8.2	Sproeidrogers en sproeiabsorbers	179
8.2.1	Corrosie, vervuiling	182
8.3	Waswaterbehandeling	183
8.3.1	Lozen van het waswater	183
8.3.2	Behandelen en lozen van het waswater	184
8.3.3	Indikken van het waswater	186
8.3.4	Indampen van het waswater	187
8.4	Fysisch-chemische afvalwaterbehandelingsinstallatie	189
8.5	Nadere beschouwing fysisch chemische water behandeling	192
8.5.1	Vreemde waterstromen	196
8.6	Het oplosbaarheidsproduct	197
8.7	Chemische achtergronden	202
8.7.1	Reacties in wassers	202
8.7.2	Reacties in waterzuivering	202
8.7.3	Neerslag van metalen met organosulfide	202
8.7.4	Neerslag van kwikzilver	202
8.7.5	Gedrag en functies van ijzer(II) en ijzer(III)	203
8.8	Voorbeeld precipitatietank	204
9	Dual Alkali	206
9.1	Beschrijving van het systeem	208
9.2	De soda	209
9.3	De eerste trap van de Dual Alkali	209
9.4	De tweede trap van de Dual Alkali	210
9.5	Rekenkundige beschouwing Dual Alkali	210
10	Dioxinen en Furanen	212
10.1	De herkomst	214
10.2	Hoe krijgen wij nu Dioxine binnen	214
10.3	De Historie van Dioxine	216
10.4	Onderzoek	216
10.5	De Vlieg	220
10.6	Chemische achtergronden	223
10.7	Afbraak en vernietiging van Dioxinen	224
10.7.1	Lichtstraling	224
10.7.2	Bacteriën	224
10.7.3	Hoge temperaturen	224
10.7.4	Actieve Kool	224
10.7.5	Katalytische vernietiging	226
10.8	Dioxine Meting	228

10.9	De Structuurformules	230
10.10	Overzicht Dioxinevorming	232
11	Kwik	233
11.1	Inleiding	233
11.2	Verdamping, condensatie en oplosbaarheid van kwik	234
11.3	Identificatie van kwik verbindingvormen	234
11.4	Afscheiding met een droog systeem	235
11.5	Natte wassers	236
11.5.1	Kwikvormen bij een rookgaswassing	236
11.5.2	Afscheiding in natte wassers	237
12	Terugwinning van Warmte	240
12.1	Inleiding	240
12.2	Warmte verschuiving	241
12.3	Stadsverwarming	243
12.4	Gasmotoren	246
13	Chemicaliën en Restproducten	248
14	Formuleblad	251
15	Verklarende woordenlijst	252

1 Inleiding

1.1 Algemeen

Rookgassen, ontstaan uit de verbranding van huisafval met zuurstof uit de lucht, bevatten stoffen die, als ze niet worden gereinigd, het milieu extra zullen belasten.

Slak, as en roet zijn residu's in vaste vorm die na een verbranding ontstaan. Dit wordt opgevangen en voor een gedeelte toepasbaar gemaakt, voor verwerking in bijvoorbeeld de wegenbouw.

De rookgassen bevatten zowel gasvormige als ook vaste schadelijke stoffen. Om de luchtverontreiniging door zwavelzuur, zwavelwaterstof, zwaveldioxide, aerosolen, zware metalen en micro organische schadelijke stoffen tot een minimum te beperken, worden rookgasreinigingsinstallaties toegepast.

Er kunnen verschillende reinigingssystemen worden onderscheiden. Naast de kosten van een reinigingsinstallatie zijn er nog de bijkomende kosten ontstaan door corrosieproblemen, de noodzakelijke herverwarming van de rookgassen en het toepassen van een waterbehandelingssysteem.

De toepassing van een reinigingssysteem berust op het volgende:

- afscheiding van vaste stoffen
- afscheiding van schadelijke gassen

Elektrostatisch filter De gemiddelde samenstelling van enkele stoffen in een afvalverbrandingsinstallatie, gemeten vlak na de ketel, zijn in tabel 1 weergegeven.

Component	Gemiddelde waarden in mg/Nm ³	Piekwaarden in mg/Nm ³ (als 1 uur gemiddelde)
Stof	3000	6000
Zuurvormende gassen		
HCl	750	2000
HF	5	50
SO ₂	300	1500
NO _x	350	500
NH ₃	5 mg/kg	p.m.
Zware metalen		
Hg	0,25	0,70
Cd	1,00	2,00
Sb+Pb+Cr+Cu+Mn+V+Co+Ni+Se+Te	35	70
Onvolledig verbrande koolstofverbindingen		
CO	25	50
C _x H _y (gasvormig)	5	10
PAK	10 µg/Nm ³	100 µg/Nm ³
PCB	0,8 µg/Nm ³	8 µg/Nm ³
PCDD/PCDF's als TEQ	500 ng/Nm ³	5000 ng/Nm ³

Tabel 1. Globale samenstelling van de ongereinigde rookgassen.

11 volume % O₂

In tabel 2 zijn de emissie eisen weergegeven.

Deze emissie eisen zijn gebaseerd op 11 volume procenten zuurstof in het rookgas.

Emissie-eisen	
Component	Maximum emissiewaarden in mg/Nm³
Stof	
100% daggemiddelde	5
97% halfuur gemiddelde	5
Zure componenten	
HCl	
100% daggemiddelde	8
97% halfuur gemiddelde	8
HF	
100% daggemiddelde	1
97% halfuur gemiddelde	1
SO ₂	
100% daggemiddelde	40
97% halfuur gemiddelde	40
NO _x	
100% daggemiddelde	180
97% halfuur gemiddelde	180
100% maand gemiddelde (voor installaties met een totaal thermisch ingangsvermogen van groter of gelijk aan 20 MW)	70
Zware metalen	
Hg	0,05
Cd + Tl (Thallium)	0,05
Sb+Pb+Cr+Cu+Mn+V+Co+As+Ni	0,5
PCDD en PCDF	0,1 ng TEQ/Nm ³
CO	
97% daggemiddelde	30
95% 10 minuut gemiddelde	150
C _x H _y	
100% daggemiddelde	10
97% halfuur gemiddelde	10

Tabel 2. Emissie eisen, gebaseerd op 11 volume procenten zuurstof in de rookgassen.

1.2 Gasvormige ongewenste componenten

In rookgassen van verbrandingsinstallaties kunnen de volgende gasvormige schadelijke stoffen voorkomen:

- chloorverbindingen
- fluorverbindingen
- zwavelverbindingen
- stikstofverbindingen
- organische verbindingen
- koolmonoxide

Voor de koolwaterstoffen, CO en NO_x, verbindingen is het emissieniveau te beïnvloeden door de stookmethode.

De uitworp van zwavelverbindingen (SO_x), chloorverbindingen (HCl) fluorverbindingen (HF) en zware metalen hangt hoofdzakelijk af van de afvalsamenstelling.

Het aandeel van HCl in de rookgassen is het grootst, hierna in volgorde gevolgd door NO_x, SO_x, CO en de overige stoffen.

Afscheiding van de schadelijke gassen geschiedt in de nageschakelde rookgasreinigingsinstallaties.

Bij de afvalverbranding kunnen de gasvormige verontreinigingen op de volgende manieren worden verwijderd:

- door condensatie van de rookgassen
- door oxidatie (verbranding) of reductie van de gassen, eventueel met behulp van katalysatoren
- door middel van absorptie / adsorptie

Voor de absorptie / adsorptiesystemen worden veel toegepast.

Dit zijn systemen waarbij ervoor wordt gezorgd dat de gassen of dampen aan een ander medium worden gebonden. Als media worden dan stoffen gekozen die een chemische reactie aangaan met de op te nemen stoffen, bijvoorbeeld kalk, natronloog of soda.

Absorptie / adsorptie

Bij de absorptie / adsorptiesystemen onderscheidt men de volgende mogelijkheden, n.l.:

- natte systemen
- droge systemen
- een combinatie van deze twee

1.3 De verbranding

Verbranding is een chemisch proces waarin, bij een doorgaans verhoogde temperatuur, de brandbare stof reageert met zuurstof.

Enige kenmerken van dit proces zijn:

- er komt energie vrij in de vorm van warmte
- de oorspronkelijke brandbare stof wordt vernietigd
- er ontstaan verschillende reactieproducten.

Eigenschappen

Het verloop van het verbrandingsproces wordt sterk beïnvloed door de eigenschappen van het aangeboden afval. We noemen de belangrijkste.

- De homogeniteit.

De ongelijksoortigheid van het afval is in vergelijking met de traditioneel gebruikte brandstof het meest opvallende. Het afval kan plaatselijk een sterk variërende stofsamenstelling hebben. Ook de grootte van de afvaldelen en de verdeling van het afval is tijdens de verbranding wisselend. Als gevolg

hiervan is het moeilijk een goede en een gelijkmatige verbranding te verkrijgen. Daarom moet er bijzondere aandacht worden geschonken aan het stoken hiervan.

- **Specifiek oppervlak en warmtegeleidingscoëfficiënt.**
Het specifiek oppervlak en de warmtegeleidingscoëfficiënt van de brandstof beïnvloeden de snelheid van het verbrandingsproces.
- **De ontstekingstemperatuur.**
De ontstekingstemperatuur wordt bepaald door de aanwezige vluchtige brandbare stoffen. De ontstekingstemperatuur van huisafval ligt boven de 400 °C.

Ter vergelijking met andere vaste brandstoffen: bij bruinkool ligt de ontstekingstemperatuur rond de 100 °C en bij cokes en antraciet boven de 400 °C.
- **De verbrandingswarmte.**
De verbrandingswarmte wordt bepaald door de volgende factoren: watergehalte, asgehalte en de hoeveelheid brandbare stoffen.
Voor huisvuil ligt dit over het algemeen tussen de 8000 – 10.000 kJ/kg, dat wil zeggen ruim een vierde deel van de verbrandingswarmte van een hoogwaardige steenkool (32.000 kJ/kg).
- **Smelttemperatuur van de as.**
De lage smelttemperatuur van sommige bestanddelen uit de brandstoffen veroorzaken aanbakkingen op de vuurhaardwanden.
Dit verhoogt de reparatie en onderhoudskosten van de verbrandingsruimte. Door toepassing van verbeterde constructiesystemen is dit te voorkomen.

Bijkomende, maar zeker belangrijke, factoren die een goede en juiste verbranding mede bepalen zijn:

- vorm van de verbrandingsruimte (vuurhaard)
- temperatuur in de vuurhaard
- de menging van brandstof en lucht (primaire en secundaire lucht)
- de verblijftijd in de vuurhaard

Bij de verbranding hiervan kunnen een viertal deelprocessen worden onderscheiden. Deze deelprocessen zijn:

- A. Het drogen van het huisvuil
- B. Het ontgassen ervan
- C. Het vergassen, d.w.z. de verbranding in de gasfase.
- D. Het uitbranden van het huisvuil

A. Drogen

Het in de stoffen aanwezige water verdampt.
De temperatuur ligt iets boven de 1000 °C. Dit wordt veroorzaakt door de straling vanaf de wanden en tevens door de convectiewarmte van de onderwind uit het rooster. Bij een walsrooster moet de snelheid van de wals voldoende laag zijn. Bij een terugschuifrooster moet de verdeling van de lucht in de eerste zone voldoende zijn. De voor het drogen benodigde warmte hangt dus af van het watergehalte dat zich in het huisvuil bevindt.

Over het algemeen wordt op de eerste wals bij een walsrooster en de eerste zone bij een terugschuifrooster het afval gedroogd.

B. Ontgassen

In deze fase worden vluchtige componenten uitgedreven.

Afgezien van de reeds in het uitgangsmateriaal aanwezige vluchtige componenten, worden deze componenten bij verhoogde temperatuur gevormd.

Grote koolwaterstofmoleculen (hoog kookpunt) breken hierbij in kleinere brokstukken (laag kookpunt), die verdampen. Aldus ontstaat, afhankelijk van de stof, een grote reeks organische verbindingen in de gasfase.

Het ontgassen vindt over het algemeen plaats op de tweede wals bij een walsrooster en de tweede zone bij een terugschuifrooster.

Het ontgassen van de brandstof vindt plaats bij doorgaans relatief lage temperatuur.

We kunnen stellen dat bij zo'n 400 °C het ontgassingproces voor 75% is voltooid en bij ongeveer 700 °C is het ontgassingproces afgelopen. Deze relatief lage temperaturen worden reeds aan het begin van een rooster bereikt. Er ontstaat dus aan het begin van het rooster een grotere luchtbehoefte dan aan het eind van het rooster.

C. Verbranding in de gasfase

De bij de ontgassing uitgedreven vluchtige componenten verbranden boven de ontstekings temperatuur via een complexe reactie met zuurstof. Bij afvalverbranding wordt in het vergassingsgebied de vuurhaardtemperaturen tussen 850 - 1150 °C gehouden.

De temperatuur van 850 °C is de minimale temperatuur, die nodig is om de gasvormige producten zeker te doen verbranden. De temperatuur van 1150 °C mag zeker niet worden overschreden, daar anders het smeltpunt van het as wordt bereikt. De fase voor het smelten is de meest belangrijke, daar de slak eerst week wordt (verwekingpunt), waardoor de werking van de installatie kan worden belemmerd. Wanneer een van de grenzen wordt onder of overschreden, is enerzijds vervuiling van de keteldelen (te lage temperatuur) en anderzijds verslakking in de vuurhaard (te hoge temperatuur) te verwachten.

Het vergassingsproces speelt zich af op de derde en vierde wals bij een walsrooster en de derde en vierde zone bij een terugschuifrooster.

Zoals reeds vermeld kunnen bij de afvalstoffen met een relatief hoog watergehalte storingen in het verbrandingsproces ontstaan. Dit komt omdat de vlamtemperatuur te laag is en daardoor het eerste deelproces van het verbrandingsproces, namelijk het drogen, niet voldoende ver kan worden doorgevoerd. De vlamtemperatuur wordt, naast de verbrandingswarmte, de samenstelling van de afvalstoffen en de ingestelde luchtvermaat, mede bepaald door de constructie van de vuurhaard waarin de vlam zich bevindt. Het gehalte van vluchtige bestanddelen is bij huisvuil in het algemeen hoger dan bij steenkool waardoor verschuiving optreedt van de verbranding op het rooster naar verbranding in de uitbrandruimte boven het rooster.

Watergehalte

D. Uitbranden

Slakvorming

Dit vindt plaats op de vijfde en zesde wals bij een walsrooster en de vijfde zone bij een terugschuifrooster.

Er moet voor worden gezorgd dat het huisvuil zodanig over het rooster wordt verdeeld en in een zodanige dikte dat op dit traject uitbranding plaatsvindt.

In het algemeen treedt bij huisvuil eerder slakvorming op (overschrijding asverwekingspunt) dan bij steenkool. Hierdoor kan, als men niet oppast, verstopping van het rooster optreden.

Tijdens verbranding van huisvuil verbranden niet alle stoffen even gemakkelijk.

Om enigszins redelijk te kunnen verbranden moet aan het volgende worden voldaan:

- watergehalte < 50%,
- het gehalte aan brandbaar > 25%,
- het asgehalte < 60%.

1.4 Refuse Derived Fuel (R.D.F.)

Het verbranden van afval is in vele gevallen kostbaar en levert vaak problemen op ten aanzien van het te verbranden materiaal.

Deze nadelen kunnen soms worden ondervangen door er via mechanische bewerkingen een homogene brandstof van te maken, die beter te bewaren en te verkopen is. Er komt nog bij dat het onbewerkte afval vaak een lage stookwaarde heeft, die veroorzaakt wordt door een hoog as en vochtgehalte.

De laatste jaren echter komt in Europa de productie van R.D.F. meer in de belangstelling. In Duitsland wordt de benaming **BRAM** (Brennstoff aus MÜLL) gebruikt, terwijl de Engelsen over **W.D.F.** (Waste Derived Fuel) spreken.

In Nederland is de Amerikaanse benaming **R.D.F.** (Refuse Derived Fuel) van toepassing.

R.D.F. kan worden geproduceerd uit gemengde afvalfen zoals huishoudelijk en bedrijfsafval. Over het algemeen wordt dit uit huishoudelijk afval gemaakt. Het begrip R.D.F. heeft een zeer ruime betekenis. Het verbeteren van de brandstofeigenschappen kan bij huishoudelijk afval variëren van ontijzeren en afzeven tot en met een gecompliceerd proces, bestaande uit meerdere maal, zeef, zift en ontijzerstappen, eventueel gevolgd door drogen en samenpersen van de brandstoffractie.

Een gevolg hiervan is dat R.D.F. in vele vormen en samenstellingen kan voorkomen.

1.4.1 Vorm van R.D.F.

Fluff

R.D.F. kan voorkomen in de vorm van **fluff** (los materiaal) en is duidelijk te herkennen aan de vellen plastic folie en papier, die volumetrisch gezien het belangrijkste deel van de fractie uitmaakt. Deze fluff-R.D.F. is beperkt houdbaar en heeft een indringende geur. De samenstelling hiervan is heterogeen en is slechts met speciale technieken te doseren en te voeden.

Het stortgewicht varieert, afhankelijk van de laagdikte, tussen de 125 - 250 kg/m³.

R.D.F. kan ook in de vorm van ongedroogde pellets voorkomen.

R.D.F. pellets zijn samengeperste cilindrische stukken met een grijs/bruinachtige kleur. De gebruikelijke diameter van de pellets is 8-16 mm, terwijl de lengte ca 30 mm bedraagt.

De houdbaarheid van de pellets is sterk afhankelijk van de luchtvochtigheid tijdens het opslaan. Onder normale omstandigheden kan dit ruim een jaar zijn.

De R.D.F. pellets zijn eenvoudig te transporteren en op te slaan. Het toevoeren naar de verbrandingsruimte is mogelijk door middel van eenvoudige hulpmiddelen. Het stortgewicht van pellets varieert tussen de 500 - 600 kg/m³.

1.4.2 Samenstelling van R.D.F.

Uit huishoudelijk afval wordt globaal na diverse mechanische bewerkingen, circa 30 tot 50% als R.D.F. afgescheiden. De gemiddelde samenstelling van de R.D.F. is:

- papier
- karton
- plasticfolie
- hard plastic
- diversen.

De chemische samenstelling van de R.D.F. is bepalend voor zowel de verbrandingseigenschappen als de milieuhygiënische eigenschappen.

Noot:

Bij de toepassing van "scheidingsvergisting" technieken wordt een "droge" fractie geproduceerd die circa 30 – 40 % vocht bevat.

Voorbehandeld afval blijft zonder vergisting haast onbeperkt houdbaar, mits het vochtgehalte lager is dan 7 %.

1.5 Biomassa

In biomassa centrales wordt zogenaamd B-Hout, ofwel sloophout, verstookt. Het sloophout bevat uiteraard ook nog verf en andere verontreinigingen. Om deze reden vallen de biomassa centrales, voor wat wetgeving betreft, onder de wetgeving die voor de afvalgestookte centrales geldt. Met dat verschil, dat de geproduceerde elektriciteit groen is.

Net zoals bij afval en RDF wordt met de ontstane rookgassen in een ketel stoom opgewekt, met de stoom wordt een stoomturbine met generator aangedreven en wordt aan het net energie geleverd in de vorm van elektriciteit.

1.5.1 Overzicht samenstelling

Gemiddelde samenstelling afval (Zonder GFT)		
Component	Symbool	Massa Percentage
Koolstof	C	23,67 %
Waterstof	H	4,45 %
Zuurstof (Chemisch gebonden)	O	19,02 %
Stikstof	N	0,66 %
Zwavel	S	0,1 %
Water (Vrij water)	H ₂ O	34 %
As		18 %
Stookwaarde afval		
Afhankelijk van de regio varieert de stookwaarde van 9000 - 11.000 kJ/kg afval		9191 kJ/kg afval

Gemiddelde samenstelling RDF		
Component	Symbool	Massa Percentage
Koolstof	C	47 %
Waterstof	H	6,8 %
Zuurstof (Chemisch gebonden)	O	32,2 %
Stikstof	N	0,6 %
Zwavel	S	0,2 %
Vocht	H ₂ O	3,8 % (max. 35 %)
As		12,8 % (max 20 %)
Stookwaarde RDF		
Gemiddeld varieert de stookwaarde tussen 18.500 en 21.000 kJ/kg RDF		18.372 kJ/kg RDF

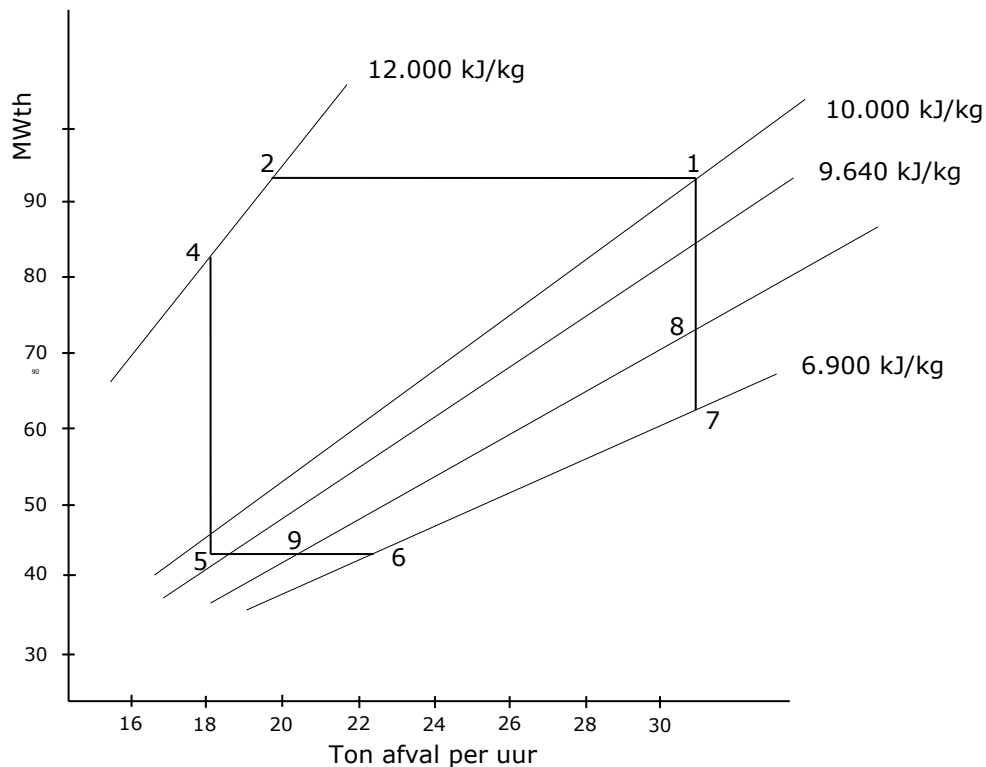
Gemiddelde samenstelling B-Hout		
Component	Symbool	Massa Percentage
Koolstof	C	37,4 %
Waterstof	H	5,2 %
Zuurstof (Chemisch gebonden)	O	23 %
Stikstof	N	2,0 %
Zwavel	S	< 0,1 %
Vocht	H ₂ O	10,8 %
As		18 %
Stookwaarde B-Hout		
		14.600 kJ/kg hout

Gemiddelde samenstelling Rioolslib		
Component	Symbool	Massa Percentage uitgedrukt in massa % van het droge slib
Koolstof	C	29 - 35 % (32)
Waterstof	H	4,5 - 5,5 % (5)
Zuurstof (Chemisch gebonden)	O	20 - 25 % (22,5)
Stikstof	N	4 - 5 % (4,5)
Zwavel	S	0,5 - 1,5 % (1)
Water	H ₂ O	Max 55 %
Stookwaarde Droog slib		11.600 KJ/kg slib

Gemiddelde samenstelling Pluimveemest		
Component	Symbool	Massa Percentage
Koolstof	C	21,97 %
Waterstof	H	3,05 %
Zuurstof (Chemisch gebonden)	O	16,3 %
Stikstof	N	2,3 %
Zwavel	S	0,4 %
Vocht	H ₂ O	43,5 %
As (onbrandbare delen)		12,48 %
Stookwaarde Pluimveemest		6.500 - 9.500 KJ/kg mest

1.6 Het stookdiagram

Op onderstaande afbeelding is een zogenaamd stookdiagram of oventiagram van een afval energie centrale weergegeven.



Op de horizontale as van het diagram is de doorzet van het afval afgezet in tonnen afval per uur.

Op de verticale as is de hoeveelheid ontwikkelde warmte in de oven weergegeven in Mega Watt thermisch, MWth.

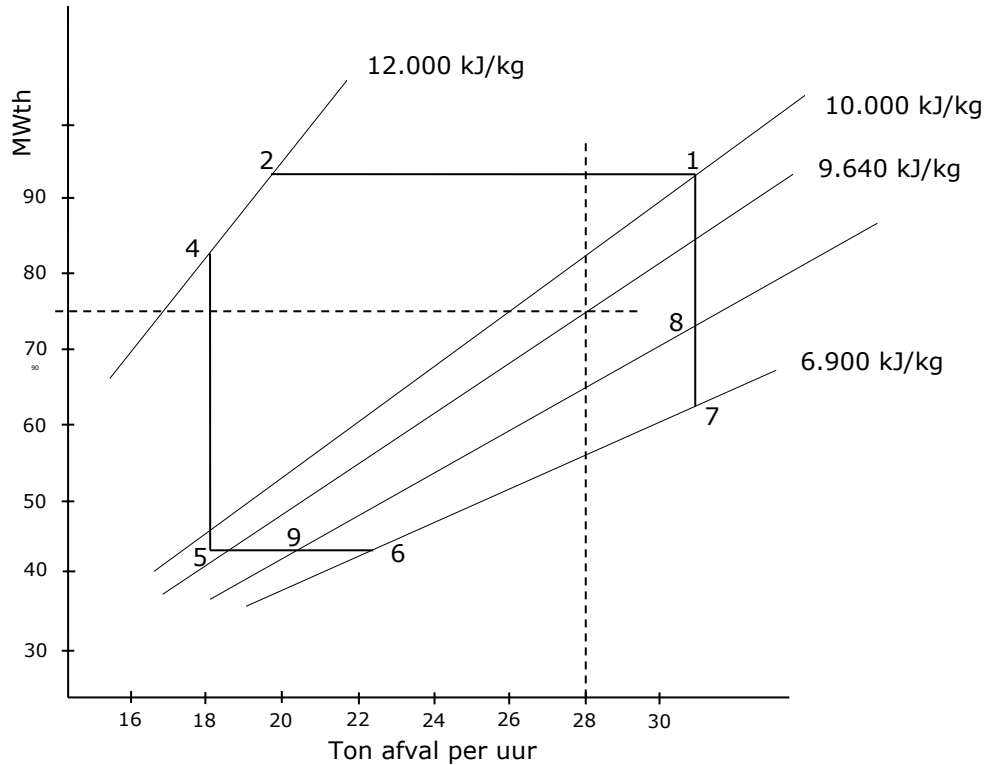
De diverse diagonale lijnen in het diagram stellen lijnen van constante stookwaarde voor, de lijn door punt 2-4 stelt bijvoorbeeld 12.000 kJ/kg voor terwijl de lijn door 6-7 een stookwaarde heeft van 6.900 kJ/kg afval.

Punt 1 wordt het MCR punt genoemd, Maximum Continuous Rating, ofwel Maximale Nominale Belasting. Elk punt boven de lijn 1 – 2 en rechts van de lijn 1 – 7 zit in het overbelastinggebied.

Voorbeeld:

Stel we hebben een doorzet van 28 ton afval per uur. De stookwaarde bedraagt 9.640 kJ/kg afval.

Als we deze lijnen uitzetten in het diagram vinden we een snijpunt. Het snijpunt geeft de ontwikkelde warmte in de oven aan, ook wel thermische belasting genoemd.



We vinden aan de hand van het snijpunt een ontwikkelde warmte van circa 75 MWth.

1.6.1 Thermische overbelasting

De lijn 1-2:

De horizontale lijn door de punten 1 en 2 stelt voor deze oven de maximaal toelaatbare ontwikkelde warmte in de oven voor. Komt men boven deze lijn, dan spreekt men van thermische overbelasting

1.6.2 Mechanische overbelasting

De lijn 1-7:

De lijn door de punten 1 en 7 stelt de maximale doorzet voor. Komt men rechts van deze lijn dan is het rooster overbelast en zal het overmatige slijtage gaan vertonen. Ook bestaat een grotere kans op onverbrand.

1.6.3 Minimale doorzet

De lijn 4-5

De lijn door de punten 4 en 5 stelt de minimale doorzet voor. Komt men links van deze lijn dan zal het vuur niet regelmatig meer branden in verband met een te dunne laagdikte.

1.6.4 Minimale thermische belasting

De lijn 5-6:

De lijn door de punten 5 en 6 stelt de minimale thermische belasting van de oven voor. Hiermee wordt bedoeld dat er op dit moment te weinig warmte in de oven wordt ontwikkeld om het vuur gaande te houden, kortom het vuur dooft.

1.6.5 Maximale stookwaarde

De lijn 2-4:

De lijn door de punten 2 en 4 stelt de lijn van maximale stookwaarde voor. Een oven is over het algemeen ontworpen voor een maximale stookwaarde bij een gegeven doorzet.

1.6.6 Minimale stookwaarde

De lijn 8 – 9:

De lijn door de punten 8 en 9 geeft de minimale stookwaarde weer zonder lucht voorwarmer.

De lijn 6-7:

De lijn door de punten 6 en 7 geeft de lijn aan van minimale stookwaarde met een lucht voorwarmer. Komt men rechts van deze lijn dan kan het afval enkel branden als men gebruik maakt van hulpbranders.

1.6.7 Het Luvo gebied

De lijn 6-7-8-9:

Het gebied omgeven door de lijnen 6, 7, 8 en 9 stelt het gebied voor waar men enkel kan stoken met behulp van een luvo. Kortom, de oven heeft wat extra warmte inbreng nodig om het vuur gaande te houden, hier dus in de vorm van voorverwarmde lucht.

1.6.8 Het garantiegebied

De lijn 1-2-4-5-9-8-1:

Het gebied omgeven door de lijnen 1, 2, 4, 5, 9, 8 en 1 stelt het zogenaamde garantiegebied voor. In dit garantiegebied kan men de oven stoken zonder dat men daarbij gebruikt moet maken van een eventuele luvo.

2 Het E-Filter

2.1 Achtergrond

Het stof in de rookgassen bestaat uit lichte deeltjes die tijdens het verbrandingsproces worden opgewerveld en met de rookgasstroom worden meegevoerd. Het stof wordt ook wel vlieggas genoemd, hoewel dit in het algemene jargon vaak alleen betrekking heeft op dat gedeelte dat in een elektrostatisch filter of doekenfilter wordt afgevangen.

Het stof is voornamelijk opgebouwd uit een asfractie, maar bevat ook in geringe mate een organische fractie.

Naarmate het verbrandingsproces vollediger verloopt, zal het organische gehalte geringer zijn.

De norm voor stof is vastgesteld op 5 mg/m_0^3 . Om te voldoen aan deze eis moet stof worden afgevangen met afmetingen die in het submicrongebied liggen.

Ter illustratie: 1 ton afval levert circa 3 % stof.

5 mg/m_0^3

2.2 Praktijk bij AEC's

Een eerste gedeelte van deze stofdeeltjes wordt in de oven of de nageschakelde ketelinstallatie opgevangen. De resterende stofdeeltjes passeren een stoffilter (meestal een elektrofilter; ook worden wel doekenfilters of gaswassers toegepast). Daarmee worden de rookgassen (voor 98 tot soms 99,5%) gereinigd. Het tegengehouden restproduct wordt meestal als *vlieggas* aangeduid. De resterende veelal zeer fijne stofdeeltjes verlaten als *vliegstof* de installatie. Voorafgaand aan het eigenlijke rookgasreinigingsproces, vindt een voorafscheiding van de vlieggas plaats. Het vooraf scheiden van vlieggas wordt toegepast, teneinde de hoeveelheid vlieggas die gestort moet worden aanzienlijk te beperken. De vooraf gescheiden vlieggas kan voor hergebruik in de asfaltindustrie worden toegepast. Voorwaarde is, dat dit vlieggas geen verhoogde concentratie aan zware metalen mag bevatten, hetgeen inhoudt, dat de fijnere stofdeeltjes niet in deze vooraf gescheiden fractie aanwezig mogen zijn. De voorreiniging dient dan ook tot circa 500 mg/m_0^3 stof beperkt te blijven. Voor stof voorafscidders komen cyclonen en éénvelds elektrofilters in aanmerking.

Droge E-Filters

Droge E-Filters of elektrostatische vlieggasvangers worden vrij algemeen toegepast voor het verwijderen van vlieggas, direct nadat het rookgas de ketel heeft verlaten.

In principe bestaat er nauwelijks onderscheid tussen de diverse typen E-Filters.

De volgende aspecten zijn onder andere van belang voor de werking van een E-Filter:

- een gelijkmatige rookgasverdeling
- een voldoende lage doorstroomsnelheid, $0,5 - 2 \text{ m/s}$
- een gelijkmatig temperatuurprofiel
- voldoende specifiek oppervlak (verhouding totale oppervlakte neerslagelektrode/rookgasdebiet)
- de sterkte van het elektrisch veld
- de specifieke weerstand van de vlieggas, $10^4 - 10^9 \Omega \cdot \text{m}$ (Ohm meter), en de verdeling van de deeltjesgrootte,

Conditionering

De werking van een elektrostatische vliegsvanger kan worden verbeterd door het toepassen van pulsbekrachtiging. Dit heeft tevens een lager energieverbruik tot gevolg.

De weerstand kan worden verlaagd door "conditionering" van de rookgassen: het injecteren van weerstand verlagende stoffen zoals NH_3 en SO_3 . Conditionering wordt bij AEC's niet toegepast.

De grootte van het E-Filter (het aantal benodigde velden) wordt bepaald door:

- de gewenste stofconcentratie aan de uitlaatzijde
- het verwijderingsrendement
- de verdere procescondities, zoals hierboven vermeld

Met alleen een E-Filter is de emissie-eis 5 mg stof/ m_0^3 moeilijk te realiseren, zeker indien de deeltjesdiameter gemiddeld laag is. E-Filters zijn ongevoelig voor belastingvariaties, zowel in rookgasdebiet als in vliegsvangconcentratie.

Natte E-Filters

Natte E-Filters worden toegepast als laatste trap in een RGR, over het algemeen na een natte wasser. Het doel van de natte E-Filters is het verwijderen van de laatste stofdeeltjes en andere aerosolen, met name zeer kleine deeltjes in het submicron gebied. Het afvalwater dat vrijkomt kan tezamen met het afvalwater van de voorafgaande natte wasser(s) worden behandeld.

De volgende aspecten zijn van belang bij toepassing van een nat E-Filter na natte wassing:

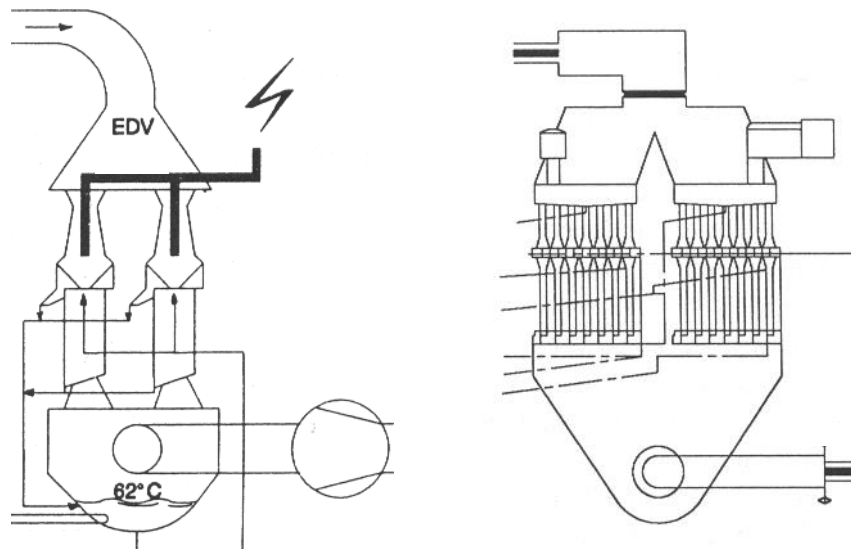
- goede bevochtiging van het rookgas voor het E-Filter, opdat een voldoende vloeistoffilm (de feitelijke neerslagelektrode) in stand wordt gehouden
- het rendement van de deeltjesverwijdering wordt door dezelfde parameters bepaald als die welke gelden voor een droog E-Filter

In principe kan een nat E-Filter ook worden toegepast voor het verwijderen van de bulk van de vliegsvang, als eerste stap van een RGR. Op dit moment is er in West Europa geen installatie bekend die gebruik maakt van een nat E-Filter als hoofd vliegsvanger, ook niet bij installaties die verwant zijn aan AEC's.

Bij HVC Dordrecht wordt een nat E-Filter als nageschakelde techniek toegepast.

Als alternatief voor een nat E-Filter kan een elektrodynamische venturi (EDV) worden ingezet. De werking van een EDV is vergelijkbaar met een nat E-Filter.

Door adiabatische expansie in een venturi wordt condensatie van fijne druppeltjes, met daarin stofdeeltjes en andere verontreinigingen, bewerkstelligd. Deze aerosolen worden negatief geladen met behulp van een elektrode, waarna afscheiding volgt in een (positief geladen) waternevel, zie afbeelding 1.



Afbeelding 1. Principeschema van een EDV.

2.3 Elektrofilter

2.3.1 Algemeen

Het werkingsprincipe van elektrostatische afscheiders, ook wel elektrofilters, berust op de afscheiding van vaste of vloeibare deeltjes onder invloed van een elektrisch veld.

Elektrostatische afscheiders worden als emissiebeperkende techniek voornamelijk toegepast bij grote industriële installaties voor de verwerking van grote gasstromen. In sommige gevallen tot een totale gasstroom van meer dan 10 miljoen m³/h.

De gevraagde emissiegrenswaarde van 50 mg/Nm³ is zonder problemen te garanderen. Ook zonder aanvullende RGR zijn er E-Filters (tegenwoordig meestal met drie afzonderlijke secties), die een waarde van 10-20 mg/Nm³ bereiken. Een goed gedimensioneerd en onderhouden doekenfilter kan eventueel nog lagere waarden bereiken. De controle op goede werking (kleine gaten c.q. lekken) is bij de doekenfilters echter veel moeilijker dan bij het E-Filter, zodat het rendement onopgemerkt kan dalen.

Bij een verantwoord ontworpen RGR kan men uitgaan van een gemiddelde waarde van ongeveer 20-30 mg/m⁰³, bij een grenswaarde 50 mg/m⁰³.

Rendement

Belangrijker dan de absolute waarde van de emissie is de opvang van stof met zeer kleine korrelafmetingen, die relatief meer zware metalen bevatten. Hier zijn de doekenfilters en natte systemen duidelijk in het voordeel ten opzichte van E-Filters.

Vaste of vloeibare deeltjes in een gasstroom die worden blootgesteld aan gasionen in een elektrisch veld, worden door botsing met deze gasionen opgeladen. Onder invloed van het elektrisch veld worden ze daarna uit de gasstroom afgebogen. De afgescheiden deeltjes worden afgevangen op verzamelelektroden of collectoren. Afvoer van afgescheiden deeltjes vindt plaats door de zwaartekracht (vloeistof) of, zoals bij vaste stoffen, door periodiek kloppen of trillen van de verzamelelektroden, waarbij de afzetting als plakken of brokken van de

verzamelelektroden valt in een eronder geplaatste trechter, de zogenoemde bunker.

Enkele belangrijke eigenschappen van een elektrostatische afscheider zijn:

- een hoog tot zeer hoog rendement
- geschiktheid voor verwerking van zeer grote gasstromen
- toelaatbaarheid van een hoge temperatuur van het gas
- een laag drukverlies in de gasstroom

Elektrostatische afscheiders worden als procesapparaat en als emissiebeperkende techniek toegepast. Bij elektrostatische afscheiders die als emissiebeperkende techniek bij grote industriële toepassingen worden gebruikt, wordt zowel oplading als afscheiding van deeltjes uitgevoerd in hetzelfde elektrische veld (ééntrapsfilter). Daarnaast bestaan ook de zogenaamde tweetraps elektrostatische afscheiders, waarbij oplading en afscheiding in afzonderlijke elektrische velden plaatsvinden.

Tweetraps elektrofilters worden voornamelijk toegepast als kleine afscheiders ten behoeve van bijvoorbeeld zuivering van werklucht (afscheiding van lasrook en olienevels).

Eéntraps elektrofilters kunnen naar de wijze waarop gevangen deeltjes worden afgevoerd, worden onderscheiden in natte en droge elektrofilters.

Bij natte elektrofilters vindt afvoer van de gevangen deeltjes plaats door een vloeistofstroom langs de verzamelelektroden. Deze vloeistofstroom wordt in geval van vloeibare verontreiniging veroorzaakt door de deeltjes zelf en wordt in geval van een stofvormige verontreiniging speciaal gecreëerd.

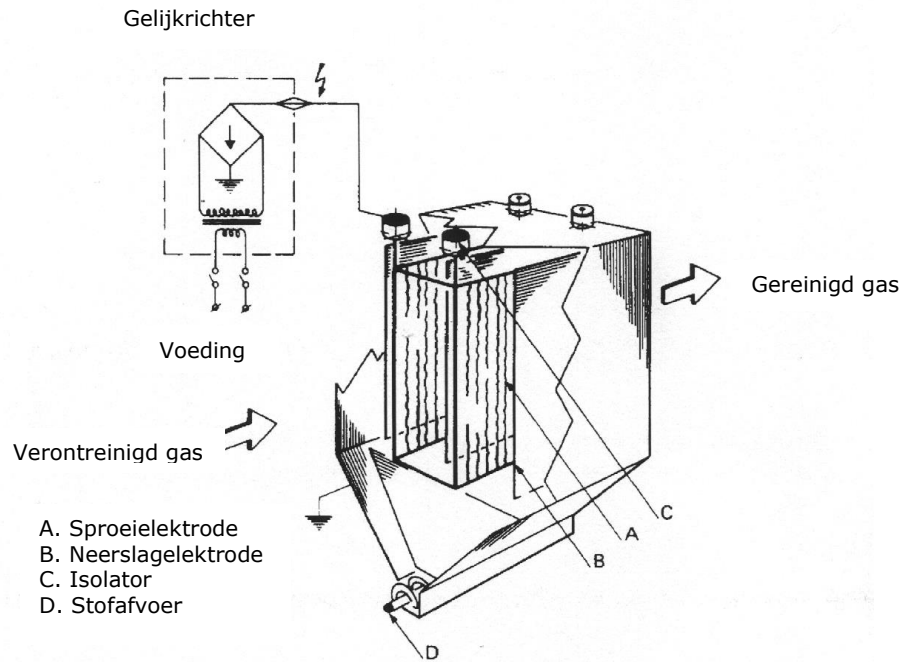
Afvoer van afgevangen stof bij droge elektrofilters vindt plaats door de verzamelelektroden te kloppen of te trillen.

Vlakke plaat en pijp

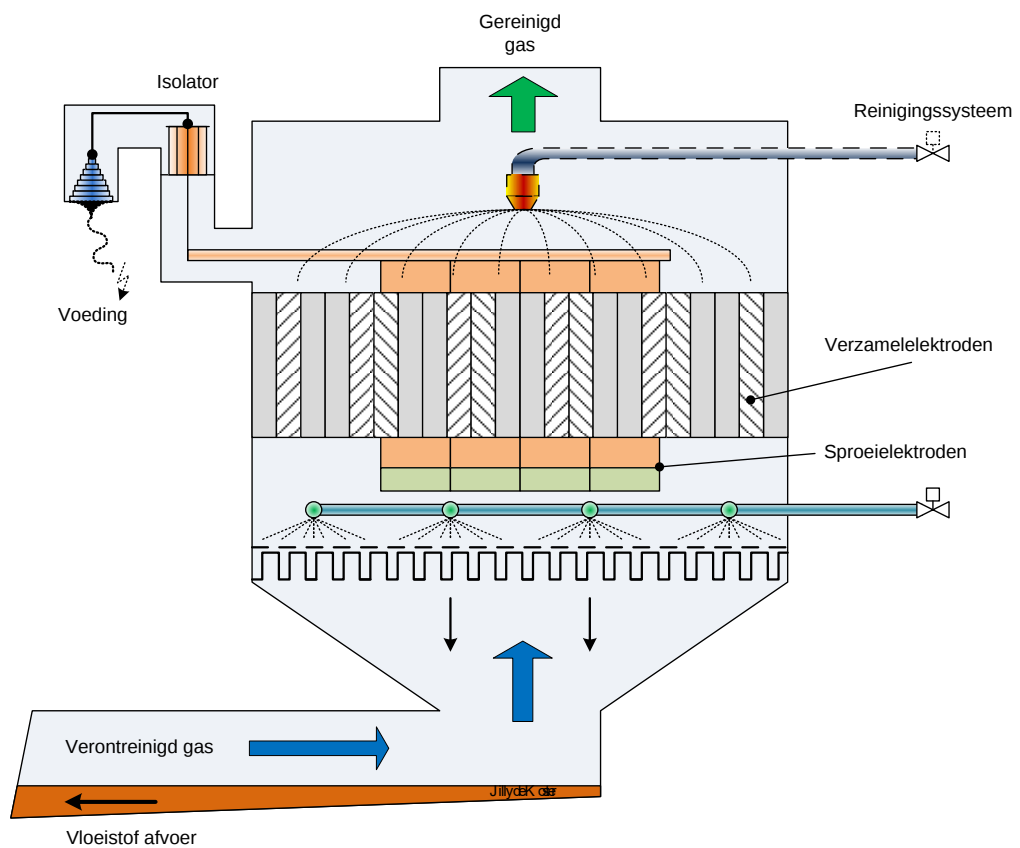
Elektrostatische afscheiders kunnen naar de uitvoeringsvorm van de verzamelelektroden worden onderscheiden in vlakke plaat elektrofilters en pijpvormige elektrofilters.

Droge elektrostatische afscheiders worden altijd als vlakke plaat filters uitgevoerd, natte elektrostatische afscheiders zowel als vlakke plaat als pijpvormige filters.

Op afbeelding 2 wordt de principewerking van een droog elektrofilter met vlakke plaat verzamelelektroden gegeven, op afbeelding 3 de principewerking van een nat elektrofilter met pijpvormige verzamelelektroden.

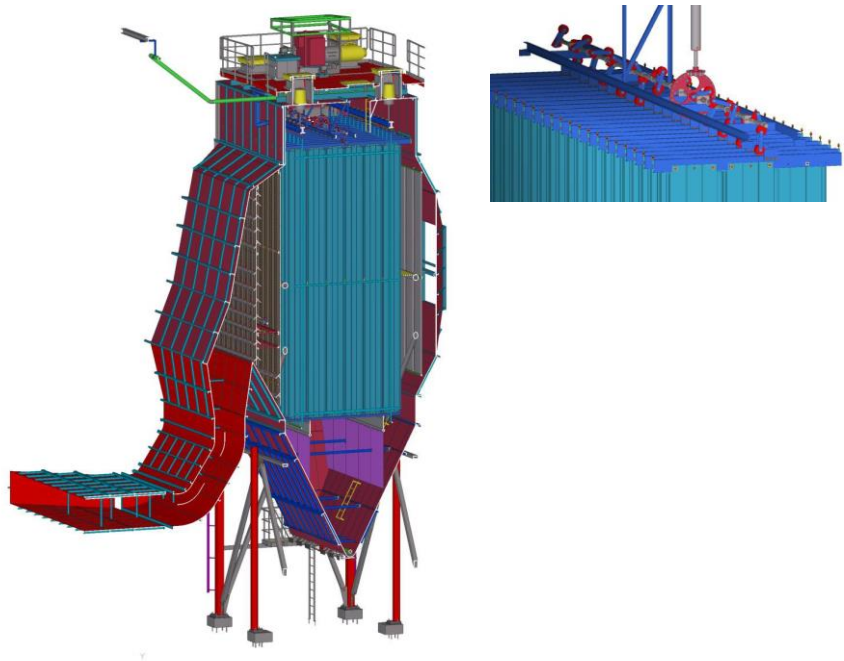


Afbeelding 2. Principeschets droog E-Filter.



Afbeelding 3. Principeschets nat E-Filter.

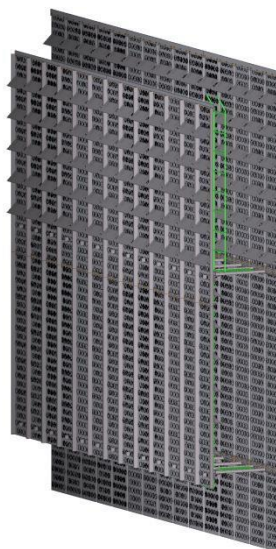
Op afbeelding 4 is een tekening weergegeven van een compleet E-Filter.



Afbeelding 4. Droog E-Filter. Bron: Eneco Bio Golden Raand.

Op afbeelding 4 wordt het rookgas linksonder toegevoerd, wordt dan door een gasverdeelscherm geleid en treedt vervolgens het E-Filter binnen. De ophanging van de collectorplaten is rechts als detail weergegeven.

Het gasverdeelscherm is apart weergegeven op afbeelding 5.



Afbeelding 5. Gasverdeelscherm van een E-Filter. Bron: Eneco Bio Golden Raand.

2.3.2 Werkingsprincipes

Fasen

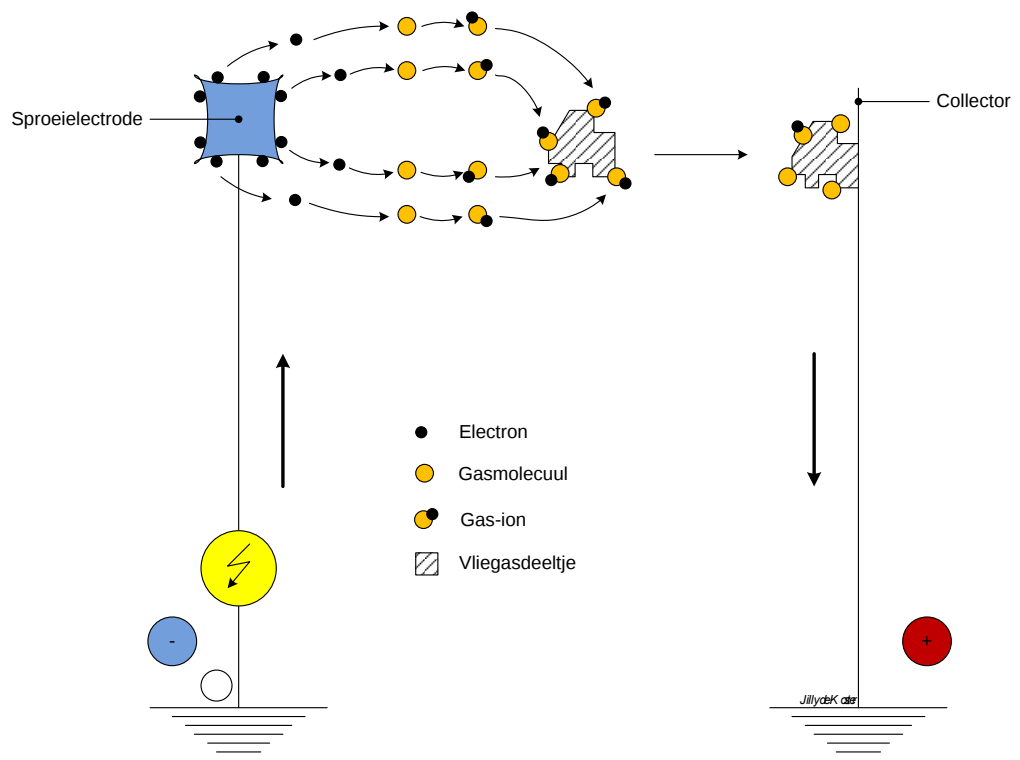
De werking van het elektrofilter berust op het principe dat elektrisch geladen deeltjes in een elektrisch veld een kracht ondervinden, waardoor ze uit de gasstroom kunnen worden afgescheiden.

Daartoe worden ze op een elektrode neergeslagen en vervolgens afgevoerd. De werking van het elektrofilter is derhalve in een aantal fasen te onderscheiden:

- het laden van de deeltjes
- het neerslaan van de geladen deeltjes
- de afvoer van de gevangen deeltjes

Het laden van de deeltjes.

Het laden van de deeltjes is in twee stappen te onderscheiden: de vorming van gasionen en de ladingsoverdracht aan deeltjes. In eerste instantie worden door ontladingen gasionen gevormd, die daarna op hun beurt door botsing de deeltjes in de gasstroom kunnen opladen. Tussen negatief geladen hoogspanningselektroden (de zogenoemde sproei-elektroden) en verzamelelektroden (de collectoren), die zijn verbonden met de aarde, wordt een gelijkspanning aangelegd. Deze gelijkspanning wordt aangelegd met behulp van transformatoren en gelijkrichters en ligt meestal tussen 20 en 115 kV. De hoge spanning tussen de elektroden veroorzaakt een sterk elektrisch veld, dat met name nabij de sproei-elektroden is geconcentreerd. Bij slibverbrandingsinstallatie ligt dit op ± 70 kV.



Afbeelding 6. Het laden van de deeltjes.

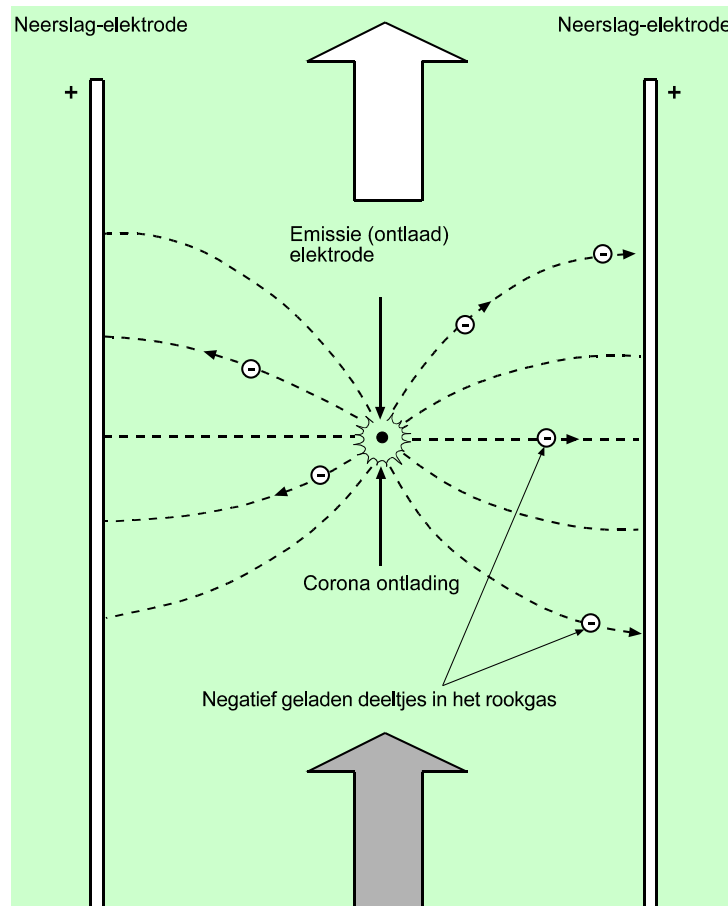
Elektrisch veld

Onder invloed van het sterke elektrische veld worden door de hoog negatief geladen sproei-elektroden elektronen afgestaan, zie afbeelding 6 en 7, die zich in de richting van de verzamelelektroden bewegen. Door botsing van de elektronen met gasmoleculen worden negatief geladen gasionen gevormd, die zich eveneens met hoge snelheid

Ionen

verplaatsen in de richting van de verzamelelektroden. Naast negatief geladen gasionen worden door afgifte van elektronen echter ook positief geladen gasionen gevormd.

Deze positief geladen ionen bewegen zich onder invloed van het elektrische veld over de korte afstand naar de negatief geladen sproei-elektroden en worden daar ontladen, waarbij opnieuw elektronen worden vrijgemaakt.



Afbeelding 7. Het laden en neerslaan van de deeltjes.

Corona

Het verschijnsel van opladingen en ontladingen in de gasfase speelt zich voornamelijk af op een afstand van enkele millimeters van de sproei-elektroden.

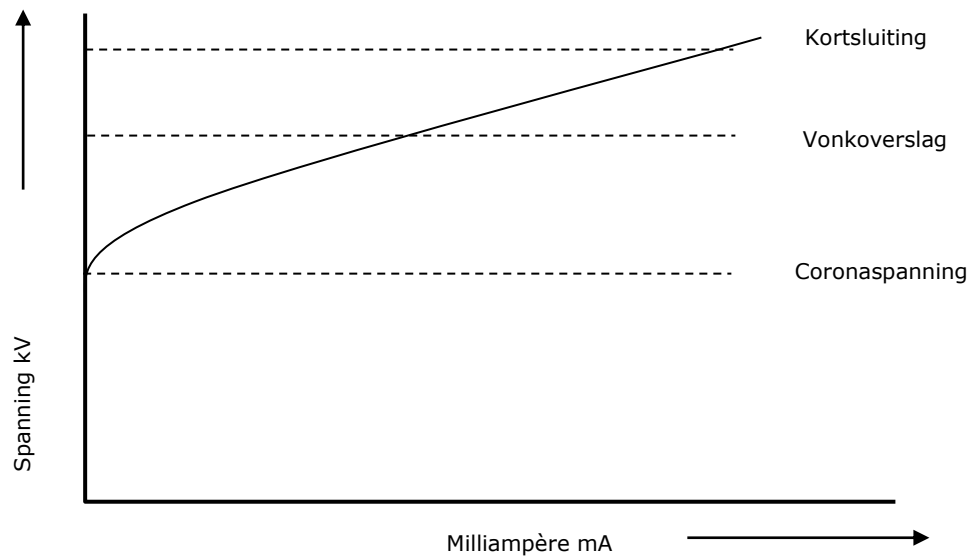
De ontleding gaat gepaard met lichtuitstraling en wordt corona genoemd.

Door de aanwezigheid van grote hoeveelheden negatieve lading in de ruimte tussen sproei-elektroden en verzamelelektroden ontstaat hier een zogenaamde ruimtelading.

Deze ruimtelading is van invloed op de sterkte van het elektrische veld. Karakteristiek voor het coronaverschijnsel is een sterke wisseling in de sterkte van het elektrische veld en daardoor van de stroomsterkte.

De sterke wisseling in stroomsterkte gaat gepaard met een sissend geluid en een flakkerend lichtverschijnsel. Bij verhoging van spanning en stroom worden deze verschijnselen sterker en gaan zij vergezeld van regelmatige overslagen in de gasfase. Deze overslagen bevorderen het ionisatieproces. Indien zij echter te lang aanhouden, loopt het spanningsverschil tussen de elektroden sterk terug, waardoor uiteindelijk het gehele ionisatieproces wordt gestopt. Voor een optimale werking van het elektrofilter moeten spanning en stroom daarom naar

een bepaald maximum en op een beperkt aantal overslagen per tijdseenheid worden geregeld. Zie afbeelding 8.



Afbeelding 8. Verband tussen spanning en ampèrage.

De gevormde negatief geladen ionen worden aangetrokken door de verzamelelektroden en bewegen zich derhalve door de gehele ruimte tussen sproei-elektroden en verzamelelektroden. Wanneer het door deze ruimte stromende gas vaste of vloeibare deeltjes bevat, zal een deel van de gasionen in botsing komen met deze deeltjes, die hierdoor de negatieve lading overnemen. Elk deeltje in de gasstroom wordt aan een groot aantal botsingen blootgesteld en kan daardoor een grote lading opnemen.

Aangezien de positieve ionen snel uit het proces verwijderd worden, worden verreweg de meeste deeltjes negatief geladen.

Botsing en ladingsoverdracht van een geladen ion met een stofdeeltje kunnen op twee manieren gebeuren:

- door botsing als gevolg van normale thermische beweging van de gasionen (diffusie),
- door botsing onder invloed van het elektrisch veld.

Gebleken is, dat bij deeltjes groter dan 1 micrometer ladingsoverdracht vooral plaatsvindt ten gevolge van botsing onder invloed van het elektrische veld. Deeltjes (vast of vloeibaar) die zich in het elektrische veld bevinden, veroorzaken namelijk een verstoring van dit elektrische veld, in die zin dat de veldlijnen waarlangs zich de gasionen in het elektrische veld voortbewegen, worden afgebogen in de richting van het deeltje. Indien dit deeltje door botsingen met gasionen en ladingsoverdracht voldoende (negatief) is opgeladen, buigen de elektrische veldlijnen zich van het deeltje af. Het deeltje is dan verzadigd en beweegt zich met een constante snelheid in de richting van de verzamelelektrode. De mate waarin de deeltjes worden opgeladen, is evenredig met de grootte van de deeltjes. Bij afnemende deeltjesgrootte wordt de mate van verstoring van de elektrische veldlijnen steeds minder. Bij deeltjes kleiner dan 0,2 micrometer is dan ook vooral ladingsoverdracht door botsing ten gevolge van diffusiebewegingen van belang.

Hierbij is de mate waarin het deeltje wordt opgeladen onafhankelijk van de grootte van het deeltje.

Deeltjes met een diameter tussen 0,2 en 1 micrometer worden in ongeveer dezelfde mate door beide botsingsvormen opgeladen. Het blijkt dat de deeltjes die door botsing onder invloed van het elektrisch veld worden opgeladen een veel hogere lading krijgen, dan door middel van botsing door diffusie mogelijk zou zijn. Gevolg hiervan is dat de deeltjes groter dan 1 micrometer met een grotere snelheid in de richting van de verzamelelektrode gaan en dus gemakkelijker worden afgescheiden.

Neerslaan van de deeltjes.

De geladen deeltjes bewegen zich met de gasstroom door het elektrisch veld. Onder invloed van de in het elektrisch veld heersende veldsterkte wordt op de deeltjes een kracht uitgeoefend die loodrecht op de bewegingsinrichting staat.

De geladen deeltjes worden afhankelijk van de hoeveelheid lading meer of minder snel afgebogen. Negatief opgeladen deeltjes slaan neer op de geaarde verzamelelektroden, positief geladen deeltjes op de sproei-elektroden waar ze worden ontladen.

De snelheid waarmee de geladen deeltjes zich bewegen in de richting van de verzamelelektroden wordt de migratiesnelheid of driftsnelheid genoemd.

Migratiesnelheid

De migratiesnelheid is van zeer groot belang voor de afscheidingsgraad of het rendement. Zij is op complexe wijze afhankelijk van zeer veel factoren, zoals de veldsterkte, de spanning, de conditie van de elektroden, de gassamenstelling, de concentratie aan vaste of vloeibare deeltjes, alsmede van de fysische en chemische eigenschappen van deze deeltjes.

Indien alle deeltjes bij het begin van het elektrisch veld geladen zouden zijn, dan kan bij een laminaire gasstroming uit de verhouding tussen de maximale snelheid in de stromingsrichting en de migratiesnelheid in combinatie met de afstand van de sproei-elektroden tot de verzamelelektroden de minimaal benodigde plaatlengte worden berekend die theoretisch nodig zou zijn om alle deeltjes neer te slaan. In formulevorm kan dit worden weergegeven door:

$$L = \frac{v}{W} \cdot R$$

waarin:

L	=	minimale lengte elektrofilter [m]
v	=	maximale gassnelheid bij laminaire stroming [m/s]
W	=	migratiesnelheid [m/s]
R	=	afstand tussen verzamel- en sproei-elektrode [m]

In werkelijkheid zal geen enkel elektrofilter alle deeltjes kunnen afscheiden.

Re-entrainment

Deze discrepantie tussen de praktische resultaten en de uitkomst van de gegeven formule heeft een groot aantal oorzaken. Ten eerste is de gasstroming meestal niet laminair. Verder zullen nooit alle deeltjes in het begin van het elektrofilter worden opgeladen en komt een aantal deeltjes nadat het is gevangen door een of andere oorzaak weer in de gasstroom ('re-entrainment').

Behalve de elektrostatische aantrekking speelt nog een andere kracht een rol bij de afzetting van deeltjes op de verzamelelektrode. Door de inwerking van het elektrisch veld vindt een transport van negatief geladen deeltjes (elektronen, gasionen, vaste of vloeibare deeltjes) plaats van de negatief geladen sproei-elektrode naar de verzamelelektrode. Door botsing en wrijving worden ook niet-geladen gasmoleculen en deeltjes in deze richting meegenomen.

Dit verschijnsel staat bekend als elektrische wind.
De elektrische wind heeft een positieve invloed op de afscheiding van deeltjes in de elektrostatische afscheider.
Bij botsing van de ontstane gasstroom tegen de verzamelelektroden vindt omkering van de stromingsrichting plaats.

Waarschijnlijk ontstaat hierdoor in de gasstromingsrichting in het elektrofilter een enigszins centrifugale luchtstroming, waarbij deeltjes mede door centrifugaalwerking worden afgescheiden op de verzamelelektroden.

Stofdeeltjes die op de verzamelelektroden van droge elektrofilters terechtkomen, blijven daaraan kleven door een combinatie van elektrische en massakrachten.

Verliest het deeltje zijn lading snel doordat het goed geleidend is, dan neemt ook de elektrische kracht af. Is de stof minder goed geleidend dan bouwt zich in de stoflaag een elektrisch veld op, dat de neiging heeft het stof tegen het elektrodeoppervlak aan te drukken en het op zijn plaats te houden.

Het stof zal daardoor zeer effectief worden samengepakt. Ter voorkoming van het aangroeien van de stoflaag tot ontoelaatbare diktes moet deze mechanisch van de verzamelelektroden worden verwijderd; dit gebeurt meestal door er tegen te kloppen.

Zeer goed geleidend stof dat bovendien licht en poreus is, kan ten gevolge van de geringe samenpakkende werking door de zich langs de platen bewegende gasstroom worden meegevoerd in de richting van de gasstroom. Wanneer het stof op deze wijze het eind van de verzamelelektrode bereikt, wordt het weer in de gasstroom opgenomen, waardoor het rendement daalt.

Ook door de circulerende werking van de elektrische wind kan reeds uit de gasstroom afgescheiden stof opnieuw worden meegenomen.

Tegencorona

Is de stof zeer slecht geleidend, dan kan de elektrische veldsterkte in de stoflaag zo groot worden, dat het eigenschappen krijgt die het op een elektrische isolator doen lijken. Het veld kan dan zo intens worden dat de elektrische sterkte van de 'isolator' wordt overtroffen. Dan treedt een ontlading op in de stoflaag die sterk lijkt op het proces dat zich bij de sproei-elektrode afspeelt. Dit verschijnsel wordt tegencorona genoemd en gaat ook gepaard met lichtuitstraling. Reeds gevangen stofdeeltjes worden hierdoor opnieuw in de gasstroom gebracht. De gevormde negatieve ionen worden weer naar de verzamelelektrode getrokken, positief geladen ionen moeten de ruimte tussen de verzamelelektrode en sproei-elektrode oversteken en kunnen op hun weg botsen met negatief geladen stofdeeltjes. De stofdeeltjes verliezen daardoor hun lading waardoor het afscheidingsproces wordt verstoord. Het verschijnsel tegencorona heeft dus een negatief effect op de afscheidingsgraad.

Afvoer van gevangen deeltjes.

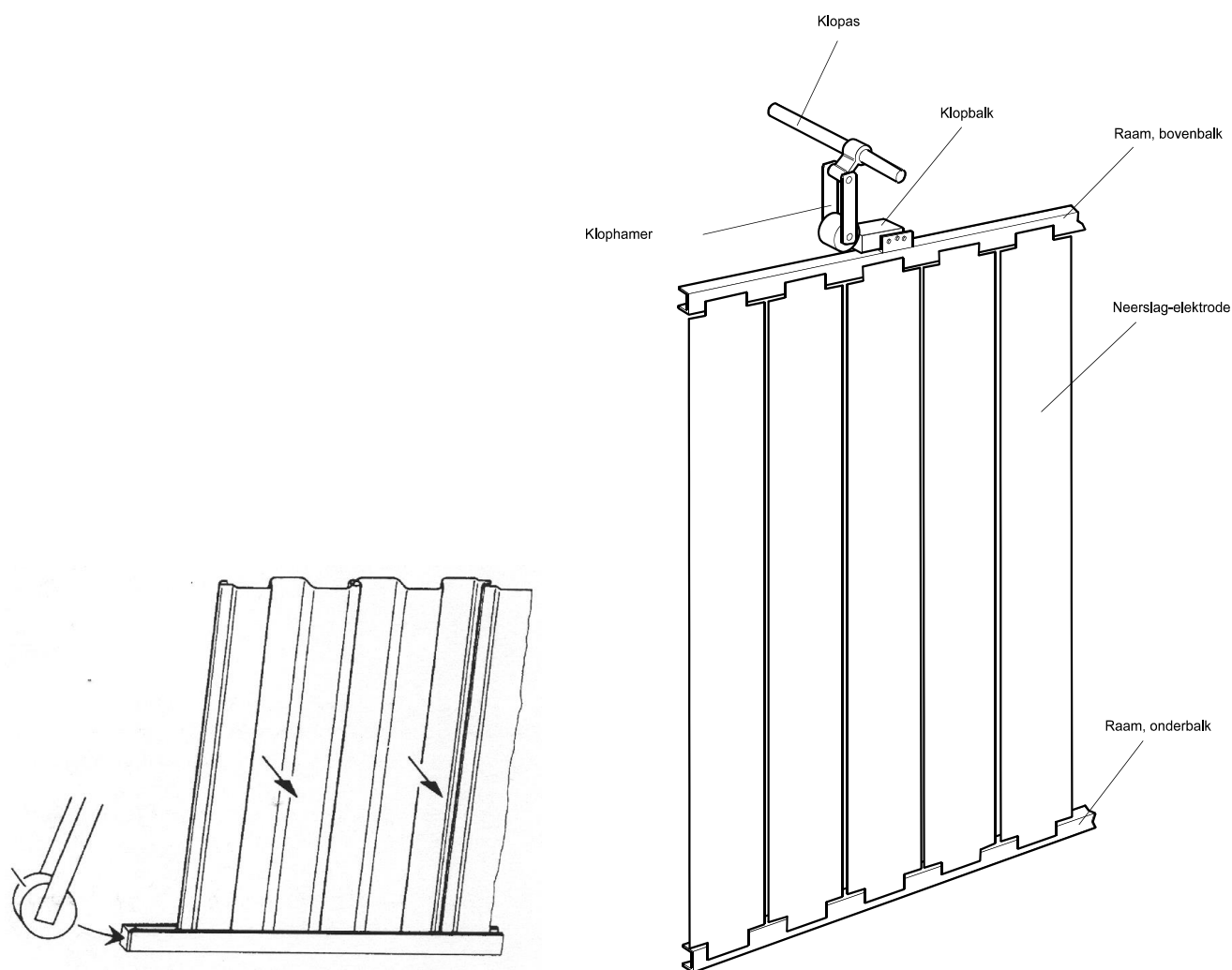
Voor de verwijdering van de op de verzamelelektroden gevangen deeltjes staan in principe twee hoofdtechnieken ter beschikking, te weten het natte en het droge verwijderingssysteem.

Natte elektrofilters worden toegepast voor de afscheiding van vochtige stof en vloeistofdeeltjes. Soms wordt daarvoor een vloeistoffilm langs de verzamelelektroden gecreëerd. Het is ook mogelijk dat de vloeistoffilm uitsluitend ontstaat ten gevolge van afgevangen vloeistofdeeltjes.

Kloppen

Droog stof wordt meestal verwijderd met behulp van droge elektrofilters. Het stof wordt hierbij door 'kloppen' van de

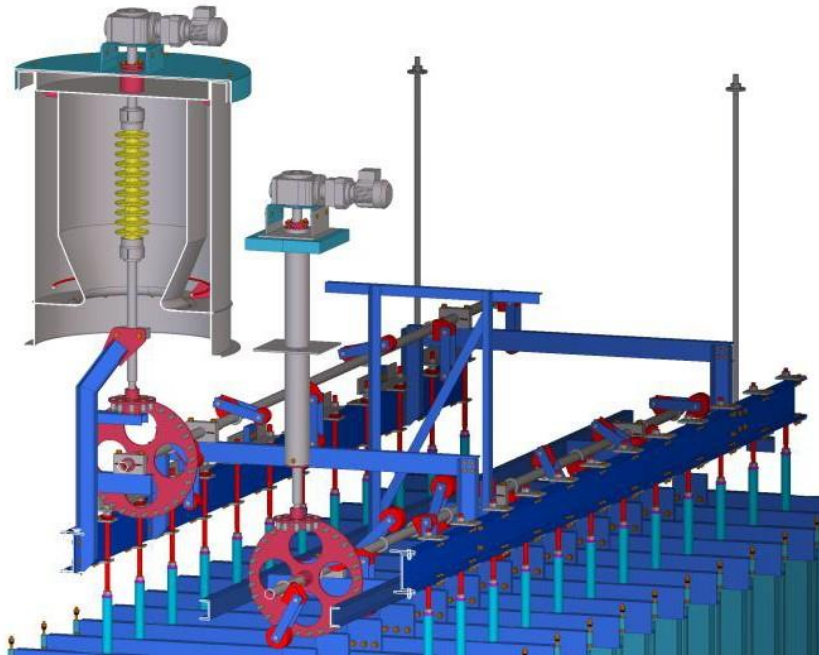
verzamelelektroden verwijderd. Met behulp van elektrische of pneumatische aandrijving worden de verzamelelektroden en sproei-elektroden daarbij periodiek en schoksgewijs geschud, waardoor aanhangend stof naar beneden valt. Door het kloppen zal een klein deel van dat stof opnieuw in de gasstroom worden meegenomen. Het kloppen van de verzamelelektroden geschiedt meestal met valhamers die zijn bevestigd aan een ronddraaiende as. De hamers slaan in de lengterichting tegen de verzamelelektroden, zie afbeelding 9, waardoor deze in een laterale trilling worden gebracht (dat wil zeggen in de richting van de gasstroom).



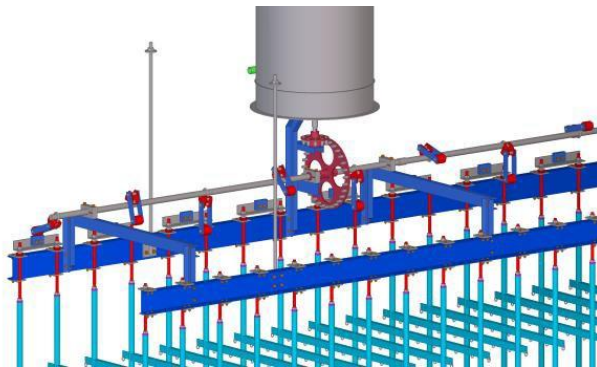
Afbeelding 9. Uitvoeringprincipes van klophamers.

Deze laterale trilling wordt in de verzamelelektroden omgezet in een transversale trilling (dat wil zeggen loodrecht op de gasstromingsrichting).

Op afbeelding 10 is een compleet aandrijfmechanisme weergegeven van een klopinrichting van de verzamelelektroden, op afbeelding 11 is dit voor de sproei-elektroden weergegeven.



Afbeelding 10. Aandrijfmecanisme van de klopinrichting.
Bron: Eneco Bio Golden Raand.



Afbeelding 11. Klopinrichting voor de sproei-elektroden. Bron: Eneco Bio Golden Raand.

Deze transversale trilling heeft een kleine amplitude, maar een grote versnelling. Het effect waarmee het klopmechanisme werkt wordt uitgedrukt in het aantal g's (veelvouden van de zwaartekrachtsversnelling), waarmee de verzamelelektroden maximaal worden versneld in de richting loodrecht op de gasstromingsrichting. De hoogte van deze minimale versnelling is afhankelijk van het soort stof, maar kan liggen in de orde van 100 à 200 maal de versnelling van de zwaartekracht (100 à 200 g).

Hopper

Het naar beneden vallende stof wordt verzameld in een verzameltrechter (de bunker of 'hopper') en via een sluis, een schroef, een transportband of via zendvaten afgevoerd.

2.3.3 Rendement

Uit de beschrijving van het werkingsprincipe van een elektrofilter valt reeds af te leiden dat het theoretisch rendement daarvan wordt bepaald door de lengte van het elektrisch veld, de afstand tussen de verzamelelektroden en de sproei-elektrode en de verhouding tussen de gassnelheid en de migratiesnelheid.

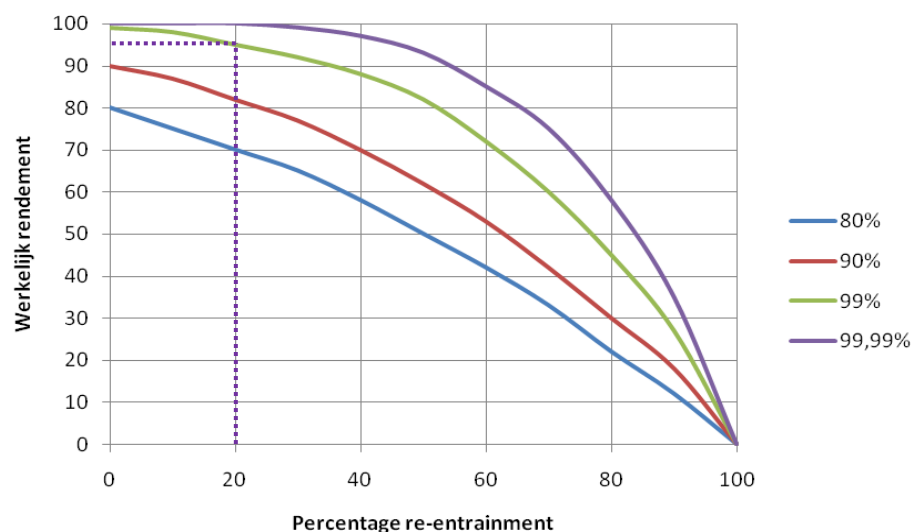
Het theoretisch rendement kan negatief worden beïnvloed, doordat bijvoorbeeld bij droge elektrofilters reeds eerder gevangen deeltjes later weer in de gasstroom worden meegenomen. Dit verschijnsel wordt 're-entrainment' genoemd.

Re-entrainment ontstaat door het kloppen tegen de verzamelelektroden en sproei-elektroden en kan verder worden veroorzaakt door ontlading in de reeds gevangen stoflaag bij slecht geleidend stof (tegencorona) of door te geringe hechting van de stofdeeltjes aan de verzamelelektroden bij goed geleidend stof. Bij natte elektrofilters kan re-entrainment optreden, indien bijvoorbeeld geen goede vloeistoffilm wordt gecreëerd langs de wand van de verzamelelektroden.

Elektrische weerstand Uit het bovenstaande blijkt het grote belang van de elektrische weerstand van het stof op het rendement van droge elektrofilters. Voor een optimale werking van het filter is het gewenst dat de specifieke elektrische weerstand ligt tussen ongeveer 10^4 en $10^9 \Omega \cdot m$.

De elektrische weerstand van het stof kan beïnvloed worden door de aanwezigheid van bepaalde componenten in de te reinigen rookgassen en in het stof. Zo is bij de afscheiding van vliegias in kolengestookte elektriciteitscentrales de hoeveelheid vrij SO_3 en vocht in de rookgassen van belang.

Vliegias afkomstig van de verbranding van kolen met lage zwavelgehalten, waarbij dus een geringe hoeveelheid vrij SO_3 in de rookgassen aanwezig is, hebben over het algemeen een hoge elektrische weerstand. Naast het gehalte aan SO_3 en vocht is echter ook het gehalte aan metalen (Ca, Fe) en de temperatuur van belang voor de elektrische weerstand. In principe is het mogelijk om door toevoeging van geringe hoeveelheden vrij SO_3 de weerstand van het stof te verlagen en daardoor het rendement te verhogen. Ook door het werken bij een bepaalde temperatuur kan de weerstand van het stof worden beïnvloed.



Afbeelding 12. Het effect van re-entrainment op het theoretische rendement.

Op afbeelding 12 wordt een indruk gegeven van het effect van re-entrainment op het rendement van een elektrofilter. Uit de figuur blijkt dat, indien ten gevolge van het kloppen een verlies optreedt van 20% per sectie in een filter dat een theoretisch rendement van 99% heeft, het rendement ten gevolge van re-entrainment daalt naar ongeveer 95%.

Uit onderzoeken is gebleken dat de hoeveelheid stof, dat in een elektrostatische afscheider wordt afgescheiden exponentieel afneemt in de richting van de gasstroom. Deze exponentiële afname komt ook tot uitdrukking in de formule voor het rendement. Door Deutsch is al in 1922 voor het rendement van een elektrostatische afscheider met vlakke plaat verzamelelektroden de volgende formule ontwikkeld:

$$\eta = 1 - e^{\left(-w \cdot \frac{A}{Q}\right)} \text{ of } \eta = 1 - e^{\left(-w \cdot \frac{L}{V \cdot R}\right)}$$

waarin:

η	=	rendement van de elektrostatische afscheider (gewichtsfractie)
w	=	migratiesnelheid (m/s) vlieggas van afval 4 – 6 cm/s
A	=	effectief oppervlak verzamelelektroden (m ²)
Q	=	totaal gasdebiet (m ³ /s)
L	=	Lengte van de verzamelelektroden in gasstromingsrichting (m)
V	=	gassnelheid (m/s)
R	=	afstand tussen sproei-elektroden en verzamelelektroden (m)

Rendement

Het rendement van een elektrofilter zal voor een groot deel reeds tijdens het ontwerpstadium worden bepaald. Zo liggen bij een gekozen filterontwerp aspecten zoals de afstand tussen de verzamelelektroden en de sproei-elektroden, de lengte van de verzamelelektroden en de gemiddelde gassnelheid over de filterdoorsnede vaak vast. Het rendement kan dan alleen procesmatig nog worden beïnvloed door de migratiesnelheid van de deeltjes.

De migratiesnelheid is afhankelijk van een zeer groot aantal factoren, zoals de sterkte van het elektrisch veld, de deeltjes grootte verdeling, de elektrische weerstand van de deeltjes en de temperatuur van het gas. Zo is bij deeltjes boven 1 mm de migratiesnelheid recht evenredig met de deeltjesdiameter en met het kwadraat van de elektrische veldsterkte. Een hoge elektrische weerstand van stof op de verzamel-elektroden heeft bij droge elektrofilters een verlaging van de elektrische veldsterkte en dus ook van de migratiesnelheid tot gevolg. Verlaging van de rookgastemperatuur heeft een positieve invloed op de migratiesnelheid. In agressieve omstandigheden dient de temperatuur in verband met corrosie echter boven het dauwpunt te worden gehouden.

Temperatuur, vocht

Indien de migratiesnelheid door wijziging van procesomstandigheden, zoals temperatuur en vocht, niet of slechts met zeer veel moeite kan worden vergroot, dan is het mogelijk door wijziging in de uitvoering het rendement nog te verhogen. Zo kan de lengte van het elektrisch veld nog worden vergroot door meerdere secties achter elkaar te plaatsen. Gevolg hiervan zal zijn dat de grotere deeltjes in de voorste sectie worden gevangen en de kleinste deeltjes in de achterste secties. Verlaging van de gassnelheid bij constant debiet kan worden bereikt door meerdere elektrofilters parallel naast elkaar te plaatsen. Voor een optimaal rendement dient de gasstroom met behulp van verdeelplaten zodanig te worden verdeeld, dat een uniforme snelheidsverdeling over het filter zoveel mogelijk wordt benaderd.

In de praktijk worden afhankelijk van specifieke omstandigheden met elektrofilters rendementen gehaald tot circa 99,9%. Een opgegeven rendement geldt daarom uitsluitend voor de bijbehorende specificatieomstandigheden. De restemissies kunnen uit het rendement worden afgeleid volgens:

$$C_{uit} = C_{in} \cdot \left(1 - \frac{\eta}{100} \right)$$

waarin:

C_{uit}	=	restconcentratie (mg/m ³)
C_{in}	=	concentratie stof bij inlaat elektrofilter (mg/m ³)
η	=	rendement (%)

In de praktijk blijkt het vrijwel onmogelijk van tevoren het rendement van een elektrofilter door berekening vast te stellen. Door ervaring van leveranciers met gelijksoortige installaties of schaalonderzoek op de specifieke omstandigheden kan echter een indruk verkregen worden van de te verwachten rendementen en restemissies.

2.3.4 Uitvoeringsvormen, energie- en materiaalverbruik

Bij ééntraps elektrofilters wordt onderscheid gemaakt tussen natte en droge elektrofilters. Afhankelijk van de wijze waarop de gevangen deeltjes worden afgevoerd. Dit verschil in uitvoeringsvorm is ontstaan door de uiteenlopende toepassingen van deze filters, namelijk het ontdoen van de gasstroom van niet-klevende vaste stoffen enerzijds en van klevende vaste stoffen of vloeistoffen anderzijds.

Voor de eerste toepassing gebruikt men meestal elektrofilters met vlakke plaat verzamelelektroden die door periodiek kloppen of trillen worden gereinigd (droge filters). Vloeibare of klevende verontreinigingen worden verwijderd met behulp van natte filters. Deze laatste filters worden zowel uitgevoerd met vlakke plaat verzamelelektroden als met buisvormige verzamelelektroden en centrale sproei-elektroden. Natte elektrofilters worden gereinigd of doordat de vloeistof door de zwaartekracht langs de verzamelelektroden naar beneden loopt, of door een spoelvloeistof waarmee de verontreiniging van de wand wordt losgemaakt en onderaan de verzamelelektroden wordt opgevangen.

Elektrostatische afscheiders zijn in het algemeen gelijk van opzet. Het verschil in uitvoeringsvormen komt vooral tot uiting in de uitvoering van de samenstellende onderdelen.

Sproei-elektroden

De belangrijkste onderdelen van het elektrofilter zijn het huis, toe- en afvoer aansluitstukken met verdelers, sproei-elektroden, verzamelelektroden, klopinrichtingen, afvoer en elektrische uitrustingen. De verschillende uitvoeringen van deze onderdelen zullen in het onderstaande apart worden besproken.

Het huis van een droog elektrofilter is meestal doosvormig, met speciale aansluitstukken naar de toe- en afvoerleidingen. Aan de onderkant bevinden zich de bunkers ('hoppers') waarin het stof zich verzamelt nadat het van de verzamelelektroden is gevallen. In het huis bevinden zich verder de frames waaraan de sproei- en verzamel-elektroden zijn bevestigd. Soms is het huis uitgevoerd met meerdere gaspaden die afzonderlijk afsluitbaar zijn, waardoor het mogelijk is dat een deel van het elektrofilter, bijvoorbeeld bij storingen, uit bedrijf wordt genomen. Een elektrostatische afscheider met meerdere gaspaden is in wezen een installatie van parallelle elektrofilters die in één behuizing zijn ondergebracht.

Vaak wordt de elektrostatische afscheider uitgevoerd met meerdere velden achter elkaar. Elk veld kan dan afzonderlijk worden geregeld op spanning en stroom.

Afstand

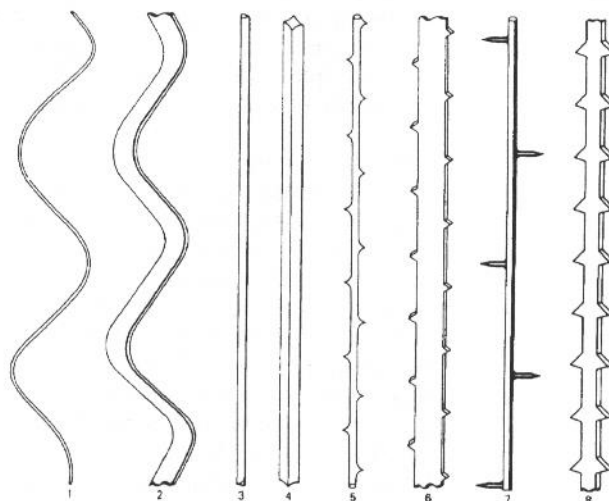
Belangrijk is, dat bij temperatuurveranderingen de afstand tussen sproei-elektroden en verzamelelektroden overal in dezelfde mate verandert. Als de afstand kleiner zou worden dan zou de spanning moeten worden verlaagd om de overslag niet te laten toenemen. Een spanningsverlaging betekent echter een afname van het rendement. Om deze reden moet het huis goed worden verstevigd en soms worden geïsoleerd. Isolatie moet worden aangebracht om corrosie ten gevolge van temperatuurschommelingen tegen te gaan. Koudebruggen moeten worden vermeden.

Het huis van een nat elektrofilter wordt zowel doosvormig als cilindervormig uitgevoerd met zowel horizontale als verticale gasdoorvoer. Door de ronde vorm wordt voorkomen dat zich nat stof in dode hoeken kan verzamelen. Overigens geldt ten aanzien van vormverandering hetzelfde als voor het huis van een droog filter. Het huis van een nat elektrofilter is meestal niet geïsoleerd.

0,5 – 2 m/s

De functie van de toe- en afvoer aansluitstukken is de gassen, die in de leidingen een veel grotere snelheid hebben dan in het filter, gelijkmatig over de filterdoorsnede te verdelen. De snelheid in de leidingen bedraagt meestal 15 - 30 m/s, terwijl in het filter de snelheid moet worden teruggebracht tot 0,5 - 2 m/s. Dit lukt meestal niet met behulp van de vormstukken alleen, daarom moeten geleideschotten en gaatjesplaten worden aangebracht om ook bij variërende belasting een goede gelijkmatige snelheidsverdeling te verzekeren. Vaak worden de te reinigen gassen onder een scherpe hoek aangevoerd, waardoor eveneens een meer gelijkmatige verdeling van het gas over de filterdoorsnee wordt bewerkstelligd. Het streven moet zijn dat de snelheid plaatselijk niet meer dan 25% afwijkt van de gemiddelde snelheid in het filter. Getracht wordt daarbij het drukverlies dat door al deze maatregelen ontstaat, zo laag mogelijk te houden. Drukverlies kost via afgas ventilatoraanrijving immers extra energie.

Op de sproei-elektrode of hoogspanningselektrode wordt een hoge negatieve spanning gezet waardoor het elektrisch veld wordt veroorzaakt. Deze elektrode kan bestaan uit ronde draad, vierkante staaf, platte staven, et cetera. Als materiaal wordt meestal roestvast staal of staal toegepast. Bij kans op corrosie worden soms ook zilver of legeringen van bijvoorbeeld nikkel en chroom, aluminium en koper of nikkel en koper toegepast.

