



DeNO_x-installaties in de industrie

Studie uitgevoerd in opdracht van: Departement Omgeving

Maart 2026



Vision on technology
for a better world

vito.be

DeNO_x-installaties in de industrie

VITO

Boeretang 200

2400 MOL

Belgium

BTW No: BE0244.195.916

vito@vito.be – www.vito.be

IBAN BE34 3751 1173 5490 BBRUBEBB

Siebe Janssens

Onderzoeker BBT-kenniscentrum

Tel. +32 14 33 56 78

siebe.janssens@vito.be



Vision on technology
for a better world

vito.be

SAMENVATTING

Deze studie werd opgezet om een onderbouwd en praktijkgericht overzicht te bieden van de beschikbare technieken voor de reductie van stikstofoxiden (NO_x) in industriële installaties in Vlaanderen. De aanleiding ligt in de toenemende druk vanuit het stikstofbeleid en de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS), waarbij de vergunningsverlening voor installaties met NO_x - en NH_3 -emissies sterk afhankelijk is van de aantoonbare technische haalbaarheid van emissiereductie. In het bijzonder bestaat er nood aan een beter inzicht in de prestaties, beperkingen en toepasbaarheid van De NO_x -technieken onder reële bedrijfsomstandigheden, zeker voor installaties met variabele belasting of beperkte schaal.

De studie beschrijft en vergelijkt de belangrijkste De NO_x -technieken, waaronder SCR, SNCR en hybride systemen, aangevuld met alternatieve technieken zoals natte gaswassing, DeSONO $_x$ en andere opkomende oplossingen. Voor elke techniek worden het werkingsprincipe, de vereiste procescondities, typische verwijderingsrendementen en operationele aandachtspunten behandeld, met specifieke aandacht voor aspecten zoals ammoniakslip, nevenreacties en gevoeligheid voor rookgassamenstelling.

Daarnaast wordt de toepasbaarheid van deze technieken geëvalueerd in functie van parameters zoals installatievermogen, brandstoftype en bedrijfsregime. Hierbij wordt ook rekening gehouden met praktische randvoorwaarden zoals procesvariabiliteit, temperatuurvensters en integratie in bestaande installaties. De studie bevat verder een economische analyse op basis van scenario-aannames, waarin investeringskosten, operationele kosten en eenheidsreductiekosten worden berekend en vergeleken.

Op die manier bundelt de studie de relevante technische en economische informatie die nodig is om de inzet van NO_x -reductietechnieken in industriële toepassingen te onderbouwen, met aandacht voor de context van vergunningverlening en beleidsmatige evaluaties.

INHOUDSTAFEL

| | |
|---|-----|
| Samenvatting..... | I |
| Inhoudstafel | II |
| Lijst van figuren..... | IV |
| Lijst van tabellen | V |
| 1 Inleiding..... | 1 |
| 2 NO _x -Emissies: een overzicht | 2 |
| 2.1 Wat zijn NO _x ? | 2 |
| 2.2 Bronnen van NO _x -emissies | 3 |
| 2.3 Bronnen van NO _x -emissies binnen de industrie | 6 |
| 3 NO _x -beperkende maatregelen | 7 |
| 3.1 Primaire maatregelen..... | 7 |
| 3.1.1 Lage NO _x -branders | 7 |
| 3.1.2 Ultra-lage NO _x -branders..... | 9 |
| 3.1.3 Alternatieve technieken/branders..... | 9 |
| 3.2 Secundaire maatregelen..... | 10 |
| 3.2.1 Selectieve katalytische reductie (SCR) | 10 |
| 3.2.2 Selectieve niet-katalytische reductie (SNCR)..... | 40 |
| 3.2.3 SCR/SNCR hybride | 60 |
| 3.2.4 DeSONOx..... | 64 |
| 3.2.5 Natte gaswassing (absorptie)..... | 65 |
| 3.2.6 Adsorptie - reductie..... | 69 |
| 3.2.7 Niet-thermische plasma's (NTP) | 72 |
| 3.2.8 Ammoniakslip katalysator | 75 |
| 3.2.9 Ozoninjectie | 78 |
| 3.2.10 Andere technieken..... | 81 |
| 4 Beoordelingen DeNO _x -installaties | 85 |
| 4.1 Industriële ketels..... | 86 |
| 4.2 Energiecentrales..... | 88 |
| 4.3 WKK-installaties..... | 90 |
| 4.4 Afvalverbrandingsinstallaties..... | 92 |
| 4.5 Cement- en kalkovens | 94 |
| 4.6 Glas- en keramiekoovens | 96 |
| 4.7 Naverbranders | 98 |
| Literatuurlijst | 100 |

| | |
|---|-----|
| Bijlagen | 103 |
| Bijlage 1 – Medewerkers van de studie | 103 |

LIJST VAN FIGUREN

| | |
|---|----|
| Figuur 1 - Evolutie van de NO _x -uitstoot in Vlaanderen sinds 2005 | 5 |
| Figuur 2 - Verband tussen katalysatoractiviteit en ammoniakslip over tijd | 23 |
| Figuur 3 - Verschillende injectiezones en -punten in een SNCR | 42 |
| Figuur 4 - LoTOx [®] -toepassing | 78 |

LIJST VAN TABELLEN

| | |
|---|----|
| Tabel 1 – Overzicht van de belangrijkste stikstofoxiden en hun eigenschappen..... | 2 |
| Tabel 2 - Belangrijkste industriële subsectoren met NO _x -emissies in Vlaanderen (VMM/PRTR 2023) | 6 |
| Tabel 3 - Vergelijking van reagentia voor SCR-installaties (veiligheid, kost en toepassing). 15 | |
| Tabel 4 - Overzicht van veelgebruikte SCR-katalysatoren en hun eigenschappen..... | 17 |
| Tabel 5 - Structuurtypes van SCR-katalysatoren en hun toepassingsgebied | 18 |
| Tabel 6 - Relatie tussen NH ₃ /NO _x -verhouding, NO _x -verwijdering en ammoniakslip..... | 22 |
| Tabel 7 - Toepasbaarheid van SCR per type verbrandingsinstallatie | 29 |
| Tabel 8 - Overzicht van scenario-aannames voor SCR-berekeningen | 33 |
| Tabel 9 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discontovoet 3 % en afschrijvingstermijn 10 jaar | 35 |
| Tabel 10 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discontovoet 6 % en afschrijvingstermijn 10 jaar | 36 |
| Tabel 11 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discontovoet 3 % en afschrijvingstermijn 15 jaar | 37 |
| Tabel 12 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discontovoet 6 % en afschrijvingstermijn 15 jaar | 38 |
| Tabel 13 - Relatie tussen NH ₃ /NO _x -molverhouding, NO _x -verwijdering en ammoniakslip bij SNCR | 46 |
| Tabel 14 - Toepasbaarheid van SNCR per type verbrandingsinstallatie..... | 49 |
| Tabel 15 - Overzicht van scenario-aannames voor SNCR-berekeningen..... | 53 |
| Tabel 16 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 3 % en afschrijvingstermijn 10 jaar | 55 |
| Tabel 17 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 6 % en afschrijvingstermijn 10 jaar | 56 |
| Tabel 18 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 3 % en afschrijvingstermijn 15 jaar | 57 |
| Tabel 19 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 6 % en afschrijvingstermijn 15 jaar | 58 |
| Tabel 20 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO _x -technieken voor industriële installaties in functie van vermogen en brandstoftype | 86 |
| Tabel 21 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO _x -technieken voor energiecentrales in functie van vermogen en brandstoftype..... | 88 |
| Tabel 22 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO _x -technieken voor WKK-installaties in functie van vermogen en brandstoftype..... | 90 |
| Tabel 23 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO _x -technieken voor afvalverbrandingsinstallaties in functie van vermogen en brandstoftype..... | 92 |
| Tabel 24 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO _x -technieken voor cement- en kalkovens in functie van vermogen en brandstoftype | 94 |
| Tabel 25 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO _x -technieken voor glas- en keramiekovens in functie van vermogen en brandstoftype | 96 |
| Tabel 26 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO _x -technieken voor naverbranders in functie van vermogen en brandstoftype | 98 |

1 INLEIDING

De reductie van de uitstoot van stikstofoxiden (NO_x) vormt een van de grote uitdagingen voor het Vlaamse luchtkwaliteitsbeleid. Hoewel transport de belangrijkste bron van NO_x -emissies blijft, leveren ook industrie, landbouw en gebouwenverwarming een significante bijdrage via verbrandingsprocessen en chemische reacties. De gevolgen zijn verstrekkend: NO_x draagt bij aan de vorming van ozon en fijnstof, veroorzaakt ademhalingsproblemen, hart- en vaatziekten en voortijdige sterfte, en heeft bovendien een verzurende en vermistende impact op ecosystemen, wat leidt tot biodiversiteitsverlies en aantasting van natuurlijke habitats.

In dit rapport ligt de focus echter op de Vlaamse industrie. De industrie staat hierbij voor een complex geheel van verplichtingen en beleidskaders die elkaar aanvullen en versterken. De VLAREM-regelgeving omvat naast emissiegrenswaarden ook de verplichting om volgens de Beste Beschikbare Technieken (BBT) te werken. Een relevante lokale impact op de luchtkwaliteit kan leiden tot aanvullende voorwaarden in de omgevingsvergunning.

Daarnaast is er het Vlaamse Luchtbeleidsplan 2030, dat maatregelen bevat om de doelstellingen van zowel de Europese NEC-richtlijn als de Europese luchtkwaliteitsrichtlijn te realiseren en op lange termijn streeft naar de WGO-advieswaarden voor luchtkwaliteit. Naast deze NEC-doelstelling vormt in Vlaanderen het PAS-decreet (Programmatische Aanpak Stikstof) een tweede cruciaal beleidskader. Het PAS legt voor de industrie een specifieke NO_x -taakstelling vast die ervoor moet zorgen dat de stikstofdepositie op kwetsbare natuurgebieden verder afneemt.

De recent herziene Europese luchtkwaliteitsrichtlijn verstrengt bovendien de grenswaarden voor stikstofdioxide (NO_2): zo wordt de jaargemiddelde grenswaarde tegen 2030 gehalveerd van 40 naar 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, en ook de dag- en uurwaarden worden aangescherpt. Dit zal de druk vergroten op bedrijven om hun emissies verder te reduceren.

Deze studie onderzoekt daarom in de eerste plaats de technische en economische mogelijkheden voor de industrie om aan deze taakstelling te voldoen. Meer specifiek wordt gekeken naar het reductiepotentieel, de randvoorwaarden (zoals het voorkomen van ammoniakslip bij bepaalde technieken) en de kosteneffectiviteit van verschillende De NO_x -technieken. In dit kader vormt de balans tussen beperking van NO_x -emissies en het vermijden van ammoniakslip een bijzonder aandachtspunt. Niet alleen de totale uitstoot van reactief stikstof (de som van NO_x en NH_3) is hierbij belangrijk, maar ook de lokale impact op stikstofgevoelige natuurgebieden, die wordt berekend aan de hand van de impactscore.

De optimale balans (de laagst mogelijke impact) verschilt in veel gevallen op lokaal niveau van een loutere minimalisatie van de totale uitstoot. Dit komt doordat de lokale impact van ammoniak per mol reactief stikstof doorgaans veel groter is dan die van NO_x . De impact van eenzelfde hoeveelheid stikstof verschilt afhankelijk van de chemische verbinding. Zo bedraagt de molaire massa van NH_3 17 g/mol, van NO 30 g/mol en van NO_2 46 g/mol. Dit betekent dat bij eenzelfde massa NH_3 meer mol stikstof aanwezig is, wat de hogere impact van ammoniakemissies mede verklaart. De focus van deze studie ligt op de totale uitstoot (en dus de totale impact), met de kanttekening dat het lokale optimum kan afwijken.

2 NO_x-EMISSIES: EEN OVERZICHT

2.1 Wat zijn NO_x?

Stikstofoxiden (NO_x) zijn binaire verbindingen van stikstof en zuurstof. Ze vormen een belangrijke groep van chemicaliën en zijn opgebouwd uit anorganische verbindingen met elk hun eigenschappen en specifieke bijdrages aan de luchtvervuiling. Hieronder staan enkele van de voornaamste stikstofoxiden:

Tabel 1 – Overzicht van de belangrijkste stikstofoxiden en hun eigenschappen

| Verbinding | Naam | Eigenschappen |
|--|---|--|
| NO ₂ N ₂ O ₄ | Stikstofdioxide Distikstoftetraoxide | Roodbruin gas, zeer wateroplosbaar, ontbindt in water |
| NO N ₂ O ₂ | Stikstofmonoxide Distikstofdioxide | Kleurloos gas, licht wateroplosbaar |
| N ₂ O | Distikstofoxide of lachgas | Kleurloos gas, wateroplosbaar |
| N ₂ O ₅ | Distikstofpentaoxide | Witte vaste stof, zeer wateroplosbaar, ontbindt in water |
| N ₂ O ₃ | Distikstoftrioxide | Zwarte vaste stof, wateroplosbaar, ontbindt in water |

- **Stikstofmonoxide (NO)** is een kleurloos gas dat deels (minder dan 10 % van het aandeel) vrijkomt uit de bodem of tijdens branden en onweer, maar voornamelijk ontstaat uit antropogene bronnen, zoals (onvolledige) verbrandingsprocessen. NO oxideert in de atmosfeer relatief snel tot stikstofdioxide (NO₂). In hoge concentraties kan stikstofmonoxide tot verstikking leiden, vermits het een sterke binding aangaat met hemoglobine in ons bloed. Doordat het slechts licht oplosbaar is in water, zijn er verder weinig tot geen directe effecten op de bovenste luchtwegen.
- **Stikstofdioxide (NO₂)** is een roodbruin gas dat onder vrijwel alle omstandigheden in evenwicht staat met het kleurloze dimeer distikstoftetraoxide (N₂O₄). Het wordt gevormd wanneer stikstofmonoxide en andere stikstofoxiden in de atmosfeer reageren met andere chemicaliën. De voornaamste bron die leidt tot de vorming van NO₂, zijn verbrandingsprocessen van vnl. fossiele brandstoffen (bv. in auto's). NO₂ is zeer goed oplosbaar in water en vormt daarmee salpeterzuur (HNO₃), dat een oorzaak is van zure regen en zorgt voor bijkomende gezondheidsrisico's. Daarnaast kan NO₂ (door fotolyse) de vorming van O₃ uit O₂ initiëren, waardoor we kunnen stellen dat de huidige ozonconcentratie o.a. een product is van NO₂-vervuiling. Een ander gevolg is stikstofdepositie, waarbij NO₂ (en gegenereerd HNO₃) uit de lucht neerslaat op bodems en vegetatie. Dit proces draagt bij aan de vermisting van natuurlijke ecosystemen, waarbij een overmaat aan reactieve stikstof het natuurlijk evenwicht van voedselarme habitats verstoort. NO₂ levert daarmee niet alleen een bijdrage aan luchtverontreiniging en gezondheidsproblemen, maar vormt ook een directe ecologische bedreiging voor stikstofgevoelige natuur.

Soms worden ook andere, minder vaak voorkomende stikstofverbindingen meegerekend tot de bredere familie van stikstofoxiden, zoals:

- Lachgas (N₂O) is een lichtreactief gas en narcosemiddel, dat voornamelijk wordt gevormd door biogene of natuurlijke bronnen, zoals planten en schimmels, en in mindere mate antropogene of menselijke bronnen. Net zoals CO₂ is lachgas een broeikasgas met hoge halfwaardetijd (100-150 jaar), waardoor het sterk bijdraagt aan de opwarming van de aarde. Daarnaast is lachgas een ozonafbrekende stof die reageert met ozon (O₃) in zowel de troposfeer als de stratosfeer.
- Distikstoftrioxide (N₂O₃) komt – net als distikstoftetraoxide (N₂O₄) - voor in zeer kleine concentraties in vnl. rookgassen, waardoor diens aanwezigheid en de effecten ervan vaak verwaarloosd worden.
- Distikstof pentaoxide (N₂O₅) is de hoogst geoxideerde vorm van stikstofoxiden en wordt meestal gevormd in zeer kleine concentraties, uitgezonderd enkele specifieke processen zoals de productie van salpeterzuur. Het is uiterst reactief en zal ook salpeterzuur vormen in water.

Aangezien NO snel omgezet wordt in NO₂, en gezien de lage reactiviteit van N₂O, wordt NO₂ door sommigen gezien als een indicatie voor stikstofoxiden in zijn totaliteit.

2.2 Bronnen van NO_x-emissies

Globaal

Globaal gezien zijn de belangrijkste antropogene bronnen van NO_x het transport, de energieproductie, industriële processen en huishoudelijke verwarming. Binnen het transport is vooral het wegverkeer verantwoordelijk voor een groot aandeel, met dieselvoertuigen als dominante uitstoters. In stedelijke gebieden kunnen voertuigemissies goed zijn voor meer dan de helft van de plaatselijke NO_x-concentraties. Ook de luchtvaart en de internationale scheepvaart dragen aanzienlijk bij, vooral in de nabijheid van luchthavens en havens.

Hoewel de landbouwsector voornamelijk geassocieerd wordt met ammoniakemissies, kan ook NO_x ontstaan bij verbranding (bv. landbouwfval of energie-installaties op bedrijven). Deze bijdrage is globaal gezien beperkter en valt buiten de primaire focus van deze studie, die zich richt op industriële emissies.

In de energiesector zijn thermische elektriciteitscentrales die draaien op steenkool, olie of aardgas belangrijke bronnen van NO_x. Deze centrales lozen hun rookgassen doorgaans via hoge schoorstenen, wat zorgt voor emissies op grotere hoogte die zich over grotere gebieden kunnen verspreiden. De industrie stoot NO_x uit via ovens, fornuizen en andere verbrandingsinstallaties, maar ook via chemische reacties in sectoren zoals de cement- en staalproductie. In huishoudens, vooral in ontwikkelingslanden, zorgen kook- en verwarmingssystemen op hout, kolen of andere fossiele brandstoffen voor lokale NO_x-emissies. In veel landen waar moderne verwarmingstechnieken ontbreken of waar open verbranding nog gangbaar is, draagt dit sterk bij aan luchtvervuiling op leefniveau.

Daarnaast speelt ook de landbouw een rol. Hoewel de sector eerder bekend staat als grote bron van ammoniak, kan het gebruik van kunstmest en de verbranding van landbouwfval leiden tot NO_x-vorming. Hoewel deze bijdrage globaal gezien beperkter is, is ze in bepaalde

regio's toch relevant, zeker wanneer verbranding op grote schaal gebeurt. Bovendien beschikken sommige landbouwbedrijven over eigen energievoorziening, zoals biogas- of biomassaketels en kleine warmtekrachtinstallaties, die bij hoge-temperatuurverbranding eveneens thermische NO_x uitstoten. In regio's met veel van zulke installaties kan dit lokaal een merkbare extra bron van NO_x vormen.

Naast deze menselijke bronnen zijn er ook natuurlijke emissies van NO_x, al zijn die op wereldschaal van relatief kleiner belang. Een bekende natuurlijke bron is bliksem. Tijdens een bliksemontlading ontstaan temperaturen van duizenden graden Celsius, waarbij stikstof en zuurstof uit de lucht kunnen reageren tot NO. Deze emissies vinden plaats op grote hoogte en zijn verspreid over tropische en gematigde gebieden. Een andere natuurlijke bron zijn microbiële processen in de bodem, zoals nitrificatie en denitrificatie. Hierbij produceren bacteriën in de grond stikstofverbindingen die onder bepaalde omstandigheden kunnen vrijkomen als NO. Deze emissies komen vooral voor in tropische regenwouden, graslanden en bemeste landbouwgronden. Ook vulkaanuitbarstingen en natuurbranden kunnen tijdelijke, maar intense uitstoten van NO_x veroorzaken door verbranding van stikstofhoudend organisch materiaal.

Volgens wereldwijde ramingen van het IPCC en de emissiedatabank EDGAR bedraagt de antropogene uitstoot van NO_x ongeveer 95 miljoen ton stikstof per jaar, terwijl natuurlijke bronnen daar nog eens 20 tot 25 miljoen ton per jaar aan toevoegen. Transport en energieproductie zijn samen goed voor 60 tot 70 procent van de door de mens veroorzaakte uitstoot. De geografische verdeling van de emissies is ongelijk: verstedelijkte en geïndustrialiseerde regio's zoals Europa, Noord-Amerika, China en India hebben de hoogste concentraties, terwijl oceaangebieden en dunbevolkte zones enkel blootstaan aan achtergrondniveaus afkomstig van natuurlijke bronnen.