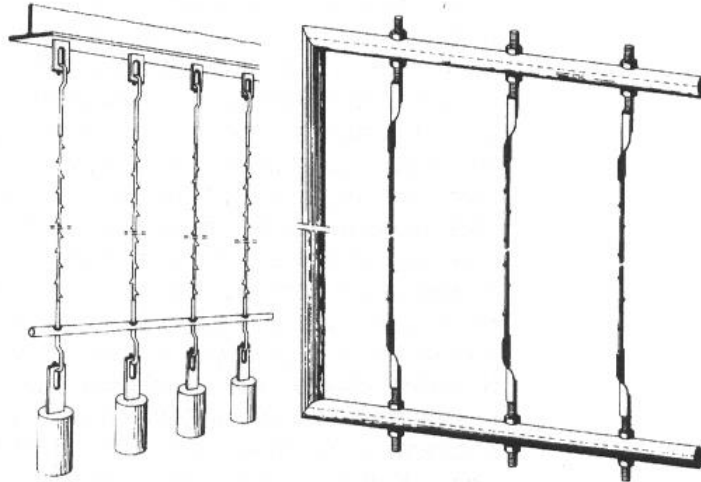


Afbeelding 13. Enkele vormen van toegepaste sproei-elektroden.

Sproei-elektroden bestaan in een groot aantal uitvoeringsvormen. Dit is het gevolg van de eis dat vanwege een goede ionisatie plaatselijk grote veldsterkten moeten heersen.

Nodig daarvoor zijn kleine kromtestralen, scherpe randen en punten, zie afbeelding 13.

Om de spanning zo hoog mogelijk te kunnen opvoeren, is het van belang dat de elektrode vormvast is en binnen nauwe grenzen overal dezelfde minimale afstand heeft en houdt tot de verzamelelektroden.



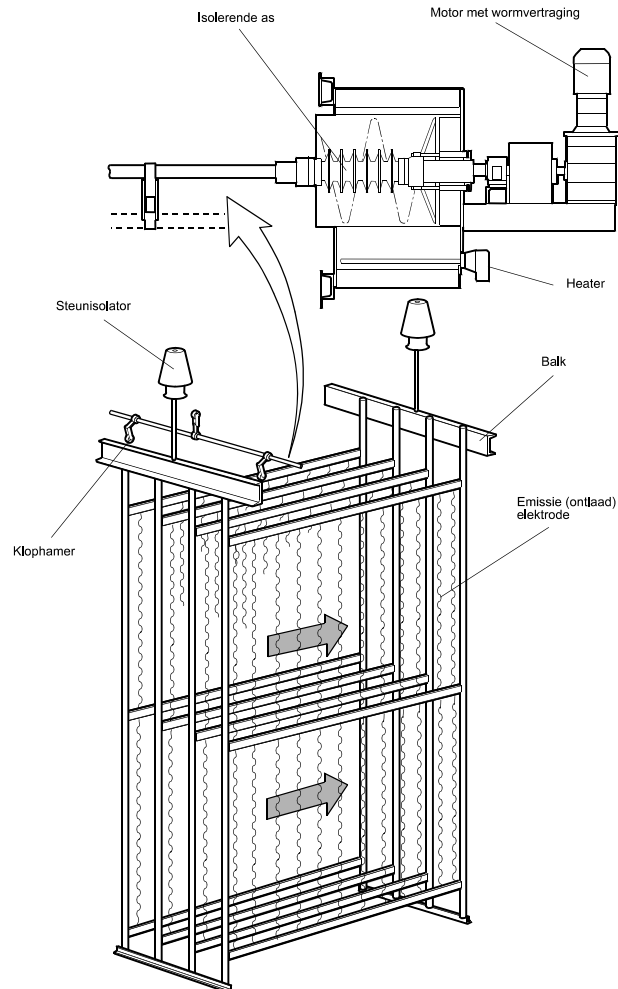
Afbeelding 14. Uitvoeringsvormen van sproei-elektroden.

De sproei-elektroden in droge elektrofilters worden veelal in raamwerken opgenomen, terwijl - met name in Amerikaanse uitvoeringen - ook wel hangende draden worden toegepast die van gewichten zijn voorzien, zie afbeelding 14 en 15.

De lengte van het actieve elektrodedeel kan in beide gevallen liggen tussen 60 cm en 10 à 12 m.

Raamwerk

De voorkeur gaat uit naar sproei-elektroden die in een raamwerk zijn opgenomen. Sproei-elektroden met hangende gewichten zijn namelijk over het algemeen gevoeliger voor breuk ten gevolge van corrosieverschijnselen. Aan de andere kant zijn ze vaak goedkoper in uitvoering.



Afbeelding 15. Raamwerk met sproei-elektroden en kloppers.
Bron: Twence Afvalverwerking.

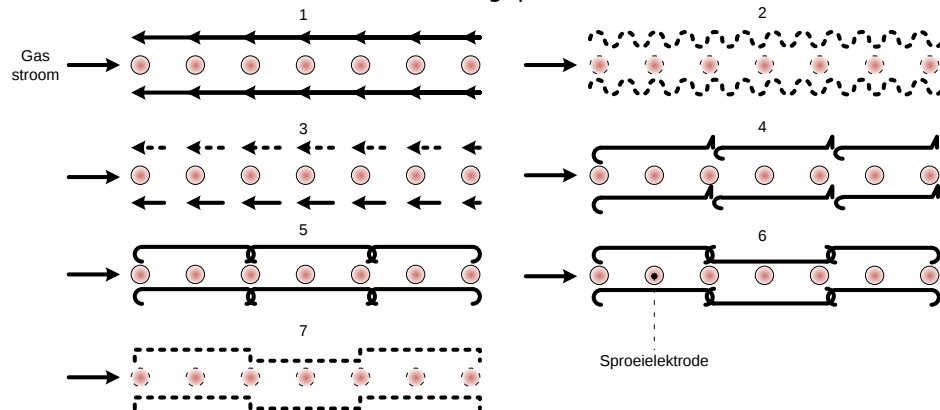
Isolatoren

Het raamwerk waarin de sproei-elektroden zijn opgenomen, is meestal door middel van vier isolatoren opgehangen in de elektrostatische afscheider. Op afbeelding 15 is een compleet raamwerk weergegeven. Om aanhangend stof te kunnen verwijderen, moeten de sproei-elektroden regelmatig worden geklopt. Het kloppen gebeurt op dezelfde wijze als bij de verzamelelektroden. Ook van de verzamelelektroden of collectorplaten bestaat een groot aantal varianten.

Bij droge elektrofilters bestaat deze verzamelelektrode meestal uit een vlakke plaat met damwandprofiel om verticale vormverandering van de platen te voorkomen, met het oog op het optimaliseren van de spanning. Een andere functie van dit damwandprofiel kan zijn dat in de stromingsrichting een luwtezone ontstaat. Wanneer het stof wordt losgeklopt, wordt de herintrede van het stof enigszins tegengegaan.

De effectiviteit van deze zone hangt weer af van het gewicht van het stof op het moment dat het wordt losgeklopt en de mate waarin het zich heeft geagglomereerd. Het vallende stof zelf veroorzaakt een "luchtverplaatsing", die weer aanleiding kan zijn tot herintrede.

Op afbeelding 16 is een aantal voorbeelden gegeven van verschillende uitvoeringen van verzamelelektroden en sproei-elektroden. De verzamelelektroden worden meestal in staal uitgevoerd; ook lood, aluminium en kunststof wordt toegepast.



Afbeelding 16. Mogelijke uitvoeringen van sproei / verzamelelektroden.

Verzamelelektroden

De verzamelelektroden in natte elektrofilters worden, zoals eerder vermeld, zowel buisvormig als vlak uitgevoerd. Vloeistofdeeltjes die aan de binnenkant van de pijp of de plaat worden gevangen, stromen onder invloed van de zwaartekracht naar beneden en vormen zo een vloeistoffilm langs de wand van de verzamelelektroden. Bij het invangen van deeltjes die zelf een onvoldoende vloeistofstroom kunnen vormen of waarvan de vloeistof zeer corrosief is, wordt met behulp van een overstortrand of sproeiers een filmstroom (meestal van water) gecreëerd langs de verzamelelektroden.

Spoelen

Het spoelen van de verzamelelektroden kan zowel periodiek als continu worden uitgevoerd.

Door de buisvormige verzamelelektroden aan de buitenzijde te koelen, kan door condensatie in combinatie met elektrostatische werking ook dampvormige verontreiniging worden afgescheiden.

Kloppen

Het kloppen van de elektroden van droge elektrofilters geschiedt door deze periodiek in trilling te brengen of door er tegen te slaan, bijvoorbeeld met hamers of vibratoren. Hierdoor laat de aangehechte stoflaag los van de elektroden en kan naar beneden vallen in de eronder geplaatste trechters.

Een eerste vereiste voor een goede klop-inrichting is er voor te zorgen dat stof kan worden afgevoerd zonder dat te veel stof weer in de gasstroom wordt opgenomen (re-entrainment). Dit kan worden bereikt door:

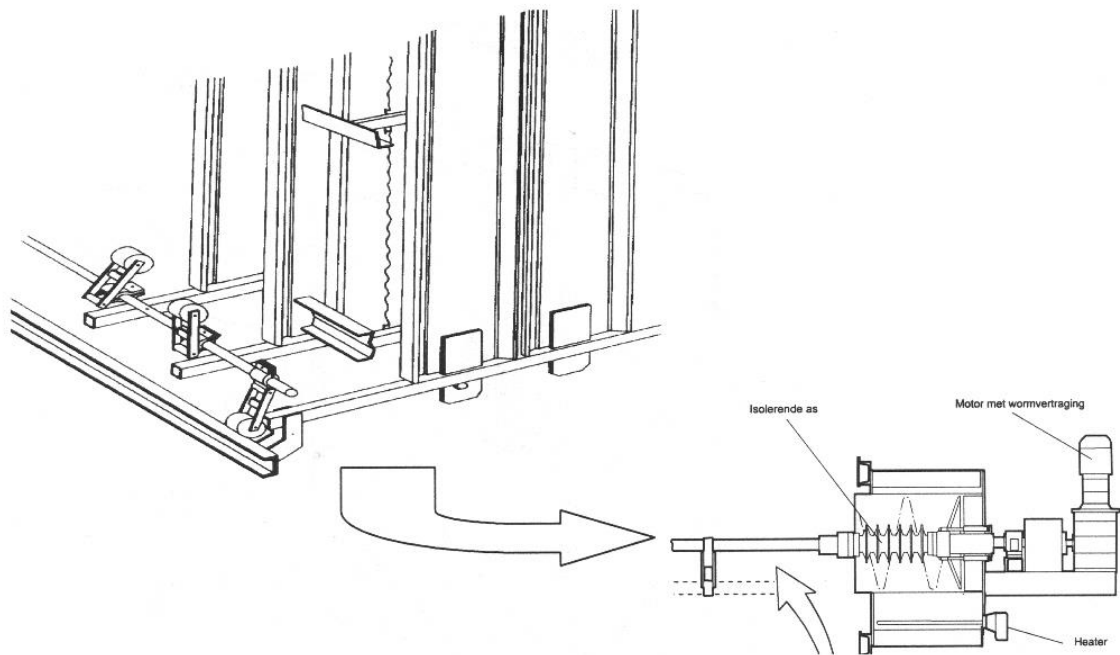
- de intensiteit waarmee wordt geklopt zodanig af te stellen, dat de elektroden goed worden gereinigd zonder dat het loslatende stof te veel wordt verpoederd
- de frequentie van het kloppen zodanig af te stellen, dat de stoflaag tot een optimale dikte kan aangroeien
- het in stand houden van een regelmatige gasstroom,
- het kloppen van een klein deel van het filter tegelijk

Bij droge elektrostatische afscheiders zijn de verzamelelektroden opgesteld als parallelle platen. De platen zijn aan de onderzijde bevestigd aan een klopstang, die is voorzien van een aambeeld.

Op een ronddraaiende as, die loodrecht op de gasstromingsrichting staat, is een hamer bevestigd. Vanuit zijn bovenste stand valt de hamer ten gevolge van de zwaartekracht tegen het aambeeld en brengt daarmee de verzamelelektrode in trilling. Het effect waarmee de klopmechanismen werken, wordt uitgedrukt in het aantal 'g's' (zwaartekrachtversnelling), waarmee de verzamelelektroden maximaal worden versneld in de richting loodrecht op de gasstroming. Per rij platen van de verzamelelektrode is een vallende hamer aanwezig. Doordat de hamers spiraalvormig op de as zijn bevestigd, zie afbeelding 17, worden de verzamelelektroden steeds na elkaar geklopt.

Klopfrequentie

Doordat de aandrijfmotor van een tijdrelais is voorzien, is het mogelijk de klopfrequentie in te stellen. Na elkaar geplaatste velden kunnen dan in afnemende frequentie worden geklopt. De klopfrequentie kan variëren van 1 keer per 4 minuten tot 1 keer per enkele uren. De aandrijving van de klopinrichting kan zowel binnen als buiten het filter zijn geplaatst. Er bestaan elektrisch en pneumatisch aangedreven klopinrichtingen.



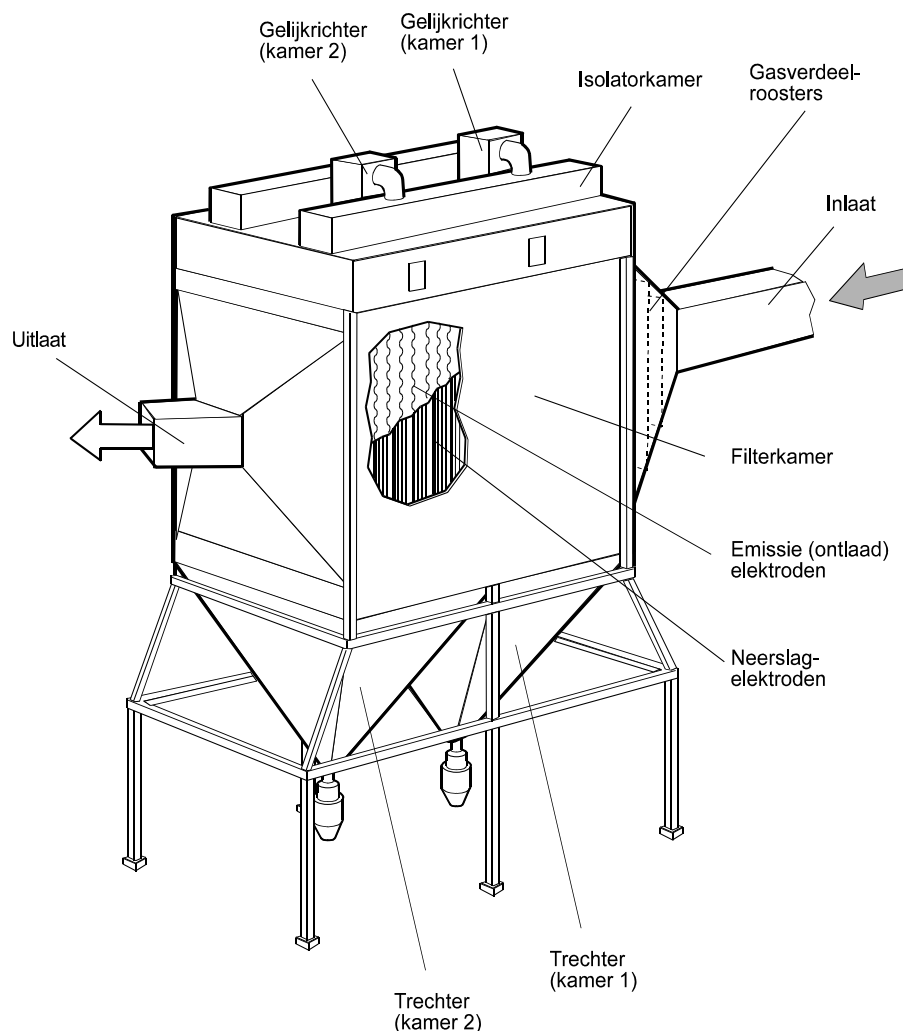
Afbeelding 17. Kloppers met een aandrijfmechanisme.

Aandrijving van buitenaf heeft het nadeel van lekkages en koude plaatsen waardoor corrosie kan ontstaan. Indien de aandrijving binnen het filter is geplaatst, heeft dit nadelen qua onderhoud en reparatie. Zowel verzamelelektroden als sproei-elektroden moeten worden geklopt. Bij de sproei-elektroden gebeurt dat op dezelfde wijze als bij de verzamelelektroden. De klopfrequenties dienen zodanig te zijn afgesteld, dat de sproei-elektroden nooit tegelijk met de naastliggende verzamelelektroden worden geklopt. Om verstopping te voorkomen, moet het kloppen in veel gevallen ook met de verdeelplaten gebeuren.

Bij de droge elektrofilters zal, steeds wanneer een plaat wordt geklopt, de daarop gevormde stofdeken naar beneden vallen in de trechter of bunker. Voorkomen moet worden, dat opwarrelend stof uit de trechter weer in de gasstroom raakt.

Daarom worden de trechters door schotten gedeeltelijk afgedekt. Tevens moet voorkomen worden dat het stof in de trechter achterblijft. Soms zijn de bunkers ook voorzien van horizontale schotten waarmee wordt voorkomen dat de te reinigen gasstroom, ongereinigd als bypass door de bunkers wordt gevoerd. Indien meerdere velden of secties achter elkaar zijn geplaatst, moet worden bedacht dat 70 à 80% van de totale hoeveelheid stof in het eerste veld wordt gevangen. De afvoercapaciteit van de onder de sectie geplaatste trechter moet daarop zijn berekend. Er moet rekening worden gehouden met uitval van het eerste veld. Dan zal het tweede veld gaan fungeren als eerste veld et cetera.

Voor een overzicht van een E-Filter zie afbeelding 18.



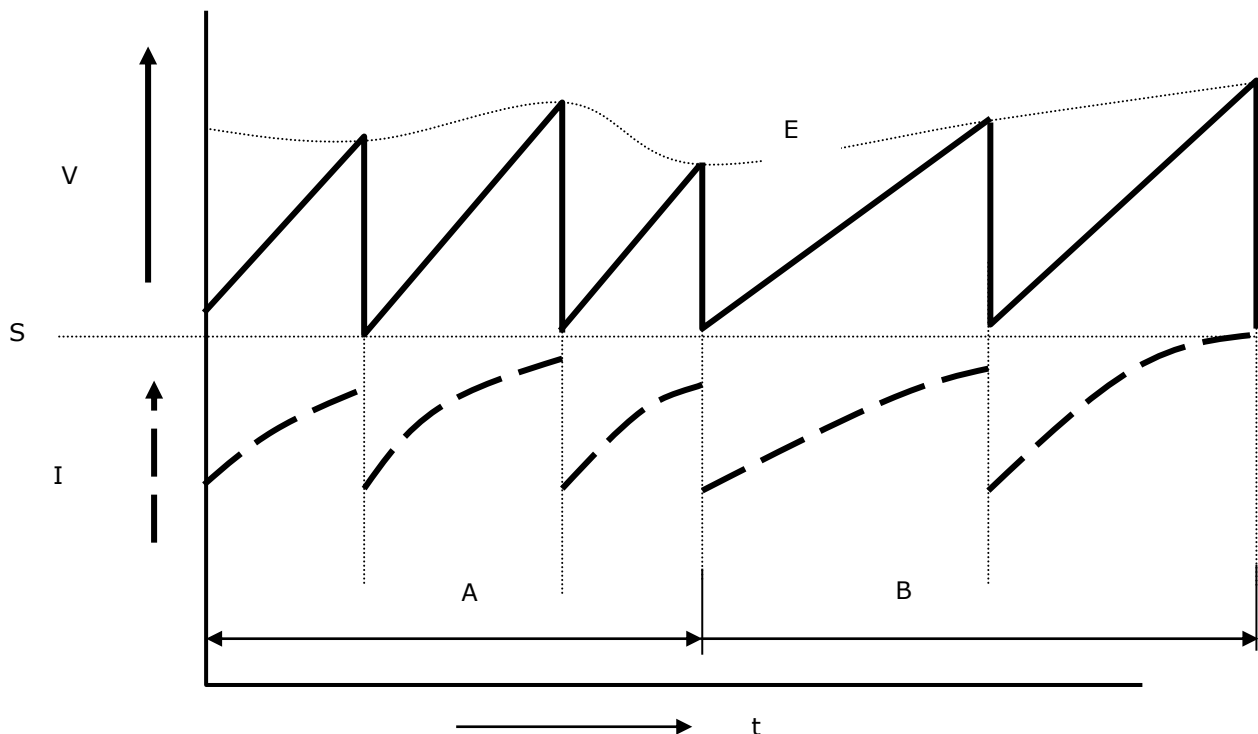
Afbeelding 18. Overzicht E-Filter. Bron: Twence Afvalverwerking.

Verwarmd

Voor de afvoer van stof uit de trechter kan gebruik worden gemaakt van een roterende klep (celsluis) of pendelkleppen en verder van schroef- en kettingtransporteurs, transportbanden, et cetera. De zijwanden van de trechter, die de vorm van een prisma of piramide kan hebben, moeten voldoende steil zijn om een goede stofafvoer te waarborgen. De hellingshoek met de horizontaal moet daarom ten minste 55° zijn. Ophoping van stof in de verzameltrechters kan immers tot gevolg hebben dat stof met de inkomende gasstroom weer wordt meegenomen. Door brugvorming kan boven in de trechters kortsluiting in de installatie ontstaan.

De trechter moet goed zijn geïsoleerd en moet soms worden verwarmd om te voorkomen dat condensatie optreedt. Voor hetzelfde doel kan ook de afvoerklep van elektrische verwarming worden voorzien. Voor natte systemen wordt voor de afvoer van gevangen deeltjes gebruik gemaakt van opvanggoten en afvoerpijpen. In dat geval behoeven er geen speciale maatregelen te worden getroffen om herintrede te voorkomen. In veel gevallen zal er naar worden gestreefd de spoelvroeststof opnieuw te gebruiken.

De gelijkgerichte hoogspanning die nodig is voor de elektronenemissie van de sproei-elektroden wordt in de elektrostatische afscheider geleverd door een transformator en een silicium gelijkrichter. Voor een zo hoog mogelijke afscheidingsgraad moet de spanning worden geregeld op de maximaal mogelijke waarde, dat wil zeggen juist onder de grens waarop overslag plaatsvindt. Bij overslag moet onderscheid worden gemaakt tussen kortdurende overslagen met een geringe elektrische stroom en lang aanhoudende lichtbogen met hoge elektrische stroom. Daarnaast is het ook mogelijk dat ontladingen optreden ten gevolge van kortsluitingen, bijvoorbeeld door het vollopen van de hopper.



Afbeelding 19. Verband tussen spanning en stroomsterkte.

Spanningsregeling

De spanning waarbij in de elektrostatische afscheider overslag optreedt, verandert doorlopend.

Om de spanning op een zo hoog mogelijke waarde te krijgen, is de elektrische uitrusting van de afscheider voorzien van een automatische spanningsregeling, die de spanning op een bepaald aantal overslagen per tijdseenheid regelt. In het regelsysteem zijn begrenzingen opgenomen voor spanning en stroom. Bij het ene type filter wordt geregeld op kortsluit stromen, bij het andere type wordt de maximale stroomwaarde ingesteld.

Op afbeelding 19 wordt het wisselende verloop van spanning en stroom in één elektrisch veld weergegeven.

E	=	Overslaggrenswaarde
V	=	Spanning
A, B	=	Regelinstelling
S	=	Ingestelde stroombegrenzing
I	=	Stroomsterkte
t	=	tijd

Overslag

De goede werking van de elektrostatische afscheider kan worden gecontroleerd door meting van spanning en stroom met behulp van volt en ampèremeters.

De spanning waarbij overslag optreedt, is onder meer afhankelijk van het stofgehalte en de temperatuur van het rookgas, de elektrische weerstand van het stof en de stofconcentratie in het filter.

Door het filter in te delen in meerdere velden kan de elektrische spanning in ieder veld worden aangepast aan de daar heersende condities. Hierdoor wordt bereikt dat in ieder veld de maximale afscheidingsgraad wordt gehaald.

Het energieverbruik per m³ te behandelen gas is afhankelijk van de deeltjesgrootte van de verontreinigingen, de stofbelasting van het inkomend gas, de spanning in en de afmetingen van het elektrofilter. Er kunnen dus slechts globale waarden worden gegeven, die bovendien vrij ver uit elkaar kunnen liggen. Zo bedraagt de hoeveelheid elektrische energie nodig voor het ioniseren en invangen per m³/h volumestroom circa 0,6 - 1 kW. Voor het geringe extra drukverlies als gevolg van de weerstand van het filter (150-200 Pa) is per m³/h volumestroom nog eens circa 0,6 kW nodig voor extra ventilatorvoeding.

Het energieverbruik van extra verwarmingsonderdelen van het huis, de trechters of de invoerisolatoren van de hoogspanning is in verhouding tot bovengenoemd verbruik gering.

Ten opzichte van andere emissiebeperkende technieken met een zelfde afscheidingsgraad (bijvoorbeeld doekenfilters) is het energieverbruik van dezelfde grootte. Indien de inkomende gasstroom op een hogere temperatuur moet worden gebracht (bijvoorbeeld bij gevaar van condensatie), wordt het energieverbruik sterk verhoogd, doordat het meestal om zeer grote gasstromen gaat.

Het materiaalverbruik van elektrostatische afscheiders beperkt zich tot toeslagstoffen, spoelvroeststof en sproei-elektroden die aan vervanging toe zijn.

Het verbruik van materiaal in de vorm van toeslagstoffen, is bij droge elektrofilters zeer gering. Soms wordt materiaal aan het te reinigen rookgas toegevoegd om de elektrische weerstand van het afgevangen stof te verlagen en daarmee het rendement te verhogen. Dit kan worden bereikt door toevoeging van bijvoorbeeld water, ammoniak of zwaveltrioxide. Bij pneumatisch aangedreven klopinrichtingen is verder nog sprake van een gering persluchtverbruik.

De hoeveelheid vloeistof die in natte filters soms als vloeistoffilm nodig is, is afhankelijk van de aard en hoeveelheid van het afgevangen stof.

Corrosie

In de meeste gevallen wordt het verbruik daarvan echter beperkt, doordat terugwinning van de gebruikte vloeistof vaak mogelijk is. De sproei-elektroden dienen als gevolg van langzame corrosie na verloop van tijd te worden vervangen. Het is vaak aan te bevelen om bij het falen van één elektrode ook de andere elektroden in dat veld te controleren.

Elektrostatische afscheiders worden over het algemeen toegepast voor reiniging van grote hoeveelheden afgasstromen. Het zijn over het algemeen grote installaties die een groot ruimtebeslag vergen. Natte elektrostatische afscheiders kunnen soms worden toegepast in verticale installaties, deze installaties nemen over het algemeen aanzienlijk minder ruimte in beslag.

2.4 Toepassingsgebied

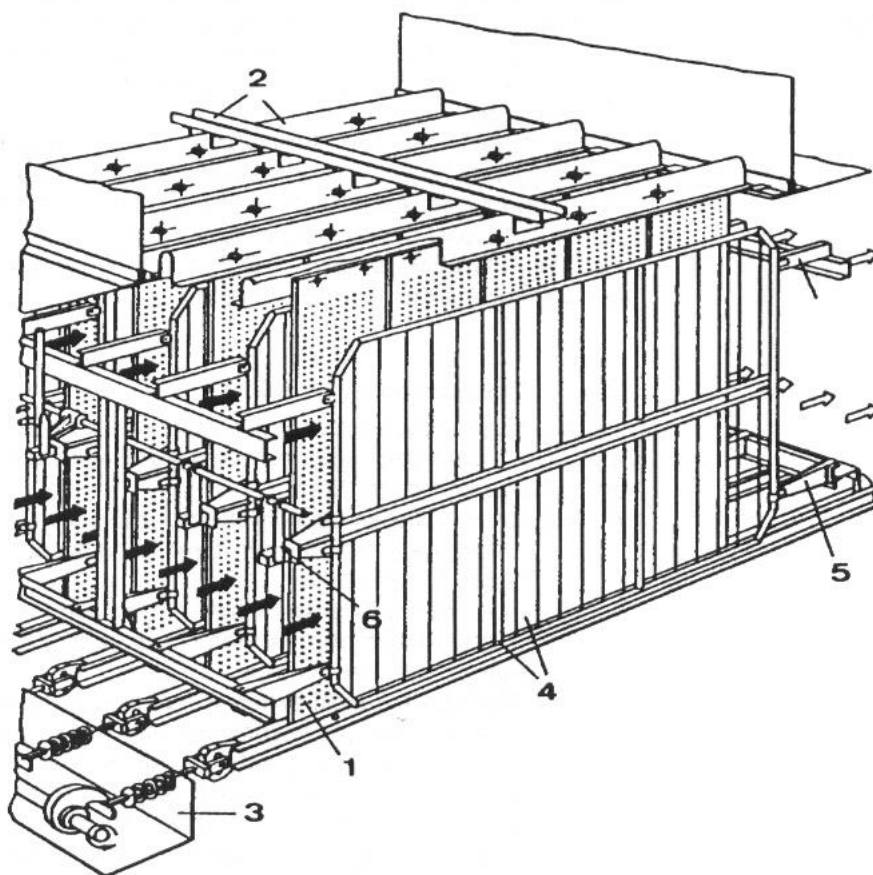
Het toepassingsgebied van ééntraps elektrofilters bij de bestrijding van industriële verontreinigingen volgt voor een belangrijk deel uit de voor- en nadelen van deze filters.

Als voordelen kunnen de volgende punten worden aangemerkt.

- Indien gewenst kunnen zeer hoge vangstrendementen worden bereikt, zelfs boven 99%.
- Zeer kleine deeltjes kunnen met behulp van een elektrofilter goed worden afgevangen. Er is geen theoretische begrenzing aan de deeltjesgrootte.
- Stof kan meestal droog worden afgescheiden; dit biedt de mogelijkheid tot hergebruik van het afgescheiden stof.
- Elektrofilters zijn geschikt voor het behandelen van zeer grote gasstromen, terwijl eveneens hoge temperaturen kunnen worden toegelaten (tot circa 400 °C).
- Door toepassing van speciale materialen kan het elektrofilter geschikt worden gemaakt voor zeer corrosieve gasstromen.
- Aangezien weinig bewegende delen worden toegepast, is het onderhoud beperkt; dit maakt de afscheider geschikt voor langdurig gebruik zonder storingen.
- Het rendement van elektrofilters kan door aanbouw van meerdere velden of zones later worden verhoogd.
- Onder hogere druk kunnen elektrostatische afscheiders tot zeer hoge temperaturen (800 à 900 °C) in principe met succes worden toegepast.

Elektrofilters worden in een groot aantal takken van industrie toegepast, vooral voor de zuivering van grote gashoeveelheden. Droge elektrostatische afscheiders worden voornamelijk toegepast voor de verwijdering van stof uit bijvoorbeeld de rookgassen van kolengestookte centrales, van vuilverbrandingsinstallaties, in de cementindustrie et cetera.

Natte elektrostatische afscheiders kunnen bijvoorbeeld worden toegepast bij de verwijdering van druppeltjes in zure of teerhoudende mist (zwavelzuurfabrieken, hoogovengas, cokesovengas) en bij glaswolproductie.



Afbeelding 20. Voorbeeld van een opengewerkt E-Filter.

1. Neerslag elektrode (anode)
2. Ophangconstructie anode
3. Klopinrichting anode
4. Sproei elektrode (kathode)
5. Ophangconstructie voor kathode
6. Klopinrichting kathode

Elektrostatische afscheiders zijn over het algemeen grote installaties, die een groot ruimtebeslag vergen. Een voorbeeld van een opengewerkt E-Filter is weergegeven op afbeelding 20.

2.5 Inspectie en onderhoud

Elektrofilters vragen, wanneer zij goed ontworpen en geïnstalleerd zijn en de bedrijfscondities niet afwijken van de ontwerpcondities, een minimum aan bediening, controle en onderhoud.

2 jaar

Veelal zal gestreefd worden naar een geheel onderhoudsvrije periode van 2 jaar, overeenkomend met de geplande onderhoudsstop voor de fabriek. Indien tussentijdse reparaties noodzakelijk zijn, zal dit veelal productieverlies tot gevolg hebben, aangezien reparaties vaak alleen kunnen worden uitgevoerd als een groot deel van het filter of het gehele filter uit bedrijf wordt genomen. Aan dit bezwaar kan voor een deel worden tegemoet gekomen door toepassing van meerdere afsluitbare gaspaden per elektrisch veld. Bij storingen kan dan een van de gaspaden worden uitgeschakeld. Dit kan uiteraard alleen indien de gaspaden zijn voorzien van gescheiden elektrische systemen.

Reservecapaciteit

In veel gevallen kan het gewenst zijn, het filter te voorzien van een reservecapaciteit, die bijvoorbeeld kan worden bereikt door extra velden achter het filter te plaatsen. Bij uitval van één veld kan deze capaciteit dan door het extra veld worden overgenomen. Een dergelijke extra filtercapaciteit kan noodzakelijk zijn indien ten gevolge van een filterstoring bepaalde stoffen onder geen voorwaarde in de atmosfeer mogen geraken en de procesinstallatie niet direct buiten bedrijf kan worden gesteld.

De oorzaken van niet of onvoldoende functioneren van het filter zijn vaak terug te leiden tot een van de volgende storingen:

- breuk van de sproei-elektrode, waardoor kortsluiting ontstaat in een van de secties
- vorming van te grote stoflagen op de sproei-elektroden, de verzamelelektroden of verdeelplaten
- slechte afvoer van het in de hoppers verzamelt stof, waardoor het stofniveau in de hoppers te hoog wordt
- storingen in het elektrische controlecircuit
- het niet goed functioneren van het klopmechanisme

Gedurende inspectie en onderhoudsprogramma's zal daarom op de bovenstaande aspecten de nadruk moeten worden gelegd.

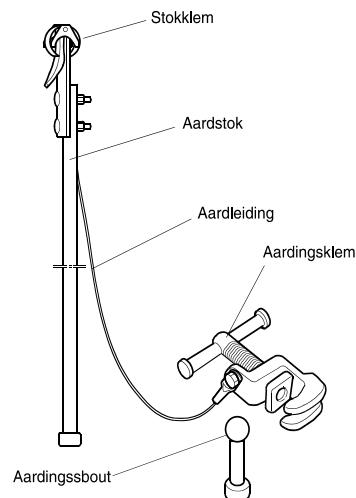
Een te hoog stofniveau in de stofverzameltrichters kan tot gevolg hebben dat het stof met de gasstroom wordt meegevoerd. In sommige gevallen kan hierdoor zelfs kortsluiting ontstaan. In veel gevallen kan het stofniveau in de verzameltrichters met behulp van optische instrumentatie worden bewaakt.

De bediening van elektrofilters geschiedt bij de meeste installaties automatisch.

De elektrische circuits zijn veelal uitgerust met een automatisch werkend regelsysteem, waardoor spanning en stroom op de meest ideale waarden geregeld kunnen worden.

Aangezien een groot deel van de installatie onder een hoge elektrische spanning staat, dienen extra voorzorgsmaatregelen te worden getroffen voor de bescherming van het personeel, bijvoorbeeld door gecombineerde vergrendelingssystemen zoals de 'castle-lock'.

E-Filters worden bij werkzaamheden altijd geaard met behulp van een aardklem. Een voorbeeld van een aardklem is weergegeven op afbeelding 21.

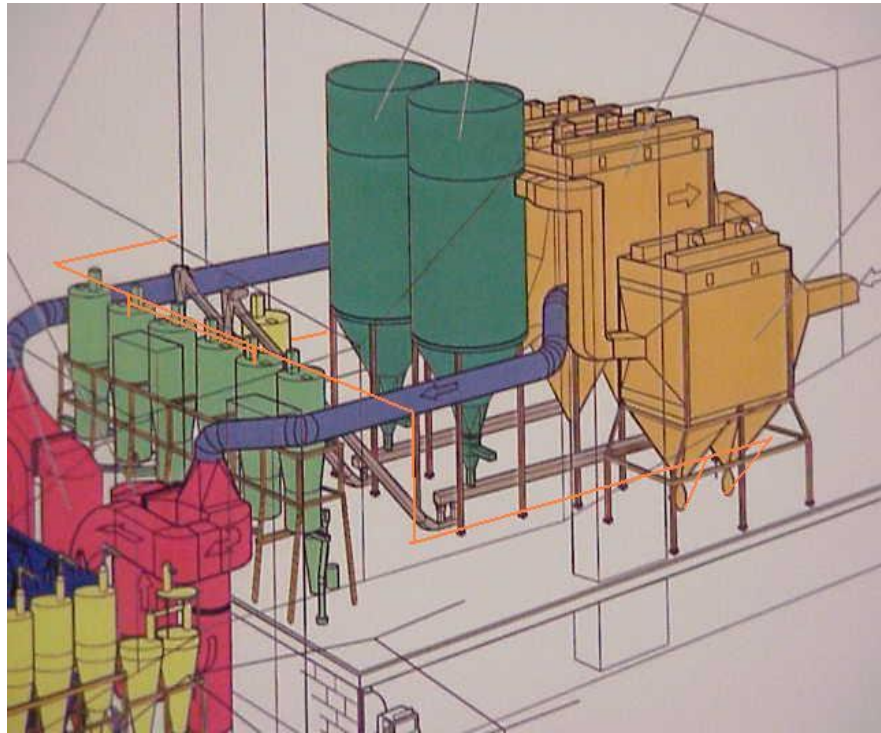


Afbeelding 21. Aarding van het E-Filter.

2.6 Vliegastransport

In verband met de hoge mate van toxiciteit van de vliegase dient dit op een veilige en verantwoorde wijze van de E-Filters naar een opslagsilo getransporteerd te worden.

Voor het transport van deze afvalstroom wordt voor de vliegase een pneumatisch transportsysteem gekozen.



Afbeelding 22. Een willekeurig vliegastransportsysteem. Bron Twence Afvalverwerking.

Zendvaten

Het vliegastransportsysteem bestaat uit pneumatische transporteurs, zendvaten genaamd, met bijbehorende apparatuur.

De afvoer van de transporteurs komt uit op een gezamenlijke leiding voor het transport naar de vliegassilo.

De transporteur bestaat in de regel uit de volgende onderdelen:

- zendvat
- pneumatisch bestuurd inlaatklep, gesloten gedurende het transport
- fluïdisatieschijf
- niveauvoeler voor het zendvat, bepaalt het startmoment van het transport
- een uitlaatklep
- kleppen en leidingen voor de transportlucht
- persluchtkast met de stuurkleppen voor de pneumatisch bediende kleppen en schakelaars
- drukschakelaar voor hoge en lage druk in het zendvat

2.6.1 Werking vliegastransport

Het verzenden van vliegas is gebaseerd op het feit dat de vliegas een lage soortelijke massa heeft, daardoor kan het gemakkelijk met lucht getransporteerd worden.

De pneumatische transporteurs van de E-Filters werken in drie stappen:

- vullen
- druk opbouwen
- transport, zenden, zie afbeelding 23.

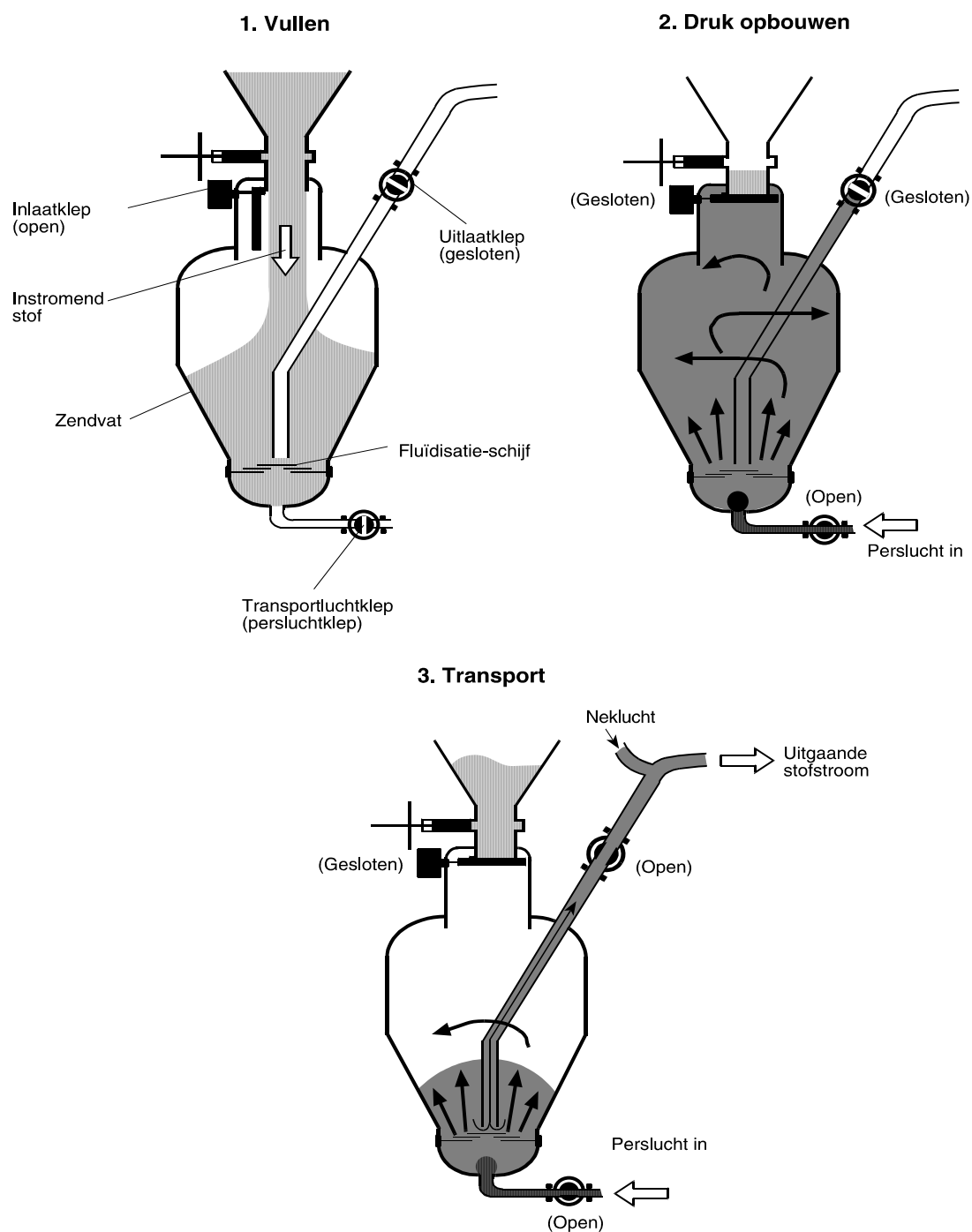
Het vullen begint als de inlaatklep boven het zendvat opent, op dat moment zijn de uitlaatklep en de transportluchtklep gesloten.

Gedurende normaal bedrijf wordt de transporteur gevuld totdat de niveauaanwijzer niveau "hoog" aangeeft. De transporteur gaat dan door met de volgende stap: druk opbouwen. Hierbij wordt de inlaatklep gesloten en de transportluchtklep geopend. De perslucht wordt dan door een schijf geblazen om het stof in de transporteur te doen opwaaien.

Gefluidiseerd

Binnen enkele seconden zal al het stof losgekomen zijn (gefluidiseerd zijn), nu opent eerst de extra luchtaansluiting op de leiding. Daarna zal de uitlaatklep openen en het stof zal naar de Vliegassilo's stromen.

De druk in de transporteur neemt tijdens het transport van het stof af. Dit geeft ook aan dat het stof het zendsysteem verlaten heeft en dat de persluchttoevoer kan worden gesloten. Er wordt dan enkele seconden lucht door het systeem geblazen om het schoon te blazen. Alle kleppen keren dan terug naar de uitgangspositie en sluiten, waarmee de transporteur gereed is voor de volgende cyclus.



Afbeelding 23. Cyclus van een pneumatische transporteur.

Opmerking:

Van vliegias is nog geen definitieve Grens waarde vastgesteld, de voorlopige Grens waarde = $0,1 \text{ mg/m}^3$.

2.7 Verwarming van het E-Filter

Vochttopbouw

De trechters van de E-Filters worden elektrisch verwarmd om lage temperaturen en daarmee de kans op condensatie te voorkomen. Dit kan leiden tot vliegastopbouw.

De isolatiekamers zijn elektrisch verwarmd om vochttopbouw op de steunisolatoren te voorkomen en doorslag te vermijden. Doorslag zou kunnen leiden tot barsten in de isolatoren.

De verwarming van E-Filters dient altijd aan te staan, dus ook tijdens stilstand van de filters, ook dit om condensatie en daardoor corrosie te voorkomen.

2.8 Rekenvoorbeeld

We nemen aan dat er bij een gegeven installatie 144.000 Nm³/h rookgas per uur via de schoorsteen ontwijkt.
144.000 Nm³/h is gelijk aan 40 Nm³/s

De doortocht van het E-Filter bedraagt 10 bij 7 meter, kortom de doortocht is 70 m².

Volgens de continuïteitsformule geldt:

Massa per seconde · Soortelijk volume = Doortocht · Snelheid

$$\text{Kg/s} \cdot \text{m}^3/\text{kg} = \text{m}^2 \cdot \text{m/s}$$

$$\dot{m} \cdot g = A \cdot c$$

$$\dot{m} \cdot g = \dot{V} \Rightarrow \frac{\text{kg}}{\text{s}} \cdot \frac{\text{m}^3}{\text{kg}} = \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$$

$$\dot{V} = A \cdot c$$

Als we met Normaalkubieke meters werken volgt uit de vergelijking:

$$40 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} = 70 \text{ m}^2 \cdot c \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

$$c = 0,571 \text{ m/s}$$

Als echter de rookgastemperatuur niet 0 °C bedraagt maar bijvoorbeeld 220 °C, dan wordt het werkelijk rookgasvolume dat door het E-Filter stroomt:

$$\dot{V}_w = \dot{V}_0 \cdot \frac{273+t}{273} \cdot \frac{p_0}{p_t}$$

We gaan er van uit dat de druk ongewijzigd blijft.

Het werkelijk rookgasvolume wordt dan:

$$\dot{V}_w = 40 \cdot \frac{273+220}{273} \cdot 1 = 72,23 \text{ m}^3/\text{s}$$

De werkelijke snelheid door het E-Filter wordt hiermee:

$$\dot{V} = A \cdot c$$

$$72,23 \frac{\text{m}^3}{\text{s}} = 70 \text{ m}^2 \cdot c \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

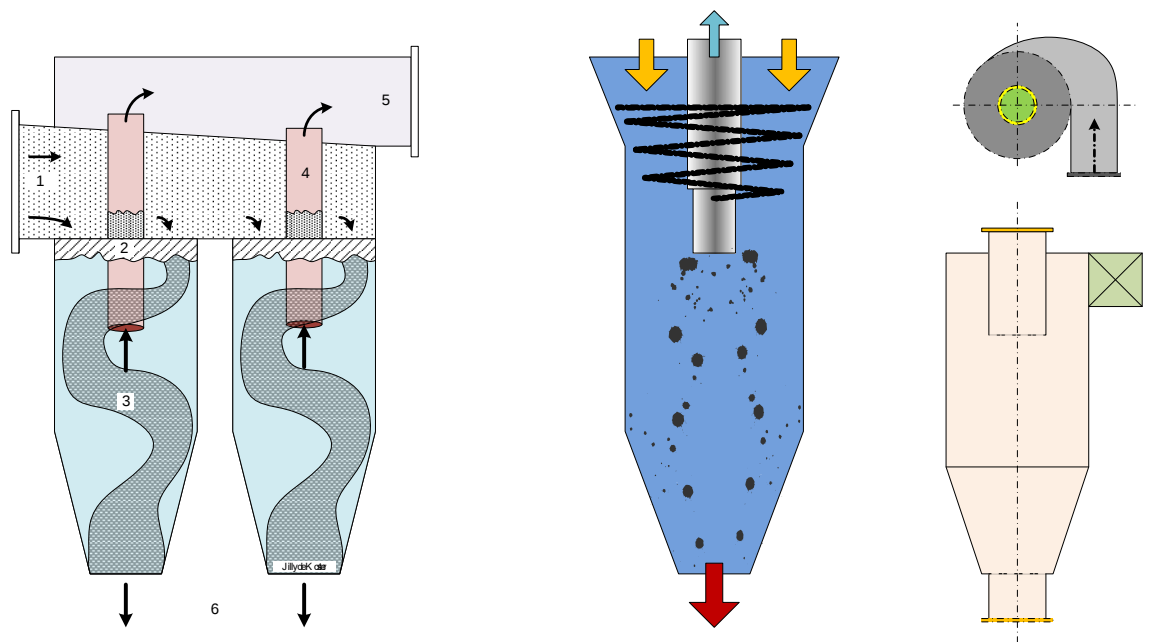
$$c = 1,03 \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

Bij toename van temperatuur neemt het werkelijk volume rookgas toe, dit resulteert in een toename van de rookgassnelheid. Een toename van de rookgassnelheid zal uiteindelijk leiden tot rendement vermindering van het E-Filter.

2.9 Cyclonen

Cycloon

Als alternatief voor het verwijderen van vlieg-as met een van de hierboven genoemde methoden kan gebruik worden gemaakt van een cycloon. Gezien de afscheidingsgraad van 85% tot 95% zal een cycloon gevolgd moeten worden door een tweede component voor een verdere afscheiding van de vlieg-as of dienen er meerdere cyclonen in serie te worden toegepast.



Afbeelding 24. Cyclonen.

1. Aanvoer van verontreinigd rookgas
2. Leidschoepen
3. Roterende vlieg-as deeltjes
4. Gereinigd rookgas
5. Afvoer van gereinigd rookgas
6. Afvoer van as

Hoge temperatuur

Bovendien zal een cycloon alleen de grotere deeltjes afscheiden, zodat ook met een serieschakeling van cyclonen niet voldoende afscheiding kan worden bereikt.

Het toepassen van een cycloon geeft mogelijkheden voor hoge temperatuur stofverwijdering, echter in combinatie met na geschakelde filters die eveneens hogere temperaturen kunnen weerstaan (om een voldoende afscheiding te realiseren).

Het voordeel van hoge temperatuur stofverwijdering is dat reeds voor het temperatuurtraject waarin furanen en dioxinen zich vormen (circa 500 tot 250 °C) de stof en dus de katalysator van de vormingsreactie wordt verwijderd. Er moet dan echter wel een goede afscheiding plaatsvinden, omdat de resterende, kleinere stofdeeltjes, die een veel groter relatief oppervlak hebben, alsnog als katalysator kunnen fungeren.

De volgende aspecten kunnen worden vermeld:

- Bij de gewenste werktemperatuur (boven 450 °C) kunnen zich aanzienlijke materiaalproblemen voordoen. Dit geldt voor zowel de cycloon als de tweede component, waarvoor een keramisch filtermateriaal zal moeten worden toegepast. Tevens zijn Cyclonen onderhevig aan erosie ten gevolge van aanwezige Silicium verbindingen
- Zowel cyclonen als keramische filters (vooral kaarsenfilters) zullen een aanzienlijke weerstand geven, die beduidend hoger zal liggen dan de weerstand van doekfilters of E-Filters
- Hoge temperatuur gasreiniging zal moeten worden geïntegreerd met de ketel, hetgeen betekent dat er een essentiële wijziging van het ketelontwerp van een AEC zal moeten plaatsvinden

Hoge temperatuur gasreiniging heeft nog geen enkele industriële toepassing bij AEC's of verwante installaties.

De investering en bedrijfskosten zullen naar verwachting relatief hoger komen te liggen, terwijl het voordeel, een verlaging van de vorming van dioxinen, nog moet worden aangetoond. Toepassing van deze optie is op korte termijn niet te verwachten voor RGR bij AEC's. De emissie-eis voor stof is haalbaar bij een goede schakeling. De verlaging van het dioxinegehalte tot op de waarde van de emissie-eis lijkt echter moeilijk te realiseren, zodat nog een extra behandelingsstap voor de dioxineverwijdering nodig is. Cyclonen zijn gevoelig voor belastingvariaties in het rookgasdebiet.

Bij gebruik van cyclonen moeten er meerdere eenheden per verbrandingslijn worden gebruikt, omdat het grote rookgasvolume dit noodzakelijk maakt. De gelijkmatige verdeling van de totale rookgasstroom naar de minstens 12 cyclonen per verwerkingslijn is echter praktisch niet te realiseren. Dit betekent dat de totale afscheidingsgraad minder wordt en het toch al zeer hoge totale drukverlies toeneemt. Het rendement van cyclonen ligt onder dat van éénveldselektrofilters .

Zo kan bijvoorbeeld bij cyclonen worden uitgegaan van een afscheidingsgraad tot max. 80%. Bij éénveldselektrofilters ligt dit bij ca. 90%.

Dit betekent dat er bij toepassing van multicyclonen minder vlieggas uit de rookgassen wordt afgescheiden dan bij gebruik van een elektrofilter.

Bovendien is er bij cyclonen sprake van een relatie tussen het rendement en de hoeveelheid rookgassen, in die zin, dat indien de installatie niet voor haar volledige capaciteit wordt gebruikt, de afscheidingsgraad afneemt. Verder zijn cyclonen gevoeliger voor slijtage.

Elektrofilters met 1 veld bereiken een stofgehalte in het gereinigde gas van 500 mg/m³.

Deelbelasting

Bovendien heeft deelbelasting geen invloed op de prestatie, zijn ze ongevoelig voor slijtage en treedt er belangrijk minder drukverlies op dan bij cyclonen.

Het drukverlies bij elektrofilters bedraagt minder dan 2 mbar, bij cyclonen is dit 12 mbar. Samenvattend kan worden gesteld, dat éénveldselektrofilters voor voorafschieding van vlieggas de voorkeur genieten boven cyclonen.

Deze minimale grenswaarde van ca. 500 mg/Nm³ is voor de na geschakelde rookgasreiniging een voorwaarde, omdat de fijne stofdeeltjes als agglomeratiekernen functioneren. Zonder deze stofdeeltjes is een bevredigende absorptie van schadelijke stoffen in de rookgasreiniging niet mogelijk. Bij uitvallen van het elektrofilter blijft de verdere rookgasreiniging functioneren zonder verhoogde emissies.

De voorafscheiding wordt dan ook alleen ingegeven vanuit hergebruikoverwegingen. Dit betekent tevens dat de, zware metalen houdende fijne stofdeeltjes, niet mogen worden afgevangen. De vliegaspductie bedraagt ca. 33 tot 38 kg per ton afval, of bij verbranding van 678.000 ton per jaar ca. 24.000 ton per jaar.

Zware metalen

Niet alleen argumenten van economische aard pleiten voor het vooraf scheiden van vliegasp. Het is ook nog zo dat de voorafscheiding het mogelijk maakt de vliegasp in belangrijke mate zoutvrij na te behandelen. De belangrijkste belasting van vliegasp met schadelijke stoffen bestaat uit zware metalen.

2.9.1 Werkingsprincipe

Een cycloon is een centrifugaalafscheider waarbij de deeltjes als gevolg van hun massa door de centrifugaalkracht naar de buitenkant worden geslingerd. Het intredende rookgas wordt automatisch gedwongen om een snel ronddraaiende dubbele spiraalbeweging aan te nemen, de zogenaamde "double-vortex". Deze dubbele spiraalbeweging bestaat uit een buitenstroming, die spiraalvormig naar beneden stroomt, en een binnenstroming, die spiraalvormig naar boven stroomt. Op het grensvlak van beide stromingen gaat het rookgas van de ene stroming naar de andere. De in de rookgasstroom aanwezige deeltjes worden naar de buitenwand uitgeslingerd en verlaten de afscheider via een aan de onderzijde gesitueerde ontvangstruimte.

De gasintredesnelheid van een cycloon ligt tussen 10 en 20 m/s, de meest gebruikelijke snelheid is circa 16 m/s. Bij fluctuaties in deze snelheid (met lagere snelheden) neemt het afscheidingsrendement zeer snel af.

2.9.2 Ontwerpgegevens

Een cycloon wordt meestal gekarakteriseerd door een cycloondiameter en een afsnijddiameter.

De vereiste geometrie wordt bepaald door de gewenste afscheidingsgraad en de gas en deeltjeskarakteristieken.

De formule van Lapple geeft een indicatie omtrent het afscheidingsrendement:

$$d_{50} = \sqrt{\frac{9 \cdot \mu \cdot b}{2 \cdot \pi \cdot N \cdot v_i \cdot \rho}}$$

Waarin:

d_{50} = deeltjesgrootte die met 50% rendement wordt afgescheiden (m)

b = inlaatbreedte van de cycloontoevoer (m)

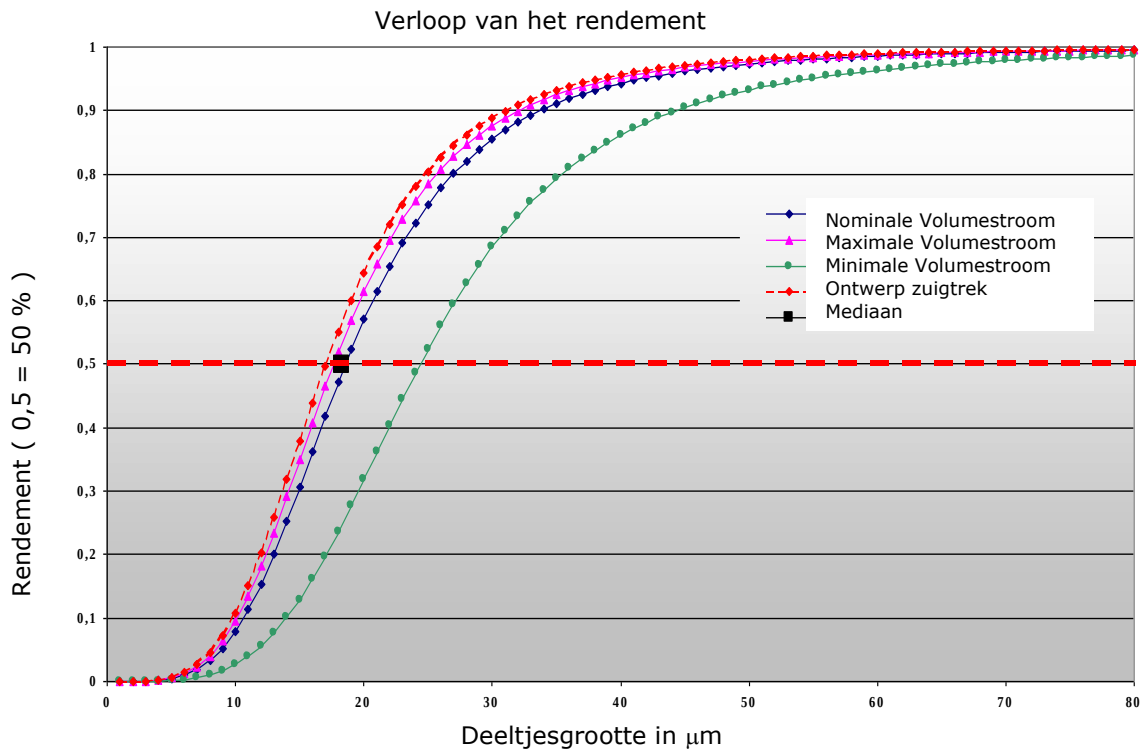
N = aantal draaicycli in de cycloon ($N=5$, empirisch bepaald)

v_i = inlaatsnelheid (m/s)

ρ = soortelijke massa van het stofdeeltje (kg/m³)

μ = viscositeit van het gas (kg/ms)

Als de d_{50} bepaald is, wordt de afscheidingsgraad voor elke andere deeltjesgroottes grafisch bepaald. Dit is weergegeven op afbeelding 25.



Afbeelding 25. Rendement van de cycloon als functie van volumestroom en deeltjesgrootte.

2.9.3 High throughput cyclonen

Deze hebben een diameter van meer dan 1,5 m en zijn geschikt voor het afscheiden van deeltjes van 20 μm en groter.

2.9.4 High efficiency cyclonen

Deze worden ook wel pencil cyclonen genoemd, ze hebben een diameter die ligt tussen 0,4 en 1,5 m en zijn toepasbaar voor het afscheiden van deeltjes van 10 μm en groter.

Cyclonen met een diameter tussen 0,005 en 0,3 m worden niet afzonderlijk toegepast maar worden in parallelschakeling samengebouwd tot multicyclonen.

De aanstroming van het gas gebeurt hier niet meer tangentiaal zoals bij een gewone cycloon, maar axiaal, waarna het gas via leidschoepen in werveling wordt gebracht. Een multicycloon is gevoelig voor een goede verdeling van het gas over de kleine cyclonen. Indien de verdeling niet correct is, kan terugstroming van het gas en verstopping optreden.

3 De sproeidroger

3.1 Algemeen

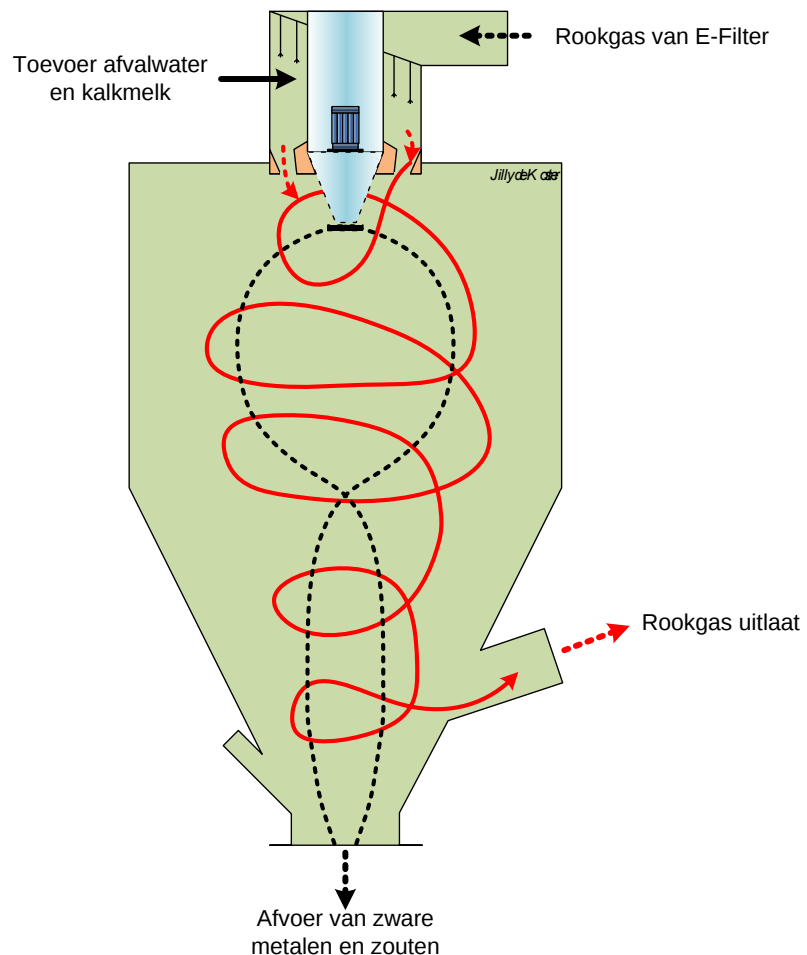
Een sproeidroger wordt ingezet in installaties die hetzij een groot gedeelte van hun afvalwater willen verdampen of al hun afvalwater verdampen. We spreken in het laatste geval van rookgasreinigingssystemen zonder afvalwater, er wordt dus geen water geloosd.

Het water dat van de wassers of van de afvalwaterbehandelingsinstallatie komt, wordt dan rechtstreeks naar de sproeidroger gevoerd. Het water met daarin verontreinigingen, zoals zware metalen en zouten, wordt door de rookgassen in de sproeidroger verwarmd. Het water verdampt en de zware metalen en zouten verlaten in droge vorm de sproeidroger.

Chemicaliën

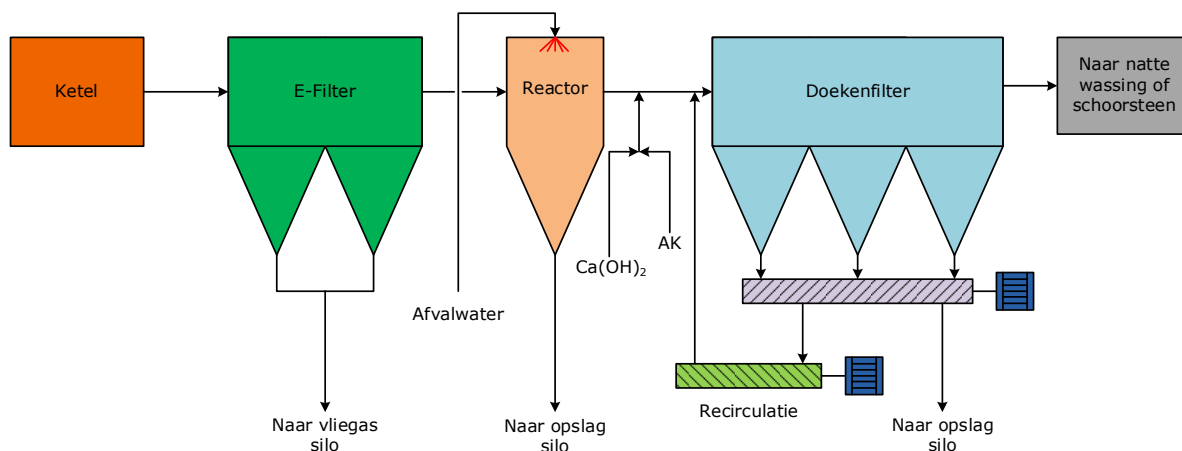
In hoofdzaak maakt men onderscheid in twee systemen, bij het ene systeem voegt men chemicaliën (sproeiabsorber) toe en bij het andere niet, (sproeidroger).

Een schema van een sproeiabsorber is op afbeelding 1 weergegeven.



Afbeelding 1. Sproeiabsorber met kalkmelk toevoer.

Een schema van een toepassing met een sproeidroger (reactor) is weergegeven op afbeelding 2.



Afbeelding 2. Schematische weergave van een sproeidroger.

In dit schema gaan de rookgassen die de ketel verlaten eerst door een E-Filter (niet strikt noodzakelijk) en komen dan in de sproeidroger. In de sproeidroger wordt nu enkel afvalwater geïnjecteerd zonder toevoeging van chemicaliën.

De rookgassen treden de sproeidroger binnen met een temperatuur die, afhankelijk van het type installatie, kan variëren van 200 – 260 °C. Het water zal verdampen en als gevolg van de verdamping zal het rookgas in temperatuur dalen. Tevens zal als gevolg van het inblazen van water de absolute vochtigheid van het rookgas toenemen. Na de sproeidroger zal het rookgas een temperatuur hebben variërend van minimaal 150 °C tot circa 180 °C. Meestal; is de temperatuur van 180 °C de maximale temperatuur in verband met het nageschakelde doekenfilter.

Een deel van de vaste deeltjes die in het afvalwater aanwezig zijn zullen als gevolg van de verdamping als droge vaste deeltjes in de sproeidroger neerslaan en afgevoerd worden naar de opslagsilo. Een ander deel zal meegevoerd worden naar het doekenfilter.

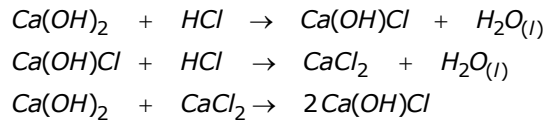
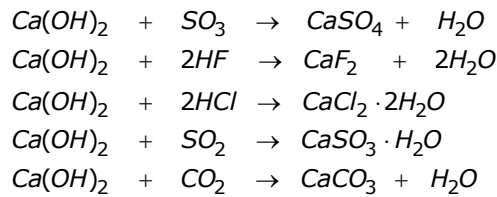
Doordat de absolute vochtigheid van het rookgas is toegenomen zal de Calciumhydroxide, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, die na de sproeidroger wordt geïnjecteerd, aan de buitenkant van de korrel een deel van het vocht adsorberen. Dit vocht dient nu voor het transport van de ongewenste deeltjes naar de Calciumhydroxide. Deze ongewenste deeltjes zijn onder andere, zwaveldioxide, zwaveltrioxide, zoutzuur en waterstoffluoride.

Bij een rookgastemperatuur van circa 150 °C bedraagt de relatieve vochtigheid van het rookgas ongeveer 6 à 8 procent. Temperaturen lager dan 150 °C moeten voorkomen worden in verband met corrosie en het vochtig worden van bepaalde zoutkristallen waardoor deze plakkerig worden, amorf, en vast blijven zitten in de sproeidroger.

Voor de reactie van Calciumhydroxide met de ongewenste stoffen geldt een preferentiëreeks, deze is als volgt:

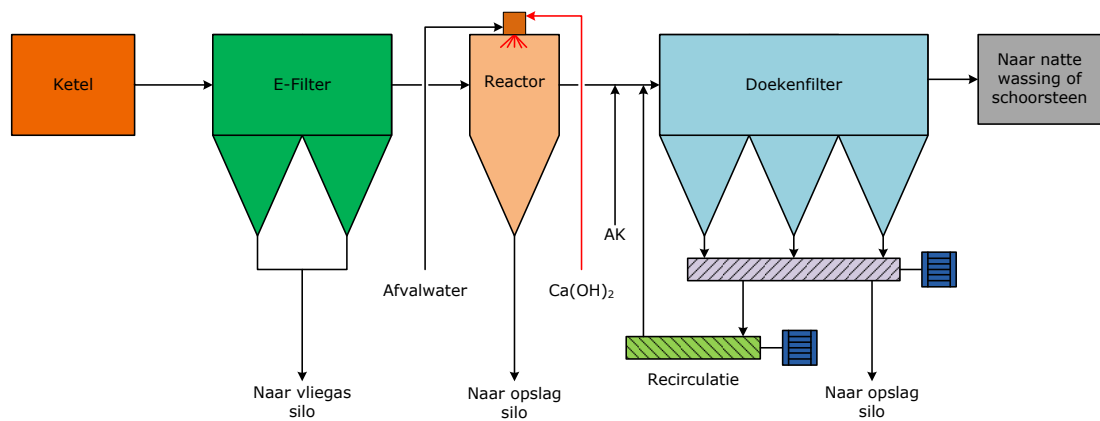


De reacties zoals ze in de sproeidroger verlopen zijn hieronder, verkort, weergegeven.



Hoe hoger de temperatuur van het rookgas na de sproeidroger wordt, hoe slechter het afvangrendement voor de SO_2 wordt.

Op afbeelding 3 is een proces met een sproeiabsorber (reactor) schematisch weergegeven, dit proces werkt met kalkmelk, Ca(OH)_2 .



Afbeelding 3. Schematische weergave van een sproeiabsorber.

Bij de sproeiabsorber wordt er apart afvalwater en apart kalkmelk aan de sproeiabsorber toegevoerd. Hier verdampt het water uit de kalkmelk en blijven er droge korrels Ca(OH)_2 achter in het rookgas. In de praktijk is gebleken dat bij dit proces een betere afvangst van HCl plaatsvindt, dan wanneer enkel water wordt toegevoerd. Bij dit proces moet er wel meer Ca(OH)_2 worden toegevoerd dan wanneer enkel water wordt toegevoerd en daarna droge Ca(OH)_2 wordt gedoseerd na de sproeidroger. Als er om wat voor reden dan ook veel SO_2 in de sproeiabsorber moet worden afgevangen, dan moet de temperatuur van het rookgas worden verlaagd tot 140 °C. Deze temperatuur is in de meeste installaties ongewenst omdat er dan verstopping op kan treden als gevolg van Calciumchloride.

Calciumchloride ziet er bij een temperatuur van 190 °C net zo uit als kristalsuiker. Bij afnemende temperatuur zet er zich echter water af op de kristallen, men noemt dit kristalwater. De formule voor het Calciumchloride ziet er dan bijvoorbeeld zo uit, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

Kristalwater

Naarmate de temperatuur afneemt komt er steeds meer kristalwater, bij een temperatuur van circa 140 °C ziet de formule er als volgt uit, $\text{CaCl}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}$. De x in de formule kan alles zijn, men zegt nu dat de stof amorf is geworden.

Door het vele kristalwater wordt het Calciumchloride plakkerig en kan verstopping veroorzaken.

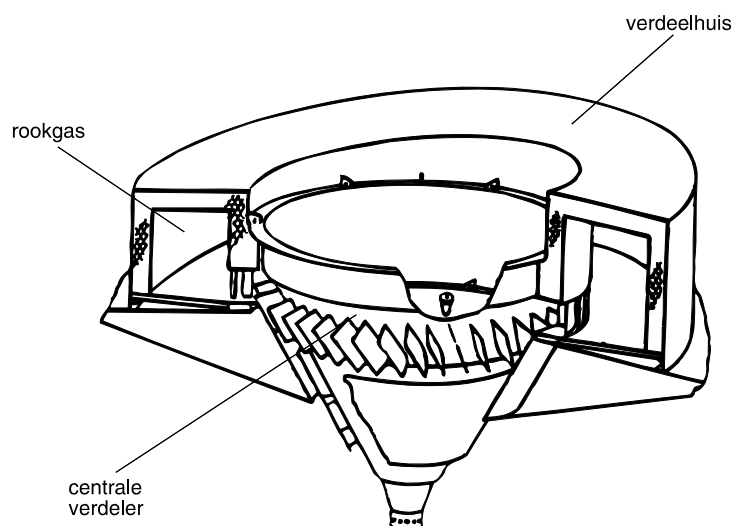
De werking van de op afbeelding 3 weergegeven sproeiabsorber is als volgt:

De sproeiabsorber is uitgevoerd met een rotatieverstuiver, hierdoor worden er zeer fijne druppels gevormd, onafhankelijk van de bedrijfssituatie.

De roterende verstuiver wordt in dit geval aangedreven door een elektromotor, het toerental bedraagt circa 160 – 170 omwentelingen per seconde.

Geleideplaten

Het rookgas wordt via geleideplaten in het bovenste gedeelte van de sproeiabsorber gevoerd, zie afbeelding 4. Door gebogen schoepen wordt aan het rookgas een draaiende beweging gegeven, zo wordt een goede menging van rookgassen en kalkmelk verkregen. Door deze goede menging worden verontreinigingen zoals, zoutzuur, zwaveloxiden en waterstoffluoride geabsorbeerd, met de kalkmelk reageren ze vervolgens tot kalkzouten. Het water verdampt in de sproeiabsorber, waardoor vaste en droge reactiezouten ontstaan.



Afbeelding 4. Intreezijde van een sproeidroger met geleideplaten.

Aan de sproeidroger kunnen onder andere worden toegevoerd:

- afvalwater bedrijfswater
- spui ketelwater
- afvalwater van afvalwaterbehandeling
- afvoer van een eventueel Dual Alkali systeem

De actieve kool die na de sproeidroger en na de sproeiabsorber wordt gedoseerd dient om zware metalen, dioxinen en furanen af te vangen.

3.2 De massabalans van de sproeidroger

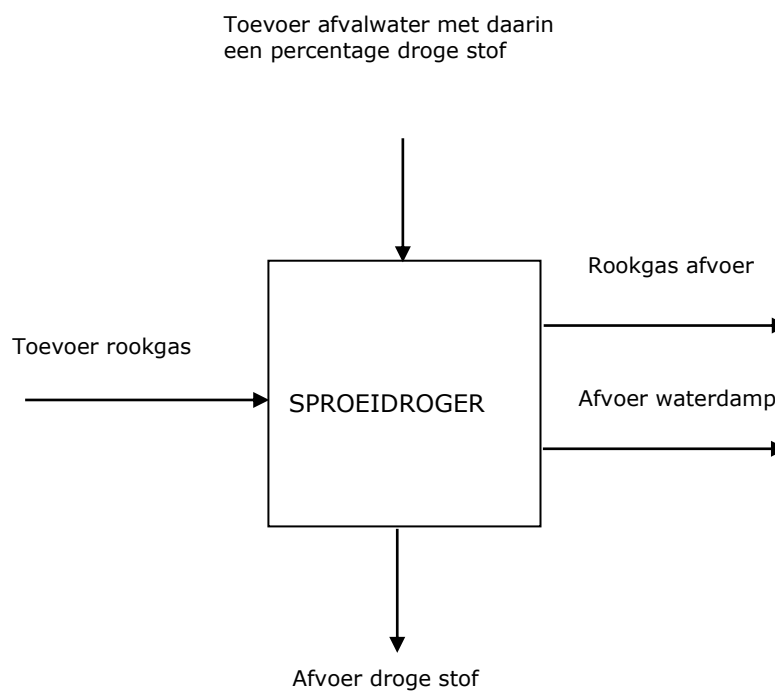
We kunnen de sproeidroger als een zwarte doos beschouwen. Aan de sproeidroger wordt energie, in de vorm van warmte, toegevoerd en afgevoerd. In de sproeidroger wordt geen arbeid verricht dus kunnen we met benadering stellen:

De toegevoerde energie is gelijk aan de afgevoerde energie.

In formule vorm geldt dan: $\dot{Q}_{toe} = \dot{Q}_{af}$

Zwarte doos

We zullen een sproeidroger, als zwarte doos, bekijken zoals deze op afbeelding 5 weergegeven is.



Afbeelding 5. Sproeidroger met energiestromen.

We kunnen nu eenvoudig de energiebalans opzetten. Dit gaat als volgt:

- Toegevoerde energie** *De toegevoerde energie aan de sproeidroger is:*
- De warmte in de toegevoerde rookgassen.
 - De warmte in het toegevoerde afvalwater met een percentage droge stof.

- Afgevoerde energie** De afgevoerde energie van de sproeidroger is:
- De warmte in de afgevoerde rookgassen.
 - De warmte in de afgevoerde waterdamp, het water is immers verdampt.
 - De warmte in de afgevoerde droge stof, zouten et cetera.

Vervolgens zetten we het geheel in formulevorm op:

De warmte in de toegevoerde rookgassen.

$$\dot{Q}_{toe\ rookgas} = \dot{m}_{gas} \cdot c_{gas} \cdot t_{gas\ in}$$

De warmte in het toegevoerde afvalwater met een percentage droge stof.

$$\dot{Q}_{toe\ afvalwater} = \dot{m}_w \cdot c_w \cdot t_w + \dot{m}_{ds} \cdot c_{ds} \cdot t_w$$

De warmte in de afgevoerde rookgassen.

$$\dot{Q}_{af\ rookgas} = \dot{m}_{gas} \cdot c_{gas} \cdot t_{gas\ uit}$$

De warmte in de afgevoerde waterdamp.

$$\dot{Q}_{af\ wd} = \dot{m}_{wd} \cdot h_{wd}$$

De warmte in de afgevoerde droge stof.

$$\dot{Q}_{af\ ds} = \dot{m}_{ds} \cdot c_{ds} \cdot t_{gas\ uit}$$

Waarin:

$\dot{m}_{gas}$	=	Massa stroom rookgas	kg/s
$\dot{m}_w$	=	Massa stroom water	kg/s
$\dot{m}_{ds}$	=	Massa stroom droge stof	kg/s
$\dot{m}_{wd}$	=	Massa stroom waterdamp	kg/s
c_{gas}	=	Soortelijke warmte rookgas	kJ/(kg·K)
c_w	=	Soortelijke warmte water	kJ/(kg·K)
c_{ds}	=	Soortelijke warmte droge stof	kJ/(kg·K)
h_{wd}	=	Enthalpie van waterdamp bij $t_{gas\ uit}$	kJ/kg
$t_{gas\ in}$	=	Temperatuur van toegevoerd rookgas	°C
$t_{gas\ uit}$	=	Temperatuur van afgevoerd rookgas	°C
t_w	=	Temperatuur van toegevoerd afvalwater	°C

We kunnen nu de volgende vergelijking opstellen:

$$\dot{m}_{gas} \cdot c_{gas} \cdot t_{gas\ in} + \dot{m}_w \cdot c_w \cdot t_w + \dot{m}_{ds} \cdot c_{ds} \cdot t_w = \dot{m}_{gas} \cdot c_{gas} \cdot t_{gas\ uit} + \dot{m}_{wd} \cdot h_{wd} + \dot{m}_{ds} \cdot c_{ds} \cdot t_{gas\ uit}$$
$$\dot{m}_{gas} \cdot c_{gas} \cdot (t_{gas\ in} - t_{gas\ uit}) + \dot{m}_w \cdot c_w \cdot t_w + \dot{m}_{ds} \cdot c_{ds} \cdot t_w = \dot{m}_{wd} \cdot h_{wd} + \dot{m}_{ds} \cdot c_{ds} \cdot t_{gas\ uit}$$

We werken met de volgende gegevens:

$\dot{m}_{gas}$	=	36,5	kg/s
$\dot{m}_w$	=	Onbekend	kg/s
$\dot{m}_{ds}$	=	15 % van totale hoeveelheid afvalwater (x = 0,15)	
$\dot{m}_{wd}$	=	Onbekend	kg/s
c_{gas}	=	1,1	kJ/(kg·K)
c_w	=	4,19	kJ/(kg·K)
c_{ds}	=	1,26	kJ/(kg·K)
h_{wd}	=	2756,7	kJ/kg (volgens stoomtabel)
$t_{gas\ in}$	=	240	°C
$t_{gas\ uit}$	=	160	°C
t_w	=	35	°C

We nemen aan dat de totale hoeveelheid afvalwater, die aan de sproeidroger wordt toegevoerd M kg/s bedraagt en dat het percentage droge stof in het afvalwater x % van de totale hoeveelheid afvalwater bedraagt.

Dan kunnen we stellen dat de totale hoeveelheid water die aan de sproeidroger wordt toegevoerd is:

$$M \cdot (1-x) \text{ kg water per seconde}$$

Anders geschreven: $\dot{m}_w = M \cdot (1-x)$ kg/s

De massastroom waterdamp die de sproeidroger verlaat is gelijk aan de massastroom water die aan de sproeidroger wordt toegevoerd, ofwel:

$$\dot{m}_{wd} = M \cdot (1-x) \text{ kg/s}$$

De totale hoeveelheid droge stof die met het afvalwater aan de sproeidroger wordt toegevoerd is dan:

$$x \cdot M \text{ kg droge stof per seconde}$$

Anders geschreven $\dot{m}_{ds} = x \cdot M$ kg/s

In de bovenstaande gegevens hebben we aangenomen dat x = 0,15.

Deze gegevens worden ingevuld in de originele formule. We krijgen dan:

$$\dot{m}_{gas} \cdot c_{gas} \cdot (t_{gas\ in} - t_{gas\ uit}) + M \cdot (1 - x) \cdot c_w \cdot t_w + x \cdot M \cdot c_{ds} \cdot t_w = M \cdot (1 - x) \cdot h_{wd} + x \cdot M \cdot c_{ds} \cdot t_{gas\ uit}$$

Als we nu de waarden in de formule invullen krijgen we:

$$36,5 \cdot 1,1 \cdot (240 - 160) + M \cdot (1 - 0,15) \cdot 4,19 \cdot 35 + 0,15 \cdot M \cdot 1,26 \cdot 35 =$$

$$M \cdot (1 - 0,15) \cdot 2756,7 + 0,15 \cdot M \cdot 1,26 \cdot 160$$

Als we dit nu uitrekenen dan vinden we;

$$M = 1,43 \text{ kg afvalwater per seconde} = 5,15 \text{ ton per uur}$$

Bij een droog stof gehalte van 10%, dus $x = 0,1$, vinden we;

$$M = 1,35 \text{ kg afvalwater per seconde} = 4,89 \text{ ton per uur.}$$

Bij een droog stof gehalte van 5%, dus $x = 0,05$, vinden we;

$$M = 1,29 \text{ kg afvalwater per seconde} = 4,64 \text{ ton per uur.}$$

Uit het bovenstaande valt af te leiden dat het gehalte droge stof in het afvalwater van grote invloed is op de hoeveelheid afvalwater die in de sproeidroger verwerkt kan worden. Als dus de afvalwaterbehandelingsinstallatie optimaal werkt, hoge x , kan er veel water verwerkt worden.

Met enige voorzichtigheid kunnen we stellen dat het proces in de sproeidroger een adiabatisch proces is. Er wordt namelijk geen warmte met de omgeving gewisseld. De hoeveelheid warmte in de rookgassen wijzigt dus niet, de temperatuur van de rookgassen na de sproeidroger daalt doordat er water verdampt is.

4 Het Doekenfilter

4.1 Algemeen

Vliegasserwijdering kan ook worden verwezenlijkt met behulp van een doekenfilter. In een RGR kunnen doekenfilters tevens worden gebruikt om het sproeidroogprodukt, dat in een sproeidroogabsorber is ontstaan, af te vangen. Tenslotte kan een doekenfilter worden ingezet na de natte wasser, tezamen met een injectiesysteem van actief kool/-cokes en eventuele additieven om dioxinen en/of vluchtige componenten te verwijderen. Voor een vergaande afscheiding van de in de sproeidroger ingedampde reactiezouten en van vliegasseresten wordt een doekenfilter met temperatuurbestendig filtermateriaal ingezet.

Dankzij deze maatregel wordt reeds voor de wassers een uiterst laag stofgehalte verkregen, zodat de stofvormige emissies van de rookgasreinigingsinstallatie in wezen uit zouten bestaan, die - in fijne druppels opgelost - in de wassers gevormd worden.

Om aankoezingen op de filterslangen door vochtname te voorkomen, bij bijvoorbeeld de hernieuwde opstart van de installatie, wordt het doekenfilter van een interne bypass voorzien.

Doekenfilters

Doekenfilters kunnen worden ingedeeld naar de wijze waarop reiniging plaatsvindt:

- terugstroommethode
- leegloop/schudmethode
- drukpulsreiniging.

In verband met de eigenschappen van de vliegasser wordt bij AEC's in principe de drukpulsreiniging toegepast.

4.2 Werking

Een doekenfilter bestaat uit verschillende apart afsluitbare filterkamers. Elke filterkamer bevat bij de in een AEC toegepaste filterinstallatie een zelfde aantal verticaal opgehangen filterslangen. De rookgasstroom, die een maximale aanstroomtemperatuur van 180 °C mag hebben, wordt via inlaatkleppen over de filterkamers verdeeld. Het doekenfilter is voorzien van ingebouwde geleidestrippen waardoor de grovere stofdelen direct bij intrede worden afgescheiden. De rookgassen stromen door het doekmateriaal, waarin het stof blijft hangen. Het gereinigde rookgas gaat via de binnenzijde van de filterslangen omhoog en wordt via het bovenste deel van de slangen per kamer afgevoerd. De gereinigde rookgassen verlaten het filter door het bovenliggende rookgaskanaal.

De werking van een doekenfilter kan worden beïnvloed door de verdeling van de korrelgrootte van het af te vangen stof. Met name als er in verhouding veel fijn stof aanwezig is, heeft dit een nadelige invloed op de werking van het filter.

Op regelmatige tijden worden de filterelementen stuk voor stuk automatisch gereinigd. Het stof wordt in de stofbunker verzameld en stofvrij naar een silo getransporteerd. Indien de stoflaag op het filterelement voldoende dik wordt gehouden, vindt er een zekere nareiniging van de eventueel nog aanwezige zure componenten in de rookgassen plaats. Een mogelijke uitvoering van een doekenfilter is weergegeven op afbeelding 1.



*Afbeelding 1. Uitvoering van een rond doekenfilter.
Bron: Eneco Bio Golden Raand.*

Linksboven is een tekening weergegeven van het doekenfilter, rechtsboven zijn duidelijk de bovenkanten van de doeken met de beschermingskorven te zien. Linksonder is een foto weergegeven van de korven van een high ratio filter. Rechtsonder op de foto zijn de toevoerleidingen van de lucht te zien waarmee het filter wordt gereinigd.

Op afbeelding 2 is een foto weergegeven van een filterslang of filterdoek van een high ratio filter.



Afbeelding 2. Filterslang van een doekenfilter.

Afvangrendement

Doekenfilters hebben over het algemeen een goed afvangrendement. Daartegenover staat dat de drukval over een doekenfilter relatief hoog is, zodat er een hoger energieverbruik door de zuigtrekventilator ontstaat.

Op het doekmateriaal kunnen additieven worden aangebracht waardoor naast stof ook andere verontreinigingen kunnen worden afgevangen.

Aspecten van belang bij de keuze van het doekenfilter zijn:

- bij drukpulsreiniging kunnen hogere rookgas/oppervlakte-verhoudingen worden gehanteerd, zodat kan worden volstaan met een kleiner filter (verhouding bij drukpuls: 0,02 - 0,035 m/s, bij terugstroom: 0,01 m/s)
- het materiaal van het filterdoek is van groot belang. In de eerste plaats is de temperatuurbestendigheid bepalend. Bij gebruik als vliegassvanger is een normale ontwerp temperatuur 220 °C. Ook een voldoende chemische resistentie is noodzakelijk. Met name het hoge fluorgehalte in de rookgassen speelt hierbij een rol. Door genoemde factoren is toepassing van natuurlijke vezels en glasvezels niet mogelijk. Over het algemeen worden kunststof vezels (Ryton, Teflon, Goretex) toegepast. In principe wordt gebruik gemaakt van zogenaamde dieptefiltratie. Dit betekent over het algemeen een hogere drukval over de filters (1 tot 2 kPa, tot tien maal zo hoog dan een E-filter)
- het aantal compartimenten. Waarbij in de praktijk vaak wordt vereist dat de compartimenten tijdens bedrijf kunnen worden geïsoleerd, zodat onderhoud gepleegd kan worden aan de filters (met name vervanging van eventuele beschadigde filters) terwijl de installatie normaal in bedrijf kan blijven met de gewenste emissiewaarden.
- de temperatuur van het doekenfilter dient steeds 20 tot 30 °C hoger te zijn dan het condensatiepunt om dichtslaan van de filters te voorkomen, ook tijdens stoppen en starten van de installatie. Dit betekent dat er een adequate stilstandverwarming en startverwarming moet zijn voorzien. Ook een hopperverwarming en een goede warmte-isolatie is essentieel, zeker indien het doekenfilter wordt gebruikt om zouten (die vaak hygroscopisch zijn) af te scheiden.

De emissie-eis voor stof is met behulp van een doekenfilter haalbaar, mits er niet te veel vliegass in het submicron gebied aanwezig is. Variaties in rookgashoeveelheid of stofconcentratie worden door een doekenfilter goed opgevangen.

4.2.1 Werkingsprincipes

De filterwerking is in eerste instantie gebaseerd op de neiging van de deeltjes om zich te hechten aan andere 'voorwerpen': vezels van het filter en deeltjes die zich daarop reeds hebben afgezet. De kans op aanraking van de deeltjes aan de vezels en de deeltjes die zich hierop hebben afgezet, wordt bepaald door de volgende factoren:

- Brownse beweging of diffusie
- elektrostatische aantrekking
- Van der Waals-aantrekking of interceptie
- botsing t.g.v. traagheid
- zeefwerking

Daarnaast is er sprake van een zekere mate van voorafscheiding als gevolg van de zwaartekracht, waardoor de (grote) deeltjes uit de gasstroom vallen voordat het filtermedium is bereikt.

Kleine stofdeeltjes met diameters van 0,2 mm die door een gasstroom worden meegenomen, vertonen als gevolg van botsingen met gasmoleculen een zogenoemde Brownse beweging. Door deze willekeurige bewegingen wordt de kans op contact tussen de deeltjes en het filtermedium vergroot. Dit effect is groter naarmate de gassnelheid lager en de temperatuur hoger is.

Stofvangst als gevolg van elektrostatische aantrekking vindt plaats bij deeltjes die in afmeting variëren van 0,01 tot 1 mm. Als de elektrostatische ladingen van de vezels van het filter en van de deeltjes tegengesteld zijn en het potentiaalverschil voldoende groot is, zullen de stofdeeltjes de heersende aërodynamische krachten overwinnen en zich aan de vezels hechten. Zijn vezels en deeltjes van gelijke lading, dan zal er sprake zijn van een filterverwerking volgens andere mechanismen. Op het filtermedium zal zich in dat geval een poreuze en eenvoudig te verwijderen laag vormen.

Vezelwerking of interceptie speelt voornamelijk een rol bij deeltjes kleiner dan 1 mm. Als een deeltje met de gasstroom wordt meegevoerd langs een 'stroombaan' die juist langs een vezel loopt op een afstand die gelijk is aan de straal van het deeltje, zal het deeltje zich ten gevolge van Van der Waals-krachten aan de vezel hechten. Deeltjes die een grotere diameter hebben dan 2 mm vertonen een zekere traagheid ten opzichte van de meevoerende gasstroom. Als deze stroom zich rond een obstakel, in dit geval een vezel, buigt, zal het deeltje deze baan niet onmiddellijk kunnen volgen en tegen de vezel botsen. Het zal duidelijk zijn dat dit traagheidseffect toeneemt bij grotere deeltjes en hogere gassnelheden.

Bij een bepaalde deeltjesgrootte gaat het filter zich gedragen als een zeef. Dat wil zeggen: de mazen in het net van vezels zijn dermate klein dat de stofdeeltjes er door worden tegengehouden.

4.3 Rendement

Zoals in het bovenstaande werd opgemerkt, is de reinigende werking van het doekenfilter het gevolg van het samenspel van een aantal factoren, die op hun beurt afhankelijk zijn van de eigenschappen en vooral van de omvang van de stofdeeltjes. De mate waarin de genoemde factoren van belang zijn voor de redelijke stofafscheiding wordt tevens bepaald door de snelheid van de gasstroom, de gas/doekverhouding of doekbelasting, de hoeveelheid stofafzetting op het filtermedium (die bepalend is voor de filterweerstand) en - hoewel dit tot nu toe slechts zijdelings aan de orde gesteld is - de constructie en de aard van het filtermedium.

ACR

Bij doekenfilters is de doekbelasting of gas/doekverhouding (in het Engels: 'filtratio' of 'Air-Cloth Ratio') een belangrijk kenmerk. Hiermee wordt de verhouding aangegeven tussen het debiet van het draaggas en het bruto oppervlak van het filter, meestal in de volgende eenheden:

$$ACR = \frac{Q}{A \cdot h} = \frac{m^3}{m^2 \cdot uur}$$

Oppervlaktesnelheid

Deze verhouding heeft dus ook de dimensie van een snelheid en wordt daarom ook wel oppervlaktesnelheid genoemd. Deze waarde geeft echter niet de snelheid aan waarmee het gas zich door het filter beweegt, omdat:

- a. het gas alleen door de 'mazen' van het filter kan stromen; De gezamenlijke oppervlakte hiervan is kleiner dan de bruto-oppervlakte, waardoor de snelheid in het filter gemiddeld hoger is dan de doekbelasting. Indien de oppervlaktesnelheid bijvoorbeeld $100 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{uur}$ ($0,027 \text{ m/s}$) bedraagt en de open ruimte tussen de vezels 10% van het totale filteroppervlak is, dan wordt de werkelijke snelheid door het filter:

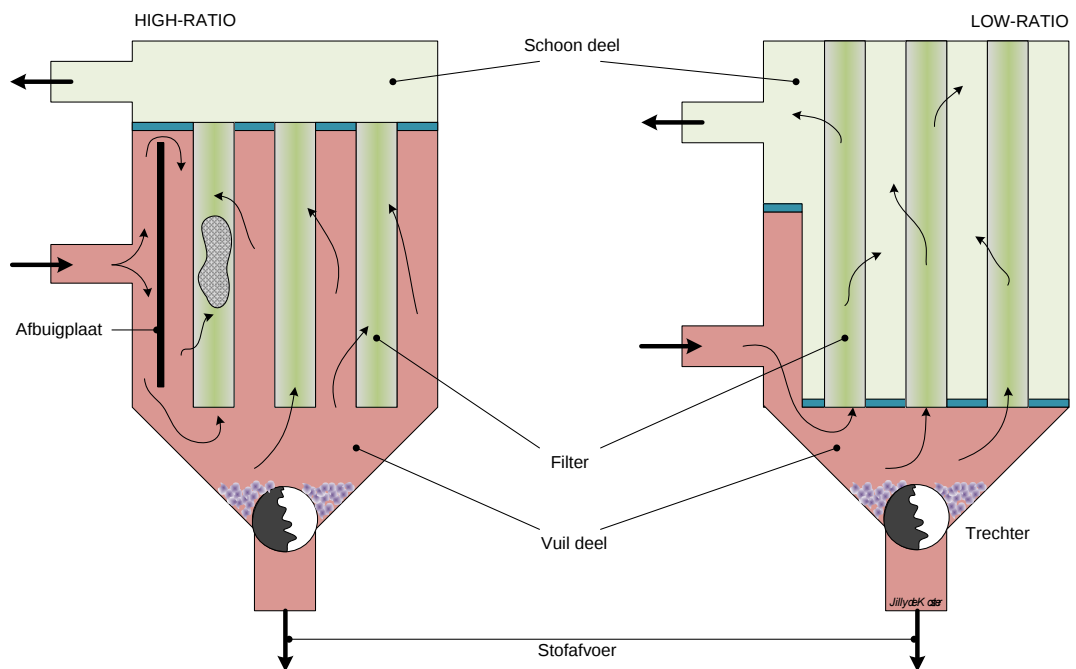
$$\frac{0,027}{0,1} = 0,27 \text{ m / s}$$

- b. De snelheid in het doek van plaats tot plaats kan verschillen van de onder a aangegeven gemiddelde snelheid.

Welke doekbelasting voor een bepaald filter gekozen wordt, is afhankelijk van:

- de aard van het stof, zoals vorm, reactiviteit, dauwpunt, soortelijke massa e.d.
 - de deeltjesgrootteverdeling, de hoeveelheid stof per m^3 lucht, het toegepaste type filterreiniging
- Bij fijn stof (bijvoorbeeld roet of lood) zal de doekbelasting over het algemeen lager worden gekozen dan bij grof stof. Naarmate de aangeboden stofconcentratie echter lager is, worden hogere doekbelastingen toegepast.

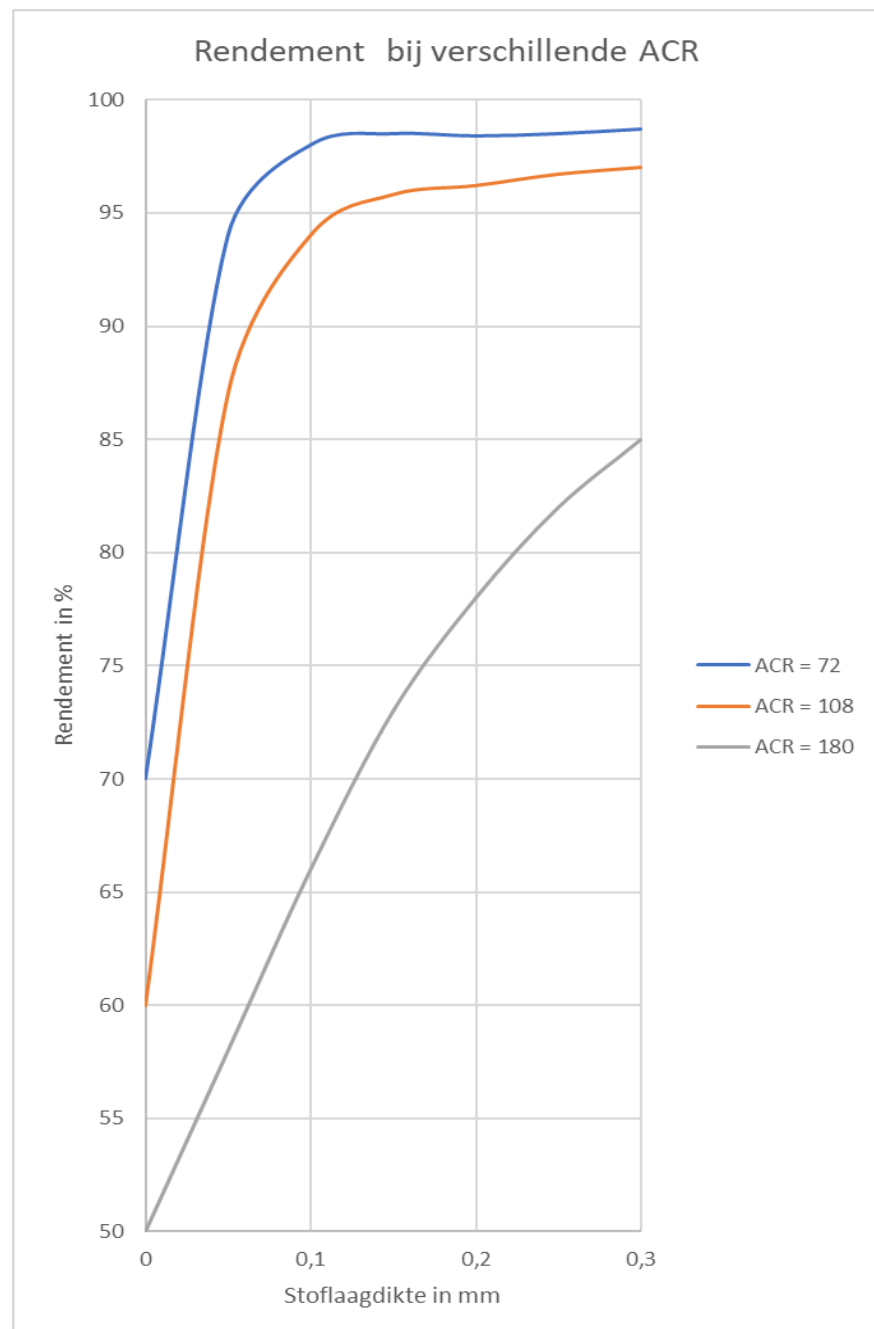
Doekbelastingen variëren van 30 tot $300 \text{ m}^3/\text{m}^2$ uur. Men spreekt van laag belaste of 'low-ratio filters' bij doekbelastingen van $30\text{-}90 \text{ m}^3/\text{m}^2$ uur en van hoog belaste of 'high-ratio filters' bij doekbelastingen van $90\text{-}300 \text{ m}^3/\text{m}^2$ uur, zie afbeelding 3.



Afbeelding 3. Principeschema van een high-ratio en low-ratio doekenfilter.

Laagbelaste doekenfilters worden hoofdzakelijk nog toegepast bij een hoge concentratie van voornamelijk fijn stof. Bij grof stof worden, afhankelijk van de concentratie, voornamelijk middelgrote tot grote

doekbelastingen toegepast: bij hoge concentraties en middelgrote doekbelasting en bij lage concentraties, dat wil zeggen kleiner dan 5 g/m^3 , een hoge doekbelasting. Naarmate betere reinigingstechnieken worden toegepast, kan een grotere doekbelasting worden genomen.



Afbeelding 4. Rendement bij verschillende doekbelastingen, afhankelijk van de hoeveelheid verzameld stof.

Weerstand

De filterweerstand bestaat uit de weerstand van het schone doek en de weerstand die wordt veroorzaakt door de stoflaag die zich op het doek heeft vastgezet. De eerstgenoemde is praktisch te verwaarlozen, maar moet een minimale waarde hebben om de opbouw van een stoflaag mogelijk te maken. Dit betekent, dat het rendement van een schoon filter gering is en dat het rendement na een bepaalde stofafzetting een behoorlijk niveau bereikt, zie afbeelding 4.

Weefseldoek

Na reiniging van het filter is de weerstand enigszins afgenomen, maar niet tot de waarde van het schone filter. Daarna zal de weerstand snel toenemen tot een punt waarop de weerstand evenredig met de hoeveelheid afgezet stof toeneemt.

Zeer belangrijk voor de werking van een doekenfilter is de aard van het doek waarin de afscheiding plaatsvindt. Het doek is doorgaans opgebouwd uit textielvezels en daarbij kan onderscheidt gemaakt worden tussen geweven doek en naaldvilt. In het laatste geval worden de vezels in de vorm van naalden samengesteld tot een filterdoek. Weefseldoeken worden hoofdzakelijk in low-ratio filters toegepast en viltten in high-ratio filters.

Hiernaast bestaan nog filtermedia uit geperste of gespoten vezels, de zogenoemde non-wovens, zoals papier, celstof, glasvezel en kunststofvezelfilters. Deze filtermedia worden voornamelijk toegepast in de luchtbehandelingstechniek (airconditioning, procesluchtvoorbehandeling e.d.). Zij kunnen daarnaast in principe ook worden toegepast bij emissiebeperkende technieken, waarbij vooral de papierfilters een zeer hoog (soms als absoluut te beschouwen) rendement kunnen hebben.

De keuze uit het diverse type filterdoeken is groot. Er zijn momenteel ruim 200 soorten verkrijgbaar, die niet alleen verschillen in de aard van de toegepaste vezel, maar ook in de kwaliteit. Welk type doek uiteindelijk gekozen wordt, is afhankelijk van onder meer de eigenschappen van het stof dat moet worden afgevangen.

De doekeigenschappen waarop bij de keuze van het medium moet worden gelet, zijn derhalve:

- het vangstrendement bij kleine stofdeeltjes
- de lucht en gasdoorlaatbaarheid
- de neiging tot verstopping
- de flexibiliteit en oppervlaktegesteldheid
- chemische bestendigheid
- slijtagebestendigheid
- mechanische bestendigheid
- temperatuurbestendigheid
- afdichtingeigenschappen

Filters voor een laag temperatuurbereik (< 150 °C) van zowel natuurlijk als synthetisch materiaal komen in prijs ongeveer overeen. Naarmate hogere eisen aan het temperatuurbereik worden gesteld, kan de prijs aanzienlijk toenemen (nomex is bijvoorbeeld circa 2,5 en teflon circa 10 x zo duur als laagtemperatuurfilters).

Het rendement van het doekenfilter wordt, zoals hiervoor is aangegeven, sterk bepaald door de eigenschappen van het af te vangen stof, waaronder de deeltjesgrootte, de eigenschappen van het filterdoek en de doekbelasting.

Stofdeeltjes die aan het doekenfilter worden aangeboden, hebben nooit dezelfde afmetingen: de spreiding in de deeltjesgrootte van het stof wordt weergegeven door de deeltjesgrootteverdeling. Van belang bij de bepaling van de deeltjesgrootteverdeling is de wijze waarop dit gebeurt. Bij doekenfilters is het gebruikelijk uit te gaan van de aërodynamische equivalente diameter van het stof.

Algemeen kan gesteld worden dat het vangstrendement van een doekenfilter ruim boven de 95% ligt en dat 99,9% mogelijk is, Afhankelijk van de doekbelasting is een stofconcentratie aan de uitlaatkant van het filter van kleiner dan 25 mg/m³ haalbaar. Het is echter goed mogelijk lagere concentraties reststof te bereiken die, bij een lage doekbelasting en grof stof, bijvoorbeeld 2 mg/m³ kunnen bedragen zonder dat bijzondere filtertechnieken behoeven te worden toegepast.

In de praktijk blijkt de restemissie van doekenfilters vrijwel onafhankelijk te zijn van het aanbod.

De restemissie ontstaat namelijk vooral door het langzaam afbreken van de stoflaag op het doek. Dit blijkt ook uit het feit, dat er toch een restemissie waarneembaar is, wanneer tijdelijk geen stof aan het filter wordt aangeboden.

4.4 Uitvoeringsvormen

Een doekenfilterinstallatie is in de regel opgebouwd uit de volgende onderdelen.

- een filtermedium, meestal in de vorm van slangen of enveloppen
- een behuizing, waarin het filtermedium is ondergebracht
- een reinigingssysteem voor het filtermedium
- een stofverzameltrichter ('hopper')
- een stofafvoersysteem
- gas in- en uitlaatsystemen
- instrumentatie voor bewaking en bediening
- inspectie- en onderhoudsluiken

Bij grotere installaties is daarnaast meestal nog sprake van een bordes met ladders.

Ten behoeve van het transport van gereinigd en te reinigen rookgas is het geheel aangesloten op een ventilator.

Afhankelijk van de vorm van het doek kan onderscheid worden gemaakt in:

- enveloppenfilters of cassettefilters (altijd 'low-ratio')
- slangenfilters ('low-ratio' en 'high-ratio')

Doekenfilters kunnen ook wel worden onderscheiden naar de methoden waarmee het doek wordt gereinigd. Een overzicht van de reinigingsmethoden wordt verderop in deze paragraaf gegeven.

Een derde mogelijke indeling van doekenfilters is gebaseerd op de plaats van het filter ten opzichte van de ventilator: aan de zuigkant of aan de perskant. Staat het filter aan de zuigkant, dan moet de omkasting een grote onderdruk kunnen weerstaan, wat een stevige constructie vereist. Een voordeel is dat de ventilator schoon rookgas aanzuigt.

Staat het filter daarentegen aan de perszijde dan moet de omkasting alleen het (geringere) drukverschil over het filterdoek kunnen weerstaan. In dit geval zijn geen extra verstevigingen nodig. Een nadeel is dat de ventilator nog niet ontstoft rookgas verplaatst en daardoor aan grotere slijtage en vervuiling onderhevig is. Het overdrukfilter moet goed dicht zijn in verband met mogelijke lekverliezen.

Enveloppenfilter

Bij een enveloppenfilter of cassettefilter is het doek als individueel element of cassettefilter als set gevouwen in de vorm van enveloppen. De enveloppen worden op hun plaats gehouden door een raamwerk aan zowel boven- als onderzijde en door scheidingsmaterialen tussen de enveloppen. De verwisseling van de enveloppen vindt plaats aan de voorzijde van het filter. Enveloppenfilters vinden voornamelijk toepassing in kleine filtereenheden, omdat de cassettes aan de voorzijde kunnen worden uitgenomen, de bouwhoogte derhalve kleiner is en de uitvoering compact kan zijn. Door het aan elkaar bouwen van meerdere filtereenheden is het mogelijk grote hoeveelheden lucht of rookgas te reinigen.

Enveloppenfilters worden, wegens de eenvoudige reinigingssystemen, vrijwel alleen bij lagere doekbelastingen toegepast.

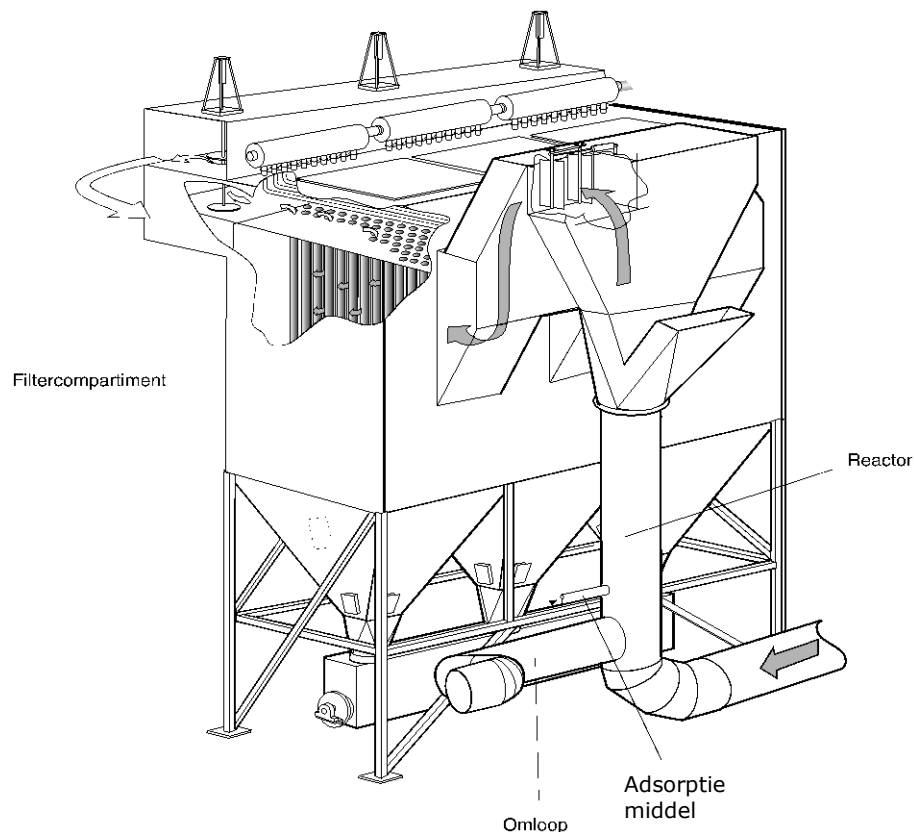
Slangenfilters bestaan uit buisvormige (ronde, ovale of vierkante) slangen met een diameter die kan variëren van één tot enkele decimeters.

Slangen

De slangen worden meestal verticaal opgesteld en kunnen afhankelijk van de doekbelasting en het daarbij behorende reinigingssysteem zowel boven ('low-ratio') als beneden ('high-ratio') gesloten zijn. Bij 'high-ratio'-systemen zijn de slangen altijd inwendig ondersteund door een korfconstructie. De slangen kunnen individueel of als set worden aangebracht.

Op afbeelding 5 is een voorbeeld gegeven van een gedeeltelijk opengewerkt "high-ratio" filter.

De verwisseling van slangen vindt meestal plaats aan de bovenzijde van het filter, waarbij in het geval van een set filterslangen gebruik moet worden gemaakt van een takelsysteem. Een belangrijk praktisch onderscheid is dat 'lowratio' filters van binnenuit moeten worden verwisseld. Het onderhoudspersoneel moet dan de stoffige ruimte in (vuil werk: vrijkomend stof e.d.). 'High-ratio' filters worden van buitenaf verwisseld (schoon werk, minder vrijkomend stof, betere controle op lekke doeken e.d.).

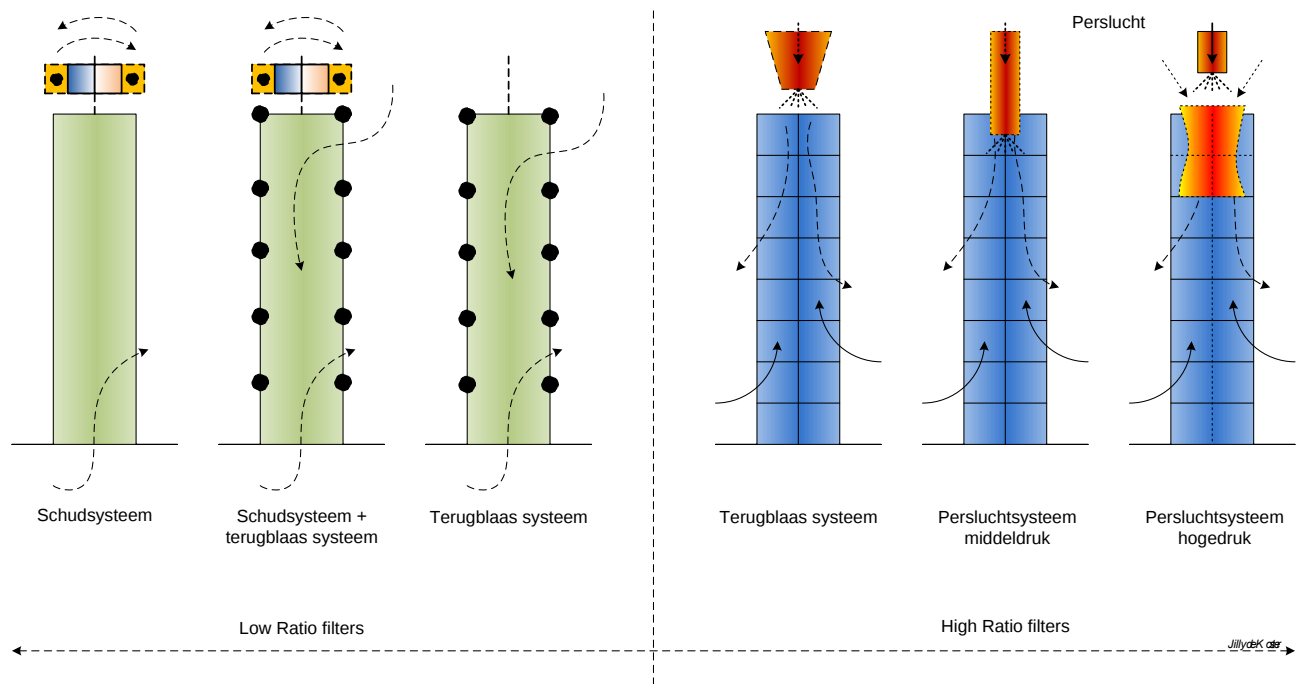


Afbeelding 5. Voorbeeld van een high-ratio slangenfilter, met persluchtsysteem. Bron Twence Afvalverwerking.

4.5 Reinigingssystemen

Een andere wijze van het onderscheiden van doekenfilters is naar het toegepaste reinigingssysteem. Het stof, dat zich gedurende het filterproces in en aan het filter ophoopt, moet van tijd tot tijd worden verwijderd. Bij de vier meest gebruikte systemen gebeurt dit:

- met behulp van een schudmechanisme,
- door middel van het omkeren van de stroomrichting door het filter (terugblaassysteem),
- met behulp van perslucht (middeldruk 2×10^5 Pa of hoge druk: $5 \text{ à } 7 \times 10^5$ Pa,
- door middel van een combinatie van deze systemen.
-



Afbeelding 6. Principeschema van reinigingssystemen bij doekenfilters.

Op afbeelding 6 zijn de meest gebruikelijke reinigingssystemen schematisch weergegeven. Zoals eerder is vermeld, is het toegepaste filterreinigingssysteem van invloed op de toelaatbare doekbelasting. Naarmate een beter reinigingssysteem wordt toegepast, is een hogere doekbelasting mogelijk.

Op de afbeelding blijkt ook aan welke zijde de filters open zijn.

- Bij het schudstelsysteem zijn de filters met de opening naar beneden opgehangen, het stof wordt aan de binnenkant van het filter verzameld.
- Bij het terugblaassysteem kan de opening zich aan zowel de onderkant als de bovenkant bevinden, wat betekent dat het stof aan respectievelijk de binnenkant of de buitenkant wordt verzameld.
- Bij het persluchtsysteem bevindt de opening zich aan de bovenkant of aan de zijkant; het stof zet zich aan de buitenkant van het filter af.

Er bestaan ook slangenfilters met een persluchtsysteem, waarbij de slangen aan beide zijden open zijn en zowel de normale luchtstroom als de persluchtstroom naar beneden zijn gericht; het stof wordt dan aan de buitenkant verzameld.

Behalve bij het schudstelsel zijn de filters vaak (bij 'high-ratio' filters: altijd) verstevigd, om te voorkomen dat de slangen dichtklappen.

Schudstelsel

De meest gebruikte systemen zullen in het onderstaande nader worden uitgewerkt.

Bij reinigen met behulp van een schudstelsel wordt het filtermateriaal doormiddel van een excentrisch aangedreven stangensysteem intermitterend of gedurende enige tijd geschud. Dit is het oudste reinigingssysteem voor doekenfilters.

Het stof dat zich op het filterdoek heeft afgezet, valt daardoor in een verzameltrechter. Het schudden van de slangen of enveloppen kan pas plaatsvinden wanneer de luchtbeweging door het filterdoek is stopgezet; met andere woorden als de installatie of een deel van de installatie (bijvoorbeeld een compartiment) is uitgeschakeld.

Inschakeling van het schudmechanisme vindt automatisch plaats, als de ventilator die de lucht door het systeem drijft wordt gestopt of als een compartiment wordt 'afgekoppeld'.

Bij deze vorm van reiniging, die vooral bij kleine filters wordt toegepast, is de doekbelasting laag en de weerstand over het filter variërend. Meestal wordt dit systeem gebruikt bij geweven doekenfilters. De reinigende werking is niet optimaal.

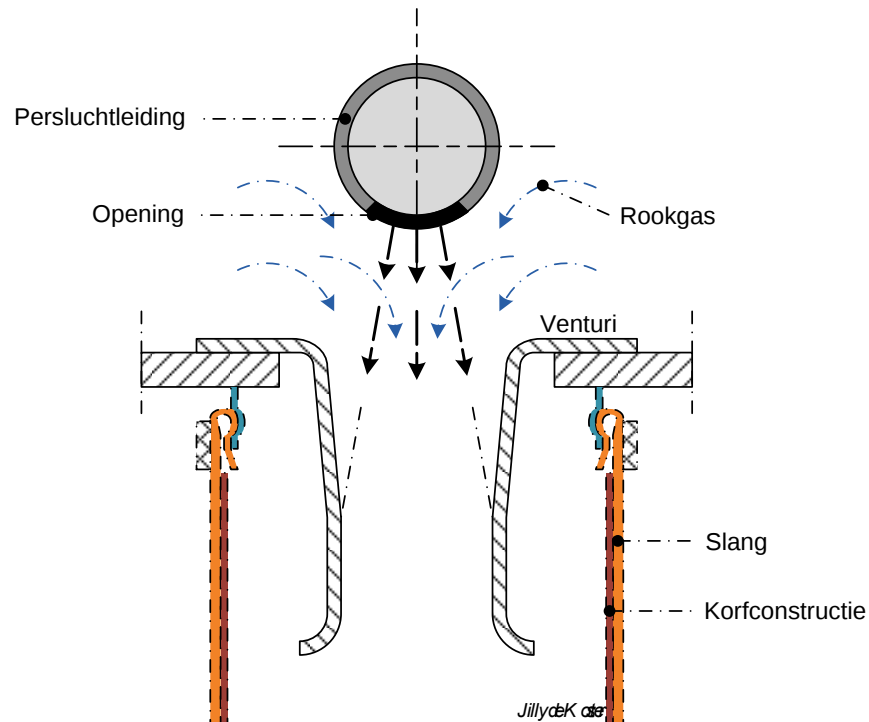
Het reinigen door middel van het omkeren van de rookgasstroom, het zogenaamde terugblaassysteem ('reverse air cleaning'), kan eveneens slechts worden toegepast wanneer of de gehele installatie of een compartiment daarvan is uitgeschakeld. Het rookgas wordt via een aparte ventilator aangevoerd en in omgekeerde richting door de slang geblazen, waarbij het afgezette stof wordt meegenomen. In sommige gevallen wordt de spoelventilator zuigend uitgevoerd. Een dergelijke uitvoering is niet aan te bevelen, aangezien de ventilator dan in de verontreinigde gasstroom werkt, wat een verhoogde slijtage van de ventilator tot gevolg heeft, terwijl de ventilator tevens moet afblazen in de hoofdgastoevoer naar het filter, wat een onnodige belasting van het filter veroorzaakt.

De slangen moeten bij dit systeem zijn uitgerust met steunringen om te voorkomen dat het filter in/uit elkaar wordt gedrukt en daardoor de stofafvoer belemmert.

Een variant op het reinigen door middel van terugblazen, is de persluchtreiniging ('pulse/jet cleaning'). Tegen de richting van de rookgasstroom in, wordt per slang of per set filterdoeken een korte persluchtstoot gegeven, zie afbeelding 7. Door de snelle verandering van onderdruk in overdruk binnen de filterslang komt deze binnen zeer korte tijd met een schok bol te staan. Door deze schok breekt de stoflaag, die zich aan de buitenzijde van het filterdoek bevindt, los en valt in de verzameltrechter.

Jet-werking

Bij persluchtreiniging wordt een hoeveelheid samengeperste lucht vanuit het persluchtsysteem gespoten in de filterslang. Hierbij wordt een grote hoeveelheid omgevingslucht meegenomen in de luchtstraal (jet-werking). De perslucht en omgevingslucht worden gemengd en in een venturivormig inblaaspijpje wordt de druk nog enigszins opgevoerd.



Afbeelding 7. Principe van persluchtreiniging.

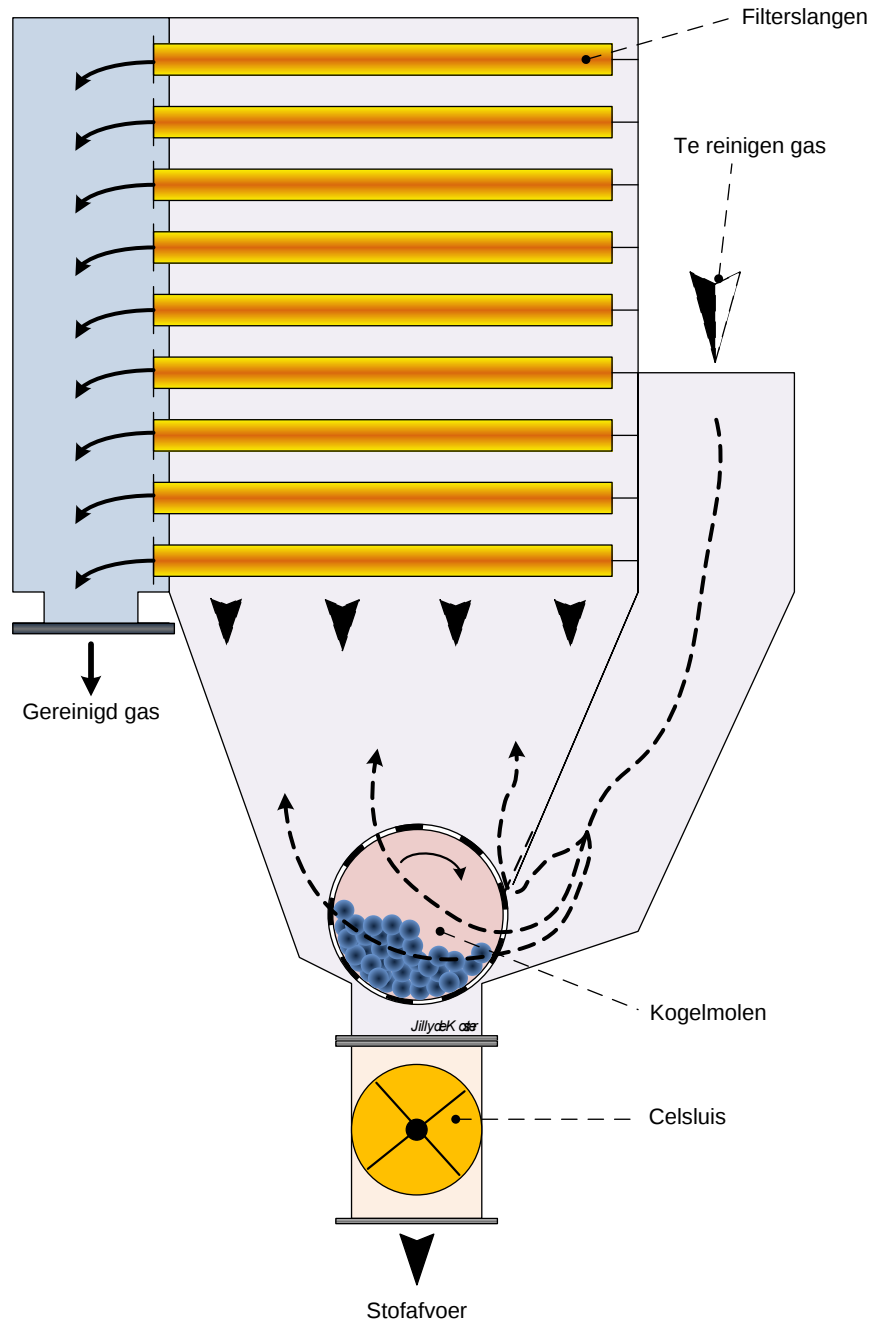
In line cleaning

Voor een goede werking is het van belang, dat het venturivormige inblaaspijpje zo wordt gedimensioneerd, dat een gelijkmatige drukopbouw en snelheidsverdeling in de filterslang wordt verkregen. Verder is het uit energieoogpunt van belang, dat een zo efficiënt mogelijk gebruik wordt gemaakt van de druk in het persluchtsysteem. Persluchtsystemen met een gering drukverlies in het leidingsysteem verdienen daarom de voorkeur.

De reiniging vindt plaats tijdens het in bedrijf zijn van het filter (het zogenaamde 'in line cleaning'). Hierbij kan een zogenoemde pressostaat worden toegepast die de reinigingscyclus laat aanvangen op het moment dat een vooraf ingestelde weerstand over het filtermateriaal wordt bereikt. Een dergelijke regeling kan een aanzienlijke persluchtbesparing opleveren.

Door bijvoorbeeld gebruik te maken van een elektronisch regelsysteem worden de filtercompartimenten opeenvolgend gereinigd.

Bij deze vorm van reiniging is een grote gas/doekverhouding mogelijk. Fijn stof zal zich namelijk eerder lager op de slang weer afzetten, terwijl tevens het gevaar voor bijvoorbeeld stofexplosies wordt verhoogd. Bij kleine installaties is off-line cleaning vaak te duur.



Afbeelding 8. Duo slang doekfilter.

Een bijzondere uitvoering van een slangenfilter is de zogenaamde duo-slang, die horizontaal in de omkasting wordt bevestigd, zie afbeelding 8. De duo-slang heeft als kenmerk een slechts langzaam verlopende slijtage. De filterslangen zijn ovaal van vorm en kunnen bij beschadiging aan de voorzijde worden afgesloten, waardoor ze worden uitgeschakeld. Vervanging van de filterslangen vindt eveneens aan de voorzijde plaats. Ten behoeve van de conditionering van het aangeboden stof wordt de duo-slang vaak gekoppeld met een kogelmolen.

4.6 Energieverbruik

Het energieverbruik van doekenfilters wordt hoofdzakelijk bepaald door het reinigingssysteem en de filterweerstand. Filters met een hoge doekbelasting ('high-ratio') en met een persluchtreinigingssysteem hebben een hoger rendement, maar ook een hoger energieverbruik. Filters met een lage doekbelasting ('lowratio') en een terugblaassysteem of een schudstelsysteem hebben een lager rendement maar ook een relatief laag energieverbruik.

Het energieverbruik van het reinigingssysteem is afhankelijk van frequentie van reinigen en dus van de stofbelasting. De filterweerstand is eveneens afhankelijk van de stofbelasting, ze varieert ongeveer tussen 0,5 en 2 kPa (50-200 mm wk).

4.7 Materiaalverbruik

Bij een doekenfilter is in het algemeen geen sprake van materiaalverbruik, als men de vervanging van de filterdoeken en in bijzondere gevallen het gebruik van toeslagstoffen, buiten beschouwing laat. Filterdoeken kunnen vele jaren meegaan, mits ze goed zijn gekozen en niet onder extreme omstandigheden worden toegepast. (circa 4 jaar)

4.8 Toepassingsgebied

Er zijn een aantal punten met betrekking tot doekenfilters die kritische beschouwing verdienen:

- Aanbod van uitsluitend zeer fijn stof.
Door een dergelijk aanbod van stof zal de weerstand van het filterdoek steeds meer toenemen, wat een goede werking van het doekreinigingssysteem noodzakelijk maakt. De aanwezigheid van grotere stofdeeltjes (eventueel speciaal hiertoe gedoseerd) in de gasstroom zal het reinigingsproces vergemakkelijken.
- Hoge vochtigheidsgraad of vrij vocht.
Door het toepassen van verwarming van bijvoorbeeld de omkasting of de hopper kan worden voorkomen dat zich vocht afzet op het filter. Wanneer dit echter niet mogelijk is, kan een doekenfilter niet worden toegepast.
- Hoge temperaturen.
Temperaturen boven circa 135 °C vragen naast speciale aanpassingen ook doeken die hiertegen bestand zijn. Dergelijke doeken hebben echter hoge investerings- en vervangingskosten.
Meestal is koeling (in combinatie met warmteterugwinning) van de gasstroom te verkiezen. Indien de kans bestaat op een plotselinge temperatuurverhoging in het filter, is het aan te bevelen een beveiliging in te bouwen, met behulp waarvan zeer snel koude (valse) lucht kan worden toegevoerd.
- Elektrostatische oplading.
Bestaat de mogelijkheid van elektrostatische oplading, dan kan een doekenfilter slechts worden toegepast als gebruik wordt gemaakt van aangepast doek, bijvoorbeeld voorzien van metaaldraden om elektrostatische lading af te voeren. Indien de filterslangen zijn voorzien van een korfconstructie of ondersteuningsringen, is het van belang dat ook de korf of de ringen zijn geaard.

4.9 Inspectie en onderhoud

De goede werking van het doekenfilter moet uiteraard geregeld worden gecontroleerd. Wanneer een slang of enveloppe defect is, kan dit immers grote nadelige gevolgen hebben voor de reinigende werking van het filter. Er zijn enkele methoden in gebruik om de controle uit te voeren.

Δp methode

Eén daarvan is de controle op het drukverschil over het filtermedium. De zogenaamde Δp -methode. Hierbij wordt een drukverschil over een groep filterslangen of het gehele filter gemeten. Indien dit verschil kleiner dan een bepaalde waarde wordt, mag worden aangenomen dat er een lek is. Deze methode is echter bij omvangrijke filters moeilijk toepasbaar, aangezien het drukverschil niet per doek, maar per set doeken wordt bepaald. Een lek in een van de doeken geeft dan een nauwelijks of niet merkbare variatie in de druk en kan bijgevolg niet worden herkend.

Drukverschilmeting kan ook worden gebruikt als regeling voor het persluchtreinigingssysteem: indien het drukverschil over het filter boven een bepaalde ingestelde waarde komt, moet de filterslang opnieuw gereinigd worden.

Een betrouwbaarder controle op het stofdicht zijn van slang of enveloppe is bij gebruik van een filter met een stofinlaat aan de buitenzijde van het filterdoek een geregelde visuele inspectie van de schone binnenzijde van het filter.

De aanwezigheid van een stoftaanslag op deze plaats duidt dan op een lekkage.

Een continu controlemethode is tenslotte het aanbrengen van een foto-elektronische doorzichtmeter (stofdichtheidsmeter) in de afvoerleiding aan de 'schone' zijde van het filter.

Vochtigheid

Speciale aandacht verdient het in en uit bedrijf nemen van het filter wanneer de afgassen een hoge vochtigheidsgraad hebben. Bij het in bedrijf stellen, moet het filter in dat geval eerst met warme lucht worden opgewarmd om condensatie te voorkomen. Na het uit bedrijf nemen, moet het filter met droge lucht worden doorgespoeld om het filterdoek droog te houden. Blijft dit achterwege, dan is er een grote kans dat het doek door rotting wordt aangetast of zodanig dichtslaat dat het niet meer te reinigen is en derhalve onbruikbaar wordt.

Type	Deeltjes (mm)	Temp. (°C)	Rendement (%)	Restconcen. (mg/m ³)	Drukval (mbar)
Cycloon	5 - 100	40 - 400	< 95	tot 100	5 - 15
Elektrofilter (droog)	0,1 - 40	100 - 400	tot 99,9	5 - 50	1 - 3
Elektrofilter (nat)	0,1 - 40	40 - 70	tot 99,9	1 - 5	1 - 3
Doekenfilter	0,1 - 40	100 - 250	tot 99,9	1 - 10	12 - 20

Tabel 1. Overzicht stofafvangst.

4.10 Opmerkingen ten aanzien van actief kool

Bij de verbranding van afval ontstaan een groot aantal giftige stoffen. Een gedeelte van deze stoffen worden niet volledig door de wassers afgescheiden. Met name de dioxinen en furanen (PCDD/F) passeren de wasser. Tevens kan er een klein gedeelte SO_x en zware metalen in de rookgassen blijven zitten na de wasser. Deze worden dan met behulp van actief kool afgescheiden. De werking van dit systeem berust op adsorptie.

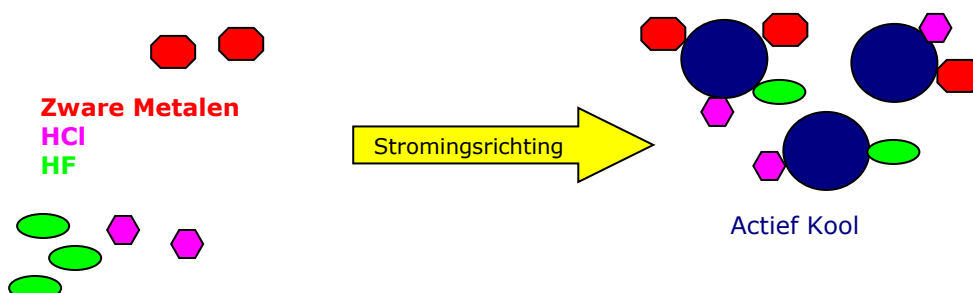
4.11 Adsorptie

Onder adsorptie verstaat men de aanhechting van vreemde atomen (stoffen) uit gassen of vloeistoffen aan het fasegrensvlak van een andere stof (vaste stof), in ons geval is deze andere stof het actief kool. De aanhechting gebeurt aan actieve centra, hierbij onderscheidt men twee soorten van aanhechting:

- physisorptie
- chemisorptie

4.11.1 Physisorptie

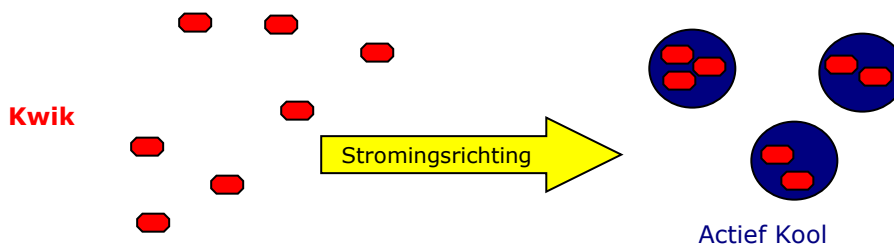
Bij de physisorptie is de wisselwerking op het grensvlak vloeistof / vaste stof op de Van der Waalskrachten gebaseerd. Deze hebben slechts een geringe reikwijdte en hebben een losse binding.



Afbeelding 9. Physisorptie.

4.11.2 Chemisorptie

De chemisorptie volgt altijd na de physisorptie. Het vreemde atoom gaat nu een chemische binding met het actief kool aan.



Afbeelding 10. Chemisorptie.

Exotherm	Aangezien bij beide procedures de beweegbaarheid van de geadsorbeerde moleculen wordt gereduceerd, immers de snelheid neemt af, komt hierbij een bepaalde hoeveelheid warmte vrij. We noemen dit een exotherm proces. Bij de physisorptie is de vrijgekomen warmte vrijwel gelijk aan de condensatiewarmte, terwijl bij de chemisorptie de vrijgekomen warmte de reactiewarmte bedraagt. De door de adsorptie vrijgekomen warmte moet door het rookgas worden afgevoerd, om hotspots te vermijden.
CO	Hotspots: Hotspots zijn herkenbaar aan het toenemende CO-gehalte in de rookgassen na een doekenfilter of actief kool filter. Bij vrijwel alle installaties is hiervoor een zogenaamde inertiseerinstallatie aanwezig. Een inertiseerinstallatie is in wezen niets anders dan een toevoeging van stikstof of CO₂. De stikstof of de CO₂ verdringt het zuurstof in het actief kool filter of doekenfilter en "blust" daarmee de aanwezige hotspots.
PCDD/F	Afscheiding van organische stoffen: Koolwaterstoffen met hoog moleculaire stoffen zoals bijvoorbeeld dioxinen en furanen worden vrijwel geheel uit het rookgas verwijderd met behulp van actief kool. In het mechanisme van deze adsorptie zijn reacties onder katalytische invloed van actief kool mogelijk.
Zware metalen	Verwijdering van zware metalen: Afscheiding van zware metalen gebeurt hoofdzakelijk door physisorptie. Indien echter het actief kool met zwavelzuur of zwavel is voorbeladen, verandert dit mechanisme. De verwijdering van kwik gebeurt niet meer door physisorptie maar door chemisorptie, waardoor de verwijdering van kwik wordt verhoogd. Onder de katalytische invloed van actief kool reageert kwik met geadsorbeerd zwavel tot kwiksulfide (HgS).
HCl en HF	Verwijdering van HCL en HF: De afscheiding van waterstofchloride en waterstoffluoride gebeurt uitsluitend door middel van physisorptie, zonder een verdere chemische omzetting. De aanwezigheid van waterdamp verhoogt deze afscheiding aanzienlijk.
SO₂	Verwijdering van SO₂: Het zwaveldioxide dat in de rookgassen aanwezig is wordt door het actief kool geadsorbeerd en met behulp van geadsorbeerd zuurstof (O₂) tot zwaveltrioxide (SO₃) geoxideerd. Het in het rookgas aanwezige waterdamp reageert met het SO₃ tot zwavelzuur (H₂SO₄). Men noemt deze reactie adsorptiekatalyse en is van grote betekenis, omdat deze de oppervlaktebelading van het actief kool aanzienlijk reduceert.
TEQ	Beladen actief kool wordt in verband met de veiligheid voor de mens met zendvaten met behulp van perslucht naar daarvoor bestemde opslagplaatsen getransporteerd. Beladen actief kool kan TEQ waarden van 160.000 ng/kg droge stof bevatten. Men moet hier met grote voorzichtigheid mee omgaan.

5 Rookgaswassing

Gasfase

5.1 Algemeen

De zure componenten in de rookgassen worden over het algemeen gevormd tijdens reacties in de gasfase, waarbij chloorhoudend, zwavel(-verbinding)houdend en fluorhoudend afval als basis dient. Zo is tussen HCl en Cl₂ in de rookgassen een evenwichtsreactie van toepassing, het Deacon evenwicht.

Zure gassen zijn met name de volgende gassen:

- Chloorwaterstofgas (HCl):
Tijdens het verbrandingsproces gevormd uit het in het afval aanwezige chloor, vooral uit bepaalde kunststoffen (PVC) en uit organisch materiaal (onder andere keukenafval met keukenzout). Bij verbranding van huishoudelijk afval bedraagt de concentratie aan HCl in de rookgassen meestal 500-1000 mg/Nm³.
- Fluorwaterstofgas (HF):
Vrijkomend bij de aanwezigheid van bijvoorbeeld teflon of spuitbussen in het afval. Concentratie in de rookgassen bij huisvuil normaliter 5-20 mg/Nm³.
- Zwaveldioxide (SO₂):
Uit bijvoorbeeld rubberafval. Concentratie in de rookgassen bij huisvuilverbranding normaliter 100-300 mg/Nm³.
- Stikstofoxiden (NO_x):
Gevormd uit stikstofverbindingen in het afval, dan wel uit de verbrandingslucht.

Volgens de emissie-eis mogen de emissies van zware metalen de volgende waarden niet overschrijden:

Sb+Pb+Cr+Cu+Mn+V+Sn+Co+As+Ni+Se+Te 1,0 mg/Nm³

Cd 0,05 mg/Nm³

Hg 0,05 mg/Nm³

Zware metalen

De zware metalen uit de rookgassen zijn allen afkomstig uit het afval. Er valt een duidelijke tweedeling te maken in zware metalen die tijdens het verbrandingsproces naar de gasvorm overgaan en metalen die hooguit smelten dan wel in vaste toestand blijven. De eerste groep zal geheel dan wel gedeeltelijk in de rookgassen terechtkomen, terwijl de tweede groep in de slakken en het schroot terechtkomt, zie tabel 1. Een deel van de zware metalen zal in het afkoelingsstraject van de rookgassen op de vlieggas condenseren. Het grootste gedeelte zal dan ook worden afgevangen in een E-Filter of doekenfilter.

Element	Procentuele verdeling	
Chemische benaming	Slakken %	Ruwigas %
Hg	5	95
Cd	10	90
Cl ⁻	15	85
As	25	75
F ⁻	62	38
S	50	50
Pb	67	33
Zn	73	27
Cu	93	7
Ni	93	7
Cr	94	6

Tabel 1. Voorbeeld van verdeling van metalen over slakken en rookgassen.

In Nederlandse AEC's wordt als reinigingsprincipe voor zure componenten en zware metalen (eventueel met aanvullend een adsorptietechniek) met name gaswassing toegepast, we kennen echter ook het droog en het halfdroog rookgasreinigingssysteem.

Quench

Het uitwassen van de zure componenten uit de rookgassen geschiedt in een wassing bestaande uit meerdere trappen. In een eerste trap vindt altijd een snelle koeling van de rookgassen plaats (Quenching met water), gevolgd door een zure en een alkalische wastrap. Een gaswasser is een reinigingsinstallatie waarin een gasstroom in intensief contact wordt gebracht met een vloeistof met als doel bepaalde gasvormige componenten uit het gas naar de vloeistof te laten overgaan. Er is dan dus sprake van een overgang van de gasfase naar de vloeistoffase.

De mate waarin gasvormige componenten over kunnen gaan naar de vloeistoffase is afhankelijk van de oplosbaarheid van deze componenten in de vloeistof.

De Quench en de zure trap zijn meestal gecombineerd.

Kwik

Ook vluchtige zware metalen, met name kwik, worden afgescheiden, vooral in de zure trap, door vorming van chloridezouten zoals HgCl_2 . Over het algemeen zal door louter een stofafvanger toe te passen niet kunnen worden voldaan aan de emissie-eisen. De overige zware metalen kunnen worden verwijderd door deze te laten hechten aan te doseren additieven (actieve kool) of ze te dispergeren in af te vangen waterdruppels (wassers). In dit geval kan het noodzakelijk zijn om de rookgassen te onderkoelen.

Enkele metalen, hoofdzakelijk Hg, Cd, As en Se zijn, als ze de ketel verlaten, gedeeltelijk of geheel gasvormig.

Temperatuur

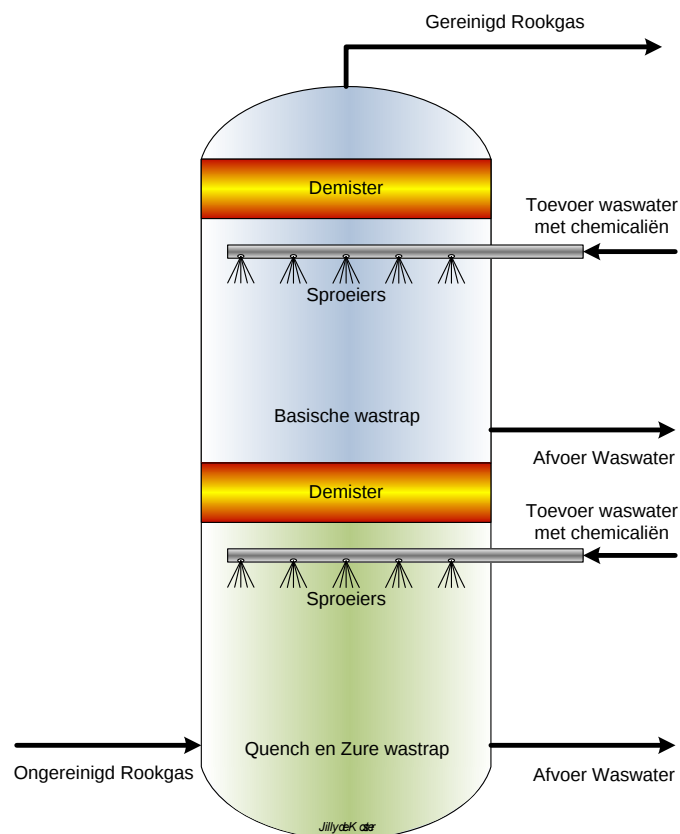
De verwijdering kan dan alleen plaatsvinden door verlagen van de temperatuur.

Een probleem vormt echter het kwik (Hg). Kwik komt voornamelijk uit de ketel als gasvormig HgCl_2 . Dit is een zeer stabiele verbinding. Als deze verbinding in een zuur milieu wordt afgekoeld, om de HgCl_2 te laten condenseren, is de verbinding goed uit de rookgassen te scheiden.

Voor de bij hogere temperaturen gecondenseerde metalen, kan men dezelfde werking verwachten van een (hoge energie) natte wasser dan van een droge reiniging met een reactieve laag op het filterdoek. De lagere temperatuur bij de natte c.q. gecombineerde methoden levert een beter rendement op dan het adsorptie effect op het filterdoek bij droge methoden.

Vliegas

Het voordeel van de natte gaswassing is, behalve het hoge reinigende effect, de ongevoeligheid voor snelle veranderingen in de rookgassen, de regelmatig rondgepompte overmaat aan wasvloeistof. Door het rondpompen van een overmaat aan water is het natte systeem zeer geschikt om piekbelastingen en variaties in de belasting op te vangen. De rookgassen moeten voor het wassen zoveel mogelijk van vliegas gereinigd worden; Dit voorkomt vervuiling, slijtage en verstopping van de wasser. Op afbeelding 1 is een schematische weergave van een natte wastrap te zien.



Afbeelding 1. Schematische weergave wastrap.

5.2 Uitvoering wastrap

Rookgaswassers bij AEC's bestaan uit meerdere onderdelen, waaronder:

De Quench

Voor de eigenlijke wassing is de Quench ingebouwd. Hierin worden de rookgassen gekoeld van 160 °C tot de verzadigingstemperatuur van ongeveer 65 °C, zodat zoveel mogelijk de vluchtige gasvormige componenten kunnen condenseren. De rookgassen worden hierbij iets oververzadigd gemaakt met waterdamp. Kleine stofdeeltjes vormen hierbij condensatiekernen, zodat kleine druppels water ontstaan.

Condenseren

In deze druppeltjes kunnen gasvormige componenten HCl, HF en zware metalen condenseren. Uit oogpunt van corrosie is dit een zeer kritisch onderdeel, daar de toegepaste materialen zowel temperatuurbestendig als zuurbestendig moeten zijn.

De mantel van de Quench is uit staalplaat of kunststof vervaardigd en aan de binnenkant met rubber bekleed.

Voor het koelen en verzadigen van de rookgassen is een zeer goede menging nodig van water en rookgassen. Dit gebeurt met straalwassers, sproeiwassers, venturiwassers of contactlichamen.

Een deel van het waswater verdampt. Het resterende waswater wordt onder in de wasser opgevangen en wordt weer teruggepompt naar de Quench.

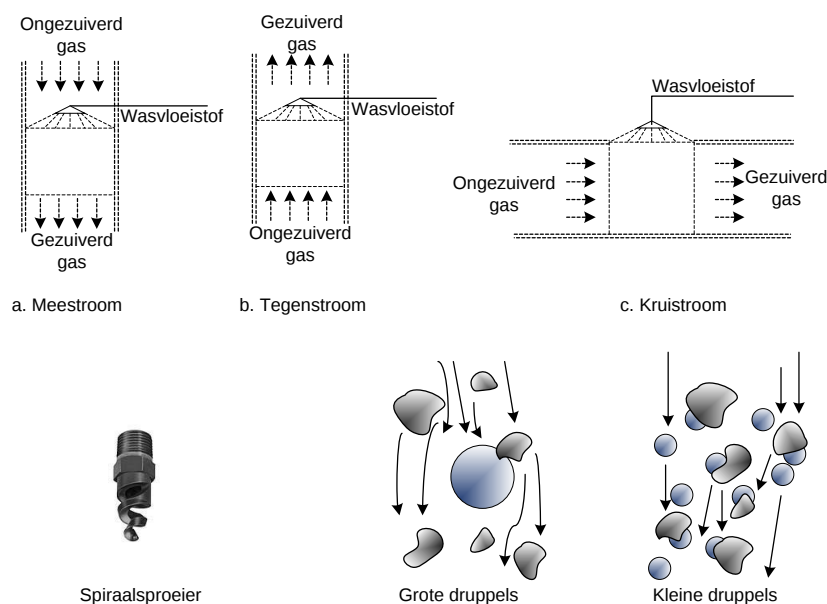
Druppelvanger

Afhankelijk van het ontwerp van de wasser, worden in de wasser tussen de verschillende wastrappen druppelvangers geschakeld, om te voorkomen dat waswater uit een voorgaande meer verontreinigde wastrap meegesleurd wordt naar een volgende schonere wastrap. Ook aan het eind van de wasser bevindt zich een druppelvanger, ter beperking van de hoeveelheid met de rookgassen meegevoerd water, waarin zich nog enige verontreiniging zou kunnen bevinden. Bovendien wordt hierdoor het risico van het zogenaamde uitregenen van de pluim bij het verlaten van de schoorsteen beperkt.

De Eerste Wastrap

Na de Quench volgt de eerste 'echte' wastrap. Deze trap wordt zuur bedreven met een pH die kan variëren van 1 tot 4. Hierin wordt het water intensief met de rookgassen in contact gebracht door de gassen op diverse niveaus door een waterregen te leiden. Een kruisberekening heeft hier het grootste effect. Door de grote oplosbaarheid van HCl in water zal in deze trap de HCl emissie vrijwel volledig tot aan het vereiste niveau kunnen worden teruggebracht. De oplosbaarheid van HF in deze trap is lager dan HCl. De afscheiding van HF in de tweede trap tot de norm van de AMVB Verbranden is echter haalbaar. SO₂ lost in deze trap vrijwel niet op. Verschillende sproeisystemen zijn weergegeven op afbeelding 2.

Het doel van de sproeiers is een fijne waternevel te creëren en daarmee een zo groot mogelijk oppervlak bewerkstelligen. Hoe kleiner de druppels zijn hoe groter het raakoppervlak wordt en hoe groter de kans is dat "stof" wordt gevangen.



Afbeelding 2. Diverse sproeisystemen, druppelgroottes en een sproeier.

De Druppelvanger, Demister

Na de eerste wastrap dienen de rookgassen via een druppelvanger ontdaan te worden van 'vrij water', omdat dit water een zeer lage pH-waarde heeft. In de hier achter geschakelde meer alkalische trap zouden deze zure druppels onmiddellijk met het calcium- of natriumhydroxide reageren, hetgeen tot een onnodig hoog reagens verbruik leidt.

De Tweede Wastrap

Na de druppelvanger komen de rookgassen in de tweede wastrap van de reiniging. Deze trap kan onderverdeeld zijn in meerdere subtrappen om een hoger rendement te verkrijgen.

Tegenstroom

De tweede trap wordt over het algemeen in tegenstroom bedreven, om het vangstrendement te verhogen.

Zoals hiervoor reeds is vermeld, wordt de tweede trap met een hogere pH-waarde bedreven dan de eerste wastrap. De pH ligt hier ongeveer tussen de 5,5 en 6,4.

De verhoging van de pH wordt verkregen door toevoeging van een base. Er zijn in de praktijk twee reagentia in gebruik, te weten natronloog (NaOH in een 20% oplossing) en calciumhydroxide ($\text{Ca}(\text{OH})_2$). De grondstof $\text{Ca}(\text{OH})_2$ is goedkoper dan NaOH.

Uit operationele overwegingen is het echter aan te bevelen NaOH te gebruiken. Voor de afvang van de SO_x is, zoals reeds is vastgesteld, een alkalisch reagens nodig.

Gips

Indien hiervoor NaOH wordt gebruikt, zal er in de wasser Na_2SO_4 ontstaan. Deze Na_2SO_4 is zeer goed in water oplosbaar en heeft geen extra slijtage of verstopping in 'stilstaande' leidingen tot gevolg. Indien de Na_2SO_4 niet wordt geloosd, kan het in de waterbehandeling installatie op redelijk eenvoudige wijze weer worden teruggewonnen door toevoeging van $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Hierdoor ontstaat CaSO_4 , dat neerslaat, en NaOH.

Het verbruik aan NaOH zal dan worden beperkt tot de hoeveelheid die nodig is voor de vorming van goed oplosbare natriumzouten, die voor een klein deel met waswater worden geloosd.

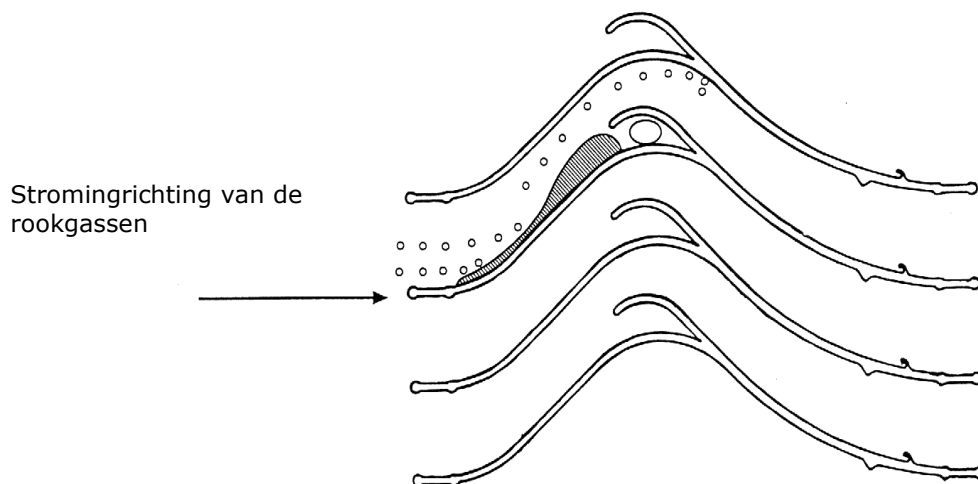
Bij de toepassing van $\text{Ca}(\text{OH})_2$ als reagens zal in de wasser CaSO_4 (gips) worden gevormd dat vrijwel niet in water oplosbaar is. Het gips is direct in kristalvorm in het rondgepompte effluent aanwezig. Dit heeft tot gevolg dat een hogere slijtage ontstaat aan de pompen en leidingen. Bovendien neemt de kans op verstoppingen aanzienlijk toe. Is een leiding voor een periode buiten bedrijf en is hier dan toch water met gips aanwezig, dan zal het gips zich onmiddellijk afzetten in de leiding of pomp en zal daaruit moeilijk te verwijderen zijn. De keuze tussen calciumhydroxide of natronloog hangt, naast kostentechnische overwegingen en mogelijke slijtage-effecten, tevens af van de mogelijkheden tot hergebruik van de zouten. Hoewel bij de meeste bestaande installaties deze perspectieven nauwelijks aanwezig zijn, zou dit bij voortschrijdende techniek voor nieuw te bouwen AEC's een rol kunnen gaan spelen.

Subtrappen

In sommige typen wassers wordt de derde trap onderverdeeld in meerdere subtrappen. Het principe van de wasser verandert dan niet, alleen wordt een hoger rendement geclaimd dan met een enkele uitvoering.

De Druppelafscheider, Demister

Na de derde wastrap volgt weer een druppelafscheider. Aan deze druppelafscheider worden zeer hoge eisen gesteld. Het afvangrendement moet optimaal zijn, daar elke druppel die hier doorslaat potentieel de mogelijkheid heeft om de schoorsteen te verlaten en na de schoorsteen een uitregen effect van verontreinigingen te initiëren. Op afbeelding 3 is een uitvoering van een horizontale demister weergegeven.



Afbeelding 3. Een horizontale demister. Bron SNB.

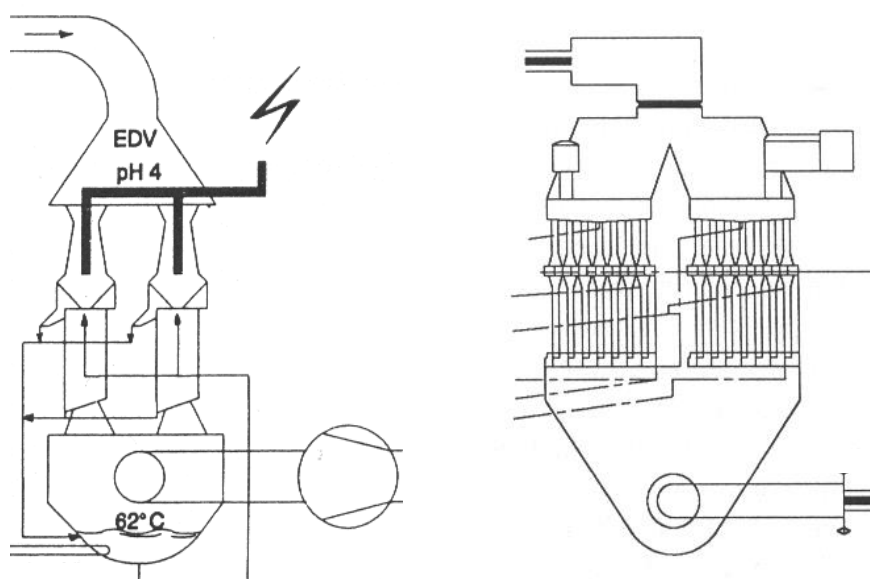
EDV

Tot slot kan als aparte wastrap een elektrodynamische venturi (EDV) worden toegepast. Hierbij worden de rookgassen versneld en expanderen vervolgens adiabatisch, waardoor de waterdamp condenseert. Een voorwaarde voor een goede werking van de EDV is een volledig met water verzadigde rookgasstroom.

Door het wijzigen van de druk verandert de absolute hoeveelheid water die opgenomen kan zijn in de rookgasstroom, deze condenseert uit op de aanwezige fijn- en ultrafijn stofdeeltjes. Deze condensdeeltjes worden door een elektronenveld gestuurd, elektrisch geladen, en als gevolg hiervan gaat er een kracht op het deeltje werken. Deze kracht

op dit condensdeeltje zorgt voor een verstoring van de baan die deze volgt in de rookgasstroom. Indien voldoende geladen, dan wordt het condensdruppeltje inclusief stofdeeltje tegen de wand van de EDV gedrukt en vloeit het af.

De stofdeeltjes zijn hierbij condensatiekernen. De met water beladen deeltjes worden vervolgens elektrisch negatief geladen door het aanleggen van hoogspanning over de rookgassen. De onder in de venturi geïnjecteerde waterdruppels worden positief geladen (polarisatie-effect) en trekken de negatief geladen deeltjes onder de heersende elektrostatische krachten aan, zie afbeelding 4.



Afbeelding 4. Principeschema van een EDV. Bron AEB.

Voor de bedrijfszekerheid van een gaswasser is het noodzakelijk dat deze goed beschermd is tegen oververhitting door te hete rookgassen. Om voldoende bescherming tegen corrosie te bieden bestaat het materiaal van de wasser uit kunststof of met rubber bekleed staal. Beiden kunnen slechts kortstondig temperaturen van 80 °C verdragen. Daarom moet er een goede noodvoorziening aanwezig zijn die, als de koelsproeiers uitvallen of bij een andere calamiteit, de rookgassen extra koelt of omleidt.

Noodvoorziening

Een noodvoorziening wordt uitgevoerd door een bypass in het rookgaskanaal, die de rookgassen buiten de wasser om naar een daartoe geschikte schoorsteen kan leiden. Het installeren en gebruik van bypasses dient in overleg met het bevoegd gezag te worden geregeld. Noodpompen op een noodwaterleidingnet kunnen ook als noodvoorziening dienst doen. Deze voorziening is bruikbaar, mits er altijd noodstroom aanwezig is voor de pompen en er altijd waterdruk aanwezig is op het noodwaterleidingnet. Om de zekerheid van het systeem te verhogen kan men een door een dieselmotor aangedreven noodpomp installeren. Een andere mogelijkheid is het gebruik van een hooggeplaatste noodtank met circa 30 m³ water, waarbij de zwaartekracht zorgt voor de aanvoer van water als de noodklep geopend wordt. De tank is het meest veilig en zelfs optimaal veilig te maken, indien de noodtank wordt opgenomen in het aanvoercircuit van het benodigde proceswater. Dan is de noodtank altijd gevuld en stand-by.

Een deel van het verzamelde waswater, de spuistroom, wordt naar de waswaterbehandelingsinstallatie gebracht (circa 300 l/ton verbrand afval), terwijl de rest weer wordt opgepompt naar de sproeijs en de Quench. Het water dat verdampt en het water dat naar de waswaterbehandeling gaat, wordt continu aangevuld met vers water.

5.3 De werking van de wasser

De werking van gaswassers is gebaseerd op het oplossen van een gas in een vloeistof. De oplosbaarheid van gassen in verschillende vloeistoffen kan zeer sterk uiteenlopen en is zowel afhankelijk van de soort stoffen, gas en vloeistof, als van de omstandigheden, temperatuur en druk.

Evenwicht

Als gas en vloeistof zich in een stationaire situatie bevindt, gaan er evenveel moleculen van de gasfase naar de vloeistoffase als omgekeerd. Men spreekt in dat geval van evenwicht. Bij evenwicht tussen de gasfase en de vloeistoffase is er een vast verband tussen de concentratie van een component in de vloeistof en de dampdruk (partiële druk) van die component.

Als dit verband lineair is, wordt het beschreven door de Wet van Henry:

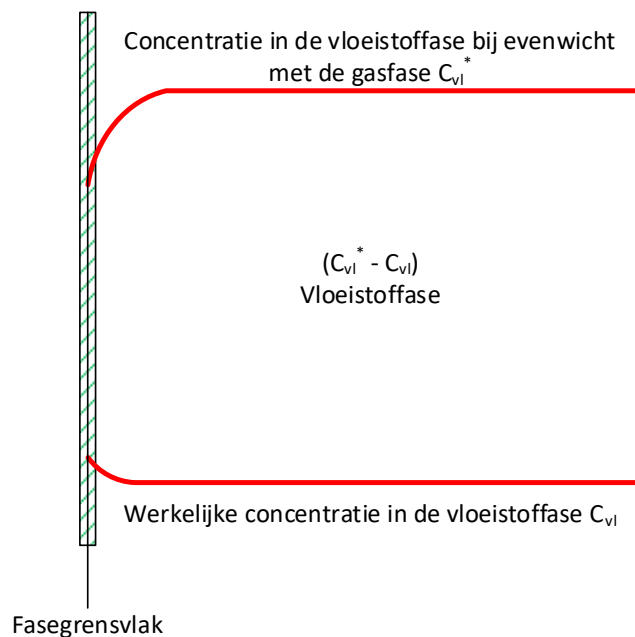
$$p_i^* = H \cdot X_1^*, \text{ waarin:}$$

p_i^* = partiële druk van de betreffende component in de gasfase bij evenwicht (Pa)

H = coëfficiënt van Henry voor de betreffende component (Pa/molfractie)

X_1^* = molfractie van de betreffende component in de vloeistof bij evenwicht (mol/mol).

De werkelijkheid wijkt vaak af van het lineaire verband van de Wet van Henry. Op afbeelding 5 is het gas vloeistof evenwicht grafisch weergegeven.



Afbeelding 5. Gas vloeistof evenwicht.

5.4 Stofoverdracht

Drijvende kracht	Indien de evenwichtssituatie nog niet is bereikt, vindt er stofoverdracht plaats van de ene naar de andere fase. Van dit verschijnsel wordt gebruik gemaakt bij gaswassing. De drijvende kracht voor die stofoverdracht is evenredig met het verschil tussen de evenwichtsconcentratie en de werkelijke concentratie ($C_{vl}^* - C_{vl}$).
Drukverschil	Stofoverdracht is een tijdsafhankelijk proces en dit betekent dat de overgang van gasfase naar vloeistoffase niet onmiddellijk plaatsvindt, maar met een bepaalde snelheid die afhankelijk is van een aantal variabelen. Naast het bovengenoemde concentratieverschil ($C_{vl}^* - C_{vl}$) spelen bij deze snelheid nog een aantal andere factoren een rol.
Oppervlak	Deze factoren zijn onder te verdelen in: - stofafhankelijke factoren, zoals de viscositeit van gas en vloeistof, diffusiecoëfficiënten etc. - systeemafhankelijke factoren, zoals het oppervlak van het fasegrensvlak (A) en de mate van turbulentie (Δx) De stofafhankelijke factoren worden uitgedrukt in een zogenoemde overall stof overdrachtscoëfficiënt. In vrijwel alle gevallen is een van deze coëfficiënten bepalend voor de stofoverdrachtssnelheid. De systeemafhankelijke variabelen worden voornamelijk bepaald door het oppervlak van het fasegrensvlak (A).

In formulevorm wordt de stofoverdrachtssnelheid weergegeven door:

$$N = D \cdot A \cdot \frac{(C_{vl}^* - C_{vl})}{\Delta x} \quad [mol / s]$$

$$\frac{D}{\Delta x} = K \quad [m / s]$$

$$N = K \cdot A \cdot (C_{vl}^* - C_{vl}) \quad [mol / s]$$

Waarin:

N	= Stofoverdrachtssnelheid (mol/s)
D	= Diffusie coëfficiënt (m ² /s)
A	= Fasegrensvlak (m ²)
K	= Overall stofoverdracht coëfficiënt (m/s)
C_{vl}	= Werkelijke concentratie in de vloeistoffase (mol/m ³)
C_{vl}^*	= Evenwichtsconcentratie in de vloeistoffase (mol/m ³)
Δx	= Afstand waarover de diffusie plaats vindt (m)

Om de stofoverdrachtssnelheid zo groot mogelijk te maken, moet elk van de factoren in de formules zo groot mogelijk zijn.

De getalswaarden van $K \cdot A$ zijn voor elk concreet wassysteem verschillend. Voor veel systemen zijn bij de leveranciers praktijkwaarden voor $K \cdot A$ bekend.

Vergroting van de stofoverdrachtssnelheid is bij een gegeven systeem alleen mogelijk, door A - het fasegrensvlak - zo groot mogelijk te maken. De meeste gaswassers zijn ontworpen om een zo groot mogelijk fasegrensvlak te creëren, wat onder meer kan worden bereikt, door een intensieve menging en een hoge mate van turbulentie.

Pakking

Het fasegrensvlak tussen gas en vloeistof kan gevormd worden door verdeling (dispersie) van het gas in de vloeistof, of van de vloeistof in het gas.

Ook is het mogelijk dat gas en vloeistof beide als continu fase voorkomen. In het eerste geval bevindt het gas zich als bellen in de vloeistof; voorbeelden daarvan zijn de verschillende typen schotelkolommen. In het tweede geval bevindt de vloeistof zich als druppels in het gas, hetgeen het geval is bij sproeitoren, deze toepassing is bij SNB als zure wastrap geplaatst. In het derde geval doorstroomt de vloeistof de wasser als een film. Als filmdragers fungeren de verschillende soorten pakkingen.

De stofoverdrachtssnelheid kan eveneens worden vergroot door de factor $(C_{vi}^* - C_{vi})$ zo groot mogelijk te laten zijn.

C_{vi}^* is groot, indien een wasvloeistof wordt gekozen waarin het gas goed oplosbaar is.

C_{vi}^* is daarnaast afhankelijk van temperatuur en druk: door verlaging van de temperatuur en verhoging van de druk wordt C_{vi}^* over het algemeen verhoogd.

Concentratie

De concentratie van het geabsorbeerde gas in de wasvloeistof (C_{vi}) moet zo klein mogelijk worden gehouden.

Dit kan worden bereikt door:

- voldoende verse wasvloeistof toe te voeren en
- de geabsorbeerde componenten voortdurend uit de wasvloeistof te verwijderen.

Geabsorbeerde componenten kunnen uit de wasvloeistof worden verwijderd door ze met behulp van chemicaliën om te zetten in inerte producten. Daartoe kunnen aan de wasvloeistof (meestal water) chemicaliën worden toegevoegd, die met de betreffende componenten reageren zodra ze in de vloeistoffase zijn aanbeland. Er wordt dan ook wel gesproken van chemisorptie, omdat de absorptie eerder een chemisch dan een fysisch karakter heeft.

Omdat de overdrachtssnelheid beperkt is, wordt het evenwicht bijna nooit bereikt: de tijd is de belemmerende factor.

Criteria

Uit bovenstaande beschrijving van het werkingsprincipe volgt dat de belangrijkste criteria voor een goede werking van de wasinstallatie zijn:

- een zo groot mogelijk contactoppervlak tussen vloeistof en gas
- een hoge evenwichtsconcentratie in de vloeistof, bijvoorbeeld door lage temperatuur
- een lage concentratie van geabsorbeerd gas in de wasvloeistof, bijvoorbeeld door omzetting en verwijdering van de geabsorbeerde componenten of door suppletie van verse wasvloeistof
- een voldoende lange contacttijd
- de stofoverdracht coëfficiënten in vloeistof en gas
- de zuurgraad (pH) van de vloeistoffase
- de oplosbaarheid van de componenten

5.5 De Massabalans

In de stationaire situatie is de hoeveelheid van een component die de waskolom ingaat, gelijk aan de hoeveelheid die de kolom verlaat. De massabalans van een waskolom is als volgt:

$$G \cdot C_{g \text{ in}} + L \cdot C_{vl \text{ in}} = G \cdot C_{g \text{ uit}} + L \cdot C_{vl \text{ uit}}$$

$$G \cdot (C_{g \text{ in}} - C_{g \text{ uit}}) = L \cdot (C_{vl \text{ uit}} - C_{vl \text{ in}})$$

$$\frac{L}{G} = \frac{C_{g \text{ in}} - C_{g \text{ uit}}}{C_{vl \text{ uit}} - C_{vl \text{ in}}}$$

L/G verhouding

De vloeistof gas verhouding $\frac{L}{G}$ van een gaswasser is de verhouding tussen het debiet van de wasvloeistof en het debiet van de gasstroom. In verband met de dimensionering en voor de beoordeling van de werking van een gaswasser is het belangrijk te weten hoeveel vloeistof nodig is per m³ gas om de gewenste restemissie te bereiken. De vloeistof gas verhouding wordt echter niet alleen bepaald door de vereiste restemissie, maar ook door de concentratie van de te verwijderen component(en) in de gasstroom en de in en uitgaande vloeistofstromen. De vloeistof gas verhouding in een concrete situatie hangt derhalve af van het gekozen wassysteem, de eigenschappen van het te zuiveren gas, de wasvloeistof en de te verwijderen component(en) en de eisen die aan de restemissies worden gesteld.

5.6 Rendement

Het rendement van een gaswasser is gedefinieerd als de verhouding tussen de hoeveelheid uit de gasstroom verwijderde componenten en de oorspronkelijke hoeveelheid van die component in de gasstroom. Of, in formulevorm:

$$\eta = \left(1 - \frac{C_{g \text{ uit}}}{C_{g \text{ in}}} \right) \cdot 100$$

waarin:

- η = rendement (%)
- $C_{g \text{ uit}}$ = concentratie van de te verwijderen componenten in de uitgaande gasstroom (g/m³₀)
- $C_{g \text{ in}}$ = concentratie van de te verwijderen componenten in de ingaande gasstroom (g/m³₀)

Evenwichtssituatie

De concentratie van verontreinigde stoffen in de uitgaande gasstroom kan uiteraard nooit lager worden dan de evenwichtssituatie tussen de gasfase en de vloeistof waarmee het gas wordt gewassen, toelaat. Indien bijvoorbeeld zoutzuur wordt gewassen met behulp van een verdunde zoutzuuroplossing kan de concentratie van zoutzuur in de gasfase nooit lager worden dan de evenwichtconcentratie die behoort bij de concentratie van zoutzuur in de wasvloeistof. Indien de wasvloeistof wordt gerecirculeerd, kan niet voorkomen worden dat een gering deel van de uit de gasfase te verwijderen stof al in de wasvloeistof aanwezig is. Door chemicaliën aan de wasvloeistof toe te voegen, waarmee geabsorbeerde componenten worden omgezet, kan deze hoeveelheid echter worden beperkt.

Chemicaliën

Toevoeging van chemicaliën die met de geabsorbeerde gasen kunnen reageren, heeft dus een gunstig effect op het absorptierendement. De evenwichtsconcentratie in de dampfase die hoort bij een bepaalde concentratie in de vloeistoffase is afhankelijk van de temperatuur: een hogere temperatuur van de vloeistoffase heeft een hogere evenwichtsconcentratie in de dampfase tot gevolg. Verlaging van de temperatuur heeft dus eveneens een gunstig effect op het rendement.

Mengsel

In het algemeen geldt dat, wanneer slechts een bepaalde component uit de gasstroom moet worden verwijderd, een hoog rendement gemakkelijker haalbaar is dan wanneer sprake is van een mengsel van meerdere componenten. In het eerste geval kan het gehele wassysteem namelijk worden afgestemd op de specifieke eigenschappen en de gegeven beginconcentratie van dat ene component.

Voor een aantal componenten, zoals waterstofsulfide (H_2S), ammoniak (NH_3), zoutzuur (HCl) en waterstoffluoride (HF) zijn rendementen tot 99% gerealiseerd wanneer het te zuiveren gas met slechts een van deze componenten was verontreinigd en indien werd gewassen met een geschikte wasvloeistof. Een combinatie van sterk op elkaar lijkende stoffen als HCl en HF levert uiteraard ook geen problemen op. Voor andere stoffen zoals zwaveldioxide (SO_2) zijn rendementen van 90-95% haalbaar, indien wordt gewassen met een geschikte basische wasvloeistof.

In de praktijk zijn het HCl en NH_3 als NH_4Cl aerosolen aanwezig, hierdoor is het afvangrendement lager.

Rendement

Wanneer de concentratie van de te verwijderen componenten in het gas betrekkelijk laag is, zal het moeilijker zijn een bepaald rendement te halen dan wanneer de concentratie van de componenten hoog is. De oorzaak hiervan is, dat de drijvende kracht voor overgang van de gasfase naar de vloeistoffase in het eerste geval geringer is dan in het tweede, doordat de concentratie in de gasfase kleiner is.

Om hetzelfde rendement te blijven halen, moeten de factor $K_{\text{vi}} \cdot A$ uit de formule voor de stofoverdrachtssnelheid dus groter worden.

Dat wil zeggen dat er sprake moet zijn van meer turbulentie, waardoor een groter uitwisselingsoppervlak ontstaat. Het rendement kan tevens worden verhoogd door de concentratie van de verontreiniging in de wasvloeistof te verlagen, bijvoorbeeld door de vloeistof/gas verhouding

$\left(\frac{L}{G}\right)$ te verhogen.

Uit bovenstaande valt af te leiden dat de sproeiers altijd in goede conditie moeten zijn. Goed werkende sproeiers zorgen voor een voldoende contactoppervlak tussen gas en vloeistof.

5.7 Chemische achtergronden

Omwille van de eenvoud zijn de reacties in de volgende paragrafen wat vereenvoudigd.

5.7.1 De zure trap

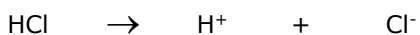
In de zure trap worden, zoals bekend de volgende stoffen afgescheiden:

- HCl
- HF
- Zware metalen
- Vliegias

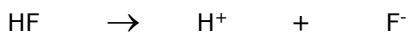
Sterk zuur

Het zoutzuurgas (HCl), ontstaan tijdens de verbranding van het afval, komt in de zure trap in aanraking met het waswater. Het zoutzuurgas is zeer goed oplosbaar in water, het is namelijk een sterk zuur. Er wordt wel gezegd: "zoutzuurgas is oneindig oplosbaar in water".

Het zoutzuurgas valt in het water uiteen in ionen volgens:



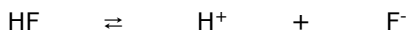
Het waterstoffluoride zou in het water uiteen moeten vallen volgens:



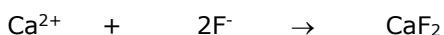
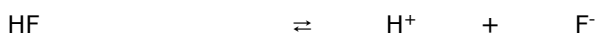
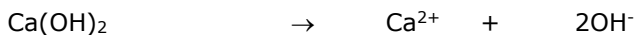
Zwak zuur

Dit gebeurt echter niet volledig door het feit dat HF een zwak zuur is en het daardoor slechts gedeeltelijk uiteenvalt.

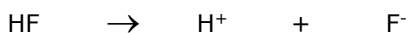
De volgende reactie gebeurt in werkelijkheid:



Dit wil niets anders zeggen dan dat dit proces doorgaat tot er een bepaald evenwicht bereikt wordt. Om nu dit evenwicht te verstoren kunnen we een base toevoegen aan de zure trap. De OH^- ionen van de base moeten nu de H^+ ionen afvangen en de Calciumionen reageren met de Fluorionen. Als dit gebeurt is, gaat er meer HF in oplossing. Dit proces gaat als volgt:

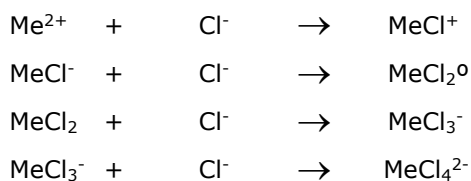


En vervolgens kan het HF verder oplossen:

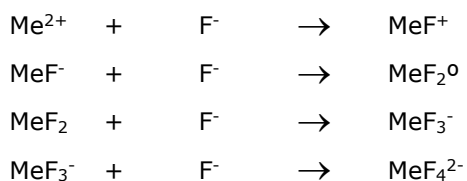


We zien hier dat door middel van evenwichtsverstoring een zwak zuur opgelost kan worden in water.

De zware metalen (Me) kunnen zich nu vervolgens aan de ontstane Chloor en Fluor ionen binden volgens onderstaande formules:



Dezelfde reacties maar nu voor de Fluor:



Me : Dit is een willekeurig metaal, bijvoorbeeld Cadmium, Zink, Lood enzovoort.

Ion vorm

MeCl⁺ : Dit betekent dat het in ionvorm voorkomt.

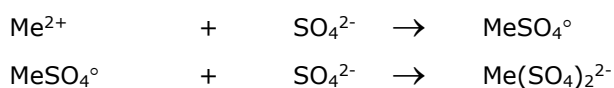
Vaste stof

MeCl₂⁰: dit betekent dat het als vaste stof voorkomt.

De pH in de zure trap dient tussen 0 en 1 te liggen. Als de pH hoger ligt dan 1 zal, wanneer er kalk, in welke vorm dan ook, toegevoegd wordt neerslag optreden. Ook wel scaling genaamd. Tevens dient de lage pH om ervoor te zorgen dat de metalen zich goed afscheiden.