Samenvattend vormen verbranding in motoren, stookinstallaties en industriële installaties de kern van de wereldwijde NO_x-emissieproblematiek. Ze worden aangevuld door natuurlijke processen die weliswaar minder invloedrijk zijn, maar toch bijdragen aan het totale mondiale stikstofbudget. Gezien de rol van NO_x in de vorming van troposferisch ozon, fijn stof en zure en vermestende depositie, en het feit dat NO₂ op zich een toxisch gas is, zijn deze emissies wereldwijd onderwerp van beleid, monitoring en internationale reductiedoelstellingen.

Vlaanderen

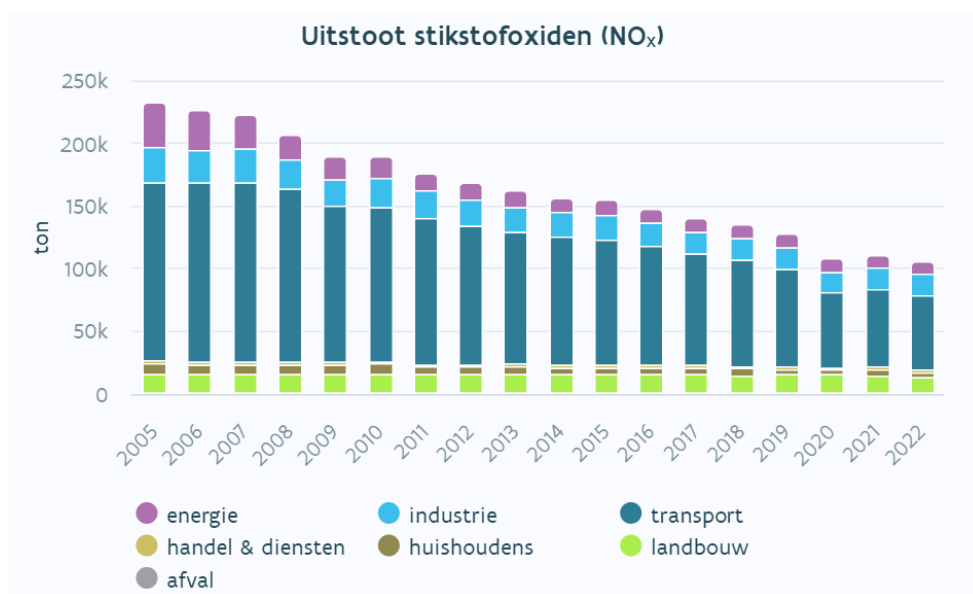
In Vlaanderen worden de emissies van NO_x nauw opgevolgd door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Volgens hun gegevens uit 2022 is de grootste bron van NO_x-uitstoot in Vlaanderen de transportsector. Deze sector is verantwoordelijk voor 56 procent van de totale NO_x-emissies. Binnen het transport is het wegverkeer de belangrijkste oorzaak, met ongeveer de helft van de transportemissies. Daarnaast levert ook de internationale zeescheepvaart een belangrijke bijdrage, goed voor ongeveer een kwart van de transportgerelateerde NO_x-uitstoot.

De industrie neemt de tweede plaats in wat betreft NO_x-emissies. In 2022 was deze sector – inclusief energie – goed voor ca. 30 procent van de totale uitstoot. Binnen de industrie is de chemische sector een van de voornaamste bronnen van stikstofoxiden. De emissies ontstaan er vooral door verbrandingsprocessen en chemische reacties tijdens productieactiviteiten. De energiesector heeft in de afgelopen jaren haar NO_x-uitstoot fors doen dalen, voornamelijk door de overstap van steenkool en stookolie naar aardgas, en door efficiëntere technologieën in

elektriciteitscentrales. Hierdoor is haar aandeel in de totale emissie aanzienlijk kleiner geworden dan vroeger. Huishoudens dragen ook bij aan de NO_x-uitstoot, zij het in mindere mate. De uitstoot komt er voornamelijk voort uit verwarmingsinstallaties die op fossiele brandstoffen draaien, zoals stookolie en aardgas.

Ook de landbouw levert een niet te verwaarlozen bijdrage. Naast de gekende ammoniakemissies komt NO_x vrij bij de verbranding van landbouwafval en in eigen energievoorzieningen zoals biogasinstallaties, biomassaketels en kleine warmtekrachtinstallaties (WKK). Deze bronnen zijn niet alleen relevant voor de totale Vlaamse emissiebalans, maar spelen ook een belangrijke rol bij de beoordeling en verlening van omgevingsvergunningen in landbouwgebieden.

Sinds 2005 is de totale NO_x-uitstoot in Vlaanderen met 54 procent gedaald (zie onderstaande figuur). Deze daling is te danken aan verschillende factoren. Ten eerste zijn er grote verbeteringen in het wagenpark: voertuigen stoten vandaag gemiddeld minder NO_x uit dan vroeger, dankzij strengere Europese emissienormen en een toenemende verschuiving van diesel- naar benzinevoertuigen. Ten tweede heeft de energiesector, zoals vermeld, de overstap naar schonere brandstoffen gemaakt. Ten derde heeft ook de industrie ingezet op rookgaszuivering en andere emissiebeperkende maatregelen.



Figuur 1 - Evolutie van de NO_x-uitstoot in Vlaanderen sinds 2005 (VMM)

Vlaanderen streeft, o.a. via het stikstofdecreet, naar een verdere reductie van de NO_x-emissies met 45 procent tegen 2030 in vergelijking met het niveau van 2015. In 2022 was reeds een daling van 31 procent bereikt, wat aangeeft dat het vooropgestelde doel binnen bereik ligt mits verdere inspanningen. In de transportsector worden maatregelen genomen zoals het stimuleren van een *modal shift*, het verminderen van wegkilometers en het vergroenen van het wagenpark. In de industrie worden de vergunningsvoorwaarden aangescherpt en wordt rookgaszuivering verplicht. Ook worden stookinstallaties voorzien van katalysatoren om de uitstoot van stikstofoxiden te beperken.

Meer informatie over de concrete emissiegegevens en beleidsmaatregelen is beschikbaar via de website van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).

2.3 Bronnen van NO_x-emissies binnen de industrie

Industriële bronnen leveren ook vandaag nog een belangrijke bijdrage aan de Vlaamse NO_x-uitstoot. Binnen deze categorie domineren verbrandingsemissies: het grootste deel ontstaat in stookinstallaties, turbines en industriële ovens. Procesemissies, bijvoorbeeld in de chemische sector of bij metaalproductie, zijn kleiner maar blijven relevant voor specifieke subsectoren.

Sinds 2005 is de industriële NO_x-uitstoot aanzienlijk gedaald door strengere emissiegrenswaarden (o.a. in titel II van het VLAREM II, hoofdstuk 5.43) en de toenemende toepassing van rookgasreinigingstechnieken zoals Selectieve Katalytische Reductie (SCR) en Selectieve Niet-Katalytische Reductie (SNCR). Ondanks deze vooruitgang blijft verdere reductie nodig, onder meer omdat verschillende processen intrinsiek hoge NO_x-vorming kennen (bv. hoge-temperatuurverbranding) en omdat een deel van de installaties nog niet met nabehandeling is uitgerust.

Hoewel industriële emissies meestal op grotere hoogte worden uitgestoten dan verkeeremissies, kunnen ze lokaal toch merkbare effecten hebben. Dit geldt vooral voor haven- en industriegebieden zoals Antwerpen, Gent en Zeebrugge, waar meerdere grote puntbronnen geconcentreerd zijn. De daaruit voortkomende NO₂-concentraties en gevormde stikstofverbindingen (bv. salpeterzuur) dragen bij aan verzuring en vermessing van nabijgelegen natuurgebieden.

Om te verduidelijken welke processen vandaag de grootste bijdrage leveren, geeft onderstaande tabel een overzicht van de voornaamste industriële subsectoren met NO_x-emissies in Vlaanderen:

Tabel 2 - Belangrijkste industriële subsectoren met NO_x-emissies in Vlaanderen (VMM/PRTR 2023)

| Hoofdsector | Subsectoren |
|----------------|---|
| Energie | Centrale energieproductie, WKK, biomassacentrales |
| Metaal | IJzer en staal, non-ferro, gieterijen |
| Chemie | Petrochemie, basischemicaliën, kunstmest |
| Bouwmaterialen | Cement, kalk, asfalt, keramiek |
| Afval | Afvalverbranding, slibverwerking |
| Papier & hout | Pulp, papier, kartonproductie |
| Voeding | Stoom, drooginstallaties, ovens |
| Raffinage | Olieverwerking, fakkelsystemen |

Deze indeling toont welke processen het grootste aandeel hebben in de industriële NO_x-uitstoot en vormt een belangrijke basis voor het beoordelen van reductietechnieken in de volgende hoofdstukken. Vooral in energie-intensieve sectoren en bij oudere of minder efficiënte installaties ligt nog een aanzienlijk technisch reductiepotentieel. Door inzicht te krijgen in deze bronstructuur kan per subsector gericht worden bepaald welke maatregelen technisch haalbaar en kosteneffectief zijn.

3 NO_x-BEPERKENDE MAATREGELEN

De vorming van stikstofoxiden (NO_x) bij industriële verbrandingsprocessen wordt bepaald door drie kernfactoren: de vlamtemperatuur, de lokale zuurstofconcentraties en de aanwezigheid van stikstofhoudende verbindingen in brandstof, grondstoffen of reststromen. Door deze procesparameters te beïnvloeden kunnen emissies al aan de bron worden beperkt. Waar primaire maatregelen niet volstaan of procesmatig beperkt zijn, worden secundaire technieken ingezet om de resterende NO_x uit het rookgas te verwijderen.

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste NO_x-reducerende maatregelen besproken, met nadruk op hun werking, toepassingsgebied, technische randvoorwaarden en beperkingen.

3.1 Primaire maatregelen

Primaire maatregelen grijpen rechtstreeks in op de verbrandingsdynamiek en beperken de vorming van NO_x al bij de bron. De vorming van thermal-NO_x wordt vooral gestuurd door temperatuur en zuurstofactiviteit in de hete kern van de vlam, terwijl fuel-NO_x ontstaat door oxidatie van stikstofhoudende verbindingen in brandstoffen of reststromen. Door de vlamtemperatuur te verlagen, de zuurstofverdeling te sturen, mengprocessen te optimaliseren en interne verdunning toe te passen kan de vorming van beide typen NO_x substantieel worden verminderd.

De bespreking van primaire maatregelen blijft hierbij beknopt, aangezien deze niet de kern vormen van deze studie, en beperkt zich tot de meest toegepaste technieken, waarbij waar relevant wordt aangegeven hoe deze binnen moderne lage-NO_x-branders worden gecombineerd.

3.1.1 Lage NO_x-branders

Lage-NO_x-branders (LNB's) vormen de kern van primaire emissiebeheersing in industriële installaties. Ze zijn geen afzonderlijke technologie, maar een geïntegreerde combinatie van verschillende verbrandingsprincipes die gericht zijn op het reduceren van piektemperaturen en het vermijden van zuurstofrijke zones in de vlam. Afhankelijk van het ontwerp wordt het verbrandingsproces beïnvloed door luchtstaging, rookgasrecirculatie, mengtechniek en stromingsregeling.

Hieronder worden de belangrijkste mechanismen besproken die samen de werking van lage-NO_x-branders bepalen.

Getrapte verbranding (staged combustion)

Getrapte verbranding verdeelt de totale verbrandingslucht over meerdere zones om de zuurstofbeschikbaarheid in de heetste delen van de vlam tijdelijk te beperken.

- In de primaire zone wordt een beperkte hoeveelheid lucht toegevoerd. Hierdoor ontstaat een zuurstofarme omgeving met lagere piektemperaturen en geremde NO_x-vorming.
- In de secundaire zone wordt de resterende lucht toegevoegd zodat de verbranding volledig kan geschieden en CO-vorming wordt vermeden.

Getrapte verbranding stabiliseert het vlamfront en kan significante reducties van thermal- en fuel-NO_x realiseren. Varianten zoals *biased burner firing* (BBF), *burners out of service* (BOOS) en *over-fire air* (OFA) worden veel toegepast bij retrofit in bestaande installaties.

Rookgascirculatie

Rookgasrecirculatie verdunt de verbrandingslucht of de vlam met rookgas dat arm is aan zuurstof en rijk aan inert materiaal. Hierdoor dalen zowel de effectieve vlamtemperatuur als de zuurstofactiviteit. Er bestaan twee vormen:

- Externe rookgasrecirculatie: Hierbij wordt 20-30 % van de rookgassen, op een temperatuur van circa 350-400°C, met een externe ventilator afgeleid van de hoofdstroom en na stofverwijdering terug in de ketel gebracht.
- Interne rookgasrecirculatie: De rookgassen worden door de constructie van de branderkop of motor gedwongen om te recirculeren. De gerecirculeerde rookgassen worden gemengd met de verbrandingslucht in de brander of met getrapte verbrandingslucht.

Rookgascirculatie is een van de meest robuuste manieren om thermische NO_x structureel te beperken en wordt standaard geïntegreerd in moderne lage- en ultra-lage-NO_x-branders.

Premix- en mengtechnieken

Optimale menging van lucht en brandstof beïnvloedt de temperatuurverdeling en stabiliteit van de vlam.

- Lean-premix-branders mengen lucht en brandstof homogeen tot een arm mengsel dat een koelere, gelijkmatige verbranding oplevert met lage temperatuurpieken.
- Surface-mix- en radiant-mix-branders mengen de componenten pas op een poreuze drager of op een speciaal oppervlak, waardoor een diffuus, relatief koel vlamfront ontstaat.

Deze technieken kunnen alleen worden toegepast wanneer het systeem is uitgerust met geavanceerde regeling om risico's op CO-vorming, instabiliteit of flashback te vermijden. Ze zijn cruciaal in moderne branders voor gasvormige brandstoffen.

Temperatuurbeheersing in de vlam

Temperatuur is de meest bepalende factor voor thermal-NO_x. Strategieën voor temperatuurbeheersing zijn o.a.:

- volumetrische verbranding via rookgasverdunding (bijv. FGR),
- verbrandingsluchtcooling,
- aangepaste brandergeometrie (diffuse vlam, verlaagde kerntemperatuur),
- gecontroleerde mengsnelheden.

Effectieve temperatuurverlaging moet steeds worden afgewogen tegen risico's op onvolledige verbranding, met mogelijks hogere CO- en CH-emissies.

Water- of stoominjectie

Het injecteren van water of stoom in de vlam verlaagt de temperatuur door warmteabsorptie en verdampingskoeling. Hierdoor wordt de vorming van thermal-NO_x beperkt.

Door de nadelen—zoals lagere energie-efficiëntie, risico op CO-vorming en verhoogde mechanische belasting—wordt deze techniek in moderne installaties minder frequent toegepast. Ze blijft echter relevant in specifieke procesomstandigheden of als ondersteuning bij belastingvariaties.

Optimalisatie van de zuurstof-luchtverhouding.

Het gecontroleerd sturen van het luchtoverschot is een essentieel element van lage-NO_x-verbranding.

- Een lichte zuurstofschaarste in de primaire zone voorkomt hoge temperatuurpieken en remt NO_x-vorming.
- Een zuurstofovermaat in latere zones zorgt voor volledige verbranding en beperkt CO-emissies.

Deze techniek wordt zelden op zichzelf toegepast, maar vormt de basis van elke LNB-regeling.

3.1.2 Ultra-lage NO_x-branders

Ultra-lage-NO_x-branders zijn een verdere optimalisatie van lage-NO_x-branders. Ze combineren zeer nauwkeurige luchtverdeling, geavanceerde mengtechniek, een hoge mate van interne rookgasrecirculatie en geoptimaliseerde stromingsprofielen.

Deze branders bereiken emissieniveaus die voldoen aan de strengste actuele emissie-eisen. Door hun verfijnde regeling vragen ULNB's echter stabiele procescondities, hoge regelnaauwkeurigheid en goed onderhoud om branderstabiele en verbrandingsefficiëntie te garanderen.

3.1.3 Alternatieve technieken/branders

Naast conventionele lage- en ultra-lage-NO_x-branders bestaan er enkele minder courante technieken, voornamelijk in piloot- of demonstratiefase:

- Oxyfuel-verbranding: door gebruik van zuivere zuurstof wordt de stikstofbron voor thermal-NO_x geëlimineerd. De techniek vraagt wel extra energie voor zuurstofproductie.
- Plasmabranders: elektrische velden beïnvloeden radicalenvorming en temperatuurprofielen, wat NO_x-vorming kan verminderen. Momenteel beperkt toegepast door hoge kosten en technische complexiteit.
- Waterstofrijke brandstoffen: kunnen lagere of hogere NO_x-emissies geven afhankelijk van mengtechniek en vlamkarakteristiek; vereisen gespecialiseerde branders.

Deze technieken spelen in Vlaanderen momenteel een beperkte rol, maar kunnen op langere termijn relevant worden in het kader van brandstoftransitie en elektrificatie.

3.2 Secundaire maatregelen

Primaire maatregelen zijn gericht op het beperken van de vorming van stikstofoxiden (NO_x) bij de bron. Wanneer deze maatregelen echter niet voldoende zijn, kunnen secundaire maatregelen worden toegepast. Secundaire maatregelen richten zich op het reduceren van reeds gevormde NO_x voordat deze in de atmosfeer worden uitgestoten. Dit wordt vaak aangeduid als *end-of-pipe* technologie.

De meest toegepaste secundaire maatregelen berusten op selectieve reductie, waarbij een reagentia — doorgaans ammoniak (NH₃) of ureum — in de rookgassen wordt geïnjecteerd. Dit reductiemiddel reageert met de aanwezige NO_x tot stikstof (N₂) en water (H₂O). Welke techniek wordt gekozen hangt af van het beschikbare temperatuurvenster, de gewenste reductiegraad, de rookgassamenstelling, de belastingsvariatie en de beschikbare ruimte.

Secundaire maatregelen worden in de praktijk vaak gecombineerd met primaire verbrandingstechnieken om zowel de milieuprestaties als de kostenefficiëntie te optimaliseren.

3.2.1 Selectieve katalytische reductie (SCR)

Selectieve katalytische reductie (SCR) is een van de meest effectieve technieken voor de vermindering van stikstofoxiden (NO_x) in industriële rookgassen. De technologie wordt toegepast in onder meer energiecentrales, raffinaderijen en afvalverbrandingsinstallaties om te voldoen aan strenge emissie-eisen.

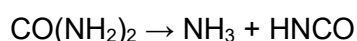
Bij SCR wordt een reductiemiddel — doorgaans ammoniak of, steeds vaker, ureum — geïnjecteerd in het rookgas. Ureum wordt vaak gebruikt omdat het eenvoudiger en veiliger te stockeren is dan ammoniak. Het reductiemiddel reageert selectief met NO_x in aanwezigheid van een katalysator, waarbij stikstof (N₂) en waterdamp (H₂O) worden gevormd.

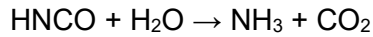
SCR bereikt in de praktijk reductie-efficiënties van meer dan 90 %, afhankelijk van de katalysatorformulering, de rookgastemperatuur en de kwaliteit van de doseringsregeling. Een belangrijk voordeel is de hoge selectiviteit: de reductiereactie verloopt vrijwel uitsluitend met NO_x, waardoor nevenreacties en ongewenste omzettingen beperkt blijven.

Factoren zoals de samenstelling van de katalysator, het temperatuurvenster (typisch 250–400 °C), het risico op ammoniakslip en de invloed van stof, zwavelverbindingen of metalen bepalen de prestaties en de levensduur van het systeem.

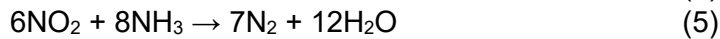
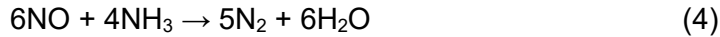
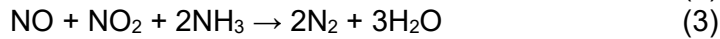
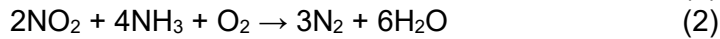
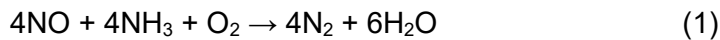
Reacties

Reducties in een SCR-reactor zijn complex en gebaseerd op chemische reacties van stikstofoxiden (NO_x) met ammoniak, ongeacht de keuze van het reagens. Steeds vaker wordt in industriële toepassingen een ureumoplossing (CO(NH₂)₂) gebruikt, omdat het een veiliger hanteerbaar is. Onder de voor SCR typische procesomstandigheden – temperaturen van circa 300-400 °C in de katalytische zone - hydrolyseert ureum in aanwezigheid van waterdamp tot ammoniak en koolstofdioxide:



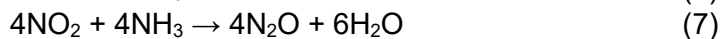
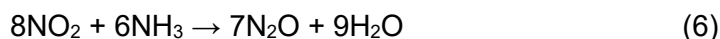


Ammoniak (rechtstreeks geïnjecteerd of afkomstig van het gehydrolyseerde ureum) reageert in een SCR-reactor met NO en NO₂ volgens de reacties:



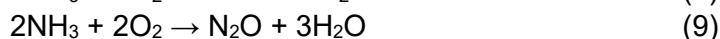
Reactie (1) geldt als de meest dominante SCR-reactie, omdat in typische rookgassen van grote verbrandingsinstallaties meer dan 90 % van de totale NO_x uit NO bestaat (EIPPCB, *BREF Large Combustion Plants*, 2017). Reacties (2) en (5) verlopen analoog, maar zijn gebaseerd op NO₂ en zijn daarom in de meeste toepassingen minder belangrijk door de lagere NO₂-fractie in het rookgas. Reactie (3) is een zeer snelle reactie, maar minder dominant wegens de lagere hoeveelheden NO₂ in de afgassen (en de reactie een 1:1 stoichiometrie vereist). Reactie (4) is traag en wordt meestal als verwaarloosbaar beschouwd.