Voor de zware metalen in de zure trap kunnen we ook een aantal eenvoudige vergelijkingen opzetten. In de zure trap wordt namelijk ook een heel klein gedeelte, circa 10 %, van de zwaveloxiden afgevangen, voornamelijk SO₃.

We krijgen dan de volgende vergelijkingen:



5.7.2 De basische trap

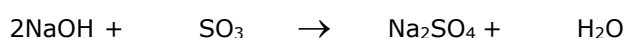
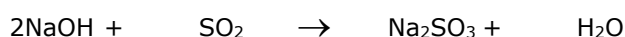
In de basische trap worden de zwaveloxiden afgevangen. De zwaveloxiden, ook wel SO_x genoemd staan voor:

- SO_2
- SO_3

Natronloog

Aan de basische trap wordt Natronloog toegevoerd.

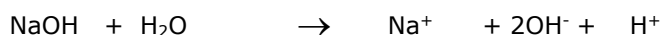
Het natronloog bindt zich aan de zwaveloxiden volgens de onderstaande formule.



Het Na_2SO_3 en het Na_2SO_4 zijn in werkelijkheid in ionvorm in het water aanwezig. De beide stoffen zijn namelijk zeer goed oplosbaar in water.

Dezelfde vergelijking gaat op voor het fluor, er wordt nu NaF gevormd.

Als NaOH in water opgelost wordt gaat dit als volgt:



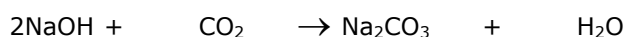
De natriumionen gaan nu met de zwaveloxiden de volgende reactie aan:



In werkelijkheid zijn deze vergelijkingen veel complexer, echter om het geheel overzichtelijk te houden zijn ze eenvoudig gehouden.

PH 6,1 – 6,4

Het is aan te bevelen de pH in de basische trap tussen de 6 en 6,4 te handhaven. Dit heeft puur te maken met de afvangst van CO_2 , komt de pH namelijk op 6,5 of hoger dan wordt het aanwezige CO_2 in het rookgas afgevangen volgens:



Afgezien van het feit dat dit een zeer loffelijk en milieuvriendelijk streven is, zal het onherroepelijk resulteren in een verhoging van het chemicaliën verbruik in de basische trap. Om deze reden $\text{pH} \approx 6,2$ in de basische trap.

Anderzijds is het ook een vast gegeven, dat wanneer de pH circa 6,7 of hoger is, er minder sulfiet in de wasser gevormd wordt.

Let wel: als men dit gaat uitvoeren, wees er dan van overtuigd dat u goed gekalibreerde, in de juiste range, pH meters gebruikt.

IJken

Hiermee wordt bedoeld, dat wanneer u een pH van 6,2 wilt meten u een pH meter dient te gebruiken die bijvoorbeeld geijkt is met een buffervloeistof van 6,3.

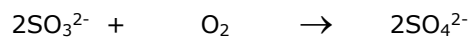
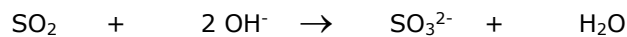
5.7.3 De dichtheid

In de zure trap heeft de dichtheid op de vorming van sulfiet nagenoeg geen effect. In de basische wasser heeft de dichtheid een grote invloed op de vorming van sulfiet.

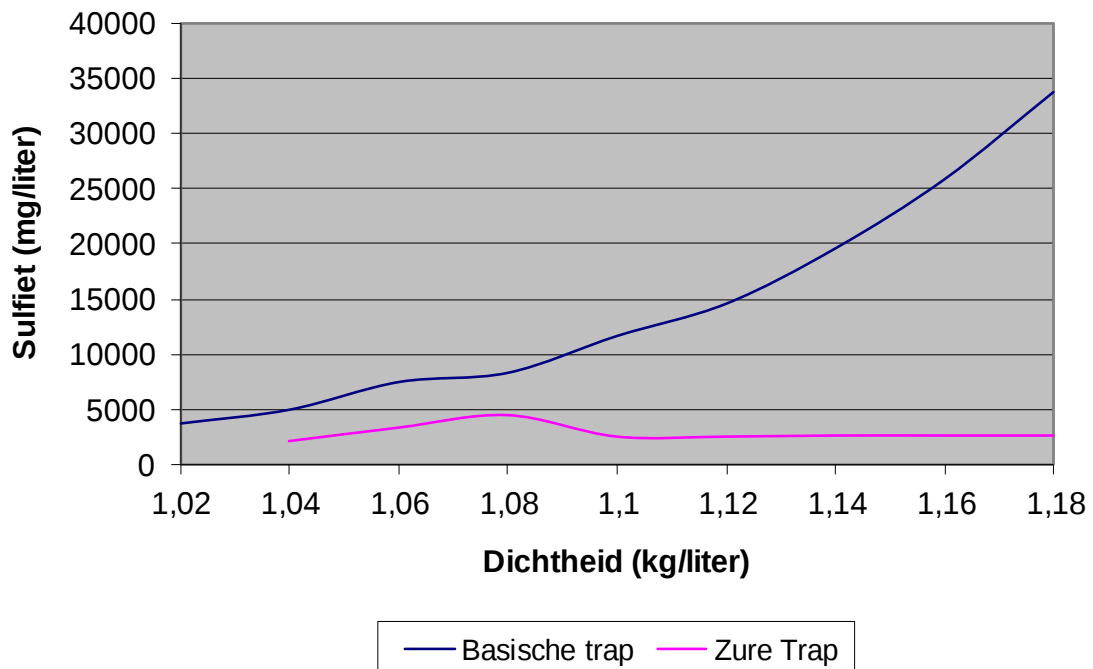
Dichtheid 1,12

Zodra de dichtheid van de basische wasser de 1,12 kg/dm³ overschrijdt neemt de vorming van sulfiet toe, zie grafiek 1. De kans dat het sulfiet met de rookgassen meegevoerd wordt, neemt hierdoor toe. Een verhoogt sulfietgehalte in de rookgassen na de wastrap kan leiden tot ernstige corrosie in de vorm van Lage Temperatuur Corrosie.

Tot slot nog de evenwichtsreacties:



Relatie tussen Sulfiet en Dichtheid



Grafiek 1. Relatie tussen Sulfietgehalte en Dichtheid.

In de grafiek zijn gemiddelde waarden opgenomen gemeten over diverse wastrappen. Duidelijk is te zien dat de dichtheid enkel in de basische trap invloed op het Sulfietgehalte heeft.

5.7.3.1 Theoretische benadering van de dichtheid

Het afvangen van zwavel wordt in principe gedaan door de rookgassen door een natte wastrap te leiden. Het circulatiewater van de wasser wordt tussen pH 6,0 en 6,4 gehouden. Een lagere pH leidt tot verminderde afvangst van zwaveloxides door te weinig buffering en een hogere pH leidt tot de afvangst van CO₂.

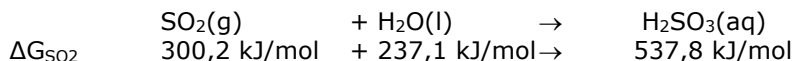
Verder kan een te laag zuurstofgehalte, hiermee wordt bedoeld minder dan 6 vol % O₂, of een te hoge dichtheid, hiermee wordt bedoeld een dichtheid groter dan 1120 kg/m³ de afvangst van zwavel ernstig nadelig beïnvloeden.

Deze twee factoren hebben de volgende achtergrond:

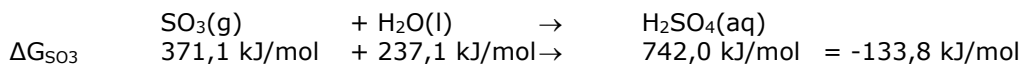
- Voldoende zuurstof, meer dan 6 vol %, zorgt ervoor dat het evenwicht in de vorming van zwaveloxides aan de kant van SO₃ ligt. Dit wordt met water omgezet in zwavelzuur, waarbij de waterstof direct weggevangen wordt door het in de wasser bijgevoegde loog.
- Het oplopen van de dichtheid heeft als gevolg dat de oplossing van zouten in het rookgaswaswater zich minder als ideale oplossing gaat gedragen.

Bij het afvangen van zwaveloxides lopen er in principe twee verschillende reacties. Deze zijn samen de eerste stap van de afvangst. Hierna vindt de neutralisatie plaats, deze stoffen worden hierdoor in het circulatiewater vastgehouden.

De reacties zijn hieronder weergegeven. Onder de reacties staat het zogenaamde vrije enthalpieverschil (ΔG) over die reactie. Het vrije enthalpieverschil moet negatief zijn als een reactie naar rechts verloopt. Als het vrije enthalpieverschil 0 kJ/mol wordt, verloopt de reactie niet en als het vrije enthalpieverschil groter dan 0 kJ/mol wordt, verloopt de reactie juist naar links.



De som van deze twee is nu 537,3 kJ/mol, dit is 0,5 kJ/mol of 500 J/mol minder dan het bedrag onder de H₂SO₃(aq) staat. In dit geval is het vrije enthalpieverschil -500 J/mol, de reactie verloopt dus naar rechts.



De som van deze twee is nu 608,2 kJ/mol dit is 133,8 kJ/mol minder dan het bedrag dat onder de H₂SO₄(aq) staat. In dit geval is het vrije enthalpieverschil -133,8 kJ/mol, de reactie verloopt dus naar rechts.

De waarde van ΔG moet gecorrigeerd worden voor niet idealiteit van een mengsel en dit kan met behulp van de volgende vergelijking:

$$\Delta G^* = \Delta G^0 + R \cdot T \cdot \ln \left(\frac{P_{vap}^*}{P_{vap}^0} \right)$$

Hierin is:

- ΔG^* : het vrije enthalpieverschil over de reactie in het mengsel [J/mol]
- ΔG^0 : het vrije enthalpieverschil over de reactie in zuiver water [J/mol]
- R : de gasconstante, 8,3145 [J/mol.K]
- T : de absolute temperatuur van het mengsel [K]
- P_{vap}^* : de dampdruk van water boven het mengsel bij gegeven temperatuur [bara]
- P_{vap}^0 : de dampdruk van water boven zuiver water bij gegeven temperatuur [bara]

Wanneer $\Delta G^* = 0$ J/mol wordt, kan de reactie niet meer verlopen. Immers de evenwichtsconstante K in de onderstaande Van 't Hoff vergelijking wordt dan 0.

$$K = \exp \left[\frac{\Delta G^*}{R \cdot T} \right] \text{ of anders geschreven } K = e^{\left(\frac{\Delta G^*}{R \cdot T} \right)}$$

Voor de reactie van zwaveldioxide met water betekent dit dat de dampdruk van het water uit de oplossing zal moeten dalen van 0,247 bara naar 0,206 bara bij 65 °C. Een daling als dit, treedt bijvoorbeeld op boven een oplossing van 10% natriumcarbonaat en is feitelijk reëel in de omstandigheden in een natte wasser. Te oordelen naar de gegevens waarin een dichtheid van 1,12 kg/liter genoemd wordt en er sprake is van een zoutconcentratie van meer dan 12%, is dit geconcludeerd.

Conclusies:

Uit het bovenstaande blijkt dat niet idealiteiteffecten in de reactie van zwaveldioxide en water, zeer waarschijnlijk, de enige reden is die verantwoordelijk is voor de waargenomen doorslag van zwaveloxides, bij een achterblijvend spuiregime in een natte wasser voor zwaveloxides.

Effecten die zeker geen rol van betekenis spelen zijn:

1. Beperkende oplosbaarheid van natriumsulfaat en sulfiet.
2. Evenwichtsverschijnselen in de zuurbase reacties tijdens het door reageren uit de reactie naar gestabiliseerde producten (van zwavelzuur naar sulfaat en van waterstofsulfiet naar sulfiet).
3. Vergelijkbaar gedrag van de reactie van zwaveltrioxide naar zwavelzuur.
4. Reacties van sulfiet naar sulfaat in de waterfase.

5.8 De rookgastemperatuur na de Quench

Zoals eerder opgemerkt wordt de Quench, vaak geïntegreerd in de zure wasser, toegepast om de rookgassen af te koelen. Dit afkoelen gebeurt met behulp van water. Het water wordt met behulp van sproeiers verneveld, vervolgens neemt het water warmte op van de rookgassen waardoor het water verdampt. Als gevolg van dit verdampende water zal de druk van de waterdamp toenemen, men noemt dit de partiële druk van de waterdamp.

Er kan net zoveel water verdampen tot de maximale dampspanning bereikt wordt. Op dit punt stopt de verdamping en dus ook de afkoeling.

Verzadigd

De rookgassen zijn nu verzadigd. Bij de verzadigingsdruk hoort de verzadigingstemperatuur, deze is in de stoomtabel te vinden.

Bij bijvoorbeeld een dampspanning van 1 bar, 0,1 MPa, hoort een temperatuur van 99,6 °C, terwijl bij een dampspanning van 0,25 bar, 0,025 MPa, een temperatuur hoort van 64,99 °C, zie tabel 2.

Verzadigingstoestanden		
Druk in MPa	Druk in bar	Temperatuur in °C
0,01	0,1	45,8
0,011	0,11	47,7
0,012	0,12	49,44
0,013	0,13	51
0,014	0,14	52,5
0,015	0,15	54
0,016	0,16	55,3
0,017	0,17	56,6
0,018	0,18	57,8
0,019	0,19	58,9
0,02	0,2	60
0,025	0,25	65
0,030	0,3	69
0,035	0,35	72,7
0,040	0,4	75,8
0,045	0,45	78,7
0,050	0,5	81,3
0,055	0,55	83,7
0,1	1	99,6

Tabel 2. Verzadigingstoestanden.

Voorbeeld 1:

We nemen aan dat de rookgassen, voor de Quench, de volgende samenstelling hebben:

CO ₂ :	7340	Nm ³ /uur
H ₂ O:	18500	Nm ³ /uur
SO ₂ :	15	Nm ³ /uur
SO ₃ :	1	Nm ³ /uur
N ₂ :	64044	Nm ³ /uur
O ₂ :	6900	Nm ³ /uur

Totaal: 96800 Nm³/uur

De rookgasdruk voor de Quench bedraagt: 990 millibar

De rookgasdruk na de Quench bedraagt: 980 millibar

Het volumepercentage waterdamp in de rookgassen bedraagt:

$$\frac{18500}{96800} \cdot 100\% = 19,11 \text{ vol } \% \text{ H}_2\text{O}$$

De partiële druk van de waterdamp voor de Quench bedraagt:

$$\frac{19,11}{100} \cdot 990 = 189,2 \text{ millibar} = 0,1892 \text{ bar} = 0,01892 \text{ MPa}$$

Stel dat de temperatuur na de Quench maximaal 65 °C mag bedragen dan wil dit zeggen dat de maximale dampspanning van de waterdamp 0,025 MPa (0,25 bar) mag bedragen. Uit dit gegeven valt dan het volumepercentage waterdamp na de Quench te berekenen, dit gaat als volgt:

$$\frac{x}{100} \cdot 980 = 250 \text{ millibar}$$

Hieruit volgt: $x = 25,52$ volume % Waterdamp

Voorbeeld 2:

We nemen aan dat de rookgassen, voor de Quench, de volgende samenstelling hebben, hetzelfde als in voorbeeld 1.

CO ₂ :	7340	Nm ³ /uur
H ₂ O:	18500	Nm ³ /uur
SO ₂ :	15	Nm ³ /uur
SO ₃ :	1	Nm ³ /uur
N ₂ :	64044	Nm ³ /uur
O ₂ :	6900	Nm ³ /uur

Totaal: 96800 Nm³/uur

De rookgasdruk voor de Quench bedraagt: 990 millibar

De rookgasdruk na de Quench bedraagt: 980 millibar

Het volumepercentage waterdamp in de rookgassen bedraagt:

$$\frac{18500}{96800} \cdot 100\% = 19,11 \text{ vol } \% \text{ H}_2\text{O}$$

De partiële druk van de waterdamp voor de Quench bedraagt:

$$\frac{19,11}{100} \cdot 990 = 189,2 \text{ millibar} = 0,1892 \text{ bar} = 0,01892 \text{ MPa}$$

Uit metingen blijkt bijvoorbeeld dat er in de Quench 4 m³ water per uur verdampt, dit is het verschil tussen toevoer Quench en de spui.

De soortelijke massa, bij normaalcondities, van waterdamp bedraagt:

$$\rho_0 = \frac{\text{De massa van 1 kmol H}_2\text{O}}{\text{Het volume van 1 kmol H}_2\text{O bij normaalconditie}}$$

$$\rho_0 = \frac{18}{22,4} = 0,80357 \text{ kg} / \text{m}_0^3$$

Het volume waterdamp dat per uur ontstaat wordt:

$$\dot{m} = \dot{V}_0 \cdot \rho_0$$

$$4000 \text{ kg} / \text{uur} = \dot{V}_0 \text{ m}_0^3 / \text{uur} \cdot 0,80357 \text{ kg} / \text{m}_0^3$$

$$\dot{V}_0 = 4977,78 \text{ m}_0^3 / \text{uur}$$

Totaal aan waterdamp dat in de rookgassen aanwezig is, wordt nu:

$$18500 + 4977 = 23477 \text{ m}_0^3 / \text{uur}$$

De totale hoeveelheid rookgassen wordt:

$$96800 + 4977 = 101777 \text{ m}_0^3 / \text{uur}$$

We hebben gemakshalve aangenomen dat de rest van de aanwezige stoffen in het rookgas ongewijzigd blijft, in werkelijkheid zal een gedeelte van de zwavelverbindingen en het aanwezige Chloor in de Quench oplossen.

Het volumepercentage waterdamp wordt:

$$\frac{23477}{101777} \cdot 100\% = 23,06 \text{ vol } \% H_2O$$

De partiële druk van de waterdamp wordt:

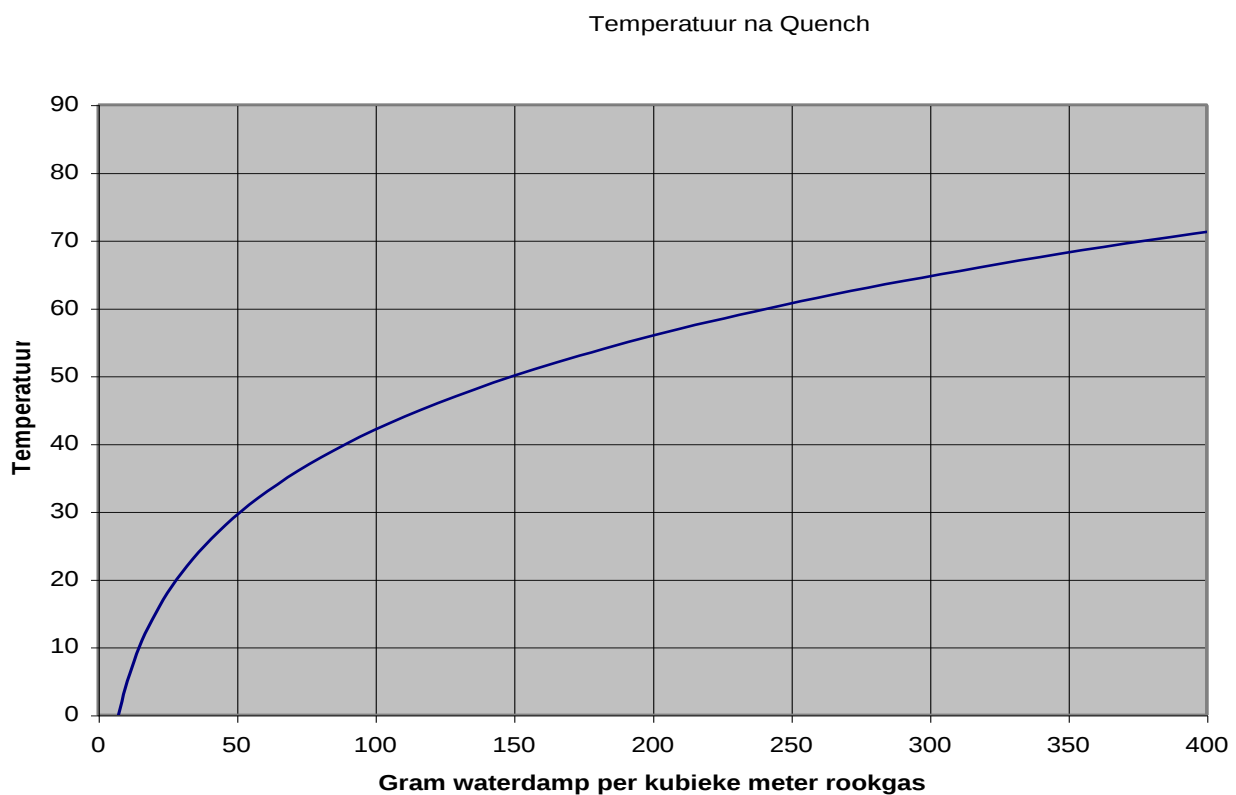
$$\frac{23,06}{100} \cdot 990 = 228.29 \text{ millibar} = 0,22829 \text{ bar} = 0,022829 \text{ MPa}$$

Bij een druk van 0,22829 bar behoort, volgens de stoomtabel, een temperatuur van 62,97 °C.

Uit het bovenstaande kan afgeleid worden dat wanneer het waterdampgehalte in de rookgassen voor de Quench toeneemt, ook de temperatuur na de Quench toeneemt. De temperatuur ligt immers vast met de dampdruk.

Waterdamp

Op afbeelding 6 is het verband weergegeven tussen de hoeveelheid waterdamp in de rookgassen en de temperatuur. In de tabel is uitgegaan van een rookgasdruk van 1 bar, 0,1 MPa.



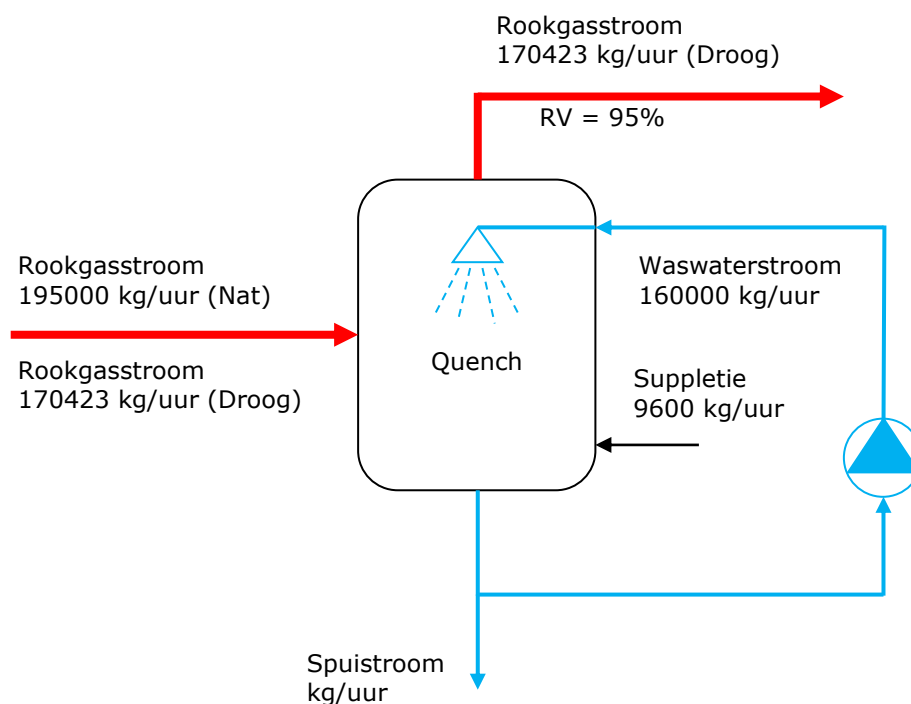
Afbeelding 6. Verzadigingstemperatuur als functie van de hoeveelheid waterdamp in de rookgassen.

5.8.1 Berekening Quench temperatuur

In onderstaande tabel is een analyse gegeven van de rookgasstroom voor de Quench. De tabel is uit berekening ontstaan. Verder is in de tabel de x aangegeven, dit is de hoeveelheid waterdamp die per kilogram droog rookgas aanwezig is voor de Quench.

Rookgasstroom	195000	kg/uur		Gasdruk	996	millibara		
Componenten	M massa	Molfractie	Molfractie	Mol Massa	M Massa	Massa perc	Gasstroom	Gasstroom
Gas		Nat (Volume)	Droog	Droog	Nat	W% nat	Nat kg/uur	Droog kg/uur
		$\times 100 = \text{vol\%}$						
CO ₂	44	0,0772	0,095485	4,201324	3,3968	0,124135	24206,3	24206,3
CO	28	0,0003	0,000371	0,01039	0,0084	0,000307	59,9	59,9
H ₂	2	0,008	0,009895	0,01979	0,016	0,0005847	114,0	114,0
N ₂	28	0,6615	0,818175	22,90889	18,522	0,6768806	131991,7	131991,7
O ₂	32	0,0614	0,075942	2,430158	1,9648	0,071803	14001,6	14001,6
H ₂ O	18	0,1916	0	0	3,4488	0,1260353	24576,9	0,0
SO ₂	64	0,0001	0,000124	0,007916	0,0064	0,0002339	45,607766	45,60776555
SO ₃	80	0,000007	8,66E-06	0,000693	0,00056	2,047E-05	3,9906795	3,990679486
HCl	36	0,00000003	3,71E-08	1,34E-06	1,08E-06	3,947E-08	0,0076963	0,00769631
		1,000	1	29,5792	27,3638	1	195000	170423,1
Dichtheid rookgas				1,3205	1,2216			
			x	=	0,144211	kg/kg droog gas		

Samenstelling rookgas met absolute vochtigheid x .



Schematische voorstelling Quench.

De droge rookgasstroom blijft hetzelfde. We stellen nu dat de maximale rookgastemperatuur in de Quench 65 °C mag bedragen. De vraag is nu hoeveel water moet er in de Quench verdampen om deze temperatuur te handhaven.

Als het rookgas moet afgekoeld worden tot 65 °C dan geschiedt dit door het verdampende water, er kan net zoveel water verdampt worden tot het verzadigingspunt is bereikt, op dit punt is dan de maximale dampspanning en de maximale absolute vochtigheid bereikt. Zodra dit punt bereikt is, kan het rookgas als gevolg van verdamping niet verder afgekoeld worden, dan kan dit enkel door er kouder water aan toe te voeren. We gaan er echter van uit dat de maximale dampspanning net niet bereikt wordt, maar dat de Relatieve Vochtigheid (RV) van het rookgas na de Quench 95 % bedraagt. In de praktijk wordt er water gecirculeerd dat na verloop van tijd een temperatuur bereikt van 65 °C, kortom verder dan 65 °C kan het rookgas in de Quench niet gekoeld worden.

De maximale dampspanning van de waterdamp bedraagt bij 65 °C volgens de stoomtabel: $p_{\max} = 0,02501$ MPa, dit is hetzelfde als 0,2501 bara en hetzelfde als 250,1 millibara

$$RV = \frac{p_w}{p_{\max}} \cdot 100\%$$

$$p_w = 0,95 \cdot 250,1 = 237,595 \text{ millibara}$$

$$x = \frac{M_w}{M_{\text{droog gas}}} \cdot \frac{p_w}{p_{\text{rookgas}} - p_w}$$

$$x = \frac{18}{29,5} \cdot \frac{237,595}{996 - 237,595} = 0,1911 \text{ kg waterdamp / kg droog rookgas}$$

Bij 65 °C is de heersende absolute vochtigheid van de rookgassen, bij een RV van 95 %, volgens bovenstaande berekening 0,1911 kg waterdamp per kilogram droog rookgas.

Uit de tabel is af te lezen dat er per kilogram droog rookgas voor de Quench 0,144211 kg waterdamp aanwezig is, we noemen dit de absolute vochtigheid van het rookgas voor de Quench.

Met andere woorden, er moet per kilogram droog rookgas verdampen: $0,1911 - 0,144211 = 0,046889$ kg water per kilogram droog rookgas

Aan droog rookgas stroomt er 170423 kg/uur door de Quench.

Aan water moet er nu in de Quench verdampen:

$$\dot{m}_{\text{verdamping}} = \dot{m}_{\text{droog gas}} \cdot m_{\text{waterdamp}}$$

$$\dot{m}_{\text{verdamping}} = 170423 \cdot 0,046889 = 7991 \text{ kg / uur}$$

Als de suppletie op de wastrap 9600 kg/uur bedraagt en er verdampt 7991 kg/uur dan wordt er gespuid:

$$9600 - 7991 = 1609 \text{ kg/uur.}$$

5.9 Toepassing

De toepasbaarheid van de verschillende typen wassers wordt vooral bepaald door de eigenschappen van het te zuiveren gas. Wanneer dit veel vaste deeltjes bevat of anderszins componenten die kunnen leiden tot aancoeking en verstopping, zal worden uitgezien naar een wassysteem dat daar minder gevoelig voor is, zoals de diverse wassers zonder inbouw. Een andere mogelijkheid is de installatie van een meertrapswassysteem waarvan de verschillende trappen zijn bestemd voor verwijdering van verschillende componenten. Wanneer de beschikbare ruimte voldoende groot is, komen meestroom wassers in diverse uitvoeringen het meest in aanmerking, omdat deze wassers geschikt zijn voor relatief hoge gas- en vloeistofbelastingen. De effectiviteit van dit type wassers is geringer dan die van tegenstroomwassers.

De toepassingsmogelijkheden voor de verschillende typen gaswassers volgen onder meer uit de voor- en nadelen, die in het onderstaande, per uitvoeringsvorm, kort zijn aangegeven.

5.9.1 Sproeitors

Sproeitors worden onder meer toegepast in verbrandingsprocessen. Voordelen van een sproeitor zijn:

- de simpele uitvoering
- geen vervuiling en verstopping van de wassectie
- naast gasvormige verontreiniging wordt ook stof afgescheiden
- beschikbaarheid in veel materiaaluitvoeringen

De nadelen zijn daarentegen:

- de uitvoering met sproeikoppen met kleine openingen vereisen een schone wasvloeistof
- verstoppingen in sproeiers kunnen een zeer groot rendementsverlies tot gevolg hebben
- het absorptierendement is, vergeleken met andere systemen, tamelijk laag
- het ruimtebeslag is groot

5.9.2 Schotelkolommen

Schotelkolommen worden toegepast als rookgasreiniging na verbrandingsinstallaties (SO_2).

In het algemeen hebben schotelkolommen de volgende voordelen:

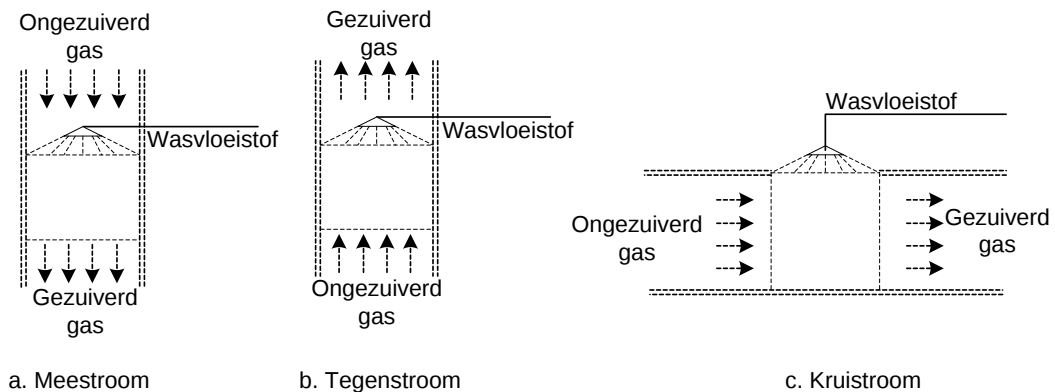
- het absorptierendement is relatief hoog
- stofvormige verontreinigingen kunnen eveneens worden afgescheiden
- grote L/G verhoudingen zijn mogelijk
- ze kunnen worden toegepast voor grote debieten
- fluctuaties in debiet en temperatuur kunnen goed worden opgevangen

Nadelen zijn echter dat:

- wasvloeistoffen bestaande uit slurries (kalksteen) verstoppingen kunnen veroorzaken
- schuimende vloeistoffen niet kunnen worden toegepast
- toepassing van corrosiebestendige materialen kostbaar is

5.9.3 Sproeitorenwasser

In sproeitorenwassers wordt het water in fijne vloeistofdruppels verdeeld, meestal door middel van sproeiers boven in de toren, terwijl het gas van onderen, dus in tegenstroom, wordt aangevoerd. Uitvoering in mee- of kruisstroom is echter ook mogelijk, zie afbeelding 7.



Afbeelding 7. Schema van een sproeiwasser.

Sproeitoren worden ontworpen voor zeer verschillende capaciteiten, van circa 1000 tot circa 100.000 m³/uur gasdebiet. De drukval over deze installaties is gering en ligt in de orde van grootte van 500-800 Pa (50-80 mm waterkolom).

De wasvloeistof wordt bij sproeitoren gedispergeerd in de gasfase. Een belangrijke parameter voor de effectiviteit van de installatie is het stofoverdrachtsoppervlak.

Een grote vloeistof/gas verhouding en een zo klein mogelijke druppelgrootte verhogen dan ook het absorptierendement. Ook de hoogte van de sproeitoren beïnvloedt het rendement van de installatie, maar minder significant dan de eerstgenoemde parameters.

Het geringe effect van de vergroting van de wassectie wordt met name veroorzaakt door wandeffecten en door agglomeratie van de vloeistofdruppels.

75 %

Bij sproeitoren met een L/G verhouding van 8 à 10 liter wasvloeistof per m³ gas kan met behulp van een basische wasvloeistof een rendement van meer dan 75% voor SO₂-verwijdering worden behaald bij een goede verdeling van de vloeistofdruppels. De diameter van de vloeistofdruppels moet dan liggen in de orde van grootte van 100 - 500 µm.

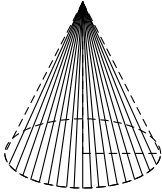
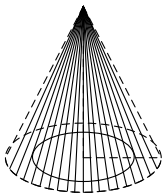
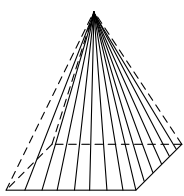
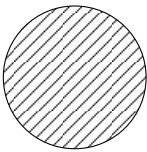
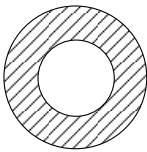
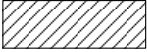
Om een goede vloeistofverdeling en druppelgrootte te verkrijgen, zijn verschillende sproeieruitvoeringen mogelijk.

In sommige gevallen worden de vloeistofdruppels met behulp van lucht verstoven.

Naar de vorm van het sproeigordijn dat daarbij wordt verkregen, worden onder meer de volgende sproeiers onderscheiden.

- holle kegelsproeiers
- volkegel sproeiers
- vlakke straalsproeiers

Op afbeelding 8 zijn de principes van deze verschillende sproeisystemen weergegeven.

Uitvoering	Volkegelsproeiers	Holle kegelsproeiers	Vlakke straaIsproeiers
Sproeivorm			
Bevochtigd oppervlak			

Afbeelding 8. Verschillende sproeivormen.

Belangrijke criteria bij sproeieruitvoeringen zijn:

- de waterdruk, die bij niet-pneumatische sproeiers in belangrijke mate het sproeibereik en de druppelgrootte bepaalt
- de erosiegevoeligheid, die tot wijziging van het sproeipatroon kan leiden
- gevoeligheid voor verstopping en aangroei, waardoor verstoring van het sproeipatroon op kan treden

5.9.4 Schotelkolomwasser

Schotelkolommen

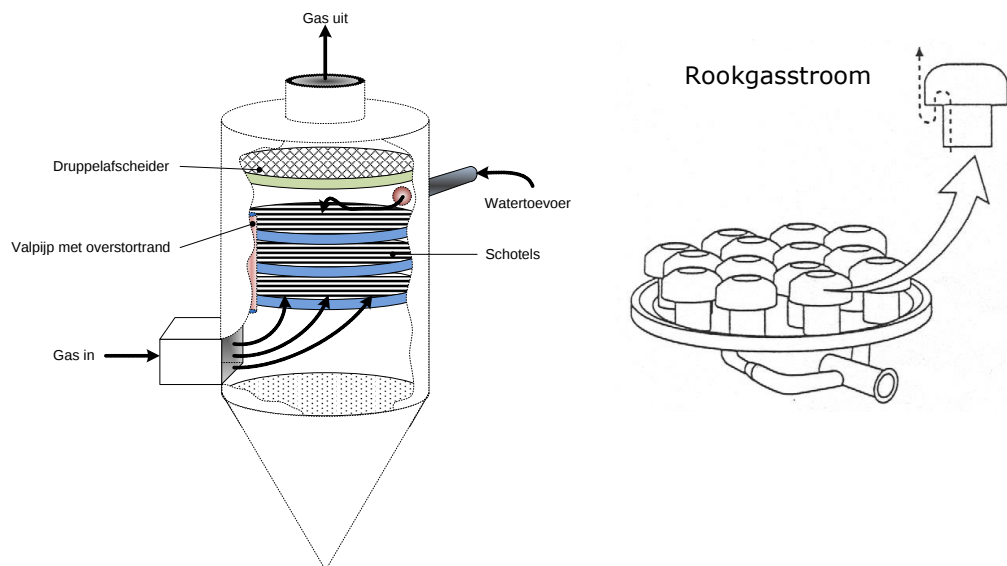
Onder een schotelkolom wordt verstaan een kolom die door geperforeerde platen (schotels) in segmenten is onderverdeeld. De perforaties zijn zodanig uitgevoerd, dat het te reinigen gas moet borrelen door een gesloten vloeistoflaag op de schotels, waar het belangrijkste deel van de stofwisseling plaatsvindt. Bij schotelkolommen is de wasvloeistof dus de continue fase.

Schotel

Een schotel kan worden uitgevoerd als een zeefplaat, een plaat met klokken of klepjes, een sleuvenplaat en dergelijke of als een plaat met capillairen, zie afbeelding 9.

De hoogte van de gesloten vloeistoflaag op de schotels wordt gehandhaafd door middel van een vloeistofoverloop en afvoer door een of meerdere valpijpen, via een cascade, een spiraalvormige vloeistofstroming of iets dergelijks. Bij sommige uitvoeringen met geperforeerde platen zijn in het geheel geen voorzieningen voor het naar beneden stromen van vloeistoffen: de vloeistof stroomt dan door de perforaties naar beneden. De opgaande gasstroom brengt het vloeistoflaagje in een wervelende beweging, waardoor de contactmogelijkheden worden vergroot.

Door het intensieve contact tussen de gasbellen en de vloeistoffase zijn schotelkolommen zeer geschikt voor gaswassing. Het absorptierendement is hoog en het kan verder worden verhoogd door het aantal schotels en daarmee de kolomhoogte te vergroten. Afhankelijk van de procesomstandigheden zijn rendementen van bijvoorbeeld meer dan 90% bij SO_2 -absorptie goed mogelijk.



Afbeelding 9. Schotelkolom.

De parameters die de werking van een schotelkolom bepalen zijn:

- de schotelafstand
- het aantal schotels
- de kolomdoorsnede
- de gasbelasting
- de vloeistofbelasting

Deze parameters hebben de volgende invloeden op de dimensionering van de schotelkolom.

De afstand tussen de schotels:

Voor de bepaling van de juiste afstand tussen de schotels is het onder meer van belang, dat bij de hoogste gasbelasting geen vloeistofdeeltjes naar hogere schotels worden meegesleurd. Daardoor is de schotelafstand meestal in de orde van 0,5 à 1 meter.

Het aantal schotels:

Gegeven de schotelafstand, bepaalt het aantal schotels de hoogte van de waskolom. Het aantal schotels bepaalt echter ook het uiteindelijke rendement van de installatie. Voor de vaststelling van het vereiste aantal bestaan verschillende methoden, zoals de grafische bepaling volgens het zogenaamde McCabe-Thiele diagram. Er zijn ook analytische methoden. Hiervoor wordt verwezen naar de desbetreffende literatuur.

De gasbelasting:

De gasbelasting is het gasdebiet per m² kolomdoorsnede, ook wel superficiële gassnelheid genoemd. De maximale gassnelheid is plaatselijk natuurlijk veel hoger. De gassnelheid in een schotelkolom mag echter niet zo hoog worden dat de vloeistof door de gasfase mee omhoog wordt gevoerd. Bij bepaalde schoteltypen ontstaan bij een te hoge gasbelasting bovendien kanaalvorming in de vloeistoflaag, zodat de stofuitwisseling verslechtert. De orde van grootte voor de maximale gassnelheid bedraagt circa 1 m/s (ofwel 3600 m³/uur per m² kolomdoorsnede). Per schoteltype zijn afwijkingen hiervan mogelijk.

De kolomdoorsnede:

De kolomdoorsnede hangt af van de maximaal toelaatbare gasbelasting.

De vloeistofbelasting:

De vloeistofbelasting is het vloeistofdebiet per m² kolomdoorsnede. Indien de op de platen aangevoerde vloeistof niet voldoende snel kan worden afgevoerd, bouwt zich op de plaat een vloeistoflaag op. Als gevolg hiervan wordt de werking van de wasser nadelig beïnvloed door een te grote drukval en een onvoldoende verversing van de vloeistof. In tabel 3 worden enkele richtwaarden voor de vloeistofbelasting gegeven.

Soort schotel	Kolomdoorsnede		Vloeistofbelasting
Klokschotels	1 - 1,5 m	Een valpijp Twee valpijpen	25-50 m ³ /m ² . uur 45-90 m ³ /m ² . uur
Zeefschotels	2 - 3 m	Een valpijp Twee valpijpen	10-40 m ³ /m ² . uur 20-70 m ³ /m ² . uur 40-60 m ³ /m ² . uur

Tabel 3. Richtwaarden voor de vloeistofbelasting

De vloeistofbelasting varieert volgens tabel 3 tussen de 10 en de 90 m³/m².uur.

Dat betekent, dat de vloeistof/gas verhouding L/G (in liters per m³) bij een gassnelheid van 1 m/s varieert tussen circa 3 en 25 l/m³ gas.

Drukval

De drukval over de schotelkolom is sterk afhankelijk van de uitvoering en van het aantal schotels. De drukval per schotel kan variëren van 50-500 Pa per schotel. Bij een te grote vloeistof of gasbelasting kan 'flooding' optreden, waardoor de drukval over de installatie sterk wordt vergroot. Bij 'flooding' wordt de neergaande stroming van de vloeistof door de opgaande gasstroom zodanig opgestuwd, dat de vloeistof boven in de kolom blijft staan (zie ook 'gepakte kolommen').

Schotelkolommen zijn gevoelig voor verstopping; ze zijn dan ook niet geschikt indien gas- en stofvormige verontreinigingen tezamen moeten worden afgescheiden. Schotelkolommen worden in vergelijking met gepakte kolommen met name toegepast voor grote gashoeveelheden.

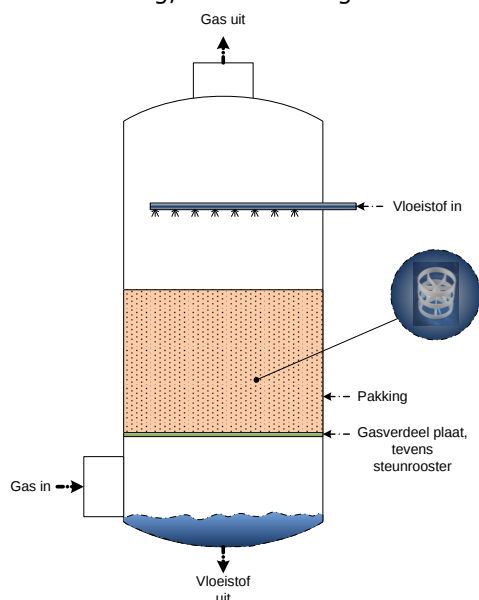
Capillair

Een bijzondere uitvoering volgens hetzelfde principe als de schotelkolom is de capillairwasser. De schotel daarvan is uitgevoerd als een capillairenplaat, waarop zich een bruisende laag vormt.

Het fasegrensvlak is bij een capillairwasser zo'n duizend maal groter dan bij zeef- en klokplaten, waardoor zo'n goede stofoverdracht plaatsvindt, dat een dergelijke wasser meestal maar met één plaat wordt uitgevoerd. De drukval over de capillairenplaat is wel veel groter dan bij een zeef of klokschotel.

5.9.5 Gepakte kolommen

Wassers met gepakte kolommen zijn gevuld met pakkingmateriaal. Dit materiaal heeft een groot specifiek oppervlak (uitgedrukt in m^2/m^3), dat de vorming van een groot fasegrensvlak tussen vloeistof en gas gunstig zal beïnvloeden. De wasvloeistof stroomt in een dunne film over het pakkingmateriaal naar beneden; het gas stroomt door de overblijvende vrije ruimte omhoog. In wassers met gepakte kolommen zijn vloeistof en gas niet in elkaar gedispergeerd. Beide zijn als continue fase aanwezig, zie afbeelding 10.



Afbeelding 10. Gepakte kolom.

Wassers met gepakte kolommen zijn evenals schotelkolommen zeer geschikt voor gaswassing. Indien de verontreinigde lucht tevens stofvormige verontreiniging bevat, bestaat echter gevaar voor verstopping en vervuiling van het pakkingmateriaal. Het absorptierendement van gepakte kolommen is vergelijkbaar met schotelkolommen.

Pakkingmateriaal

Het pakkingmateriaal kan onderscheiden worden in willekeurig gestorte (losse) pakking en modulaire of vaste pakking, ook wel filmpakking genoemd.

De verschillende pakkingtypen zijn in verschillende maten en materialen zoals kunststof, keramiek, metaal verkrijgbaar en hebben elk een verschillend stortgewicht, specifiek oppervlak en vrij volume. Het losse en vaste pakkingmateriaal rust op een draagrooster, dat een constructie heeft voor een optimale gasverdeling. Bij deze kolommen is het ook van belang dat de vloeistof goed over het gehele oppervlak van de kolom wordt verdeeld.

Met name bij willekeurig gestort pakkingmateriaal van grotere diameters treedt het verschijnsel op dat de omlaag stromende vloeistof zich vanwege de geringere gassnelheid aan de wand, tevens in de richting van de wand begeeft. Dit heeft een negatieve invloed op het rendement van de kolom. Door een juiste vorm van het pakkingmateriaal te kiezen, kan hieraan enigszins tegemoet worden gekomen. Als vuistregel geldt, dat de diameter van de waskolom minstens 10 maal groter moet zijn dan de diameter van het pakkingmateriaal.

Kanaalvorming

De afmetingen van het pakkingmateriaal variëren van 0,5 cm tot circa 7 cm.

Een tweede storend verschijnsel bij willekeurig gestorte pakking is de kanaalvorming: de vloeistofstroom bundelt zich geleidelijk in kleine kanaaltjes die sneller stromen dan de rest van de vloeistof. Kanaalvorming heeft eveneens een negatief effect op het rendement van de wasser. Om dit verschijnsel tegen te gaan, wordt het pakkingmateriaal daarom in segmenten verdeeld, waarbij de vloeistof tussen de segmenten wordt herverdeeld. De maximale verhouding van de hoogte van deze segmenten en de kolomdiameter is aangegeven in tabel 4.

Soort Pakkingmateriaal	Verhouding Segmenthoogte/Kolomdiameter	Foto Pall en Raschig
Raschig Ringen	$\leq 2,5 - 3$	
Zadels	$\leq 5 - 8$	
Pall-Ringen	$\leq 5 - 10$	
In de tabel zijn ervaringsgetallen weergegeven. Dit is de maximale verhouding tussen de segmenthoogte en de kolomdiameter van willekeurig gepakte kolommen, bij een minimale vloeistofbelasting van $5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{uur}$. Op de foto hiernaast is boven een Pall Ring te zien en onder een Raschig Ring.		

Tabel 4.

Modulair

Bij modulaire pakking doen de hierboven geschetste problemen van kanaalvorming zich in veel mindere mate voor. Opdeling in segmenten en herverdeling van de vloeistof is daar dan ook niet nodig. Een nadeel van de modulaire pakking is echter dat het moeilijker schoongemaakt kan worden.

De uiteindelijke keuze voor een bepaald pakkingmateriaal wordt bepaald door een hele reeks criteria, waarvan de belangrijkste zijn:

- eigenschappen ten aanzien van de stofoverdracht (de factoren $K_g \cdot A$ en $K_{vl} \cdot A$)
- drukval per meter bedhoogte (voor wat betreft het gas)
- specifiek oppervlak in m^2/m^3
- vrij volume in procenten
- maximaal toelaatbare gassnelheid
- corrosiebestendigheid
- mechanische eigenschappen
- stortgewicht
- verstoppingsgevaar
- kosten

Is er gekozen voor een bepaald systeem, dan wordt de werking van de kolom verder bepaald door:

- de hoogte van het gepakte bed
- de vloeistof en gasbelasting
- de kolomdoorsnede

Deze parameters hebben de volgende invloeden:

De Hoogte van het gepakte bed:

Naar analogie van de schotelkolom wordt de pakkinghoogte van een gepakte kolom bepaald door het aantal vereiste, zogenaamde theoretische, schotels te berekenen. Een theoretische schotel van een gepakt bed correspondeert met een pakkinghoogte waarvan de werking gelijk is aan die van een schotel van een schotelkolom. Deze pakkinghoogte wordt daarom vaak aangeduid met de term HETP ('Height Equivalent to one Theoretical Plate'). Een andere, ook wel gebruikte term is HTU ('Height of a Transfer Unit': hoogte van een overdrachtseenheid). De hoogte van een theoretische schotel hangt af van de eigenschappen van de vloeistof en het gas, van de aard van het pakkingmateriaal en van de vloeistof en gasbelasting. De orde van grootte is 0,2 à 0,5 meter. Voor de berekening van het aantal theoretische schotels wordt verwezen naar de literatuur.

Loading point

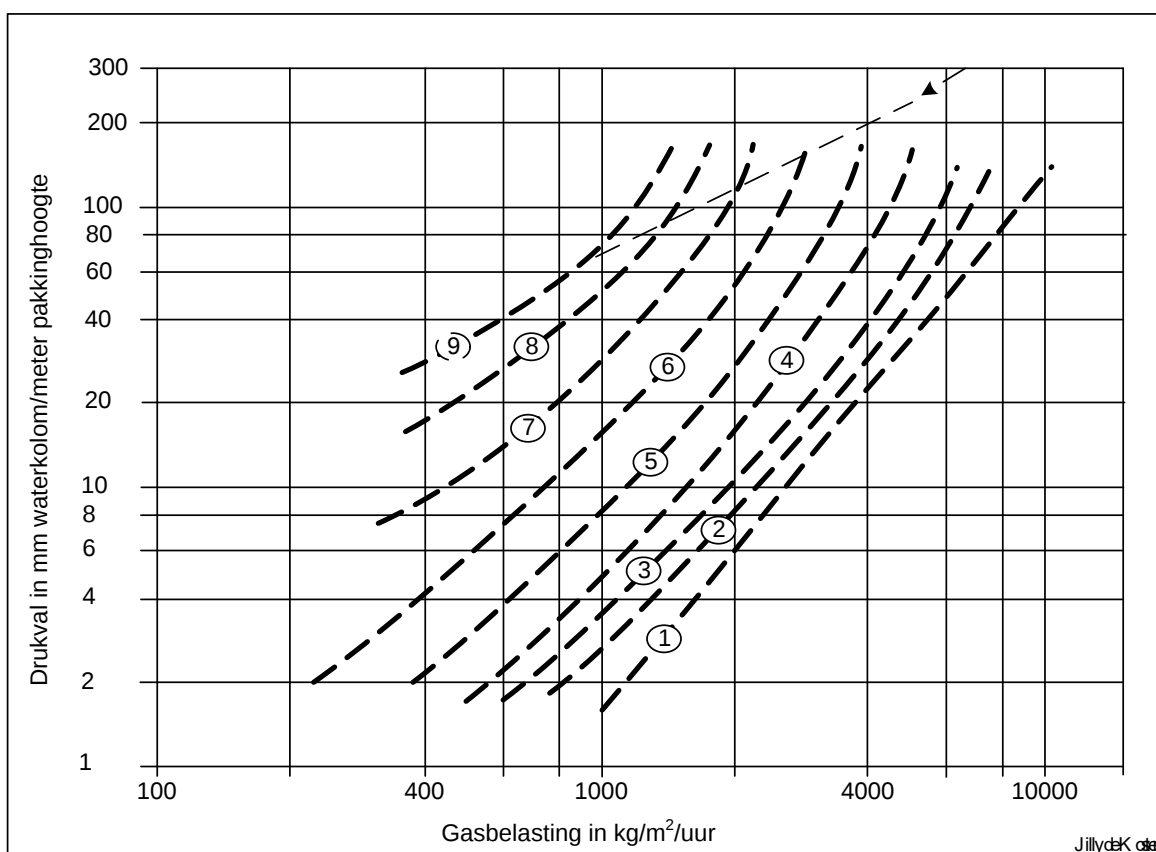
De Gas en vloeistofbelasting:

Bij tegenstroomwassing kan bij toenemende gasbelasting de vloeistof op een bepaald moment niet meer ongehinderd omlaag stromen. De gassnelheid waarbij dit verschijnsel optreedt, heet het beladingspunt ('loading point'). Wanneer de gasbelasting verder wordt opgevoerd, zal het drukverlies over de kolom extra stijgen, terwijl de vloeistofinhoud ('hold-up') van de kolom toeneemt. Bij nog verder toenemen van de gasbelasting zal de vloeistof dermate worden belemmerd bij het omlaag stromen, dat een gesloten vloeistoflaag ontstaat, die in de kolom blijft staan. Dit punt heet het 'flooding-point'.

Flooding point

Bij het 'flooding-point' treedt opnieuw een knik op in de stijging van het drukverlies.

De plaats van het 'loading' en 'flooding-point' zijn afhankelijk van de aard van het pakkingmateriaal en de vloeistofbelasting. In de praktijk wordt de gasbelasting zodanig gekozen, dat storingsvrij bedrijf mogelijk is. Daarbij moet rekening worden gehouden met de mogelijke variaties in het systeem, zoals schommelingen in het debiet. Keuze van de gasbelasting onder het 'loading point' is, vanwege een te lage gassnelheid, ondoelmatig. Bij een gasbelasting bij of boven het 'flooding-point' gaan de gunstige eigenschappen van de pakking verloren door de opstuwing van de wasvloeistof. Zie hiertoe tabel 5. Bij kruis en meestroomwassing speelt dit probleem geen rol.



Tabel 5. Drukval als functie van de gasbelasting.

Legenda bij tabel 5.

1. $L = 0 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
2. $L = 10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
3. $L = 25 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
4. $L = 50 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
5. $L = 75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
6. $L = 100 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
7. $L = 125 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
8. $L = 150 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
9. $L = 175 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{uur}$
10. ----- Flooding point

Modulair pakkingmateriaal heeft een grotere vrije doorsnede en is daarom geschikt voor grotere vloeistof en gasbelastingen dan kolommen met los gestort pakkingmateriaal, zodat kan worden volstaan met een kleinere kolomdiameter. De gassnelheid in modulaire gepakte kolommen ligt in de orde van 1,5 à 2,5 m/s tegen 1 à 1,5 m/s bij kolommen met los gestorte pakking.

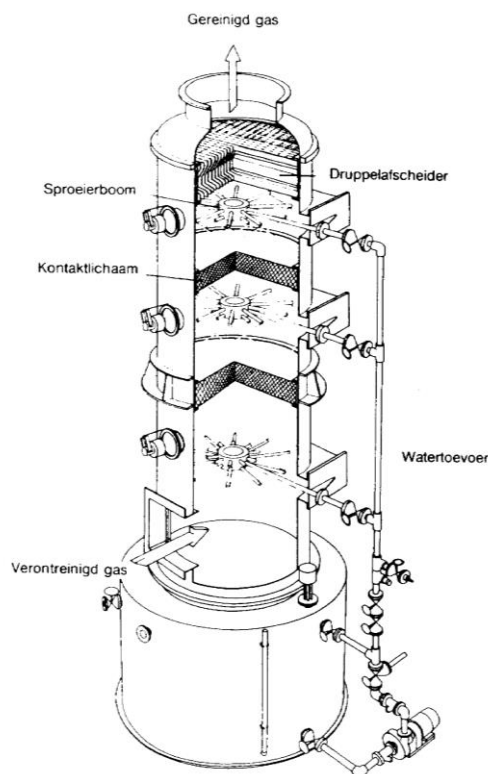
De Kolomdoorsnede:

De doorsnede van een gepakte kolom hangt in grote mate af van de soort en de afmetingen van het vulmateriaal. Uitgaande van een constante gas en vloeistofbelasting blijken kleine vullichamen en grote kolomdiameters samen te gaan; bij kleine vullichamen moet de grote drukval namelijk weer gecompenseerd worden door een grotere kolomdiameter.

Fluidbed wassers

Bijzondere uitvoeringen van gaswassers met gepakte kolommen zijn meertrapswassers en fluidbedwassers. Daarnaast bestaan er bijzondere uitvoeringen voor specifieke toepassingen. Voorbeelden hiervan zijn de gaswasser waarbij op het pakkingmateriaal katalysatoren zijn aangebracht en wassers waarvan het pakkingmateriaal bestaat uit materiaal dat met de geabsorbeerde gassen kan reageren (kalksteentoren).

De meertrapswasser is weergegeven op afbeelding 11. Eventueel kan deze wasser worden uitgevoerd met geheel gescheiden systemen voor verschillende wasvloeistoffen.



Afbeelding 11. Meertrapswasser.

5.9.6 Bediening, inspectie en onderhoud

De meeste waskolommen kunnen zodanig worden uitgevoerd, dat ze volautomatisch functioneren. Eventuele dosering van chemicaliën wordt dan geregeld via continu meting van de pH, de geleidbaarheid of de redoxpotentiaal van de wasvloeistof. Deze continu meting kan tevens dienen als registratie van en controle op de werking van de wasser. De meeste arbeidskracht is nodig voor de aanvoer en opslag van chemicaliën en eventueel de aanmaak van nieuwe wasvloeistof.

Emissiemeting

Controle van de werking van een wasser kan plaatsvinden door emissiemetingen.

De werking van de wasser kan echter ook op verschillende andere manieren worden gecontroleerd en/of bewaakt, bijvoorbeeld door:

- bewaking van de druk in het leidingsysteem van de wasvloeistof
- bewaking van de stroming in de leiding
- bewaking van de pomp
- bewaking van de ventilator
- temperatuurmeting van het gereinigd gas als het ingaande gas een hoge temperatuur heeft
- controle van de drukval over de wasser

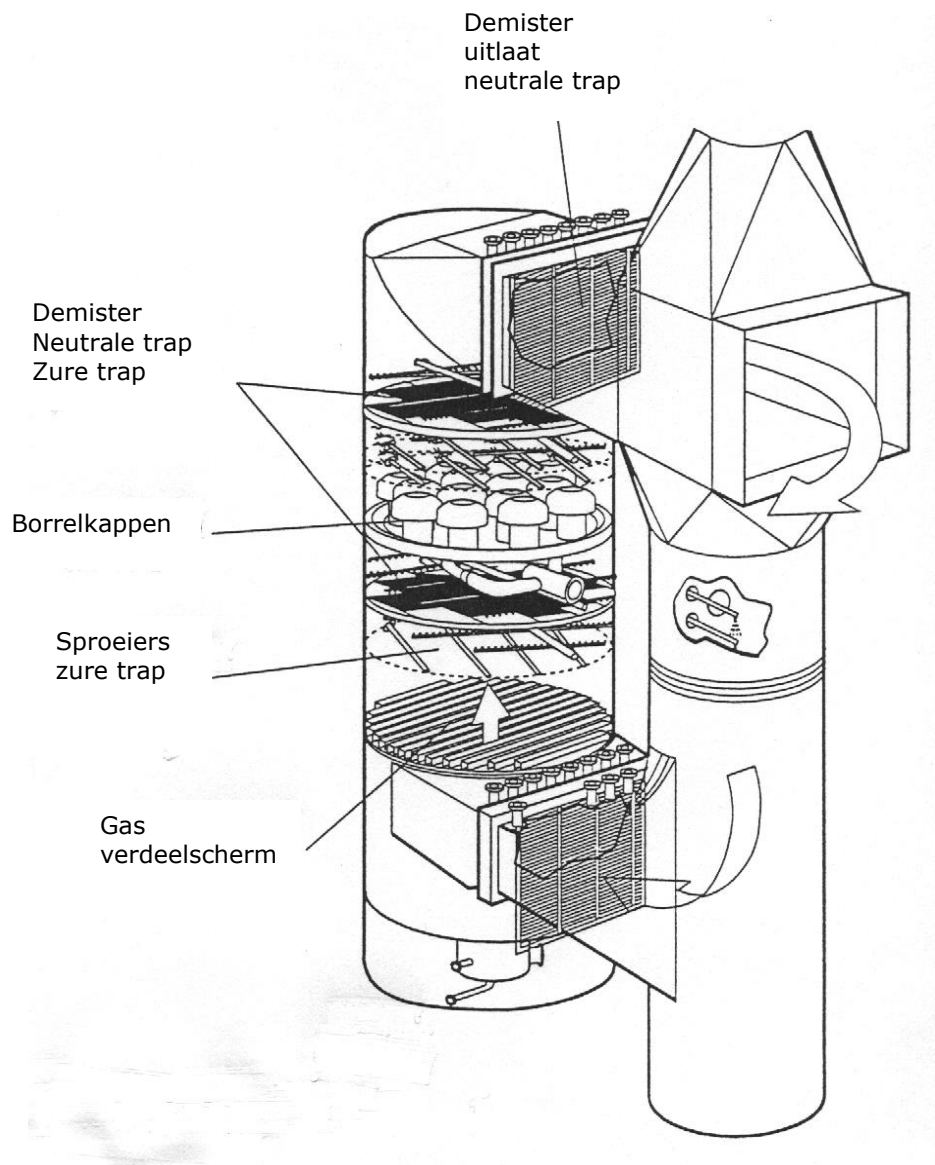
Speciale aandacht moet aan het goed onderhouden van de installatie worden geschonken, indien:

- er gevaar bestaat voor verstopping en aancoeking
- het te zuiveren gas en de wasvloeistof corrosieve eigenschappen hebben

Bevriezing

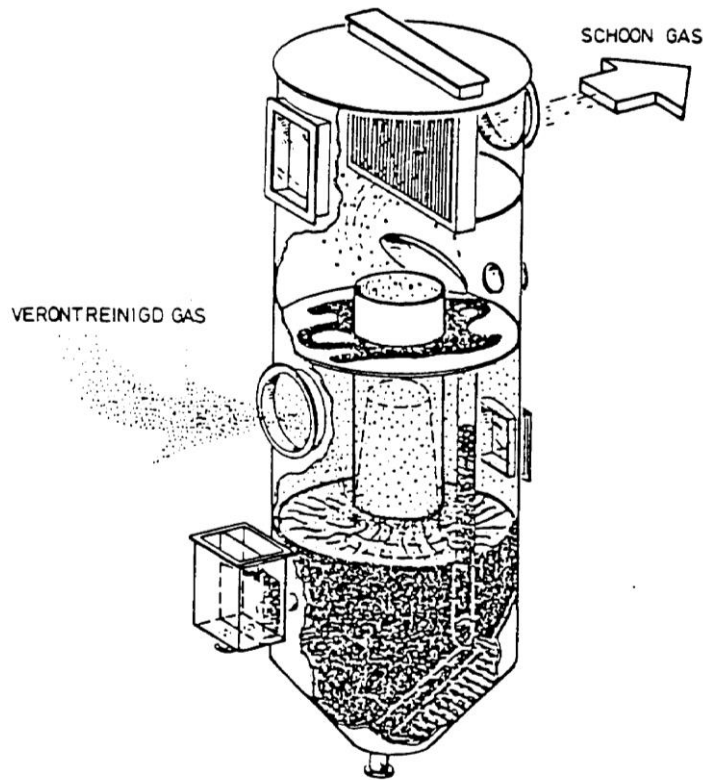
Wanneer de installatie buiten staat opgesteld, moeten soms speciale maatregelen worden getroffen om bevriezing van de wasvloeistof te voorkomen. Dit kan door verwarming en isolatie toe te passen.

Op afbeelding 12 is een voorbeeld weergegeven van een wasser die nagenoeg alle besproken componenten bevat. Het enige dat in deze wasser niet aanwezig is, is het pakkingmateriaal.



Afbeelding 12. Opengewerkt model van een wasser. Bron Twence Afvalverwerking.

Tot slot is op afbeelding 13 een zogenaamde ringspleet venturi wasser weergegeven.

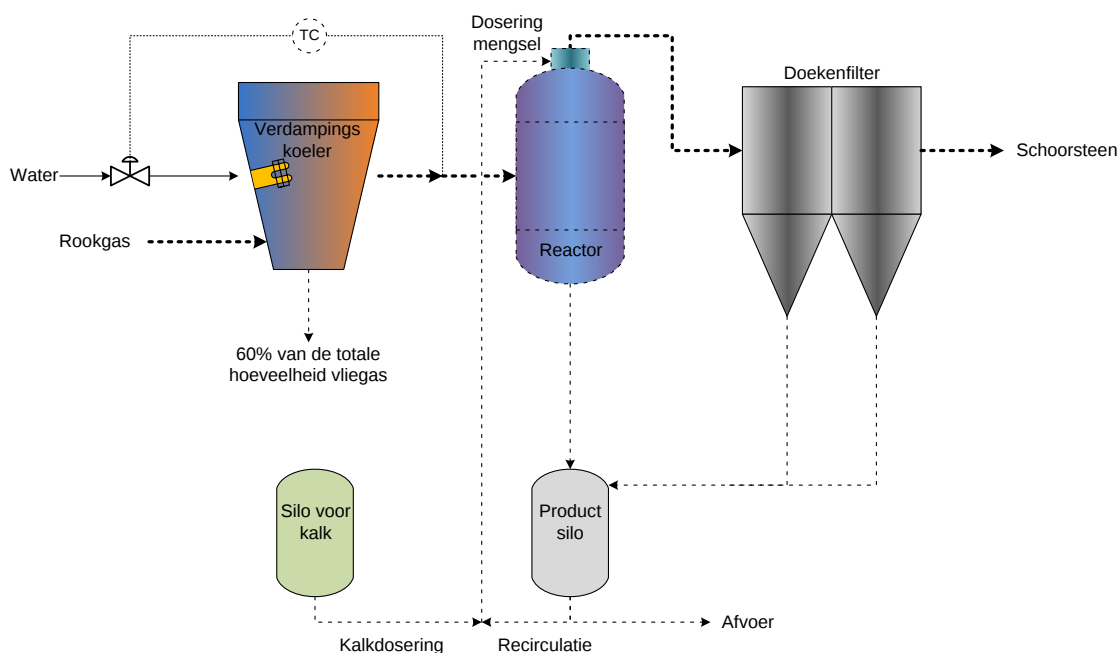


Afbeelding 13. Zelfaanzuigende ringspleet venturiwasser.

De op afbeelding 13 afgebeelde wasinstallatie is een zelfaanzuigende ringspleetventuriwasser, die om de nodige turbulentie te kunnen opwekken de drukenergie van het gas gebruikt. Het te reinigen gas komt in de ringvormige ruimte tussen buis en kegel. Daarbij wordt het versneld en neemt uit het wateroppervlak vloeistof met zich mee, die in de ringspleet de snelheid van het gas bereikt. De afmeting van de druppels wordt bepaald door de snelheid van het gas in de ringspleet. De breedte van de spleet kan worden ingesteld door verandering van de hoogte van de kegel of door de onderkant van de buis te verschuiven. De hoeveelheid vloeistof die wordt meegenomen wordt bepaald door het niveau van het waswater. De uitwisseling van stof en de impulsuitwisseling zijn afhankelijk van de gebruikte energie, dat wil zeggen met toenemend drukverlies verbeterd de menging. Bij alle natte rookgasreinigingsmethoden is het belangrijk dat de druppels achter de wasinstallatie zo volledig mogelijk worden afgescheiden. Hierdoor wordt het uitregenen van druppels zoveel mogelijk tegengegaan. Afhankelijk van de methode wordt kalk en natronloog, respectievelijk slechts één van beiden opgeslagen. Kalksilo respectievelijk natronloogtank worden net als de silo voor de reststoffen ontworpen voor een opslagcapaciteit van circa één week maximaal bedrijf van de installatie.

5.10 Droog rookgasreinigingssysteem met calciumhydroxide

Op afbeelding 14 is een schematische weergave van een droog systeem.



Afbeelding 14. Droog systeem.

Bij een droog systeem worden de reageermiddelen droog toegepast, in dit geval wordt droge Calciumhydroxide toegevoerd.

De rookgastemperatuur is over het algemeen hoger dan 160 °C. De $\text{Ca}(\text{OH})_2$ wordt in de reactor met de rookgassen gemengd. Het gevormde zout en vlieggas worden in een doekenfilter afgevangen en via de productsilo afgevoerd of deels gerecirculeerd. Goede afscheiding van kwik is enkel mogelijk als de rookgassen afgekoeld worden.

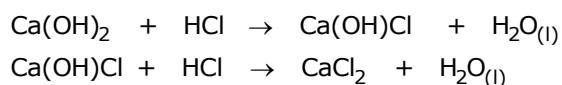
Een nadeel van dit systeem is het hoge kalkverbruik. Grote voordelen van dit systeem zijn de lage investeringskosten en lage exploitatiekosten.

Bij het droge systeem kunnen de volgende chemicaliën worden toegepast.

- | | | |
|---|--------------------------|--------------------|
| - | $\text{Ca}(\text{OH})_2$ | Calciumhydroxide |
| - | CaCO_3 | Calciumcarbonaat |
| - | NaHCO_3 | Natriumbicarbonaat |

Bij de toepassing van $\text{Ca}(\text{OH})_2$ is recirculatie van de filterkoek belangrijk, dit in het bijzonder voor de afvangst van SO_2 .

Voor het zoutzuur geldt:



Voor de zwaveldioxide geldt:



Bij de recirculatie wordt het gehalte aan chloor in het reactieproduct verhoogd, waardoor tevens de afvangst van SO_2 wordt verbeterd.

Bij het droge systeem onderscheiden we twee uitvoeringen, te weten:

- Het Bedadsorptie of Cascadeadsorptie systeem.
- Het Sorbalietaadsorptie systeem.

Bedadsorptie of Cascadeadsorptie systeem

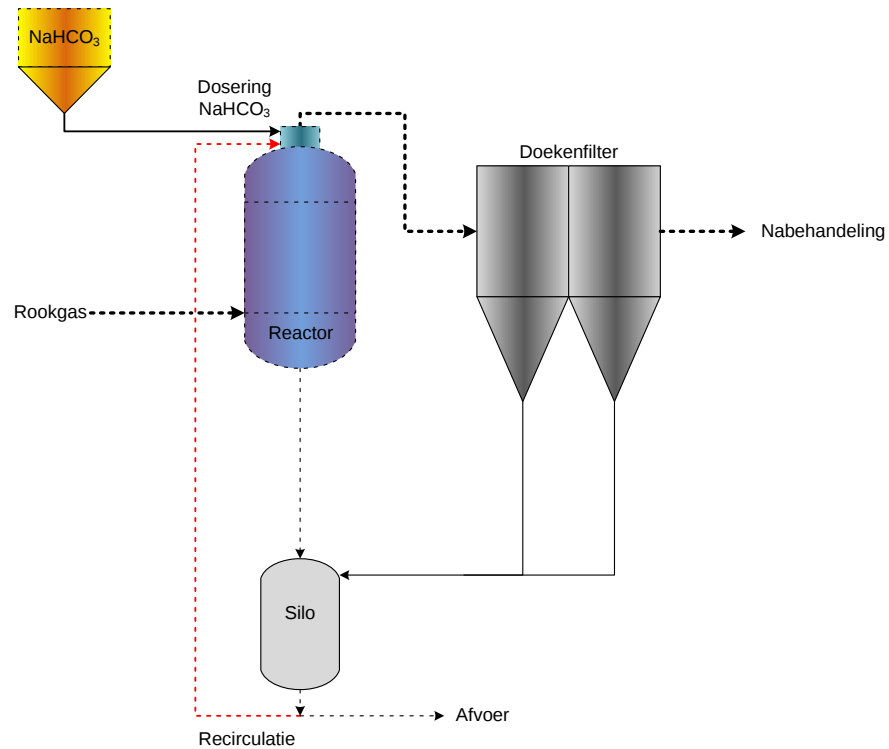
Bij dit systeem worden de chemicaliën niet in de rookgasstroom geïnjecteerd, hier worden de rookgassen door een bed van chemicaliën geleid. Het bed bestaat uit korrels, dat vaak uit CaCO_3 bestaat. De rookgassen worden of in tegenstroom of in kruisstroom door de chemicaliën geleid. De chemicaliën worden aan de bovenkant van het bed steeds aangevuld, terwijl het gehele bed onder invloed van de zwaartekracht naar beneden zakt.

Sorbalietaadsorptie systeem

Bij dit systeem wordt een mengsel van Kalk en actieve kool in de rookgasstroom geïnjecteerd, zie afbeelding 14. Dit systeem heeft als voordeel dat niet enkel de zure componenten worden verwijderd maar tevens Dioxinen en Furanen.

5.10.1 Droog rookgasreinigingssysteem met natriumbicarbonaat

Op afbeelding 15 is een schematische weergave van een ander droog systeem. Dit systeem wordt het bicarbonaat systeem genoemd. Er is nu geen verdampingskoeler meer aanwezig waar de rookgassen worden gekoeld.

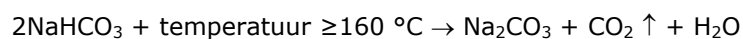


Afbeelding 15. Het bicarbonaat systeem.

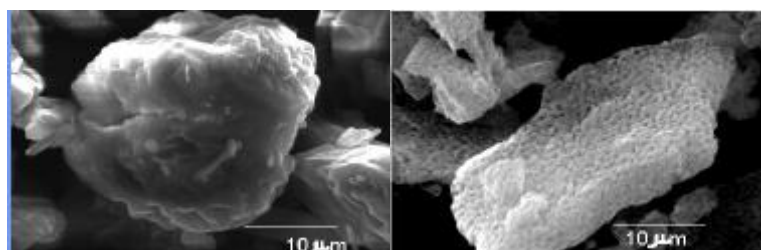
Het bicarbonaatsysteem is genoemd naar de gebruikte chemicaliën, het zogenaamde Natriumwaterstofcarbonaat, dat ook wel Natriumbicarbonaat (NaHCO_3) genoemd wordt.

$t > 160\text{ }^\circ\text{C}$

Voor dit proces is een minimale rookgastemperatuur van $160\text{ }^\circ\text{C}$ vereist. Bij deze temperatuur wordt het natriumbicarbonaat gepoofd. Dit poffen wordt ook wel het zogenaamde "popcorn effect" genoemd. Het natriumbicarbonaat wordt bij deze temperatuur, in de reactor, omgezet in natriumcarbonaat, kooldioxide en waterdamp.



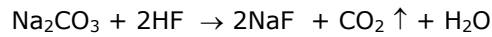
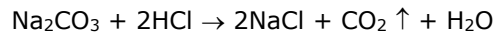
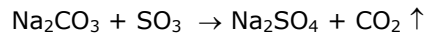
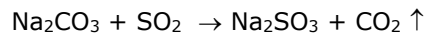
Door het "poffen" worden de poriën van het natriumcarbonaat geopend en ontstaat er een groot werkzaam oppervlak. Dit zogenaamde "popcorneffect" is weergegeven op afbeelding 16.



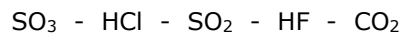
Afbeelding 16. Links Natriumbicarbonaat en rechts Natriumcarbonaat als "popcorn". De poriën zijn goed te zien.

Na₂CO₃

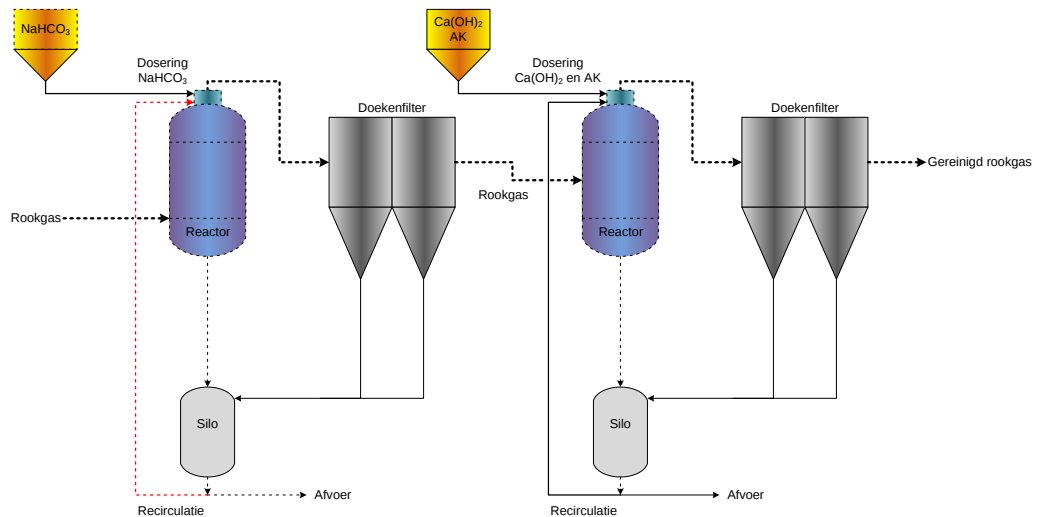
Het natriumcarbonaat, in de volksmond soda genoemd, zet de zure bestanddelen in de rookgassen om in zouten volgens de onderstaande vergelijkingen.



De preferentiereeks voor NaHCO₃ is als volgt.



Om de zware metalen en eventuele dioxinen en furanen uit de rookgassen te verwijderen is een nageschakelde techniek nodig. Dit gebeurt ook droog en nu met een reactor waarin Calciumhydroxide met Actieve kool wordt geïnjecteerd. Na de reactor wordt weer een doekenfilter geplaatst. Het complete schema is schematisch weergegeven op afbeelding 17.



Afbeelding 17. Het complete droge systeem.

De Actieve Kool die wordt geïnjecteerd heeft als functie om de zware metalen, kwik, dioxinen en furanen te binden. De Actieve Kool zal tevens restanten van de zure producten binden. Het calciumhydroxide heeft de functie om de restanten van de zure producten te binden. Een tweede belangrijke functie van het calciumhydroxide is dat het een brandvertragende werking heeft. Dit is belangrijk, omdat bij doekenfilters hotspots kunnen optreden met gevolg dat het gehele filter uit kan branden. De verhouding, tussen de kalk en de Actieve kool, bedraagt ongeveer 90 % Ca(OH)₂ en 10 % AK, dit kan echter variëren.

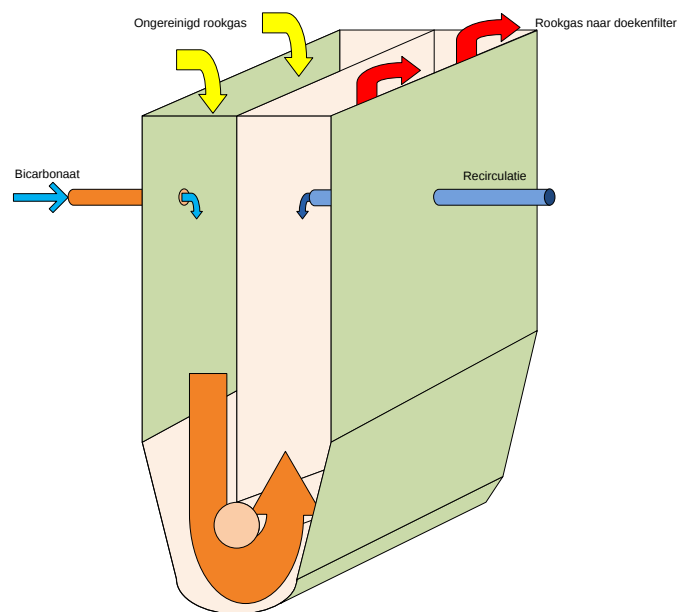
Recirculatie

Bij droge systemen dienen altijd meer chemicaliën te worden gedoseerd dan bij natte rookgasreinigingen. De reden hiervoor is dat bij de natte systemen water als transportmiddel dient voor de chemicaliën en dat de reacties daardoor sneller verlopen.

Om te voorkomen dat te veel chemicaliën worden verbruikt wordt een deel van zowel het NaHCO_3 als de Ca(OH)_2 en de Actieve Kool gerecirculeerd.

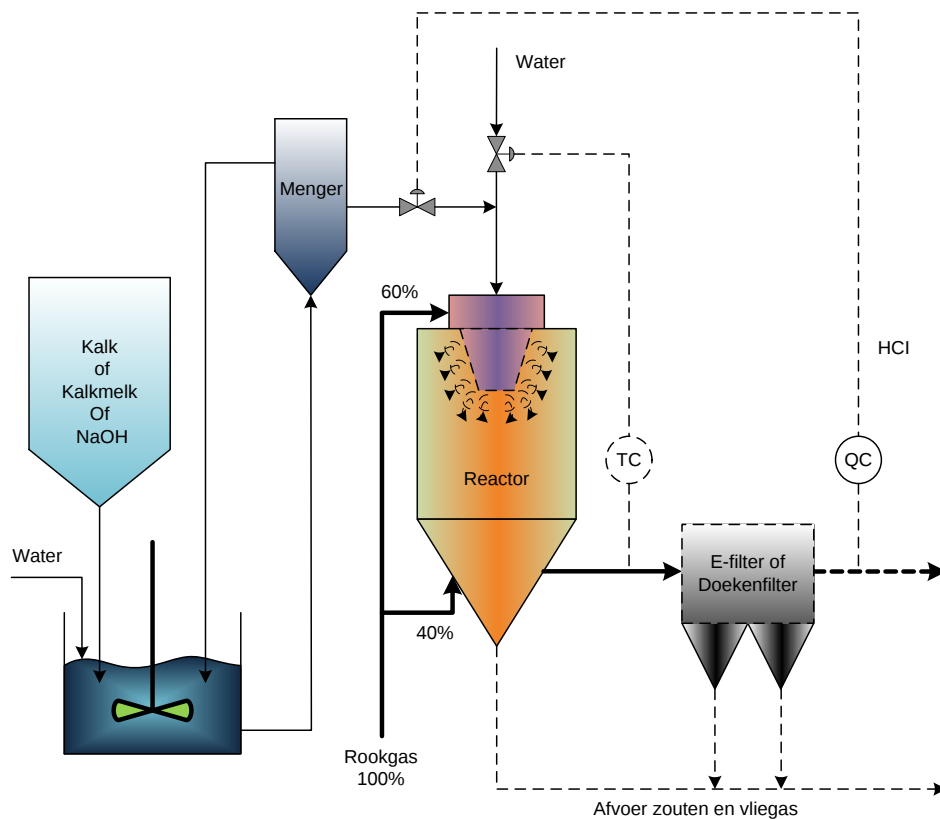
Dit systeem heeft de laagste exploitatiekosten van alle rookgasreinigingssystemen en voldoet aan alle emissie-eisen.

Op afbeelding 17a is de reactor weergegeven waarin het bicarbonaat wordt gedoseerd. In de reactor wordt het bicarbonaat gemend met het ongereinigde rookgas zodat de gewenste reacties zo snel mogelijk plaats kunnen vinden. Een deel van het bicarbonaat dat al gereageerd heeft wordt gerecirculeerd. Op deze manier wordt de hoeveelheid benodigde bicarbonaat tot een minimum beperkt.



Afbeelding 17a. Schematische weergave van de reactor zoals deze in het droge systeem wordt toegepast.

5.11 Halfdroog rookgasreinigingssysteem



Afbeelding 18. Half droog rookgasreinigingssysteem.

Bij dit systeem wordt kalk, Kalkmelk $\text{Ca}(\text{OH})_2$, of Natronloog NaOH met behulp van water via een verstuiver in de reactor gespoten. Doordat de druppels zeer fijn verneveld worden ontstaat een groot contactoppervlak tussen de chemicaliën en de zure componenten in de rookgassen.

De warmte in de rookgassen wordt gebruikt om het water te verdampen, hierdoor worden de verontreinigingen droog afgescheiden. De dosering van de Kalkmelk of Natronloog hangt af van:

- Temperatuur van het rookgas
- Hoeveelheid rookgas
- Hoeveelheid zure componenten in het rookgas

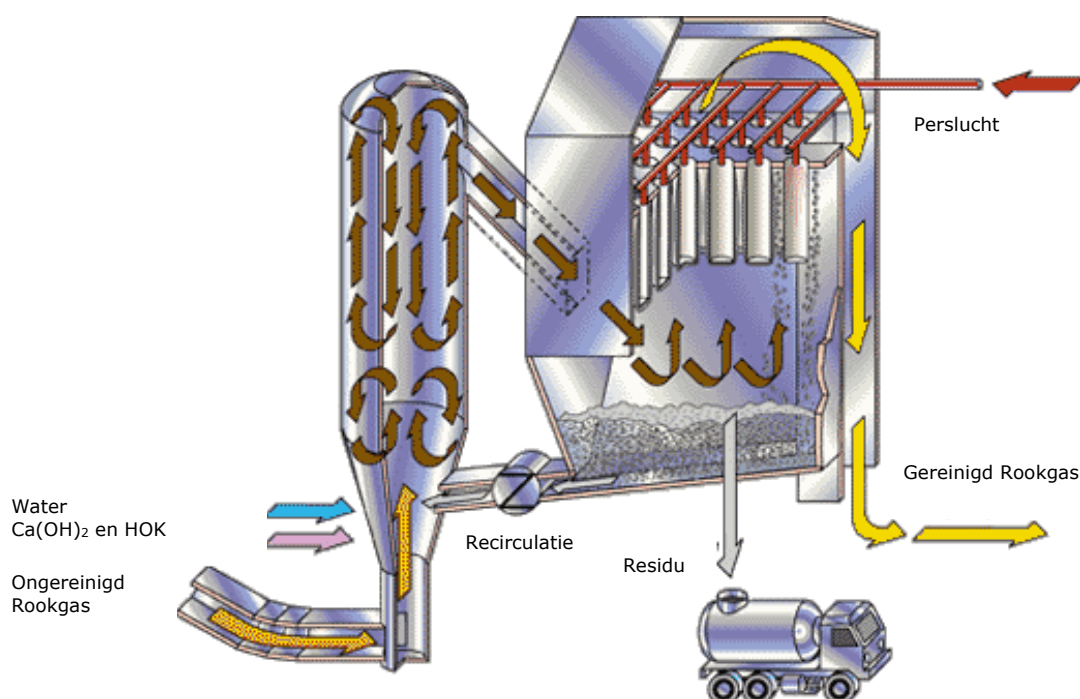
Voor het optimaal afvangen van restkalk, vliegash en reactieproducten verdient een doekenfilter nog steeds de voorkeur.

Bij het half droge systeem kunnen de volgende chemicaliën worden toegepast.

- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ Calciumhydroxide
- CaCO_3 Calciumcarbonaat
- NaOH Natriumhydroxide

Tevens wordt bij dit systeem vaak gebruik gemaakt van injectie van actieve kool of HOK.

Het rendement van een dergelijk systeem is hoog doordat er een groot contactoppervlak wordt verkregen. Tevens is hierdoor het chemicaliën verbruik minder dan bij het droge systeem. Op afbeelding 19 is een halfdroog rookgasreinigingssysteem weergegeven zoals de firma Von Roll deze levert. Bij dit systeem wordt water en $\text{Ca}(\text{OH})_2$ met HOK in de reactor ingespoten. Tevens is het nageschakeld doekenfilter te zien.



Afbeelding 19. Halfdroog Rookgasreinigingssysteem. Bron Von Roll.

Reinigingseffect						
Droog systeem					Natte wasser	
Verontreiniging	Eenheid	$\text{Ca}(\text{OH})_2$	NaHCO_3	AK	1 wastrap	2 wastrappen
HCl	%	98	99	-	98	99,5
SO_2	%	90	95	-	90	95
HF	%	95	-	98	95	98
Hg	%	-	-	98	Laag	Laag
PCDD/F	%	-	-	99	-	-
NO_x	%	-	-	-	-	-

Overzicht reinigingseffect van een droog systeem en natte wastrappen.

5.12 Corrosie

5.12.1 Lage temperatuur corrosie

Als een ketel ontworpen wordt, moet rekening gehouden worden met het zuurdauwpunt, dit om intering in de lage temperatuurzones in de ketel te voorkomen. Deze aantasting door zuurvorming noemt men lage temperatuur corrosie (afgekort LTC).

5.12.2 Corrosie in de ketel

Zuurdauwpunt

De temperatuur van de rookgassen waarbij voor het eerst druppeltjes zwavelzuur ontstaan.

De brandstof, het afval, die in de ketel verstoekt wordt, kan naast koolstof en waterstof ook een gedeelte zwavel bevatten. Dieselolie is bijvoorbeeld een zwavelhoudende brandstof. Tevens kan dieselolie sporen vanadium bevatten. Er wordt nu verder vanuit gegaan dat er een zwavelhoudende brandstof toegepast wordt met sporen vanadium.

Het vanadium levert bij de verbranding vanadiumoxides op zoals V_2O_5 , V_2O_4 en V_2O_3 . De gevormde divanadiumpentoxide (V_2O_5) is hier een gevreesde verbinding.

De zwavel in het afval wordt tijdens de verbranding omgezet tot zwaveldioxide (SO_2). Aangezien er altijd met een grote luchtovermaat ($\lambda > 1,4$) gewerkt wordt, is er voldoende zuurstof aanwezig. Als er dus voldoende zuurstof aanwezig is en vanadium, kan er V_2O_5 gevormd worden.

Een gedeelte van de gevormde SO_2 zal nu, als er V_2O_5 aanwezig is geoxideerd worden tot zwaveltrioxide (SO_3). De V_2O_5 werkt namelijk als een katalysator op de volgende reactie.



Een katalysator is een stof die niet zelf aan de reactie deel neemt, doch deze alleen versnelt.

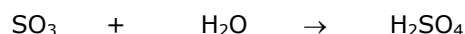
Het is echter niet zo dat alleen de katalysator aanwezig moet zijn om de SO_2 in SO_3 om te zetten. Er moet namelijk voldaan zijn aan de volgende voorwaarden:

- De katalysator V_2O_5 moet aanwezig zijn.
- Er moet voldoende zuurstof aanwezig zijn.
- Er moet een voldoende hoge temperatuur heersen, $t \geq 675 \text{ }^\circ\text{C}$.