Een hoger NO₂-aandeel in de rookgassen kan echter de vorming van lachgas (N₂O) bevorderen.



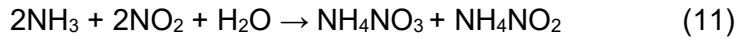
Verhoogde NO₂-concentraties komen met name voor bij lage verbrandingstemperaturen, onvolledige verbranding, of bij deellast en variabele bedrijfsvoering, wanneer in de primaire verbrandingsstap een deel van het NO reeds verder tot NO₂ is geoxideerd. Dit onderstreept het belang van een stabiele en voldoende hoge verbrandingstemperatuur en een correcte lucht/brandstofverhouding in de primaire verbrandingsstap, aangezien deze parameters de verhouding NO/NO₂ in het rookgas mee bepalen.

Ongewenste nevenreacties treden op wanneer ammoniak niet uitsluitend met NO_x maar ook niet-selectief met zuurstof reageert. Deze reacties leiden tot secundaire emissies, zoals extra lachgas, of verbruiken – in het beste geval – nuttige ammoniak, wat de efficiëntie van de NO_x-reductie verlaagt:



Dergelijke niet-selectieve reacties doen zich vooral voor bij afwijkende bedrijfsomstandigheden, zoals bij opstart of deellast, bij te hoge temperaturen boven het optimale SCR-bereik (grovweg > 450 °C) of juist bij te lage temperaturen (< 250 °C) waar de katalysator minder actief is en de verhouding NH₃/NO_x moeilijk te sturen is.

Ten slotte kan ammoniak bij lagere temperaturen (< 200 °C) reageren met NO₂ tot ammoniumnitraat (NH₄NO₃), dat zich in vaste of vloeibare vorm kan afzetten in de poriën van de katalysator en deze tijdelijk deactiveert:



Om die reden is het wenselijk de rookgastemperatuur in de SCR-reactor niet onder ongeveer 200 °C te laten zakken, zodat ammoniumnitraatvorming en de bijbehorende katalysatorverstopping worden voorkomen.

Proces

Een SCR-reactor wordt niet onmiddellijk achter het verbrandingsproces geplaatst (zoals bij SNCR), maar na één of meer warmteoverdrachts- of gasbehandelingsstappen. De rookgassen passeren doorgaans eerst een warmtewisselaar (economizer), die warmte terugwint voor procesgebruik én de temperatuur aanpast zodat deze binnen een geschikt SCR-regime valt.

CR-systemen functioneren binnen een temperatuurbereik van ongeveer 180 tot 450 °C, waarbij de effectiviteit sterk temperatuurafhankelijk is. In industriële toepassingen wordt echter zelden onder circa 200 °C gewerkt, omdat bij lagere temperaturen zouten zoals ammoniumnitraat en ammoniumsulfaten kunnen condenseren en de katalysator kunnen verstoppen zodra het rookgas de reactor binnengaat. Om dit te vermijden en een stabiele werking te garanderen, wordt doorgaans gestreefd naar een bedtemperatuur tussen 280 en 350 °C, een gebied waarin de omzettingsgraad hoog is en de ammoniakslip goed beheersbaar blijft (Muzio, 2002; Schreifels et al., 2012).

De plaatsing en configuratie van een SCR-installatie hangt af van de procesomstandigheden, de samenstelling van de rookgassen en de vereisten met betrekking tot stofbelasting en warmtebeheer. Er worden drie hoofdconfiguraties onderscheiden: high-dust, low-dust en tail-end.

- De high-dust configuratie is de meest voorkomende en efficiëntste opstelling voor SCR-installaties. Bij deze configuratie wordt de SCR direct na de warmtewisselaar of economizer geplaatst, waar de rookgassen doorgaans nog een voldoende hoge temperatuur hebben — typisch tussen 280 en 380 °C — om een efficiënte NO_x-reductie te garanderen zonder extra opwarming. Dit valt binnen het optimale SCR-bedbereik van circa 280–350 °C, waar de katalysator een hoge activiteit heeft en de ammoniakslip goed beheersbaar blijft. Hierdoor worden energie en operationele kosten bespaard. Een uitdaging van de high-dust configuratie is de aanwezigheid van vliegias en andere verontreinigingen die de katalysator kunnen vervuilen of deactiveren. Sulfaatverbindingen zoals ammoniumwaterstofsulfaat (NH₄HSO₄) kunnen condenseren in de poriën van de katalysator, vooral in het temperatuurbereik rond 280–320 °C, wat leidt tot een verlies aan activiteit. Dit probleem kan deels worden verholpen door de SCR tijdelijk op hogere temperaturen (> 350 °C) te laten werken om de katalysator te regenereren. Daarnaast kunnen bypass-systemen worden toegepast om de gewenste temperatuur te handhaven, bijvoorbeeld door een rookgasbypass rond de economizer of een aanpassing van de economizerwaterinlaattemperatuur (Mladenovic et al., 2017).
- Bij een low-dust configuratie wordt de SCR-installatie geplaatst na elektrofilters (ESP) of natte wassers, waardoor een groot deel van het stof en andere deeltjes reeds uit de rookgassen is verwijderd voordat deze de katalysator bereiken. Dit verlaagt de kans op vervuiling en verlengt de levensduur van het katalysatorbed. Een nadeel is dat het

rookgas na stofverwijdering doorgaans sterk is afgekoeld, vaak tot 150–200 °C, wat onder de gewenste SCR-bedtemperatuur ligt. Omdat SCR-katalysatoren weliswaar reeds vanaf ~180 °C activiteit vertonen, maar temperaturen onder circa 200 °C in industriële praktijk worden vermeden wegens het risico op zoutvorming (ammoniumnitraat en ammoniumsulfaten), moet het rookgas opnieuw worden opgewarmd tot ongeveer 280–350 °C. Dit leidt tot extra energieverbruik en hogere operationele kosten. Deze configuratie biedt een langere katalysatorlevensduur dan high-dust opstellingen, maar heeft een hogere warmtebehoefte (Schreifels et al., 2012).

- In een tail-end configuratie wordt de SCR-reactor pas geplaatst na de volledige rookgasbehandeling, inclusief stofverwijdering en rookgasontzwaveling. Hierdoor komt vrijwel stofvrij rookgas met minimale concentraties katalysatorvergiftigende componenten in de reactor terecht, wat resulteert in een zeer gunstige katalysatorlevensduur (Muzio, 2002; Schreifels et al., 2012). Doordat het rookgas na FGD echter sterk is afgekoeld (typisch 90–130 °C), ver onder het minimale industriële SCR-procesregime, moet het praktisch altijd opnieuw worden opgewarmd tot ongeveer 300 °C. Deze temperatuur ligt midden in het optimale SCR-bereik en zorgt voor een hoge katalytische activiteit en een lage kans op zoutvorming. De benodigde heropwarming vereist stoomwisselaars of hulpkachels op gas of olie en kan bij een energiecentrale ongeveer 3 % van de totale energie-output kosten (Muzio, 2002). Ondanks deze energiepenaliteit is de tail-end configuratie bijzonder geschikt voor retrofittoepassingen en situaties waarin maximale bescherming van het katalysatorbed noodzakelijk is.

Naast deze drie hoofdconfiguraties bestaan er nog enkele alternatieve opbouw mogelijkheden die in specifieke omstandigheden of voor bijzondere toepassingen interessant zijn.

- Een eerste uitbreiding is de embedded SCR, waarbij de katalysator wordt ingebouwd in een bestaande procescomponent, zoals een warmtewisselaar of ketelwand. Deze oplossing spaart ruimte uit, maar vereist een zeer goede procesintegratie en maakt onderhoud lastiger. Deze aanpak wordt vooral gekozen bij nieuwe installaties waar van bij het ontwerp met SCR werd rekening gehouden.
- Een tweede variant is de compacte of modulaire SCR. Dit zijn kant-en-klare eenheden die in de fabriek volledig worden opgebouwd (skid-mounted). Ze bevatten alle noodzakelijke componenten — zoals injectiesysteem, reactorruimte, regeling en katalysator — in één compacte behuizing. Het grote voordeel hiervan is dat ze snel en eenvoudig kunnen worden geplaatst bij bestaande installaties, met een minimum aan stilstand. Hierdoor zijn ze bijzonder geschikt voor retrofit bij kleinere toepassingen zoals WKK's, biogasinstallaties of naverbranders. Het nadeel is dat de schaalbaarheid beperkt blijft: voor grote industriële installaties zijn dergelijke modulaire units meestal niet toereikend.
- Een derde alternatieve opstelling is de zogeheten in-duct SCR. Hierbij wordt de katalysator in een bestaand rookgaskanaal geïntegreerd, bijvoorbeeld tussen een ketel en een schoorsteen. Er is geen aparte reactorruimte nodig, wat installatiekosten kan drukken. De keerzijde is dat de controle over de rookgasstroming en contacttijd beperkter is, waardoor de reductie-efficiëntie doorgaans iets lager ligt.

Naast deze alternatieve SCR-opstellingen bestaan er systemen die niet langer als een pure SCR-configuratie worden beschouwd, maar waarbij SCR wordt gecombineerd met een andere NO_x-reductietechniek. Dit zijn de zogeheten hybride- of bypasssystemen, waarin slechts een deel van de rookgassen door de SCR wordt geleid of waarin SCR en SNCR in één installatieconcept worden geïntegreerd. Omdat deze configuraties methodologisch verschillen van klassieke SCR-systemen, worden ze verder behandeld in hoofdstuk 3.2.3, waar de werking van SCR/SNCR-hybrides uitgebreid wordt besproken.

Ongeacht de configuratie – of het nu gaat om een high-dust-, low-dust-, tail-end- of alternatieve opstelling – verloopt het eigenlijke reductieproces binnen de SCR volgens een vast principe. De injectie gebeurt via een speciaal ontworpen injectie-rooster dat in het kanaalwerk is gemonteerd. Om een goede vermenging met het rookgas te garanderen, wordt het reagens meestal verdund met perslucht of stoom, zodat het fijn verstoven wordt ingebracht.

Na deze injectie stroomt het mengsel van rookgas en reagens door de SCR-reactor, waarin zich het katalytisch substraat bevindt. Hier vindt de eigenlijke chemische omzetting plaats: de benodigde energie voor deze reactie wordt typisch geleverd door de warmte van het rookgas zelf. Daarom is een correcte temperatuursturing zo belangrijk.

Tot slot verlaten de gereinigde rookgassen de katalysator en worden ze, samen met het gevormde water en stikstof, via de schoorsteen naar de atmosfeer afgevoerd.

Reagentia

Voor een SCR-installatie kunnen verschillende reagentia worden gebruikt als bron van ammoniak, afhankelijk van de specifieke omstandigheden en veiligheidsvoorschriften. De meest voorkomende reagentia zijn watervrij ammoniak, opgelost ammoniak en een oplossing van ureum.

Watervrij ammoniak is een zeer efficiënte reductor vanwege de hoge zuiverheid en direct beschikbare ammoniakconcentratie. Het wordt onder druk opgeslagen en vervoerd, wat echter veiligheidsrisico's met zich meebrengt. Het is een giftig en brandbaar gas, waardoor strikte veiligheidsmaatregelen nodig zijn voor transport en opslag. Desondanks wordt het in grootschalige industriële toepassingen vaak gebruikt vanwege de hoge effectiviteit en lage bedrijfskosten.

Een veiliger alternatief is een ammoniakoplossing, waarin ammoniak is opgelost in water met een concentratie tussen 19 % en 29 %. Doordat de dampdruk van ammoniak boven een waterige oplossing veel lager is dan die van watervrije, vloeibare ammoniak, komt bij een eventueel lek slechts een beperkte hoeveelheid ammoniakdamp vrij. Hierdoor is de oplossing minder vluchtig en aanzienlijk eenvoudiger en veiliger te hanteren dan anhydre ammoniak, dat onder druk moet worden opgeslagen en bij lekkage snel grote hoeveelheden toxische damp vrijgeeft. Het nadeel van ammoniakoplossing is de lagere concentratie, waardoor grotere volumes nodig zijn om dezelfde reductiecapaciteit te behalen. Dit leidt tot hogere eisen op vlak van opslag en transport.

Een derde veelgebruikte optie is ureumoplossing, die bij verhitting wordt gehydrolyseerd tot ammoniak en koolstofdioxide. Dit proces maakt het mogelijk om ureum als indirecte bron van ammoniak te gebruiken, wat aanzienlijke voordelen biedt op het gebied van veiligheid en

logistiek. Ureum is niet toxisch en eenvoudig op te slaan en te transporteren, waardoor het een aantrekkelijk alternatief vormt voor installaties die de risico's van ammoniak willen minimaliseren. Het hydrolyseproces vereist echter extra energie en kan leiden tot een hogere operationele complexiteit.

In de volgende tabel is een samenvatting van de voornaamste reagentia die gebruikt worden in SCR-installaties:

Tabel 3 - Vergelijking van reagentia voor SCR-installaties (veiligheid, kost en toepassing)

| | Watervrij NH ₃ | Opgelost NH ₃ (19 %) | Opgelost NH ₃ (29 %) | Opgelost ureum (o.a. 32,5 %; AdBlue) |
|----------------------------|---|---|---|--|
| Risiconiveau | Hoog – Toxisch, brandbaar, onder druk | Gemiddeld – Minder vluchtig dan watervrij NH ₃ | Gemiddeld – Hogere NH ₃ -concentratie vereist extra veiligheidsmaatregelen | Laag – Niet geclassificeerd als gevaarlijke stof; zeer veilig |
| Energieverbruik | Laag – Direct injecteerbaar als gas | Gemiddeld tot hoog – Moet deels worden verdampt en verneveld | Gemiddeld – Minder verdamping nodig dan bij 19 % oplossing | Hoog – Moet via thermolyse worden omgezet naar NH ₃ |
| Kapitaalkosten | Laag tot gemiddeld – Goedkoop reagens, maar opslag onder druk vereist kostbare veiligheidsinfrastructuur | Gemiddeld – Opslag bij atmosferische druk, corrosiebestendige opslag vereist | Gemiddeld tot iets hoger – Meer geconcentreerd, dus minder opslagvolume, maar hogere reactiviteit vraagt zorgvuldige injectietechniek | Hoog – Extra hydrolyseerunit of geïntegreerde hydrolysekatalysator nodig om ureum om te zetten naar NH ₃ |
| Operationele kosten | Laag – Efficiënt en goedkoop in gebruik; klein volume nodig | Hoog – Grote volumes nodig, hogere transportkosten | Gemiddeld – Betere balans tussen concentratie en volume dan 19 % | Hoog – Groot verbruik, extra energie, en onderhoud voor thermolyse |
| Typische toepassing | Grootschalige centrales en industriële installaties met getraind personeel en strenge emissie-eisen | Middelgrote installaties waar veiligheid primeert boven kostprijs | Middelgrote installaties waar veiligheid primeert boven kostprijs – net als bij een 19 %-oplossing, maar efficiënter bij hogere belasting en langere bedrijfsduur | Kleine installaties, stedelijke contexten, of mobiele toepassingen |

Naast deze conventionele reagentia wordt er onderzoek gedaan naar alternatieve reductiemiddelen, zoals koolwaterstoffen en waterstof (Zhu & Xu, 2022). Deze reagentia bieden potentieel lagere emissies van secundaire verontreinigingen en kunnen op termijn bijdragen aan een verdere verduurzaming van het NO_x-reductieproces.

Ammoniakslip

Een belangrijk aandachtspunt bij SCR is ammoniakslip. Dit treedt op wanneer een deel van het geïnjecteerde NH₃ niet volledig met NO_x reageert en dus ongereageerd in de rookgassen aanwezig blijft. In goed ontworpen systemen wordt slip meestal beperkt tot enkele mg/Nm³, maar bij ongunstige procescondities kunnen de waarden oplopen tot enkele tientallen mg/Nm³. Dit leidt niet alleen tot directe NH₃-emissies, maar ook tot de vorming van secundair fijn stof in de vorm van ammoniumzouten ((NH₄)₂SO₄, NH₄NO₃), wat de luchtkwaliteit negatief beïnvloedt.

Recente impactanalyses tonen aan dat ammoniakslip niet alleen een lokaal emissieprobleem vormt, maar ook een belangrijke invloed kan hebben op de uiteindelijke stikstofdepositie. In bepaalde gevallen kan de toepassing van SCR, ondanks een lagere NO_x-emissie, leiden tot een hogere totale impactscore door de aanwezigheid van NH₃-slip. Dit effect is sterk afhankelijk van de locatie van de bron, de dispersie van de emissiepluim en de nabijheid van stikstofgevoelige natuurgebieden. Enkel bij voldoende lage ammoniakemissies (bv. enkele mg/Nm³) kan een netto daling van de impactscore worden gerealiseerd.

De mate van ammoniakslip wordt door verschillende factoren beïnvloed:

- Injectie en menging – Onvoldoende verdeling of onnauwkeurige regeling van NH₃ verhoogt de kans op slip (Pronobis et al., 2017).
- Wisselende bedrijfsregimes – Schommelingen in belasting, temperatuur en gasstromen maken een optimale dosering moeilijk en vergroten de slipkans (Gal et al., 2017).
- Katalysatoreigenschappen – De formulering en poriestructuur van de katalysator bepalen in hoge mate de omzettingsgraad van NH₃; moderne zeolietkatalysatoren zijn bijvoorbeeld actiever bij lagere temperaturen dan klassieke V₂O₅/TiO₂-systemen.
- Temperatuur – Bij te lage temperaturen neemt de katalytische activiteit sterk af, terwijl bij te hoge temperaturen nevenreacties optreden die slip bevorderen. Voor SCR ligt het algemene werkingsbereik tussen 180–450 °C, met een optimaal bereik rond 280–350 °C (DTU et al., 2022).
- Veroudering en vergiftiging – Stof, zwavelverbindingen of zware metalen kunnen de katalysator geleidelijk deactiveren, waardoor de slip toeneemt.

Het beperken van ammoniakslip vergt daarom niet alleen een nauwkeurige injectie en regeling van het reductiemiddel, maar ook een stabiel en voorspelbaar bedrijfsregime, de keuze van een katalysator die geschikt is voor het beoogde temperatuurbereik en een consistent onderhoudsprogramma.

Deze afweging illustreert dat een maximale NO_x-reductie niet noodzakelijk leidt tot de laagste milieu-impact, en dat in sommige gevallen een lagere reductiegraad met minimale ammoniakslip ecologisch gunstiger kan zijn.

De katalysatortabel verder in dit hoofdstuk kwantificeert de typische NH₃-slip voor de verschillende katalysatortypen en laat zien hoe katalysatorkeuze, bedrijfscondities en processtabiliteit samen de uiteindelijke slip beïnvloeden.

Katalysatoren

Katalysatoren zijn essentieel in de NO_x-NH₃-reacties en daarom van groot belang in SCR-installaties. De eerste katalysatoren die gebruikt werden voor het verwijderen van NO_x, waren zeldzame (edel)metalen zoals platina (Pt). Eind jaren zeventig ontwikkelden wetenschappers katalysatoren die bestonden uit basismetalen en die de kostprijs van katalysatoren gevoelig verlaagden. Voorbeelden hiervan zijn vanadium (V), molybdeen (Mo) of wolfram (W). Sinds de jaren tachtig werden metaaloxiden gebruikt om het bereik van de reactietemperaturen te verbreden, zoals titaniumoxide (TiO₂), vanadiumpentaoxide (V₂O₅) en zirkoniumoxide (ZrO₂). Nadien kwamen daar o.a. zeolieten of speciale aluminiumsilicaten bij, die gebruikt kunnen worden bij zeer hoge temperaturen, maar veel duurder zijn dan de typische basismaterialen.

Tegenwoordig bestaat er een zeer breed gamma aan katalysatoren, die een oplossing bieden aan verschillende situaties binnen de industrie, met elk zijn voor- en nadelen. In de volgende tabel staat een overzicht van enkel veelgebruikte katalysatoren (Mengfan Fu, 2014; Fengyu Gao, 2017).

Tabel 4 - Overzicht van veelgebruikte SCR-katalysatoren en hun eigenschappen

| Katalysator | Actieve materialen | Temperaturen (°C) | Verblijftijd (seconden) | NH ₃ -slip (ppm) (*) | Geschikt bij rookgascondities | Beperkingen/ Vergiftiging | Configuratie |
|---|---|-------------------|-------------------------|---------------------------------|---|--|-------------------------|
| Vanadium gebaseerd (V ₂ O ₅ -WO ₃ /TiO ₂) | Vanadiumpentoxide, wolfram, titanium | 300–400 | 0,5–1,5 | 2–5 | Hoge of stabiele temperatuur; beperkte concentraties chloriden; lage vochtigheid; rookgas met voldoende NO (>>NO ₂); matige SO ₂ | Vergiftiging door Na, K, As, fosfor; N ₂ O-vorming bij >450 °C | Honingraat of plaat |
| Fe-zeolieten (Fe-ZSM-5, Fe-BEA) | IJzer op microporeuze zeolietstructuren | 250–450 | 1,0–2,0 | 2–3 | Hogere vochtigheid; variabele O ₂ ; rookgas na FGD; hogere temperaturen; redelijke SO ₂ -tolerantie | Gevoelig voor sulfaten (SO ₃), waterdamp; lagere activiteit bij lage NO | Honingraat |
| Cu-zeolieten (Cu-SSZ-13) | Koper op kleine poriën | 200–400 | 1,0–1,5 | 1–2 | Lage temperaturen; lage NO/NH ₃ -slip; rookgassen met wisselende belasting; nabehandeling na wasinstallaties | Gevoelig voor SO ₂ /H ₂ O, kans op Cu-uitloging | Honingraat |
| Mangaan gebaseerd (Mn-TiO ₂ / Mn-Ce-Zr) | Mangaan, cerium, titaanoxide | 180–300 | 1,5–2,5 | 5–10 | Zeer lage temperaturen; hoge vochtigheid; biogas, biomassa, WKK; rookgassen met weinig SO ₂ | Zeer gevoelig voor SO ₂ (→ MnSO ₄), beperkte thermische stabiliteit | Golfplaat of plaat |
| Ce-W-Ti | Cerium, wolfram, titaanoxide | 200–350 | 1,0–2,0 | 3–6 | Rookgassen met O ₂ -fluctuaties; matige SO ₂ -belasting; middelhoge temperaturen | Matige activiteit; gevoelig voor chloriden en cerium-uitloging | Honingraat of plaat |
| Pt-/Pd-katalysatoren | Edelmetaal (Pt of Pd) op Al ₂ O ₃ | 150–300 | 0,5–1,0 | 1–3 | H ₂ -rijke rookgassen (H ₂ -SCR); lage temperatuur; aanwezigheid van CO | Duur; sterk vergiftigbaar door SO ₂ , halogenen; NH ₃ -oxidatie mogelijk | Honingraat of golfplaat |

(*) In de tabel wordt NH₃-slip uitgedrukt in ppm (delen per miljoen op volumebasis). Emissiegrenswaarden in de regelgeving worden daarentegen meestal opgegeven in mg/Nm³ bij een bepaald referentie-zuurstofgehalte (bv. 3 % O₂). Omrekenen gebeurt via de molmassa van de component en de gekozen referentiecondities. Voor NH₃ geldt ruwweg dat 1 ppm ≈ 1,9 mg/Nm³ bij standaardcondities (0 °C, 1 atm). De exacte waarde kan licht variëren afhankelijk van temperatuur, druk en zuurstofgehalte.

Configuratie katalysator

Er zijn drie verschillende manieren waarop katalysatoren zijn opgebouwd: honingraat-, plaat- en golfkartonconfiguraties.

De honingraatconfiguratie is de meest gangbare en herkenbare vorm. Hierbij zijn de katalysatorelementen opgebouwd uit blokken met een groot aantal parallelle, rechte kanalen die doen denken aan een bijenraat. De rookgassen stromen door deze kanalen, waarbij contact met het katalytisch oppervlak plaatsvindt. Deze configuratie biedt een zeer groot actief oppervlak in verhouding tot het volume, wat zorgt voor een hoge omzettingsefficiëntie van NO_x. Tegelijkertijd blijft de drukval over het systeem relatief beperkt, wat belangrijk is voor het energetisch rendement van het proces. De honingraatvorm is bovendien goed bestand tegen thermische spanningen en relatief eenvoudig te reinigen of te vervangen.

De plaatconfiguratie bestaat uit vlakke, parallelle platen waartussen de rookgassen stromen. Deze opstelling heeft doorgaans een eenvoudiger mechanische opbouw en wordt soms toegepast in installaties waar men de voorkeur geeft aan een robuustere structuur of waar de gassenstelling sterk varieert. Omdat de openheid van het systeem lager is dan bij een honingraat, kunnen de drukverliezen hoger zijn, en is het specifieke katalytisch oppervlak iets beperkter. Daartegenover staat wel dat het onderhoudsgemak toeneemt: de platen kunnen individueel worden schoongemaakt of vervangen.

De golfstructuur vormt een soort hybride tussen de honingraat- en plaatconfiguratie. Hierbij zijn de katalysatoroppervlakken gegolfd of geribbeld, wat zorgt voor een verhoogd contactoppervlak en een betere menging van de rookgassen zonder dat de drukval te hoog wordt. De golvende structuur creëert wervelingen in de gasstroom, wat de diffusie van reactieve componenten naar het katalytische oppervlak kan bevorderen. Deze configuratie wordt vooral gekozen wanneer men een compromis zoekt tussen efficiëntie, compactheid en drukverlies, en wordt vaak ingezet in installaties met beperkte inbouwruimte of variabele bedrijfsomstandigheden.

Tabel 5 - Structuurtypes van SCR-katalysatoren en hun toepassingsgebied

| Structuurtype | Kenmerken | Toepassing |
|------------------------|--|--|
| Honingraat | Lage drukval, grote openheid, eenvoudige doorstroming, modulair inzetbaar | Standaard bij gasgestookte installaties (V ₂ O ₅ -WO ₃ /TiO ₂ , zeolieten); energiecentrales, industriële ketels |
| Plaat (flat plate) | Goede mechanische sterkte, geschikt voor hogestofconfiguraties, vaak gestapeld | Typisch bij hoge stofbelasting en robuuste toepassingen (V-gebaseerde katalysatoren); afvalverbranding, kolen- en biomassa-installaties |
| Golfplaat (corrugated) | Goede mechanische sterkte, geschikt voor hogestofconfiguraties, vaak gestapeld | Toegepast bij hogestofconfiguraties en retrofit (V-gebaseerde of metaaloxide-katalysatoren); afvalverbranding, cement/kalk, nichetoeepassingen |

Aandachtspunten katalysator

Katalysatoren in SCR-systemen ondervinden verschillende vormen van degradatie die hun efficiëntie geleidelijk verminderen. Een van de belangrijkste problemen is asafzetting, waarbij

stoffen zoals vliegias, ammoniumsulfaten of roet zich afzetten op het katalysatoroppervlak en de actieve plaatsen deels blokkeren. Hierdoor daalt de NO_x-omzetting. Om deze afzettingen te beperken worden in high-dust configuraties vaak roetreinigers (soot blowers) gebruikt, die periodiek stof en deeltjes van de katalysatormodules verwijderen. Naast afzettingen kunnen katalysatoren ook worden aangetast door chemische vergiftiging (bijv. door alkalimetalen, zware metalen, fosfor- of chloorverbindingen) en thermische veroudering, waarbij de kristalstructuur verandert door langdurige blootstelling aan hoge temperaturen. Al deze vormen van degradatie leiden tot een geleidelijke afname van de katalysatoractiviteit, waardoor regeneratie, reiniging of vervanging uiteindelijk noodzakelijk wordt.

Een ander belangrijk probleem is thermische sintering. Hierbij leidt blootstelling aan hoge temperaturen tot veranderingen in de structuur van de katalysator, waardoor het actief oppervlak afneemt. Toevoeging van wolfram aan de katalysator helpt om deze schade te beperken.

Ook alkali- en aardalkalimetalen (zoals natrium, kalium en calcium) kunnen de katalysator chemisch aantasten of vergiften, wat resulteert in blijvend verlies van activiteit. Andere schadelijke stoffen zijn halogenen, fosfaten en zware metalen. Zwavel kan door de katalysator worden verwerkt, maar dit vereist temperaturen boven de 300 °C; daarom worden vaak een warmtewisselaar of brander ingezet om de optimale temperatuur te waarborgen.

Nieuwe katalysatorformuleringen zijn beter bestand tegen thermische, mechanische en chemische schade. Dankzij regeneratietechnieken kunnen katalysatoren tegenwoordig tot vier keer worden hersteld, wat een levensduur tot 20 jaar mogelijk maakt en de operationele kosten met ongeveer 40 % verlaagt.

Tot slot is het gebruikelijk geworden om in het ontwerp ruimte te voorzien voor een reserve katalysatorlaag die kan worden ingeschakeld wanneer de bestaande lagen aan efficiëntie verliezen. Zo wordt het maximale rendement uit de aanwezige katalysator gehaald voordat regeneratie of vervanging nodig is.

Procesparameters

De mate waarin NO_x-verbindingen worden verwijderd van de rookgassen is sterk afhankelijk van verschillende procesparameters. We onderscheiden volgende parameters:

Processpecifieke parameters:

- Reactietemperatuur (of werkingstemperatuur van de brander)
- Verbliftijd van de reagentia
- Mate van mengen reagentia/rookgassen
- Stoichiometrie
- Ammoniakslijp

SCR-specifieke parameters:

- Activiteit van de katalysator
- Selectiviteit van de katalysator
- Drukval over de katalysator

- SO_x-concentraties in de rookgassen
- Deactivatie van de katalysator
- Katalysator-management

Reactietemperatuur (of werkingstemperatuur van de brander)

NO_x-reductiereacties bij een SCR vinden plaats binnen een bepaald temperatuurgebied, dat door de inzet van katalysatoren gevoelig verlaagd wordt (i.t.t. een SNCR-installatie). De optimale temperaturen zijn eerder complex en sterk afhankelijk van het type katalysator en de samenstelling van de rookgassen. Het is belangrijk om de werkingstemperatuur binnen de optimale temperatuurgebieden te houden. Indien de werkingstemperatuur lager ligt dan die van het ideale temperatuurgebied, heeft dit een negatief effect op de reactiekinetiek, waardoor de hoeveelheid ammoniakslip verhoogt. Dit heeft echter geen effect op de vorming van N₂O. Bij werkingstemperaturen die hoger liggen dan die van de ideale temperatuurgebieden, is er minder ammoniakslip, maar een hogere kans op aantasting van de katalysator en het vormen van N₂O. Voor de meest gebruikte katalysatoren (vooral metaaloxides) ligt het ideale temperatuurgebied tussen de 250 en 430 °C, met de hoogste NO_x-verwijderingsgraad tussen 370 en 410 °C.

Daarnaast bepaalt de temperatuur in grote mate de hoeveelheid katalysator die nodig is om eenzelfde NO_x-verwijderingsgraad te bereiken. Naarmate de rookgastemperatuur het optimale punt nadert, neemt de reactiesnelheid toe en wordt met minder katalysatorvolume eenzelfde verwijderingsgraad bereikt. Ter illustratie: metaaloxide-katalysatoren vereisen bij een rookgastemperatuur van 320 °C ongeveer 40 % extra katalysatorvolume vergeleken met een rookgastemperatuur in het ideale temperatuurgebied om eenzelfde verwijderingsgraad te bekomen (Sorrel, 2019). Dit resulteert in een aanzienlijke afname van de investeringskosten (aankoop katalysator) en de operationele kosten (minder onderhoud).

Verblijftijd van de reagentia

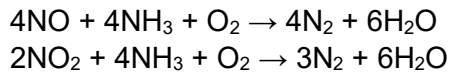
De verblijftijd is per definitie de tijd waarin het reagens in de reactorruimte verblijft, waarbij de locatie afhankelijk is van de configuratie van een SCR. Langere verblijftijden resulteren in hogere verwijderingspercentages. Daarnaast is de verblijftijd ook sterk afhankelijk van de temperatuur van het rookgas. De vereiste verblijftijd neemt immers af naarmate de optimale temperatuur benaderd wordt. De optimale verblijftijd wordt echter vooral bepaald door het type katalysator (configuratie, katalysatoroppervlakte, activiteit, ...).

Mate van mengen reagentia/rookgassen

Het reagens moet doorheen het rookgas worden verspreid en goed gemengd om voldoende contact tussen de reactanten te garanderen. Dit mengen gebeurt via een injectiesysteem dat ammoniak in gasfase onder druk in het rookgas injecteert. Het injectiesysteem regelt de sproeihoek, snelheid en richting van het geïnjecteerde reagens. Sommige systemen injecteren de ammoniak samen met een draagvloeistof, zoals stoom of lucht, om de penetratie in het rookgas te verbeteren. Injectiesystemen zijn afgestemd op de specifieke toepassing. Numerieke modellering van de stroming van rookgas en reagens wordt gebruikt om het ontwerp van het injectiesysteem te optimaliseren.

Stoichiometrie

Theoretisch gezien wordt de gewenste hoeveelheid reagens berekend op basis van de stoichiometrische verhoudingen van de dominante reactievergelijkingen:



Omdat een klein deel van de NO_x uit NO₂ bestaat – en voor de omzetting van NO₂ meer ammoniak nodig is dan voor NO – komt de zuiver stoichiometrische verhouding in typische rookgassen neer op ongeveer één mol ammoniak per mol NO_x, met een lichte toeslag tot circa 1,05.

Die 1,05 is dus nog steeds de theoretische verhouding en op zichzelf geen overmaat. In de praktijk wordt echter vrijwel altijd meer ammoniak gedoseerd dan deze waarde. Dat is nodig omdat de werkelijke chemie en de menging tussen ammoniak en rookgas nooit volledig ideaal verlopen en daardoor de reactiesnelheid begrenzen. Met een verhouding dicht bij één-op-één kan doorgaans tot ongeveer 85 % van de NO_x worden verwijderd. Wil men een hogere verwijderingsgraad bekomen, dan vlakt de efficiëntie af en is een duidelijk hogere ammoniakdosering nodig.

Omdat het verbruik van reagens een belangrijke kostenpost is, vormt de keuze van deze “stoichiometrische factor” of NH₃/NO_x-verhouding een cruciale ontwerpparameter voor een SCR-installatie.

Ammoniakslip

Ammoniakslip verwijst naar de aanwezigheid van niet-gereageerd ammoniak (NH₃) in de rookgassen na een SCR-systeem en is dus de restconcentratie aan ammoniak die extra zal worden uitgestoten. De aanwezigheid van ammoniakslip wordt als ongewenst beschouwd omwille van meerdere redenen. Ten eerste kan het aanleiding geven tot geurhinder. Ten tweede is ammoniak zelf een luchtverontreinigende stof die kan bijdragen aan de vorming van secundair fijn stof, zoals ammoniumnitraat (NH₄NO₃) of ammoniumsulfaat ((NH₄)₂SO₄), wanneer het verderop in de atmosfeer reageert met respectievelijk salpeterzuur of zwavelzuur. Dit fijn stof is schadelijk voor mens en milieu.

Daarnaast draagt ammoniakdepositie rechtstreeks bij aan vermisting van natuurgebieden. Door zijn hoge oplossingsgraad en snelle opname in bodem en vegetatie kan eenzelfde molaire hoeveelheid ammoniak lokaal een grotere vermestende impact hebben dan een gelijke hoeveelheid NO_x. Dit verschil wordt verklaard door de depositiekenmerken: NH₃ slaat zeer snel en dicht bij de bron neer, terwijl NO_x vaak pas na omzetting in salpeterzuur en transport over grotere afstand neerslaat. Ammoniakslip leidt dus tot een sterkere lokale stikstofbelasting in kwetsbare ecosystemen.

Ten derde kan overtollige ammoniak problemen veroorzaken voor andere componenten in de rookgasbehandeling, zoals oxidatiekatalysatoren of filters.

De vorming van ammoniakslip kent verschillende oorzaken. De meest voor de hand liggende is het injecteren van een overmaat aan ammoniak ten opzichte van de aanwezige NO_x in de gasstroom. Zoals eerder besproken, is dit vaak een bewuste keuze, omdat men zeker wil zijn dat alle NO_x verwijderd wordt en dus liever wat te veel dan te weinig NH₃ toevoegt. De

gedachte hierbij is dat een kleine ammoniakslip acceptabel is, zolang de NO_x-concentratie aan de uitlaat voldoet aan de emissienormen.

Die aanpak staat echter ter discussie, vooral in het kader van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS) in Vlaanderen. Ammoniakslip kan lokaal een grotere impact hebben dan de winst die geboekt wordt met de extra NO_x-reductie. In zulke gevallen kan het vanuit milieuoogpunt zelfs beter zijn om géén SCR te plaatsen dan om een installatie te exploiteren met een hoge ammoniakslip. Daarom wordt in Vlaanderen vaak geopteerd voor een substoichiometrische, zogezegd “suboptimale”, bedrijfsvoering van de SCR. Men verwijdert slechts een deel van de NO_x maar houdt de ammoniakslip nagenoeg nul (bijvoorbeeld onder 1 ppm). Dit beperkt niet alleen de lokale impact van ammoniakuitstoot, maar verlaagt ook het verbruik van reagens en dus de operationele kosten.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van het verband tussen de NH₃/NO_x-molverhouding en de prestaties van een SCR-installatie, uitgedrukt in termen van NO_x-verwijderingsrendement en de daarbij horende ammoniakslip. Het hier vermelde “verwachte” verwijderingsrendement is een theoretische waarde bij ideale en stabiele procescondities, zoals een homogene gasstroom en een nieuwe katalysator. Dit is niet hetzelfde als de eerder aangehaalde “efficiënte verwijdering” van circa 85 %, die een realistische gemiddelde waarde in industriële praktijk weergeeft, waar wisselende belasting, veroudering van de katalysator en variaties in menging de prestaties beperken.

Tabel 6 - Relatie tussen NH₃/NO_x-verhouding, NO_x-verwijdering en ammoniakslip

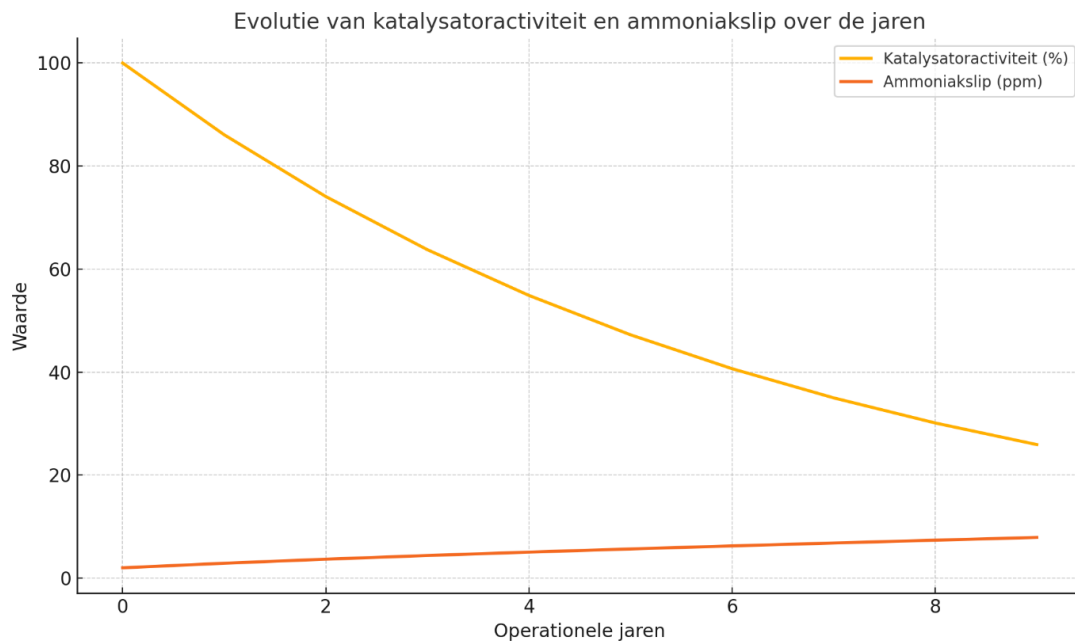
| NH ₃ /NO _x molverhouding | Theoretische NO _x - verwijdering (%) | Ammoniakslip (ppm) | Opmerkingen |
|---|---|-----------------------|---|
| 0,8 : 1 | 70 – 85 % | < 1 | Te weinig NH ₃ , onvolledige NO _x -reductie |
| 0,9 : 1 | 80 – 90 % | 1 – 2 | Beperkte slip, goede efficiëntie |
| 1 : 1 | 90 – 95 % | 2 – 5 | Ideale balans onder gecontroleerde omstandigheden |
| 1,1 : 1 | 92 – 97 % | 5 – 10 | Hoger rendement, maar verhoogd risico op slip |
| 1,2 : 1 | 95 – 98 % | > 10 | Overdosering van NH ₃ , risico op emissie van ammoniak |

Toch is het idee dat een hogere NH₃/NO_x-molverhouding steeds leidt tot een hogere NO_x-verwijdering een vereenvoudiging die niet in alle omstandigheden opgaat. Verschillende studies, waaronder die van Koebel et al. (2002), tonen aan dat bij lagere bedrijfstemperaturen (<200 °C) een overmaat aan NH₃ aanleiding geeft tot de vorming van ammoniumnitraat in de poriën van de katalysator. Dit leidt niet alleen tot vergiftiging en pore-blokkering, maar ook tot een verminderde NO_x-conversie. Uit experimenteel werk van Grossale et al. (2008) blijkt bovendien dat bij Fe-zeolietkatalysatoren een te hoge NH₃-concentratie leidt tot verzadiging van de actieve centra, waardoor zowel de NO_x-reductie als de selectiviteit daalt. Gelijkaardige resultaten werden bevestigd in de studie van Zhang et al. (2019), die aantoont dat bij verhoogde NH₃/NO_x-ratio's het adsorptiegedrag van ammoniak niet meer lineair toeneemt, maar saturatie bereikt. Hierdoor blijft ammoniak ongereageerd aanwezig in de gasfase en leidt dit tot slip.