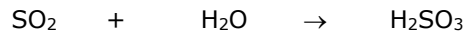
Maximaal 8 %

In de praktijk is het echter zo dat maximaal 8% van de aanwezige SO_2 omgezet kan worden tot SO_3 , bij AEC's gemiddeld 5,5 %. De gevormde SO_3 kan, als de omstandigheden gunstig zijn, met de aanwezige waterdamp een reactie aangaan en zwavelzuur vormen.

Dit verloopt volgens:



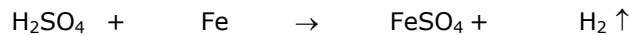
Bij lage temperatuur kan ook SO_2 omgezet worden volgens:



De H_2SO_3 (zwaveligzuur) kan alleen bij "lage" temperatuur bestaan. H_2SO_3 kan enkel bestaan bij temperaturen lager dan 100°C . Boven de 100°C valt de H_2SO_3 weer uiteen in SO_2 en H_2O .

Vloeibare fase

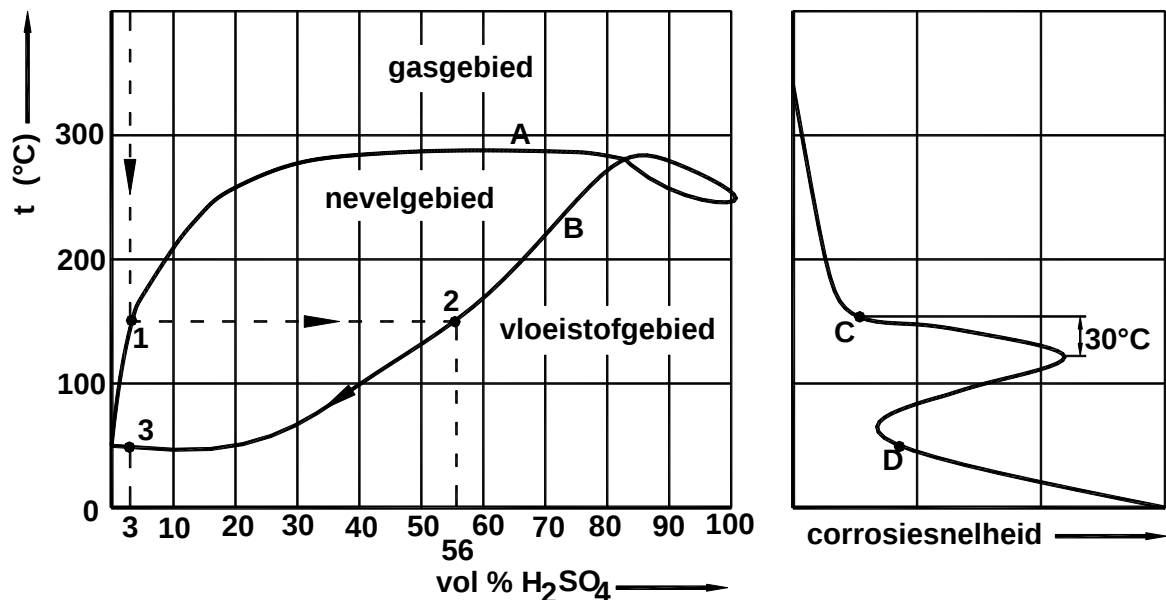
De H_2SO_4 in de rookgassen kan alleen schade aanrichten als dit zuur in vloeibare fase aanwezig is en dan vervolgens in aanraking komt met metaaldelen. Deze metaaldelen worden dan door het zuur aangetast (opgevreten) volgens:



Uit deze reactie blijkt dat het ijzer (Fe) wordt omgezet tot ijzer(II)sulfaat (FeSO_4).

De H_2SO_4 wordt enkel vloeibaar als dit een temperatuur bereikt die gelijk is of lager dan het zuurdauwpunt. Het zuurdauwpunt hangt af van het zwavelgehalte van de brandstof en de luchtfactor waarmee gestookt wordt. H_2SO_4 is ook erg stabiel bij hogere temperaturen.

Het maximaal haalbare zuurdauwpunt bedraagt 250°C , dit is als pure zwavel verbrand wordt.



Toelichting op afbeelding 20

Lijn A geeft het verloop aan van het zuurdauwpunt bij elke verhouding van H_2O en H_2SO_4 in gasvormige toestand.

Lijn B geeft de kooktemperatuur aan van de gevormde vloeistof bij elke verhouding van H_2O en H_2SO_4 in deze vloeistof.

Stel dat er 3 volumeprocenten gasvormige H_2SO_4 in de waterdamp aanwezig is, dan bedraagt het zuurdauwpunt 170 °C, zie punt 1.

De vloeistof die nu neer zou slaan op de keteldelen bevat dan 56% H_2SO_4 , zie punt 2. De werkelijke hoeveelheid zwavelzuur die neerslaat is niet af te lezen uit afbeelding 20. Bij daling van de gastemperatuur slaat vloeistof neer met een lager H_2SO_4 gehalte, zie punt 3.

Rechts op afbeelding 20 is de mate van corrosie weergegeven. Hierbij valt op dat bij een H_2SO_4 gehalte van 3% de corrosie-intensiteit wel begint te stijgen, punt C, maar pas bij een temperatuur van circa 30 °C onder het zuurdauwpunt maximaal wordt. Bij verdere daling van de temperatuur krijgen we een gebied waar de $H_2O + H_2SO_4$ nevel stabiel is en weinig neiging vertoont tot neerslag.

De optredende corrosie is dan minimaal, zie punt D. Bij nog verdere daling van de temperatuur treedt een rijke neerslag van zuur op en neemt de corrosiesnelheid zeer snel toe.

5.12.3 Corrosie na de wasser

Zoals uit de voorgaande paragrafen gebleken is, wordt het rookgas in de neutrale trap ontdaan van Zwavelverbindingen. Aangezien het rendement van een wastrap nooit 100 % bedraagt zal een gedeelte van de zwavelverbindingen met het rookgas de wastrap verlaten.

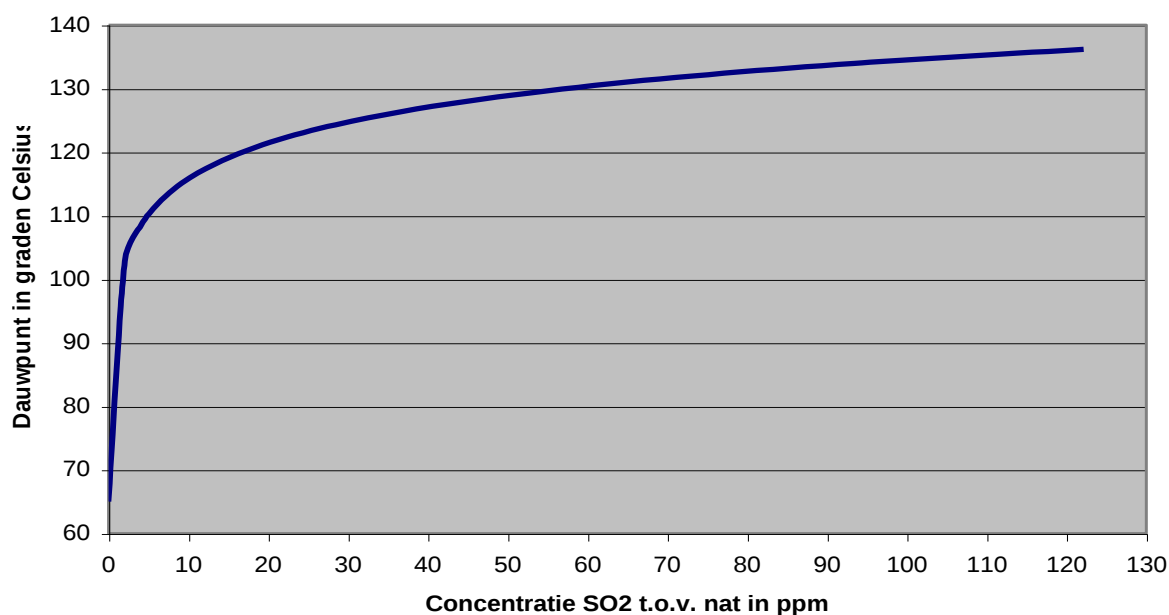
De aanwezige zwaveloxiden kunnen in combinatie met een aantal andere factoren tot ernstige corrosie van nageschakelde componenten leiden, te denken valt hierbij aan doekenfilters en actieve kool filters.

Factoren van invloed op de zwavelcorrosie:

- Het zuurstofgehalte
- Het vochtgehalte
- De concentratie SO_2
- De concentratie SO_3
- De druk van de rookgassen

Aangezien de rekenmethodes voor het berekenen van het zuurdauwpunt van zwavelzuur en desgewenst zoutzuur erg complex zijn volstaan we met het geven van een aantal diagrammen.

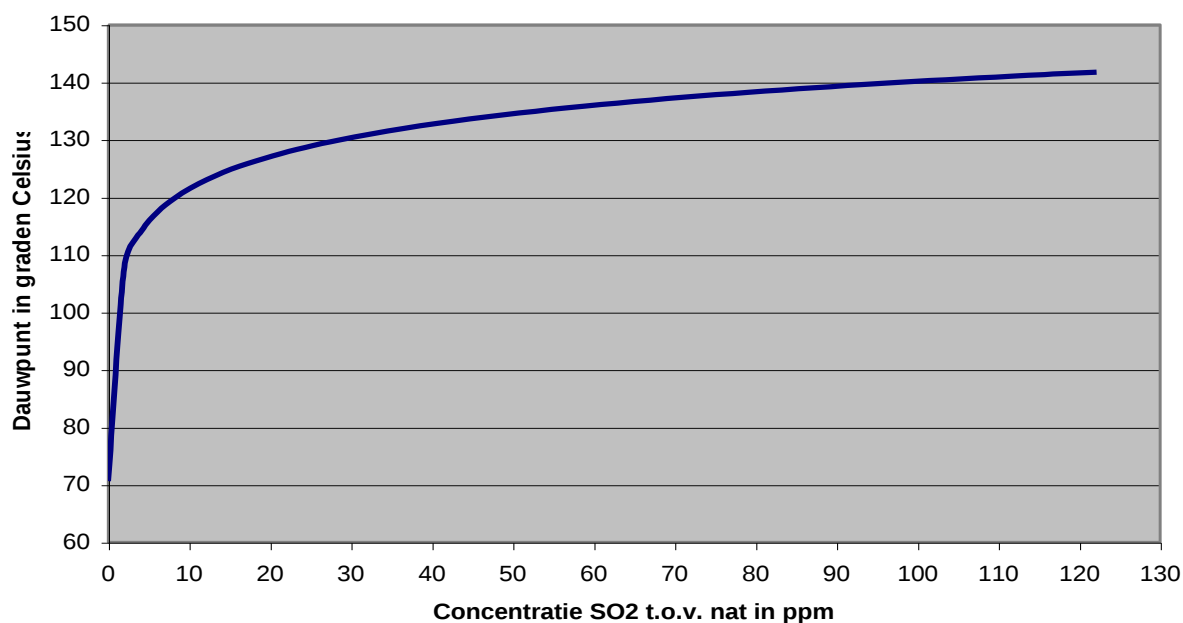
O₂ = 11 vol%; H₂O = 20 Vol %; Volumedeel SO₃ = 5 %; Rookgasdruk = 0,905 bar;
Partiele druk H₂O = 0,181 bar



Grafiek 1. Dauwpunt als functie van concentratie SO₂.

Als het volumedeel SO₃ ten opzichte van het SO₂ aandeel toeneemt, bijvoorbeeld van 5 % naar 10 %, zien we een verhoging van het zuurdauwpunt, zie grafiek 2.

O₂ = 11 vol%; H₂O = 20 Vol %; Volumedeel SO₃ = 10 %; Rookgasdruk = 0,905 bar;
Partiele druk H₂O = 0,181 bar



Grafiek 2. Dauwpunt als functie van concentratie SO₂.

Voorbeeld 1:

Stel dat we onderstaande gegevens hebben van de rookgassen na de Ketel.

Component	Nm ³ /uur	Volume %	Part. Druk Bar
CO ₂	7341,6	7,62	0,075916282
H ₂ O	18485,3	19,18	0,191148393
SO ₂	12,6	0,01	0,000130653
SO ₃	0,7	0,00069	6,87647E-06
HCl	0,0019	0,000002	1,98316E-08
N ₂	63658,8	66,05	0,658268209
O ₂	6883,5	7,14	0,071179567
Totaal	96382,6	100	0,99665

Voor de berekening hoe groot de hoeveelheid SO₂ in ppm ten opzichte van de totale hoeveelheid rookgas bedraagt, gaan we als volgt te werk:

1 ppm (parts per million) is één miljoenste deel. Hieruit volgt dat 10.000 ppm gelijk is aan 1% is, want:

$$\frac{10.000}{1.000.000} \cdot 100\% = 1\%$$

Voor de SO₂ vinden we nu:

$$\frac{\text{hoeveelheid SO}_2}{\text{totale hoeveelheid rookgas}} \cdot 100\%$$

$$\frac{12,6}{96382,6} \cdot 100\% = 0,01307\%$$

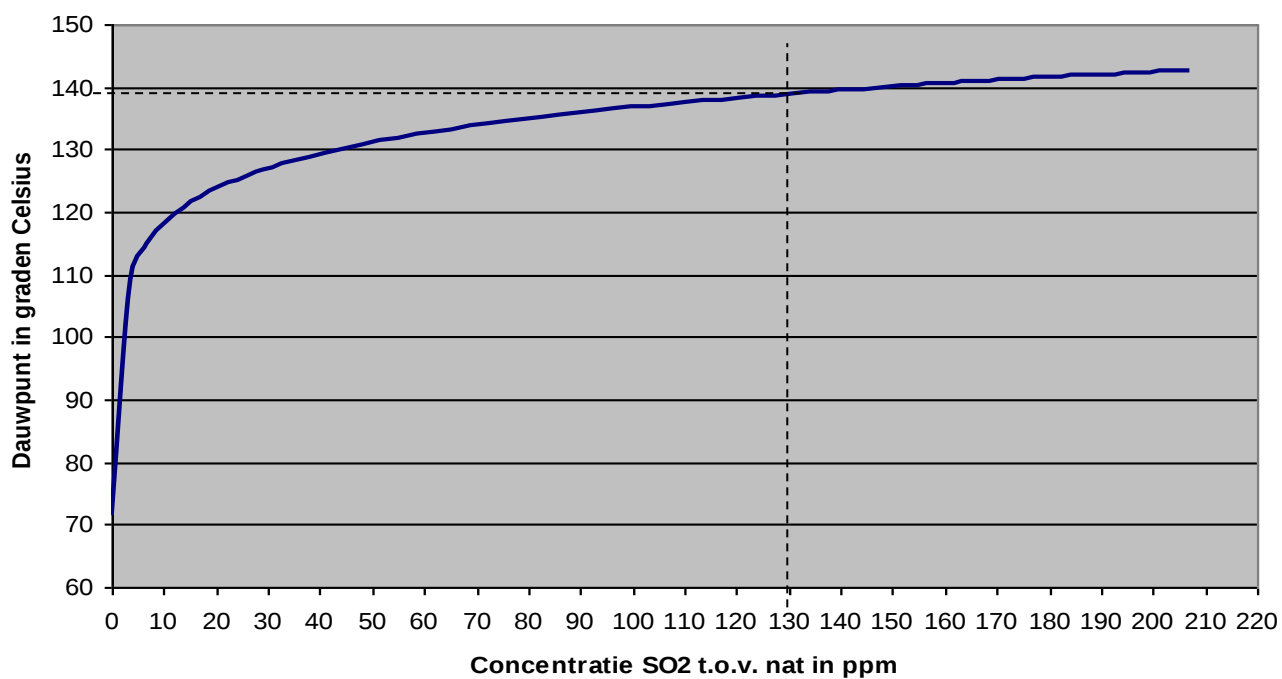
$$0,01307 \cdot 10.000 = 130,7 \text{ ppmv}$$

Er staat ppmv omdat het hier volume betreft.

De concentratie SO₂ bedraagt 130,7 ppmv.

Uit grafiek 3 blijkt dan dat het zuurdauwpunt circa 139 °C bedraagt.

O₂ = 7,14 vol%; H₂O = 19,18 Vol %; Volumedeel SO₃ = 5,5 %; Rookgasdruk = 0,9962 bar;
Partiele druk H₂O = 0,191 bar



Grafiek 3. Dauwpunt bij 130 ppmv SO₂.

Voorbeeld 2:

Stel dat we onderstaande gegevens hebben van de rookgassen na de neutrale trap.

Component	Nm ³ /uur	Volume %	Part. Druk Bar
CO ₂	7341,6	6,931887481	0,06742647
H ₂ O	28024,97	26,46097776	0,257385931
SO ₂	1,5351525	0,00144948	1,40991E-05
SO ₃	0,084433388	7,97214E-05	7,7545E-07
HCl	1,87948E-05	1,7746E-08	1,72615E-10
N ₂	63658,8	60,1062257	0,584653257
O ₂	6883,5	6,499379843	0,063219468
Totaal	105910,5	100	0,9727

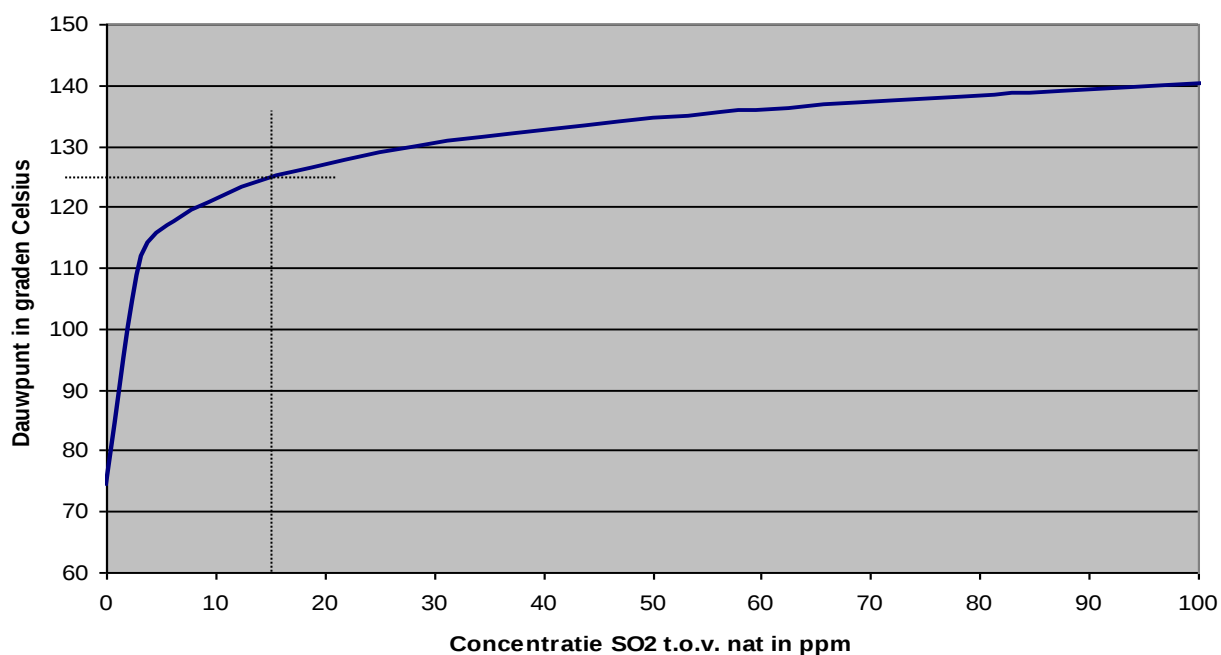
Voor de SO₂ vinden we dan:

$$\frac{1,5351525}{105910,5} \cdot 100\% = 0,0014494\%$$

$$0,0014494 \cdot 10.000 = 14,49 \text{ ppmv}$$

Uit grafiek 4 blijkt dan dat het zuurdauwpunt circa 125 °C bedraagt.

O₂ = 6,499 vol%; H₂O = 26,46 Vol %; Volumedeel SO₃ = 5,5 %; Rookgasdruk = 0,9727 bar;
Partiele druk H₂O = 0,2573 bar



Grafiek 4. Dauwpunt bij 14,49 ppmv SO₂.

5.13 De indikking van de wastrap

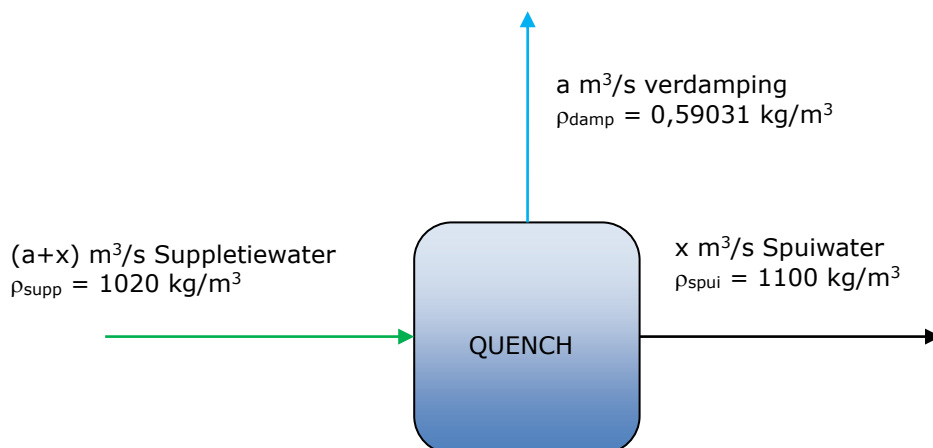
In het voorgaande hebben we gezien dat een wastrap gespuid dient te worden om ervoor te zorgen dat de geleidbaarheid of de dichtheid van het waswater niet te hoog oploopt.

Als voorbeeld zullen we een Quench nemen. Voor wat de waterstromen betreft kunnen we simpelweg aannemen dat er drie stromen zijn:

- de hoeveelheid suppletiewater
- de hoeveelheid spuiwater
- de hoeveelheid water dat verdampt

We nemen aan dat uit de Quench a kubieke meter water per seconde verdampt. Deze a kubieke meter bestaat uit het water dat verdampt en een eventueel sproeiverlies. Als de dichtheid van het suppletiewater 1020 kg/m^3 en dat de dichtheid van het spuiwater bijvoorbeeld 1100 kg/m^3 bedraagt, dan kunnen we de volgende vergelijking opstellen:

Als er " a " kubieke meter water per seconde in de Quench verdampt en er " x " kubieke meter waswater per seconde gespuid moet worden om de dichtheid constant op 1100 kg/m^3 te houden dan wil dat zeggen dat er $a+x$ kubieke meter water per seconde aan de Quench gesuppleerd moet worden. De dichtheid van de damp bedraagt $0,59031 \text{ kg/m}^3$. Dit is weergegeven op afbeelding 21.



Afbeelding 21. De waterstromen in de Quench.

Aan suppletiewater wordt er toegevoerd:
 $(a+x) \cdot 1020 \text{ kg/s}$

Er wordt gespuid:
 $x \cdot 1100 \text{ kg/s}$

Er verdampt:
 $a \cdot 0,59031 \text{ kg/s}$

Als de eis is dat de dichtheid constant blijft dan moet gelden:

$$(a + x) \cdot 1020 = x \cdot 1100 + a \cdot 0,59031$$

$a \cdot 0,59031$ is verwaarloosbaar ten opzichte van de andere twee termen.

$$1020 \cdot a + 1020 \cdot x = x \cdot 1100$$

$$1020 \cdot a = 80 \cdot x$$

$$x = 12,75 \cdot a$$

Uit het bovenstaande volgt dat, uitgaande van de aangenomen dichtheid, de hoeveelheid water die gespuid dient te worden 12,75 maal zo groot moet zijn als de hoeveelheid die verdampt.

Stel nu dat er 1 kubieke meter water per tijdseenheid verdampt, en er wordt 12,75 kubieke meter per tijdseenheid gespuid, dan volgt hieruit dat de totaal te suppleren hoeveelheid water aan de Quench $(12,75+1)=13,75$ kubieke meter per tijdseenheid wordt.

Omdat een deel van het water verdampt zal de dichtheid van het waswater toenemen. Het toenemen van de dichtheid van het waswater wordt het zogenaamde indikken genoemd.

De indikking is gedefinieerd als:

$$\text{Indikking} = \frac{\text{Zoutconcentratie in het waswater}}{\text{Zoutconcentratie in het suppletiewater}} = \frac{\text{Dichtheid van het waswater}}{\text{Dichtheid van het suppletiewater}} = \frac{1100}{1020} = 1,078$$

We zijn ervan uitgegaan dat de dichtheid van het suppletiewater 1020 kg/m^3 en de dichtheid van het spuiwater 1100 kg/m^3 bedraagt. Verder nemen we aan dat er per tijdseenheid 1 kilogram water verdampt, dan vinden we voor de hoeveelheid suppletiewater:

$$\dot{m}_{\text{suppletie}} = \dot{m}_{\text{verdamping}} \cdot \left(\frac{\text{Indikking}}{\text{Indikking}-1} \right)$$

$$\dot{m}_{\text{suppletie}} = 1 \cdot \left(\frac{1,078}{1,078-1} \right) = 13,75 \text{ kg/tijdseenheid}$$

In de praktijk worden hiertoe de onderstaande vergelijkingen voor gebruikt:

$$\dot{m}_{\text{sui}} = \dot{m}_{\text{verdamping}} \cdot \left(\frac{\text{Indikking}}{\text{Indikking}-1} \right) - (\dot{m}_{\text{verdamping}} + \dot{m}_{\text{sproei}}) \quad [\text{kg/s}]$$

$$\dot{m}_{\text{suppletie}} = \dot{m}_{\text{verdamping}} \cdot \left(\frac{\text{Indikking}}{\text{Indikking}-1} \right) \quad [\text{kg/s}]$$

$$\dot{m}_{\text{suppletie}} = \dot{m}_{\text{verdamping}} + \dot{m}_{\text{sproei}} + \dot{m}_{\text{sui}} \quad [\text{kg/s}]$$

$\dot{m}_{\text{suppletie}}$ = De totale hoeveelheid suppletiewater in kg/s

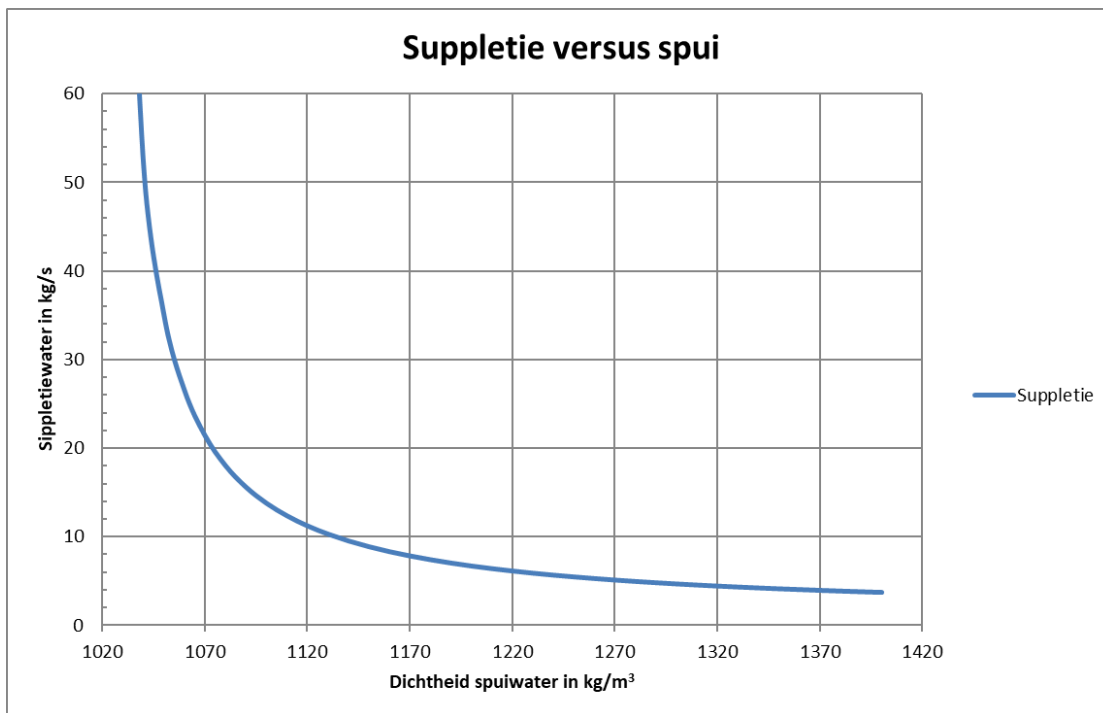
$\dot{m}_{\text{sui}}$ = De hoeveelheid water dat gespuid moet worden in kg/s

$\dot{m}_{\text{verdamping}}$ = De hoeveelheid water dat verdampt in kg/s

$\dot{m}_{\text{sproei}}$ = De hoeveelheid water dat verloren gaat als het sproeiverlies in kg/s

Op de onderstaande grafiek is het geheel grafisch weergegeven. De grafiek is opgemaakt voor de Quench en/of zure wastrap. Om de grafiek te maken is er van uitgegaan dat er 1 kilogram water per seconde verdampt.

Duidelijk te zien is dat wijziging aan de dichtheid van het spuiwater grote gevolgen heeft voor de hoeveelheid water die gesuppleerd dient te worden. De hoeveelheid spuiwater is sterk afhankelijk van de instelling van de dichtheid van het spuiwater. Hoe lager de dichtheid, hoe lager ook de geleidbaarheid van het te spuien water. Hoe meer water er gespuid wordt, hoe groter ook de hydraulische belasting van de waterzuivering wordt.



Grafiek 6. Verband tussen de hoeveelheid suppletiewater en de dichtheid van het spuiwater.

5.14 Aandachtspunten zure en basische wastrap

Voor de zure wastrap geldt:

- De geleidbaarheid van het waswater dat gespuid wordt moet circa 450 – 500 mS/cm bedragen.

Als de geleidbaarheid verlaagd wordt, dan zal er veel meer spuiwater richting de afvalwaterzuivering gestuurd worden, waardoor deze hydraulisch overbelast kan worden. De goede werking van de waterzuivering kan dan niet meer gewaarborgd worden.

Voor de basische wastrap geldt:

- De pH mag maximaal 6,4 bedragen, vanaf pH groter of gelijk aan 6,5 wordt ook CO₂ afgevangen, dit leidt tot een toename van het chemicaliën verbruik.
- Bij gebruik van NaOH moet de dichtheid van het spuiwater kleiner zijn dan 1120 kg/m³. Vanaf een dichtheid van 1120 kg/m³ en groter treedt er doorslag op van SO₃.
- Het zuurstofpercentage in de wastrap moet groter of gelijk zijn aan 6 vol%.
- De HCL concentratie bij binnentreden van de basische wastrap mag niet groter zijn dan 30 mg/Nm³.

6 Wastrap conventionele centrale

6.1 Kalksproeiwasser

Achter de zure wastrap kan voor de afscheiding van zwaveloxide een kalksproeiwasser worden aangebracht. Bij een kolencentrale ontbreekt de zure wastrap en is enkel de kalksproeiwasser geïnstalleerd. Het rookgas wordt in het onderste gedeelte van de wastoren ingebracht en onderweg naar boven in de absorptiezone met een wassuspensie besproeid. In dit gedeelte van de wasser wordt de resterende HCl, HF en de SO₂ afgescheiden. De voor de wassing vereiste kalkmelk wordt pH waarde afhankelijk naar het wassysteem geleid.

6.1.1 Absorptiezone

De absorptiezone bestaat uit 6 boven elkaar liggende sproeiniveaus, die ieder met verstoppingsvrij functionerende spiraalsproeiers zijn uitgerust. Een sproeiniveau bestaat uit in totaal 3 afzonderlijke sproeiers, die speciaal voor deze toepassing van een grote vrije doorgang zijn voorzien.

Het rookgas komt aan de bovenkant van de wasserafwatering in de SO₂-wasser terecht en doorstroomt zoals gezegd in tegengestelde richting de wassuspensie, die in de absorbeeruimte wordt gesproeid. Hierbij komen het rookgas en de wassuspensie intensief met elkaar in aanraking. Het rookgas verlaat de wasser nadat het een tweetraps druppelafscheider doorstroomd heeft, die als lamellenafscheider uitgevoerd is.

De reacties van de componenten die aan de rookgasontzwaveling deel hebben vinden in de vloeibare fase plaats.

In principe verlopen de processen als volgt:

Oplossing van SO₂

Komt het gasvormige SO₂ met water in aanraking, dan lost het daar gedeeltelijk in op, waarbij H⁺ en HSO₃⁻-ionen gevormd worden.

Des te hoger de H⁺-ionenconcentratie is, des te minder SO₂ door het water kan worden opgenomen.

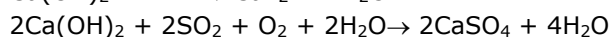
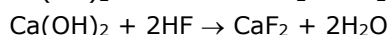
De toenemende Halogenenconcentratie leidt tot een daling van de pH-waarde (de oplossing reageert zuur).

Om nog meer SO₂ in de oplossing te kunnen opnemen, is het noodzakelijk, de Halogenen uit het evenwicht te verwijderen.

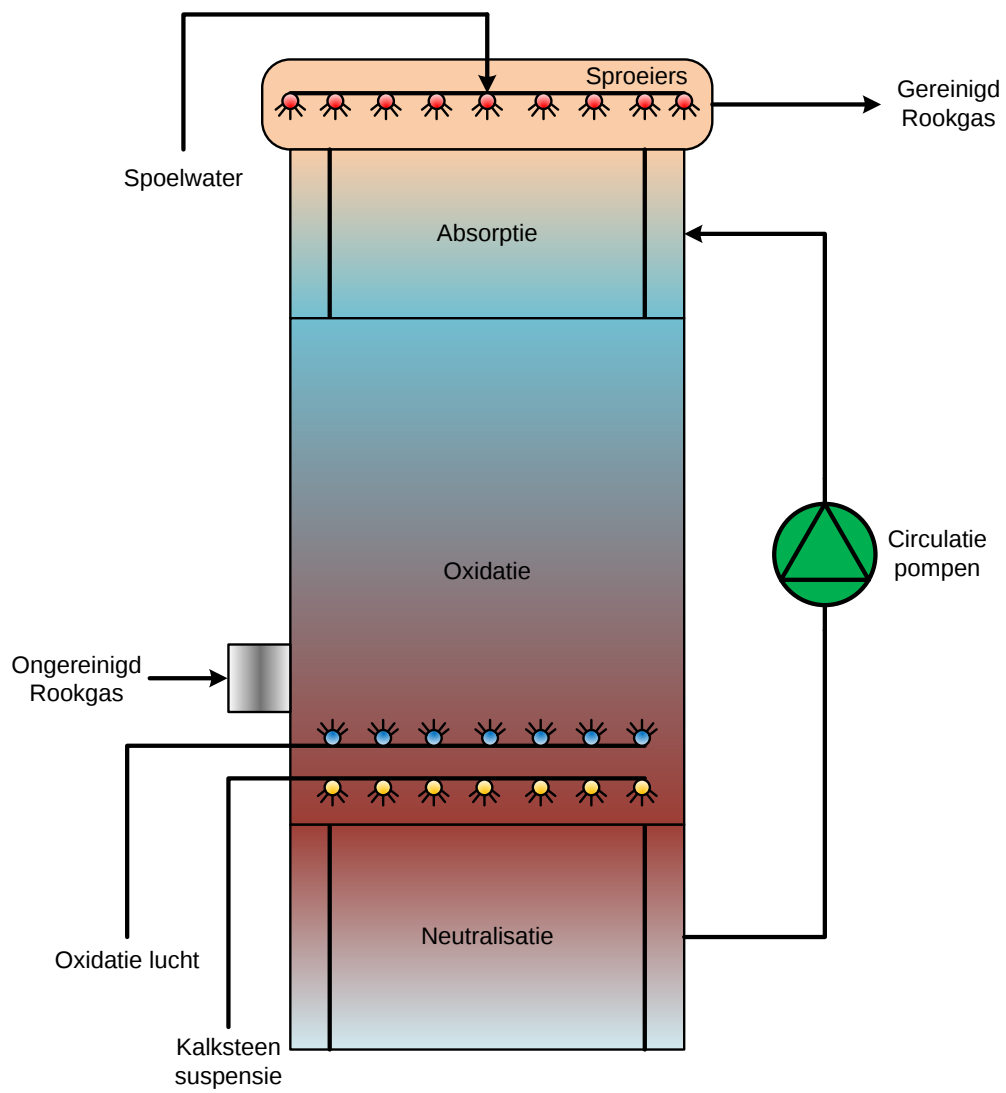
Omdat het ionenproduct $K = (H^+) \cdot (H SO_3^-)$ constant is, kan daardoor nog meer SO₂ opgelost worden.

Neutralisatie

Kalkmelk (10-15 gew. %) wordt gebruikt voor de neutralisatie, wat tot de volgende basisformules leidt:



Halogenen



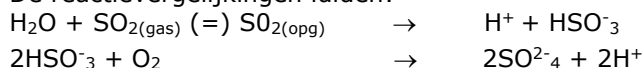
Afbeelding 1. Sproeiabsorber.

Oxidatielucht**Oxidatiezone**

De in de absorptiezone gesproeiide wasvloeistof verzamelt zich in de wasser onder de gasinstroom, die proces technisch in twee zones is onderverdeeld. Via een luchtverdelingssysteem wordt oxidatielucht in tegengestelde richting door de wasvloeistof geleid. Vervolgens vermengt de oxidatielucht zich met het rookgas. De zones worden door verschillende pH-waarden gekenmerkt.

De wasvloeistof, dat zich in de oxidatiezone bevindt, heeft een aanzienlijk lagere pH-waarde dan bij de intrede in de absorptiezone, omdat het deels met H^+ -ionen beladen is.

De reactievergelijkingen luiden:



In dit verband is het van belang om pH-waarden van minder dan 5,5 aan te houden, zodat vermeden wordt dat het bijna onoplosbare $CaSO_3$ ontstaat.

Om deze reden wordt de pH-waarde aan het einde van de oxidatiezone gemeten.

Om geen te hoge pH waarde te krijgen, waardoor het bedrijf belemmerd zou worden, wordt er alleen kalkmelk aan de wasserbuffer toegevoegd als er genoeg halogenen aanwezig zijn. Een tweede pH meting, die tegelijkertijd als reserve meting dient, is in de circulatieleiding ondergebracht. Hier kan direct de uitwerking van de kalkmelktoevoer gecontroleerd worden.

Verder wordt via de zeer nauwkeurig te controleren uitsluiting van gipsuspensie in het hydro cycloon station een nauw bereik van de concentratie van vaste stof in de wasvloeistof ingesteld. Deze methode heeft als voordeel dat er geen gevaar is voor oncontroleerbaar neerslaan van gips op delen van de wasser. De vaste stof in de wasvloeistof bestaat bijna uitsluitend uit gipskristallen, waarop het zich vormende gips meteen weer afzet.

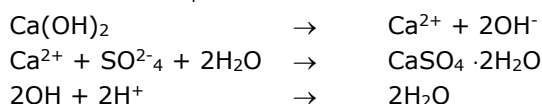
Neutralisatiezone

De wasvloeistof stroomt langs de verdringer en oxidatieluchtpijpen de neutralisatiezone in. De verdringerpijpen bedekken circa de helft van de diameter. De snelheid van de wasvloeistof wordt gedwongen verhoogd, waardoor een terugmenging tussen de neutralisatiezone en de oxidatiezone onmogelijk wordt gemaakt. Vlak aan de onderzijde van deze ruimte met verhoogde stroomsnelheid wordt de waterige additief-suspensie zodanig toegevoegd dat er een intense vermenging zonder extra roerwerken plaatsvindt. De tangentiaal aangebrachte kalkmelksproeiers beschikken over een mantelpijp waar continu zogeheten stuwwater uit de circulatieleiding door stroomt.

Door de toevoeging van het additief aan de aanvankelijk nog zure wasvloeistof worden overtollige Halogenen verwijderd, zodat de pH-waarde toeneemt.

Oplosbaarheid

Het oplosbaarheidsproduct $K = (Ca^{2+}) \cdot (SO_4^{2-})$ wordt overschreden en de vaste $CaSO_4$ slaat neer.



Vloeistofcirculatie

De in de wasserbuffer geneutraliseerde wasvloeistof wordt met behulp van de pompen naar de sproeiniveaus in het absorptiegedeelte getransporteerd.

Dankzij de speciale opstartschakeling en de goede positionering van de pijpleidingen kan de totale wasvloeistof bij het stopzetten van de reinigingslijn in het systeem blijven.

Roerwerken zijn niet nodig.

Bij het opstarten wordt via een circulatiepomp vloeistof vanuit het bovenste gedeelte van de buffer in het onderste gedeelte geperst en daarmee mengen zich de gesedimenteerde vaste stoffen. Dit terugspoelproces is na circa 5 minuten beëindigd. Vervolgens worden de pompen zonder te stoppen op het normale circulatiebedrijf omgeschakeld.

Dit opstartsysteem is in afvalverbrandingsinstallaties succesvol toegepast. Bij de stilstand is geen energie nodig. Leegmaken is normaliter niet noodzakelijk; de installatie kan in zeer korte tijd weer in bedrijf worden genomen.

Alleen bij langere stilstanden dient de vloeistof in een leeglooptank gepompt te worden.

Via het centrale doseersysteem in de retourtank wordt een zware metalen sedimentatiemiddel in wastrap 2 ingebracht, om de afscheiding van kwik te verbeteren.

7 Stikstofoxiden

7.1 Algemeen

Zure depositie is te wijten aan de uitstoot van voornamelijk een drietal stoffen, namelijk SO₂ (zwaveldioxide), NO_x (stikstofoxiden) en NH₃ (ammoniak). De natuurlijke emissie van deze stoffen is erg gespreid en levert geen problemen op. De niet natuurlijke emissie is veel minder homogeen verdeeld en leidt daarom wel tot problemen.

SO₂ en NO_x zijn verbrandingsemissies, de emissie van NH₃ is onder meer afkomstig uit de intensieve veehouderij.

Zure regen

Zure regen wordt veroorzaakt door de uitstoot van deze zure depositie, met als gevolg:

- het aantasten van de bossen
- verzuring van kalkarme meren, met gevolg, vissterfte
- verzuring van vennen waardoor de vegetatie verandert
- daling van de landbouwopbrengst
- aantasting van monumenten en gebouwen
- aantasting van archieven
- aantasting via corrosie van allerlei materialen en installaties

Verkeer

Ruim 62%, van de bij de verbranding, vrijkomende NO_x komt voor rekening van het wegverkeer. Ongeveer 30% komt voor rekening van stookinstallaties. De overige 8% komt vrij bij diverse chemische processen.

7.1.1 NO_x vorming

NO_x is de optelsom van voornamelijk stikstofmonoxide NO (>95%) en in mindere mate stikstofdioxide NO₂ (<5%), die ontstaat bij het oxideren van stikstof tijdens het verbrandingsproces. De stikstof wordt met de verbrandingslucht aangevoerd, die voor 78 volume % uit stikstof bestaat. Deze stikstof is tijdens de verbranding in en rond de vlam aanwezig, maar doet niet mee aan de verbranding. De in de verbrandingslucht aanwezige zuurstof, 21 volume %, wordt tijdens de verbranding bijna volledig gebruikt. Omdat men echter met een luchtvermaat stookt, blijft er in de rookgassen nog een ruime hoeveelheid zuurstof over. Tijdens de verbranding wordt voornamelijk NO gevormd terwijl NO₂ grotendeels wordt gevormd na de verbranding bij een lagere temperatuur in de dan gevormde rookgassen.

7.1.2 Geel/bruine rookgassen NO₂

NO is een onzichtbaar gas, terwijl NO₂ een geel / bruin gekleurd gas is dat zichtbaar is in kleine concentraties. Deze typische kleur wordt zichtbaar wanneer de NO₂ emissie in de schoorsteen de circa 75 ppm overschrijdt.

Deze gele kleur is een indicatie voor de NO₂ hoeveelheid, maar is niet representatief voor de totale NO_x emissie zoals eerder is genoemd.

Hoewel NO₂ erg giftig en gevaarlijk voor de gezondheid is (GRENS-waarde < 1 ppm), is de schadelijke werking: de enorme corrosie die het kan veroorzaken door verzuring van het leefmilieu.

7.2 Achtergrond

Om aan de emissie-eisen van stikstofoxiden te voldoen, is een verdere behandeling van de rookgassen noodzakelijk. NO_x is een belangrijke verzurende component. Daarnaast staat het bekend als broeikasgas. Van het element stikstof (N_2) bestaan meerdere oxiden. De bekendste die een rol spelen bij verbrandingsprocessen zijn stikstofmonoxide (NO) en stikstofdioxide (NO_2). Ze worden meestal gezamenlijk aangeduid met de formule NO_x . NO_x staat voor NO en NO_2 .

Er bestaan verschillende vormingsmechanismen voor NO_x .

- Oxidatie van stikstofverbindingen uit brandstof. Hierbij wordt voornamelijk NO gevormd. De NO_x die op deze wijze wordt gevormd heet brandstof NO_x .
- Directe oxidatie van moleculaire stikstof uit de lucht tijdens de verbranding. Hieraan wordt gerefereerd als thermische NO_x . Deze reactie is sterk endotherm (vraagt veel energie) en temperatuurafhankelijk en vindt voornamelijk plaats bij temperaturen boven 600 graden Celsius. Een hogere temperatuur leidt tot een verhoogde NO_x vorming.
- Prompt NO_x
Wordt evenals thermische NO_x gevormd uit stikstofmoleculen in de verbrandingslucht, met dit verschil dat de stikstof eerst met de koolwaterstoffen uit de brandstof reageert, waarna een verdere omzetting naar stikstofoxiden plaatsvindt.

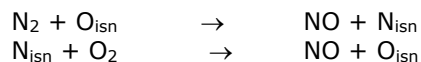
Verder worden er nog kleine hoeveelheden van onderstaande oxiden gevormd:

- distikstofmonoxide (N_2O , lachgas)
- N_2O_3 , N_2O_4 en N_2O_5 .

Radicalen

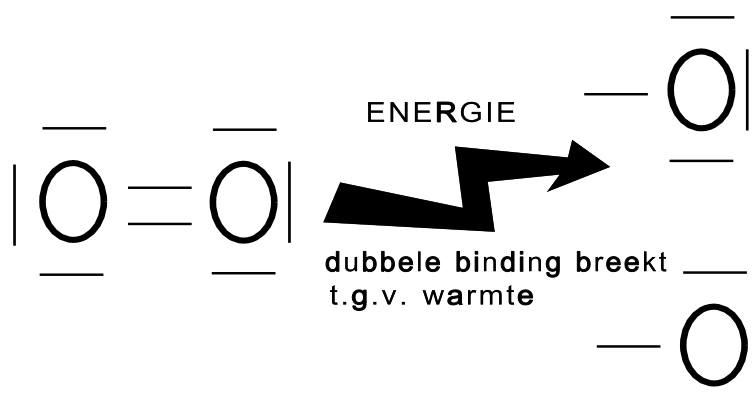
Bij de vorming van elke 'soort' stikstofoxide speelt de temperatuur een hoofdrol. Bij extreme energietoevoer kunnen uit moleculen zogenaamde radicalen ontstaan.

Radicalen zijn reactieve deeltjes die één elektron teveel of één proton te weinig hebben waardoor ze zeer snel reageren met andere moleculen.



O_{isn} zijn gevormde radicalen tijdens de verbranding.

Zuurstof streeft, zoals ieder gas, naar de edelgasconfiguratie waarbij acht elektronen in de buitenste schil aanwezig zijn. Hierbij ontstaat een onderling dubbele binding zoals afbeelding 1. Wanneer nu een grote hoeveelheid energie wordt toegevoerd aan het molecuul wordt de binding verbroken en is een radicaal ontstaan.



De zuurstofatomen hebben samen 8 elektronen in de buitenste schil, edelgasconfiguratie

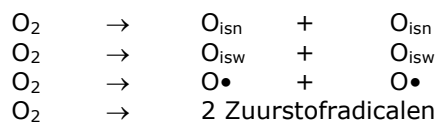
Gevormde zuurstofradicalen

Afbeelding 1. Ontleding van zuurstofmoleculen in radicalen.

Edelgasconfiguratie

Deze zuurstof radicalen gaan zeer gemakkelijk een verbinding aan vanwege het streven naar een edelgasconfiguratie, waardoor uiteindelijk de NO_x ontstaat volgens de gegeven reactievergelijkingen, zie tabel 1. Hoe en waar NO_x vorming plaatsvindt en waar deze van afhankelijk is, is tevens op de volgende pagina weergegeven, waarbij ook is aangegeven welke chemische reacties hierbij plaatsvinden.

Het ontleden van de zuurstofmoleculen bij temperaturen hoger dan 600 °C wordt met verschillende notaties aangegeven. Zo kennen we:



O_{isn} betekent "in statu nascendi" en dit is in het Nederlands O_{isw} , dit staat voor "in staat van wording".

Stikstof-oxide		Plaats van vorming	Reactie	Voornaamste beïnvloedingsfactor NO _x -vorming
NO	Thermisch	Vlam Pre reaction zone	a. Uit de verbrandingslucht: $O_{isw} + N_2 \rightarrow NO + N_{isw}$ $N_{isw} + O_2 \rightarrow NO + O_{isw}$	Concentratie van zuurstof radicalen. Dit is weer afhankelijk van de verbrandingstemperatuur en tijd. Bij temperaturen > 600 °C
	Brandstof		b. Uit de brandstof: $N_{isw} + (OH)^- \rightarrow NO + H_{isw}$	Stikstof zit hier in gebonden vorm in de brandstof.
	Prompt	Vlam	$CN + H_2 \rightarrow HCN^* + H_{isw}$ $CN + H_2O \rightarrow HCN^* + OH^-$ $CN + N_2 \rightarrow HCN^* + N_{isw}$	Hoeveelheid gevormde zuurstofradicalen tijdens de verbranding. Overmaat lucht.
	Fuel	Vlam	Reactie met CN-componenten (zie boven) en andere onbekende componenten	Snelle afkoeling van de verbrandingsgassen door b.v. een gasturbine
NO ₂		Vlam	$NO + HO_2 \rightarrow NO_2 + OH^-$	Temperaturen lager dan 650 °C. Zuurstofconcentratie en tijd
		Rookgas-kanaal en schoorsteen	$2NO + O_2 \rightarrow 2NO_2$	Zuurstofconcentratie, lichtsterkte (zon), luchtvervuiling en tijd.
		Atmosfeer	$NO_2 + Licht \rightarrow NO + O_{isw}$ $NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$	
* produceert NO _x				

Tabel 1. Vorming van stikstofoxiden NO & NO₂.

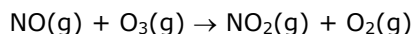
Na afkoeling en met contact met lucht wordt NO langzaam in NO₂ omgezet.

De bijdrage van de stikstofoxidevorming via deze reactie in het proces van afvalverbranding is naar verwachting gering. De stikstofoxiden worden voornamelijk gevormd uit reeds in het afval aanwezige stikstofverbindingen, die bij afbraak de stikstof in een voor zuurstof beter toegankelijke vorm beschikbaar stellen, de brandstof NO_x. Bij de in de vuurhaard heersende energetische condities wordt circa twee kg stikstofoxiden gevormd uit een ton afval.

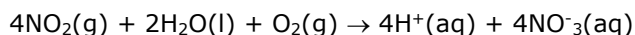
Dit betekent dus bij een verbruik van circa 6000 Nm³ verbrandingslucht per ton afval een concentratie van circa 350 mg NO_x per Nm³ rookgas. Deze concentratie komt vrij algemeen voor in de ongereinigde rookgassen van afvalverbrandingsinstallaties.

Ozon

De stikstofoxiden leveren een bijdrage aan verzuring van het milieu. De stikstofoxiden kunnen in de atmosfeer worden omgezet in schadelijke zure stoffen die de oorzaak zijn van "zure regen". Stikstofmonoxide in de atmosfeer wordt eerst met Ozon omgezet in NO₂:



Vervolgens wordt het NO₂ via tal van reacties omgezet in salpeterzuur:

**Salpeterzuur**

Dit salpeterzuur (HNO₃) komt in aanraking met waterdamp in de lucht, dat bij condensatie naar beneden komt als neerslag.

De ontstane "zure neerslag" vormt een bedreiging voor bossen, gewassen, oppervlakte- en grondwater.

We moeten er vanuit gaan, dat bij stoppen van de uitstoot van verzurende stoffen in Nederland, de hoeveelheid zure regen slechts met 25% zou verminderen. De rest van de verontreinigingen komt uit andere landen overwaaien. Daartegenover staat uiteraard dat maatregelen van onze kant ook de "zure neerslag" in onze buurlanden zou verminderen omdat 75% van de in Nederland uitgestoten NO_x naar onze buurlanden overwaait.

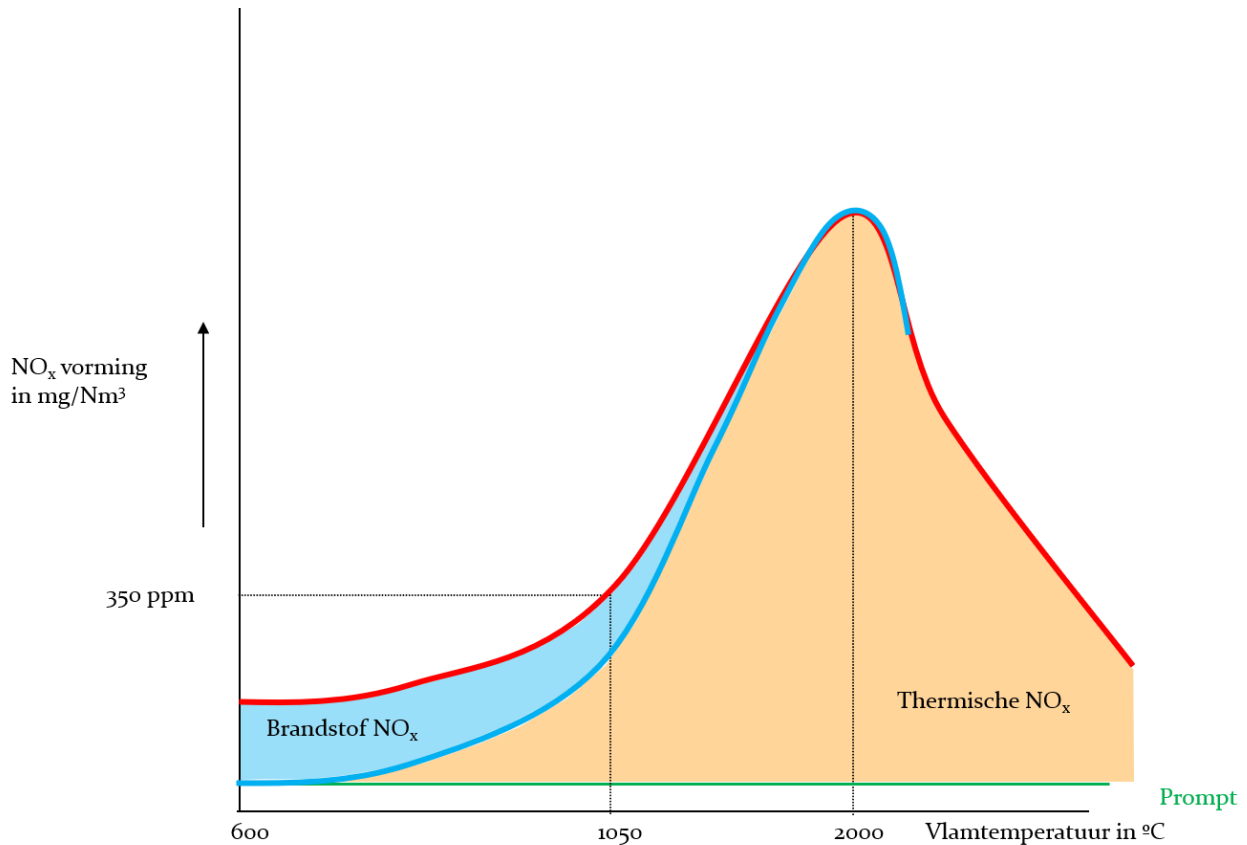
Doordat de verbrandingstemperaturen bij huisvuilverbranding normaliter niet boven de 1100 °C komen, blijft de NO_x vorming beperkt. De concentratie in de rookgassen bij huisvuil is normaliter niet meer dan 250 mg/Nm³.

Ter illustratie: per ton afval wordt circa 2 kg NO_x gevormd.

Samenvattend kunnen we zeggen dat de NO_x vorming afhankelijk is van een aantal parameters, te weten:

- de vlamtemperatuur
- de luchtfactor
- de vorm van de vlam
- de warmtebelasting van de vuurhaard
- temperatuur van de verbrandingslucht
- de geometrie van de vuurhaard
- de verblijftijd

De belangrijkste oorzaak is echter de vlamtemperatuur. Op afbeelding 2 is de invloed hiervan te zien. Tevens is schematisch aangegeven hoe de verschillende soorten NO_x zich verhouden.



Afbeelding 2. NO_x vorming bij een AEC als functie van de vlamtemperatuur.

De grafiek leert ons dat bij toenemende vlamtemperaturen de NO_x productie toeneemt. We kunnen ons nu afvragen hoe we de vlamtemperatuur kunnen verlagen. Daarvoor is een kleine theoretische toelichting nodig.

Volgens de DIN Norm 1942 geldt voor de toegevoerde energie aan de ketel:

$$\dot{Q}_{toe} = \dot{m}_b \cdot H_o + \dot{m}_b \cdot c_b \cdot (t_b - t_r) + \dot{m}_b \cdot \lambda \cdot M_{ltheoretisch} \cdot c_l \cdot (t_l - t_r) + P_{circpomp}$$

Laten we nu de circulatiepomp buiten beschouwing, we hebben immers natuurlijke circulatie, dan geldt:

$$\dot{Q}_{toe} = \dot{m}_b \cdot H_o + \dot{m}_b \cdot c_b \cdot (t_b - t_r) + \dot{m}_b \cdot \lambda \cdot M_{ltheoretisch} \cdot c_l \cdot (t_l - t_r)$$

De DIN Norm 1942 rekent altijd met de volgende waarden:

Soortelijke warmte lucht	c_l	=	1,005 kJ/(kg·K)
Soortelijke warmte rookgas	c_g	=	1,0 kJ/(kg·K)
Richttemperatuur	t_r	=	25 °C
Soortelijke warmte vlieg	c_{vlieg}	=	0,84 kJ/(kg·K)
Soortelijke warmte slak	c_{slak}	=	1 kJ/(kg·K)

We nemen het volgende aan:	
Massa afval dat verstoekt wordt	= 25 ton/uur
Stookwaarde afval	= 10.000 kJ/kg
Theoretische luchthoeveelheid	= 3,5 kg/kg afval
Soortelijke warmte afval	= 2 kJ/kg
Massa vlieg gas	= 3 %
Temperatuur vlieg gas	= Vlamtemperatuur
Massa slak	= 25 %
Temperatuur slak	= 500 °C
Luchttemperatuur	= 30 °C
Temperatuur van het afval	= 50 °C

We kunnen nu stellen dat de toegevoerde energie aan de oven gelijk moet zijn aan degene die de oven verlaat.
Dus de toegevoerde warmte is de som van de warmte in de rookgassen, die van de warmte in de slak en die van de warmte in het vlieg gas.

Ofwel:

$$\dot{Q}_{toe} = \dot{Q}_{rookgas} + \dot{Q}_{slak} + \dot{Q}_{vlieg}$$

We gaan eerst uit van een luchtfactor van 1,5.

Ingevuld:

$$\dot{Q}_{toe} = \frac{25000}{3600} \cdot 10000 + \frac{25000}{3600} \cdot 2 \cdot (50 - 25) + \frac{25000}{3600} \cdot 1,5 \cdot 3,5 \cdot 1,005 \cdot (30 - 25)$$

$$\dot{Q}_{toe} = 69974,8 \text{ kW}$$

De massa rookgas wordt:

$$\dot{m}_g = (\dot{m}_b - \dot{m}_{slak}) + (\dot{m}_b \cdot \lambda \cdot M_{ltheor})$$

$$\dot{m}_g = \left(\frac{25000}{3600} - 0,25 \cdot \frac{25000}{3600} \right) + \left(\frac{25000}{3600} \cdot 1,5 \cdot 3,5 \right)$$

$$\dot{m}_g = 41,66 \text{ kg/s}$$

De warmte in de rookgassen:

$$\dot{Q}_{rookgas} = \dot{m}_g \cdot c_g \cdot T_{vlam}$$

$$\dot{Q}_{rookgas} = 41,66 \cdot 1,2 \cdot T_{vlam}$$

c_g boven 1000 °C bedraagt 1,2 kJ/(kg·K)

De warmte met de slak:

$$\dot{Q}_{slak} = \dot{m}_{slak} \cdot c_{slak} \cdot t_{slak}$$

$$\dot{Q}_{slak} = 0,25 \cdot \frac{25000}{3600} \cdot 1,0 \cdot 500$$

$$\dot{Q}_{slak} = 868 \text{ kW}$$

De warmte met de vliegass:

$$\dot{Q}_{vliegass} = \dot{m}_{vliegass} \cdot c_{vliegass} \cdot T_{vlam}$$
$$\dot{Q}_{vliegass} = 0,03 \cdot \frac{25000}{3600} \cdot 0,84 \cdot T_{vlam}$$

Alles aan elkaar gelijk gesteld:

$$\dot{Q}_{toe} = \dot{Q}_{rookgas} + \dot{Q}_{slak} + \dot{Q}_{vliegass}$$
$$69974,8 = 41,66 \cdot 1,2 \cdot T_{vlam} + 868 + 0,03 \cdot \frac{25000}{3600} \cdot 0,84 \cdot T_{vlam}$$
$$69974,8 = 49,992 \cdot T_{vlam} + 868 + 0,175 \cdot T_{vlam}$$
$$T_{vlam} = 1377 \text{ }^{\circ}\text{C}$$

Stel dat nu de luchtfactor 1,2 wordt:

$$\dot{Q}_{toe} = \frac{25000}{3600} \cdot 10000 + \frac{25000}{3600} \cdot 2 \cdot (50 - 25) + \frac{25000}{3600} \cdot 1,2 \cdot 3,5 \cdot 1,005 \cdot (30 - 25)$$
$$\dot{Q}_{toe} = 69938,2 \text{ kW}$$

De warmte in het rookgas wordt nu:

$$\dot{m}_g = \left(\frac{25000}{3600} - 0,25 \cdot \frac{25000}{3600} \right) + \left(\frac{25000}{3600} \cdot 1,2 \cdot 3,5 \right)$$
$$\dot{m}_g = 29,16 \text{ kg/s}$$
$$\dot{Q}_{rookgas} = 29,16 \cdot 1,2 \cdot T_{vlam}$$

De warmte in de slak en het vliegass blijft hetzelfde, dus nu volgt:

$$69938,2 = 29,16 \cdot 1,2 \cdot T_{vlam} + 868 + 0,03 \cdot \frac{25000}{3600} \cdot 0,84 \cdot T_{vlam}$$
$$T_{vlam} = 1964 \text{ }^{\circ}\text{C}$$

Dit is enkel maar bedoeld als voorbeeld, aangetoond is echter dat bij een afnemende luchtfactor de vlamtemperatuur in eerste instantie toeneemt. Als echter de luchtfactor, *voor de verbranding*, kleiner wordt dan 1, dan daalt de vlamtemperatuur, als gevolg van zuurstofgebrek.

Let wel: deze berekening geldt voor een adiabatische verbranding in een oven met vuurvaste bemetseling als wanden en met nageschakelde ketel. Bij een nageschakelde ketel wordt circa 10 à 15 % van de ingebrachte energie uit de vuurhaard verwijderd, als gevolg van vlamstraling naar de ovenwanden, dit gaat dus gepaard met een temperatuurverlaging.

7.3 Vlamtemperatuur verlaging

De temperatuur van de vlam kan in principe op drie manieren worden verlaagd, te weten:

- Verhoging van de luchtfactor.
- Drastische verlaging van de luchtfactor voor de verbranding, dus de primaire luchtfactor.
- Rookgas recirculatie.

Bij een temperatuur van circa 2000 °C bedraagt de tijd die nodig is om 500 ppm NO te produceren slechts 0,1 seconde.

1800 °C

Bij een temperatuur van 1800 °C bedraagt dit al 1 seconde.

7.3.1 Verhoging van de luchtfactor

Dit is niet aan te bevelen. Het gevolg hiervan is dat de massa stroom rookgassen toeneemt, met gevolg dat het schoorsteenverlies groter wordt en daarmee het ketelrendement daalt.

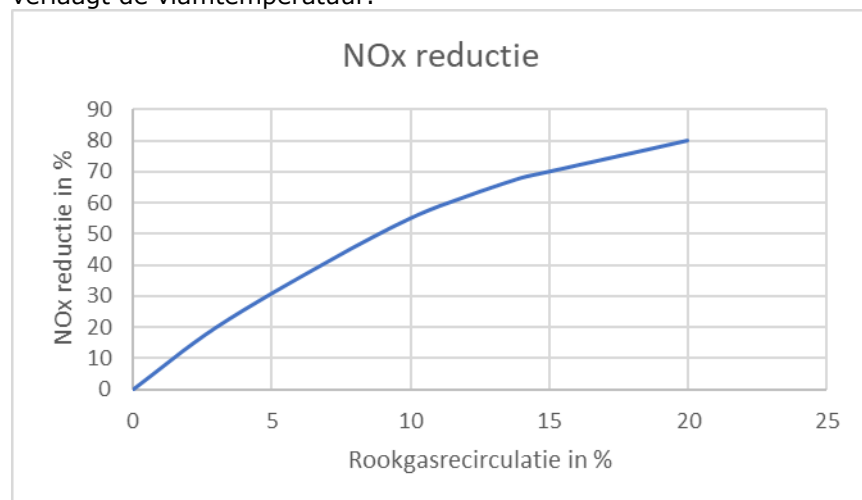
7.3.2 Verlaging van de luchtfactor voor de verbranding

Een optie is de hoeveelheid primaire lucht te verminderen, met andere woorden men creëert een zuurstofarm milieu. Gevolg daarvan is dat de vlamtemperatuur daalt als gevolg van minder warmteproductie van de koolstof. Een vervelende bijkomstigheid is dat men CO vorming krijgt. Deze CO moet met de secundaire lucht worden omgezet tot CO₂. Let op! De totale luchtfactor moet hierbij constant blijven, men is immers gebonden aan minimaal 6 volume % zuurstof in de schoorsteen.

7.3.3 Rookgasrecirculatie

- Hier maakt men gebruik van rookgas dat na het E-filter wordt afgetakt. Vervolgens mengt men het rookgas met primaire of secundaire lucht. Hier creëert men dus ook een zuurstofarm milieu.

De aanwezige NO_x in het recirculatie gas absorbeert warmte, dus verlaagt de vlamtemperatuur.



7.4 Koolmonoxide

CO ontstaat in de vuurhaard bij de niet volledige verbranding van het afval. Er zijn verschillende oorzaken voor deze niet volledige omzetting; te noemen valt een plaatselijk te lage verbrandingstemperatuur of een te lage vuurhaardtemperatuur in het algemeen en een (plaatselijk) tekort aan zuurstof op het rooster of in de uitbrandzone.

Hoge CO vorming vindt het meest plaats bij enigszins verouderde verbrandingsinstallaties met een niet-optimale vuurhaardgeometrie. Hierdoor is de menging van de verbrandingsgassen met zuurstof gebrekkig en zal de verbranding niet volledig verlopen.

Om de emissiewaarde voor CO te halen, zullen alleen primaire maatregelen effect hebben.

Te lage verbrandingstemperaturen, ook plaatselijk, kunnen voor een goed deel worden voorkomen door:

- a. Goede luchtmenging onder en boven het rooster.
- b. Goede regeling van het rooster.
- c. Het op de juiste plaats en onder de juiste condities injecteren van secundaire verbrandingslucht.
- d. Het toepassen van primaire luchtverwarming.

Men kan stellen dat verwarming van primaire lucht de gemiddelde vuurhaardtemperatuur zodanig omhoog brengt dat de omzetting van CO naar CO₂ vollediger en sneller geschiedt. Tevens is de kans op aanwezigheid van koude luchtstromen in de vuurhaard aanzienlijk verminderd.

Bij bestaande installaties zal de vuurhaardgeometrie maar in beperkte mate kunnen worden geoptimaliseerd. Bij nieuw te bouwen installaties zijn de mogelijkheden voor optimalisatie van de vuurhaardgeometrie met name in de ontwerpfase aanwezig. Door middel van stromingsonderzoek zal vervolgens moeten worden aangetoond dat een optimale vuurhaardvorm is verkregen.

Ook heeft zijwandkoeling effect op het CO percentage. Zijwand koeling is weliswaar gunstig met betrekking tot het verminderen van de hoeveelheid slak die zich afzet, aan de andere kant echter, brengt men koude lucht in, die vervolgens koude CO produceert.

Nu is er chemisch gezien geen verschil tussen koude en warme CO, alleen de manier van ontstaan is anders.

7.4.1 Koude CO

Deze ontstaat bij voldoende zuurstof en een te lage verbrandingstemperatuur. Een temperatuur lager dan 675 °C.

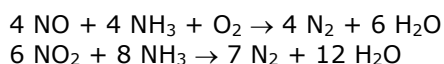
7.4.2 Warme CO

Deze ontstaat bij voldoende hoge verbrandingstemperaturen maar een gebrek aan zuurstof. Een temperatuur hoger dan 675 °C.

7.5 Het SNCR-systeem

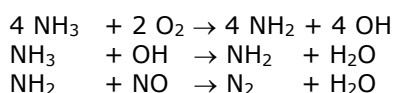
Reductie

Dit is een proces, waarbij ammonia of ureum als reactiemiddel in de rookgasstroom wordt ingespoten om de stikstofoxiden (NO_x) te reduceren tot moleculaire stikstof en waterdamp. Tegenwoordig wordt geëxperimenteerd met inspuiting van verschillende derivaten van ammoniak (bijvoorbeeld organische amines) in de vuurhaard om het temperatuurvenster te verruimen. Dierlijke mest bevat ammoniak en organische verbindingen en kan in principe na enige bewerking een goede vervanger zijn van een ammoniakoplossing. De reductie vindt plaats in een temperatuurgebied van 850 - 950 °C en verloopt volgens de volgende reacties:



Het mechanisme van deze reactie is gebaseerd op nitrosering/nitrering, hetgeen een specifieke reactie van NO_x is. Als bijproduct kan een kleine hoeveelheid lachgas N_2O ontstaan.

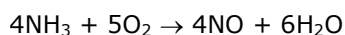
Bovenstaande reactie noemen we ook wel de over all reactie. De werkelijke reactie verloopt in stappen, deze gaan als volgt:



Als nu de temperatuur lager wordt dan 850 °C dan worden er minder NH_2 radicalen gevormd. Doordat er minder NH_2 radicalen gevormd worden, worden er minder stikstofoxiden omgezet in moleculaire stikstof en waterdamp. Het gevolg hiervan is dat de ammoniak concentratie in de rookgassen toeneemt.

Bij een SNCR-De NO_x vindt de bovengenoemde reactie plaats in een vrij nauw begrensd temperatuurgebied van circa 850-950 °C. Bij hogere temperaturen wordt de ingespoten NH_3 omgezet ("verbrand") tot NO_x .

Bij temperaturen boven 1000 °C is de vergelijking:



Reactiesnelheid

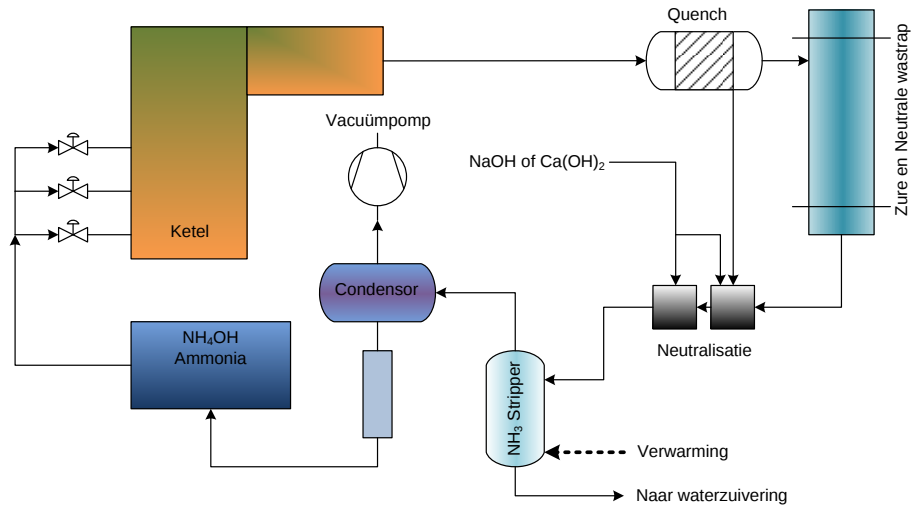
Bij lagere temperaturen neemt de reactiesnelheid van de De NO_x -reactie zodanig af, dat het effect verloren gaat. Alleen bij toepassing van een katalysator zijn lagere reactietemperaturen mogelijk (SCR-systemen). Bij het aangegeven temperatuurgebied is voor het bereiken van voldoende effect toepassing van een overmaat van NH_3 nodig.

Ammonia

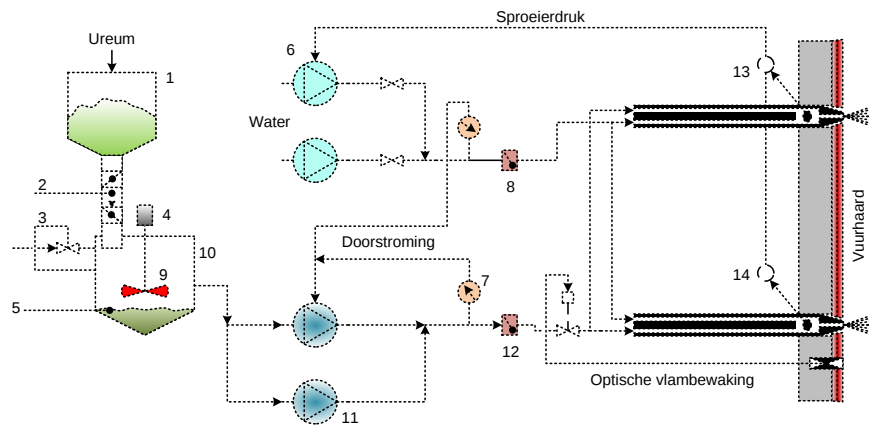
De ammonia of ureum wordt over het algemeen in de vorm van een 25% oplossing in de oven gespoten. Om een dekking van een groot oppervlak te bereiken worden links en rechts in de vuurhaard / ketel sproeiers ingebouwd. De voorraadtank voor de 25% ammonia wordt drukloos uitgevoerd. Een regelbare doseerpomp pompt de ammonia naar een stoominjector, waarmee het stoom- NH_3 -mengsel wordt toegevoegd. Er kan alleen een hoge NO_x -afscheidingsgraad worden bereikt wanneer de hoeveelheid NH_3 boven de stoichiometrische waarde wordt toegevoegd. Het grootste gedeelte van het NH_3 -overschot komt als moleculaire ammoniak in een wastrap, waar het wordt uitgewassen. In het zure waswater gaat de ammoniak meteen over in NH_4^+ . Een

Aërosolen

gedeelte van het Quenchwater dat in het circuit wordt gepompt, wordt continu afgezogen en in de ammoniak terugwinning gevoerd. De rest van de ammoniak verbindt zich reeds in de rookgassen tot ammoniumsulfaat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Deze verbindingen komen als fijne aërosolen voor. Op de afbeeldingen 3 en 4 is het SNCR-systeem schematisch weergegeven. Het systeem met ureum wordt bij AEC's niet toegepast, ureum injectie vindt echter wel toepassing bij kleinere biomassacentrales.



Afbeelding 3. SNCR systeem met ammoniak.



Afbeelding 4. Schema SNCR systeem met Ureum.

- | | |
|----------------------|----------------------|
| 1. Ureum | 8. Terugslagkleppen |
| 2. Sluis | 9. Menger |
| 3. Watertoevoer | 10. Mengvat |
| 4. Menger | 11. Pomp |
| 5. Niveaubewaking | 12. Terugslagkleppen |
| 6. Pomp | 13. Drukmeting |
| 7. Hoeveelheidmeting | 14. Sproeier |

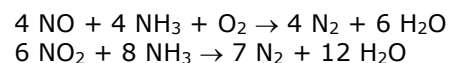
Ureum

Indien met Ureum wordt gewerkt in plaats van Ammoniak, verloopt dit volgens onderstaande vergelijking:

Ureum = $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ of ook wel $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$



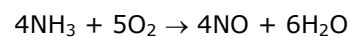
Bovenstaande reactievergelijking is puur ter illustratie, in werkelijkheid wordt het ureum in de vuurhaard thermisch gekraakt, hierbij wordt onder andere NH_3 gevormd. De gevormde ammoniak NH_3 reageert verder volgens:



Ureum wordt ingeblazen bij temperaturen tussen 850 en 950 °C.

En ook hier geldt:

Bij temperaturen boven 1000 °C is de vergelijking:



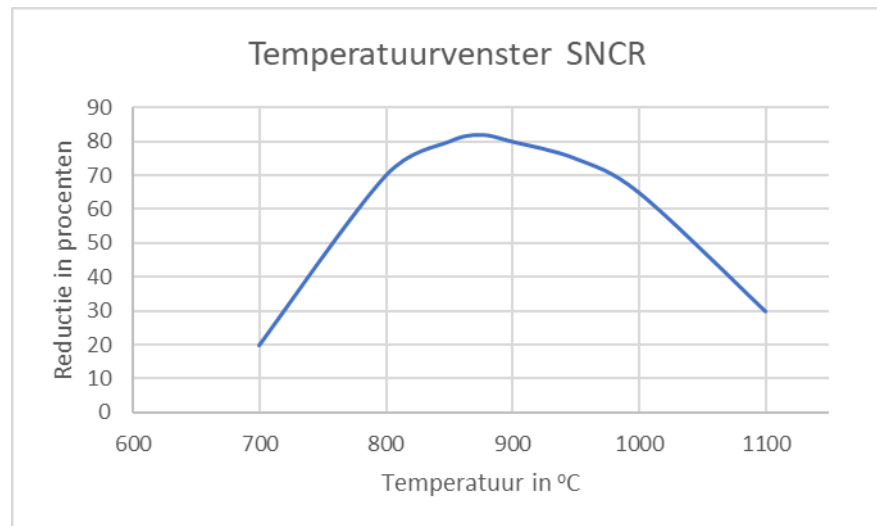
Vergelijkingstabel Ammoniak:

Voordeel	Nadeel
Alleen N_2 en H_2O -vorming. Weinig ruimte benodigd. Geen katalysator nodig indien dit in vuurhaard wordt gespoten. Lage investering.	Hoog NH_3 verbruik. Vorming van $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Rendement $\pm 70\%$. Kans op NH_3 lekkage.

850 °C**Temperatuur**

Voor een goede werking van de SNCR is het van belang dat er in een nauw temperatuurvenster wordt gewerkt (optimum bij circa 850 °C), zie afbeelding 5.

Dit vereist een accurate dosering op de verschillende sproeiniveaus, waar de injectie van ammoniak plaatsvindt. Door het toevoegen van additieven kan de onderste werkteemperatuur verlaagd worden tot nabij de 700 °C. Toe te passen additieven zijn o.a. meervoudige alcoholen en diverse ammoniakverbindingen, maar ook waterstofgas verlaagt de reactietemperatuur.



Afbeelding 5. Temperatuurvenster SNCR.

Verbruik ammoniak

Om een voldoende rendement te bereiken zal er een grote overmaat ammoniak moeten worden toegepast (een stoichiometrische verhouding van circa 2 tot 4 voor een verwijdering van 80%). Deze overmaat zal worden teruggevonden op de vliegashouding en in het zout/vliegasmengsel (bij semi-droge methode) of in het afvalwater (bij natte wassing). Dit heeft als gevolg dat de toepassingsmogelijkheden van de vliegashouding kunnen afnemen (stankproblemen).

Het afvalwater zal moeten worden behandeld: in principe zal de ammoniak worden gestript en kan vervolgens weer worden hergebruikt.

Lachgas

Toepassing van ureum in plaats van ammoniak is niet wenselijk, omdat recirculatie niet mogelijk is en er lachgas kan worden gevormd.

Ammoniakzouten**Zoutafzettingen**

Bij toepassing van de benodigde overmaat ammoniak bestaat het risico dat in het koude deel van de ketel zoutafzetting zal optreden. Ook ontstaan er (zeer fijne) aerosolen van ammoniakzouten, die moeilijk uit de rookgassen te verwijderen zijn en die mogelijk een extra behandelingsstap in de RGR nodig maken.

Een SNCR kan alleen voldoen aan de waarden van de emissie-eis indien een aanzienlijke overmaat van ammoniak, met de bovenvermelde risico's, zal worden toegepast. SNCR heeft het voordeel dat geen extra componenten aan de RGR moeten worden toegevoegd. SNCR is erg gevoelig voor de variaties in de keteltemperatuur, dus ook voor variaties in de stookwaarde en samenstelling van het afval. Een goede menging van het afval en een constante verbranding is noodzakelijk.

7.5.1 Ammoniakterugwinning bij SNCR

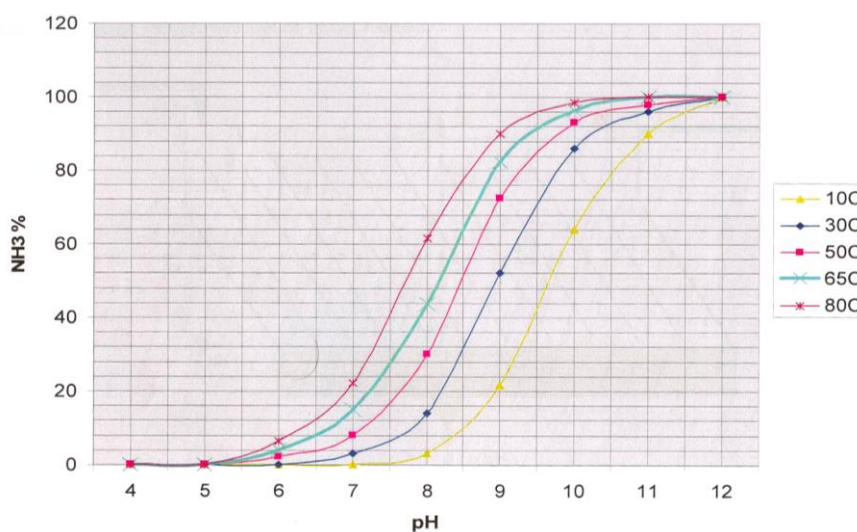
Omdat een belangrijke hoeveelheid ammoniak in overschot wordt toegevoerd, die onder andere in de wassers wordt afgevangen, kan dit in een grote ammoniakbelasting van het afvoerwater resulteren. Het is daarom noodzakelijk de ammoniak uit het Quenchreservoir terug te winnen.

Ionvorm

Voor de terugwinning van de ammoniak, moet deze eerst vanuit de ionenvorm (NH_4^+) terug in de moleculaire opgeloste vorm (NH_3) worden gebracht. Hiertoe wordt de pH-waarde van het Quenchwater tot circa 10 - 10,5 verhoogd, door middel van kalkmelk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, of met behulp van Natronloog, NaOH . Het verband tussen vrije ammoniak, temperatuur van het stripperwater en de pH van het water in de stripper is weergegeven op afbeelding 5.1.

In een zogenaamde stripkolom wordt ammoniak met stoom verdreven. Het ammoniak stoommengsel wordt in een lucht of water gekoelde condensor tot op een temperatuur van 20 - 30 °C afgekoeld en in vloeibare toestand naar het reservoir van de kolom gevoerd. Het kopproduct stroomt door een condensor en wordt naar de ammoniakinspuiting gevoerd.

De beveiliging van de gehele installatie is zo uitgevoerd, dat bij bedrijfsstoringen geen gevaarlijke bedrijfssituaties kunnen optreden.



Afbeelding 5.1. De hoeveelheid vrije ammoniak in het stripper water als functie van de pH en de watertemperatuur.

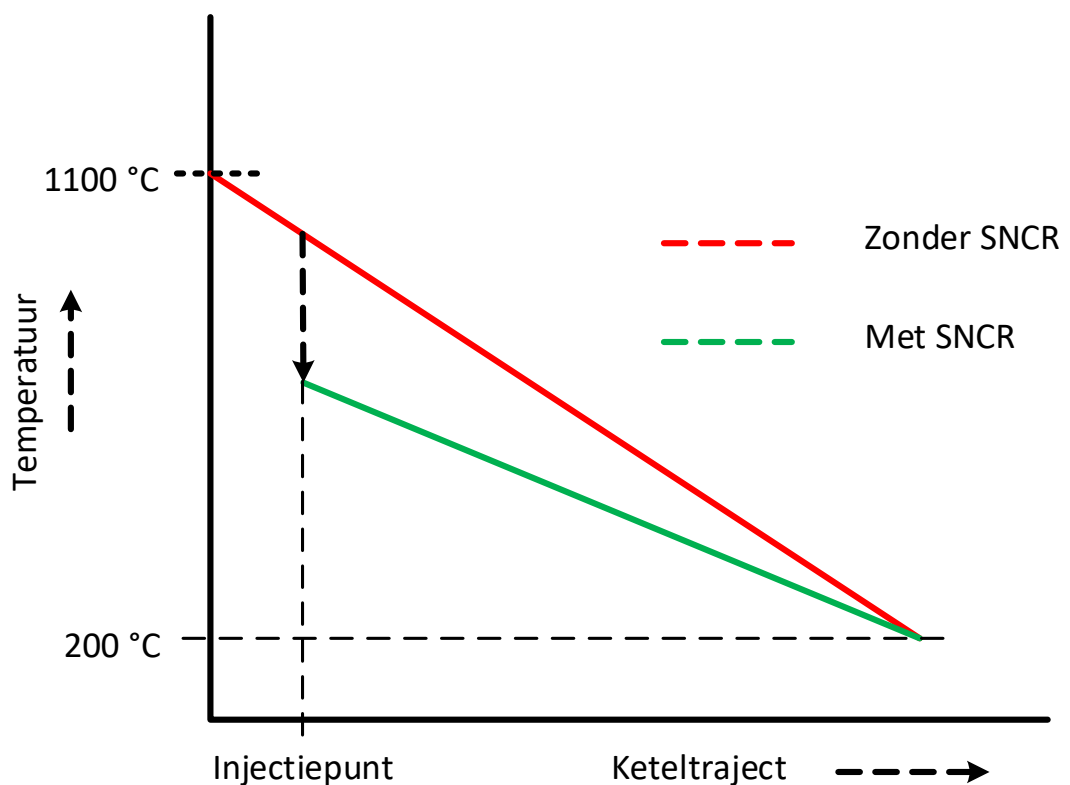
7.5.2 Rookgastemperatuur en enthalpie

"Koude" stoom

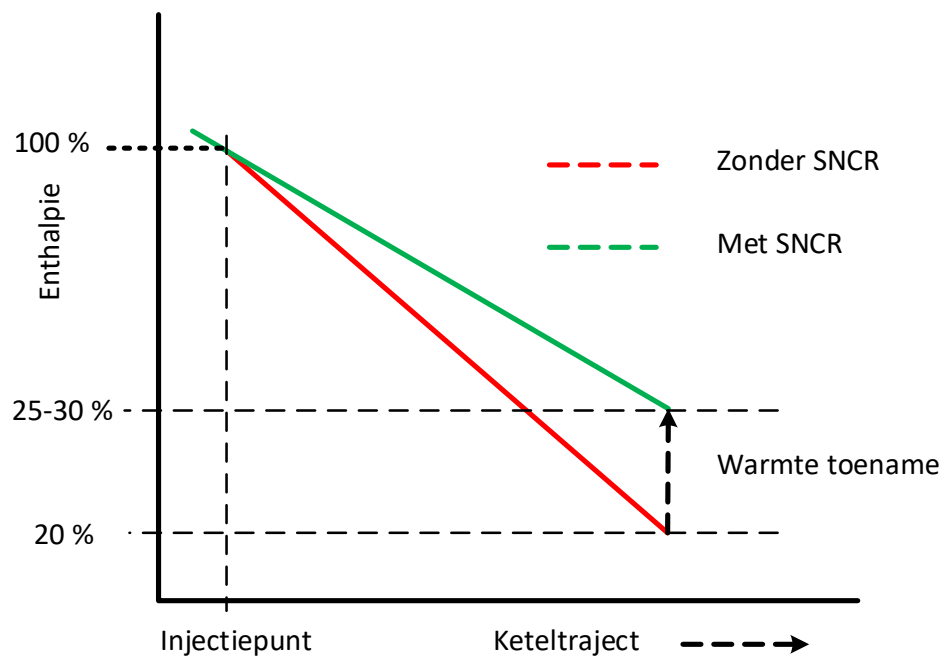
Bij het SNCR systeem wordt ammonia met behulp van water of stoom richting ketel getransporteerd. Als dit met stoom gebeurt dan is hier een betrekkelijk grote hoeveelheid stoom voor nodig, het rookgasvolume kan tot zelfs 5% toenemen.

Doordat er relatief "koude" stoom wordt gebruikt zal de rookgastemperatuur ter plaatse van de inspuiting dalen, de stoom moet immers opgewarmd worden. Een gevolg hiervan zal zijn dat er minder stralingswarmte in de ketel beschikbaar is en dat de rookgassen mede doordat er meer waterdamp in de rookgassen aanwezig is de ketel met dezelfde temperatuur verlaten echter de warmte inhoud is toegenomen. Kortom de enthalpie van het rookgas bij verlaten ketel neemt met het gebruik van een SNCR installatie toe terwijl de rookgastemperatuur ongewijzigd blijft.

Dit is grafisch weergegeven op de afbeeldingen 6 en 7.



Afbeelding 6. De invloed van de SNCR op de rookgastemperatuur.



Afbeelding 7. De invloed van de SNCR op de enthalpie van het rookgas.

Samengevat kunnen we bij een SNCR installatie waarbij de drager stoom is het volgende waarnemen:

- De vlamtemperatuur ter hoogte van het injectiepoint neemt af.
- Rookgastemperatuur bij verlaten ketel blijft ongewijzigd.
- De enthalpie van de rookgassen bij verlaten ketel neemt toe.
- Het ketelrendement neemt af.