Verder benadrukt recent onderzoek (Zhan et al., 2023) dat de dynamiek van ammoniakadsorptie en desorptie sterk afhankelijk is van de bedrijfstemperatuur, de zuurstofconcentratie en de aanwezigheid van waterdamp. Vooral bij variërende belastingsmodus of wisselende procescondities kan dit leiden tot desorptiepieken van ammoniak, wat verklaart waarom slipwaarden soms plots stijgen ondanks stabiele dosering.

Ammoniakslip wordt daarnaast ook beïnvloed door de staat van de katalysator. Door veroudering neemt het actief oppervlak en het aantal functionele katalytische centra af. Studies zoals die van Yan et al. (2022) tonen aan dat bij verouderde SCR-katalysatoren niet alleen de NO_x-conversie afneemt, maar ook de neiging tot ammoniakaccumulatie en doorbraak toeneemt. Dit effect wordt vaak het eerst zichtbaar via toenemende ammoniakslip, zelfs wanneer het injectiedebiet constant blijft. In industriële toepassingen geldt ammoniakslip dan ook als een vroege indicator voor katalysatorveroudering. Wanneer het evenwicht tussen NO_x-verwijdering en NH₃-verbruik verstoord raakt, moet men overgaan tot regeneratie, herverdeling of vervanging van de katalysatorlagen.

Figuur 2 (Koebel et al., 2002) geeft het verband weer tussen de afname van de katalysatoractiviteit (in %) en de toename van ammoniakslip (in ppm) over een periode van 10 operationele jaren. Naarmate de katalysator veroudert, neemt de efficiëntie van de NO_x-reductie af, en stijgt de kans dat geïnjecteerde NH₃ niet meer volledig reageert — wat leidt tot verhoogde slipwaarden.



Figuur 2 - Verband tussen katalysatoractiviteit en ammoniakslip over tijd

Om ammoniakslip onder controle te houden, worden in moderne installaties geavanceerde regelstrategieën toegepast. De meest efficiënte aanpak is gebaseerd op real-time metingen van NO_x- en NH₃-concentraties vóór en na de katalysator, bijvoorbeeld via infraroodspectroscopie (FTIR), tunable diode laser absorption spectroscopy (TDLAS) of chemoluminescentietechnieken. Closed loop-regelsystemen passen de NH₃-dosering aan in

functie van de gemeten waarden, wat toelaat om dicht bij de stoichiometrische verhouding van 1:1 te blijven. In installaties met strengere emissie-eisen wordt soms een extra oxidatiestap toegevoegd in de vorm van een Ammonia Slip Catalyst (ASC). Dit is een nageschakelde katalytische stap die specifiek gericht is op het oxideren van restammoniak en vaak wordt toegepast als aanvullende techniek bij SCR-installaties. De oxidatiekatalysator zet resterende NH_3 om in stikstof (N_2) of, afhankelijk van de condities, in NO_x . Hoewel dit helpt om slipwaarden te reduceren, moet men voorzichtig zijn om geen extra NO_x of zelfs lachgas (N_2O) te genereren.

Deze complexiteit blijkt niet alleen uit onderzoek, maar ook uit de praktijk. Tijdens bedrijfsbezoeken gaven ervaren operators aan dat zij, ondanks jarenlange ervaring, de perfecte balans tussen een maximale NO_x -verwijdering en een minimale ammoniakslip nog steeds niet exact kunnen definiëren. Hun observatie illustreert dat zelfs met moderne meet- en regeltechniek het vinden van het optimale werkpunt een voortdurend afwegingsproces blijft.

De kostprijs voor geavanceerde NH_3 -monitoringapparatuur bedraagt ongeveer €35.000 voor één meetpunt en tot €60.000 voor systemen met meerdere meetpunten, zoals gerapporteerd door Sorrels (2019). Toch wordt deze investering vaak gerechtvaardigd door de toegenomen procescontrole, lagere reagenskosten en vermeden boetes of overschrijdingen. Samenvattend blijkt dat ammoniakslip het resultaat is van een complex samenspel tussen injectiestrategie, katalysatoractiviteit, temperatuur en rookgassamenstelling. Door deze parameters zorgvuldig te monitoren en bij te sturen, kan een SCR-systeem langdurig efficiënt functioneren met minimale milieu-impact.

Activiteit van de katalysator

De activiteit van een katalysator geeft aan in welke mate een katalysator de reactiesnelheid van de NO_x -reductie versnelt. Een hogere activiteit resulteert in een snellere reactie en hogere verwijderingsgraad. Deze mate van activiteit hangt af van verschillende variabelen, waaronder de diffusiesnelheid, de compositie (of samenstelling) en structuur van de katalysator en de temperatuur en samenstelling van de afgassen.

De activiteit van een katalysator zal geleidelijk afnemen met de tijd, wat resulteert in een lagere NO_x -verwijderingsgraad en dus meer ammoniakslip (meer ammoniakinjectie ter compensatie van de lagere verwijderingsgraad).

Selectiviteit van de katalysator

Een SCR-systeem wordt zodanig ontwikkeld en gestuurd om NO_x -reductiereacties te initiëren boven de (ongewenste) nevenreacties. Ze helemaal elimineren is echter onmogelijk, en een katalysator zal ook deze reacties versnellen. De mate waarin dit gebeurt is sterk afhankelijk van de verschillende en specifieke reactie-selectie eigenschappen van een katalysator. De meest voorkomende nevenreacties zijn de vorming van SO_3 en N_2O . De vorming van lachgas (N_2O) werd eerder besproken. Zwaveltrioxide (SO_3) wordt gevormd door de oxidatie van zwaveldioxide (SO_2), zowel tijdens de verbranding van zwavelhoudende brandstoffen als tijdens de reductiereacties over de katalysator. Tegenwoordig zijn er katalysatoren ontwikkeld die de vorming van zowel SO_3 en N_2O tot een minimum beperken.

Drukval over de katalysator

Wanneer rookgassen over de katalysatoren geleid worden, zal de druk afnemen. Deze drukverlaging hangt af van de lengte van de katalysator en diens configuratie. Afzetting van vlieggas (en andere deeltjes) op de katalysator vergroot in de loop van de tijd deze drukval over de katalysator. Een verhoogde drukval in een SCR-installatie leidt tot hoger energieverbruik, doordat ventilatoren meer vermogen nodig hebben om de rookgassen door het systeem te stuwen. Bij grote drukverliezen kan dit zelfs aanpassing of vervanging van ventilatoren vereisen. Om de drukval te beperken, kunnen ontwerpmaatregelen worden genomen zoals bredere kanalen of stromingsgeleiders die de gasstroming optimaliseren en turbulentie verminderen.

SOx-concentraties in de rookgassen

De aanwezigheid van SO₂ in rookgassen bepaalt de vorming van het SO₃, dat kan reageren met ammoniak ter vorming van ammoniumsulfaten - die vervolgens kunnen neerslaan op de katalysator en bijgevolg de NO_x-verwijderingscapaciteit drastisch verlagen – of met water ter vorming van zwavelzuur. In een boiler (op kolen) wordt ongeveer 1 % SO₂ omgezet in SO₃ (zelfs meer bij lagere temperaturen). Extra SO₃ kan worden gevormd over de katalysator, afhankelijk van diens selectiviteit. De SOx-concentraties zijn dan ook van belang bij de selectie van een SCR-configuratie.

Deactivatie van de katalysator

Katalysatoren verliezen hun activiteit in de loop van de tijd door veroudering, een verzamelterm voor verschillende processen die de katalytische werking verhinderen. De voornaamste mechanismen van veroudering zijn:

- Katalysatorvergiftiging – Vergiftiging is het fenomeen waarbij een katalysator zijn capaciteit deels of volledig verliest door een chemische verbinding op de actieve plaatsen. Sommige bestanddelen die vrijkomen bij de verbranding van een brandstof – bv. kalium, arseen, chloor, lood en calcium- en magnesiumoxides – deactiveren de katalysator door te diffunderen naar actieve plaatsen van de katalysator en deze te bezetten. Het is de belangrijkste oorzaak van deactivering van katalysatoren in SCR-systemen.
- Erosie – Hoge gassnelheden en botsingen van deeltjes in de rookgassen eroderen het katalysatormateriaal, wat de levensduur verlaagt. Katalysatoren met verhoogde structurele sterkte bieden een oplossing, maar dit gaat ten koste van het aantal actieve (poriën)plaatsen van de katalysator.
- Sinteren – Bij langdurige bedrijfstemperaturen in de SCR-reactoren kan de katalysator geleidelijk aan activiteit verliezen doordat de poriestructuur langzaam verandert. Klassieke thermische sintering – het dichtgroeien van de poriën – treedt bij gangbare V₂O₅-WO₃/TiO₂-katalysatoren doorgaans pas duidelijk op bij langdurige blootstelling boven circa 350–400 °C. Toch kan ook bij lagere temperaturen, vanaf ruwweg 230 °C, na vele duizenden bedrijfsuren een trage veroudering optreden, zeker in combinatie met verontreinigingen zoals alkali- of zwavelverbindingen. Dankzij de ontwikkeling van nieuwe materialen en verbeterde formuleringen zijn de meeste moderne katalysatoren hier minder gevoelig voor geworden.
- Verstopping en *fouling* – Gevormde zouten (bv. ammoniumsulfaat), vliegassen en andere deeltjes kunnen zorgen voor verstopping of *fouling* (waardoor de actieve

plaatsen van de katalysator niet bereikt kunnen worden), wat resulteert in een lagere NO_x-reductiegraad en een hogere drukval.

Daarnaast speelt ook de formulatie van de katalysator een belangrijke rol: de fysische en chemische eigenschappen van het gekozen materiaal bepalen in sterke mate de gevoeligheid voor bovengenoemde processen.

Katalysatorbeheer

Katalysatorbeheer is essentieel om de prestaties van een SCR-installatie op peil te houden. Door vervuiling met stof, aerosolen of zouten (zoals ammoniumbisulfaat) kan de katalysatoractiviteit afnemen, wat leidt tot lagere NO_x-reductie en verhoogde ammoniakslip. Daarom worden in praktijk vaak meerdere katalysatorlagen voorzien, waarbij men de meest verontreinigde laag (meestal de eerste) periodiek vervangt, herschikt of regenerereert. Een correct beheer van deze lagen verlengt de levensduur van de installatie en houdt de efficiëntie stabiel.

Transitie naar waterstof als brandstof

De transitie naar waterstof als brandstof wordt in toenemende mate beschouwd als een sleutelement in de verduurzaming van industriële processen. Waterstofverbranding is koolstofvrij en stoot bijgevolg geen CO₂ uit, wat het aantrekkelijk maakt als alternatief voor fossiele brandstoffen zoals aardgas, stookolie of steenkool. Toch is waterstof geen emissievrije brandstof: bij hoge verbrandingstemperaturen in lucht kunnen aanzienlijke hoeveelheden thermische NO_x ontstaan, wat belangrijke gevolgen heeft voor de dimensionering en werking van nabehandelingssystemen.

In tegenstelling tot steenkool of olie bevat waterstof geen chemisch gebonden stikstof en kan er dus geen fuel-NO_x ontstaan. De voornaamste bron van NO_x is, net als bij aardgas, de thermische vorming uit de stikstof in de verbrandingslucht. Waterstof genereert weliswaar zeer hoge vlamtemperaturen – pieken boven ca. 2000 °C zijn mogelijk – waardoor de potentiële vorming van thermische NO_x in principe groter is dan bij conventionele brandstoffen. Onder goed ontworpen en zorgvuldig geregelde bedrijfsomstandigheden hoeft de NO_x-emissie echter niet hoger uit te vallen dan bij aardgas. Moderne branderttechnologie, nauwkeurige lucht- en brandstofregeling en technieken zoals premix-branders of rookgasrecirculatie kunnen de vlamtemperatuur en zuurstofverdeling zodanig beïnvloeden dat de thermische NO_x-vorming binnen vergelijkbare grenzen blijft.

Bij de verbranding van waterstof wordt stikstof wel volledig uit de verbrandingslucht betrokken. De zuurstofconcentratie in de rookgassen is op zich niet systematisch hoger dan bij aardgasverbranding, omdat de luchttoevoer doorgaans wordt afgestemd op de benodigde stoichiometrie en een beperkte luchtvermaat. Wel is de waterdampfractie in de rookgassen beduidend groter, aangezien de volledige verbrandingsreactie van waterstof enkel water oplevert. Dit hogere watergehalte kan de warmteoverdracht en de werking van nabehandelingssystemen beïnvloeden, onder meer via een hogere vochtbelasting van de katalysator en de rookgaskoeler. Wat zwavel betreft: puur waterstofgas bevat geen zwavel, zodat de vorming van ammoniumwaterstofsulfaat (NH₄HSO₄) enkel een risico is wanneer het toevoerwaterstof sporen van zwavelhoudende componenten bevat of wanneer het proces elders in de installatie met zwavel wordt verontreinigd.

Bestaande DeNO_x-systemen zoals blijven in principe toepasbaar op waterstofgestookte installaties, maar vereisen vaak aanpassingen. Zo kan een hogere piekconcentratie aan thermisch NO_x betekenen dat een SCR meer reductiemiddel moet doseren, en de verhoogde waterdampfractie kan de warmtehuishouding en de katalysatorvochtbalans beïnvloeden. De rookgasstroom bij waterstofverbranding vertoont bovendien vaak sterkere temperatuurschommelingen door snelle belastingwissels, wat een stabiele regeling van ammoniakinjectie en temperatuurbeheer bemoeilijkt. Dit verhoogt het risico op ammoniakslip, met mogelijke vorming van ammoniumzouten en verstopping van warmtewisselaars tot gevolg.

Vanuit technologisch oogpunt vereist waterstofverbranding daarom een herziening van het ontwerp van DeNO_x-systemen. De nood aan snelle regeling, verbeterde menging van rookgas en reagentia en een robuuste temperatuurcontrole wordt nog belangrijker. Er wordt onderzocht of nieuwe types katalysatoren – bijvoorbeeld laagtemperatuur-SCR-katalysatoren of mangaan- en kopergebaseerde varianten – beter bestand zijn tegen de thermische en vochtgerelateerde variabiliteit van H₂-verbranding.

Tegelijk biedt de waterstoftransitie aanleiding om preventieve strategieën aan de bron te versterken. Maatregelen zoals vlamtemperatuurverlaging via rookgasrecirculatie, stoominjectie en het gebruik van premix- of geavanceerde lage-NO_x-branders kunnen de vorming van thermische NO_x beperken nog vóór de rookgassen de nabehandeling bereiken. Deze technieken behoren tot de primaire NO_x-reducerende maatregelen (zie hoofdstuk 3.1) en verdienen bijzondere aandacht in waterstofgestookte toepassingen.

De verbranding van waterstof is vanuit CO₂-oogpunt een zeer aantrekkelijke piste, maar stelt de NO_x-reductietechnologie voor minstens even grote – en in sommige opzichten grotere – uitdagingen dan klassieke fossiele verbranding. De noodzaak tot nauwkeurige regeling, een robuust ontwerp en emissiecontrole over een breed temperatuur- en belastingbereik maakt dat DeNO_x-installaties in het waterstoftijdperk allerminst overbodig worden. Integendeel, ze blijven een onmisbare schakel in het streven naar werkelijk emissiearme industriële processen.

3.2.1.1 Toepassingsgebied

Hoewel SCR een bijzonder doeltreffende techniek is voor het reduceren van NO_x-emissies, is de inzetbaarheid ervan niet in alle types verbrandingsinstallaties even vanzelfsprekend. Vooral bij cement- en kalkovens, en in iets mindere mate bij glas- en keramiekoovens, zijn er technische en praktische beperkingen die de toepassing bemoeilijken.

Temperatuurbereik

Een van de belangrijkste voorwaarden voor een goed werkende SCR-installatie is een rookgas temperatuur tussen 250 en 450 °C, het ideale bereik waarin de katalytische reactie efficiënt verloopt. Cement- en kalkovens werken echter bij zeer hoge temperaturen, vaak tot 1400 °C, terwijl glasovens doorgaans rookgassen produceren van 400 tot 800 °C. Bij dergelijke hoge temperaturen degradeert de katalysator snel en neemt de efficiëntie sterk af.

In sommige installaties kan een economizer of andere warmtewisselaar worden ingezet om de hete rookgassen eerst af te koelen en tegelijkertijd nuttige warmte te recupereren. Zo kan men de gasstroom theoretisch terugbrengen tot het voor SCR gunstige temperatuurbereik. In

de praktijk stuit dit echter op belangrijke technische en economische beperkingen: bij cement- en kalkovens is het debiet en de warmte-inhoud van de rookgassen zo groot dat de benodigde warmtewisselaar zeer omvangrijk en kostintensief wordt. Hierdoor is toepassing van SCR wel technisch mogelijk, maar vaak complex en sterk afhankelijk van projectspecifieke randvoorwaarden. Bovendien kan sterke afkoeling leiden tot condensatie van waterdamp en tot neerslag van stof- of zouten (bijv. alkalizouten of sulfaten) op de warmtewisselaar en de SCR-katalysator, met risico op verstopping of katalysatorvergiftiging.

Voor glasovens is het rookgas vaak al koeler en kan een economizer in sommige gevallen wél voldoende temperatuurdaling realiseren, maar ook hier moet men afwegen of de bijkomende investerings- en onderhoudskosten opwegen tegen de baten.

Dit verklaart waarom SCR in deze sectoren doorgaans als “matig tot hoog toepasbaar” wordt beschouwd, maar in de praktijk vooral wordt ingezet in specifieke configuraties of bij nieuwe installaties waar integratie vanaf het ontwerp mogelijk is.

Stofbelasting

Cement- en kalkovens produceren grote hoeveelheden fijn stof, zoals kalk- en klinkerdeeltjes. Dit stof kan de katalysator verstopten of vervuilen, wat leidt tot snellere slijtage en een afname van het rendement van de installatie. Daarom is er een voorafgaande stofverwijdering nodig (bijvoorbeeld via elektrofilters of zakkenfilters), wat extra technische installaties en kosten met zich meebrengt. In glas- en keramiekovens is de stofbelasting doorgaans lager, maar nog steeds relevant, afhankelijk van het proces.

Variabele samenstelling van rookgassen

Zeker bij cementovens wordt vaak gewerkt met een wisselende mix van conventionele en alternatieve brandstoffen (zoals afvalstoffen, biomassa of petroleumcokes). Deze variabiliteit leidt tot fluctuerende NO_x-concentraties en verandert de samenstelling van de rookgassen, wat het moeilijk maakt om de juiste hoeveelheid reagens (ammoniak of ureum) exact af te stemmen. Bij glasovens is deze variabiliteit doorgaans beperkter, maar nog steeds een aandachtspunt.

Inbouw- en integratieproblemen

SCR-installaties vergen de nodige ruimte: niet alleen voor de katalysatorbedden zelf, maar ook voor leidingen, injectie-eenheden en mogelijk nabehandeling. Bij oudere installaties of compact gebouwde ovens is vaak onvoldoende ruimte beschikbaar om een SCR-systeem naadloos in te passen, wat de installatiekosten sterk opdrijft of de plaatsing zelfs onmogelijk maakt zonder ingrijpende aanpassingen aan de infrastructuur.