De vier laatst genoemde punten zijn ook bekend onder de term: verslechterde isobare afkoeling.

7.6 Het SCR systeem

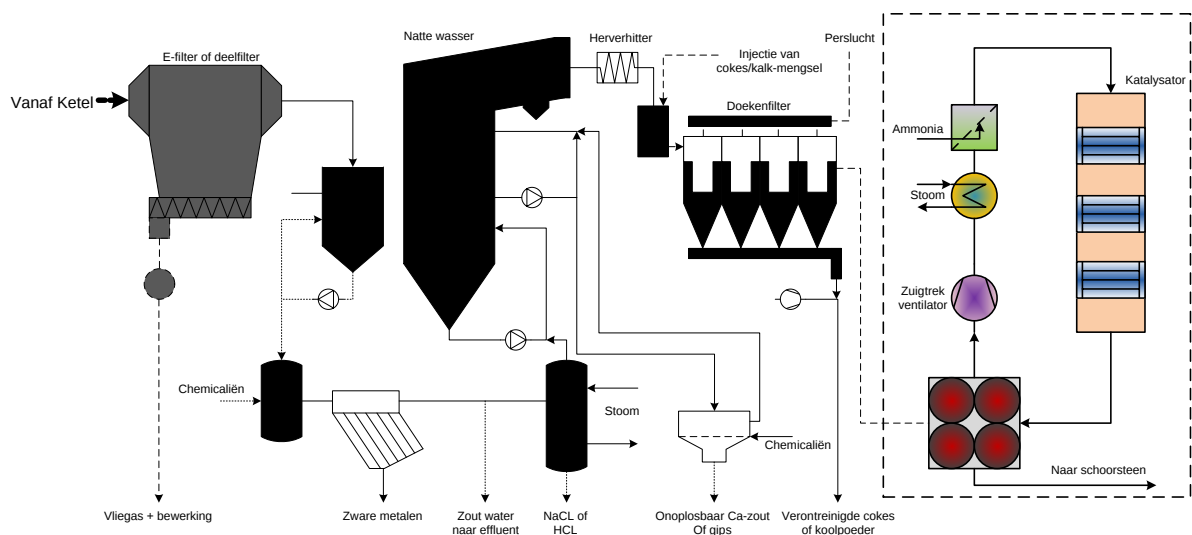
De SCR-methode is een katalytische methode die werkzaam is bij een temperatuur tussen 200 en 350 °C. De NO_x wordt in de katalysator omgezet naar moleculaire stikstof en waterdamp, volgens dezelfde reacties als bij niet-selectieve reductie. De katalysator verlaagt de activeringsenergie (energiebarrière) door tijdelijke ruil van atomen met de reagerende moleculen (actiefcomplex), maar verandert zelf niet in chemische zin. Er wordt geëxperimenteerd bij temperaturen van circa 180 °C, de bevindingen zijn bevredigend. De plaats van het SCR-systeem in de rookgasreiniging is van belang voor het functioneren van de katalysator. Deze kan door stof, SO_x en met name arseen, worden 'vergiftigd' of verstopt, zodat deze niet "goed" meer werkzaam is voor de omzetting van NO_x en de levensduur aanzienlijk achteruit gaat. De katalysator bestaat over het algemeen uit metaaloxiden zoals vanadiumpentoxide V_2O_5 , titaandioxide (TiO_2), aluminiumoxide Al_2O_3 en ijzeroxide. Verder is de katalysator altijd voorzien van wolframtrioxide (WO_3), dit om te voorkomen dat de eventueel aanwezige SO_2 wordt omgezet in SO_3 . De gemiddelde levensduur van de katalysator bedraagt ongeveer negen jaar.

High, low, tail

Positie van de katalysator

De katalysator kan op diverse posities in het systeem worden ingezet. Indien de SCR in de ketel wordt ingebouwd, voor economiser en E-filter, alwaar het rookgas de gewenste temperatuur van 300 - 400 °C heeft, wordt gesproken van "high dust" SCR. De katalysator kan ook geplaatst worden na een hoge temperatuur E-filter, voor de economiser (temperatuur tot 260 °C, afhankelijk van E-filter): "low dust" SCR.

Tenslotte kan de katalysator als laatste component in de RGR worden gesitueerd, waarbij het rookgas ontdaan is van alle vervuulende componenten (met uitzondering van NO_x): "tail end" SCR zie afbeelding 8.



Afbeelding 8. Complete installatie met SCR systeem.

Stofgehalte

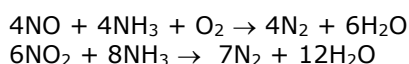
In een AEC is het toepassen van "high dust" SCR niet mogelijk vanwege het hoge stofgehalte, gecombineerd met een hoge concentratie vluchtige componenten. Hierdoor zal de activiteit snel afnemen. "Low dust" SCR is echter wel toepasbaar en heeft eveneens als voordeel dat er geen heropwarming van het rookgas hoeft plaats te vinden.

Katalysator

"Tail-end" SCR wordt vrij algemeen toegepast voor de verwijdering van NO_x uit rookgassen bij diverse industrieën. Het voordeel hiervan is dat het rookgas reeds ver gezuiverd is en het risico van vervuiling van de katalysator gering is. Bovendien kan een katalysator met een kleinere afstand tussen de platen worden gekozen (groter specifiek oppervlak) vanwege het zeer lage reststofgehalte en is het risico van zoutafzettingen (vooral NH₄HSO₄) beduidend kleiner, zodat een lagere bedrijfstemperatuur mogelijk is.

Bij SCR verlopen de reacties als volgt:

De temperatuur is variërend van 180 °C - 300 °C welke afhankelijk is van de gebruikte katalysator.



Vermeld dient te worden dat de katalysator vergiftigd kan worden met Arseen en SO₂. Indien dit gebeurt, loopt de levensduur van de katalyst drastisch terug, wat grote kosten met zich meebrengt.

Temperatuur

Over het algemeen wordt een SCR bedreven bij een temperatuur van 300 tot 350 °C. Bij lagere temperaturen wordt de reactiesnelheid aanzienlijk lager en zal er een ander type katalysator moeten worden toegepast en / of een grotere verblijftijd benodigd zijn. Een lagere temperatuur heeft als risico dat de vorming van SO₃ toeneemt en er eerder zoutafzetting kan optreden. Bij een "low dust" SCR kan de temperatuur dan ook niet verder verlaagd worden dan circa 260 °C. Bij een "tail end" is dit probleem minder aanwezig (zie boven), zodat een verdere temperatuurverlaging (tot circa 180 °C) kan worden doorgevoerd en de herverhitting van de rookgassen op een energetisch gunstige wijze kan plaatsvinden. Er zijn nog weinig praktijkgegevens bekend van SCR's bij dergelijke lage temperaturen. De ontwikkeling van LTSCR verloopt echter zeer snel en is veelbelovend. Bij AVR Rozenburg is een LTSCR in gebruik.

Aantal lagen

Het aantal lagen katalysator bepaalt in belangrijke mate het drukverlies over de SCR. Bij "tail end" SCR's, werkend bij 300 tot 350 °C, worden 2 tot 4 lagen toegepast met een totale drukval van circa 2 kPa. Vanwege de afname van de activiteit van de katalysator zal er een reservecapaciteit moeten worden ingebouwd. Vaak wordt er ruimte voor een extra laag gereserveerd, die na verloop van tijd wordt aangebracht.

Indien de rookgassen (vrijwel) geen stof meer bevatten, kan een gepakt bed worden toegepast. Het voordeel van een gepakt bed is dat het specifiek oppervlak aanzienlijk groter is en de reactor kleiner en eenvoudiger wordt. In verband met het risico van stofvervuiling worden gepakte bedden nog niet toegepast.

Dioxinen

De mogelijkheid bestaat om SCR toe te passen voor het verwijderen van dioxinen:

Het is gebleken dat dioxinen (en andere hogere koolwaterstoffen) worden geoxideerd op de katalysator.

Bij een dergelijke SCR worden een of meer extra lagen katalysator toegevoegd waarin oxidatie van organische koolwaterstoffen plaatsvindt. Van belang is de temperatuur waarop de SCR wordt bedreven. Voor een voldoende verwijdering van dioxinen lijkt een hoge temperatuur (tot 400 °C) benodigd. Het is gebleken dat er nauwelijks adsorptie van dioxinen op de katalysator plaatsvindt.

De reactiemechanismen die optreden bij de vorming/afbraak van dioxinen zijn echter nog niet goed duidelijk. Ook de invloed hierop van diverse stoffen (zoals ammoniak) is nog onvoldoende bekend.

Oorspronkelijk werd aangenomen dat ammoniak de oxidatie belemmerde. Inmiddels is echter gebleken dat er geen remmende werking uitgaat van de ammoniak.

Verbruik ammoniak

Het ammoniakverbruik, dat wil zeggen de gehanteerde verhouding NH_3/NO_x , bepaalt in belangrijke mate het rendement van de SCR. Daarentegen is ammoniakslip ongewenst. Bij een "low dust" SCR zal de ammoniak die doorslipt teruggevonden worden in de natte water en/of op de vliegafval. Ook bij een "tail end" SCR kan de verhouding NH_3/NO_x niet te hoog worden opgevoerd, om de restconcentratie ammoniak in de rookgassen beperkt te houden. Door de overheid wordt een eis van maximaal 5 mg ammoniak per kg rookgassen gehanteerd.

Herverhitting**Wijze van herverhitting**

De benodigde herverhitting bij een "tail end" SCR vindt meestal plaats met behulp van gasbranders. Dit heeft een aanzienlijke invloed op het totale energieverbruik. Toepassing van proceswarmte (oververhitte stoom) kan als alternatief dienen, echter ook deze optie geeft een grote bijdrage in het eigen energieverbruik.

Bij toepassing van een juist gedimensioneerde SCR is het mogelijk om voor NO_x aan de richtlijnen van de emissie-eis te voldoen.

Belastingvariaties, zowel rookgashoeveelheid als NO_x -concentraties hebben nauwelijks invloed op de goede omzetting.

Aardgasbrander**Plaatwarmtewisselaar**

Bij de uit een water respectievelijk zuigtrekventilator komende rookgassen ($t > 85\text{ °C}$) worden door een plaatwarmtewisselaar en een aardgasbrander tot de vereiste katalysator bedrijfstemperatuur van circa 300 °C verhit.

De plaatwarmtewisselaar werkt volgens het kruis-/tegenstroom-principe. De uit de water komende koude rookgassen worden in de plaatwarmtewisselaar door de hete gereinigde rookgassen tot circa 260 °C verhit. Met de aardgasbrander worden de rookgassen op de noodzakelijke katalysator bedrijfstemperatuur gebracht.

Achter de verhitting (aardgasbrander) is de NH_3 -injectering aangebracht. Het reductiemiddel (NH_4OH) wordt in het rookgaskanaal geïnjecteerd en via een mengsysteem (deltavleugel) homogeen vermengd. Vervolgens komen de rookgassen in de met katalysatoren uitgeruste SCR-reactor, waar de stikstofoxidenreductie en de dioxineafbraak plaatsvindt. De gereinigde rookgassen komen weer in de warmtewisselaar terecht, worden tot een temperatuur van circa 200 °C afgekoeld en daarna in de schoorsteen geleid.

De plaatwarmtewisselaar bestaat uit een lekvrije gasplaatwarmtewisselaar in een modulaire constructie en functioneert volgens het kruis-/tegenstroomprincipe.

Verschildruk

De warmtewisselaar bestaat uit twee trappen. De onderste warmtewisselaartrap (koude zijde) wordt zuurbestendig (Alloy 59) uitgevoerd. Dit gedeelte ligt bij het zuurdauwpunt. De tweede warmtewisselaartrap bestaat uit normaal staal (St. 12.03).

De plaatwarmtewisselaar functioneert zonder een externe energiebron. Voor en achter de inlaat respectievelijk uitlaat van de plaatwarmtewisselaar aan de hete en koude zijde zijn temperatuurmeters geïnstalleerd.

Met deze bedrijfsmeetpunten kan de opwarming van de DeNO_x installatie door het bedrijfspersoneel gecontroleerd worden. Daling van de rookgasintredetemperatuur tot onder de ontwerp temperatuur ($t = 85\text{ °C}$) leidt ertoe dat het zuurdauwpunt zich verplaatst naar het onbeschermde bereik van de plaatwarmtewisselaar.

De verschildrukmeter over de plaatwarmtewisselaar dient om te controleren of het drukverlies toeneemt over de gereinigde gaszijde als gevolg van afzettingen. De ruwgaszijde van de plaatwarmtewisselaar wordt met behulp van de verschildrukmeter bewaakt.

Neemt het drukverlies over de plaatwarmtewisselaar met 30% toe, dan kan de plaatwarmtewisselaar bij een stilstand van de installatie gereinigd worden.

Het is daarbij mogelijk om ook de verwarmingsvlakken te reinigen.

Aardgasbrander

De in de plaatwarmtewisselaar recuperatief voorverhitte rookgassen kunnen met een aardgasbrander tot de vereiste bedrijfstemperatuur van de katalysatoren worden verhit. De aardgasbrander kan als kanaalvlakbrander worden uitgevoerd en in het rookgastracé voor de NH₄OH-injectering worden geschakeld.

De aardgasbrander bestaat uit:

- luchtopslag met gasbranderelement
- ontstekingsbrander
- redundant uitgevoerde verbrandingsluchtventilator
- compoundregelaar
- branderbesturing

De aardgasbrander wordt overeenkomstig de rookgas temperatuur voor de katalysator ingesteld. Conform de ingestelde temperatuur van de temperatuurregelaar (normale bedrijfstemperatuur 300 °C) wordt de hoeveelheid brandstof en lucht door middel van de compoundregeling ingesteld.

Lansen**NH₄OH-hoeveelheidsregeling**

De NH₄OH-injectering bestaat vaak uit lansen met een sproeier voor twee stoffen (NH₄OH/perslucht).

De NH₄OH-sproeiers worden tussen de aardgasbrander en de katalysator in het rookgaskanaal aangebracht. Via een statisch mengsysteem (Deltavleugel) wordt het met verstuiverlucht geïnjecteerde NH₄OH conform de vereisten homogeen in het rookgas verdeeld.

Via de regelklep, conform de NO_x verwijderingsgraad, rookgasvolumestroom, wordt de in het rookgas ingebrachte NH₄OH met behulp van perslucht als verstuivermedium geïnjecteerd. De geïnjecteerde NH₄OH hoeveelheid wordt op het meetpunt geregistreerd en op het centrale schakelbord aangeduid.

Met de handregelkleppen en de lokale stromingsmeters is het mogelijk de beide sproeiers te corrigeren.

Zowel de NH₄OH-leiding als de verstuiverluchtleiding wordt met behulp van de snelsluitkleppen tegen het rookgastracé bij stilstand of bij storingen afgesloten.

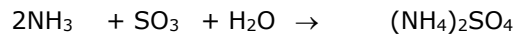
7.6.1 Katalysator-desactivering

Principieel wordt een verschil gemaakt tussen reversibele en irreversibele desactivering.

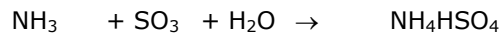
Desactivering door condensatie van ammoniumzouten:

Het systeem $\text{NH}_3 - \text{SO}_3 - \text{H}_2\text{O}$ vertoont een complex thermodynamisch gedrag. In de gasfase zijn 3 substanties co-existent.

Bij een stoichiometrische of overstoichiometrische verhouding $\text{NH}_3 / \text{SO}_3$ ontstaat bij condensatie ammoniumsulfaat.



Een onderstoichiometrische verhouding van $\text{NH}_3 / \text{SO}_3$ leidt bij een temperatuurdaling tot onder de condensatietemperatuur tot vorming van ammoniumwaterstofsulfaat.



Gecondenseerde ammoniumzouten verminderen het actieve oppervlak van de katalysator en beperken daardoor de afscheidingscapaciteit van de katalysator, dit is de zogenaamde reversibele desactivering.

Desactivering door vergiftiging met alkalimetaal zouten:

Stofvormige aanzetsels aan de katalysator bevatten Natrium en Kalium. Door condensatie van waterdamp in de poriën van de katalysator tijdens stilstand van de installatie worden de alkalimetaalzouten opgelost en desactiveren de actieve centra, dit is de zogenaamde irreversibele desactivering.

7.6.2 NO_x -reductie door middel van actief kool (ACCR)

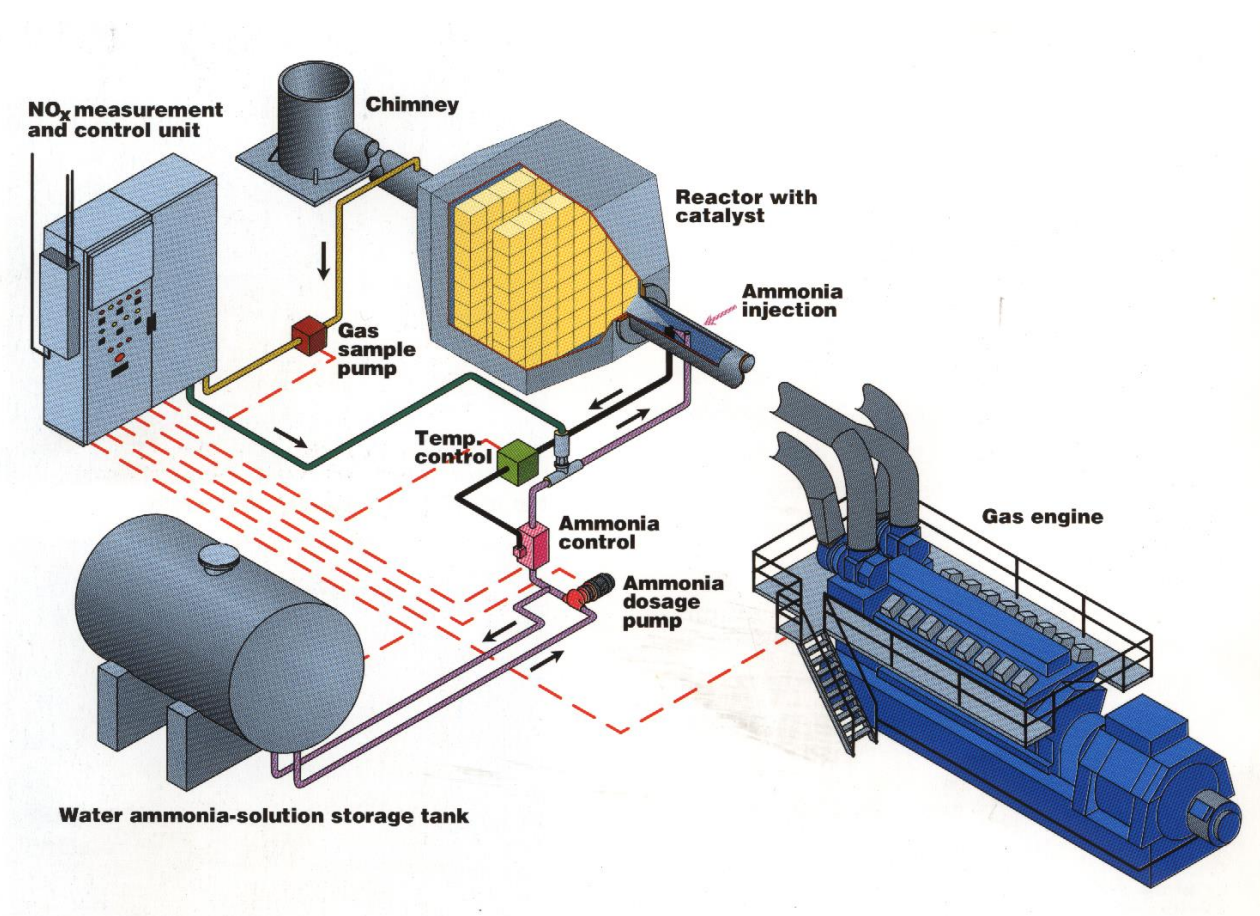
Bij deze methode wordt de NO_x verwijderd, door de rookgassen door een actief koolfilter te laten gaan. Omdat de actieve kool als katalysator optreedt, staat deze methode bekend als de lage temperatuur SCR methode. Voor het filter moet dan NH_3 worden gedoseerd om de omzetting van NO_x in N_2 mogelijk te maken. Omdat de actieve kool uit de katalysator (SAK) absorberend werkt voor andere in de rookgassen aanwezige restverontreinigingen zal, indien geen maatregelen worden genomen, het filter snel zijn effectiviteit verliezen. Een optie is om het actief kool filter (HOK) filter voor het SAK-filter te plaatsen. Het HOK-filter moet dan de restverontreinigingen uit de rookgassen verwijderen, zodat het SAK-filter een zeer gering verbruik aan actieve kool heeft. Door de zeer geringe rookgasstroomsnelheid in het filter zal de plaatsruimte die deze installatie vraagt, zeer groot zijn. Gerekend kan worden met een filtercapaciteit van 360 m^3_0 per uur voor elke m^2 filteroppervlak. Onderzoeken duiden er echter op dat de haalbaarheid van de emissie-eis voor NO_x met ACCR twijfelachtig is. Bovendien geeft ACCR een aanzienlijke toename van het CO-gehalte in de rookgassen, zeker bij hogere temperaturen. Deze toename kan zelfs 20 tot 30 mg/m^3_0 bedragen, waardoor de emissie-eis (maximaal 50 mg/m^3_0 CO) moeilijk haalbaar is.

Gedesorbeerd

Dit systeem werkt goed bij temperaturen tot 70°C , als de temperatuur echter 95°C of hoger wordt, dan wordt de NO_x gedesorbeerd door de actieve kool.

7.6.3 SCR bij gasmotoren

Bij AEC's worden steeds meer gasmotoren ingezet voor noodstroomvoorziening. Bij sommige systemen worden de rookgassen rechtstreeks in de rookgasreiniging gevoerd, dit bijvoorbeeld als de motoren toegepast worden voor de verbranding van biogas. Indien deze motoren uitsluitend draaien op aardgas kunnen ze uitgevoerd worden met een eigen SCR reactor, dit is weergegeven op afbeelding 9. De werking is hetzelfde als het reeds besproken SCR systeem.



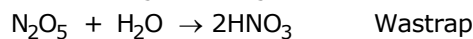
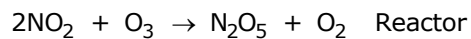
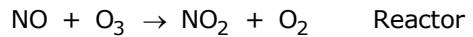
Afbeelding 9. SCR reductie bij gasmotoren. Bron Wärtsila Nederland.

7.6.4 Lage temperatuur oxidatie met absorptie

Bij deze techniek om NO_x te verwijderen wordt de NO_x geoxideerd met Ozon tot NO₂, de NO₂ wordt dan met Ozon verder geoxideerd tot N₂O₅.

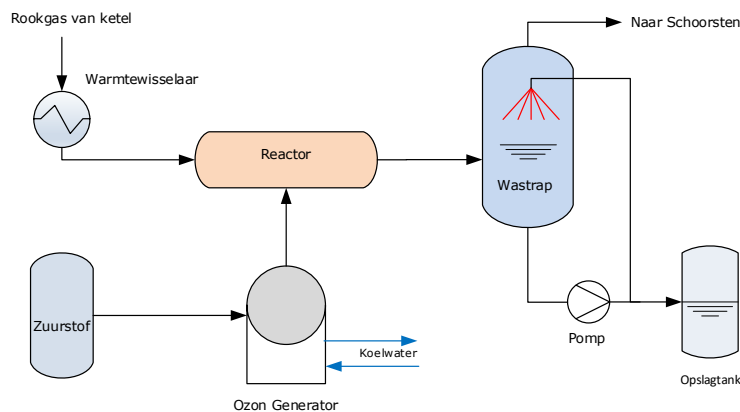
Vervolgens wordt de N₂O₅ geabsorbeerd in een natte wasser en omgezet in salpeterzuur HNO₃.

De reactievergelijkingen gaan als volgt:



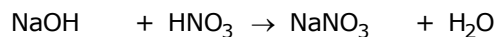
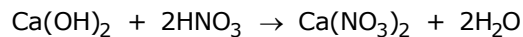
De oxidatie met behulp van Ozon vindt plaats bij een temperatuur van ongeveer 150 °C, dit is na de ketel en dus na een additionele warmtewisselaar zoals een luchtverwarmer en of economizer. Bij temperaturen boven de 260 °C valt Ozon uiteen.

Ozon kan gemaakt worden uit omgevingslucht of uit pure zuurstof.



Afbeelding 10. Lage temperatuur oxidatie met absorptie. Bron: BOC gassen.

De absorptie wordt bewerkstelligd in een natte wastrap. Kalkmelk of Natronloog wordt als middel gebruikt om het Salpeterzuur te neutraliseren.

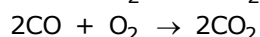
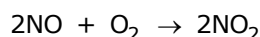


De oxidatie van NO₂ is sneller dan die van NO dus de concentratie NO₂ wordt niet verhoogd.

Koolmonoxide en Zwaveldioxide, die ook in de rookgassen aanwezig zijn, reageren uiterst langzaam met Ozon, deze hebben dus geen invloed op het proces.

7.6.5 Katalytische absorptie

Dit systeem wordt ook wel SCONO_xTM genoemd. Bij dit systeem wordt gebruikt gemaakt van een katalysator om zowel NO_x als CO te verwijderen. Eerst worden de NO en de CO geoxideerd tot NO₂ en CO₂.



Daarna wordt de NO₂ geabsorbeerd door een op de katalysator aangebracht Kaliumcarbonaat, dit loopt via onderstaande vergelijking.



Zodra de coating van het Kaliumcarbonaat, K₂CO₃, uitgewerkt is, wordt het geregenereerd door een verdunde stroom van waterstof en kooldioxide, zonder de aanwezigheid van zuurstof, over de katalysator te laten stromen.

Dit laat de onderstaande vergelijking zien.

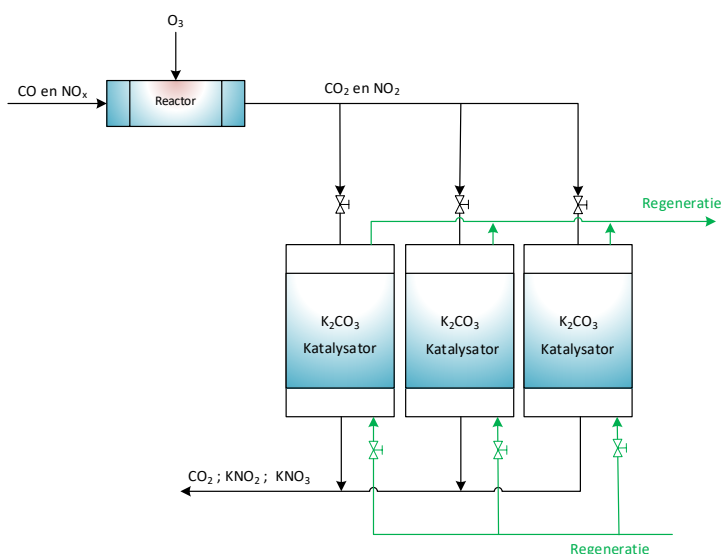


Omdat het regeneratieproces plaats moet vinden in een zuurstofvrije omgeving, moet het regeneratieproces dus los van het normale proces gebeuren.

Dit kan gerealiseerd worden door de katalysator in meerdere compartimenten te verdelen, zodat een deel geregenereerd kan worden en het ander deel gewoon in bedrijf kan blijven. Meestal wordt er ongeveer 20% van het bed gebruikt om te regenereren zodat er dan 80% in bedrijf blijft.

Dit proces wordt toegepast bij temperaturen die liggen tussen 150 en 380 °C.

Het grote voordeel van dit systeem is dat het CO, andere koolwaterstoffen en NO_x tot zeer lage waarden reduceert. Bij het SCONO_xTM systeem kan bij proefopstellingen de NO_x gereduceerd worden tot 25 ppm.



Afbeelding 11. Principeschema van katalytische absorptie.

7.7 Ammoniak (NH₃)

7.7.1 Wat is ammoniak

Ammoniak is een onder druk tot vloeistof verdicht gas met een stekende geur. Bij het oplossen in water ontstaat aanzienlijke warmte ontwikkeling. Ammoniak reageert heftig met oxidatiemiddelen en zuren.

7.7.2 Fysische eigenschappen

Kleur: kleurloos (zowel vloeistof als gasvormig)

Reuk: prikkelend en verstikkend
Reukgrens 15 à 30 mg/Nm³

Dichtheid van het gas: 0,597 ten opzichte van lucht bij 0,1013 MPa en 0 °C

Soortelijke massa en soortelijke volume van vloeibare ammoniak		
0 °C	Soortelijke massa kg/m ³	Soortelijke volume m ³ /kg
- 30	677,7	0,0014747
- 20	665,0	0,0015037
- 10	652,0	0,0015338
0	638,6	0,0015660
10	624,7	0,0016008
20	610,3	0,0016386
30	595,2	0,0016800
40	579,5	0,0017257
50	562,9	0,0017766

Tripelpunt: -77,74 °C 0,0607 bar (0,00607 MPa)

Kritisch punt: 132,4 °C 114,8 bar (11,48 MPa)

Kookpunt: -33,4 °C 1,013 bar (0,1013 MPa)

Tripelpunt (smeltpunt):

Die waarde van temperatuur en druk waarbij een vaste stof, gas en vloeistof in onderling evenwicht, tegelijkertijd, kunnen bestaan.

Onder normale gebruiksvoorwaarden, tussen tripel- en kritische temperaturen en drukken, komt ammoniak voor als gas, vloeistof of een gas/vloeistofmengsel.

Ammoniak wordt slechts vast beneden het tripelpunt. Onder normale atmosferische toestand 1,013 bar (0,1013 MPa) en 15 °C is ammoniak gasvormig en veel lichter dan lucht.

Dampspanning:

De dampspanning is de druk waarop de damp in evenwicht staat met de vloeistof onder een bepaalde temperatuur.

De druk waarop vloeibare ammoniak in een drukvat is opgeslagen is afhankelijk van de temperatuur waaronder het zich bevindt.

Bij zeer hevige kou zou deze druk een te lage waarde kunnen bereiken om te worden gebruikt in het proces.

Dampspanning			
°C	bara	°C	bara
- 50	0,41	5	5,15
- 40	0,71	10	6,15
- 30	1,19	15	7,25
- 20	1,86	20	8,60
- 15	2,28	25	10,05
- 10	2,91	30	11,65
- 5	3,55	40	15,60
0	4,32	50	20,25

Oplosbaarheid in water:

Afhankelijk van de druk en de temperatuur is ammoniak zeer goed oplosbaar in water, daarbij ontstaat een hoeveelheid warmte. Dit product draagt dan meestal de naam van ammoniakoplossing of ammonia, NH_4OH .

Oplossingstabel bij een druk van 0,1013 MPa	
Temperatuur °C	Gram NH_3 per gram water
- 10	1,24
0	0,89
10	0,68
20	0,53
30	0,41

Bij lekkage kan men de ontwikkeling van een ammoniak gaswolk voorkomen of beperken door het gas te besproeien met een zeer grote hoeveelheid water. Dit kan echter schadelijk zijn voor het milieu.

7.7.3 Scheikundige eigenschappen

Symbol: NH_3

Molecuul massa: 17,030

Stabiliteit:

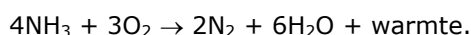
Onder normale temperatuur wordt ammoniak gezien als een stabiel product. De splitsing van ammoniak in stikstof en waterstof start op 450 °C à 500 °C volgens de volgende reactievergelijking:



In aanwezigheid van bepaalde metalen zoals ijzer, nikkel, osmium en zink start deze splitsing bij 300 °C en is bijna volledig op 500 °C à 600 °C.

Brandbaarheid:

Ammoniak kan in aanwezigheid van lucht (zuurstof) een explosief mengsel vormen:

**Gevaarlijke reacties:**

Ammoniak kan, soms zeer hevig reageren met stoffen zoals: vele oxides en peroxides, ethyleen oxide, fluor, chloor, broom, jodium, zuren, kwik enz.

Weerstand van metalen ten opzichte van ammoniak:

De meeste metalen worden niet door watervrije ammoniak aangetast. Bepaalde metalen en legeringen worden echter wel door gasvormige of vloeibare ammoniak aangetast naar gelang de aanwezigheid van water en zuurstof.

- In aanwezigheid van water worden de volgende metalen zeer vlug aangetast: koper, tin, zilver, zink en hun legeringen, vooral legeringen met koper.
- In aanwezigheid van zuurstof worden ook staal en bepaalde staallegeringen aangetast. Deze agressiviteit kan geremd worden door de aanwezigheid van water.

Metalen	Weerstand t.o.v. Droge NH₃	Weerstand t.o.v. Vochtige NH₃
Aluminium legeringen	B	B
Koper en legeringen (Cu-Zn)	A	C
Koper-Silicium legeringen	B	C
Gewoon staal	C (met O ₂)	A
Austenitisch Inox staal	A	A
IJzer-Silicium staal (14,5 Fe)	A	A
Monel	A	C
Zilver en legeringen	A	C
Nikkel	A	C

- A goede weerstand
 B betrekkelijk goede weerstand
 C slechte weerstand

De volgende stoffen zijn goed tegen de inwerking van ammoniak bestand:

- Natuurlijk rubber
- Buna S en N
- Neopreme
- Viton
- Kell F Teflon

7.7.4 Algemene uitwerking op het menselijk organisme

Het menselijk lichaam is zeer gevoelig voor de inwerking van ammoniak, onafhankelijk van de hoedanigheid: gas, damp, vloeistof of oplossingen; ammoniak opgelost in water geeft een zeer bijtende oplossing.

Ammoniak werkt vooral in op:

- de ogen
- de ademhalingswegen
- de huid

Invloed op de ogen:

Bij contact met vloeibare ammoniak of oplossingen of bij blootstelling aan concentraties van meer dan 700 ppm kunnen de ogen zeer ernstig aangetast worden. Zonder onmiddellijke verzorging kan gedeeltelijke of gehele blindheid optreden.

Mogelijke gevolgen afhankelijk van de ernst van blootstelling aan ammoniak:

- tranen
- prikkeling van het huidvlies
- min of meer diepe aantasting van het hoornvlies

Invloed op de ademhalingswegen:

Het ademen van ammoniakdampen heeft een ernstige en vlugge uitwerking op de ademhalingswegen door aantasting van de slijmvliezen van neus, keel en mond en van de longweefsels.

Mogelijke gevolgen afhankelijk van de ernst van blootstelling aan ammoniak:

- aantasting van de luchtwegen
- aantasting van de bovenste spijsverteringswegen, braken
- aantasting van de longen zelf, longoedeem
- ademnood
- bij langdurige blootstelling, mogelijke dodelijke afloop

Invloed inname:

Indien niet onmiddellijk en doeltreffend behandeld, afhankelijk van de concentratie, kan het innemen van een ammoniakoplossing diepe brandwonden veroorzaken, welke gepaard kunnen gaan met hevige pijnen, eventuele shock toestand en mogelijk dodelijke afloop.

Invloed op de huid:

Ondanks dat de huid minder gevoelig is dan de ogen of de ademhalingswegen, kan de huid worden aangetast door ammoniak.

De aanraking met vloeibare ammoniak of oplossingen kan als gevolg hebben:

- ernstige chemische brandwonden
- lokaal bevrozingseffect door snelle verdamping

De blootstelling van een vochtige huid aan ammoniakgas kan als gevolg hebben:

- Bij 1%: een lichte prikkeling
- Bij 2%: een verhoogde prikkeling
- Bij 3%: een bijtend gevoel met mogelijk chemische brandwonden en blaarvorming na een paar minuten.

7.8 Grenswaarden

De Grenswaarde bedraagt 20 ppm 14 mg/m³ (vroeger MAC)

De Grens TGG-15 bedraagt 50 ppm 36 mg/m³

De Grenswaarde kan overschreden zijn voordat men de geur waarneemt.

Onder Grens-TGG verstaat men de over de tijd gemiddelde Maximale Aanvaarde Concentratie bij een blootstellingduur tot 8 uur per dag en niet meer dan 40 uur per week. Bij overschrijding van deze blootstellingduur, dient een overeenkomstige verlaagde Grenswaarde-TGG te worden gehanteerd.

Grens TGG-15 min: dit is een grenswaarde die hoger is dan de normale grenswaarde, doch alleen geldt voor een maximale tijdsduur van 15 minuten. Hierbij moet men rekening houden dat aan het einde van de 8-urige werkdag de betrokken werknemer niet aan een hogere gemiddelde concentratie over deze werkdag mag hebben blootgestaan dan de normale Grens-TGG.

Concentratie	Lichamelijke gevolgen
20 ppm	Eerste waarneembare geuren
40 ppm	Aanvang prikkelende ogen
100 ppm	Waarneembare prikkeling aan ogen en neus na enkele minuten blootstelling
400 ppm	Hevige prikkeling van keel, neus en bovenste luchtwegen
700 ppm	Hevige prikkeling van de ogen zonder permanente gevolgen bij een blootstelling van minder dan een half uur
1700 ppm	Ernstige hoestbuien, bronchiale krampen. Een blootstelling korter dan een half uur kan reeds fataal zijn.
5000 ppm (0,5%)	Ernstig longoedeem, beklemming, verstikking, meestal onmiddellijk dodelijk.

7.9 Wat te doen bij blootstelling en huidcontact

Na blootstelling en contact met de huid door ammoniak, altijd zo snel mogelijk spoelen met water (minimaal 15 minuten) en daarna direct naar een EHBO-er of de EHBO-post en/of direct onder medische observatie stellen.

Ammoniak op de huid:

Bij huidcontact de vastgevroren kleding niet lostrekken maar eerst spoelen met veel water en naar arts verwijzen c.q. vervoeren. N.B.: zo mogelijk altijd verpakking en/of chemiekaart meenemen.

Ammoniak in het oog:

Bij oogcontact minimaal 15 minuten spoelen en tijdens vervoer naar (oog)arts blijven spoelen (met oogspoelfles). Arts raadplegen en zonodig naar het ziekenhuis vervoeren. N.B.: zo mogelijk altijd verpakking en/of chemiekaart meenemen.

Inademing van gas, damp of nevel van ammoniak:

Bij inademing van gas, damp of nevel het slachtoffer in de frisse lucht brengen, rust en in halfzittende houding laten zitten; Arts raadplegen. N.B.: zo mogelijk altijd verpakking en/of chemiekaart meenemen.

Inademing van damp en/of nevel van ammoniak kan longoedeem veroorzaken.

Bij vergiftiging door ammoniak is specifieke eerste hulp noodzakelijk; de benodigde middelen (zuurstof 100%) moeten met gebruiksaanwijzing beschikbaar zijn. Deze hulp moet echter worden gegeven door een speciaal opgeleide EHBO-er, (bedrijfs-)verpleegkundige of (bedrijfs-)arts.

7.10 Persoonlijke beschermingsmiddelen

Naast de standaard PBM's moet er verder beschermende kleding, gelaatscherm, (**adembescherming met filtertype K**) en koude isolerende handschoenen worden gedragen.

Wat te doen bij grote lekkages c.q. noodsituaties

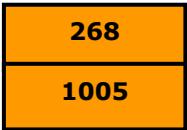
- Noodsituatie
Bij een lekkage ontstaat explosiegevaar en acuut gezondheidsgevaar. De gevarenzone moet dan direct worden verlaten en onmiddellijk worden afgezet en de deskundigen door middel van, afhankelijk van bedrijfsvoorschriften, waarschuwen.
- Opruimen
 - Draag chemicaliënpak c.q. uitrusting en verse luchtkap/persluchtmasker.
 - Extra ventilatie toepassen.
 - Gaswolk bestrijden met een watergordijn. Neerslag opvangen in een bassin.

7.11 Pictogrammen

Gevaaraanduidingen

Er zijn verschillende gevaaraanduidingen.

Op de chemiekaart worden deze gevaaraanduidingen (meestal) weergegeven.

	Het waarschuwingsetiket van ammoniak: Betekenis: vergiftig
	Etikettering volgens het BVAMS. Alle verpakkingen met (milieu) gevaarlijke stoffen dienen op de genormaliseerde wijze volgens het BVAMS van gevaarsetikettering te zijn voorzien. Volgens de Wet Milieugevaarlijke Stoffen en het Besluit Verpakking en Aanduidingen van Milieugevaarlijke Stoffen (BVAMS). De afleveringsetiketten (vierkante vorm: zwarte symbool op oranje achtergrond) van ammonia op verpakking betekent: Vergiftig
	Gevaarlijk voor het (aquatisch) milieu
	Het gevarendiamant (NFPA-code/ National Fire Protection Association) voor ammoniak is: <i>(H) Risico voor de gezondheid (BLAUW)</i> In het blauwe vak wordt 3 ingevuld: 3: Blootstelling gedurende een korte tijd aan deze stoffen kan ernstig (voorbijgaand of blijvend) letsel veroorzaken, zelfs indien er onmiddellijk medische hulp gegeven is. <i>(F) Brandgevaar (ROOD)</i> In het rode vak wordt 1 ingevuld: 1: Stoffen die moeten worden verhit voordat een ontsteking kan plaats hebben. <i>(R) Instabiliteit (GEEL)</i> In het gele vak wordt 0 ingevuld: 0: Stabiele stoffen die, zelfs in een brand, niet met water kunnen reageren. In het witte vak wordt niets ingevuld.
	Het oranje bord bestaat uit twee vakken. Het bovenste vak geeft de gevaarsidentificatie, Gevi, code aan. Voor ammoniak is dat 268. Het eerste cijfer (2) geeft het directe gevaar aan, gas. Het tweede cijfer (6) geeft het bijkomende gevaar aan, gevaar voor vergiftiging. Het derde cijfer (8) geeft een bijkomend gevaar aan, bijtende werking. Ammoniak is dus een bijtend giftig tot vloeistof verdicht gas. Het onderste vak geeft het stofidentificatienummer aan. Voor ammonia is dat 1005, wat hetzelfde is als het UN-nummer (Internationaal erkent stofnummer).

Aanduiding d.m.v. de R- en S-zinnen De R zinnen zijn in 2010 vervangen door de H zinnen (Hazard). De S zinnen zijn in 2010 vervangen door de P zinnen (Precaution)	Voor ammoniak
De H zinnen geven bijzondere gevaren aan. H 10 Ontvlambaar H 23 Vergiftig bij inademen H 34 veroorzaakt brandwonden. H 50 Zeer vergiftig voor in het water levende organismen	H 10-23-34-50 H was R
De P zinnen geven veiligheidsaanbevelingen. P 1/2: Achter slot en buiten bereik van kinderen bewaren. P 9: op een goed geventileerde plaats bewaren. <i>P 36/37/39: draag geschikte beschermende kleding, handschoenen en een beschermingsmiddel voor de ogen/het gezicht.</i> P 45: in geval van ongeval of indien men zich onwel voelt, onmiddellijk een arts raadplegen (indien mogelijk hem dit etiket tonen) (zie verpakkingsetiket). P 61: voorkom lozing in het milieu. Vraag om speciale instructies/veiligheidskaart.	P (1/2-) 9-16-36/37/39-45-61 P was S
	Handschoenen verplicht
	Gelaatscherm verplicht
	Beschermende kleding verplicht
	Vluchtmasker verplicht
	Roken en open vuur verboden

7.12 Hantering en opslag

- Bewaar de houders op een temperatuur lager dan 50 °C, in een goed geventileerde ruimte.
- Raadpleeg de instructies van de leverancier, hoe om te gaan met de houders.
- Gebruik enkel degelijk gespecificeerde apparatuur die geschikt is voor dit product, de heersende druk en temperatuur.
- Raadpleeg in geval van twijfel altijd uw leverancier.
- Voorkom terugstroming in de houder.
- Voorkom binnendringen van vocht in de houder.
- Gescheiden houden van oxiderende gassen en andere oxiderende stoffen in de opslagruimte.
- Verwijderd houden van ontstekingsbronnen, inclusief statische ontladingen.

7.13 Rekenvoorbeeld NO_x

In de SCR-reactor vinden onderstaande reductiereacties plaats:

Reactie	Vergelijking	Verhouding NH ₃ /NO _x
1	$4\text{NO} + 4\text{NH}_3 + \text{O}_2 \rightarrow 4\text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$	1
2	$2\text{NO}_2 + 4\text{NH}_3 + \text{O}_2 \rightarrow 3\text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$	2
	De werkelijke reacties gaan als volgt: $4\text{NH}_3 + 6\text{O}_2 \rightarrow 4\text{NH}_2 + 4\text{OH}$ $\text{NH}_3 + \text{OH} \rightarrow \text{NH}_2 + \text{H}_2\text{O}$ $\text{NH}_2 + \text{NO} \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$	
3	$6\text{NO}_2 + 8\text{NH}_3 \rightarrow 7\text{N}_2 + 12\text{H}_2\text{O}$	1,3
4	$\text{NO} + \text{NO}_2 + 2\text{NH}_3 \rightarrow 2\text{N}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$	1
	Nevenreacties zijn volgens reacties, 5, 6 en 7	
5	$2\text{SO}_2 + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{SO}_3$	
6	$\text{NH}_3 + \text{SO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow (\text{NH}_4)\text{HSO}_4$	
7	$2\text{NH}_3 + \text{SO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow (\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	

Omdat de NO_x in de rookgassen volgens rapporten van de Novem voor 90 tot 95% uit NO bestaan, vindt de reductie van NO_x bij aanwezigheid van voldoende zuurstof voornamelijk volgens de eerste twee reacties plaats. Hiervoor geldt een stoichiometrische NH₃/NO_x verhouding van respectievelijk 1 en 2. Indien rekening wordt gehouden met 90% NO en 10% NO₂, dan is deze verhouding $0,90 \cdot 1 + 0,10 \cdot 2 = 1,10$. Indien alle NO₂ gereduceerd wordt volgens vergelijking 4 en de rest van alle NO volgens vergelijking 1, dan is de overall stoichiometrische verhouding 1,00. Uitgaande van minimaal 95% NO en afwezigheid van nevenreacties ligt de stoichiometrische verhouding voor NH₃/NO_x voor rookgas dat vrijkomt bij afvalgestookte ketels dan altijd tussen 1 en 1,05, want:
 $0,95 \cdot 1 + 0,05 \cdot 2 = 1,05$.

Gegeven is een Afvalverbranding:

Er wordt 25 ton afval per uur verstoekt.
 Er ontstaat 350 ppm(v) NO_x per Normalkuub rookgas.
 Per ton verstoekt afval ontstaat gemiddeld 5000 Nm³ rookgas per uur.

Gebruik wordt gemaakt van ammonia in een sterkte van 24,5 %.

Gevraagd:

Hoeveel kg (liter) ammonia is er per uur benodigd?

Oplossing:

Aan NO_x wordt er dan gevormd:

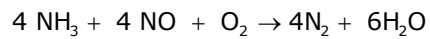
350 ppm(v) komt overeen met 0,035 Vol%

$$\frac{25 \cdot 5000 \cdot 0,035}{100} = 43,75 \text{ Nm}^3 \text{ NO}_x / \text{uur}$$

Aan NO en NO₂ wordt dit dan:

$$43,75 \cdot 0,95 = 41,5625 \text{ Nm}^3 \text{ NO} / \text{uur}$$

$$43,75 \cdot 0,05 = 2,1875 \text{ Nm}^3 \text{ NO}_2 / \text{uur}$$



$$4 \cdot 17 \text{ kg NH}_3 \triangleq 4 \cdot 22,4 \text{ Nm}^3 \text{ NO}$$

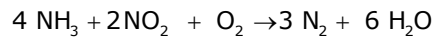
$$68 \text{ kg NH}_3 \triangleq 89,6 \text{ Nm}^3 \text{ NO}$$

$$\frac{68}{89,6} \text{ kg NH}_3 \triangleq 1 \text{ Nm}^3 \text{ NO}$$

Hieruit volgt:

$$41,5625 \text{ Nm}^3 \text{ NO} \triangleq 41,5625 \cdot \frac{68}{89,6} \text{ kg NH}_3$$

$$41,5625 \text{ Nm}^3 \text{ NO/uur} \triangleq 31,54 \text{ kg NH}_3 / \text{uur}$$



$$4 \cdot 17 \text{ kg NH}_3 \triangleq 2 \cdot 22,4 \text{ Nm}^3 \text{ NO}_2$$

$$68 \text{ kg NH}_3 \triangleq 2 \cdot 22,4 \text{ Nm}^3 \text{ NO}_2$$

$$\frac{68}{2 \cdot 22,4} \text{ kg NH}_3 \triangleq 1 \text{ Nm}^3 \text{ NO}_2$$

Hieruit volgt:

$$2,1875 \text{ Nm}^3 \text{ NO}_2 \triangleq 2,1875 \cdot \frac{68}{2 \cdot 22,4} \text{ kg NH}_3$$

$$2,1875 \text{ Nm}^3 \text{ NO}_2/\text{uur} \triangleq 3,32 \text{ kg NH}_3 / \text{uur}$$

Totaal hebben we dan: $31,54 + 3,32 = 34,86$ kilogram NH_3 per uur nodig.

Als de oplossing bestaat uit 24,5 % NH_3 , dan is er aan Ammonia oplossing nodig:

$$\frac{34,86}{0,245} = 142,28 \text{ liter oplossing Ammonia per uur nodig.}$$

Met een stoichiometrische factor van 1,05 wordt dit in totaal:

$$1,05 \cdot 142,28 = 149,4 \text{ liter Ammonia per uur.}$$

8 Afvalwaterbehandeling

8.1 Inleiding

Het afvalwater, afkomstig uit de natte wassing, kan niet zonder meer geloosd worden. De volgende uitvoeringen kunnen worden toegepast voor een afvalwaterbehandelingsinstallatie (ABI):

- 1 zware metalen afscheiden en gezuiverd water lozen
- 2 zware metalen afscheiden en water indampen met behulp van een sproeidroger
- 3 zware metalen afscheiden en water indampen met een apart indampstelsel
- 4 het water direct indampen met behulp van een sproeidroger
- 5 het water direct indampen met behulp van een apart indampstelsel.

Het afscheiden van de zware metalen die in het afvalwater zijn opgelost vindt steeds volgens hetzelfde principe plaats (uitvoering 1, 2 en 3). Per leverancier zijn kleine verschillen mogelijk, echter als basis geldt steeds de volgende schakeling:

- neutralisatie/verhogen pH
- flocculatie/coagulatie
- bezinken
- afscheiden slib

Het verschil in de diverse systemen bestaat voornamelijk uit de keuze van chemicaliën, de uitvoering van de vaten, de wijze waarop het slib wordt afgescheiden en dergelijke.

Aspecten van belang bij de keuze van de installatie:

- chemicaliënverbruik (hoeveelheid en soort)
- verblijftijden/afmetingen tanks
- samenstelling en hoeveelheid slib en afvalwater
- wijze van slibontwatering
- bufferopslag in geval van storing.

Afhankelijk van de uitvoering van de natte wassing vindt de waterbehandeling in een of twee separate lijnen plaats. Indien bij de eerste wastrap kalk wordt gebruikt is een afzonderlijke behandeling nodig, omdat bij menging van het afvalwater van de eerste en tweede wasser grote hoeveelheden $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (gips) zullen ontstaan en de hoeveelheid slib (chemisch afval) aanzienlijk zal toenemen.

Verdere opmerkingen bij de verschillende uitvoeringen:

ad 1:

Chloride

Het afvalwater bevat na verwijdering van de zware metalen nog vrijwel alle chloride en sulfaat. Lozen van dit afvalwater op oppervlaktewater is mogelijk toegestaan, afhankelijk van de lokale omstandigheden. Hierover is steeds tijdig overleg gewenst met de vergunningverlenende instantie. Ook koeling van het afvalwater voor lozing, om thermische verontreiniging te voorkomen, kan worden voorgeschreven. De lozingsnormen worden voortdurend strenger.

ad 2 en 3:

Indampen

Bij indampen van het afvalwater, nadat de zware metalen grotendeels zijn verwijderd, zal een eindproduct ontstaan dat niet als chemisch afval beschouwd hoeft te worden.

Het is echter belangrijk voor de uiteindelijke keuze van de ABI om na te gaan of het eindproduct mogelijk afzetbaar is om opslag in een speciale deponie te voorkomen (het eindproduct is zeer goed uitloogbaar). Bij toepassing van een apart indampstelsel bestaat de mogelijkheid om een min of meer zuiver eindproduct te verkrijgen (zoutzuur, keukenzout, pek, gips) door toepassing van bijvoorbeeld gefractioneerde kristallisatie. Op afbeelding 1 is een dergelijk indampstelsel weergegeven. Bij toepassing van een sproeidroger bestaat deze mogelijkheid niet; hier zal het eindproduct niet afzetbaar zijn. Overigens kan de sproeidroger worden gecombineerd met de sproeiabsorber van een semi-droog stelsel.

ad 4 en 5:

Indien afvalwater direct wordt ingedampt zal het (droge) eindproduct aanzienlijke hoeveelheden zware metalen bevatten en zal dit eindproduct naar verwachting moeten worden beschouwd als chemisch afval, met alle gevolgen van dien. Tevens bestaat het risico van accumulatie van vluchtige bestanddelen (vooral kwik) bij het direct indampen in een sproeidroger, hetgeen een extra verwijderingstap nodig maakt.

Zware metalen	in µg/l
Cu	5.000 - 15.000
Cr	500 - 1.500
Zn	150.000 - 450.000
Pb	100.000 - 300.000
Ni	250 - 750
Cd	2.000 - 6.000
Hg	5.000 - 15.000
As	300 - 900
Zoutgehaltes	in mg/l
F	100 - 300
Cl	10.000 - 30.000
SO ₃ / SO ₄	5.000 - 15.000
NH ₄ ⁺	3.000 - 10.000
Overig	in µg/l
PAK (totaal)	1,0 - 5,0
PCDD's / PCDF's	p.m.

Tabel 1. Globale samenstelling onbehandeld waswater.

8.2 Sproeidrogers en sproeiabsorbers

Semi droog

Sproeidrogers worden ingezet om afvalwater, afkomstig uit de natte wassing, in te dampen met behulp van de warmte van de rookgassen. Sproei-absorbers vinden toepassing bij het droge en semi-droge proces. De werking van deze apparaten berust op hetzelfde principe. Het is ook mogelijk om beide toepassingen te combineren: in de absorber wordt zowel een kalkoplossing als het afvalwater geïnjecteerd (afzonderlijk).

Bij het droge proces wordt het rookgas eerst bevochtigd door injectie van water, dat tevens een temperatuurverlaging tot gevolg heeft. De reactie met calciumhydroxide (Ca(OH)_2) zal dan beter verlopen. Het is van belang dat de kalk een groot specifiek oppervlak heeft. Toevoegen van een additief, bijvoorbeeld actief kool, geeft een duidelijke verbetering van de absorptie.

De gebruikte kalk kan deels worden gerecirculeerd.

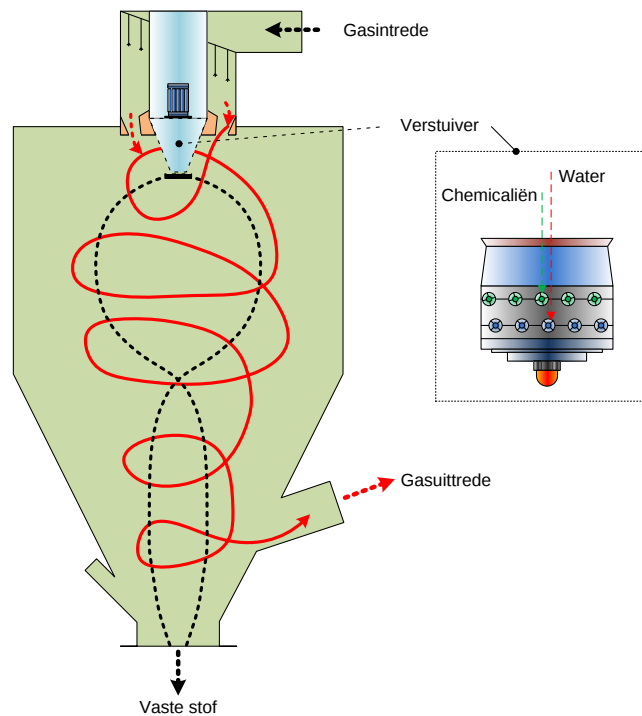
Bij toepassing van een (semi) droog systeem zal er een overmaat kalk of kalkmelk gedoseerd moeten worden. Dit heeft tot gevolg dat er een aanzienlijke hoeveelheid reststoffen ontstaat, dat in principe als chemisch afval moet worden beschouwd en hoge opslagkosten tot gevolg zal hebben. De richtlijnen voor HCl, HF en SO_2 van de emissie-eis kunnen bij toepassing van een sproeiabsorber (dus bij droog of semi-droog proces) alleen bereikt worden indien een grote overmaat kalk(melk) wordt toegepast.

Zware metalen

Zware metalen en dioxinen kunnen mogelijk worden verwijderd tot onder de eisen, indien een additief wordt toegepast. Snelle variaties in het rookgasdebiet kunnen een goede menging in de sproeiabsorber verstoren. Variaties in de concentratie worden grotendeels opgevangen door de overmaat kalk die wordt gebruikt, zie tabel 2.

Concentratie in schone Rookgassen (mg/Nm^3)	Kalksproeiwater	Venturiwater
HCl	5 - 10	1 - 10
HF	< 1	< 1
SO_2	30 - 100	10 - 60
Zware metalen (excl. Hg)	< 1	< 1
Residu rookgasreiniging (kg droge stof / ton afval)	14	10

Tabel 2. Kalksproeiwater en venturiwater.



Afbeelding 1. Sproeiabsorber met rotatie verstuiving. Bron AEB.

Contactoppervlak

Voor een goede werking van de sproei-absorber is vooral de verdeelinrichting van de kalk of kalkoplossing van belang. De sproeiers kunnen snel verstopt raken en vaak is een vervanging van het sproeisysteem mogelijk, terwijl de AEC in bedrijf blijft. Voor een goede stofoverdracht is een hoge relatieve snelheid van de vloeistof of de kalkdeeltjes ten opzichte van het rookgas benodigd.

De bedoeling van de sproeiabsorber is om tussen het vloeibare absorptiemiddel en het rookgas een zo groot mogelijk contactoppervlak te doen ontstaan. Op die manier worden de beste voorwaarden geschapen voor de reactie van de gasvormige componenten van het schadelijke gas met het reactiemiddel in de vloeistof.

Omdat voor de warmte- en stofoverdracht het beschikbare oppervlak van doorslaggevend belang is, is het doel van de verstuiving om druppels van een zo klein mogelijke diameter te laten ontstaan.

De reactoren van de semi-droge rookgasreiniging die op het ogenblik worden aangeboden vertonen belangrijke verschillen in de wijze waarop de suspensie wordt verstoven. Onderscheiden worden roterende verstuivers en sproeiverstuivers.

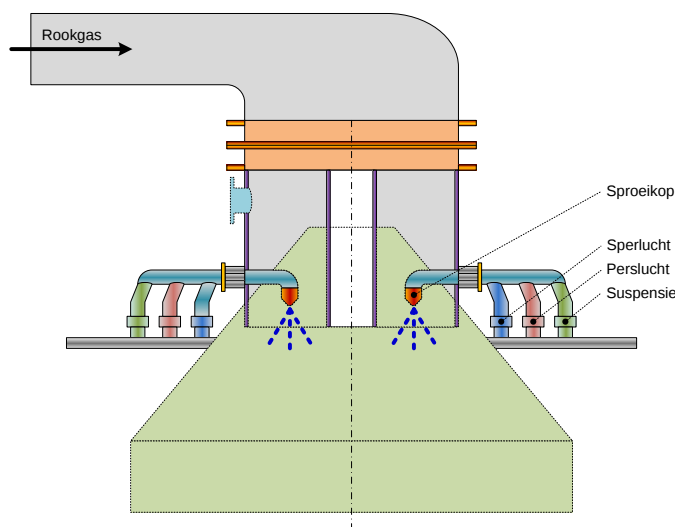
Bij de centrifugaalverstuiverinstallatie (roterende verstuiver) wordt de absorptievloeistof verneveld door een in het midden van het dak van de toren geplaatst apparaat.

De vloeistof wordt in het midden op de roterende verstuiverschijf toegevoerd en loopt door de middelpuntvliedende kracht naar buiten. Aan de rand van de schijf wordt de vloeistof dan in druppelvorm weggeslingerd, zie afbeelding 1.

De grootte van de druppels wordt bepaald door de evenwichtsrelatie tussen de middelpuntvliedende kracht en de oppervlaktespanning. Hoe groter de diameter van de schijf en hoe hoger het toerental van de verstuiverschijf, hoe kleiner de druppels worden.

Bij de sproeiverstuiving worden de rookgassen boven in de reactor toegevoerd. In het bovenste deel van de reactortoren wordt het gas via meerdere toegangskanalen gelijkmatig verdeeld. De snelheid van het gas neemt toe, terwijl het door deze verdeelkanalen stroomt.

Bij de uitgang van de verdelers, waar de fijn verstoven vloeistof wordt ingespoten, verminderd de snelheid van het gas plotseling.



Afbeelding 2. Sproeiabsorber met sproeikop verstuiving.

Turbulentie

De daardoor ontstane hoge turbulentie maakt dat de druppeltjes optimaal worden vermengd met de rookgassen, zie afbeelding 2.

Als speciale constructie wordt verwezen naar de semi-droge rookgasreiniging van de firma Flakt. Bij deze methode wordt geen kalkmelksuspensie, maar droge kalk ingeblazen.

Ter beoordeling van de verschillende sproeireactoren kan het volgende worden opgemerkt.

Bij verstuiving door middel van rotatieschijven zijn de druppels kleiner dan bij verstuiving met sproeiers. Dit heeft niet uitsluitend een positief effect op de reactie, maar het heeft ook tot gevolg dat het resterende vochtgehalte van de reactieproducten lager is en dat daardoor de transportinstallaties wegens de geringere neiging tot aanbakken bedrijfszekerder kunnen werken.

Bij de rotatieverstuiving hangt de grootte van de deeltjes vrijwel uitsluitend af van het toerental van de schijf.

Daardoor blijft zelfs bij grote variaties in de belasting de grootte van de druppels gelijk.

Verder kunnen grote hoeveelheden vloeistof met een verstuiveraggregaat worden verneveld.

Bij sproeierverstuiving is het nodig om, wanneer grote hoeveelheden verwerkt moeten worden, meer dan één twee-fasenverstuivers te installeren. Doordat de rookgassen worden opgesplitst, ontstaan echter gecompliceerde stromingssituaties.

De grootte van de deeltjes neemt af bij toenemende verstuiverdruk. Dit heeft tot gevolg, dat bij variaties in de belasting het druppelspectrum ongunstig verandert.

Levensduur

De levensduur van de rotatieschijf bedraagt minstens 6 maanden, terwijl sproeiers na circa 22 maanden moeten worden vervangen. Bovendien is bij sproeiers voortdurend onderhoud vereist. Overigens wordt de totale standtijd van de installatie nauwelijks door dit aspect beïnvloed, aangezien de vervanging van de onderdelen snel kan plaatsvinden.

In deze trap wordt bij voorkeur natronloog gebruikt, om te voorkomen dat er gips wordt gevormd dat ontstaat bij neutralisatie met kalk.

8.2.1 Corrosie, vervuiling

Door de hoge snelheid van de verdampende vloeistof en de ontstane vaste stofdeeltjes kan erosie optreden, vooral van de verdeelschijf van het sproeisysteem. Indien de absorber niet goed gedimensioneerd is, kan een zeer snelle vervuiling plaatsvinden.

Dit geldt eveneens voor een droog systeem.

De sproeidroger voor de indamping van de spui uit de wassers is in cilindrische vorm met een conisch onderstuk uitgevoerd; Er is een sproeidroger met een diameter van 3,7 m voorzien.

Erosie

De hete rookgassen worden via een veelvuldig beproefde verdeelkoepel in de sproeidroger geleid. Deze deelinstallatie is van geleide platen en instelbare turbulentieroosters voorzien, zodat het rookgas en de vloeistofniveaus goed vermengd kunnen worden. De verstuiwing van het toegevoerde, in te dampen water vindt in een schijf plaats.

Dankzij de constructie hiervan en dankzij de vloeistofverdeler wordt erosie op de schijfbodem tot een minimum beperkt. De versnelling tot de voor de verstuiwing vereiste hoge omvangsnelheid vindt in speciale sproeiers plaats die weerstand biedend zijn.

De vloeistofcapaciteit van het sproeiaggregaat is zodanig gedimensioneerd, dat zowel de in de rookgasreiniging vrijkomende zouten indampen, alsmede de tot een procestechnische minimumtemperatuur in te brengen hoeveelheid water opgenomen wordt.

De verstuiverschil wordt met behulp van een aggregaat aangedreven, dat in essentie uit een planeetkoppeling alsmede uit een elektromotoraandrijving bestaat. Het verstuiveraggregaat kan tijdens het bedrijf van de installatie vervangen worden, omdat de sproeidroger in onderdruk bedreven wordt. Deskundig personeel heeft voor de vervanging van een aggregaat ongeveer een half uur nodig. Het doekenfilter kan ook bij een kortstondige uitval van de koeling verder bedreven worden.

Temperatuur

De in combinatie met de volumestroom bepalende regelgrootte voor de afvalwaterindamping is de rookgastemperatuur aan de uitlaat van de sproeidroger. De temperatuur dient onder normale omstandigheden 180 °C te bedragen en kan desgewenst tijdelijk tot 170 °C teruggebracht worden. De temperatuur ligt ver van het dauwpunt en garandeert, vooral in combinatie met de warmte-isolatie, dat er geen corrosie optreedt. Daarnaast wordt de conus van de sproeidroger van een elektrische hulpverwarming voorzien.

Doordat dauwpunt onderschrijdingen vermeden worden en de stroming door de constructie wordt beïnvloed, worden aancoatings, die tot storingen bij het bedrijf van de installatie kunnen leiden, sterk gereduceerd.

Op het moment dat de verstoven vloeistof die zout en vaste stoffen bevat met het rookgas in aanraking komt, vindt de verdamping van het door de suspensie ingebrachte water plaats. Hierdoor daalt de rookgastemperatuur, waarbij de hoeveelheid ingebrachte suspensie via de uittredetemperatuur geregeld wordt.

De bijbehorende meting en verwerking van de rookgasvolumestroom voor de droger maakt een snelle aanpassing van de in te dampen hoeveelheid afvalwater mogelijk. De minimumtemperatuur bij de uitlaat mag in geen enkel bedrijfsgeval onderschreden worden.

Schadelijke gassen

Het in de sproeidroger en het in het nageschakelde doekenfilter afgescheiden droogproduct wordt in droge, korrelige vorm uit de gasreinigingsinstallatie afgevoerd. Na het samenbrengen door mechanische transportsystemen wordt het mengsel pneumatisch naar de reststofsilo getransporteerd.

De schadelijke gassen HCl, HF en SO_x worden door kalkhydraat gebonden en als vaste reactieproducten afgescheiden. De geïnjecteerde vloeistof verdampt en koelt het rookgas af.

8.3 Waswaterbehandeling

Behalve de bovengenoemde variant van natte rookgasreiniging met sproeidroging zijn er nog meer systemen om waswater te behandelen.

In dit hoofdstuk worden methoden beschreven voor de behandeling van waswater dat ontstaat bij natte reiniging. Er zijn de volgende mogelijkheden:

- lozen
- behandelen en lozen
- indikken
- indampen (HCl en NaCl terugwinning)

8.3.1 Lozen van het waswater

De hoeveelheden waswater zijn afhankelijk van het gehalte aan schadelijke stoffen in het voor verbranding aangeleverde afval en van de manier waarop de waswater wordt bedreven. Voor het gebruik dat het meest voorkomt met een waswaterkringloop van zuur water waarbij men zich beperkt tot het afscheiden van HCl en HF liggen de voor het scheidingsproces benodigde hoeveelheden bij 0,25 tot 1,0 m³ waswater per ton afval.

Neutralisatie

De neutralisatie van het zure waswater voor het wordt geloosd, kan met kalk of natronloog gebeuren. De samenstelling van het waswater is afhankelijk van de hoeveelheid en samenstelling van de ongereinigde rookgassen en is aan aanzienlijke schommelingen onderhevig.

Enkele relevante analysegegevens voor waswater, gebruikt bij het wassen van rookgassen voor en na de neutralisatie zijn in tabel 3 weergegeven.

De vergelijking van de verschillende waarden geeft een inzicht in de spreiding in relatie tot de samenstelling.

Zware metalen	in µg/l
Cu	5.000 à 15.000
Cr	500 à 1.500
Zn	150.000 à 450.000
Pb	100.000 à 300.000
Ni	250 à 750
Cd	2.000 à 6.000
Hg	5.000 à 15.000
As	300 à 900
Zoutgehaltes	in mg/l
F ⁻	100 à 300
Cl ⁻	10.000 à 30.000
SO ₃ en SO ₄	5.000 à 15.000
NH ₄ ⁺	3.000 à 10.000
Overige componenten	
PAK (totaal)	1,0 à 5,0 µg/l
PCDD's/PCDF's	niet bekend

Tabel 3. Indicatieve samenstelling van het onbehandelde waswater, als gemiddelde van zure en basische trap.

8.3.2 Behandelen en lozen van het waswater

Naar de huidige stand van de techniek bestaat een installatie voor het conditioneren van waswater minstens uit een neutralisatie, een scheidingstrap met toeslagstoffen voor het afscheiden van zware metalen, en een sedimentatie en ontwateringstrap voor het afgescheiden slib. Daarnaast worden ionenwisselaars voor het verwijderen van zware metalen gebruikt.

Nieuwe eisen zullen vermoedelijk als volgt zijn:

Metaal	mg/ltr
Cd	0,05
Cr	2
Pb	0,1
Zn	2
Hg	0,0

De volgende behandelingsfasen zijn mogelijk voor het reinigen van waswater van natte rookgasreinigingsmethoden:

- neutralisatie met $\text{Ca}(\text{OH})_2$ of NaOH
- afscheiden van zware metalen met Na_2S of TMT (TMT = $\text{Na}_3(\text{CNS})_3$)
- uitvlokking en restneutralisatie van Na_2S met FeCl_3
- sedimentatie
- beluchting eventueel oxidatie met H_2O_2
- neutralisatie
- filtering in kiezelzandfilters
- ionenwisseling zware metalen
- analyse
- afvoer

Het discontinu afgetapte waswater uit de natte rookgasreinigingsmethode wordt met kalkmelk of natronloog gealkaliseerd, waarbij de in water oplosbare zware metalen worden omgezet in de vorm van hydroxiden en worden afgescheiden. Onder toevoeging van Na_2S , TMT als scheidingsmiddel worden verdere zware metalen afgescheiden. De colloïdale metaalhydroxiden en sulfiden worden met behulp van driewaardig ijzerchloride en poly-elektrolyten tot grote vlokken uitgevlokt. In lange bezinkbakken zet het slib zich tijdens een verblijfsduur van circa 4 uur af. Het slib wordt met behulp van schuivers met de hand of automatisch verwijderd.

Beluchting

Na beluchting en eventueel onder toevoeging van H_2O_2 wordt het waswater, nadat het door nog een bezinkbekken is gestroomd, in een kiezelzandfilter gefiltreerd. Selectieve verwijdering van zware metalen gaat met een macroporeus kationenwisselingshars.

De opgeloste zware metalen worden hier bijna volledig verwijderd.

In meet en controlebekkens worden de pH-waarde, het geleidingsvermogen, het debiet en de temperatuur van het te behandelen water gemeten. Wanneer de waarden te hoog zijn, wordt het waswater automatisch naar een opslagbekken teruggeleid. De steeds dubbel aanwezige bezink en opslagreservoirs evenals vele omloopleidingen, bypasses en terugloopleidingen maken het mogelijk het reinigingsproces geheel of gedeeltelijk te herhalen, wanneer door bedrijfsstoringen het normale reinigingsproces niet voldoende is. Verder is hierdoor de mogelijkheid gegeven om in speciale gevallen door toevoeging van andere dan de normaal gebruikte chemicaliën de noodzakelijke behandeling van het waswater te verzekeren. Het is dus bedrijfsmatig noodzakelijk dat van alle dubbel geplaatste reservoirs er één wordt vrijgehouden om daarop, in geval van storing, te kunnen overschakelen.

8.3.3 Indikken van het waswater

Verdampers

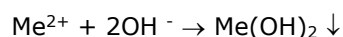
Het doel van het indikken van het waswater is gelegen in het produceren van zouten die voor hergebruik in aanmerking komen. Voor het indikken van het waswater in een of meer trappen door middel van oppervlaktewarmtewisselaars worden de volgende verdampers gebruikt:

- Open ééntraps of gesloten meertrapsfilmverdampers bij atmosferische druk met mechanische afvoer van de vaste stoffen, eventueel zonder warmte terug te winnen bij de condensatie van vrijkomende damp.
- Gesloten meertrapsontspanningsverdampers met gedeeltelijke warmteterugwinning in maximaal 5 druktrappen met droging van het restant van de vaste stoffen op een achter de verdamper geplaatst vloei-bed.

Vanuit een standpunt van energieverbruik is een ééntrapsfilmverdampers uitgesproken onvoordelig. De totale hoeveelheid waswater moet met behulp van verse stoom (circa 10 bar, zodat temperaturen van 410 Kelvin kunnen worden bereikt) worden ingedampt. Het specifieke stoomverbruik is een factor 3 tot 5 hoger dan bij de meertrapsontspanningsverdampers. Behalve bedrijfsorganisatorische problemen moeten complexe materiaalproblemen worden opgelost, omdat bij de relatief hoge wandtemperaturen van 410 Kelvin corrosieproblemen in versterkte materialen optreden. Als voordeel van de filmverdampers kan vooral de kleine, eenvoudige constructie en de geringe plaatsruimte worden genoemd. Bij de meertrapsontspanningsverdampers treden de meeste problemen van de filmverdampers niet op. Het verbruik aan thermische energie is gering en dat van elektrische energie is niet noemenswaardig. Het ontzoute water wordt in de vorm van gecondenseerde damp teruggewonnen.

Exploitatiekosten

Investerings- en materiaalproblemen treden eveneens op, maar deze zijn tot enkele elementen te beperken. De constructie is wezenlijk gecompliceerder. Daarnaast is het nodig aan de neutralisatie met chemicaliën als bijvoorbeeld natronloog de voorkeur te geven in plaats van kalk om de verwarmingsoppervlakken te kunnen schoonspoelen. Behalve de noodzakelijke investeringskosten, zijn ook de exploitatiekosten van de totale installatie en de energiekosten hoger.



8.3.4 Indampen van het waswater

Indampen met een sproeidroger:

Droge product

Bij het indampen van het waswater wordt de voelbare warmte van de rookgassen in een ééntraps sproeidroger direct gebruikt. Het hete rookgas stroomt door de sproeidroger gelijk op met het dunne slib, dat vooraf gebufferd is.

Het droge product wordt uit de reactor en de daarachter geschakelde elektrofilters verwijderd. Het van vliegase gereinigde gas wordt daarna naar de wasinstallatie geleid.

Voor het indampen van het waswater bij de natte rookgasreiniging moeten dus sproeidrogers en elektrofilters in de rookgassen worden geïnstalleerd.

Indampen met een speciale indampinstallatie:

De wasvloeistof die onder in de wasser wordt opgevangen, wordt meerdere keren gerecirculeerd. Daardoor krijgt deze wasvloeistof een hoge concentratie aan verontreinigingen. Om deze uit het systeem te verwijderen wordt een gedeelte van deze geconcentreerde wasvloeistof afgevoerd.

Het afvalwater wordt in de ABI geneutraliseerd met natronloog, NaOH en er wordt eventueel TMT-15 toegevoegd om zware metalen te binden. Tevens kan CaCl_2 toegevoegd worden om ervoor te zorgen dat eventueel aanwezig natriumfluoride, NaF, wordt omgezet in minder giftig calciumfluoride, CaF_2 . Vervolgens wordt de vloeistof naar de indampers gepompt.

Dichtheid

Omdat de dichtheid van de vloeistof nog relatief laag is, noemen we de eerste indamper de "spoelende" indamper.

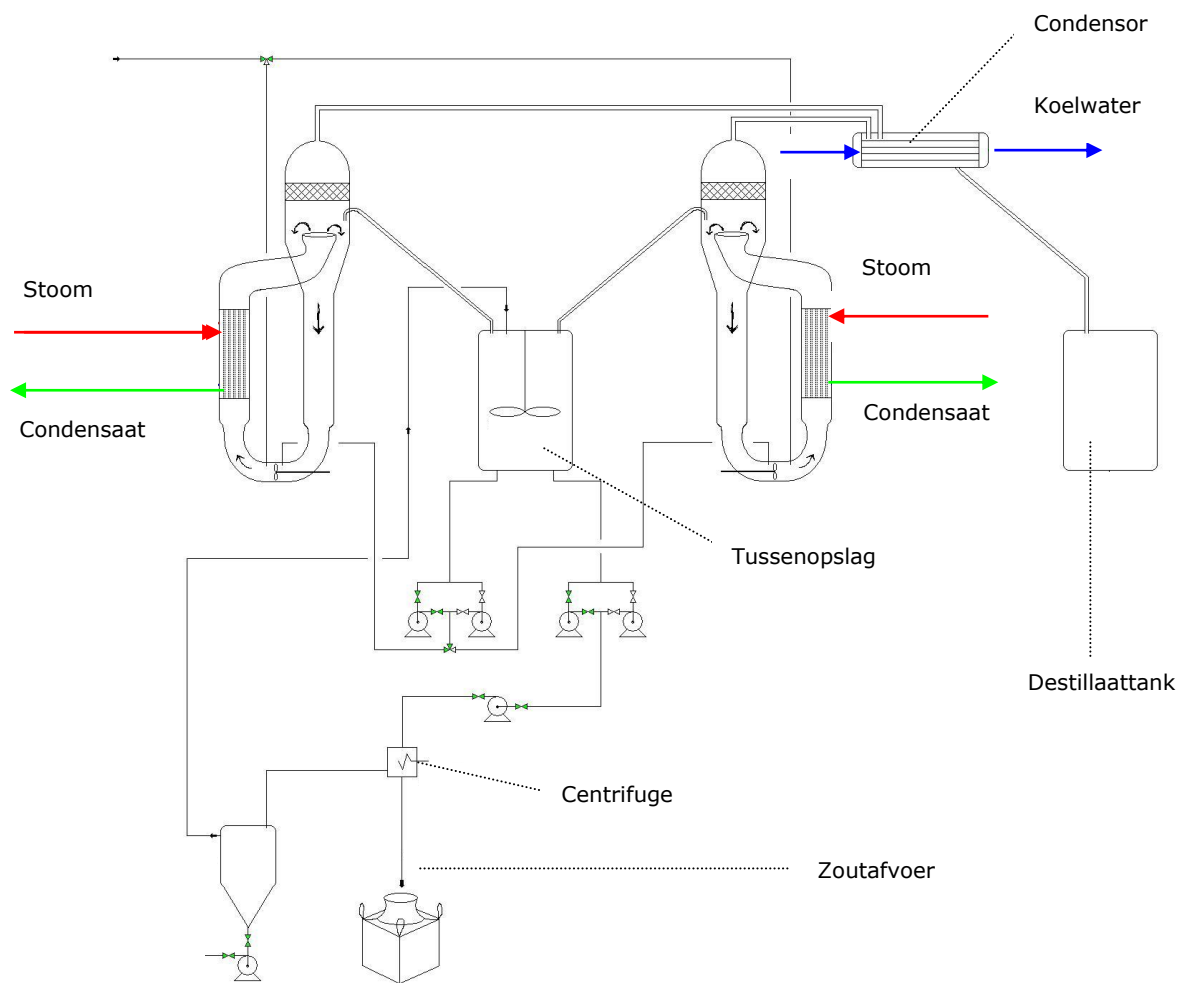
De indamp installatie bestaat uit twee kolommen waarvan er één voorzien is van een met stoom verwarmde warmtewisselaar, zie afbeelding 3.

De spoelende indamper wordt verwarmd met een bepaalde hoeveelheid stoom.

De verwarmde, maar niet kokende, vloeistof wordt rondgepompt met behulp van een pomp.

Wanneer de indamper vol is, stroomt de vloeistof via een overloopleiding naar de tussenopslagtank (1).

Vanuit de tussenopslagtank wordt het naar de volgende indamper gepompt, de zogenaamde "indampende" indamper.



Afbeelding 3. Een voorbeeld van een indampinstallatie. Bron SNB.

Koken

Deze indamper is identiek aan de spoelende indamper, maar wordt heviger verwarmd, waardoor de vloeistof gaat koken. Ook vanuit deze indamper stroomt de kokende vloeistof over naar de tussenopslagtank.

Aan de bovenzijde van de indamper wordt de damp via een druppelvanger afgevoerd naar een condensor. De gecondenseerde vloeistof wordt via een eventuele destillaattank afgevoerd en verder nabehandeld.

Zodra de dichtheid in de tussenopslagtank circa 1300 kg/m^3 bedraagt wordt de suspensie met behulp van een slangpomp naar de centrifuge afgevoerd. In de centrifuge worden dan de kristallen van het water gescheiden.

8.4 Fysisch-chemische afvalwaterbehandelingsinstallatie

De hoeveelheid spuiwater die bij een meertraps natte wassing vrijkomt bedraagt, afhankelijk van leverancier en systeemkeuze 200 à 400 liter per ton afval. Het water is voornamelijk chemisch verontreinigd met (chloride-, fluoride-, sulfiet- en sulfaat) zouten, met een hoge belasting aan zware metalen en in mindere mate met organische microverontreinigingen en wordt in een fysisch-chemische afvalwaterbehandelingsinstallatie gereinigd alvorens het geloosd kan worden.

Volautomatisch

De betreffende zuiveringssystemen zijn volautomatisch. De mogelijkheid bestaat om bij storing het effluent, dat niet aan de gestelde normen voldoet, tijdelijk in een opslagtank te bewaren en nadien opnieuw te zuiveren.

Het proces bestaat in hoofdzaak uit de volgende onderdelen:

- Neutralisatie met kalkmelk van het spuiwater uit de zure wastrap.
- Eventueel, voorbezinking van de daarbij gevormde neerslagen.
- Een ammoniakstripper.
- Samenvoeging van het geneutraliseerde, gestripte Spuiwater uit de zure trap met het spuiwater uit de basische trap.
- Koeling, normaliter met behulp van het (daarna) door de rookgasreiniging te verbruiken bedrijfswater.
- pH regeling, het betreft een nauwkeurige naregeling van de pH met behulp van kalk of zuur (HCl), om een voor de neerslag van de zware metalen optimale waarde te realiseren.
- Flocculatie met toevoeging van diverse polyelektrolyten.
- Toevoeging van Na_2S met als gevolg vorming van zeer slecht oplosbare en goed sedimenteerbare metaalsulfiden. Daar Na_2S toxisch is, moet het overschot ervan door toevoeging van FeCl_3 verwijderd worden. Dit alles gebeurt voor de sedimentatie.
- In plaats van deze genoemde methode wordt ook wel het preparaat TMT 15 toegevoegd. TMT 15 is een 15% waterige oplossing van Tri-Mercapto-s-Triazine, dat bij overdosering geen toxisch effect heeft op het aquatisch milieu. De gevormde organische metaalverbindingen (met bivalente metaalionen) zijn gemakkelijk filtreerbaar en ook na afscheiding als slib zeer stabiel. Na de ammoniakstripping treedt geen stank meer op.
- Verder wordt in plaats van Na_2S en TMT ($= \text{Na}_3(\text{CNS})_3$) ook gebruik gemaakt van Natriumthiosulfaat, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$.

Overige stankstoffen worden in het verbrandingsproces efficiënt vernietigd en komen dus niet in het waswater terecht. Het gehalte aan calcium (in de vorm van Ca^{2+}) bedraagt circa 2,5 gram per liter, natrium (Na^+) circa 5 gram per liter. Het magnesiumgehalte is laag.

Vanuit de rookgassen komt weinig magnesium in het waswater. Het magnesiumgehalte wordt daardoor bepaald door de in de gebruikte chemicaliën (kalk) aanwezige gehalten.

De overige verontreinigingen, met name de zware metalen worden met een zeer goed rendement uit de spuistroom verwijderd. De relatief wat lagere rendementen voor chroom en nikkel zijn het gevolg van het relatief lage gehalte van deze zware metalen in het ongereinigde waswater.

Ten aanzien van PAK's en PCDD's/PCDF's zijn zeer lage restconcentraties te verwachten wanneer aan de gestelde norm ten aanzien van verwijdering van vaste stof wordt voldaan.

- Het gevormde residu kan worden ontwaterd in een filterpers tot een droge stof gehalte van circa 40%. De hoeveelheid bedraagt circa 10 kg materiaal (circa 4 kg droge stof) per ton verbrand afval. Afvoer van het residu vindt plaats met behulp van containers die onder de filterpers zijn opgesteld. De eindbestemming is vermoedelijk C2- of C3-deponie, mede afhankelijk van de verdere ontwikkelingen. Het filtraat wordt teruggevoerd naar de afvalwaterreinigingsinstallatie.
- De overloop van de bezinking wordt gefiltreerd in een zandfilter.

Tabel 4 geeft een indicatief overzicht van de samenstelling van het te lozen afvalwater.

Het betreft indicatieve waarden, omdat de samenstelling van geval tot geval kan verschillen, afhankelijk van factoren als met name:

- De in het afval aanwezige verontreinigingen
- Het vliegasegehalte in de rookgassen na de stofvoorafscheiding;
- De mate van recirculatie van het waswater
- De toegepaste overmaat aan ammoniakdosering ten behoeve van het SNCR-DeNO_x-systeem

Bij het toegepaste reinigingsproces hebben de mogelijke variaties in samenstelling van het ongereinigde waswater slechts een beperkte invloed op de samenstelling van het te lozen gereinigde water, mits de installatie voldoende ruim gedimensioneerd is om de optredende variaties op te kunnen vangen.

De gehalten aan verontreiniging in het te lozen water worden in hoofdzaak bepaald door fysische procesgrootheden, zoals de oplosbaarheidsproducten van de zware metaalverbindingen, door de heersende pH in het systeem en door het restgehalte aan vaste stof. Het belangrijkste bestanddeel van het te lozen afvalwater betreft het chloridengehalte. De in de wasser uit de rookgassen verwijderde HCl komt vanwege de goede oplosbaarheid van CaCl₂ en NaCl nagenoeg volledig terecht in het afvalwater, in de vorm van deze chloriden. Het sulfaatgehalte wordt bepaald door de oplosbaarheid van calciumsulfaat. Als vergelijkingstabel, zie tabel 4.

Metalen	Voor waswaterbehandeling mg/ltr	Na waswaterbehandeling mg/ltr
Pb	5,2	0,44
Cd	0,32	0,10
Cr	0,7	0,11
Fe	4,65	0,37
Cu	0,64	0,075
Ni	4,2	1,25
Hg	3,96	2,47
Zn	7,2	0,45

Tabel 4. Vergelijkingstabel zware metalen voor en na waswaterbehandeling. Als neutralisatiemiddel wordt $\text{Ca}(\text{OH})_2$ gebruikt.

NaOH	$\text{Ca}(\text{OH})_2$
Geen kans op verstopping.	Kans op verstopping
Minder vaste massa in filterpers.	Goede vaste massa in Filterpers
Circa 60% water.	Circa 40% water

Tabel 5. Voor en nadelen gebruik NaOH en $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

8.5 Nadere beschouwing fysisch chemische water behandeling

Bij dit systeem, algemeen toegepast bij AEC's, bestaat het proces uit vier gedeeltes, te weten:

- precipitatie
- coagulatie
- flocculatie
- sedimentatie

Kwik

Precipitatie:

Hieronder verstaat men het neerslaan van zowel opgeloste (metaalionen) als slecht oplosbare metaalhydroxiden. Kwik kan in verschillende vormen voorkomen en slaat als hydroxide niet neer. Daarom wordt om kwik af te vangen wel een anorganische of organische sulfide gedoseerd. In de praktijk wordt hiervoor natriumsulfide, Na_2S , of Tri-Mercapto-s-Triazine, TMT, gebruikt. Molybdeen komt als Molybdaat, MoO_4^{2-} , voor en vormt ook geen hydroxide, Arseen komt als Arsenaat, AsO_4^{3-} , voor en ook deze vormt geen hydroxide.

TMT

TMT is duurder dan natriumsulfide, maar de te nemen voorzorgsmaatregelen ten aanzien van veiligheid en milieu zijn veel minder kritiek dan die van anorganische sulfiden zoals Na_2S . Het nadeel van de organische sulfiden zoals TMT is, dat deze enkel met één of tweewaardige metalen een binding aangaat. Men noemt dit een iogene binding. De anorganische sulfiden reageren wel met driewaardige kationen, bijvoorbeeld driewaardige ijzer Fe^{3+} en aluminium Al^{3+} .

Coagulatie of vlokvorming (primaire vlokking):

Op de neergeslagen deeltjes zijn vier krachten werkzaam die samen het gedrag hiervan bepalen.

Deze krachten zijn:

- De zwaartekracht
- De Brownse beweging
- Elektrostatische krachten
- Van der Waalskrachten

Door de zwaartekracht neigen de deeltjes te bezinken.

De Brownse beweging voorkomt uitzakken van de deeltjes door onderlinge botsingen in de vloeistof, deze zijn temperatuur afhankelijk.

Elektrostatische krachten zorgen voornamelijk voor afstoting van de deeltjes.

Van der Waalskrachten zorgen voor aantrekking van de deeltjes op basis van hun polariteit.

Poly-elektrolyt**Flocculatie of vloggroei (secundaire vlokking):**

Om de gevormde kleine vlokken, ook wel microvlokken genoemd, te vergroten tot beter bezinkbare grote vlokken, of te wel macrovlokken, worden de kleine vlokken samengebonden met behulp van een polymere elektrolyt, PE.

De lading van deze elektrolyt is tegengesteld aan de (oppervlakte) lading van de microvlokken.

De flocculatiemechanismen zijn:

- Het samenbinden van de microvlokken met behulp van een polymere elektrolyt.
- Het invangen van colloïdale deeltjes en microvlokken door macrovlokken.

In tegenstelling tot de coagulatie vindt flocculatie uitsluitend plaats met behulp van polymere elektrolyten.

Chemicaliën

Coaguleren en flocculeren zijn twee begrippen die zeer nauw aan elkaar verwant zijn. Simpelweg kan men zeggen dat coaguleren het samenklonteren van kleine deeltjes is en flocculeren het laten ontstaan van grotere vlokken door toevoeging van bepaalde chemicaliën. Voor coagulatie kan ijzer(III)chloride gebruikt worden. Een dergelijk coagulatiemiddel zorgt ervoor dat de elektrisch geladen colloïdale deeltjes ontladen zullen worden.

Zout**Colloïdale deeltjes:**

Dit zijn zeer kleine deeltjes die niet zonder meer door filtratie of bezinking uit het water te verwijderen zijn. Doorgaans hebben deze deeltjes een negatieve lading en hierdoor zullen deze elkaar onderling afstoten. Het gevolg hiervan is dat deze deeltjes niet zonder meer samenklonteren. Een oplossing van colloïdale deeltjes noemt men een sol. Is het oplosmiddel water dan noemt men dit een hydrosol. Stoffen die opgelost zijn als een sol kan men laten uitvlokken door middel van verhitting of door toevoeging van een zout. We noemen dit zout dan: de poly-elektrolyt.

Sedimentatie:

Hieronder verstaat men het bezinken van vaste deeltjes onder invloed van zwaartekracht.

Het tegengestelde van sedimentatie, het opdrijven van deeltjes die lichter zijn dan water, wordt flotatie genoemd. Factoren die de richting van de deeltjes in dergelijke processen bepalen zijn:

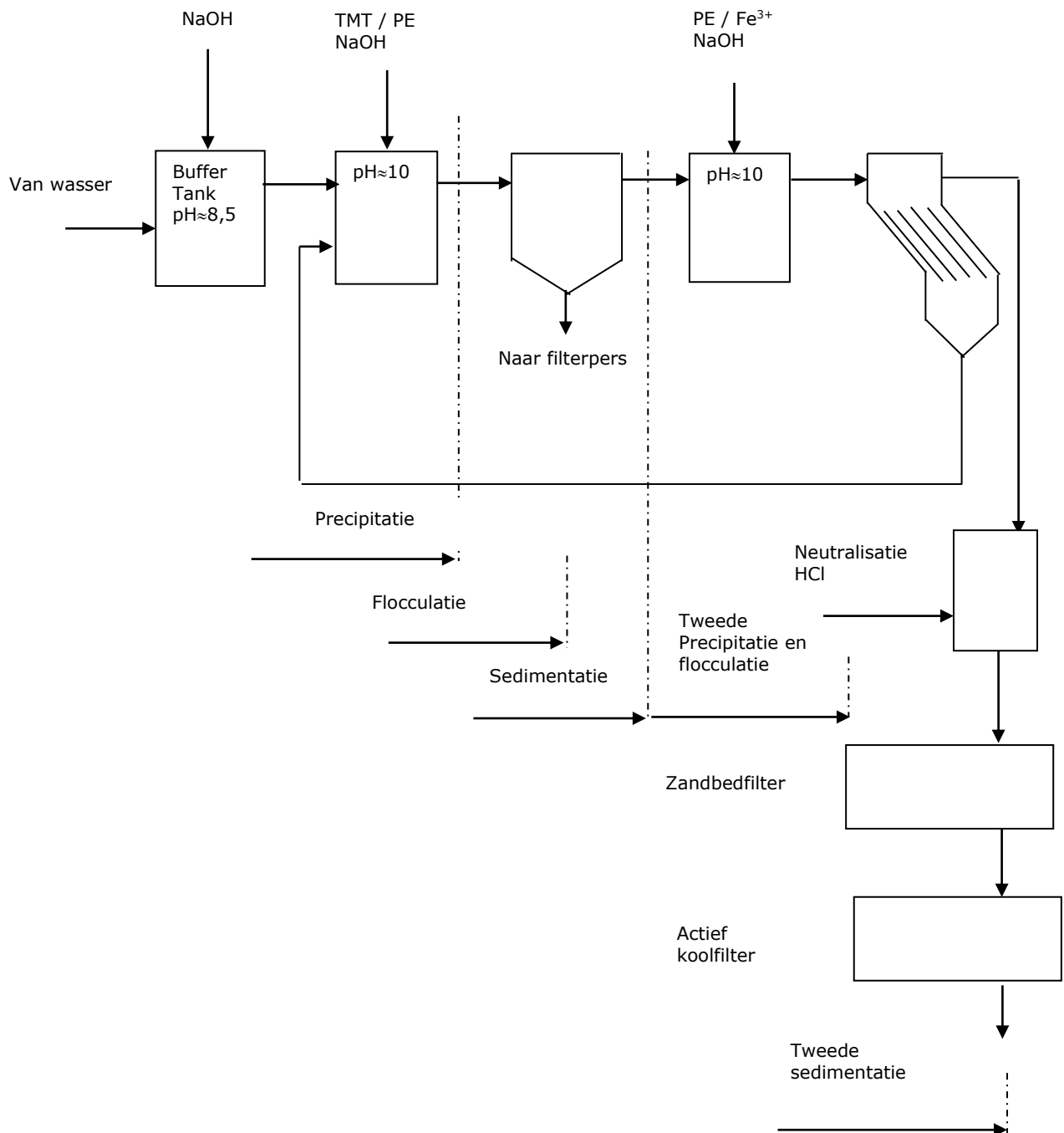
- verblijftijd
- dichtheid verschil deeltjes / water
- deeltjesgrootte
- temperatuur

Bezinken

Het bezinken is een eenvoudig proces. De door bezinking afgescheiden deeltjes bereiken de bodem van de bezinktank voordat de verblijftijd binnen de bezinktank verstreken is.

De deeltjes die zich op de bodem verzameld hebben, wordt slib genoemd dat regelmatig verwijderd dient te worden. Als gevolg van deze neerslag blijft een geklaarde vloeistof achter, die zeer behoedzaam verplaatst dient te worden. Om het neerslagproces niet te verstoren.

Het systeem dat berust op bovenstaande principes is weergegeven op afbeelding 4. Op de afbeelding zijn de verschillende deelprocessen weergegeven. Merk op dat het hier in twee stappen gebeurt, een eerste precipitatie en een tweede precipitatie enzovoort.



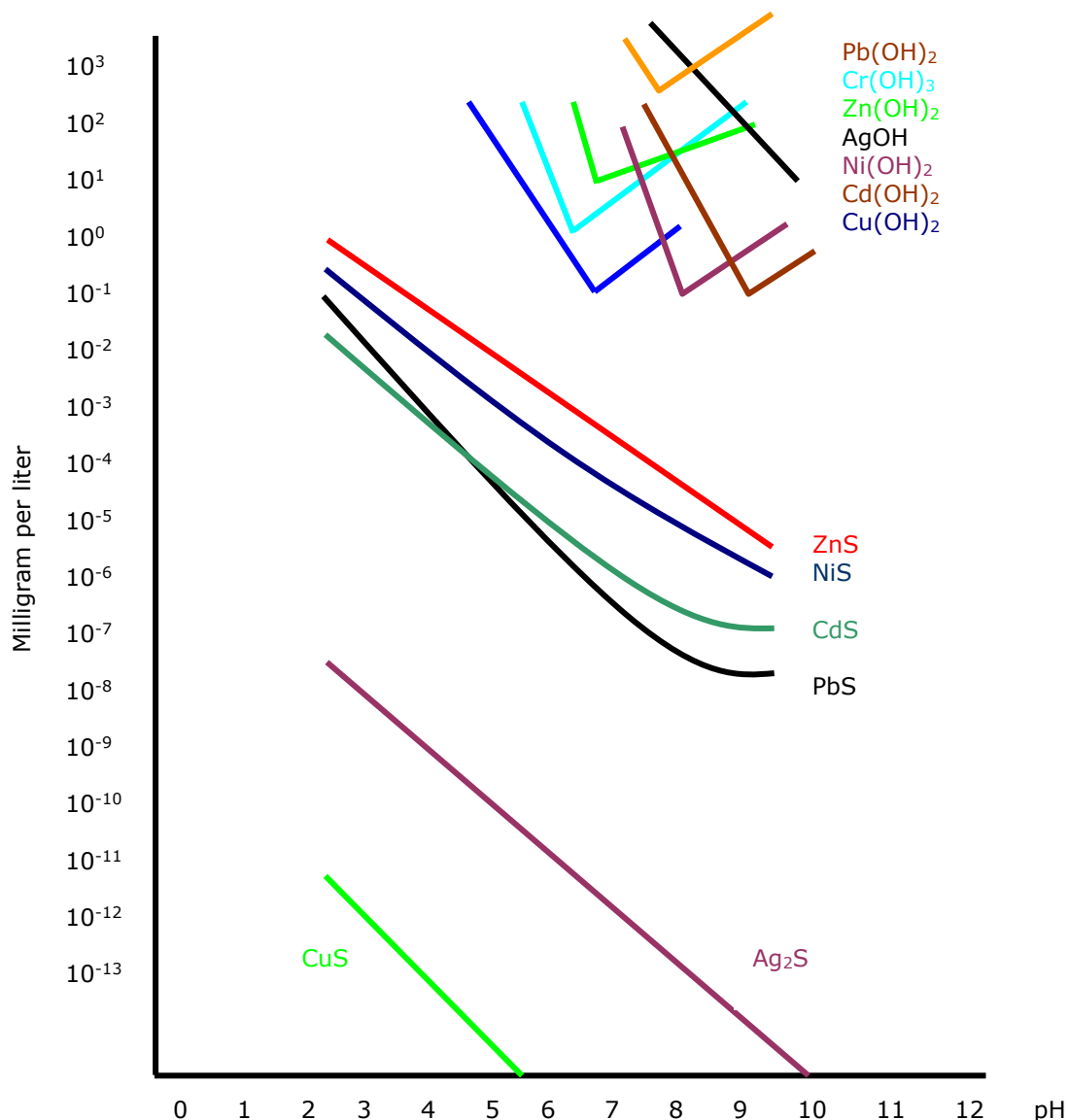
Afbeelding 4. Schematische voorstelling van een willekeurige fysisch chemische afvalwaterbehandeling.

pH 8,5 – 10

De op afbeelding 4 weergegeven waterbehandeling, is een installatie die water loost.

Het water van de wassers komt de installatie binnen via de buffertank. Hier wordt de pH onmiddellijk opgevoerd naar circa 8,5. Vervolgens vindt in de tweede tank een verhoging van de pH plaats tot 10. Hier begint nu dus in twee stappen de precipitatie, ofwel het neerslaan van metaalionen.

De bedoeling van deze pH verhoging is om de oplosbaarheidsgrens van de bepaalde gevormde zouten te overschrijden. Dit kunnen dus bij het gebruik van natriumsulfide onoplosbare anorganische sulfiden zijn en bij het gebruik van TMT organische sulfiden. Zie voor de oplosbaarheidsproducten tabel 6.



Tabel 6. Oplosbaarheid tabel.

Oplosbaarheidsgrens De gekozen pH-waarde van 10 blijkt dus juist te zijn, de oplosbaarheidsgrens van de meeste verbindingen wordt overschreden en ze slaan neer. Beter is het te zeggen dat het oplosbaarheidsproduct overschreden wordt.

Opmerking:

Om Molybdeen af te vangen, of te doen neerslaan, is een pH van 3-4 noodzakelijk. Het benodigde ijzer(III) is via de verontreinigingen in het afvalwater meestal voldoende aanwezig.

8.5.1 Vreemde waterstromen

Als er vreemd water wordt aangeboden aan de afvalwaterbehandeling dan moet altijd eerst onderzocht worden of de afvalwaterbehandeling dit aan kan.

Let daarbij op:

- pH.
- Concentraties zware metalen.
- Stoffen die normaal niet voorkomen in het afvalwaterbehandelingswater.

Alle andere afvalwaterstromen die anders zijn dan tijdens normaal bedrijf, dienen geweerd te worden.

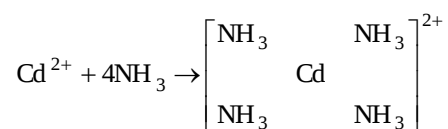
U dient er van uit te gaan dat "vreemde" afvalwaterstromen de goede werking van de installatie nadelig kunnen beïnvloeden.

Als er stoffen in het water zitten die vreemd zijn aan de afvalwaterbehandeling, verwerk deze stromen dan in eerste instantie niet in de afvalwaterbehandeling, voorbeeld: ammoniakwater.

Ammoniakzouten

Water waarin ammoniakzouten opgelost zijn dient uit de afvalwaterbehandelingsstraat geweerd te worden. Ammoniakzouten hebben namelijk de eigenschap dat ze zogenaamde complexvormers zijn. Zware metaalionen (Me^{2+}) worden door NH_3 gecomplexed en als het ware afgeschermd voor OH^- ionen en slaan niet meer neer als $\text{Me}(\text{OH})_2$.

Voorbeeld:



Voorbeelden van ammoniakzouten zijn:

- Ammoniumchloride NH_4Cl
- Ammoniumsulfiet $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_3$

Spoelwater van Actieve kool

Spoelwater van Actieve kool dient geweerd te worden uit de afvalwaterbehandelingsstraat omdat Actieve kool het water alkalisch maakt, dit gaat zeer abrupt, het gevolg is dat de afvalwaterbehandelingsstraat "van slag raakt" met eventueel emissieoverschrijdingen tot gevolg.

8.6 Het oplosbaarheidsproduct

Evenwicht

Een slecht oplosbare elektrolyt heeft altijd nog een bepaalde hoeveelheid ionen in oplossing. In de oplossing heeft zich dan een evenwicht ingesteld tussen de gevormde vaste stof en de ionen in de oplossing. In een verzadigde oplossing van zilverchloride heeft men het volgende evenwicht:



De ligging van het evenwicht is overigens ook afhankelijk van de temperatuur van de oplossing.

De evenwichtsvoorwaarde luidt:

Het oplosbaarheidsproduct van een slecht oplosbare elektrolyt is de maximale waarde van het ionenproduct in een verzadigde oplossing.

En in formulevorm wordt dit:

$$K_s = (\text{Kat})^a \cdot (\text{An})^b$$

In deze formule is:

K_s	:	het oplosbaarheidsproduct
(Kat)	:	de concentratie kationen
(An)	:	de concentratie anionen
a	:	de index bij de kationen
b	:	de index bij de anionen.

Voorbeeld 1:

Voor Magnesiumhydroxide zou de evenwichtsvoorwaarde als volgt luiden:

$$K_s = (\text{Mg}^{2+})^1 \cdot (\text{OH}^-)^2$$

De index a behorende bij het magnesium is 1 en de index b bij de OH ionen bedraagt 2.

Gevraagd:

Het oplosbaarheidsproduct van Magnesiumhydroxide bedraagt $5,61 \cdot 10^{-12}$ bij een temperatuur van 25 °C.

Hoeveel Magnesiumhydroxide lost nu op in 1 liter water?

Oplossing:

We hebben in de oplossing het volgende evenwicht;



In een verzadigde oplossing geldt de evenwichtsvoorwaarde:

$$K_s = (\text{Mg}^{2+})^1 \cdot (\text{OH}^-)^2$$

We nemen aan dat er p mol Mg(OH)_2 per liter oplost, in de oplossing zijn dan aanwezig, p mol Mg^{2+} ionen en dus $2p$ mol OH^- ionen. Ingevuld in de evenwichtsformule levert dit:

$$K_s = (\text{Mg}^{2+})^1 \cdot (\text{OH}^-)^2$$

Dus:

$$5,61 \cdot 10^{-12} = (p)^1 \cdot (2p)^2$$

$$5,61 \cdot 10^{-12} = p(2p)^2$$

$$5,61 \cdot 10^{-12} = 4p^3$$

Waaruit volgt:

$$p = \sqrt[3]{\frac{5,61 \cdot 10^{-12}}{4}}$$

$$p = 1,11935 \cdot 10^{-4} \text{ mol per liter}$$

De molecuul massa van 1 mol Magnesiumhydroxide bedraagt:

$$24,3 + 2 \cdot 15,9994 + 2 \cdot 1,01 = 58,3188 \text{ gram}$$

Er lost dus:

$1,11935 \cdot 10^{-4} \cdot 58,3188 \cdot 10^3 = 6,52794$ milligram $\text{Mg}(\text{OH})_2$ op in 1 liter water.

In tabel 7 zijn een aantal veel voorkomende verbindingen met hun bijbehorende oplosbaarheidsproducten weergegeven. De oplosbaarheidsproducten zijn ontleend aan het periodiek systeem van VEL te Leuven.

Oplosbaarheidsproducten VEL Leuven (Periodiek systeem)						
Metaal	Sulfiden	Oplosbaarheid product	Hydroxide	Oplosbaarheid product	TMT verbinding	Oplosbaarheid product
Kwik	HgS	$6,44 \cdot 10^{-53}$	Geen	-----	$\text{Hg}_3(\text{CNS})_2$	$1,4 \cdot 10^{-47}$
Cadmium	CdS	$1,4 \cdot 10^{-29}$	$\text{Cd}(\text{OH})_2$	$5,27 \cdot 10^{-15}$	$\text{Cd}_3(\text{CNS})_2$	$7,7 \cdot 10^{-33}$
Koper	CuS	$1,27 \cdot 10^{-36}$	$\text{Cu}(\text{OH})_2$	$2,0 \cdot 10^{-19}$	$\text{Cu}_3(\text{CNS})_2$	$1,3 \cdot 10^{-31}$
Lood	PbS	$9,04 \cdot 10^{-29}$	$\text{Pb}(\text{OH})_2$	$1,42 \cdot 10^{-20}$	$\text{Pb}_3(\text{CNS})_2$	$2,11 \cdot 10^{-5}$
Zink	ZnS	$2,93 \cdot 10^{-25}$	$\text{Zn}(\text{OH})_2$	$7,71 \cdot 10^{-17}$	$\text{Zn}_3(\text{CNS})_2$	Niet opgeg.

Tabel 7. Oplosbaarheid tabel, periodiek systeem.

Als we nu echter naar een zelfde tabel kijken maar nu volgens een fabrikant van chemicaliën, dan kunnen we bemerken dat er hier en daar wat verschillen zijn te vinden, zie hiervoor tabel 8.

Oplosbaarheidsproducten						
Metaal	Sulfiden	Oplosbaarheid product	Hydroxide	Oplosbaarheid product	TMT verbinding	Oplosbaarheid product
Kwik	HgS	$4,0 \cdot 10^{-53}$	Geen	-----	$\text{Hg}_3(\text{CNS})_2$	$1,4 \cdot 10^{-47}$
Cadmium	CdS	$3,6 \cdot 10^{-29}$	$\text{Cd}(\text{OH})_2$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$\text{Cd}_3(\text{CNS})_2$	$7,7 \cdot 10^{-33}$
Koper	CuS	$8,5 \cdot 10^{-45}$	$\text{Cu}(\text{OH})_2$	$2,0 \cdot 10^{-19}$	$\text{Cu}_3(\text{CNS})_2$	$1,3 \cdot 10^{-31}$
Lood	PbS	$3,4 \cdot 10^{-28}$	$\text{Pb}(\text{OH})_2$	$3,6 \cdot 10^{-13}$	$\text{Pb}_3(\text{CNS})_2$	$3,6 \cdot 10^{-29}$
Zink	ZnS	Geen opgave	$\text{Zn}(\text{OH})_2$	Geen opgave	$\text{Zn}_3(\text{CNS})_2$	Geen

Tabel 8. Oplosbaarheid volgens een leverancier.

Kortom er zit toch een aardig verschil in beide tabellen. Wellicht is het in de praktijk beter de waarden uit het periodiek systeem te hanteren, deze is immers onafhankelijk.

Voorbeeld 2:

Stel nu dat er veel Cadmium in het water aanwezig is, dan kunnen we overwegen hier TMT aan toe te voegen of de overweging maken er kalkmelk aan toe te voegen. We zullen beide systemen met elkaar vergelijken.

Cadmium reageert met TMT tot $\text{Cd}_3(\text{CNS})_2$

Het oplosbaarheidsproduct bedraagt volgens het periodiek systeem:

$$7,7 \cdot 10^{-33}.$$

De evenwichtsvoorwaarde wordt nu:

$$K_s = (\text{Cd}^{2+})^3 \cdot (\text{CNS}^-)^2$$

We nemen aan dat er p mol $\text{Cd}_3(\text{CNS})_2$ per liter oplost, in de oplossing zijn dan aanwezig, $3p$ mol Cd^{2+} ionen en dus $2p$ mol CNS^- ionen. Ingevuld in de evenwichtsformule levert dit:

$$K_s = (\text{Cd}^{2+})^3 \cdot (\text{CNS}^-)^2$$

Dus:

$$7,7 \cdot 10^{-33} = (3p)^3 \cdot (2p)^2$$

$$7,7 \cdot 10^{-33} = 27p^3 \cdot 4p^2$$

$$7,7 \cdot 10^{-33} = 108p^5$$

Waaruit volgt:

$$p = \sqrt[5]{\frac{7,7 \cdot 10^{-33}}{108}}$$

$$p = 1,48119 \cdot 10^{-7} \text{ mol per liter}$$

De molecuul massa van 1 mol $\text{Cd}_3(\text{CNS})_2$ bedraagt:

$$3 \cdot 112,4 + 2 \cdot 12,01 + 2 \cdot 14,01 + 2 \cdot 32,07 = 453,38 \text{ gram}$$

Er lost dus:

$$1,48119 \cdot 10^{-7} \cdot 453,38 \cdot 10^3 = 0,06715 \text{ milligram } \text{Cd}_3(\text{CNS})_2 \text{ op in 1 liter water.}$$

We passen nu hetzelfde toe maar nu met kalkmelk.

Cadmium reageert met $\text{Ca}(\text{OH})_2$ tot $\text{Cd}(\text{OH})_2$

Het oplosbaarheidsproduct bedraagt volgens het periodiek systeem:

$$5,27 \cdot 10^{-15}.$$

De evenwichtsvoorwaarde wordt nu:

$$K_s = (\text{Cd}^{2+}) \cdot (\text{OH}^-)^2$$

We nemen aan dat er p mol $\text{Cd}(\text{OH})_2$ per liter oplost. In de oplossing zijn dan aanwezig, p mol Cd^{2+} ionen en dus 2p mol OH^- ionen.

Ingevuld in de evenwichtsformule levert dit:

$$K_s = (\text{Cd}^{2+}) \cdot (\text{OH}^-)^2$$

Dus:

$$5,27 \cdot 10^{-15} = p \cdot (2p)^2$$

$$5,27 \cdot 10^{-15} = p(2p)^2$$

$$5,27 \cdot 10^{-15} = 4p^3$$

Waaruit volgt:

$$p = \sqrt[3]{\frac{5,27 \cdot 10^{-15}}{4}}$$

$$p = 1,096268 \cdot 10^{-5} \text{ mol per liter}$$

De molecuul massa van 1 mol $\text{Cd}(\text{OH})_2$ bedraagt:

$$1 \cdot 112,4 + 2 \cdot 15,99 + 2 \cdot 1,01 = 146,4 \text{ gram}$$

Er lost dus:

$$1,096268 \cdot 10^{-5} \cdot 146,4 \cdot 10^3 = 1,6049 \text{ milligram } \text{Cd}(\text{OH})_2 \text{ op in 1 liter water.}$$

De conclusie die hieruit getrokken kan worden is dat TMT hier de juiste keuze is.

Conclusie:

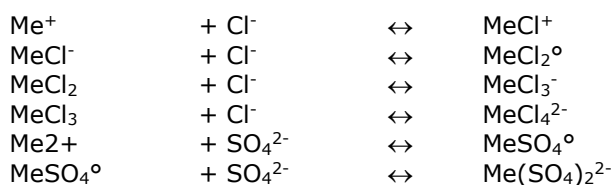
Voor verwijdering van zware metalen hebben we minimaal twee belangrijke aandachtspunten:

- Juiste pH
- Juiste keuze chemicaliën.

8.7 Chemische achtergronden

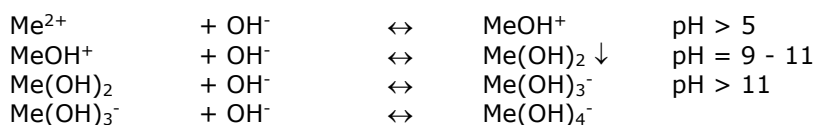
Rest ons nog een opsomming te geven van de reacties in de wassers en de waterzuivering te geven. Tevens wordt nog ingegaan op het gedrag van ijzer(II) en ijzer(III), dit is weliswaar een technische uiteenzetting, maar voor de volledigheid is deze toch vermeld.

8.7.1 Reacties in wassers

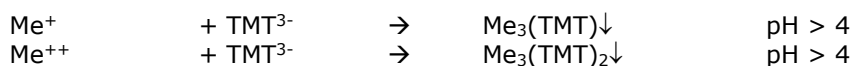


8.7.2 Reacties in waterzuivering

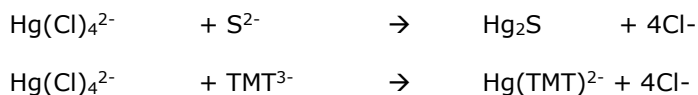
Bij verhoging van de pH worden de Cl^- en SO_4^{2-} anionen vervangen door OH^- ionen. De reactie in de waterzuivering zijn dan:



8.7.3 Neerslag van metalen met organosulfide

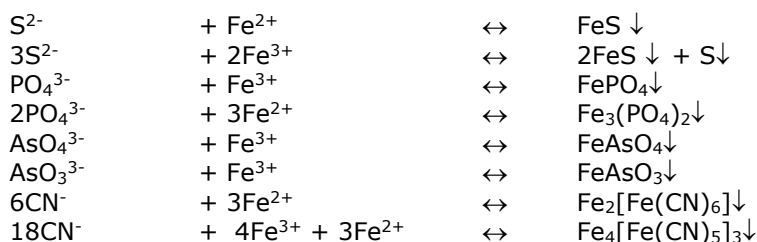


8.7.4 Neerslag van kwikzilver



8.7.5 Gedrag en functies van ijzer(II) en ijzer(III)

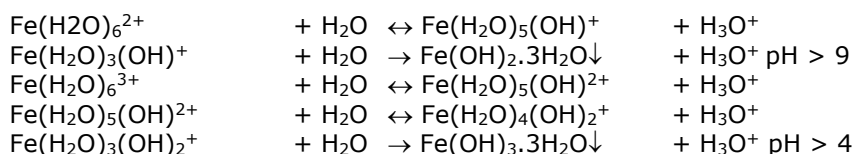
Neerslagreacties van anionen met ijzer (ferro en ferri):



Molybdeen

Zoals uit bovenstaande reactie blijkt, kan ijzer aangewend worden om de (toxische) anionen neer te slaan uit de oplossing. Opgemerkt wordt, dat met calciumionen ook slecht oplosbare zouten gevormd kunnen worden. Dit in tegenstelling tot natriumzouten die meestal goed oplosbaar zijn. Een voor de rookgasreiniging typisch voorbeeld is Molybdeen, dat als molybdaat in het waswater voorkomt en dus alleen met behulp van een kation als Fe^{3+} of Ca^{2+} kan worden neergeslagen.

Coagulant voor negatieve colloïden door hydrolyse, micro-vlokvorming:



Groen – Rood –bruin

De ijzer(II)- (groene oplossing) en ijzer(III)-zouten (rood/ bruine) oplossing reageren respectievelijk als een zeer zwak en een redelijk sterk zuur (zeer zwakke base). Ze vormen afhankelijk van de pH ijzerhydroxide complexen (positieve solen), die als coagulant voor negatief geladen colloïdale systemen kunnen functioneren. De dan ontstane aggregaten of microvlokken kunnen met een flocculant vergroot worden om zo de bezinkbaarheid te verbeteren. Dosering van ijzer(III) in zure oplossing ($\text{pH} < 4$) geeft een groene oplossing wat duidt op reductie van ijzer(III) tot ijzer(II), dat ook een (beperkte) coagulerende werking heeft. Dosering van ijzer(III) in een neutrale oplossing leidt tot neerslagreacties. Bij een pH van 9 of hoger wordt ijzer-(III) direct als hydroxide neergeslagen in de vorm van matig bezinkbare grote vlokken.

Hydrateren

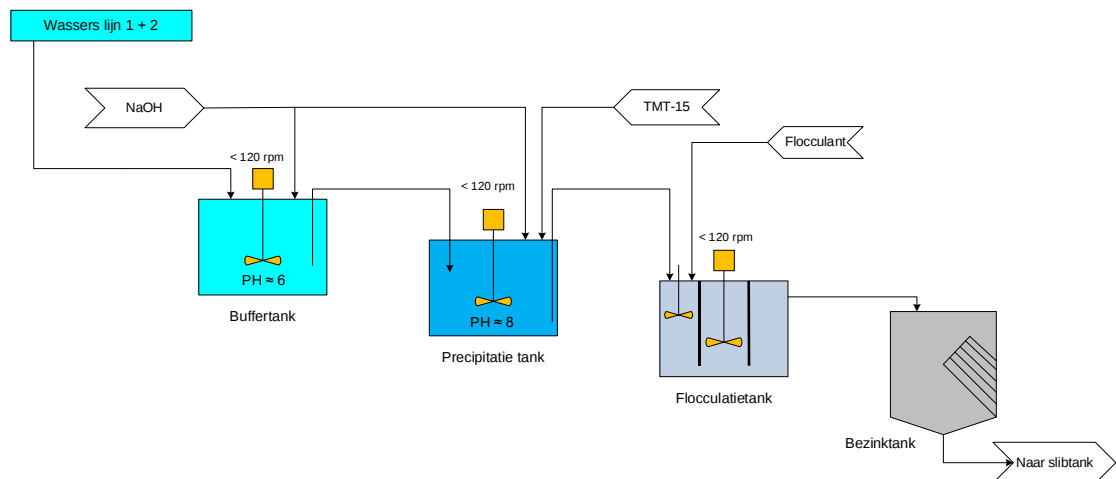
IJzerhydroxide neerslagvorming:

Zoals uit bovenstaande reactievergelijking blijkt slaan, bij verhogen van de pH, de positief geladen ijzerhydroxide complexen neer als gehydrateerde hydroxiden. $Fe(OH)_2 \cdot 3H_2O$ is een witte, $Fe(OH)_3 \cdot 3H_2O$ is een roodbruine gelatineuze neerslag. Vanwege de stabilisatie door interactie met het oplosmiddel (hydrolyse) zijn de neerslagen zeer slecht bezinkbaar. Testen op het laboratorium wijst uit dat vooral bij doseren van loog in een zure ijzer-(II)/-(III) oplossing ter plaatse van het doseerpunt een zeer slecht bezinkbare neerslag ontstaat. Door de lokale pH verhoging rond het doseerpunt slaat het hydroxide reeds neer, terwijl de bulk van de oplossing nog zuur is.

8.8 Voorbeeld precipitatietank

In deze paragraaf wordt een voorbeeld gegeven van een berekening van een precipitatietank. In de precipitatietank worden colloïdale deeltjes omgezet tot onoplosbare hydroxiden.

Op afbeelding 5 is een deel van een waterzuivering weergegeven. We zullen ons richten op de precipitatietank.



Afbeelding 5. Deel van een fysisch chemische waterzuivering.

Volgens de wet van Stokes geldt:

$$v = \sqrt{\frac{10}{3} \cdot g \cdot \frac{\rho_d - \rho}{\rho} \cdot d} \quad [m / s]$$

Waarin:

v = De snelheid waarmee het deeltje bezinkt [m/s]

g = De versnelling van de zwaartekracht [m/s^2]

ρ_d = De dichtheid van het te bezinken deeltje [kg/m^3]

ρ = De dichtheid van het water [kg/m^3]

d = De diameter van het deeltje dat bezinkt [m]

De diameter van de deeltjes die in de precipitatietank komen hebben een afmeting van 1-10.000 nm, dit is bepaald door Thomas Graham. (Nano = 10^{-9} m)

In het voorbeeld nemen we voor de diameter van een deeltje aan dat dit 500 nm bedraagt. Het roerwerk draait met een snelheid van maximaal 2 omw/seconde.

Voorbeeld:

Zie afbeelding 5.

De soortelijke massa van de deeltjes: $\rho_d = 1018 \text{ kg} / \text{m}^3$

De soortelijke massa van het water: $\rho = 1000 \text{ kg} / \text{m}^3$

De versnelling van de zwaartekracht: $g = 9,81 \text{ m} / \text{s}^2$

De diameter van het deeltje: $d = 500 \text{ nm}$

Ingevuld in de vergelijking van Stokes:

$$v = \sqrt{\frac{10}{3} \cdot g \cdot \frac{\rho_d - \rho}{\rho} \cdot d} \quad [\text{m} / \text{s}]$$

$$v = \sqrt{\frac{10}{3} \cdot 9,81 \cdot \frac{1018 - 1000}{1000} \cdot 500 \cdot 10^{-9}} \quad [\text{m} / \text{s}]$$

$$v = 0,0005424 \quad [\text{m} / \text{s}]$$

De bezinksnelheid van het deeltje bedraagt dan 0,0005424 m/s.

Als de tank 1,5 m hoog is dan duurt het, uitgerekend in seconden, voordat het deeltje bezinkt:

$$s = v \cdot t$$

$$1,5 = 0,0005424 \cdot t$$

$$t = 2765 \text{ seconden}$$

Als vuistregel geldt voor precipitatie- en flocculatietanks dat de verblijftijd minimaal 45 minuten (2700 seconden) moet zijn, liefst langer.

9 Dual Alkali

Natronloog

Een van de laatste nieuwe ontwikkelingen in 1996 is het zogenaamde Dual Alkali systeem. Dit systeem, uniek in Nederland, is opgesteld bij Twence Afvalverwerking.

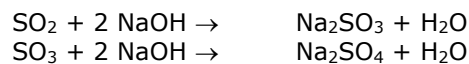
Het doel van het systeem is kortweg gezegd: het terugwinnen van de natronloog, die in de basische wasser omgezet is in natriumsulfaat en natriumsulfiet.

Het Dual Alkali proces verloopt eigenlijk in vier stappen te weten:

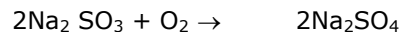
1. Vorming van natriumsulfiet en natriumsulfaat.
2. Omzetting van natriumsulfiet in natriumsulfaat.
3. Vorming van gips en natronloog.
4. Vorming van kalksteen en natronloog.

De bijbehorende reactievergelijkingen zijn als volgt:

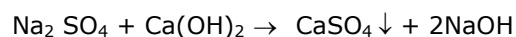
1. In de basische wasser.



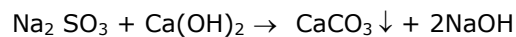
2. In het Dual Alkali systeem; oxidatie.



3. Gipsvorming en terugwinning natronloog in DA.

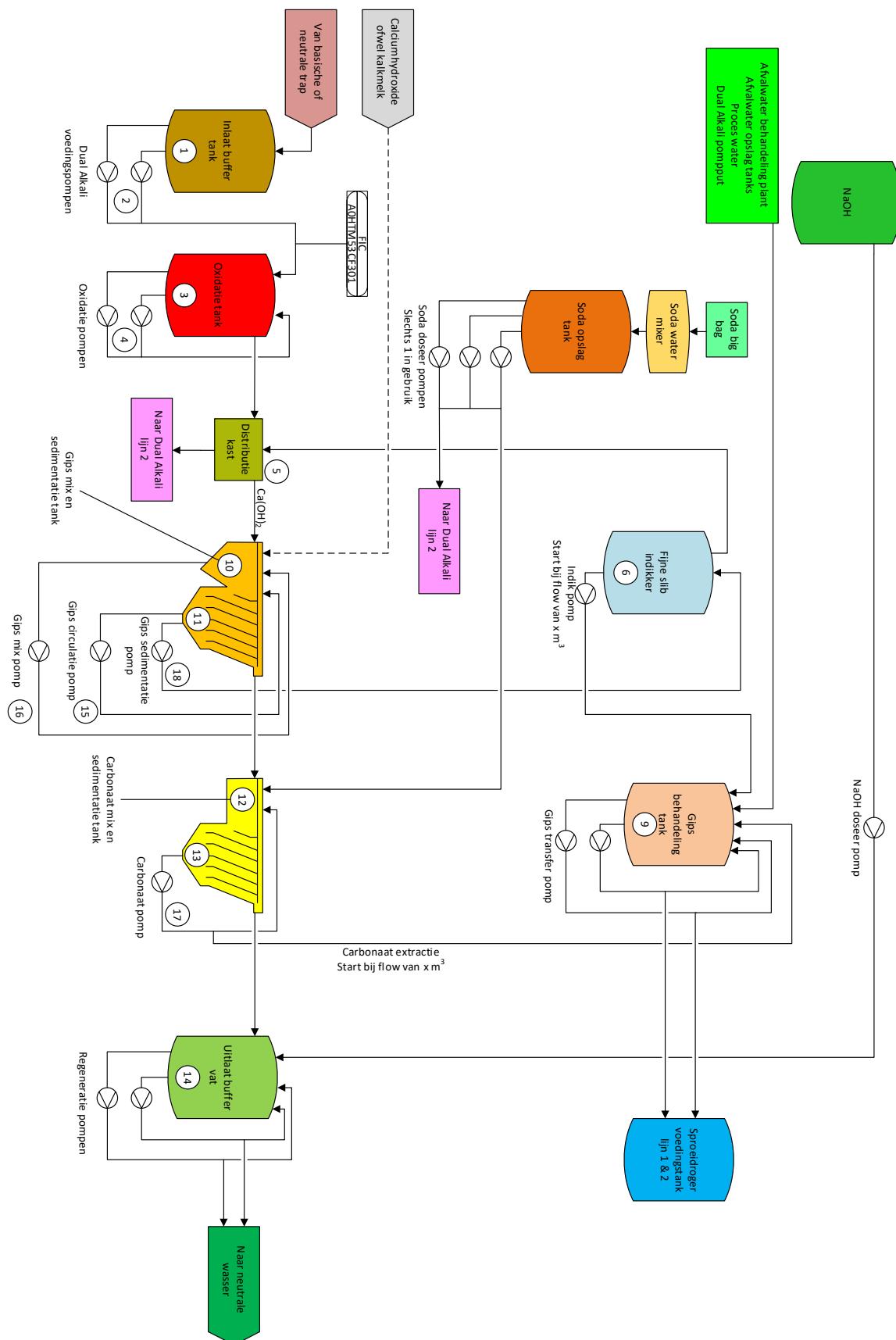


4. Vorming van kalksteen en natronloog in DA.



Nu lijkt dit zeer eenvoudig, in werkelijkheid is dit echter een erg gecompliceerd systeem.

We zullen het vereenvoudigd systeem volgens afbeelding 1 nader toelichten.



Afbeelding 1. Het Dual Alkali systeem. Bron Twence Afvalverwerking.

Legenda bij afbeelding 1:

1. Opslagtank natriumsulfiet en natriumsulfaat
2. Voedingpompen
3. Oxidatietank
4. Circulatie pomp t.b.v. oxidatietank en toevoeren zuurstof
5. Verdeelbox
6. Gips bezinktank
9. Gips behandeltank
10. Gips mengtank
11. Gipsneerslagtank (CaSO_4) ofwel gipssedimentatie tank
12. Carbonaat mengtank
13. Kalkneerslagtank (CaCO_3) ofwel carbonaat sedimentatie
14. Uitlaat buffertank
15. Gips circulatiepomp
16. Gips mengpomp
17. Carbonaat mengpomp
18. Gipssedimentatie pomp

9.1 Beschrijving van het systeem

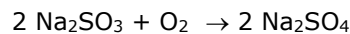
In de basische wasser wordt het SO_x gas gebonden aan het natronloog. De nu gevormde zouten, die zeer goed oplosbaar zijn, worden naar de opslagtank (1) gevoerd. Een circulatiepomp (2), tevens voedingspomp voor de Dual Alkali, zorgt ervoor dat de vloeistof in de tank constant in beweging is.

Buffertank

De buffertank wordt geregeld op niveau. De vloeistof wordt dan uit de opslagtank naar de oxidatietank gepompt. Ook de vloeistof in de oxidatietank wordt voortdurend in beweging gehouden met behulp van circulatiepompen (4).

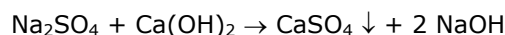
Oxidatietank

In de oxidatietank wordt met een ejecteur lucht toegevoerd, met het doel alle natriumsulfiet om te zetten in natriumsulfaat volgens:



Gips mengtank

Als de oxidatietank vol is loopt deze over in de verdeelbox (5) welke ingesteld wordt voor de gips mengtank van lijn 1 of 2. In de gips mengtank wordt calciumhydroxide toegevoegd. Door de gips mengpomp (16) wordt een goede menging verkregen. In de mengtank loop de reactie als volgt:



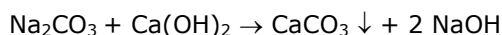
Het gevormde gips slaat neer en zal zoveel mogelijk in de sedimentatietank(11) bezinken. Ook op deze tank staat een sedimentatie pomp (18) welke het gips uit de sedimentatietank (11) afvoert naar de gipsbezinktank (6). De bezinktank wordt regelmatig vanonder uit afgepompt naar de gips behandeltank (9). De overloop van de bezinktank gaat naar de verdeelbak.

Sproeidroger

De vloeistof in de gips behandeltank (9) wordt via de sproeidroger voedingspompen (Gypsum Transfer Pumps) naar de sproeidroger voedingstanken gepompt. Vandaar uit wordt het verdampt in de sproeidroger.

Carbonaat mengtank Vanuit de gips sedimentatie tank (11) is er een overflow naar de carbonaat mengtank (12). Het zal duidelijk zijn dat aan de carbonaat mengtank (12) nu dus water wordt toegevoerd met daarin calciumhydroxide en natronloog uit de gips sedimentatie tank (11). Aan de carbonaat mengtank wordt tevens soda toegevoegd.

Soda De soda zal met het calciumhydroxide reageren en calciumcarbonaat vormen, dat op zijn beurt weer neerslaat. De reactie verloopt als volgt:



Het gevormde calciumcarbonaat wordt met behulp van de carbonaatpomp (17) naar de gips behandel tank (9) gevoerd. De carbonaat sedimentatietank (12) loopt op zijn beurt weer over in de uitlaat buffertank (14). Het moge duidelijk zijn dat de vloeistof die van de sedimentatie tank naar de buffertank wordt gevoerd, bestaat uit water en natronloog. Vanuit de buffertank wordt de natronloog oplossing weer toegevoerd aan de basische wassers en het proces begint weer van voor af aan.

9.2 De soda

De soda (Na_2CO_3) wordt om een aantal redenen toegevoerd, te weten:

- Als compensatie voor eventuele natriumverliezen.
- Als ontharder van de geregenereerde vloeistof.
- Om de overmaat aan calciumhydroxide om te zetten in kalksteen en natronloog.

9.3 De eerste trap van de Dual Alkali

Doel:

Is het neerslaan van in de water gevormd sulfaat in de vorm van calciumsulfaat en het verhogen van de pH door toevoeging van OH^- .

De mengtank. (10)

Aan de mengtank worden de volgende stoffen toegevoegd; proceswater uit de oxidatietank, kalk en bij opstart kiemen.

Kiemen

Het doel van de kiemen is het aanbieden van oppervlak waarop de deeltjes gips neer kunnen slaan. Om dit tijdens normaal bedrijf te realiseren wordt er middels de gips circulatiepomp een vloeistof gecirculeerd over de gips mengtank.

Als er om wat voor reden tijdelijk bijvoorbeeld 12 uur lang geen vloeistof gecirculeerd wordt, zal dit niet direct gevolgen hebben voor de reactie. Pas als er zeer langdurig geen circulatie is, zal men in bypass moeten gaan.

In de mengtank (10) vindt de reactie plaats tussen Ca^{2+} en SO_4^{2-} . Deze reactie vindt niet zonder meer plaats. Voordat beide ionen met elkaar gaan reageren moet eerst het oplosbaarheidsproduct worden overschreden. Er moet dus altijd een overmaat kalk gedoseerd worden. De reactie tussen Ca^{2+} en SO_4^{2-} verloopt traag, vandaar dat de gips mengtank ook veel groter is dan de carbonaat mengtank en daarom mag de flow over de Dual Alkali niet te groot zijn, anders wordt de verblijftijd te kort en de reactie verloopt dan niet goed.

De bezinktank of sedimentatietank. (6)

In de bezinktank bezinkt het gevormde gips. Dit gips wordt met behulp van de schraper naar het midden van de tank verplaatst en daar

afgetapt ofwel met behulp van de gipscirculatiepomp ofwel de gipssedimentatiepomp. De gipscirculatiepomp draait continu en voorziet de gips mengtank van de benodigde kiemen. De gipssedimentatiepomp draait periodiek en voert het gevormde gips af naar de trilzeef.

Voor een goede werking van de bezinker is het noodzakelijk dat het bezinkpercentage niet hoger wordt dan 20 %. Als dit percentage namelijk hoger wordt, bestaat de kans dat de schraper niet goed functioneert en het gips niet meer afgevoerd wordt.

9.4 De tweede trap van de Dual Alkali

Doel:

Is het neerslaan van de overmaat Ca^{2+} in de vorm van calciumcarbonaat.

Als dit niet gebeurt, dan zal op het moment dat het proceswater in de wastoren komt onmiddellijk calciumsulfaat gevormd worden en in de wasser neerslaan met eventueel verstopping als gevolg.

De Carbonaat mengtank (12).

Aan de Carbonaat mengtank worden de volgende stoffen toegevoegd: proceswater van uit de eerste trap en soda (Na_2CO_3).

De bezinktank of sedimentatietank (13).

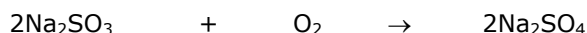
In de bezinktank bezinkt het gevormde krijt. Dit krijt wordt met behulp van de schraper naar het midden van de tank verplaatst en daar afgetapt door de carbonaatsedimentatiepomp.

De sedimentatiepomp draait continu of naar de mengtank of direct naar de gips behandelatank.

Voor een goede werking van de bezinker is het noodzakelijk dat het bezinkingspercentage niet hoger is dan 20%. Als dit percentage hoger wordt bestaat de kans dat de schraper niet goed functioneert en het carbonaat niet meer afgevoerd wordt.

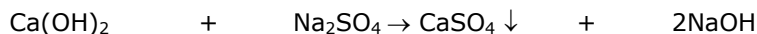
9.5 Rekenkundige beschouwing Dual Alkali

In de oxidatietank moet het aanwezige SO_2 omgezet worden tot SO_3 . Anders gesteld, het Na_2SO_3 moet omgezet worden tot Na_2SO_4 .



CaSO_4

In de gips mengtank wordt $\text{Ca}(\text{OH})_2$ toegevoerd, de bedoeling hiervan is om samen met het Na_2SO_4 gips, ofwel CaSO_4 te vormen.



Nu verloopt het neerslaan van gips erg traag, tevens moeten de verhoudingen van Calcium en Sulfaat goed zijn. Als voorbeeld zal dit toegelicht worden aan de hand van het oplosbaarheidsproduct.

Volgens het periodiek systeem bedraagt het oplosbaarheidsproduct van CaSO_4 : $7,10 \cdot 10^{-5}$. Als er dus gips moet neerslaan, dan zal het berekende oplosbaarheidsproduct groter moeten zijn dan $7,10 \cdot 10^{-5}$.

Stel we hebben de volgende concentraties:

1 liter $\text{Ca}(\text{OH})_2$ met een concentratie van 0,008 mol/liter.

1 liter Na_2SO_4 met een concentratie van 0,03 mol/liter.

Na mengen ontstaat er 2 liter vloeistof, de concentraties van beide stoffen zijn nu dus gehalveerd.

$(\frac{1}{2} \cdot 0,008 \text{ mol/ltr Ca(OH)}_2 \text{ en } \frac{1}{2} \cdot 0,03 \text{ mol/ltr Na}_2\text{SO}_4$

We krijgen nu de volgende vergelijking:

$$K_s = (\text{Ca}^{2+})^1 \cdot (\text{SO}_4^{2-})$$

Ingevuld levert dit nu op:

$$K_s = (\frac{1}{2} \cdot 0,008)^1 \cdot (\frac{1}{2} \cdot 0,03)^1 = 6 \cdot 10^{-5}$$

Het berekende oplosbaarheidsproduct is dus kleiner, met andere woorden er slaat geen gips neer. De concentratie Ca(OH)_2 moet nu dus verhoogd worden.

We maken de concentratie Ca(OH)_2 nu 0,15 mol/liter, de rest blijft ongewijzigd.

Ingevuld levert dit op:

$$K_s = (\frac{1}{2} \cdot 0,15)^1 \cdot (\frac{1}{2} \cdot 0,03)^1 = 1,125 \cdot 10^{-3}$$

Nu wordt het oplosbaarheidsproduct wel overschreden en het gips slaat neer.

CaCO₃

In het tweede gedeelte van het Dual Alkali systeem wordt Soda ofwel Na_2CO_3 toegevoerd met het doel samen met het Ca(OH)_2 krijt ofwel CaCO_3 te vormen om vervolgens neer te slaan.



Volgens het periodiek systeem bedraagt het oplosbaarheid product van CaCO_3 : $4,96 \cdot 10^{-9}$

We nemen aan dat we 1 liter Na_2CO_3 en 1 liter Ca(OH)_2 hebben.

1 liter Na_2CO_3 met concentratie 0,1 mol/liter.

1 liter Ca(OH)_2 met concentratie 0,2 mol/liter.

Ingevuld in de formule levert dit op:

$$K_s = (\text{Ca}^{2+})^1 \cdot (\text{CO}_3^{2-})^1$$

$$K_s = (\frac{1}{2} \cdot 0,2)^1 \cdot (\frac{1}{2} \cdot 0,1)^1 = 5 \cdot 10^{-3}$$

$5 \cdot 10^{-3} > 4,96 \cdot 10^{-9}$, kortom het krijt slaat neer.

Uit bovenstaande blijkt dat de concentraties goed gemeten en bewaakt moeten worden.

10 Dioxinen en Furanen

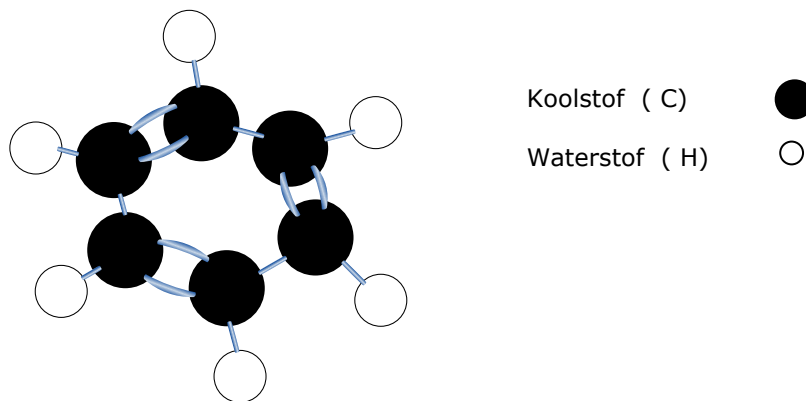
Dioxinen en Furanen worden gekenmerkt als de meest giftige chemicaliën die bekend zijn. Er zijn Amerikaanse rapporten waarin Dioxinen zelfs een bedreiging van de volksgezondheid worden genoemd. Het is zelfs zo erg, dat het in één adem wordt genoemd met het gif DDT dat in de jaren 60 zo'n opschudding teweegbracht. Eigenlijk is Dioxine een verzamelnaam voor een hele familie giftige stoffen, met andere woorden er is niet slechts één verbinding aan te wijzen, maar wel 210 soorten.

Het kenmerkende van alle Dioxinen is, dat de basis structuur waaruit ze opgebouwd zijn, allen twee zuurstof atomen bevatten.

Di-oxygen

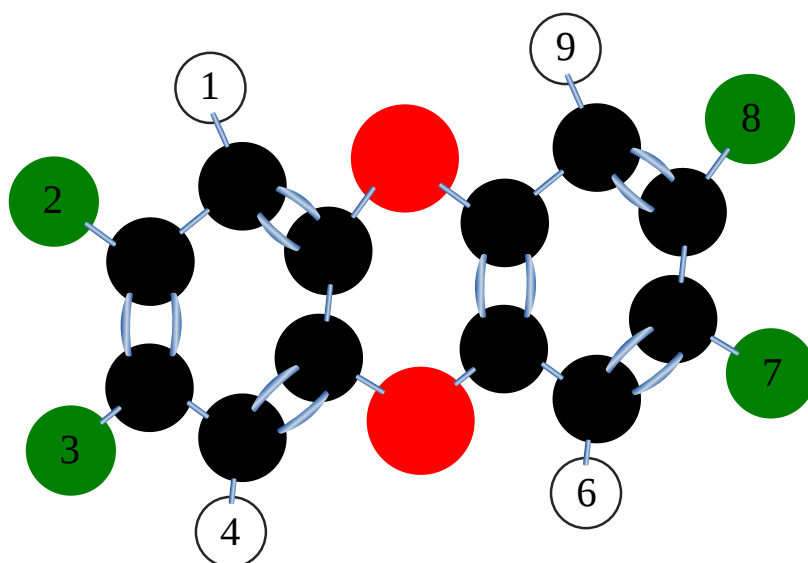
Vandaar de naam di-oxygen, wat twee zuurstof atomen betekent. Deze twee zuurstofatomen verbinden twee Benzeenringen. Benzeen is een ringvormige koolwaterstofverbinding die onder andere in ruwe olie voorkomt. In de olie industrie wordt de familie, waartoe Benzeen behoort, de aromaten genoemd. Dit woord is heel toepasselijk, het betekent namelijk aroma en dat is nu precies waar het om draait: ze geven de olie een bepaalde geur. Benzeen is verder een stof die zeer slecht brand en als het al brand, gaat dit gepaard met ontzettend veel roetvorming.

Een Benzeen molecuul is op afbeelding 1 te zien.



Afbeelding 1. Benzeen molecuul.

We hebben nu echter nog steeds geen Dioxine. Hoewel Benzeen van zichzelf al giftig is, doen we er nog een schepje bovenop en gaan we nu op plaatsen waar de waterstofatomen zitten een aantal Chloor atomen aanbrengen. Tevens zullen we de plaatsen waar de Waterstof atomen zitten nummeren van 1 tot en met 4 en van 6 tot en met 9. Als we vervolgens twee Benzeen moleculen verbinden door middel van twee zuurstofatomen en op plaats 2,3,7 en 8 een Chlooratoom aanbrengen, in plaats van een waterstofatoom, krijgen we een Dioxine. Deze Dioxine is overigens de meest giftige door de mens ooit gemaakt.

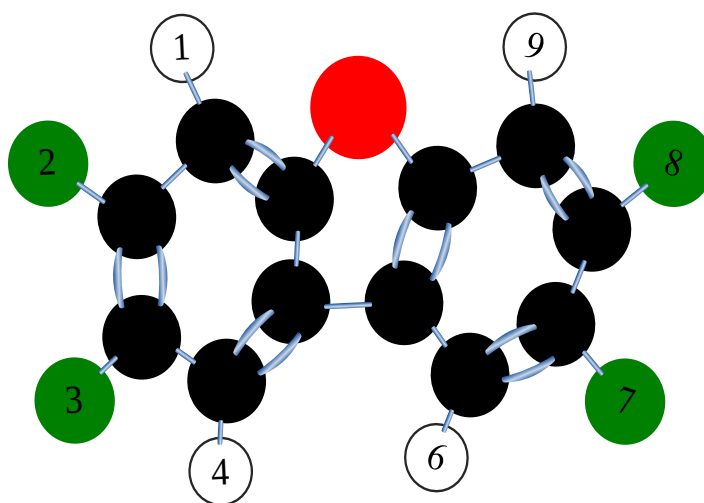


Afbeelding 2. De meest giftige Dioxine.



De op afbeelding 2 getekende Dioxine wordt ook wel Tetra Chloor Dibenzo para Dioxine genoemd. Makkelijker is deze: 2,3,7,8 Tetra Chloor Dibenzo para Dioxine. We kunnen aan dit laatste gelijk zien waar de Chloor atomen zich bevinden.

Wat we nu hebben is de basisformule voor de Dioxinen. Kenmerkend voor alle Dioxinen, tenminste voor de giftigste die we kennen, is dat ze allemaal één ding gemeen hebben en dat is: op plaats 2,3,7 en 8 hebben ze allemaal een Chlooratoom. Er kunnen dus op andere plaatsen ook nog Chlooratomen zitten, ze worden dan tevens minder giftig.



Afbeelding 3. De meest giftige Furaan.

10.1 De herkomst

Waar rook is daar is ook vuur, zo zegt een oud gezegde, maar hoogstwaarschijnlijk is er dan ook Dioxine. Bij haast alle verbrandingsprocessen komt wel een beetje Dioxine vrij, misschien heel weinig maar toch komt er wat vrij. Denk aan de gezellige open haard of houtkachel die in veel huishoudens staat. Hout bevat altijd wel een beetje Chloor en als er dan ook nog eens hout in de kachel wordt verstoekt dat geïmpregneerd is, of geïmpregneerd hout, dat in tuinen veel wordt toegepast, dan is de kans dat Dioxine ontstaat groot. Ook sigaretten en sigarenrook bevatten een weinig Dioxine, echter veel minder dan gedacht werd. Het roken van 20 sigaretten per dag levert een dosis van 3 picogram op.

Picogram

Een picogram is 0,000.000.000.001 gram.

Ook uitlaatgassen van auto's bevatten Dioxine, dit is echter weinig daar de loodhoudende benzine in Nederland niet meer verkocht wordt, dit bevatte namelijk Chloor in de vorm van di-Chloor ethaan. Dit probleem heeft zichzelf dus al enigszins opgelost.

Uit bovenstaande blijkt steeds opnieuw dat waar Chloorhoudende stoffen verbrand worden er ook Dioxine ontstaat. Ook aan boord van schepen, waar tegenwoordig incinerators opgesteld staan om het keukenafval en olieafval te verbranden, ontstaat Dioxine.

Tevens worden er Dioxinen door de mens gemaakt bij allerlei processen, bijvoorbeeld bij de vervaardiging van pesticiden.

Dus de conclusie die getrokken kan worden, is dat er ook Dioxine ontstaat bij de afvalverbranding.

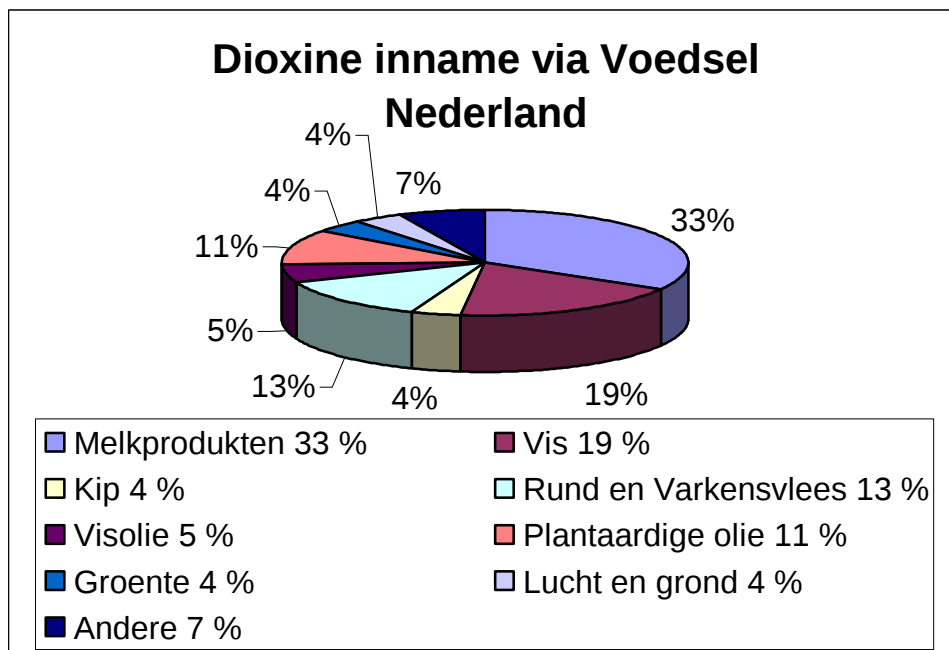
Als we een kleine opsomming maken van processen waarbij Dioxine gevormd wordt krijgen we het volgende:

- Houtkachels
- Open Haarden
- Afvalverbranding installaties
- Motoren die lopen op loodhoudende benzine
- Productie en gebruik van chemicaliën
- Verstoken van afvalolie op schepen
- Schoonbranden van kabels
- Het bleken van houtpulp voor de papierindustrie
- Productie van metalen zoals Aluminium, Nikkel en Magnesium
- Lekwater uit vuilstortplaatsen
- Vuurwerk bij de jaarwisseling

Kortom een aardig lijstje, hieruit blijkt eens te meer dat niet alleen de AEC's verantwoordelijk zijn voor de Dioxine uitstoot.

10.2 Hoe krijgen wij nu Dioxine binnen

We verbranden van alles en nog wat, ook verbrandingsprocessen voor energieopwekking vallen hieronder. Dus het vuur is aanwezig, daaruit volgt dat er ook Dioxine geproduceerd wordt. Vervolgens komt deze Dioxine in de lucht terecht, het dwarrelt omlaag en wordt door bomen, dieren, planten, de grond en door de mens opgenomen. Alles eet elkaar weer op of men stookt weer om het warm te krijgen en de Dioxine wordt weer de lucht in geblazen. Het kringetje is weer rond. Laten we nu eens kijken waar wij nu de meeste Dioxine van binnen krijgen, dit is weergegeven op afbeelding 4.

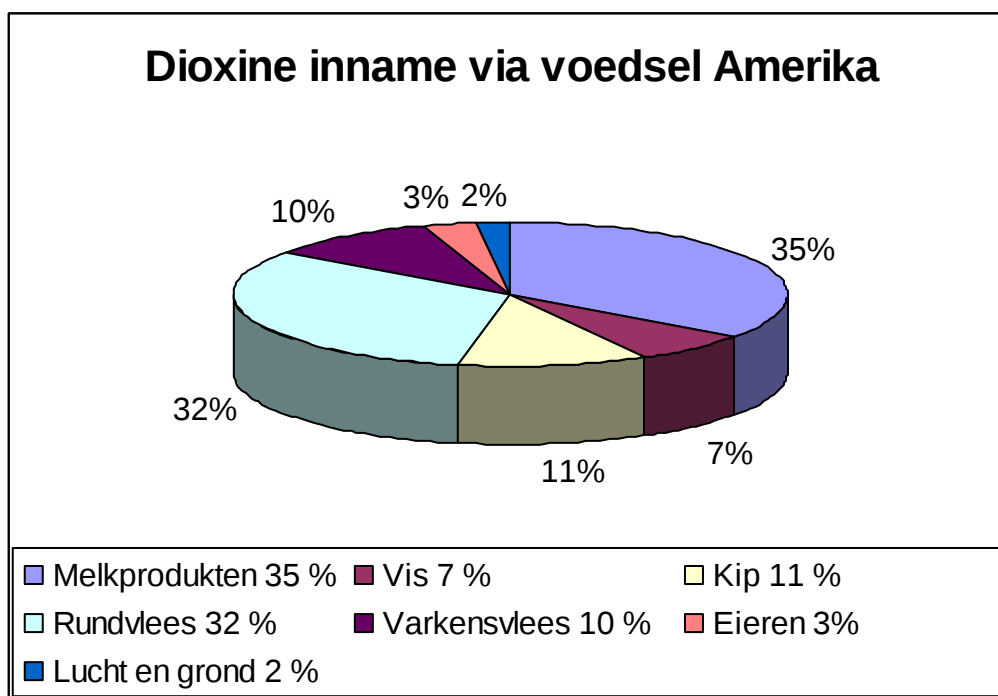


Afbeelding 4. Dioxine opname in Nederland.

Let wel deze taartpunt geldt voor Nederland, wij zijn immers een volk van melkdrinkers. Maar toch is melk een aardige bron van Dioxine opname.

In Scandinavische landen waar veel vis gegeten wordt, veel meer dan bij ons, is de Dioxine die de mens opneemt voor circa 70 % afkomstig uit die vis!!

Voor Amerika is het weergegeven op afbeelding 5.



Afbeelding 5. Dioxine opname in Amerika.

10.3 De Historie van Dioxine

Men beweert wel eens: Dioxinen zijn er altijd al geweest, dus waar maken we ons druk over. Maar is dat wel zo, waren ze er altijd al? Hier is al veel onderzoek naar gedaan, onder andere door chemici van Dow. Zij hebben de zogenaamde "Trace chemistry of fire" hypothese ontwikkeld. Die gaat er van uit dat elk verbrandingsproces tot de vorming van Dioxinen leidt en dus dat Dioxinen van oudsher aanwezig zijn in ons milieu. Deze stelling mag dan wel correct zijn, maar hiermee zijn we niet in staat een oplossing te geven voor de Dioxine niveaus in het milieu.

Andere onderzoeken hebben namelijk uitgewezen dat Dioxinen niet aanwezig zijn in goed geconserveerde lijken van Chileense indianen van ongeveer 2800 jaar oud. Ook zijn er geen Dioxinen gevonden in ingevroren eskimolijken van ongeveer 400 jaar oud. Met andere woorden, Dioxinen zijn er niet door de eeuwen heen geweest, maar zijn een gevolg van recente industriële activiteit.

De rol die de zogenaamde organo-Chloor industrie heeft in de toename van Dioxinen, blijkt duidelijk uit de toename van Dioxinen in boorkernen in Lake Siskiwit waar het begin van de toename van Dioxinen samenvalt met het begin van de organo-Chloor industrie. Ook heeft er zich een giframp afgespeeld in Seveso (Italië), dit was in 1976, een gifwolk ontsnapte, 5 kilogram pure Dioxine in het milieu was het resultaat.

10.4 Onderzoek

In 1987 hebben onderzoekers van TNO bij de ROTEB (AVR Rotterdam) onderzoek gedaan naar het ontstaan van Dioxinen in het verbrandingsproces. In eerste instantie leverde het niets nieuws op, er zat inderdaad Dioxine in het rookgas na de ketel, maar dit was reeds bekend. Al gauw werden er andere zaken duidelijk. Metingen hebben uitgewezen dat de hoeveelheid Dioxinen direct na de vuurhaard beduidend minder waren dan die in het rookgas na de ketel.

Ook bleek dat de hoeveelheid Dioxinen dat de ketel verlaat ongeveer evenveel is dan de hoeveelheid Dioxine die aan de oven wordt toegevoerd. Met dat verschil, dat de Dioxine die de ketel verlaat vele malen giftiger is, dan degene die aan de oven wordt toegevoerd met het afval.

Convectiegedeelte

Dus de oorspronkelijke hoeveelheid Dioxine wordt gedeeltelijk vernietigd in de oven, om vervolgens tijdens het afkoelproces in het convectiegedeelte van de ketel weer gevormd te worden.

In het convectiegedeelte van de ketel bleken de meeste Dioxinen gevormd te worden, zeg maar van 650 °C tot en met 200 °C. Er worden dus in dit gedeelte van de aanwezige Dioxinen Chlooratomen verplaatst zodat ze giftiger worden en er worden nieuwe Dioxinen gevormd.

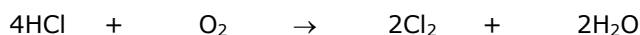
Tevens bleek dat er een kritieke temperatuur van 360 °C was, waarbij juist erg veel Furanen gevormd werden. Latere onderzoeken hebben dit bevestigd, men heeft zelfs twee kritische temperaturen gevonden in het afkoeltraject, te weten:

- 470 °C
- 360 °C

Reden temeer om deze temperaturen zo snel mogelijk te passeren, men heeft zelfs aangetoond, door metingen, dat wanneer de temperatuur van 500 °C tot 250 °C in minder dan 3 seconden wordt doorlopen de kans op nieuw te vormen Dioxinen nihil is.

Denovo synthese

Bij moderne ketels wordt in de ontwerpfase hier dan ook terdege rekening mee gehouden. Bij temperaturen van ongeveer 450 °C ontstaat er de zogenaamde Denovo Synthese, dit in combinatie met een Chloorbron zoals zoutzuur (HCl) en een katalysator. Als katalysator kunnen de op de vliegase aanwezige koperzouten optreden bij het zogenaamde Deacon evenwicht. Hierbij wordt Chloor gevormd uit het genoemde zoutzuur en zuurstof volgens:



De hiervoor benodigde katalysator, tweewaardige koperionen Cu^{2+} zijn in grote mate in de vliegase aanwezig, terwijl de precursors (= veroorzakers) zoals toluene en koolstof afkomstig zijn uit het verbrandingsproces. Vooral toluene blijkt een uitstekende veroorzaker van Dioxine te zijn bij circa 400 °C, als er tenminste voldoende zoutzuur en koperionen op de vliegase aanwezig zijn.

Het is overigens niet zo dat enkel koper als katalysator optreedt bij dit proces. Bijvoorbeeld Tinchloride, Natriumjodide, Kopersulfaat, Koperoxide en IJzersulfaat worden genoemd als katalysator. Simpelweg gezegd, een heleboel metalen in het afval zorgt, er in combinatie met andere factoren, voor dat Dioxinen gevormd worden tijdens het afkoeltraject in het convectiegedeelte van de ketel. Reden temeer om aan afvalscheiding mee te werken. Dus het afval ontmetalliseren voor zover dit mogelijk is.

Wetenschappers van de Universiteit van Amsterdam, hebben reeds in 1977 ontdekt dat vliegase van Afvalverbrandingsinstallaties, een groot aantal Dioxinen (PCDD's) en Furanen (PCDF's) bevat. Heel snel hierna werd dit bevestigd door Wetenschappers uit de ons omringende landen. Overal in het milieu en zelfs in mensen en dieren werden Dioxinen en Furanen gevonden. Toxicologisch (giftigheid) onderzoek heeft aangetoond dat er een groot verschil in giftigheid bestaat tussen de verschillende PCDD's en PCDF's. De meest giftige staat bekend onder de naam: Tetra Chloor Dibenzo para Dioxine, ook wel bekend als: 2,3,7,8 T₄CDD. Van de in totaal 210 soorten PCDD's en PCDF's, blijken er slechts 17 te zijn die vergelijkbaar zijn met de giftigheid van T₄CDD.

Dirty seventeen

Deze 17 stoffen worden ook wel de "Dirty Seventeen" genoemd. De giftigheid van de resterende 193 stoffen valt daarbij in het niet. Van de genoemde 17 stoffen zijn er 7 giftige Dioxinen en 10 giftige Furanen. Deze worden dan ook in levende organismen aangetroffen. De rest van deze stoffen wordt, in het lichaam, waarschijnlijk snel afgebroken en uitgescheiden. Zoals al gezegd, is de meest giftige stof in het rijtje Dioxinen en Furanen: 2,3,7,8 T₄CDD. Aan deze stof heeft men de giftigheidfactor 1 toegekend. De minst giftige in het rijtje van 17 is ongeveer 1000 maal zwakker en heeft daarom de giftigheidfactor 0,001 toegekend gekregen. Een ander woord voor deze giftigheidfactor is: Toxiciteitsequivalentiefactor (TEF). Met andere woorden, de meest giftige Dioxine heeft een TEF waarde van 1. De minst giftige, op zijn beurt, heeft dus een TEF waarde van 0,001. Als er metingen verricht worden, dan wordt er een monster van een bepaalde stof, bijvoorbeeld vliegase, genomen. Van deze hoeveelheid, wordt in laboratoria, bepaald hoeveel van de 17 giftige PCDD's en PCDF's er aanwezig zijn, uitgedrukt in nanogrammen per kilogram.

Nanogram

Ter illustratie, 1 nanogram bedraagt: 0,000.000.001 gram. Als men deze gegevens eenmaal heeft, wordt bepaald hoe giftig het geheel is. Dit gaat als volgt, de hoeveelheid van een bepaalde stof, in nanogrammen, wordt vermenigvuldigd met het daarbij behorende TEF getal, de uitkomst hiervan, noemt men dan het Toxisch Equivalent, ook wel TEQ genoemd. Dit getal geeft dus aan hoe giftig een bepaalde stof is. Hoe hoger het getal, hoe giftiger.

In tabel 1 is een overzicht weergegeven van de meest giftige Dioxinen en Furanen, met hun bijbehorende TEF en TEQ getallen.

Omdat dit allemaal erg lastige begrippen zijn, zal dit met een voorbeeld verduidelijkt worden. In werkelijkheid wordt dus elke stof onderzocht op de 17 genoemde PCDD's en PCDF's. Voor ons voorbeeld nemen we er echter slechts drie.

Stel dat uit analyse van een bepaalde hoeveelheid vlieggas de volgende hoeveelheden van verschillende stoffen zijn gevonden:

2,3,7,8 T₄CDD 400 nanogram/kilogram
 1,2,3,7,8,9 H₆CDD 7000 nanogram/kilogram
 2,3,4,7,8 P₅CDF 3000 nanogram/kilogram

Uit de tabel vinden we de volgende TEF factoren:

2,3,7,8 T₄CDD TEF: 1
 1,2,3,7,8,9 H₆CDD TEF: 0,1
 2,3,4,7,8 P₅CDF TEF: 0,5

De giftigheid van de afzonderlijke stoffen vinden we als volgt:

Het TEQ getal voor 2,3,7,8 T₄CDD wordt: 400 * 1 = 400
 Het TEQ getal voor 1,2,3,7,8,9 H₆CDD wordt: 7000 * 0,1 = 700
 Het TEQ getal voor 2,3,4,7,8 P₅CDF wordt: 3000 * 0,5 = 1500

Het totale TEQ getal voor de onderzochte stof wordt nu:

400 + 700 + 1500 = 2600 nanogram/kilogram

Ofwel TEQ = 2600

OVERZICHT VAN DE MEEST GIFTIGE DIOXINEN EN FURANEN					
DIOXINEN (PCDD)			FURANEN (PCDF)		
Aanduiding	Benaming	TEF	Aanduiding	Benaming	TEF
2,3,7,8 T ₄ CDD	Tetra Chloor Dibenzo para Dioxine	1	2,3,7,8 T ₄ CDF	Tetra Chloor Dibenzo Furaan	0,1
1,2,3,7,8 P ₅ CDD	Penta Chloor Dibenzo para Dioxine	0,5	1,2,3,7,8 P ₅ CDF	Penta Chloor Dibenzo Furaan	0,05
1,2,3,4,7,8 H ₆ CDD	Hexa Chloor Dibenzo para Dioxine	0,1	2,3,4,7,8 P ₅ CDF	Penta Chloor Dibenzo Furaan	0,5
1,2,3,6,7,8 H ₆ CDD	Hexa Chloor Dibenzo para Dioxine	0,1	1,2,3,4,7,8 H ₆ CDF	Hexa Chloor Dibenzo Furaan	0,1
1,2,3,7,8,9 H ₆ CDD	Hexa Chloor Dibenzo para Dioxine	0,1	1,2,3,6,7,8 H ₆ CDF	Hexa Chloor Dibenzo Furaan	0,1
1,2,3,4,6,7,8 H ₇ CDD	Hepta Chloor Dibenzo para Dioxine	0,01	1,2,3,7,8,9 H ₆ CDF	Hexa Chloor Dibenzo Furaan	0,1
1,2,3,4,6,7,8,9 O ₈ CDD	Octa Chloor Dibenzo para Dioxine	0,001	2,3,4,6,7,8 H ₆ CDF	Hexa Chloor Dibenzo Furaan	0,1
			1,2,3,4,6,7,8 H ₇ CDF	Hepta Chloor Dibenzo Furaan	0,01
			1,2,3,4,7,8,9 H ₇ CDF	Hepta Chloor Dibenzo Furaan	0,01
			1,2,3,4,6,7,8,9 O ₈ CDF	Octa Chloor Dibenzo Furaan	0,001

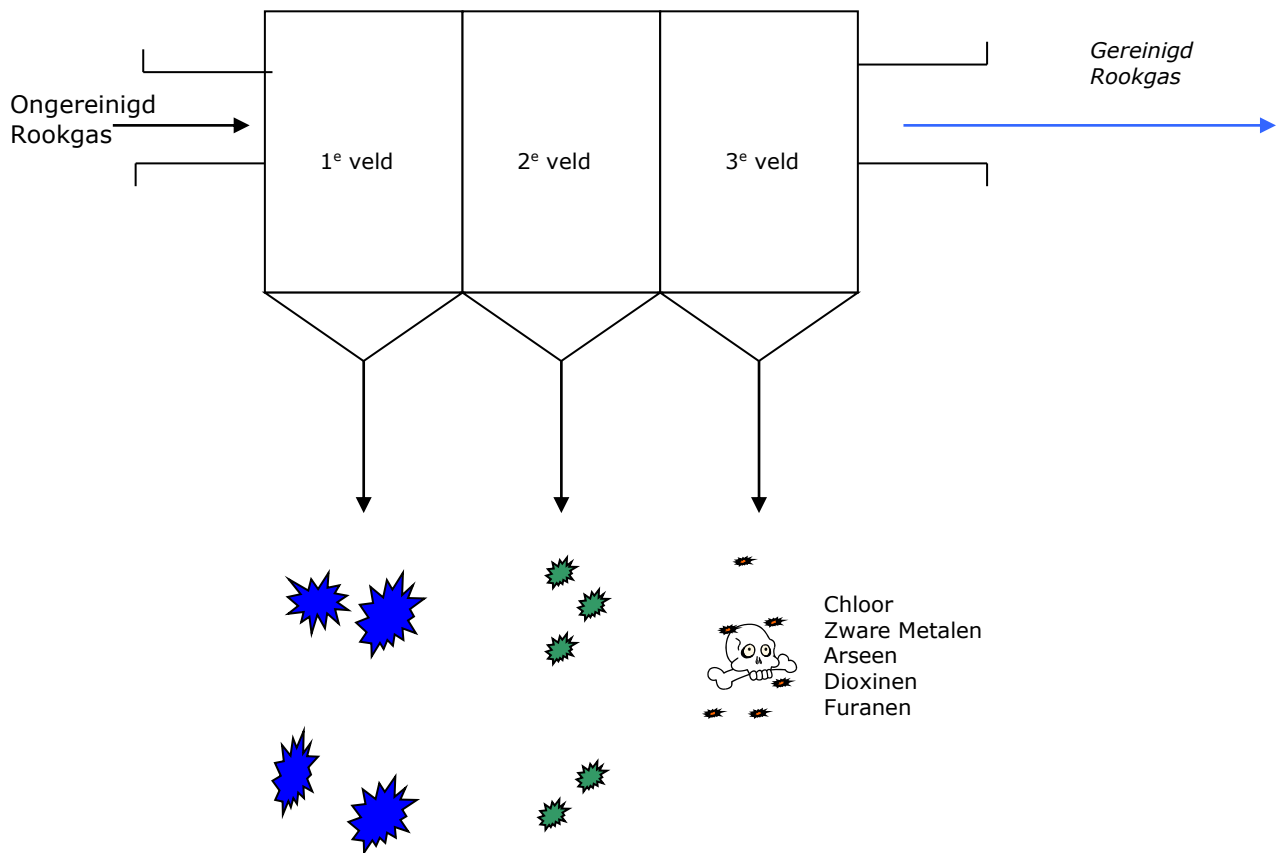
Tabel 1. Overzicht Dioxinen en Furanen.

Er zijn diverse onderzoeken aan AEC's gedaan, hieruit is gebleken dat:

- Er bijzonder hoge Dioxine concentraties optreden bij het zogenaamde "koudblazen", voornamelijk de Furanen nemen ontzettend toe.
- Tijdens roetblazen komt er plotseling heel erg veel vlieggas vrij, ongeveer 10 maal zoveel als normaal. Aangetoond is, dat er dan tevens ongeveer 30 maal zoveel Dioxine gevormd wordt. Uiteraard alleen als er voldoende Chloor en andere veroorzakers aanwezig zijn. Bij kloppen echter is dit opeens vele malen minder.
- Door toevoeging van kalk aan het afval kan de vorming van Dioxine beperkt blijven.
- Afval dat veel Broomhoudende stoffen bevat resulteert in een verhoging van Dioxinevorming. Voornamelijk wanneer CBr_4 (Tetra Broom Koolstof) verbrand wordt, leidt dit tot een toename van Dioxinen en Furanen.
- Hoe minder vlieggas er aanwezig is in het afkoeltraject, hoe minder Dioxinen en Furanen er gevormd worden.
- Er in de E-Filters ook Dioxinen gevormd worden, hoe meer velden bijgeschakeld worden, hoe meer Dioxine er gevormd wordt.
- Tijdens het afkoeltraject, in het convectiegedeelte, worden tussen de 500 °C en 250 °C, Dioxinen en Furanen gevormd. Van 500 °C tot 350 °C worden eerst Furanen gevormd, onder de 350 °C worden de Dioxinen gevormd.

10.5 De Vliegias

Een afvalgestookte ketel produceert, per ton afval, ongeveer 20-25 % slak en circa 3 % vliegias. Nu kan men vliegias onderverdelen in grote en kleine deeltjes en zelfs in nog kleinere deeltjes. Als we goed naar het E-Filter kijken, kunnen we het volgende constateren. Als we met een meer-velde filter te maken hebben en dat is bijna altijd zo, kunnen we zien dat de vliegias dat bij het eerste veld afgescheiden wordt uit vrij "grote" stukken bestaat. Terwijl de deeltjes die afgescheiden worden in het tweede en eventueel derde veld steeds kleiner worden. Op afbeelding 6 wordt dit nog eens schematisch weergegeven.



Afbeelding 6. Het E-Filter.

De deeltjes die kleiner zijn hebben een veel groter oppervlak dan de grote deeltjes. Op het grotere oppervlak kunnen dus meer giftige stoffen aanwezig zijn. Op afbeelding 7 is dit grafisch weergegeven. Hier is een groot deeltje, de kubus, eerst in 8 delen gesplitst en daarna is de grote kubus in 64 kleinere gesplitst.

De eerste kubus:

Stel dat de grote kubus een afmeting heeft van 2 bij 2 bij 2 meter, dan is het oppervlak van de totale kubus: 6 vlakken van 2 bij 2 meter

$$\text{Oppervlak} : \ell \cdot b \cdot \text{aantal vlakken} = 2 \cdot 2 \cdot 6 = 24 \text{ m}^2$$

De tweede kubus:

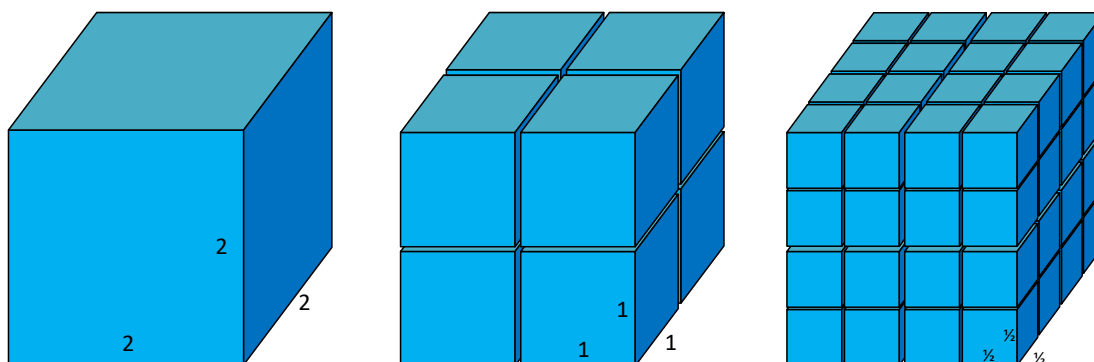
De tweede kubus is in 8 stukken verdeeld, die elk zijden van 1 meter hebben. Het totale oppervlak wordt nu:

$$\text{Oppervlak} : \ell \cdot b \cdot \text{aantal vlakken} \cdot \text{aantal kubussen} = 1 \cdot 1 \cdot 6 \cdot 8 = 48 \text{ m}^2$$

De derde kubus:

De derde kubus is in 64 stukken verdeeld, die elk zijden van $\frac{1}{2}$ meter hebben. Het totale oppervlak wordt nu:

$$\text{Oppervlak} : \ell \cdot b \cdot \text{aantal vlakken} \cdot \text{aantal kubussen} = \frac{1}{2} \cdot \frac{1}{2} \cdot 6 \cdot 64 = 96 \text{ m}^2$$



Afbeelding 7. De kubus steeds in kleinere stukjes verdeeld.

Op de afbeeldingen is duidelijk te zien dat het oppervlak steeds groter wordt.

In tabel 2, 3 en 4 is een analyse van de vliegase weergegeven. Hieruit blijkt duidelijk de grote hoeveelheid Dioxinen en Furanen die in de vliegase aanwezig kan zijn.

Uiterste voorzichtigheid bij de behandeling van vliegase is dus geboden!

Analyse van de vliegase (PCDD en PCDF)			
Congeneer	TEF	Totaal (ngr/kg)	TEQ (ngr/kg)
2,3,7,8 T ₄ CDD	1	441	441
1,2,3,7,8 P ₅ CDD	0,5	2946	1473
1,2,3,4,7,8 H ₆ CDD	0,1	4157	416
1,2,3,6,7,8 H ₆ CDD	0,1	6268	627
1,2,3,7,8,9 H ₆ CDD	0,1	7250	725
1,2,3,4,6,7,8 H ₇ CDD	0,01	80514	805
1,2,3,4,6,7,8,9 O ₈ CDD	0,001	243175	243
2,3,7,8 T ₄ CDF	0,1	844	84
1,2,3,7,8 P ₅ CDF	0,05	3278	164
2,3,4,7,8 P ₅ CDF	0,5	3100	1550
1,2,3,4,7,8 H ₆ CDF	0,1	7514	751
1,2,3,6,7,8 H ₆ CDF	0,1	8107	811
1,2,3,7,8,9 H ₆ CDF	0,1	1870	187
2,3,4,6,7,8 H ₆ CDF	0,1	9336	934
1,2,3,4,6,7,8 H ₇ CDF	0,01	42979	430
1,2,3,4,7,8,9 H ₇ CDF	0,01	7071	71
1,2,3,4,6,7,8,9 O ₈ CDF	0,001	44038	44
Totaal		472888	9755

Tabel 2.

Analyse van de vliegias (PCDD en PCDF)			
Congeneer	TEF	Totaal (ngr/kg)	TEQ (ngr/kg)
2,3,7,8 T ₄ CDD	1	2,0	2,00
1,2,3,7,8 P ₅ CDD	0,5	5,4	2,70
1,2,3,4,7,8 H ₆ CDD	0,1	4,1	0,41
1,2,3,6,7,8 H ₆ CDD	0,1	8,8	0,88
1,2,3,7,8,9 H ₆ CDD	0,1	8,3	0,83
1,2,3,4,6,7,8 H ₇ CDD	0,01	86,0	0,86
1,2,3,4,6,7,8,9 O ₈ CDD	0,001	340,0	0,34
2,3,7,8 T ₄ CDF	0,1	9,1	0,91
1,2,3,7,8 P ₅ CDF	0,05	9,4	0,47
2,3,4,7,8 P ₅ CDF	0,5	6,3	3,15
1,2,3,4,7,8 H ₆ CDF	0,1	11,0	1,10
1,2,3,6,7,8 H ₆ CDF	0,1	9,7	0,97
1,2,3,7,8,9 H ₆ CDF	0,1	3,1	0,31
2,3,4,6,7,8 H ₆ CDF	0,1	9,8	0,98
1,2,3,4,6,7,8 H ₇ CDF	0,01	38,0	0,38
1,2,3,4,7,8,9 H ₇ CDF	0,01	5,4	0,05
1,2,3,4,6,7,8,9 O ₈ CDF	0,001	31,0	0,03
Totaal		587	16,4

Tabel 3.

In tabel 3, die een andere partij vliegias betreft, is dus een veel lagere concentratie PCDD/F gevonden in de vliegias dan die in tabel 2.

Analyse vliegias	
Benaming	Hoeveelheid in mgr/kg droge stof
Bromide	1.700
Chloride	46.000
Fluoride	51
Aluminium	32.000
Antimoon	980
Arseen	64
Cadmium	200
Calcium	160.000
Kalium	30.000
Koper	1.000
Kwik	0,46

Tabel 4.

10.6 Chemische achtergronden

Het streven bij alle verbrandingsprocessen is altijd: volledige verbranding. In de praktijk is het echter zo, dat men altijd een klein gedeelte onverbrand heeft.

Dit gedeelte kan zijn:

- Pure onverbrande delen
- Onverbrandbaar materiaal
- Producten van onvolledige verbranding.

PIC's

Deze laatste, producten van onvolledige verbranding, in de literatuur PIC's genoemd, daarvan veronderstelt men dat deze nu juist goede precursors (veroorzakers) van Dioxinen zijn. Met PIC's wordt bedoeld: Products of Incomplete Combustion. De meeste PIC's worden gevormd bij verbrandingsprocessen welke bij een lage temperatuur werken, vooral 750 °C blijkt hier een ideale temperatuur te zijn. Reden te meer om de temperatuur van het verbrandingsproces zo hoog mogelijk te houden. Aangetoond is verder, dat bij aanwezigheid van weinig zuurstof er uit deze PIC's PCDD en PCDF gevormd kan worden. Hieruit blijkt eens te meer dat temperatuur en zuurstoftoevoer zeer belangrijke factoren zijn, met grote invloed op de vorming van genoemde schadelijke stoffen. Onderzocht is welke PIC's in aanwezigheid van zoutzuur en vlieggas in Dioxinen (PCDD) en Furanen (PCDF) omgezet kunnen worden.

Kleine Organochloorverbindingen, zoals Trichlooretheen en Chloroform, worden bij temperaturen tussen 300 en 400 °C omgezet in stabiele alifatische verbindingen zoals, Chlooretheen en Hexachloorbutadien. Hiermee wordt eigenlijk bedoeld: aromatisering.

Aromatisering

Aromatisering is echter een zeer moeilijke stap in de Dioxine vorming. We zouden dan verwachten dat bijvoorbeeld stoffen zoals Benzeen en Tolueen, de meest voorkomende PIC's bij AEC's, juist heel goede veroorzakers van Dioxinen en Furanen zullen zijn. Onderzoek heeft uitgewezen dat de omzetting van Benzeen naar PCDD en PCDF, in aanwezigheid van zoutzuur en vlieggas, bij temperaturen van 350 °C moeilijk verloopt. Tolueen echter, blijkt bij deze temperaturen juist wel een goede veroorzaker van PCDD en PCDF. Als Tolueen bij een temperatuur van 400 °C met vlieggas in contact gebracht wordt, heeft dit een hoge omzetting tot gevolg naar Chloorbenzenen.

Het blijkt dat er veel stoffen zijn die tot de vorming van PCDD en PCDF bijdragen. Onder andere Poly Chloor Bifenyl (PCB), kan bij temperaturen van circa 600 °C gechloreerd worden en op deze manier omgezet worden in PCDF.