Afwezigheid van standaardoplossingen

Voor installaties zoals stoomketels, WKK's of energiecentrales bestaan er vandaag gestandaardiseerde en commercieel beschikbare SCR-systemen. Voor cement-, kalk- en glasovens daarentegen moet de installatie vaak volledig op maat worden ontworpen, wat resulteert in hogere engineeringkosten, langere implementatietijden en verhoogde technische risico's.

De volgende tabel geeft de toepasbaarheid van SCR bij verschillende types van installaties:

Tabel 7 - Toepasbaarheid van SCR per type verbrandingsinstallatie

| Type installatie | Toepasbaarheid SCR | Belangrijkste beperkingen |
|---------------------------------------|--------------------|---|
| Industriële ketels | Hoog | Integratie afhankelijk van schaal en procesconfiguratie |
| Energiecentrales | Hoog | Eventueel extra filtering bij vaste brandstoffen |
| WKK-installaties | Hoog | Kostenefficiëntie bij kleinere schaal |
| Afvalverbrandingsinstallaties | Hoog | Hoge stofbelasting, complexe rookgassen |
| Cement- en kalkovens | Matig tot hoog | Zeer hoge temperaturen, veel stof, ruimtegebrek |
| Glas- en keramiekovens | Matig tot hoog | Hoge temperaturen, aangepaste katalysator nodig |
| Naverbranders (chemie/petrochemie) | Hoog | Wisselende belasting vereist fijnregeling |

3.2.1.2 Voor- en nadelen

Het belangrijkste voordeel van SCR is zonder twijfel de uitzonderlijk hoge reductie-efficiëntie. Onder optimale omstandigheden kunnen emissies van NO_x met 90 tot zelfs 95 procent verminderd worden, wat SCR tot een essentiële techniek maakt in sectoren waar strenge milieuregels gelden. In tegenstelling tot andere technieken, zoals SNCR, levert SCR stabiele en reproduceerbare resultaten, ook bij continue werking over lange tijd.

Daarnaast heeft SCR het voordeel dat het breed inzetbaar is. De technologie kan toegepast worden op een grote verscheidenheid aan verbrandingsinstallaties. Dit maakt het een flexibele oplossing die compatibel is met zowel nieuwe als bestaande installaties (mits ruimte en rookgascondities dit toelaten). Ook op het vlak van emissieprofiel scoort SCR goed: de technologie heeft geen directe negatieve invloed op de uitstoot van andere pollutanten zoals fijn stof of koolstofmonoxide, al kan ammoniakslip (NH₃) optreden en onder bepaalde omstandigheden indirect leiden tot de vorming van secundair fijn stof (zoals ammoniumzouten) of lachgas (N₂O).

De investering in een SCR-installatie is echter relatief hoog, zeker bij toepassingen in sectoren met beperkte marges of kleine installaties. Naast de initiële aanschaf en inbouwkosten, komen er ook structurele werkingskosten bij, zoals de aankoop van reagens (ammoniak of ureum), periodiek onderhoud en vervanging van de katalysator, die na verloop van tijd zijn werking verliest.

Een ander belangrijk aandachtspunt is het fenomeen ammoniakslip: een deel van de geïnjecteerde ammoniak reageert soms niet volledig met NO_x en blijft ongebruikt in de rookgasstroom aanwezig. Dit kan aanleiding geven tot geurhinder, en kan indirect bijdragen aan de vorming van secundair fijn stof (zoals ammoniumnitraat en ammoniumsulfaat), evenals tot een verhoogde lokale vermestende impact. Er bestaat hierbij een inherente trade-off tussen NO_x-reductie en ammoniakslip, waarbij een hogere NH₃-dosering de verwijderingsgraad verhoogt maar ook het risico op slip doet toenemen. In de praktijk wordt gewerkt met real-time meet- en regelsystemen en, waar nodig, een nageschakelde Ammonia Slip Catalyst (ASC) om resterend NH₃ te oxideren. Dit betreft een aanvullende techniek die

vooral wordt toegepast bij strengere emissie-eisen en geen standaardonderdeel vormt van elke SCR-installatie.

Verder werkt SCR optimaal binnen een relatief smal temperatuurbereik, doorgaans rond 300 tot 400 °C, waarin de katalytische reacties het meest efficiënt verlopen. Afhankelijk van het type katalysator kan SCR functioneren binnen een breder temperatuurbereik van ongeveer 180 tot 450 °C. Bij temperaturen buiten dit venster kan de efficiëntie sterk dalen en kunnen ongewenste nevenreacties of katalysatordegradatie optreden. Dit betekent dat rookgassen soms actief moeten worden opgewarmd of gekoeld, wat extra installaties en energie vergt. In sommige toepassingen, zoals cement- of glasovens, is dit technisch uitdagend en gaat dit vaak gepaard met hogere investeringskosten en complexe integratie, ook al vertaalt zich dit niet altijd rechtstreeks in een hogere eenheidskost per vermeden ton NO_x.

Tot slot vereist SCR ook voldoende ruimte voor de inbouw van katalysatorbedden en bijkomende infrastructuur. Bij retrofitprojecten of in bestaande installaties waar ruimte schaars is, vormt dit soms een onoverkomelijk obstakel.

3.2.1.3 Kostprijzen

De economische haalbaarheid van een SCR wordt bepaald door een combinatie van technische procescondities en economische randvoorwaarden. De totale kostprijs kan daarbij niet worden herleid tot enkel de aanschaf van een katalysator: ook de schaal van de installatie, het vereiste reductieniveau, de samenstelling en temperatuur van het rookgas, en financiële keuzes zoals discontovoet en afschrijftermijn bepalen in belangrijke mate de uiteindelijke eenheidskost. Hoewel kosten vaak worden opgedeeld in investeringskosten (CAPEX) en exploitatiekosten (OPEX), is voor een correcte vergelijking tussen toepassingen vooral een consistente rekenmethodiek nodig die zowel schaal- als procesverschillen expliciet meeneemt.

De initiële investering omvat meer dan de SCR-reactor en katalysator alleen. In de praktijk zijn ook een ammoniak- of ureuminjectiesysteem, meet- en regelsystemen (NO_x/ NH₃-slip), leidingen, pompen, veiligheidsvoorzieningen en vaak bijkomende procesaanpassingen nodig (bv. warmtewisselaars, by-passkanalen, stoffilters of integratie met bestaande rookgasreiniging). Voor middelgrote installaties (orde 10–50 MW) lopen de totale investeringskosten typisch van enkele honderdduizenden euro's tot circa één miljoen euro, terwijl bij grote installaties (energiecentrales, afvalverbranding, cement- en kalkovens) projectkosten kunnen oplopen tot meerdere miljoenen euro's.

Daarbij is het essentieel te onderkennen dat de zuivere apparatuurprijs slechts een deel van het totale projectbudget vormt. In de procesindustrie wordt daarom vaak gewerkt met opschalings- of "installed cost"-benaderingen, zoals de Lang-factor (typisch 3–6), om bijkomende posten zoals montage, civiele werken, engineering, automatisering, isolatie en vergunningstrajecten mee te ramen (Peters & Timmerhaus, 2003). In deze studie worden de basistabellen opgevat als technische kostenramingen zonder expliciete Lang-factor; de Lang-factor wordt wel gebruikt als realiteitscheck om het verschil tussen apparatuurprijs en totale projectkost te duiden, met name bij retrofitprojecten waar ruimte- en integratiebeperkingen extra kosten kunnen veroorzaken. Omdat de in dit document gehanteerde CAPEX-bandbreedtes reeds projectcomponenten (integratie, instrumentatie en veiligheidsvoorzieningen) kunnen omvatten, wordt de Lang-factor hier niet rechtstreeks toegepast op de tabellen, maar uitsluitend gebruikt als kwalitatieve plausibiliteitscheck.

Naast CAPEX zijn de jaarlijkse bedrijfskosten vaak substantieel. De belangrijkste componenten zijn (i) reagensverbruik (ammoniak of ureum), dat rechtstreeks samenhangt met de NO_x-belasting en het beoogde rendement, (ii) katalysatormanagement (periodieke vervanging/regeneratie, typisch na 20.000–40.000 bedrijfsuren), en (iii) onderhoud en monitoring (injectoren, NO_x-sensoren, periodieke inspecties), aangevuld met energieverbruik door drukval en eventuele voorverwarming of koeling. Deze OPEX-posten vertonen eveneens schaalvoordelen: grotere installaties profiteren van lagere specifieke onderhoudslast, efficiëntere reagentinkoop en een lagere personeelsinzet per eenheid rookgas. Bij rookgassen met hogere stof-, zwavel- of alkali-belasting (bv. afvalverbranding, biomassa of cement/kalk) kan katalysatorveroudering sneller optreden en kan de OPEX-bandbreedte hoger uitvallen dan bij aardgasgestookte toepassingen.

Voor kosten-batenanalyses wordt de eenheidskost vaak uitgedrukt als kost per vermeden ton of kilogram NO_x. Die eenheidskost wordt niet enkel bepaald door de investerings- en exploitatiekosten, maar ook door de jaarlijkse vermeden NO_x-massa, die op haar beurt afhankelijk is van de inlaatconcentratie NO_x, het rookgasdebiet, het aantal bedrijfsuren en het effectieve SCR-rendement. Om te vermijden dat waarden voor “jaarlijks vermeden NO_x” los van het vermogen of debiet worden ingevuld (wat tot fysisch onrealistische resultaten kan leiden), wordt in dit document gewerkt met een scenario-gebaseerde aanpak: per installatietype wordt één consistente set aannames vastgelegd (meetbasis, typische NO_x vóór SCR, typisch rookgasdebiet per MW, bandbreedte op bedrijfsuren en rendement). De berekende “jaarlijks vermeden NO_x” volgt vervolgens rechtstreeks uit deze aannames en is dus automatisch schaal-consistent.

De gehanteerde scenario's zijn bedoeld als representatieve sectorbenaderingen, waarbij typische praktijkcondities per installatiecategorie worden benaderd. Parameters zoals NO_x-inlaatconcentraties en rookgasdebieten per MW weerspiegelen daarbij impliciet de invloed van onderliggende factoren zoals brandstofkeuze, procesvoering en operationele omstandigheden. Aangezien deze factoren in de praktijk sterk kunnen variëren in functie van beschikbaarheid, prijs, procesvereisten en vergunningsvoorwaarden, is het niet evident om één specifieke configuratie als algemeen representatief te definiëren.

Wanneer in deze studie wordt verwezen naar “afwijkende brandstoffen of brandstofmengen”, moet dit dan ook ruimer worden geïnterpreteerd als afwijkingen in de onderliggende procesparameters die bepalend zijn voor de NO_x-belasting en het rookgasdebiet. Installaties waarvan deze parameters buiten de gehanteerde representatieve band vallen, worden niet rechtstreeks door de standaardscenario's beschreven. In dergelijke gevallen dienen de relevante invoerparameters – in het bijzonder NO_x-inlaat en rookgasdebiet per MW – te worden aangepast op basis van meetgegevens of projectspecifieke massabalansen, waarna de kostberekeningen op consistente wijze opnieuw kunnen worden uitgevoerd.

De kost per kilogram vermeden NO_x is berekend volgens de gangbare methodes (US EPA, 2002; EEA, 2019; BREF LCP, 2017):

$$\text{Kost per kg NO}_x = \frac{(\text{CAPEX} \times \text{CRF}) + \text{OPEX}}{\text{jaarlijks vermeden NO}_x \left[\frac{\text{kg}}{\text{jaar}} \right]}$$

met de capital recovery factor (CRF):

$$\text{CRF}(i, n) = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$$

waarbij i de discontovoet is (typisch 3–6%) en n de afschrijftermijn (typisch 10–15 jaar).

De jaarlijkse hoeveelheid NO_x die door de SCR-installatie wordt verwijderd, wordt bepaald op basis van de NO_x-belasting van het rookgas en de effectieve bedrijfscondities van de installatie. Concreet wordt de jaarlijks vermeden NO_x-massa berekend als het product van de NO_x-concentratie vóór behandeling, het rookgasdebiet, het aantal bedrijfsuren en het behaalde SCR-rendement, met een eenheidsconversie van milligram naar kilogram.

De gebruikte NO_x-concentratie vóór SCR wordt uitgedrukt in mg per normaal kubieke meter rookgas. Het rookgasdebiet wordt uitgedrukt in normaal kubieke meter per uur en het aantal bedrijfsuren in uren per jaar. Het SCR-rendement geeft het aandeel van de inkomende NO_x dat effectief wordt verwijderd. Door deze grootheden met elkaar te vermenigvuldigen en te delen door 10⁶ wordt de jaarlijkse verwijderde NO_x-massa bekomen in kilogram per jaar.

Binnen de gehanteerde scenario-aanpak wordt het rookgasdebiet niet los ingevoerd, maar gekoppeld aan het thermisch vermogen van de installatie via een typische specifieke waarde uitgedrukt in Nm³ per uur per megawatt. Het totale rookgasdebiet volgt dan rechtstreeks uit het product van deze specifieke waarde en het geïnstalleerde vermogen. Op die manier schaaft de berekende NO_x-verwijdering automatisch en fysisch correct met het vermogen van de installatie. Hierbij wordt "MW" geïnterpreteerd als thermisch vermogen (MW_{th}) voor ketels/ovens en als equivalent thermisch vermogen (op basis van brandstofinput) voor WKK en energiecentrales, zodat rookgasdebieten en emissieparameters consistent worden geschaald.

Een essentiële voorwaarde in deze berekeningswijze is dat de gehanteerde NO_x-concentraties consistent zijn met de gekozen meetbasis, met name droog rookgas en een vaste zuurstofreferentie per scenario. Door deze meetbasis expliciet vast te leggen en per scenario aan te houden, blijven de aannames reproduceerbaar en onderling vergelijkbaar, en wordt vermeden dat verschillen in rapportagebasis (zoals variërende O₂-referenties) onbedoeld doorwerken in de berekende jaarlijkse NO_x-verwijdering en de daaruit afgeleide eenheidskosten.

Scenario's en aannames

Op basis van typische bedrijfscondities worden verschillende scenario's onderscheiden. Per scenario worden de meetbasis (droog gas), de O₂-referentie, een typische

NO_x-concentratie vóór SCR, een typisch rookgasdebiet per MW, en bandbreedtes voor bedrijfsuren en SCR-rendement vastgelegd (zie tabel). Deze aannames vormen de basis voor de berekening van de jaarlijkse NO_x-verwijdering en, in de daaropvolgende tabellen, de eenheidsreductiekost.

Tabel 8 - Overzicht van scenario-aannames voor SCR-berekeningen

| Scenario | Basis | O ₂ -ref | NO _x vóór SCR (mg/Nm ³) | Verwacht debiet (Nm ³ /h per MW) | Bedrijfsuren (h/jaar) | SCR η (%) | Vermeden NO _x (kg/MW-jaar) | Vermeden NO _x (ton/MW-jaar) | Opmerkingen |
|--------------------------------|-------|---------------------|--|---|-----------------------|-----------|---------------------------------------|--|--|
| Industriële ketels | Droog | 3 % | 170–190 | 1.500–1.600 | 7.000 | 80-95 | 1.430 – 2.020 | 1,43 – 2,02 | Relatief stabiele bedrijfsvoering; NO _x -inlaat en specifiek rookgasdebiet per MW liggen voor aardgasgestookte ketels doorgaans in een beperkte band. |
| Energiecentrales | Droog | 3 % | 110–130 | 1.400–1.500 | 8.000 | 80-95 | 990 – 1.480 | 0,99 – 1,48 | Hoge beschikbaarheid en stabiele rookgascondities; specifieke rookgasdebieten per MW zijn goed voorspelbaar voor ketels. |
| WKK | Droog | 5 % | 850–950 | 2.100–2.300 | 5.500 | 80-95 | 7.850 – 11.420 | 7,85 – 11,42 | Warmte- en deellastgestuurd bedrijf; NO _x -emissies en rookgasdebiet variëren met motorbelasting, hier weergegeven als een typische band. |
| Afvalverbranding | Droog | 11 % | 430–470 | 2.500–2.700 | 8.000 | 80-95 | 6.880 – 9.640 | 6,88 – 9,64 | Continu bedrijf met uitgebreide rookgasreiniging; SCR kan voor of na andere reinigingsstappen geplaatst zijn, waarbij reheat als aparte variant wordt beschouwd. |
| Cement- en kalkovens | Droog | 10 % | 760–840 | 2.100–2.300 | 7.500 | 80-95 | 9.580 – 13.770 | 9,58 – 13,77 | Procesafhankelijke rookgascondities (brandstofmix en ovenbedrijf); gekozen waarden vertegenwoordigen een typische operationele band. |
| Glas- en keramiekoovens | Droog | 8 % | 380–420 | 1.800–2.000 | 6.000 | 80-95 | 3.280 – 4.790 | 3,28 – 4,79 | Variatie door productmix en bedrijfsregime; aannames weerspiegelen een representatieve band voor industriële ovens. |
| Naverbranding | Droog | 3 % | 280–320 | 1.800–2.000 | 4.000 | 80-95 | 1.610 – 2.430 | 1,61 – 2,43 | Variatie door productmix en bedrijfsregime; aannames weerspiegelen een representatieve band voor industriële ovens. |

De afgeleide bandbreedtes voor de jaarlijkse NO_x-verwijdering per MW vormen de kwantitatieve basis voor de verdere kostanalyse. In de volgende stap worden deze scenario-consistente verwijderingscijfers opgeschaald naar representatieve installaties met verschillende vermogensniveaus.

Voor elk type verbrandingsinstallatie worden daartoe typische CAPEX- en OPEX-bandbreedtes gekoppeld aan dezelfde aannames inzake NO_x-inlaat, rookgasdebiet, bedrijfsduur en SCR-rendement. Door de jaarlijkse kosten (geannualiseerde investeringskosten en operationele kosten) te relateren aan de overeenkomstige jaarlijkse NO_x-verwijdering, wordt per installatie en vermogensklasse een bandbreedte voor de eenheidsreductiekost (€/kg NO_x) bekomen. De gerapporteerde kostenbanden veronderstellen dat de vermeden NO_x-massa is afgeleid volgens de scenarioformule en dezelfde meetbasis (droog gas, O₂-referentie) hanteert; bij gebruik van emissiewaarden op een andere referentiebasis is eerst een conversie noodzakelijk.

Berekening eenheidsreductiekost

De volgende kostentabellen zijn het resultaat van deze scenario-gebaseerde rekenmethodiek en dienen te worden geïnterpreteerd als technologie-specifieke, sector-overstijgende kostenramingen. In de berekeningen wordt geen expliciet rekening gehouden met sectorale geschiktheid of praktische inpasbaarheid van SCR in specifieke industriële toepassingen. De beoordeling van sectorale toepasbaarheid en haalbaarheid gebeurt afzonderlijk in hoofdstuk 4 en dient samen met de hier gepresenteerde kostenresultaten te worden gelezen.