Het komt er eigenlijk op neer dat er slechts één manier is om de Dioxine vorming tegen te gaan en dat is: voorkomen van chloor en gechloreerde koolwaterstoffen in het afval. Helaas zal er nog veel water door de Noordzee stromen voordat we zover zijn. Let wel: uit de stof is gebleken, dat chloor de veroorzaker is van Dioxine vorming, in combinatie met andere stoffen. Een verhoging van het Chloor aandeel echter, geeft geen noemenswaardige toename van Dioxine tot gevolg.

10.7 Afbraak en vernietiging van Dioxinen

10.7.1 Lichtstraling

Dioxinen en Furanen zijn erg stabiele stoffen, dat wil zeggen dat ze in het milieu erg slecht worden afgebroken. Men noemt dit: persistente stoffen. Een snelle afbraak treedt wel op als deze stoffen bestraald worden met ultraviolet licht. Dit UV licht treedt echter niet door tot in de grond, waar ook Dioxinen aanwezig kunnen zijn. Verder dringt UV licht slecht door in het water, dus enkel Dioxinen die aanwezig zijn in de bovenste waterlagen zullen afgebroken kunnen worden. Dioxine hecht zich zeer goed aan stofdeeltjes in de lucht, dit levert dus een belemmering op voor de afbraak, men heeft hier immers te maken met een schaduw effect van het stof.

10.7.2 Bacteriën

Verrassenderwijs zijn er bij laboratorium proeven, micro-organismen gevonden, die Dioxinen kunnen afbreken. Bekeken moet echter nog worden of deze ook in de bodem inzetbaar zijn.

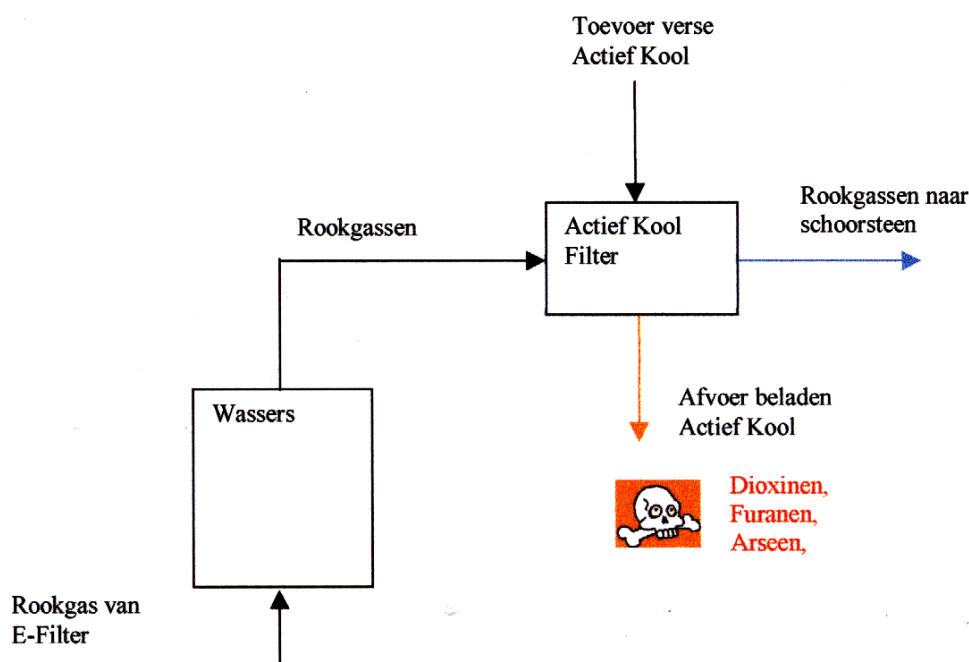
10.7.3 Hoge temperaturen

Een andere methode van vernietiging van Dioxinen en Furanen is het op hoge temperatuur verhitten van met PCDD en PCDF besmette stoffen, temperaturen vanaf 1500 °C en hoger zijn hierbij geen uitzondering, wel dient dan daarna het rookgas in een zeer kort tijdbestek, 2 tot 3 seconden, afgekoeld te worden tot circa 180 °C, om nieuwe vorming van PCDD en PCDF te voorkomen.

10.7.4 Actieve Kool

Een praktische manier, om Dioxinen af te vangen, die nog veel toegepast wordt, is inzetten van Actieve Kool (AK) om de Dioxinen en Furanen te adsorberen. Na de wassers wordt in de regel een bak geplaatst met daarin droge Actieve Kool. De gereinigde rookgassen stromen dan door de AK "bak" waar vervolgens de Dioxinen en Furanen aan het rookgas onttrokken worden. AK heeft namelijk een zeer groot adsorberend oppervlak, de tegenwoordig toegepaste AK soorten hebben een oppervlak tot circa 2000 m² per gram Actieve Kool. Als echter de AK beladen is, dat wil zeggen, de AK zit vol met geadsorbeerde stoffen, dan moet deze afgevoerd worden. Dit afvoeren moet met zeer veel aandacht en voorzichtigheid gebeuren. Op en in de AK zitten immers Dioxinen, Furanen, resten van Zwaveloxiden en wellicht nog Arseen en Kwik. Met andere woorden allemaal stoffen die bedreigend zijn voor mens en milieu. Voor de geïnteresseerde lezer, het Dioxine gehalte in beladen Actieve Kool, uitgedrukt in TEQ, bedraagt: 32.000 – 160.000 ngr/kg droge stof. Let wel dit zijn maximale waarden!

Een uitvoering van een dergelijk systeem is op afbeelding 8 weergegeven.



Afbeelding 8. Dioxine stofvangst met behulp van Actief Kool.

Bloedsomloop

Bij aanraking met de blote handen van Actieve Kool bestaat het gevaar van besmetting met Dioxinen, Furanen en andere genoemde stoffen, dit geldt overigens ook voor inademing van deze stoffen.

Van Dioxinen en Furanen is bekend dat ze bij contact met de huid rechtstreeks door de bloedsomloop opgenomen kunnen worden. Eenmaal in het lichaam hoopt het zich op in vetweefsel en blijft daar jarenlang zitten. Onderzoeken hebben uitgewezen dat het minimaal 7 tot 8 jaar duurt voordat de concentratie Dioxinen en Furanen in het lichaam gehalveerd is. Reden te meer om altijd goede huid en gelaatsbescherming te dragen als u met stoffen zoals AK en Vliegass werkt, of hiermee in aanraking komt. Zoals bekend is de maximale dosis die de mens binnen mag krijgen 1 tot 4 pico gram per kilogram lichaamsgewicht per dag.

De Wereld Gezondheid Organisatie (WHO) heeft de toelaatbare dagelijkse inname van Dioxine vastgesteld op: 1 – 4 pico gram per kilogram lichaamsgewicht per dag.

Dit komt overeen met:

Maximaal 0,000.000.000.004 gram per kilogram lichaamsgewicht per dag.

Aangezien dit een heel erg kleine hoeveelheid is, zegt dit genoeg over de giftigheid van dit soort stoffen. Voor vrouwen zijn Dioxinen en Furanen nog veel bedreigender dan voor mannen. Vrouwen kunnen hier onvruchtbaar door worden.

10.7.5 Katalytische vernietiging

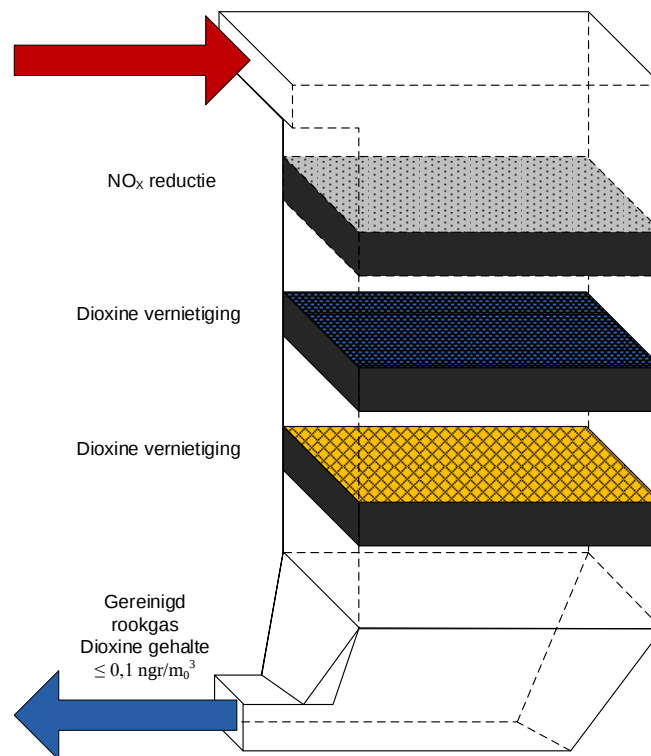
De theorie achter de katalytische vernietiging is niet geheel nieuw. Eind jaren tachtig, had de Duitse geleerde, Professor Doctor Hagenmaier, in zijn laboratorium al een DeDiox katalysator ontwikkeld. Deze werd de zogenaamde "Dioxinekatalysator 0 4-86" genoemd. Deze is later uitgebouwd tot een technisch bruikbare toepassing. Eigenlijk is het niets meer dan een verbeterde en gemodificeerde De-NO_x katalysator. De katalysator bestaat uit: Titaniumoxide, Wolframoxide en Vanadiumpentoxide.

De katalysator blijkt in staat te zijn de Dioxinen en Furanen om te zetten in CO₂, H₂O en HCl, ofwel, Kooldioxide, Waterdamp en Zoutzuurgas. De Katalysatoren worden ingezet op plaatsen waar de Zwaveloxiden (SO₂ en SO₃), Zoutzuur (HCl) en Waterstoffluoride (HF) reeds uit het rookgas verwijderd zijn. Met andere woorden: bij voorkeur na de wassers.

Combi reactor

Voor deze toepassing kan nu een zogenaamde Combi-Reactor worden gebouwd. De eerste katalysator laag of lagen worden aangewend om de NO_x om te zetten in moleculaire Stikstof en Waterdamp, vervolgens worden de volgende lagen gebruikt om de Dioxinen en Furanen te vernietigen en om te zetten in CO₂, H₂O en HCl.

Een dergelijke uitvoering van dit systeem is te zien op afbeelding 9.



Afbeelding 9. De Combi Reactor.

Een andere uitvoering, van dit katalytische systeem, wordt door de firma W.L. Gore and Associates geleverd. De werking berust op hetzelfde principe als hierboven beschreven is, echter men maakt nu gebruik van een doekenfilter, ook wel mouwenfilter genoemd. De filters, van het type High Ratio, worden voorzien van viltdoeken die bekleed zijn met Teflon (PTFE). Het filterdoek is van het fabricaat, GORE-TEX®. Op het filterdoek is vervolgens nog een laag katalysatoren aangebracht.

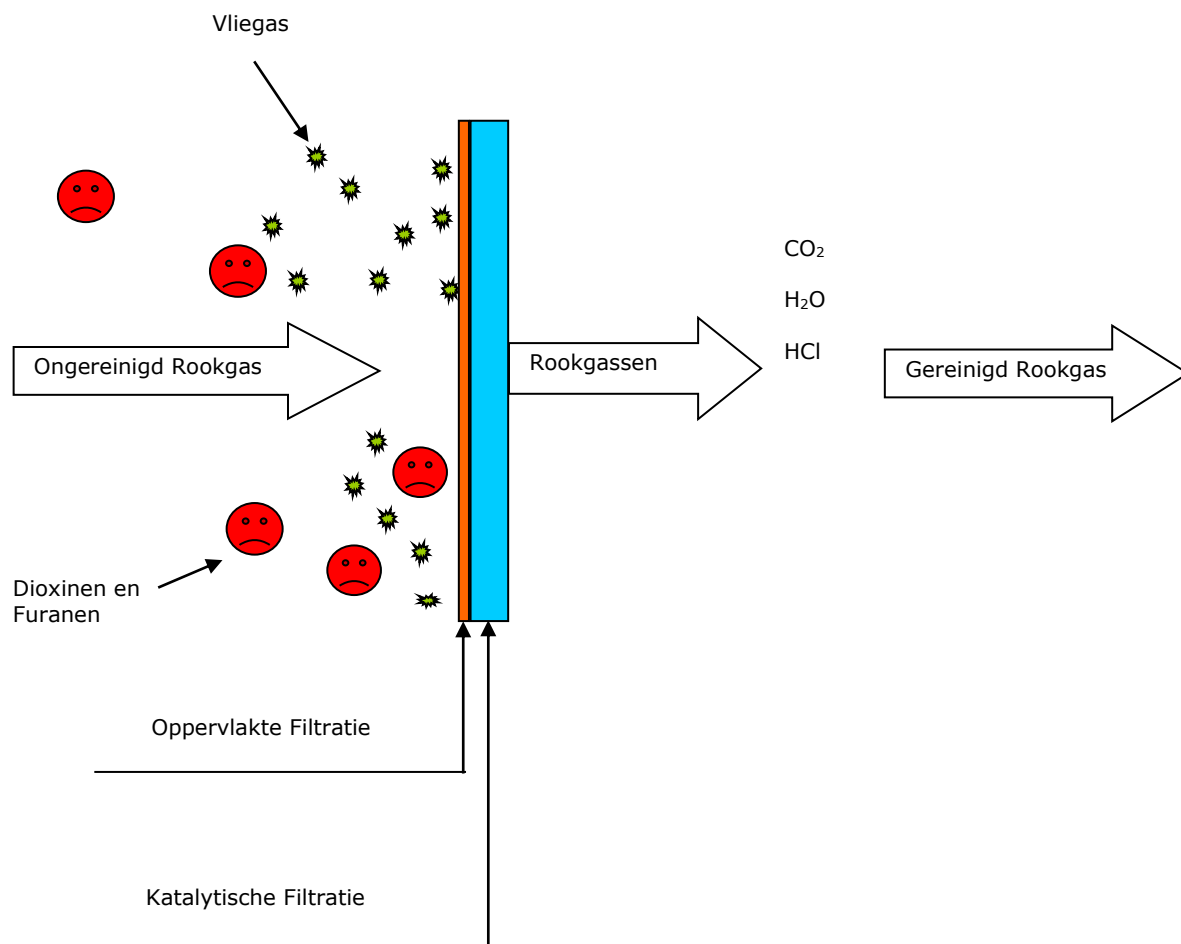
CO₂, H₂O en HCl

In de katalysatorlaag zijn kleine gaatjes aangebracht om het rookgas door te kunnen laten en eventueel nog aanwezig vliegaf te vangen. Het geheel heeft de fabrieksnaam RASTEX®, meegekregen.

De werking van het filter berust op het volgende: Het filterdoek vangt het vliegaf af, als het filter wordt gereinigd wordt het vliegaf op de bodem van het filter verzameld en afgevoerd. De gasvormige Dioxinen en Furanen passeren het filter membraan en komen in aanraking met de katalysator.

Op zijn beurt gaat de katalysator nu een reactie met de Dioxinen en Furanen aan en zet deze om in CO₂, H₂O en HCl.

Op afbeelding 10 is dit schematisch weergegeven.



Afbeelding 10. Schematische weergave doekenfilter met katalytische afbraak.

Hiervan is in 1996 een proefopstelling gebouwd bij de afvalverbranding, IVRO te Roeselare, België. Onafhankelijke metingen tonen aan dat met dit systeem emissies, van Dioxinen en Furanen, bereikt kunnen worden van 0,04 ngr/m³. Het rookgasdebiet bij deze proefinstallatie bedraagt 60.000 m³/uur. Het grote voordeel van dit systeem is, dat het in te bouwen is in bestaande installaties.

10.8 Dioxine Meting

Het meten en vervolgens analyseren van Dioxinen in de rookgassen is een zeer secuur werk. Het maximaal gehalte aan Dioxinen dat uitgestoten mag worden, emissie eis, bedraagt

0,1 ngr/m³ rookgas. Voor HCl en NO_x zijn deze waarden respectievelijk 10 en 40 mgr/ m³ rookgas. Met andere woorden: dit betekent dat de verhouding Dioxinen ten opzichte van HCl bij benadering 1: 100.000.000 is. Dit geeft al aan dat de gebruikte meetapparatuur, voor de Dioxinen, zeer nauwkeurig moet zijn en ook de daarbij behorende monstername. Dioxinen kunnen namelijk (nog) niet on-line gemeten worden.

Bovendien moet er van dit kleine aanbod aan Dioxinen nog onderscheidt gemaakt worden tussen de 17 specifieke verbindingen van de 210 bestaande.

40 – 45 °C

De PCDD's en PCDF's zijn, bij temperaturen tussen de 40-45 °C, voor circa 98 % aan de vlieggas gebonden, zodat deze stoffen afgevangen kunnen worden met behulp van hoogrendement-glasvezelfilters. Bij de PCDD's en PCDF's maakt men onderscheid in lichte en zware verbindingen.

Onder de lichte verbindingen verstaat men:

- alle PCDD's en PCDF's met 4 Chlooratomen, die bij 45 °C voor 90-95 % aan de vlieggas gebonden zijn

Onder de zware verbindingen verstaat men:

- alle PCDD's en PCDF's met 7 tot 8 Chlooratomen, die bij 45 °C voor meer dan 99 % aan de vlieggas gebonden zijn

Een van de gebruikte methoden, door TNO gebruikt, is de zogenaamde bemonsteringsmethode. Hier wordt een deel van het rookgas afgezogen. Condensatie van de rookgassen moet hierbij vermeden worden, anders is er kans op afzetting van water in de apparatuur met eventuele miswijzing en corrosie tot gevolg. De afzuiging van de rookgassen is isokinetisch. Hier bedoelt men mee, dat de verdeling van de grootte van de deeltjes en de concentratie van de deeltjes, gelijk is aan die in de rookgassen zelf. De afgezogen warme deelstroom van het rookgas wordt gemengd met gezuiverde, droge, buitenlucht. Hierbij wordt de temperatuur van het mengsel terug gekoeld tot 40-45 °C. Met de hoeveelheid droge zuivere lucht kan men voorkomen dat het dauwpunt van het mengsel wordt bereikt.

Voorwaarde bij deze methode is:

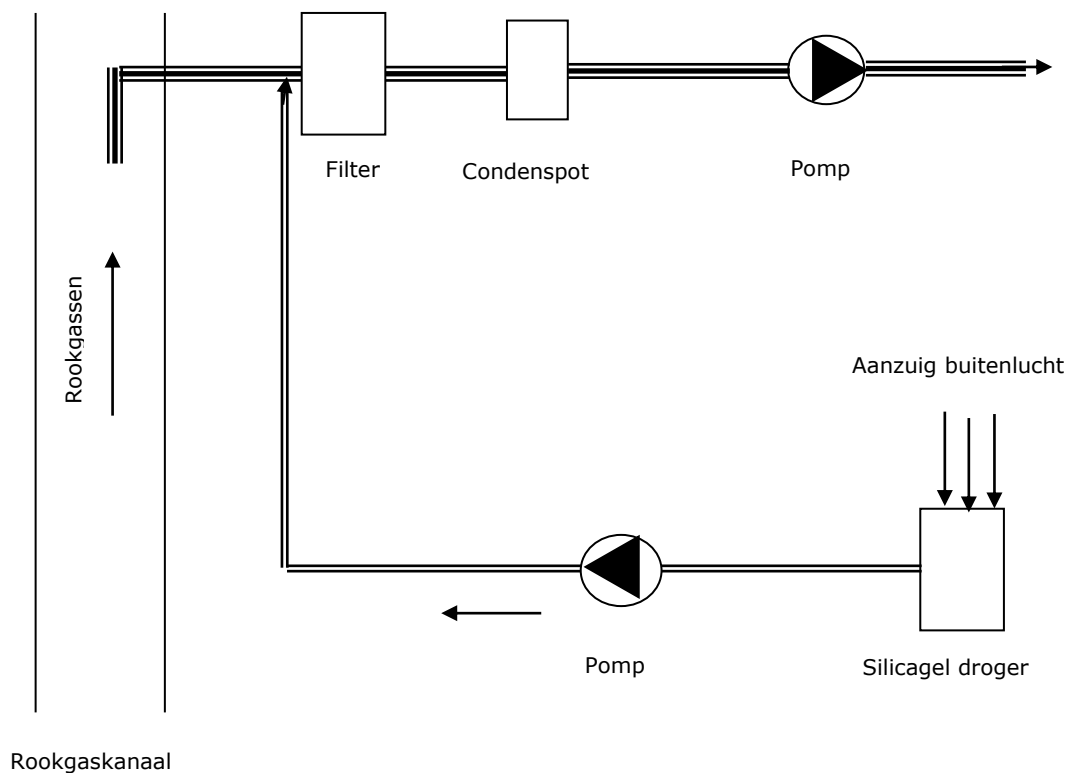
- er moet 15 m³ rookgas door het filter afgezogen zijn
- het Dioxine gehalte moet gemeten worden aan een gedurende 5-7 uur verzameld monster.

Een voorbeeld van een dergelijke meet methode is op afbeelding 11 in een principe schets weergegeven.

Spiken

Als de meting is uitgevoerd, wordt het filter meegenomen ter analyse. Op het filter worden, in het laboratorium, een aantal bekende PCDD/F verbindingen aangebracht.

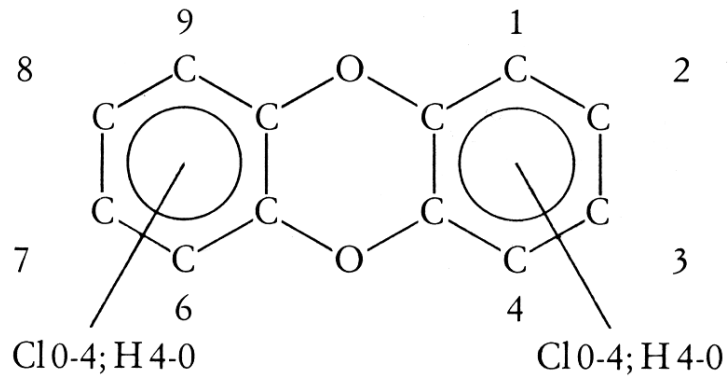
Men noemt dit: spiken van het filter. U kunt dit vergelijken met een oormerk van een koe, op deze manier zijn ze altijd herkenbaar. Dit spiken dient ervoor om de meting te kwantificeren. Vervolgens wordt het filter gereinigd, dit wordt met tolueen gedaan, alle verbindingen behalve PCDD's en PCDF's worden nu gescheiden.



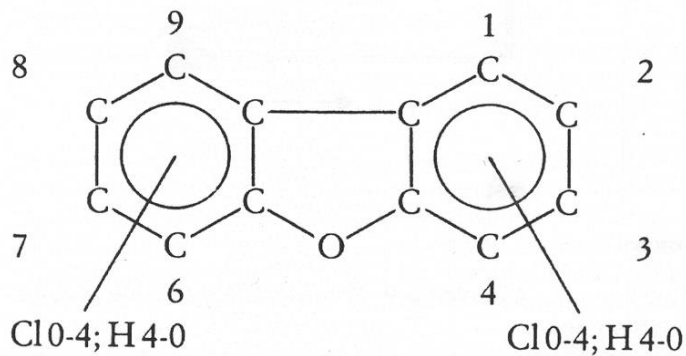
Afbeelding 11. Principeschets Dioxine meting.

10.9 De Structuurformules

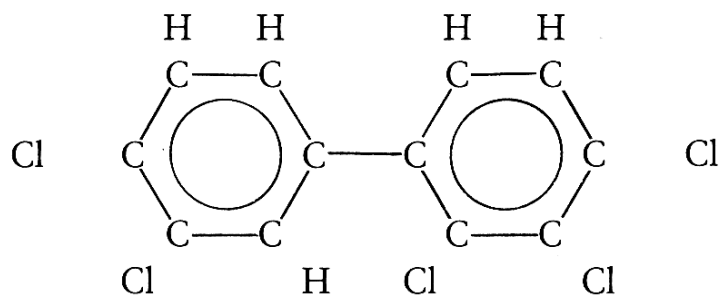
Voor de volledigheid volgen hier de formules van enige chemische stoffen die genoemd zijn in het voorgaande.



Afbeelding 12. Voorbeeld van een Dioxine. PCDD.

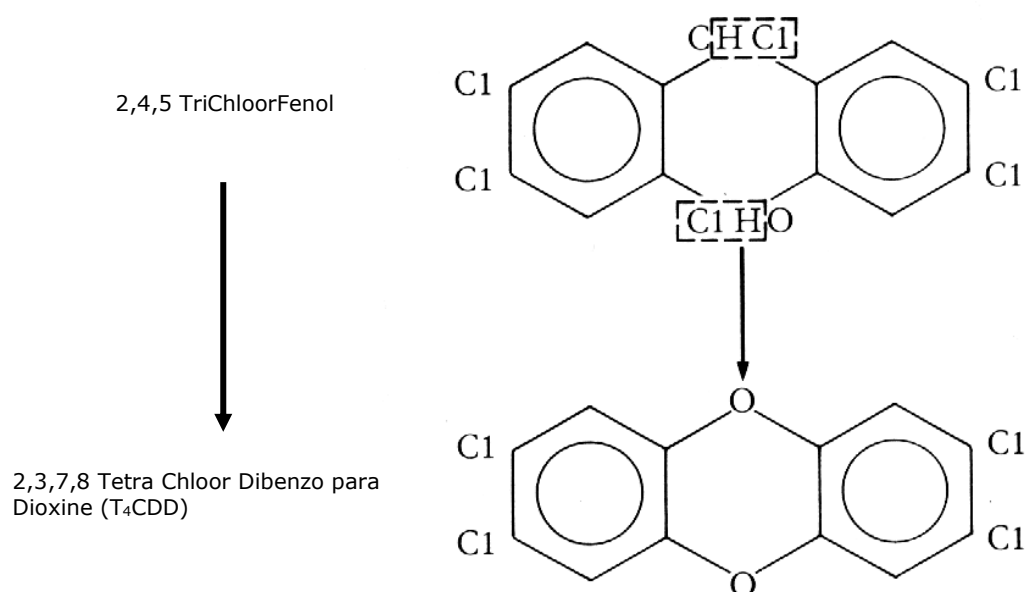


Afbeelding 13. Voorbeeld van een Furaan. PCDF.



Afbeelding 14. De meest giftige PCB. 3,3',4,4',5 PentaChloorBifenyyl.

De omzetting van TriChloorFenol naar Dioxine, Seveso, verloopt volgens afbeelding 15.

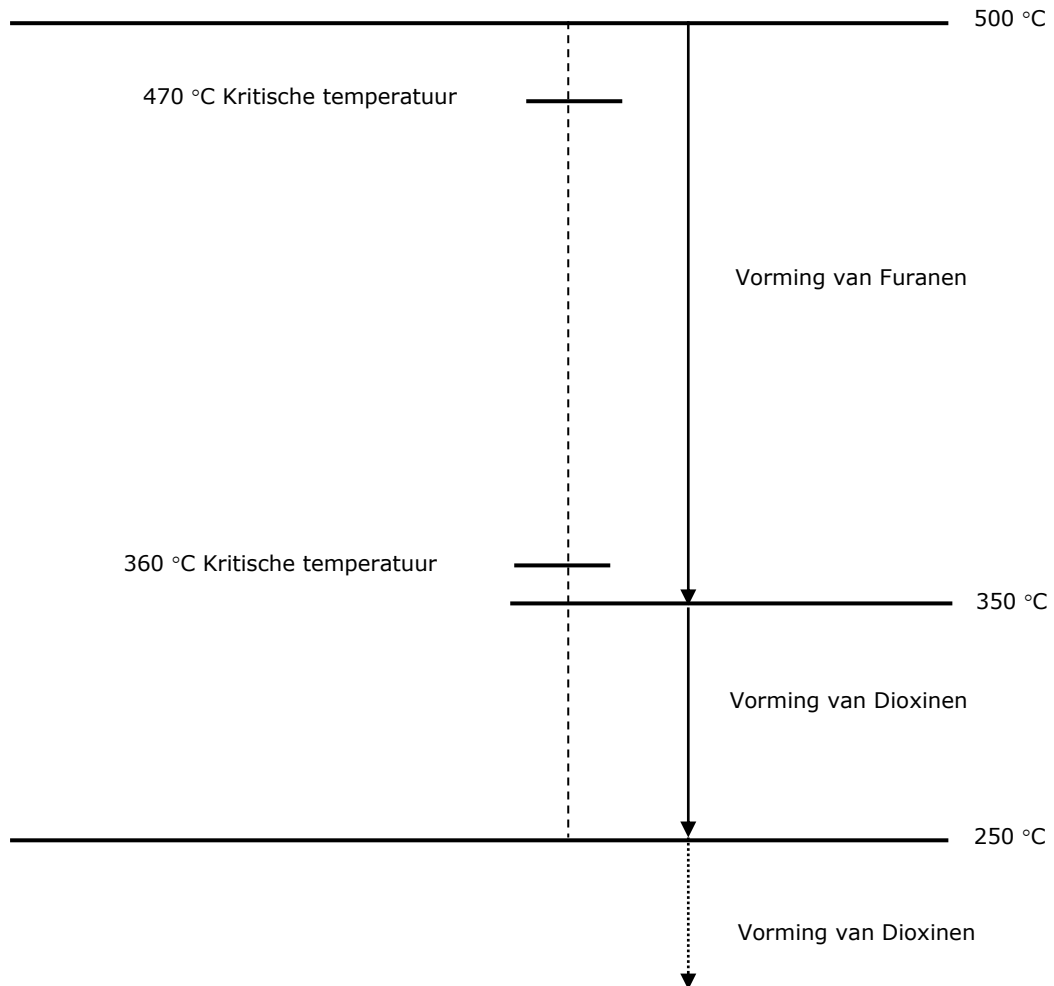


Afbeelding 15. Omzetting van Trichloorfenol naar Dioxine.

Bij deze reactie ontstaat de meest giftige Dioxine, met als bijproduct Zoutzuur (HCl).

10.10 Overzicht Dioxinevorming

Op afbeelding 16 is een overzicht weergegeven van de vorming van Dioxinen en Furanen.



Afbeelding 16. Grafisch overzicht dioxine vorming.

11 Kwik

11.1 Inleiding

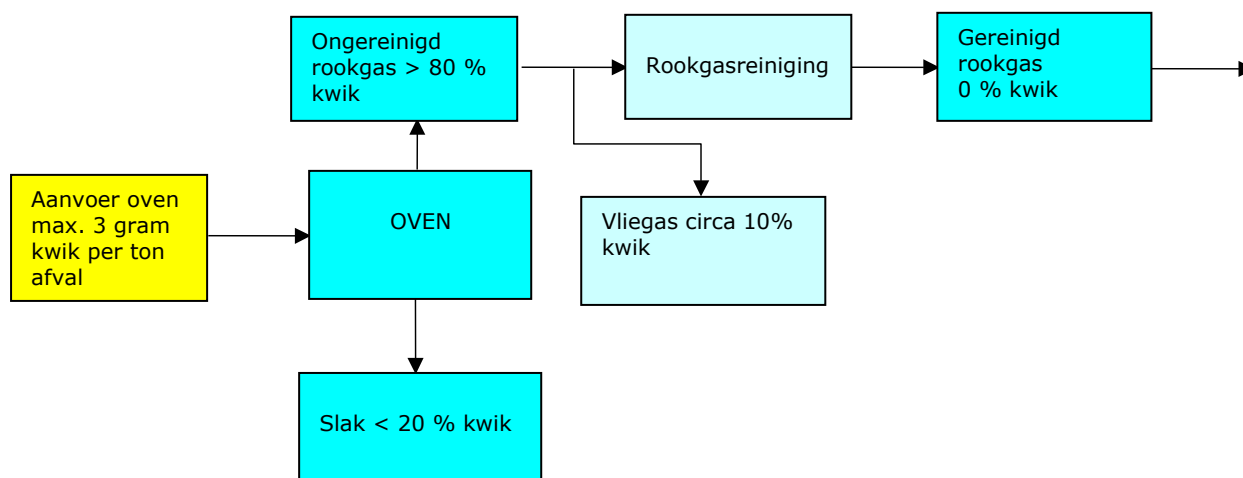
Bij de verbranding van huisvuil is ook een sterke reductie gewenst van aan stof gebonden zware metalen en gasvormige metalen.

Dat het met lage gehalten in het huisvuil aanwezige kwik een probleemelement is, wordt duidelijk als men de uitgangskonzentraties met de concentratie in het geëmitteerd stof na reiniging of de gereinigde gasfase vergelijkt. Er is sprake van een concentrering van deze component.

Op afbeelding 1 is een verdeling van kwik over de diverse matrici weergegeven.

Gasvormig

Voor kwik is bekend dat het grootste deel gasvormig vrijkomt. De optimalisatie van de heden verschillende toegepaste rookgasreinigingstechnieken hangt af van de kennis omtrent de aard van de aanwezige kwikverbindingen. Een belangrijke rol daarbij speelt de samenstelling van het rookgas en welke chemische reacties kunnen plaatsvinden, waarbij met name de hoge HCl concentratie in het afgas van belang is.



Afbeelding 1. Verdeling van Kwik.

Stof	mg Hg/kg afval	Opmerking
Batterijen	2	Door scheiding nu bijna nul
Papier	0,1	I.v.m. schimmelbestrijding
Kunststof	0,3	
Fijn afval	0,1	
Organisch afval	1,5	

Tabel 1. Herkomst van kwik in het afval.

In 1983 vonden we nog 4 mg kwik per kg afval, ten gevolge van gescheiden inzameling en met name scheiding van batterijen nu nog tot 2 mg kwik per kg afval.

Vastgesteld is dat rookgasreiniging volgens het droge principe minder effectief is bij de kwik emissiereductie dan een natte wasser. Door de keuze van bepaalde omstandigheden kan een wisselwerking van het vluchtige kwik met de vlieggas plaatsvinden, zodanig dat ook bij toepassing van de droge techniek voldoende reductie wordt bereikt.

11.2 Verdamping, condensatie en oplosbaarheid van kwik

Om de afscheiding van kwik uit rookgassen te begrijpen moeten eerst de verbindingvormen geïdentificeerd worden. De verbindingvormen moeten dan bekeken worden in samenhang met de aanwezigheid van vlieggas. Het is namelijk aangetoond dat vlieggas zich bij hoge temperaturen niet inert ten opzichte van kwik gedraagt.

Alle Hg(II) halogenen worden door de inwerking van vlieggas tot minder vluchtige eenwaardige componenten gereduceerd.

Vanwege de hoge HCl concentraties op de vlieggas, komt het daarbij in het algemeen tot de vorming van HgCl_2 .

De halogenen laten zich nu rond 100 °C geheel uit condenseren, voor Hg^0 geldt dat dit alleen mogelijk is onder koeling en langere verblijftijd.

HgCl_2

11.3 Identificatie van kwik verbindingvormen

Aangenomen wordt dat kwik zowel als Hg(I), Hg(II)halogenide en als metallisch (Hg^0) aanwezig is in de verbrandingsoven.

De afscheiding van kwik is niet alleen afhankelijk van de chemische vorm (Hg^{2+} , Hg^+ of metallisch Hg^0), maar is ook van de aanwezigheid van chloriden en zwavelverbindingen afhankelijk.

Metallisch Hg wordt in de vuurhaard als volgt gevormd:



Hg^0 is vluchtig, wat niet gewenst is.

Bij hoge HCl overmaat tegenover SO_2 in het rookgas komt met name HgCl_2 voor, nl.:



Na keteluittrede moet uitgegaan worden van met name de vorm Hg(II) -chloride in het rookgas. Hg^0 komt praktisch niet voor.

Ten gevolge van vlieggas ontstaat reductie van 2-waardig kwik naar 1-waardig kwik, wat minder giftig is dan 2-waardig kwik.

Bij de met de vlieggas afgescheiden kwik is het met name een Hg(II) halogeen dus HgCl_2 . Dit Hg(II) chloride zal na snelle reductie tot Hg(I) chloride worden vastgelegd op de vlieggas. Afhankelijk van de temperatuur wordt meer of minder Hg(II) chloride op de vlieggas geadsorbeerd.

11.4 Afscheiding met een droog systeem

De emissiereductie via een droogsysteem volgt uit een chemische binding van componenten aan het in de rookgasstroom ingebrachte kalk met of zonder additief.

De contactzone is daarbij een reactor of een sproeiadsorber.

Bij deze processen blijkt de temperatuur van wezenlijk belang te zijn. Systemen met alleen droge adsorptie met een doekenfilter geven geen reductie. Bij een combinatie van sproeiadsorptie en E-Filter zijn reducties van 50 % bereikt; bij toepassing van een doekenfilter is de reductie nog hoger.

Het halfdroge systeem is optimaler door de lagere temperatuur en een betere contactzone.

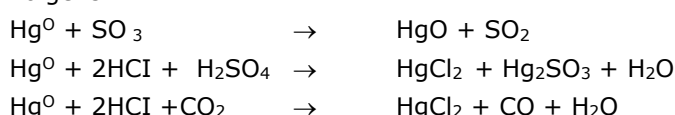
50%

Met vlieggas is het mogelijk bij temperaturen rond 180 °C 50 % van de in het rookgas aanwezige kwik te adsorberen.

100%

Met actief kool is het overigens mogelijk een 100 % adsorptie van kwik te bereiken.

Met zwavelzuur gedoseerde actief kool is een goede adsorber voor HgCl_2 en ook de afscheiding van Hg^0 is op deze wijze mogelijk nl. volgens:



Belangrijk voor de kwikaf scheiding bij een droog systeem is een temperatuurdaling tot onder 150 °C en de aanwezigheid van vlieggas. Daarbij is de verblijftijd van belang. Alleen een temperatuurdaling is echter niet voldoende. Door het toepassen van een doekenfilter is de gewenste wisselwerking te verkrijgen.

Toepassing kwik in de industrie:

- Elektrische toepassingen
- Meetinstrumenten
- Landbouw
- Tandheelkunde
- Cosmetica
- Bestrijdingsmiddelen

Vanaf 2009 geldt er een verbod op kwik in bovenstaande toepassingen.

Gevolgen van kwik voor de mens:

- Storingen in maag/darmkanaal
- Aantasting centraal zenuwstelsel
- Opname via voedsel is < 10 µgr./dag
- Maximaal aanvaarde waarde 30 µgr./week

11.5 Natte wassers

11.5.1 Kwikvormen bij een rookgaswassing

In het voorgaande is aangegeven dat in het rookgas na de keteluittrede kwik met name voorkomt als Hg(II)chloride en niet in de vorm van Hg⁰.

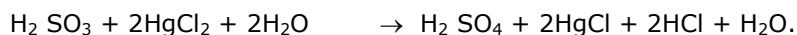
Hg⁰

Onderzoek heeft uitgewezen dat in de wasser zelf geen Hg(I) aantoonbaar is. Ook is uitgewezen dat Hg⁰ niet absorbeert in het zoutzure waswater. Binding van Hg⁰ is slechts mogelijk in een sterk oxiderende omgeving.

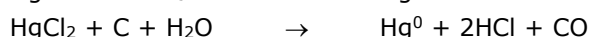
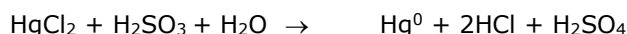
In het waswater komt kwik voor in de vorm van de Hg(II)verbinding. Deze Hg(II) ionen neigen zeer sterk tot de binding van complexen. Voor de stabiliteitsconstanten van de complexen van Hg(II) met halogenide ionen geldt de volgorde: F < Cl < Br < J. Onder de heersende omstandigheden kan vanwege de geringe stabiliteit de vorming van een fluoridencomplex uitgesloten worden geacht.

Vanwege de hoge stabiliteit van de bromide en jodidencomplexen is het voorkomen van deze complexen niet onwaarschijnlijk. De hoge chloride concentratie geeft echter aanleiding tot de vorming van met name chloor kwik complexen, die onder de gegeven omstandigheden als HgCl₃⁻ en HgCl₄²⁻ voorkomen.

Naast de Hg(II)halogeniden, HCl en HF zullen ook SO₂ en CO en de bij het E-Filter niet afgescheiden koolstofhoudende stofdeeltjes in het zure waswater opgevangen worden. SO₂ zal onder de vorming van zwaveligzuur (H₂SO₃) oplossen. Opgelost SO₂ reageert met HgCl₂ houdende oplossing in het zoutzure waswater ten minste gedeeltelijk naar:



Vergelijkbare door CO en C geïnitieerde reacties van Hg(II) naar Hg(I) zijn mogelijk. Met de aanwezigheid van Hg(I) verbindingvorm moet dus rekening worden gehouden.

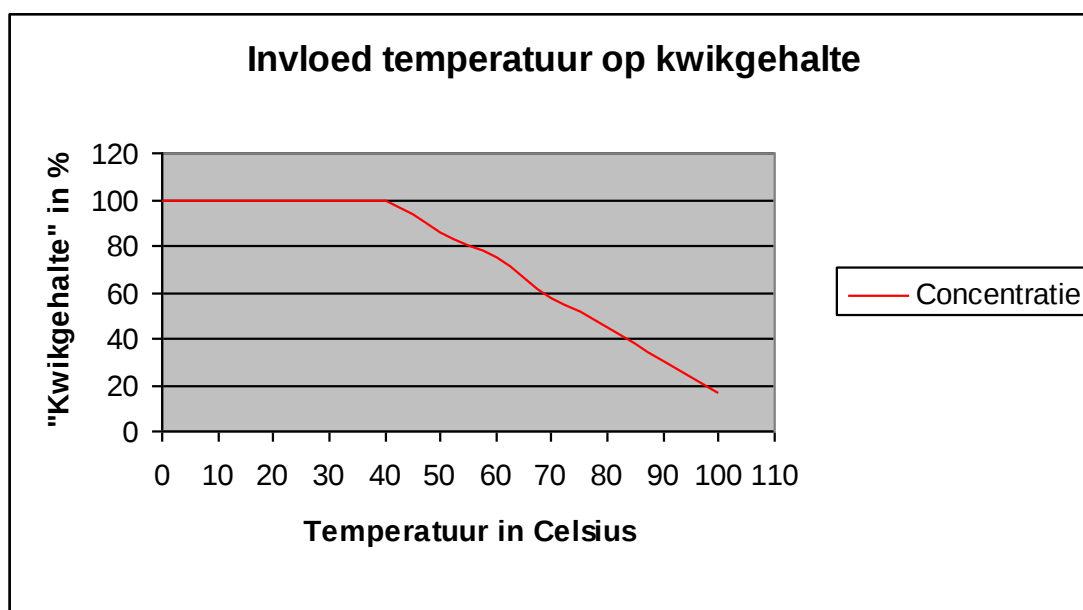


11.5.2 Afscheiding in natte wassers

Van belang bij de optimalisering van de kwikreductie in natte wassers is of de parameters temperatuur, pH en Cl concentratie een reductieve omzetting van opgeloste Hg(II)componenten in Hg(I) verbindingen mogelijk kunnen maken.

pH

Indien de pH stijgt, wordt het kwik minder afgevangen, dus kwikverlies.

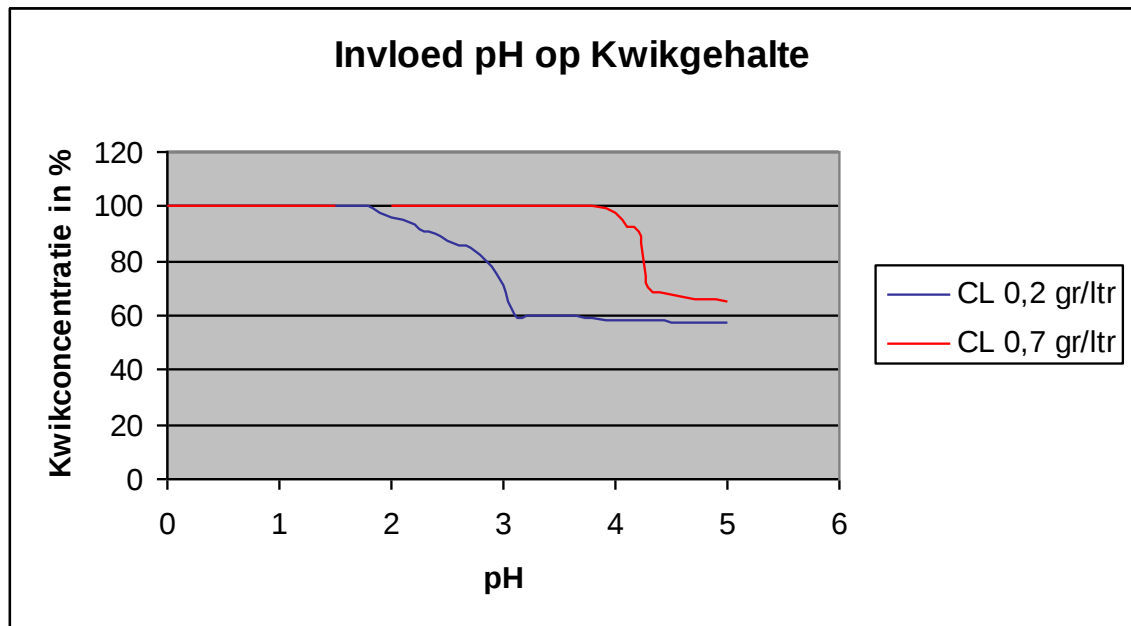


Afbeelding 2. Invloed temperatuur op kwikgehalte.

Op afbeelding 2 is de invloed van de temperatuur op het kwikgehalte in rookgaswaswater weergegeven. Hieruit blijkt dat bij temperaturen boven 40 °C het kwikgehalte in de oplossing afneemt. Bij toenemende temperatuur kan gelijktijdig een toename van met lucht uit het waswater uitdrijfbaar kwik worden gevonden. De uitdrijfbare hoeveelheid kwik blijkt afhankelijk te zijn van het Cl gehalte in het waswater. Met toenemend Cl gehalte volgt namelijk een stabilisering van het in oplossing aanwezige kwik. Dit heeft mogelijk te maken met elektrochemisch gedrag van opgelost SO₂ en Hg(II). Hg(II) heeft namelijk bij toename van het Cl aanbod een veranderd complexeringsgedrag.

Een verhoging van de SO_2 -concentratie bij een constante Cl concentratie geeft overigens geen verandering in de Hg uitdrijving. Het verlies aan Hg wordt verklaard door de reductie van HgCl_2 in de waterige oplossing tot HgCl . Het reduceerbare Hg(II) aandeel is afhankelijk van de complexeringsgraad.

Slechts een bepaald deel laat zich tot Hg(I) reduceren, hetgeen niet door hogere SO_2 concentraties kan worden beïnvloed.



Afbeelding 3. Invloed van de pH op het kwikgehalte.

Op afbeelding 3 is de afhankelijkheid van het kwikgehalte van de pH waarde van het waswater bij verschillende Cl gehalten gegeven. Zowel de pH waarde als de chloride concentratie bepalen de in oplossing aanwezige kwikhoeveelheid. Met toenemend Cl gehalte verschuift de pH waarde, waarbij een kwikconcentratie afname kan worden gevonden, naar hogere waarden.

De reductiepotentiaal van SO_2 in de waterige oplossing neemt bij stijgende pH waarde af, zodat de reducerende werking toeneemt. Bij een chloridengehalte van 0.2 g/l tot 0.7 g/l en een pH waarde van 2-3 is het reducerende vermogen van opgelost SO_2 voor de overgang van Hg(II) naar Hg(I) groot.

In oplossingen is Hg(I) sterk gedissocieerd, waarbij het Hg(I) ion Hg_2^{2+} zeer stabiel is. Onder bepaalde omstandigheden is het echter mogelijk dat Hg(I) in Hg(II) en Hg^0 overgaat volgens:



SO_2

Dit is het geval indien componenten aanwezig zijn, die met Hg(II) slecht oplosbare of hogere complexe verbindingen vormen dan met Hg(I). Door het hoge overschot aan Cl ionen in het waswater wordt het aanwezige Hg(II) onder de vorming van het weinig gedissocieerde HgCl_2 geheel gecomplexeerd. Daarmee wordt het evenwicht naar rechts verschoven onder de vrijmaking van Hg^0 .

De mogelijkheid van een reductieve omzetting naar Hg(I) heeft voor de toepassing van natte wassers consequenties. Komt het door de aanwezigheid van reducerende stoffen als SO_2 in het waswater tot de vorming van Hg(I); door de hoge Cl concentraties zal dit omgezet worden naar Hg(II) en Hg^0 . Het in het waswater niet oplosbare Hg^0 zal dan weer geëmitteerd worden.

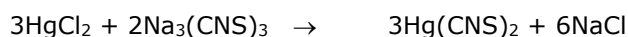
Temperatuurdaling

Voor de verbetering van de afscheidingsgraad van venturiwassers is temperatuurdaling een mogelijkheid. Het toevoegen van oxiderende componenten en constructieve maatregelen zoals het voorschakelen van een Quench zijn zinvol. Het directe contact tussen een nog niet afgekoelde hete rookgasstroom met kwikhoudend waswater moet vermeden worden.

Optimale afvangst kan verkregen worden door:

- Verlaging van de temperatuur
- Toevoeging van oxidanten zoals kaliumpermanganaat
- Voorschakeling van een Quench.

Binding van kwik met behulp van TMT gaat als volgt:



Binding van kwik met behulp van natriumsulfide verloopt volgens:



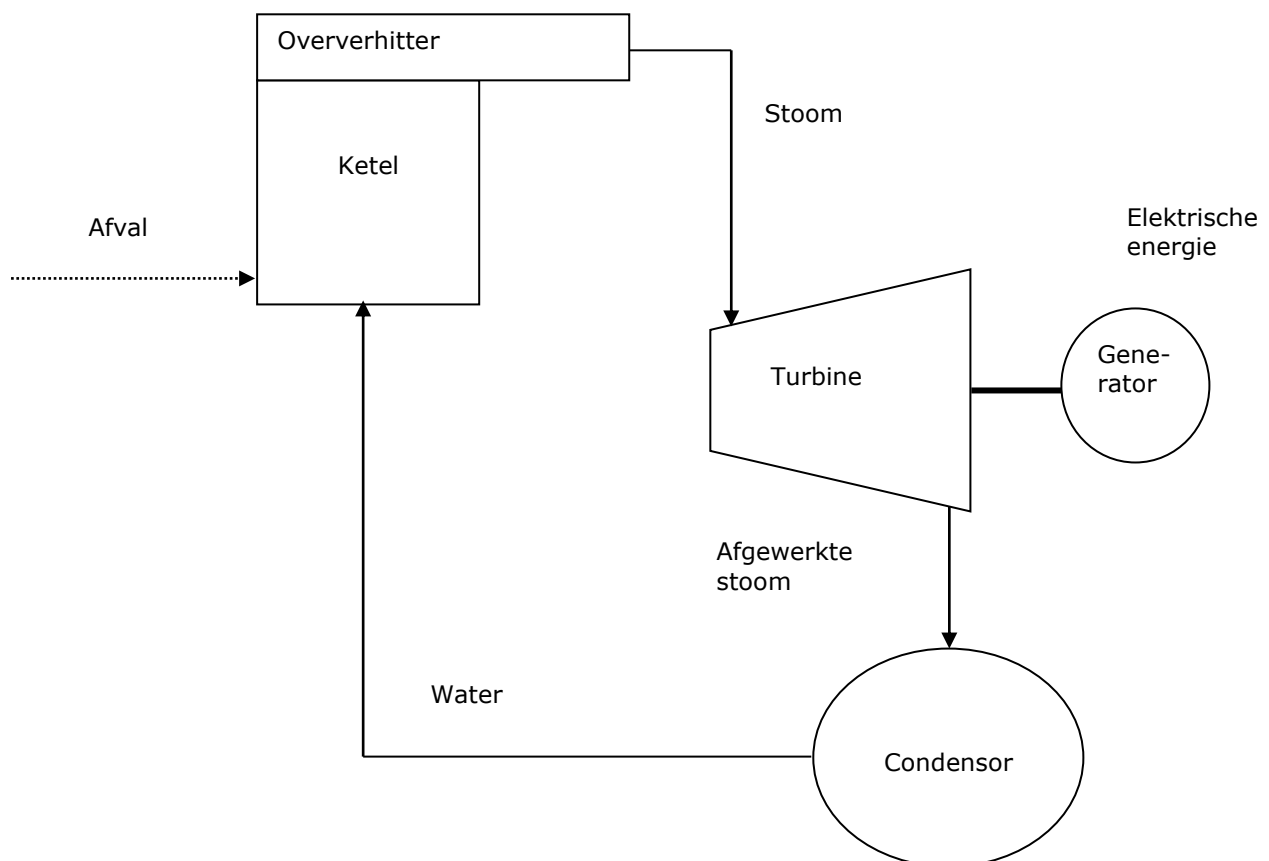
Hierbij dient vermeld te worden dat de overmaat van de Na_2S 2 tot 3 maal zo groot is als theoretisch benodigd.

12 Terugwinning van Warmte

12.1 Inleiding

Bij de verbranding van afval ontstaat warmte, een deel van deze warmte wordt door de rookgassen aan het water in de ketel afgestaan. Het water in de ketel wordt hierbij verwarmd en omgezet tot stoom. Deze stoom wordt vervolgens naar een turbine gevoerd die een generator aandrijft. De generator levert vervolgens stroom aan het net.

Op afbeelding 1 is een dergelijk schema op eenvoudige wijze weergegeven.



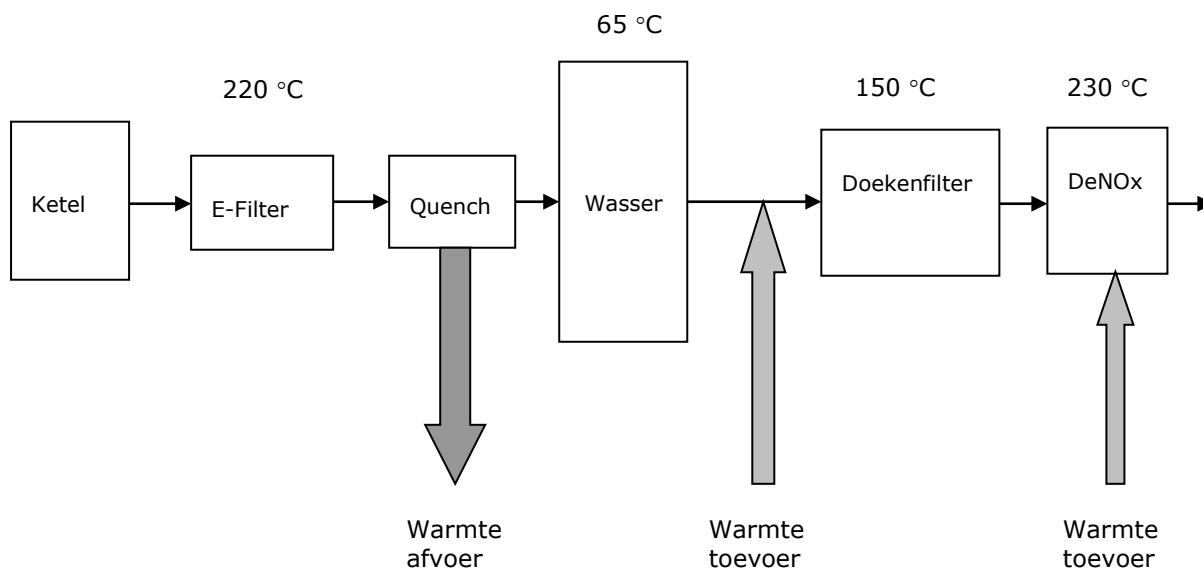
Afbeelding 1. Energieproductie uit afval.

Vervuiling

De rookgassen staan echter niet al hun warmte aan het ketelwater af, ze zullen dus met een bepaalde temperatuur de ketel verlaten. De temperatuur waarmee ze de ketel verlaten is afhankelijk van een aantal factoren, maar bovenal van de mate van vervuiling van de ketel. Ook de samenstelling van het afval speelt een belangrijke rol, hoe meer zwavel in het afval aanwezig des te hoger moet de voedingswatertemperatuur zijn en daarmee stijgt ook de rookgastemperatuur.

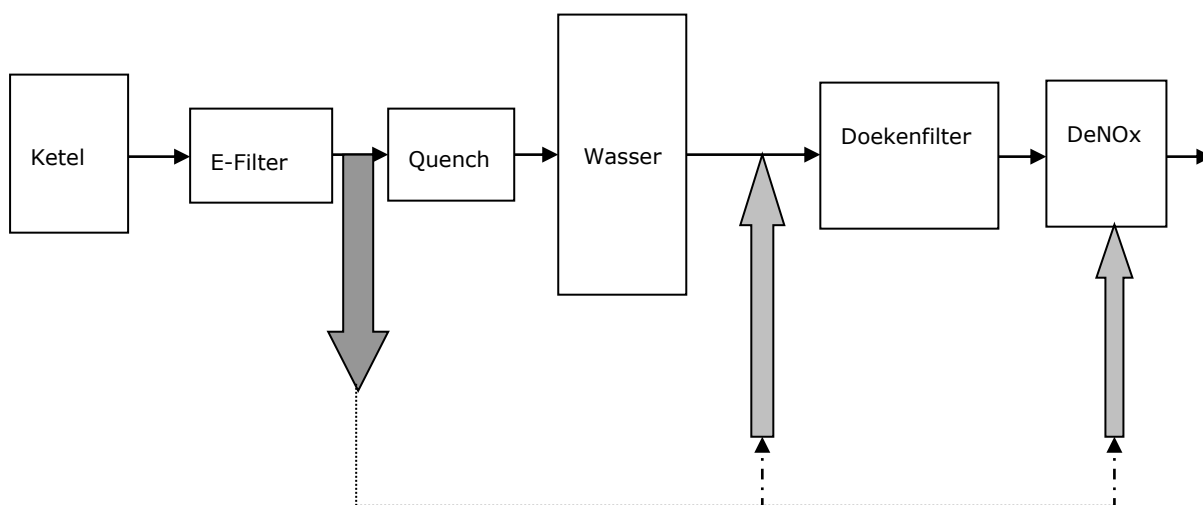
12.2 Warmte verschuiving

De rookgassen worden in de rookgasreiniging in het algemeen eerst afgekoeld van bijvoorbeeld 220 °C tot 65 °C, dit in de Quench, om vervolgens weer te moeten worden opgewarmd tot circa 220 °C voor de DeNOx, of tot circa 150 °C voor een eventueel doekenfilter. Kortom er wordt eerst warmte afgevoerd, in veel gevallen wordt deze warmte simpelweg vernietigd, vervolgens moet met behulp van stoom en of aardgasbranders weer warmte aan het systeem worden toegevoerd voor de DeNOx of Doekenfilter, op afbeelding 2 is dit schematisch weergegeven.



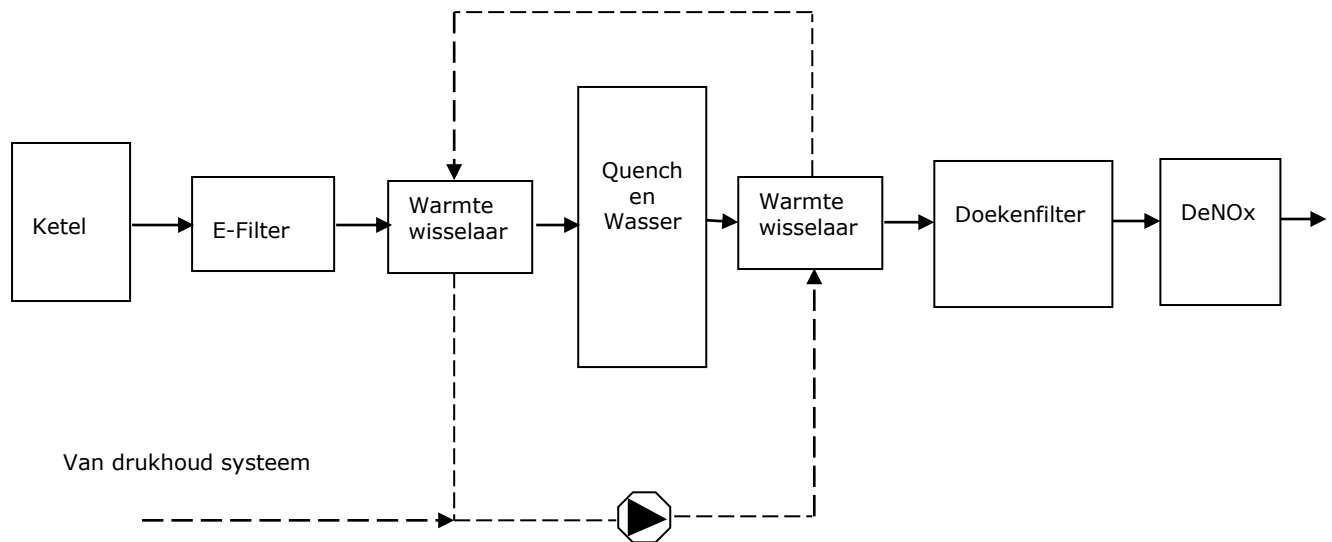
Afbeelding 2. Warmte toevoer en afvoer in de rookgasreiniging.

Voor de warmteafvoer in de Quench wordt water gebruikt, bij het doekenfilter en de DeNOx moet stoom of aardgas worden toegepast om warmte toe te voeren. We kunnen nu de warmte die afgevoerd wordt in of voor de Quench gedeeltelijk gebruiken en deze weer toevoeren aan het doekenfilter of DeNOx. De warmte wordt eigenlijk verschoven, schematisch is dit voorgesteld op afbeelding 3.



Afbeelding 3. Warmte verschuifstelsel. Bron AVR Rozenburg.

Een mogelijke praktische uitvoering van het systeem op afbeelding 3 is weergegeven op afbeelding 4.



Afbeelding 4. Praktische uitvoering van een warmte verschuifstelsysteem.
Bron AVR Rozenburg.

Na de ketel of na het E-Filter wordt een warmtewisselaar geplaatst. Dit kan een platen warmtewisselaar of een pijpen warmtewisselaar zijn. Door de warmtewisselaar stroomt water, het water wordt opgewarmd en naar een volgende warmtewisselaar gepompt, hier staat het water zijn opgenomen warmte af aan de rookgassen.

Er wordt warmte verplaatst, het resultaat zal zijn dat de additionele warmtetoevoer bij het doekenfilter en DeNOx minder zal zijn, resultaat, minder gasverbruik bij de DeNOx.

Water

Let wel de rookgassen worden bij dit systeem in de warmtewisselaar gekoeld zonder dat er extra water aan de rookgassen worden toegevoerd. Als we puur naar warmte kijken dan is dit systeem interessanter dan de rookgassen te koelen met een sproeikoeler, in een sproeikoeler wordt namelijk water aan de rookgassen toegevoerd, dit resulteert bijna altijd in een hogere Quench temperatuur, de dampspanning neemt toe.

Opmerking:

Opgemerkt dient te worden dat de temperatuur van het water hier de beperkende factor is, denk hierbij aan de corrosieve samenstelling van de rookgassen, voornamelijk bij lagere temperaturen. Vaak wordt in dit soort gevallen eerst gebruik gemaakt van een zogenaamd hoog temperatuur systeem dat vervolgens zijn warmte afgeeft aan een laag temperatuur systeem. De intrede temperatuur van het water bij de warmtewisselaar na het E-Filter moet minimaal 160 °C bedragen in verband met bijvoorbeeld Lage Temperatuur Corrosie.

12.3 Stadsverwarming

Onder stadsverwarming wordt verstaan:

Een openbare nutsvoorziening, waarbij energie in de vorm van warmte wordt geleverd voor warmtapwatervoorziening en ruimteverwarming wordt in Nederland aangeduid als Stadsverwarming of Afstandsverwarming. Het transportmedium hiervoor is bijna altijd water.

Milieubelasting

Een belangrijk aspect bij stadsverwarming is besparing op primaire energie ten behoeve van warmtapwater en ruimteverwarming. Dit gaat dus gepaard met een vermindering van de milieubelasting, als brandstof verstoekt wordt ontstaat hierbij altijd NO_x en CO₂.

Samenvattend kan gesteld worden dat als belangrijke voordelen van stadsverwarming genoemd kunnen worden:

- Energiebesparing.
- Vermindering van de milieubelasting.
- Verhoging van de veiligheid als gevolg van het niet meer aanwezig zijn van allerlei gastoestellen bij de gebruikers.

Als nadelen moeten de volgende punten genoemd worden:

- Geen aardgasdistributienet, in nieuwbouwwijken wordt bij gebruikmaking van stadsverwarming over het algemeen geen aardgasnet aangelegd, men is dan verplicht om elektrisch te koken.
- Grote investering in de infrastructuur, voor stadsverwarming is namelijk een groot distributienet noodzakelijk.

Een dergelijk systeem ten behoeve van stadsverwarming is afgebeeld op afbeelding 5.

Hierbij wordt aftapstoom van de turbine gebruikt in combinatie met een warmtewisselaar in de rookgasreiniging, let wel de warmtewisselaar staat uiteraard voor de natte wassers.

Ten behoeve van de ontgasser wordt stoom afgetapt met een druk van 3,5 bara terwijl voor de stadsverwarming stoom afgetapt wordt van bijvoorbeeld 2 bara. (bara betekent de absolute druk in bar)

De condensatiewarmte van stoom met een druk van 2 bara en een temperatuur van bijvoorbeeld 140 °C bedraagt:

$$h_{os} - h_w = 2747,8 - 504,7 = 2243,1 \text{ kJ/kg stoom, kortom aanzienlijk.}$$

Stel dat via de aftap 3,5 ton stoom per uur afgetapt wordt dan komt dit neer op een theoretische levering van:

$$\frac{3500 \text{ kg} / \text{h}}{3600 \text{ sec}} \cdot 2243,1 \text{ kJ} / \text{kg} = 2180,79 \text{ kJ} / \text{sec}$$

Ofwel: 2,18 MWth (MWth = Megawatt thermisch)

De rookgasstroom bij AEC's is aanzienlijk, rookgasstromen van 100.000 m³/uur zijn niet vreemd. Stel dat de rookgassen, bij verlaten E-Filter, een temperatuur hebben van 220 °C en dat we deze terugkoelen naar circa 190 °C, dan geven de rookgassen aan warmte af:

$$\dot{m}_g \cdot c_g \cdot \Delta t_g = [\text{kWth}]$$

We nemen het volgende aan:

$$\text{Volumestroom rookgassen:} \quad \dot{V}_g = 100.000 \text{ Nm}^3 / \text{uur}$$

$$\text{Soortelijke massa rookgas:} \quad \rho_g = 1,2 \text{ kg} / \text{m}_0^3$$

$$\text{Soortelijke warmte rookgas:} \quad c_g = 1,0 \text{ kJ} / (\text{kg} \cdot \text{K})$$

Voor de massa rookgas per seconde vinden we nu:

$$\dot{m}_g = \dot{V}_g \cdot \rho_g \cdot \frac{273+t}{273} \quad \text{kg} / \text{s}$$

Aangezien we bij Normaalcondities rekenen is de t in bovenstaande formule 0 °C.

We houden dus over:

$$\dot{m}_g = \dot{V}_g \cdot \rho_g \quad \text{kg} / \text{s}$$

Ingevuld levert dit op:

$$\dot{m}_g = \frac{100.000}{3600} \cdot 1,2 = 33,33 \text{ kg} / \text{s}$$

Voor de theoretische hoeveelheid geleverde warmte vinden we dan:

$$33,33 \cdot 1,0 \cdot (220 - 190) = 999,9 \text{ kWth}$$

Ofwel: 1 MWth

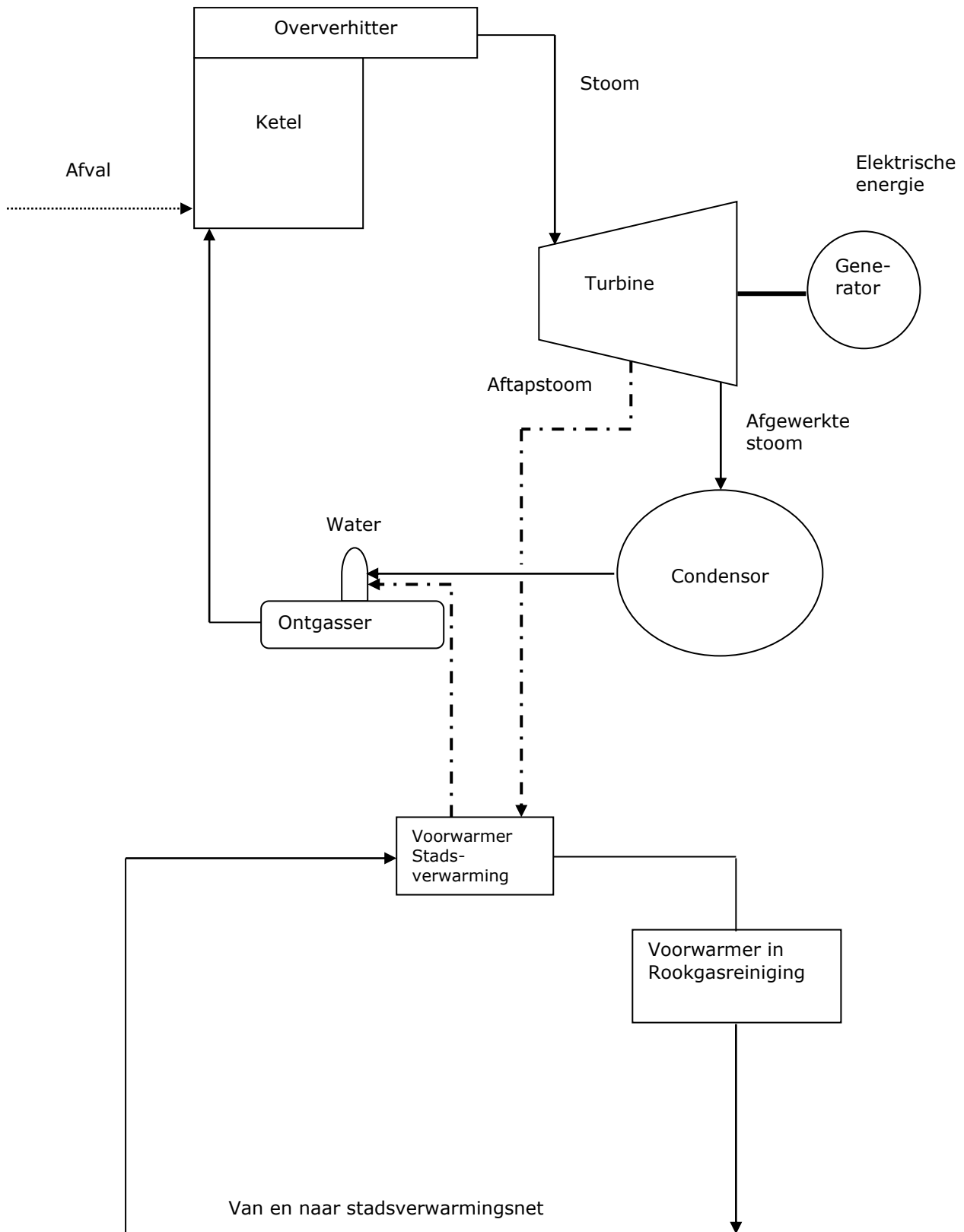
Door de aftapstoom en de rookgassen wordt aan warmte geleverd:

$$2,18 + 1 = 3,18 \text{ MWth}$$

Opmerking:

Ook hier komt duidelijk naar voren dat stoom een grote warmteleverancier is, in ons voorbeeld groter dan de warmtelevering van de rookgassen.

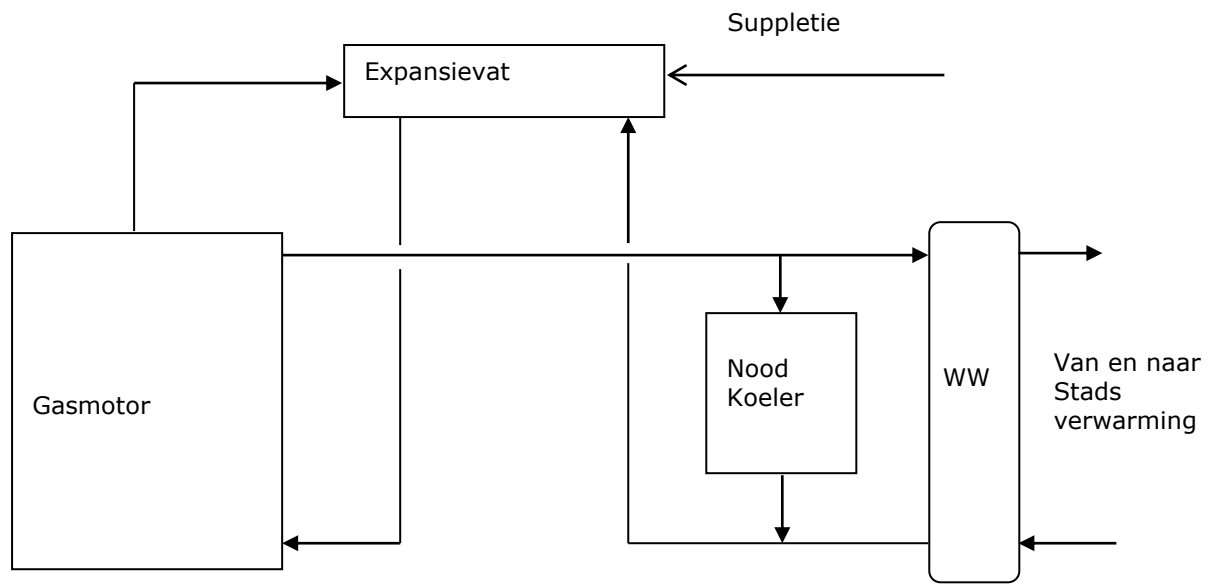
Een voorbeeld van een dergelijk systeem is weergegeven op afbeelding 5.



Afbeelding 5. AEC met warmtelevering aan stadsverwarming.

12.4 Gasmotoren

Bij AEC's worden momenteel gasmotoren ingezet voor noodstroom maar tevens voor de eventuele verbranding van Biogas, in ons geval maken we gebruik van koelwater. De warmte van het koelwater kan aangewend worden voor stadsverwarming, dit is weergegeven in een blokschema op afbeelding 6.



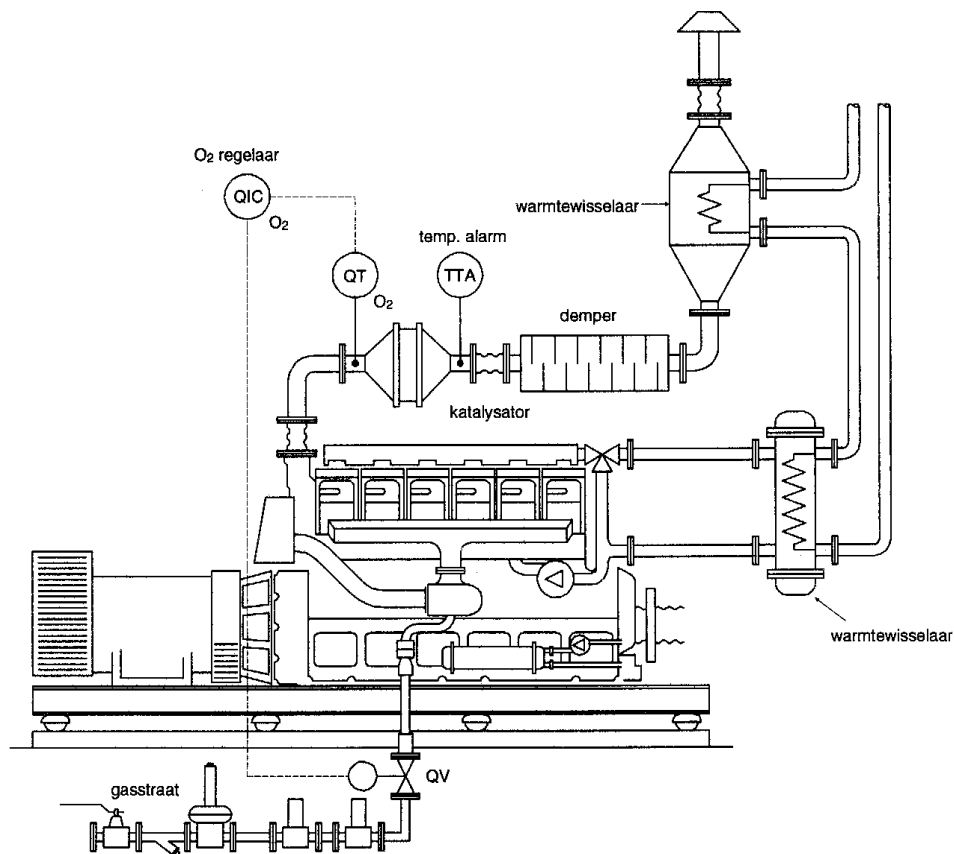
Afbeelding 6. Gasmotor met warmtelevering aan stadsverwarming.

Het koelwater wordt door een warmtewisselaar (WW) geleid waar het warmte afgeeft aan het "stadsnet" water. Het water wordt vervolgens weer naar een distributiecentrum gepompt. De noodkoeler is opgenomen voor gevallen waar de stadsverwarming buiten dienst is.

Warmwaterketel

Een uitgebreidere versie van dit systeem is weergegeven op afbeelding 7.

Hier is boven op de gasmotor, in de afgassenleiding, een "warmwaterketel" opgenomen. De rookgassen verwarmen het water dat op zijn beurt weer naar het distributienet ten behoeve van de stadsverwarming wordt gepompt. De onderste warmtewisselaar dient om de warmte van het koelwater af te voeren naar het stadsnet, dit op dezelfde manier als in afbeelding 6.



Afbeelding 7. Gasmotor in combinatie met warmwater ketel.

13 Chemicaliën en Restproducten

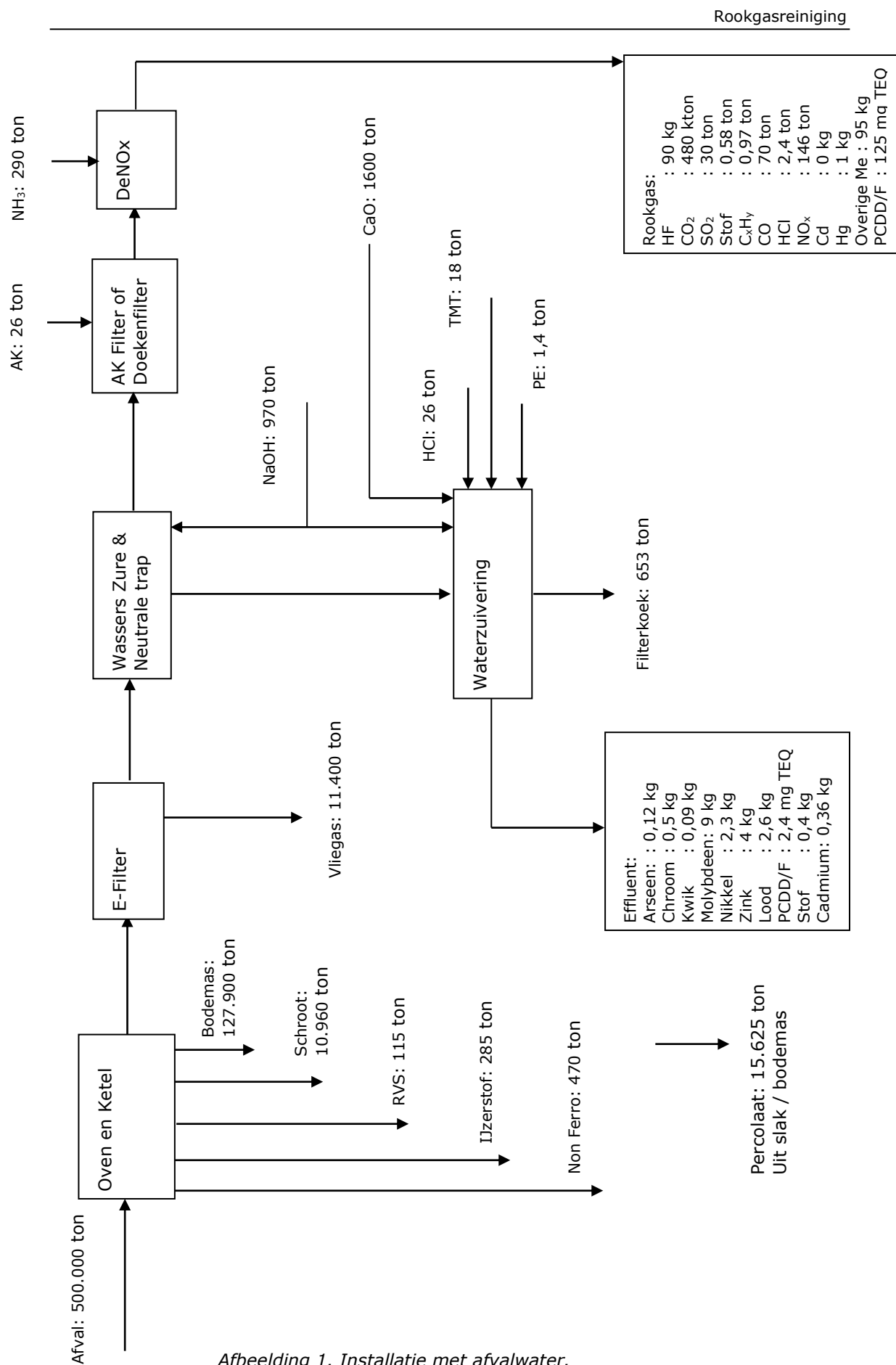
Tot slot is nog een overzicht weergegeven van twee afvalverbrandingsinstallaties. De installatie op afbeelding 1 loost afvalwater, de installatie op afbeelding 2 heeft een sproeidroger en dus een afvalwaterloos systeem.

Duidelijk te zien is het verschil in chemicaliën en restproducten tussen de twee installaties.

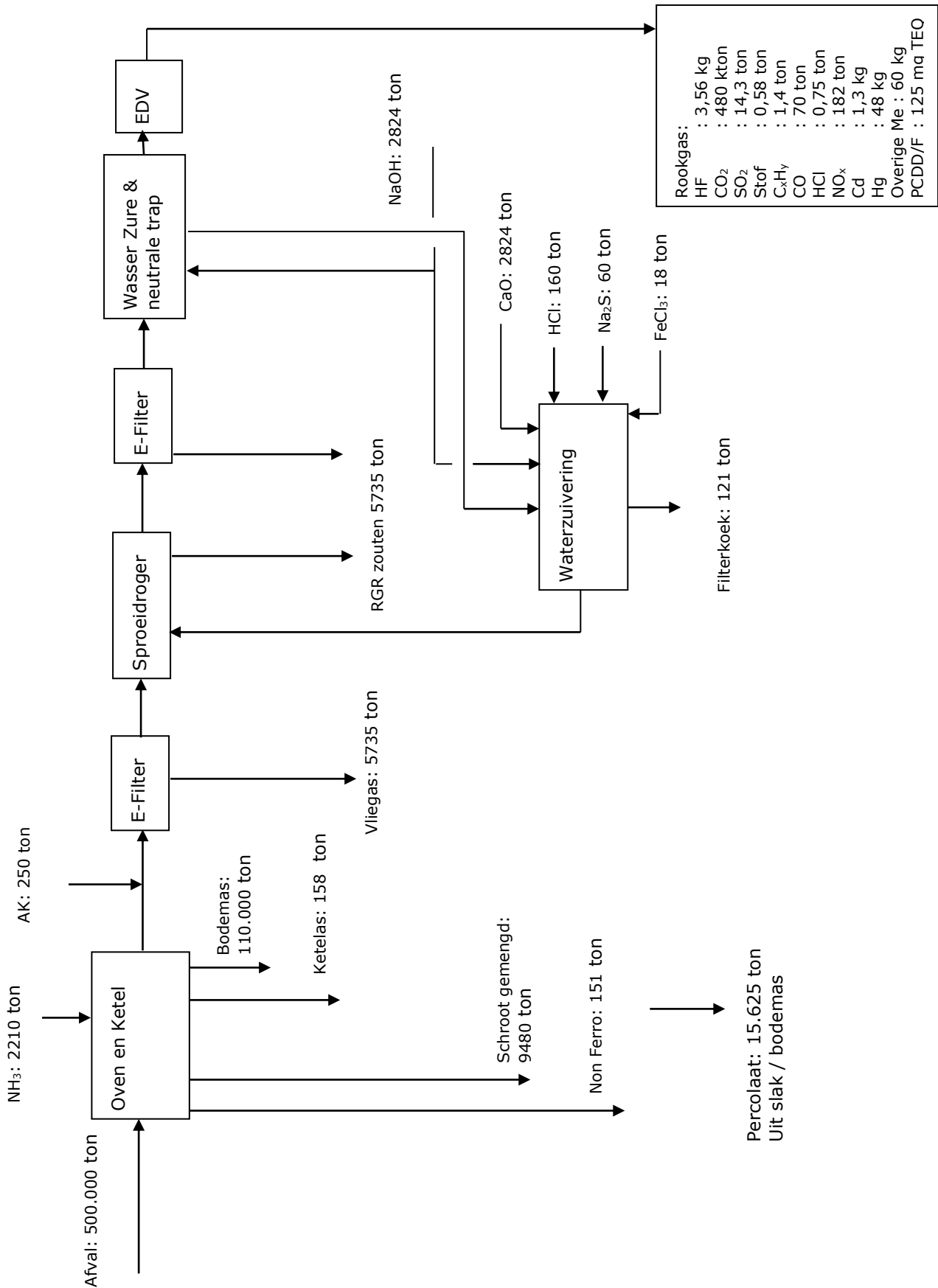
Het uitgangspunt voor beide installaties bedraagt 500.000 ton afval op jaarbasis dat aan de ketel wordt toegevoerd.

De rest van de waarden spreekt voor zich.

Bij het ene systeem wordt TMT gebruikt om het kwik en andere zware metalen te binden, terwijl bij het andere systeem Na_2S toegepast wordt. De overweging om dit te doen is een combinatie van prijs en de soort metalen die afgevangen moeten worden, dus niet inherent aan het systeem.



Afbeelding 1. Installatie met afvalwater.



Afbeelding 2. Installatie zonder afvalwater.

14 Formuleblad

	Naam
HBr	Waterstofbromide
HI	Waterstofjodide
HCl	Waterstofchloride, Zoutzuur
HF	Waterstoffluoride
H ₂ S	Waterstofsulfide

Formule Oxide	Naam van het Oxide	Formule Zuur	Naam van het Zuur	Formule Zuurrest	Naam van het Zuurrest	Voorbeeld van een verbinding met het zuurrest	Naam van deze verbindingen
SO ₂	Zwavedioxide	H ₂ SO ₃	Zwaveligzuur	SO ₃ ⁻²	Sulfiet	Na ₂ SO ₃	Natriumsulfiet
SO ₃	Zwaveltrioxide	H ₂ SO ₄	Zwavelzuur	SO ₄ ⁻²	Sulfaat	Na ₂ SO ₄	Natriumsulfaat
N ₂ O ₃	Stikstoftrioxide	HNO ₂	Salpeterigzuur	NO ₂ ⁻¹	Nitriet	NaNO ₂	Natriumnitriet
N ₂ O ₅	Stikstofpentoxide	HNO ₃	Salpeterzuur	NO ₃ ⁻¹	Nitraat	NaNO ₃	Natriumnitraat
P ₂ O ₃	Fosfortrioxide	H ₃ PO ₃	Fosforigzuur	PO ₃ ⁻³	Fosfiet	Na ₃ PO ₃	Natriumfosfiet
P ₂ O ₅	Fosforpentoxide	H ₃ PO ₄	Fosforzuur	PO ₄ ⁻³	Fosfaat	Na ₃ PO ₄	Natriumfosfaat
CO ₂	Kooldioxide	H ₂ CO ₃	Koolzuur	CO ₃ ⁻²	Carbonaat	Na ₂ CO ₃	Natriumcarbonaat

Metaal	Waardigheid Valentie	Formule Hydroxide Base	Naam
Na	1	NaOH	Natriumhydroxide
K	1	KOH	Kaliumhydroxide
Ca	2	Ca(OH) ₂	Calciumhydroxide
Al	3	Al(OH) ₃	Aluminiumhydroxide
Fe	2	Fe(OH) ₂	IJzer(II)hydroxide
Fe	3	Fe(OH) ₃	IJzer(III)hydroxide

$$\dot{m}_{\text{suppletie}} = \dot{m}_{\text{verdamping}} \cdot \left(\frac{\text{Indikking}}{\text{Indikking}-1} \right)$$

$$N = K_{vl} \cdot A \cdot (C_{vl}^* - C_{vl})$$

$$p_x = \frac{\text{Vol \% } X}{100} \cdot p_{\text{gas}}$$

$$\dot{V}_w = \dot{V}_0 \cdot \frac{273 + t_w}{273} \cdot \frac{p_0}{p_w}$$

$$\frac{p_0 \cdot V_0}{T_0} = \frac{p_1 \cdot V_1}{T_1}$$

$$1 \text{ vol\%} = 10.000 \text{ ppm}$$

$$\dot{m} \cdot v = A \cdot v$$

of :

$$\dot{m} \cdot v = A \cdot c$$

15 Verklarende woordenlijst

ABI, ARA, ABA	: Afvalwater Behandelings Installatie
ACR	: Air Cloth Ratio, Doekbelasting
Adiabaat	: Een proces waarbij geen warmte met de omgeving wordt gewisseld
AEC	: Afval Verbrandings Installatie
EDV	: Elektro Dynamische Venturi
E-Filter	: Elektrostatisch Filter
Gefluïdiseerd	: Stof dat zich samen met lucht als een vloeistof gaat gedragen
Isobaar	: Lijn van constante druk
m ³ of Nm ³	: Normaal kubieke meter
GRENS	: Maximaal Aanvaarde Concentratie
mg	: Millig
Micro (μ)	: 10 ⁻⁶
Milli	: 10 ⁻³
MWth	: MegaWatt thermisch
Nano (n)	: 10 ⁻⁹
NO _x	: NO en NO ₂
PAK	: Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
PCB	: Poly Chloor Bifenyyl
PCDD	: Poly Chloor Di benzo para Dioxine (Dioxinen)
PCDF	: Poly Chloor Di benzo Furaan
pH	: Zuurtegraad
PIC	: Producten van Onvolledige Verbranding
Pico (p)	: 10 ⁻¹²
RGR	: Rookgasreiniging
RV'95	: Richtlijn Verbranden 1995
SO _x	: SO ₂ en SO ₃
TEF	: Toxiciteit Equivalentie Factor
TEQ	: Toxiciteit Equivalentie Hoeveelheid
WHO	: Wereld Gezondheid Organisatie
WZI	: Water Zuiverings Installatie