Tabel 9 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discountvoet 3 % en afschrijvingstermijn 10 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (ton/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 3 %; n = 10 jaar |
|--|-------------------------|------------------------------|---|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 100.000 – 120.000 | 14,3 – 20,2 | 7,0 – 12,1 |
| Industriële ketel (50 MW) | 900.000 – 1.100.000 | 220.000 – 280.000 | 71,5 – 101 | 3,2 – 5,7 |
| Industriële ketel (100 MW) | 2.000.000 – 2.500.000 | 420.000 – 520.000 | 143 – 202 | 3,2 – 5,7 |
| Industriële ketel (500 MW) | 6.000.000 – 8.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 715 – 1.010 | 1,7 – 3,3 |
| Energiecentrale (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 120.000 – 180.000 | 9,9 – 14,8 | 11,7 – 24,7 |
| Energiecentrale (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 270.000 – 330.000 | 49,5 – 74,0 | 5,4 – 9,7 |
| Energiecentrale (100 MW) | 2.200.000 – 2.600.000 | 500.000 – 620.000 | 99 – 148 | 5,1 – 9,3 |
| Energiecentrale (500 MW) | 7.000.000 – 9.000.000 | 1.300.000 – 1.700.000 | 495 – 740 | 2,9 – 5,6 |
| WKK-installatie (1 MW) | 130.000 – 170.000 | 30.000 – 45.000 | 7,85 – 11,42 | 4,0 – 8,3 |
| WKK-installatie (10 MW) | 550.000 – 650.000 | 130.000 – 170.000 | 78,5 – 114,2 | 1,7 – 3,1 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.800.000 – 2.200.000 | 350.000 – 450.000 | 392,5 – 571 | 1,0 – 1,8 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 350.000 – 450.000 | 68,8 – 96,4 | 5,0 – 8,8 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 900.000 – 1.100.000 | 344 – 482 | 2,7 – 4,7 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 6.300.000 – 7.700.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 688 – 964 | 2,4 – 4,2 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 13.000.000 – 17.000.000 | 3.000.000 – 4.000.000 | 3.440 – 4.820 | 0,9 – 1,7 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 800.000 – 1.000.000 | 200.000 – 300.000 | 95,8 – 137,7 | 2,1 – 4,4 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 800.000 – 1.000.000 | 479 – 688,5 | 1,8 – 3,2 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 7.200.000 – 8.800.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 958 – 1.377 | 1,8 – 3,2 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 90.000 – 110.000 | 35.000 – 45.000 | 3,28 – 4,79 | 9,5 – 17,7 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 270.000 – 330.000 | 80.000 – 100.000 | 32,8 – 47,9 | 2,3 – 4,2 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 300.000 – 400.000 | 164 – 239,5 | 1,8 – 3,4 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 500.000 – 700.000 | 328 – 479 | 1,6 – 3,1 |
| Naverbranders (1 MW) | 180.000 – 220.000 | 60.000 – 80.000 | 1,61 – 2,43 | 33,4 – 65,7 |
| Naverbranders (10 MW) | 630.000 – 770.000 | 160.000 – 200.000 | 16,1 – 24,3 | 9,6 – 18,0 |
| Naverbranders (50 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 450.000 – 550.000 | 80,5 – 121,5 | 5,8 – 10,9 |

Tabel 10 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discountvoet 6 % en afschrijvingstermijn 10 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (ton/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 6 %; n = 10 jaar |
|--|-------------------------|------------------------------|---|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 100.000 – 120.000 | 14,3 – 20,2 | 7,3 – 12,7 |
| Industriële ketel (50 MW) | 900.000 – 1.100.000 | 220.000 – 280.000 | 71,5 – 101 | 3,4 – 6,0 |
| Industriële ketel (100 MW) | 2.000.000 – 2.500.000 | 420.000 – 520.000 | 143 – 202 | 3,4 – 6,0 |
| Industriële ketel (500 MW) | 6.000.000 – 8.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 715 – 1.010 | 1,8 – 3,5 |
| Energiecentrale (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 120.000 – 180.000 | 9,9 – 14,8 | 12,2 – 25,7 |
| Energiecentrale (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 270.000 – 330.000 | 49,5 – 74,0 | 5,7 – 10,2 |
| Energiecentrale (100 MW) | 2.200.000 – 2.600.000 | 500.000 – 620.000 | 99 – 148 | 5,4 – 9,8 |
| Energiecentrale (500 MW) | 7.000.000 – 9.000.000 | 1.300.000 – 1.700.000 | 495 – 740 | 3,0 – 5,9 |
| WKK-installatie (1 MW) | 130.000 – 170.000 | 30.000 – 45.000 | 7,85 – 11,42 | 4,2 – 8,7 |
| WKK-installatie (10 MW) | 550.000 – 650.000 | 130.000 – 170.000 | 78,5 – 114,2 | 1,8 – 3,3 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.800.000 – 2.200.000 | 350.000 – 450.000 | 392,5 – 571 | 1,0 – 1,9 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 350.000 – 450.000 | 68,8 – 96,4 | 5,2 – 9,1 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 900.000 – 1.100.000 | 344 – 482 | 2,9 – 4,9 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 6.300.000 – 7.700.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 688 – 964 | 2,5 – 4,4 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 13.000.000 – 17.000.000 | 3.000.000 – 4.000.000 | 3.440 – 4.820 | 1,0 – 1,8 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 800.000 – 1.000.000 | 200.000 – 300.000 | 95,8 – 137,7 | 2,2 – 4,5 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 800.000 – 1.000.000 | 479 – 688,5 | 1,9 – 3,3 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 7.200.000 – 8.800.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 958 – 1.377 | 1,9 – 3,3 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 90.000 – 110.000 | 35.000 – 45.000 | 3,28 – 4,79 | 9,9 – 18,3 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 270.000 – 330.000 | 80.000 – 100.000 | 32,8 – 47,9 | 2,4 – 4,4 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 300.000 – 400.000 | 164 – 239,5 | 1,9 – 3,5 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 500.000 – 700.000 | 328 – 479 | 1,7 – 3,3 |
| Naverbranders (1 MW) | 180.000 – 220.000 | 60.000 – 80.000 | 1,61 – 2,43 | 34,8 – 68,3 |
| Naverbranders (10 MW) | 630.000 – 770.000 | 160.000 – 200.000 | 16,1 – 24,3 | 10,1 – 18,9 |
| Naverbranders (50 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 450.000 – 550.000 | 80,5 – 121,5 | 6,2 – 11,6 |

Tabel 11 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discountvoet 3 % en afschrijvingstermijn 15 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (ton/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 3 %; n = 15 jaar |
|--|-------------------------|------------------------------|---|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 100.000 – 120.000 | 14,3 – 20,2 | 6,3 – 10,8 |
| Industriële ketel (50 MW) | 900.000 – 1.100.000 | 220.000 – 280.000 | 71,5 – 101 | 2,9 – 5,2 |
| Industriële ketel (100 MW) | 2.000.000 – 2.500.000 | 420.000 – 520.000 | 143 – 202 | 2,9 – 5,1 |
| Industriële ketel (500 MW) | 6.000.000 – 8.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 715 – 1.010 | 1,5 – 2,9 |
| Energiecentrale (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 120.000 – 180.000 | 9,9 – 14,8 | 10,8 – 22,9 |
| Energiecentrale (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 270.000 – 330.000 | 49,5 – 74,0 | 5,0 – 9,0 |
| Energiecentrale (100 MW) | 2.200.000 – 2.600.000 | 500.000 – 620.000 | 99 – 148 | 4,6 – 8,5 |
| Energiecentrale (500 MW) | 7.000.000 – 9.000.000 | 1.300.000 – 1.700.000 | 495 – 740 | 2,6 – 5,1 |
| WKK-installatie (1 MW) | 130.000 – 170.000 | 30.000 – 45.000 | 7,85 – 11,42 | 3,6 – 7,4 |
| WKK-installatie (10 MW) | 550.000 – 650.000 | 130.000 – 170.000 | 78,5 – 114,2 | 1,5 – 2,8 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.800.000 – 2.200.000 | 350.000 – 450.000 | 392,5 – 571 | 0,9 – 1,6 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 350.000 – 450.000 | 68,8 – 96,4 | 4,5 – 7,9 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 900.000 – 1.100.000 | 344 – 482 | 2,5 – 4,3 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 6.300.000 – 7.700.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 688 – 964 | 2,2 – 3,8 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 13.000.000 – 17.000.000 | 3.000.000 – 4.000.000 | 3.440 – 4.820 | 0,9 – 1,6 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 800.000 – 1.000.000 | 200.000 – 300.000 | 95,8 – 137,7 | 1,9 – 3,9 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 800.000 – 1.000.000 | 479 – 688,5 | 1,6 – 2,9 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 7.200.000 – 8.800.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 958 – 1.377 | 1,6 – 2,9 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 90.000 – 110.000 | 35.000 – 45.000 | 3,28 – 4,79 | 8,6 – 15,9 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 270.000 – 330.000 | 80.000 – 100.000 | 32,8 – 47,9 | 2,0 – 3,8 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 300.000 – 400.000 | 164 – 239,5 | 1,6 – 3,0 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 500.000 – 700.000 | 328 – 479 | 1,4 – 2,8 |
| Naverbranders (1 MW) | 180.000 – 220.000 | 60.000 – 80.000 | 1,61 – 2,43 | 29,5 – 57,6 |
| Naverbranders (10 MW) | 630.000 – 770.000 | 160.000 – 200.000 | 16,1 – 24,3 | 8,6 – 16,2 |
| Naverbranders (50 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 450.000 – 550.000 | 80,5 – 121,5 | 5,0 – 9,3 |

Tabel 12 - Eenheidsreductiekosten SCR bij discontovoet 6 % en afschrijvingstermijn 15 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (ton/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 6 %; n = 15 jaar |
|--|-------------------------|------------------------------|---|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 100.000 – 120.000 | 14,3 – 20,2 | 6,7 – 11,6 |
| Industriële ketel (50 MW) | 900.000 – 1.100.000 | 220.000 – 280.000 | 71,5 – 101 | 3,1 – 5,5 |
| Industriële ketel (100 MW) | 2.000.000 – 2.500.000 | 420.000 – 520.000 | 143 – 202 | 3,1 – 5,4 |
| Industriële ketel (500 MW) | 6.000.000 – 8.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 715 – 1.010 | 1,6 – 3,1 |
| Energiecentrale (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 120.000 – 180.000 | 9,9 – 14,8 | 11,2 – 23,9 |
| Energiecentrale (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 270.000 – 330.000 | 49,5 – 74,0 | 5,2 – 9,4 |
| Energiecentrale (100 MW) | 2.200.000 – 2.600.000 | 500.000 – 620.000 | 99 – 148 | 4,9 – 9,0 |
| Energiecentrale (500 MW) | 7.000.000 – 9.000.000 | 1.300.000 – 1.700.000 | 495 – 740 | 2,7 – 5,3 |
| WKK-installatie (1 MW) | 130.000 – 170.000 | 30.000 – 45.000 | 7,85 – 11,42 | 3,8 – 8,0 |
| WKK-installatie (10 MW) | 550.000 – 650.000 | 130.000 – 170.000 | 78,5 – 114,2 | 1,6 – 3,0 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.800.000 – 2.200.000 | 350.000 – 450.000 | 392,5 – 571 | 0,9 – 1,7 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 350.000 – 450.000 | 68,8 – 96,4 | 4,8 – 8,5 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 900.000 – 1.100.000 | 344 – 482 | 2,6 – 4,5 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 6.300.000 – 7.700.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 688 – 964 | 2,3 – 4,1 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 13.000.000 – 17.000.000 | 3.000.000 – 4.000.000 | 3.440 – 4.820 | 0,9 – 1,7 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 800.000 – 1.000.000 | 200.000 – 300.000 | 95,8 – 137,7 | 2,1 – 4,2 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 3.600.000 – 4.400.000 | 800.000 – 1.000.000 | 479 – 688,5 | 1,7 – 3,0 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 7.200.000 – 8.800.000 | 1.600.000 – 2.000.000 | 958 – 1.377 | 1,7 – 3,0 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 90.000 – 110.000 | 35.000 – 45.000 | 3,28 – 4,79 | 9,2 – 17,2 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 270.000 – 330.000 | 80.000 – 100.000 | 32,8 – 47,9 | 2,3 – 4,1 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 1.100.000 – 1.300.000 | 300.000 – 400.000 | 164 – 239,5 | 1,7 – 3,3 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 500.000 – 700.000 | 328 – 479 | 1,5 – 3,0 |
| Naverbranders (1 MW) | 180.000 – 220.000 | 60.000 – 80.000 | 1,61 – 2,43 | 32,3 – 63,8 |
| Naverbranders (10 MW) | 630.000 – 770.000 | 160.000 – 200.000 | 16,1 – 24,3 | 9,3 – 17,3 |
| Naverbranders (50 MW) | 2.200.000 – 2.800.000 | 450.000 – 550.000 | 80,5 – 121,5 | 5,6 – 10,4 |

De tabellen bevestigen het bekende schaalvoordeel van SCR-technologie: naarmate het thermisch vermogen stijgt, dalen de marginale kosten per kilogram verwijderde NO_x aanzienlijk. Waar zeer kleine installaties (orde 1 MW) een hoge kost per kg kunnen vertonen door vaste OPEX-componenten, liggen de eenheidskosten bij middelgrote tot grootschalige installaties typisch aanzienlijk lager. De tabellen tonen dat dit effect vooral uitgesproken is voor naverbranders (1 MW) en in mindere mate voor andere toepassingen. Glas- en keramiekovens van 1 MW liggen in deze raming doorgaans in de orde 10–20 €/kg (afhankelijk van *i* en *n*), en niet systematisch boven 25 €/kg. Grootschalige installaties (≥100 MW) kunnen de eenheidskost in veel gevallen beperken tot enkele €/kg, met name wanneer de NO_x-belasting hoog is en de installatie veel bedrijfsuren maakt.

De invloed van de financiële parameters blijft groot maar eerder gradueel. Een hogere discontovoet (6 % in plaats van 3 %) verhoogt de jaarlijkse kapitaallast merkbaar, waardoor de €/kg-waarde in alle vermogensklassen licht stijgt. Een langere afschrijftermijn (15 jaar in plaats van 10 jaar) compenseert dat effect gedeeltelijk, waardoor de kost per kilogram opnieuw daalt. De combinatie van een lage rente en een langere levensduur resulteert bijgevolg in de laagste eenheidskosten.

De vergelijking van de verschillende tabellen toont dat de verschillen tussen vermogensklassen veel groter zijn dan de variaties door rentevoet of afschrijftermijn. De keuze voor een grotere installatiegrootte heeft dus meer impact op de kost per kilogram NO_x dan de gekozen financiële parameters. Deze conclusie geldt binnen dezelfde proces- en brandstofcontext; bij wijzigende brandstofmix (bv. aardgas ↔ stookolie/kolen/biomassa/afval) kunnen NO_x-inlaat, rookgasdebiet en OPEX (katalysatorlevensduur) substantieel verschuiven, waardoor ook de kostranges wijzigen.

Wanneer in de praktijk een Lang-factor wordt toegepast om de volledige projectkost – inclusief civiele werken, engineering en montage – te ramen, stijgt de geannualiseerde CAPEX en dus de €/kg-waarde navenant. Aangezien de gehanteerde CAPEX in deze tabellen niet strikt “equipment-only” is gedefinieerd, wordt een Lang-factor hier niet als multiplicatieve correctie toegepast. Indien men wél vertrekt van equipmentprijzen, kan een installed-cost factor (project- en retrofitopslag) als separate sensitiviteit worden doorgerekend; de impact op €/kg is dan ruwweg evenredig met de verhoging van de geannualiseerde CAPEX (CRF·CAPEX). Een bijkomend kostenaspect doet zich voor bij zogenaamde tail-end SCR-opstellingen. Wanneer de SCR-reactor achter alle rookgasreinigingsstappen wordt geplaatst, is de temperatuur van het rookgas doorgaans te laag (typisch < 280–380 °C) voor een efficiënte NO_x-reductie. Het rookgas moet dan eerst worden heropgewarmd, bijvoorbeeld met een gas-gas-warmtewisselaar of een naverbrander. Dit vergt een bijkomende investering (warmtewisselaar, brander of elektrische voorverwarmer) en leidt tot hogere exploitatiekosten door extra brandstof- of elektriciteitsverbruik. Afhankelijk van debiet, benodigde temperatuurverhoging, energieprijzen en de mate van warmte-integratie kan dit de eenheidskost merkbaar verhogen; een orde van grootte van 10–30 % is mogelijk, maar projectspecifieke waarden kunnen zowel lager als hoger uitvallen. Bij economische haalbaarheidsstudies is het daarom essentieel deze zogeheten reheat-kosten expliciet mee te nemen.

De noodzaak tot investeringen in SCR wordt bovendien sterk versterkt door de PAS-beleidsdoelstellingen met betrekking tot luchtkwaliteit en natuur. Voor ondernemingen betekent dit dat SCR-investeringen niet louter worden afgewogen op basis van kost per kilogram vermeden NO_x. Ze zijn steeds vaker een vergunningsvoorwaarde en economische randvoorwaarde: nieuwe of hernieuwde omgevingsvergunningen worden expliciet getoetst

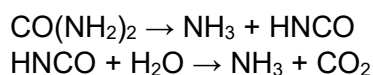
aan de bijdrage van de installatie aan de totale stikstofdepositie. Wie niet kan aantonen dat de emissies duurzaam onder de toegelaten drempels blijven, riskeert niet alleen het verlies van uitbreidingsmogelijkheden maar ook beperkingen op de bestaande exploitatie. Tegelijk vormt ammoniakslip hier een belangrijk aandachtspunt. Ammoniakslip kan lokaal bijdragen aan stikstofdepositie, waardoor naast NO_x-reductie ook slipbeheersing (regeling, menging, monitoring en eventueel een ammoniakslipkatalysator/ASC) relevant is. Dit geldt met name voor SNCR, dat structureel hogere slipwaarden vertoont, maar ook voor SCR bij minder stabiele bedrijfscondities of bij suboptimale menging. In zulke gevallen kan de installatie weliswaar de NO_x-concentratie in de schoorsteen verlagen, maar tegelijk een hogere stikstofdepositie in de omgeving veroorzaken.

Omdat alternatieven zoals SNCR of procesoptimalisatie doorgaans een slechtere reductie halen, blijft SCR met zijn rendementen tot 80–95 % de meest robuuste en grootschalig bewezen technologie om aan de aangescherpte normen te voldoen. In de Vlaamse context moet de balans tussen NO_x-reductie en NH₃-slip echter telkens projectspecifiek worden afgewogen, mede in functie van lokale depositiegevoeligheid en vergunningsvoorwaarden. In bepaalde gevallen kan een minder vergaande NO_x-reductie, maar met strikte slipbeheersing, ecologisch en juridisch de betere keuze zijn.

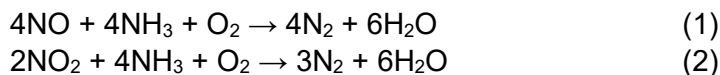
3.2.2 Selectieve niet-katalytische reductie (SNCR)

Selectieve niet-katalytische reductie (SNCR of *Selective Non-Catalytic Reduction*) is een secundaire behandelingstechniek die reeds in de jaren 70 werd ontwikkeld en ook vandaag nog steeds één van de meest gebruikte technieken is voor het verwijderen van NO_x. Het basisprincipe van een SNCR is een niet-katalytische chemische reactie waarbij een reagens op basis van ammoniak (al dan niet via ureum) wordt geïnjecteerd in een verbrandingseenheid bij hoge temperaturen (typisch 870-1150 °C).

De chemische reacties zijn vrijwel dezelfde als die bij een SCR, met als grote verschil dat ze geïnitieerd worden door de hoge temperaturen en dus geen tussenkomst van een katalysator vereisen. Geïnjecteerd ureum hydrolyseert met water onder hoge temperaturen tot ammoniak en koolstofdioxide:



Ammoniak (rechtstreeks geïnjecteerd of afkomstig van het gehydrolyseerde ureum) reageert met NO en NO₂ volgens de reacties:



Reactie (1) geldt hier als de dominante reactie vermits NO_x voor meer dan 90 % is opgebouwd uit NO. Minder dominante reacties (zoals beschreven bij SCR) genereren voornamelijk N₂O.

Reagentia

SNCR gebruiken dezelfde chemische reagentia (zie tabel SCR), maar de manier waarop ze worden toegepast, de technische condities waarin ze effectief zijn, en de milieukundige en economische implicaties van hun gebruik, verschillen aanzienlijk. Deze verschillen zijn

bepalend voor de keuze van technologie en reagens in functie van het type installatie en het emissiereductiedoel.

Proces

Er bestaan twee klassieke types van SNCR-installaties: één op basis van ammoniak (voor het eerst ontwikkeld door Exxon in 1975) en één op basis van ureum (voor het eerst ontwikkeld door EPRI in 1980). Door de jaren heen zijn er verschillende variaties en verbeteringen ontwikkeld, maar het basisprincipe van een SNCR is nog steeds hetzelfde en bestaat uit 4 verschillende stappen (Sorrels, 2019):

1. Ontvangst en opslag van het reagens;
2. Verdunnen/mixen en circulatie van het reagens;
3. Injectie van het reagens op verschillende locaties in de brander (vaak met perslucht en/of water);
4. Mengen van het reagens met de rookgassen.

Deze 4 stappen zijn gemeenschappelijk voor beide types van SNCR-installaties (zowel ammoniak/ureum), maar het ontwerp en de gebruikte instrumentatie kunnen verschillen.

Ontvangst en opslag van het reagens

Ammoniak of ureum wordt opgeslagen in speciale opslagtanks - vaak gecoat met polyester - waarvan de grootte varieert met het volume aan reagentia dat wekelijks wordt verbruikt. Typisch zijn de volumes het equivalent van één truck die elke 1 à 3 weken levert: 5.000-20.000 liter bij kleinere installaties en tot 100.000 liter bij grote industriële installaties. Elke tank is voorzien van instrumentatie (bv. mangaten, trappen, vlotters, drukmeters en thermometers) en de nodige veiligheidsmaatregelen.

Verdunnen/mixen en circulatie van het reagens

Bij gebruik van ammoniak- of ureumoplossingen wordt het reductiemiddel vaak extra verdund met gedemineraliseerd water vlak vóór de injectie. De opslagconcentratie is op zich niet "te hoog", maar een lagere concentratie en een groter vloeistofvolume zorgen voor een fijnere verneveling en een gelijkmatigere menging met het rookgas. Dat maakt de stoichiometrische verdeling tussen het reagens en de NO_x homogener en verkleint het risico op lokale overdosering en ammoniakslip.

Hiervoor wordt doorgaans een verdunnings- en doseermodule toegepast – vaak aangeduid als een Injection Zone Meter Module (IZM). Deze module regelt, op basis van procesparameters zoals rookgasdebiet en actuele NO_x-concentratie, de toevoer van gedemineraliseerd water en het exacte debiet van het reductiemiddel naar de injectielansen.

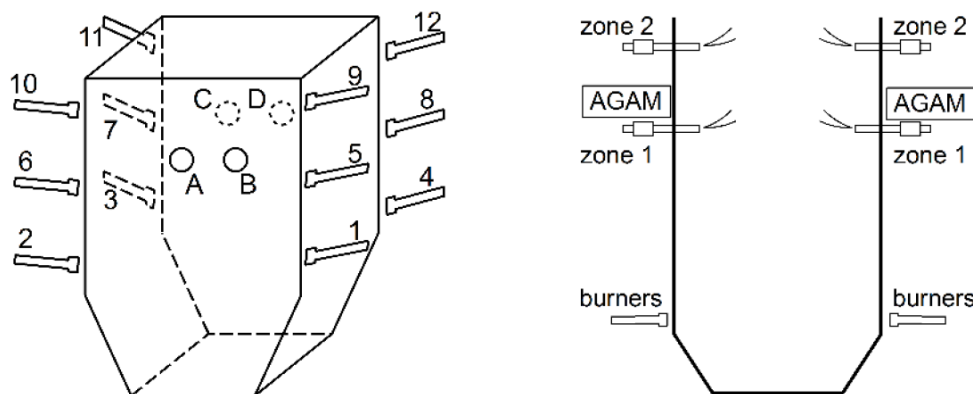
Om de oplossing in de opslagtank homogeen te houden en om het reductiemiddel met voldoende druk en debiet naar de verdunningsmodule te transporteren, wordt een circulatiemodule gebruikt. Dit recirculatiesysteem bestaat typisch uit roestvrijstalen pompen (meestal centrifugaal- of membraanpompen), filters, debiet- en drukmetingen en de nodige afsluiters en instrumentatie. De drukniveaus zijn procesmatig voldoende om een goede verneveling via de injectielansen te garanderen—typisch enkele bar—maar niet te vergelijken met hoge-druksystemen.

Voor watervrij ammoniak (NH₃) is een aparte verdunningsstap meestal niet nodig, omdat het ammoniak na verdamping rechtstreeks in gasfase wordt gedoseerd.

Injectie van het reagens op verschillende locaties in de brander

Het verdunde ammoniak/ureum wordt vervolgens naar de verdeelmodules gestuurd, die zich doorgaans naast de branders bevinden. Elk van deze modules bestaat uit verschillende debietmeters en regelaars die zijn aangesloten op een automatisch regelsysteem, dat nauwkeurig de reagens- en luchtstroom naar elke injector controleert en regelt (Sorrels, 2019).

Een SNCR-installatie heeft meerdere injectiepunten in de branders (zie figuur). Het aantal en de locatie van deze injectiepunten is sterk afhankelijk van de bedrijfsomstandigheden, zoals het type verbranding en de temperatuur(zones). Typische ontwerpen maken gebruik van 1 tot 5 injectiezones met verschillende injectoren per zone. Door verschillende injectiezones en -punten te gebruiken, kan flexibel gereageerd worden op variaties in bedrijfsomstandigheden om zowel de NO_x-verwijdering als de ammoniakslipniveaus op peil te houden. Dit is van groot belang bij SNCR-installaties.



Figuur 3 - Verschillende injectiezones en -punten in een SNCR (Gal et al., 2017)

Mengen van het reagens met de rookgassen

De injectoren helpen bij het verspreiden en mengen van de reagentia met het rookgas. We onderscheiden twee soorten: wand- en lansinjectoren (Sorrels, 2019):

- Een wand- of muurinjector wordt aan de binnenwand van een verbrandingsketel bevestigd en bestaat doorgaans uit één mondstuk voor elke injectorlocatie. Kleine branders worden standaard uitgerust met dit type van injector, vermits de injectie op voldoende korte afstand plaatsvindt om de reagentia met het rookgas te mengen. In grote branders worden deze injectoren gebruikt in combinatie met lansinjectoren om de reagensdekking nabij de wanden te verbeteren.
- Een lansinjector bestaat uit een dunne buis die vanuit de (ketel)wand rechtstreeks in het rookgastraject steekt – soms over de gehele breedte van de brander. De sproeiers

of mondstukken bevinden zich in of langs de buis. Ze worden enkel toegepast in grote branders waar het mengen van rookgas met het reagentia veel moeilijker is.

Injectoren zijn sterk onderhevig aan corrosie, erosie en degradatie omdat ze direct worden blootgesteld aan de zeer hete rookgassen, waardoor ze een korte levensduur hebben - vooral lansinjectoren. Ze worden steeds vervaardigd uit roestvrij staal en vaak voorzien van een koelsysteem (op basis van lucht, stoom of water). Om de levensduur te verhogen, zijn er ook lansinjectoren en sommige wandinjectoren die ingetrokken kunnen worden wanneer ze niet in gebruik zijn.

De mondstukken zijn zodanig ontwikkeld om de reagentia te verdelen onder de juiste druk en volgens een optimale druppelgrootte. Sommige mondstukken zijn erop voorzien om meerdere gas- of vloeistofstromen te injecteren, zoals bij ureum, dat typisch met lucht of stoom wordt ingespoten. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen *low-energy* en *high-energy* systemen. Een *low-energy* systeem gebruikt perslucht onder lage druk, terwijl een *high-energy* systeem grote hoeveelheden perslucht of stoom gebruikt om de oplossing te injecteren en krachtig te mengen met de rookgassen. Dit laatste is typisch het geval bij lansinjectoren in grote branders. *High-energy* systemen vragen meer energie en zijn duurder in aankoop en onderhoud.

Procesparameters

Een SNCR-installatie is relatief eenvoudig vergeleken met een SCR, maar gevoeliger aan (veranderende) procesparameters. Volgende parameters – zowel operationeel als op het vlak van ontwerp – beïnvloeden de graad van NO_x-verwijdering:

- Reactietemperatuur (of werkingstemperatuur van de brander)
- Verblijftijd van de reagentia
- Mate van mengen reagentia/rookgassen
- Stoichiometrie
- Ammoniakslip

Reactietemperatuur

In tegenstelling tot SCR-installaties – waarbij de chemische reacties geïnitieerd worden door katalysatoren bij lagere temperaturen – vinden bij een SNCR-installatie de NO_x-NH₃-reacties spontaan plaats bij hogere temperaturen. Het optimale temperatuurbereik ligt tussen 870 en 1150 °C.

Bij temperaturen onder 870 °C ligt de reactiekinetiek te laag, terwijl bij temperaturen boven 1150 °C oxidatiereacties optreden die extra NO_x-verbindingen genereren. Voor ammoniak ligt de optimale reactietemperatuur op 950 °C, terwijl dit voor ureum rond de 1010 °C ligt. Het is van groot belang om bij het ontwerp van een SNCR-installatie rekening te houden met deze optimale reactietemperaturen. Tijdens de ontwerpfase wordt voor de locatie van de injectoren rekening gehouden met het gebruikte reagens en de specifieke condities van de gebruikte branders (waaronder het temperatuurprofiel). Een correcte plaatsing van de injectiepunten resulteert in een hogere NO_x-verwijderingsgraad. Het gebruik van verschillende injectiezones maakt het mogelijk om fluctuaties in de temperatuurprofielen op te vangen, zoals bv. bij het gebruik van verschillende brandstoffen. Sommige brandstoffen (zoals bv. bepaalde types van biomassa of hout) hebben een te lage calorische waarde, waardoor de optimale

reactietemperaturen niet bereikt worden en het gebruik van een SNCR-installatie als onvoldoende efficiënt wordt geacht.

Verblijftijd van de reagentia

De verblijftijd is de tijd waarin het reagens zich in de reactorruimte bevindt, in dit geval de verbrandingszone. In het algemeen leidt een langere verblijftijd tot een hogere verwijderingsgraad. De verblijftijd wordt bepaald door de snelheid van het rookgas en het ontwerp van de installatie en kan variëren van enkele milliseconden tot meerdere seconden. Uit studies blijkt dat een verblijftijd van circa 0,2 tot 0,5 seconden doorgaans optimaal is (Sorrels, 2019).

Een verdere verlenging levert meestal weinig extra NO_x-reductie op, omdat de reactie bij voldoende hoge temperatuur in dat tijdsvenster grotendeels is voltooid. Daalt de temperatuur nadien, dan neemt de reactiekinetiek af en kan het risico op ammoniakslip toenemen.

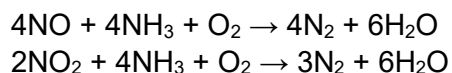
Mate van mengen reagentia/rookgassen

Optimaal mengen van de ingespoten reagentia met het rookgas is evenredig met de graad van NO_x-verwijdering. Zoals reeds vermeld, worden de injectoren en injectiepunten specifiek aangepast aan de boiler (type en grootte) en het soort reagens. Dit zorgt niet enkel voor een betere menging/dekking en dus ideale reactiesnelheden die op hun beurt zorgen voor een betere NO_x-verwijdering, maar eveneens voor een lager verbruik van de reagentia. Volgende parameters kunnen zorgen voor betere mengpatronen:

- Verhogen van de injectiezones
- Verhogen van het aantal injectoren
- Aangepaste mondstukken gebruiken met o.a. verbeterde druppelgrootte en spuihoeken
- Hogere intensiteit/energie van de druppels

Stoichiometrie

Theoretisch gezien wordt de gewenste hoeveelheid reagens berekend op basis van de stoichiometrische verhoudingen van de dominante reactievergelijkingen:



In de praktijk wordt vnl. een overmaat aan reagentia gebruikt door de complexiteit van de daadwerkelijke chemische reacties en de mengbeperkingen tussen reagens en rookgas (die de snelheidskinetiek gaan beïnvloeden). Wat met de schommelende NO_x-concentraties in de rookgassen?

In de praktijk wordt meestal een overmaat aan reagentia toegepast, onder meer door de complexiteit van de chemische reacties en de beperkingen in de menging tussen reagens en rookgas, die de reactiekinetiek beïnvloeden.

Daarnaast spelen ook schommelingen in de NO_x-concentraties in het rookgas een belangrijke rol. Variaties in belasting en procescondities maken het moeilijk om de dosering continu

optimaal af te stemmen, waardoor in de praktijk vaak een veiligheidsmarge wordt ingebouwd in de vorm van een verhoogde NH₃/NO_x-verhouding.

De NO_x-verwijderingsgraad neemt in het algemeen toe bij hogere NH₃/NO_x-verhoudingen. In de praktijk wordt vaak gewerkt met verhoudingen die hoger liggen dan de theoretische stoichiometrische verhouding (≈ 1), en die in bepaalde toepassingen kunnen oplopen tot waarden rond 2 à 2,5, afhankelijk van de procescondities en de gewenste verwijderingsgraad. Dit gaat echter gepaard met een verhoogd risico op ammoniakslip.

De optimale verhouding wordt bepaald door een afweging tussen verschillende parameters:

- Gewenste NO_x-verwijderingsgraad
- Toegestane hoeveelheid ammoniakslip
- De mate van het mengen
- Procestemperatuur
- Verbliftijd
- Schommelende NO_x-concentraties in het rookgas
- Hoeveelheid ongewenste nevenreacties

Ammoniakslip

Ammoniakslip verwijst naar de restconcentratie ammoniak (NH₃) die niet reageert met NO_x en met de rookgassen wordt uitgestoten bij toepassing van SNCR. Het niveau van ammoniakslip is sterk afhankelijk van de bedrijfsomstandigheden en varieert aanzienlijk tussen installaties, maar vormt in alle gevallen een belangrijk aandachtspunt voor exploitanten.

Bij SNCR-installaties verlopen de NO_x-NH₃-reacties zonder katalysator en dus bij hogere temperaturen dan bij SCR. Hierdoor is de efficiëntie van de reactie – en dus ook de mate van ammoniakslip – sterk afhankelijk van het temperatuursvenster waarin de injectie plaatsvindt. Dit werkingsgebied ligt typisch tussen circa 870 en 1150 °C.

Binnen dit temperatuurbereik is er een nauwe interactie tussen temperatuur, menging en stoichiometrie. De optimale NH₃/NO_x-verhouding is temperatuurafhankelijk en verschilt licht naargelang het gebruikte reagens: ammoniak presteert doorgaans beter bij iets lagere temperaturen dan ureum. Bij afwijkingen van het optimale temperatuurbereik neemt de reactie-efficiëntie af, waardoor een hogere dosering nodig is en het risico op ammoniakslip toeneemt.

Wanneer de temperatuur te laag is, verloopt de reactiekinetiek te traag en reageert een deel van de geïnjecteerde ammoniak niet, waardoor deze als slip wordt geëmitteerd. Bij te hoge temperaturen kunnen daarentegen ongewenste nevenreacties optreden, zoals oxidatie van ammoniak of de vorming van lachgas (N₂O), wat eveneens leidt tot een lagere selectiviteit van het proces (Pronobis et al., 2017).

Naast temperatuur spelen ook procesdynamiek en menging een belangrijke rol. Schommelingen in NO_x-concentraties, variaties in debiet en een niet-optimale verdeling van het reagens in het rookgas leiden vaak tot een veiligheidsmarge in de dosering (overdosering), wat het risico op ammoniakslip verder verhoogt.

Typisch wordt de ammoniakslip bij SNCR geschat tussen 10 en 50 ppm, afhankelijk van de installatie, het debiet, de injectiestrategie en het gebruikte reagens. In installaties zonder fijnregeling of met sterk wisselende belasting kan deze waarde nog hoger liggen. Bovendien wordt de slip in SNCR-systemen zelden continu gemonitord, wat het risico op langdurige overschrijding van emissienormen verhoogt.

Onderstaande tabel geeft een indicatieve relatie weer tussen de NH₃/NO_x-molverhouding, de verwachte NO_x-verwijderingsgraad en de bijbehorende ammoniakslip bij toepassing van SNCR.

Tabel 13 - Relatie tussen NH₃/NO_x-molverhouding, NO_x-verwijdering en ammoniakslip bij SNCR

| NH ₃ /NO _x molverhouding | Verwachte NO _x -verwijdering (%) | Ammoniakslip (ppm) | Opmerkingen |
|--|---|--------------------|---|
| 0,7 : 1 | 25 – 40 % | < 5 | Te lage dosering; beperkte reductie, weinig slip |
| 0,9 : 1 | 40 – 60 % | 5 – 15 | Relatief gunstige balans in ideale temperatuurzone |
| 1 : 1 | 50-70 % | 10 – 20 | Stoichiometrisch; matige reductie, lichte tot matige hoeveelheid slip |
| 1,1 : 1 | 50 – 70 % | 15 - 30 | Ruime overmaat ten compensatie |
| 1,3 : 1 | 60 – 75 % | 30 – 50 | Overdosering ter compensatie van variabele temperatuur; hogere slip |

Hoewel de NO_x-verwijdering theoretisch nog licht kan toenemen boven een NH₃/NO_x-molverhouding van ~1,3, is dit in SNCR-toepassingen operationeel onwenselijk: de marginale winst in NO_x-reductie wordt klein, terwijl ammoniakslip vaak sterk toeneemt en het risico op N₂O-vorming stijgt bij temperatuurafwijkingen. Een nog hogere verhouding (bv. 2 of meer) is niet bedoeld voor een SNCR-installatie en zou in de praktijk tot buitensporige slip leiden. In de meeste installaties ligt het doelbereik voor SNCR dus tussen ~0,8 en 1,2 (max. ~1,3), met strakke regeling op temperatuur en verblijftijd.

Wanneer downstream een SCR aanwezig is, kan die residuele slip deels “polishen”, maar zelfs dan is het verstandig om de pre-SCR slip < 10 ppm te houden om emissies en neveneffecten te beperken en een onnodige extra belasting van de katalysator te vermijden.

Het beheersen van ammoniakslip vergt continue opvolging. Mogelijke strategieën zijn:

- Aanpassen van reagensdosering op basis van metingen van ammoniakslip.
- Bepalen van ammoniakconcentraties in vliegias als aanvullende of indirecte controle.

De meetprincipes en analysetechnieken zijn gelijk aan deze bij een SCR-installatie, maar de context waarin de meting gebeurt verschilt. Bij SNCR zijn de condities minder gecontroleerd, de sliprisico's hoger en de meting vaak complexer. Bij SCR is de slip doorgaans lager, wordt de regeling preciezer afgestemd en zijn de meetcondities doorgaans gunstiger.

Transitie naar waterstof als brandstof

Bij een overstap op waterstof moet dus de SNCR-strategie mogelijk herbekeken of aangepast worden om de NO_x-reductie effectief te houden. De hoge verbrandingstemperaturen kunnen gunstig zijn voor de reactie-efficiëntie, maar de temperatuursverdeling is in de praktijk vaak onstabiel, wat de vorming van bijproducten kan bevorderen. Bovendien bestaat het risico dat de rookgassen downstream, bij toepassing van een nageschakelde SCR (hybride – zie hoofdstuk 3.2.3), de optimale temperatuurrange over- of onderschrijden. In dat geval kan bijkomende rookgasconditionering, zoals afkoeling, noodzakelijk zijn om een efficiënte werking van de katalysator te waarborgen en degradatie te vermijden.

In het geval dat ammoniakslip optreedt, kan het – indien zwaveloxiden (SO_x) aanwezig zijn – reageren tot ammoniumbisulfaat (ABS), dat zich kan afzetten op warmtewisselaars en leidingen, met corrosie en drukval als gevolg. Bij zuiver waterstof als brandstof is er echter normaal geen zwavelbron en vormt ABS dus geen risico. Dit gevaar kan wel weer actueel worden in installaties waar waterstof wordt gemengd met andere, zwavelhoudende brandstoffen (bijvoorbeeld in co-firing of bij overgangsbrandstoffen), of wanneer elders in het proces zwavelverbindingen in de rookgassen terechtkomen.

Toch biedt de hoge vlamtemperatuur van waterstof ook voordelen voor SNCR: binnen het juiste venster is de reactie bijzonder snel en volledig, waardoor met minimale reagenshoeveelheden een hoge NO_x-reductie gehaald kan worden. Voorwaarde is wel dat het injectiesysteem perfect is afgestemd op de thermohydraulische eigenschappen van de verbrandingskamer en dat het systeem beschikt over voldoende regelcapaciteit.

Aangezien waterstof een groeiende rol zal spelen in de energietransitie, is het waarschijnlijk dat SNCR-systemen een belangrijke technologie zullen blijven voor NO_x-reductie, vooral in toepassingen waar geen ruimte, energie of budget is voor SCR-installaties. Tegelijk zal er een grotere nadruk komen te liggen op nauwkeurige regeling, geavanceerde injectietechnologie en integratie met online procesmonitoring. In dat opzicht vormt waterstofverbranding geen bedreiging voor SNCR, maar dwingt het eerder tot technologische verfijning en herkalibratie van deze bestaande technologie.

Samengevat vereist SNCR bij waterstofverbranding een aangepaste ontwerpfilosofie, met nadruk op injectiedynamiek, temperatuurbeheer en emissiebewaking. Mits correct toegepast, blijft SNCR een relevante, robuuste en economisch haalbare methode voor NO_x-reductie in het waterstoftijdperk – zij het onder striktere voorwaarden dan bij traditionele brandstoffen.

3.2.2.1 Toepassingsgebied

Hoewel SNCR een eenvoudige en relatief goedkope techniek is voor de reductie van stikstofoxiden (NO_x), is de toepasbaarheid ervan sterk afhankelijk van de thermische condities binnen de verbrandingsinstallatie. De efficiëntie van SNCR berust immers volledig op de temperatuur van de rookgassen: deze moet zich bevinden binnen een nauw omschreven temperatuurvenster.

Temperatuurbereik

Het temperatuurbereik is de voornaamste beperkende factor bij de inzet van SNCR. In

installaties waar dit bereik slechts kortstondig of onregelmatig aanwezig is, zoals bij wisselende belasting of grillige brandstofeigenschappen, zal de NO_x-reductie variabel en vaak ontoereikend zijn. In afvalverbrandingsinstallaties, stoomketels en cementovens zijn er echter zones waar deze temperatuur van nature voorkomt. Daar kan SNCR effectief ingezet worden. In installaties waar de rookgassen structureel te koud of te heet zijn, zoals WKK's of glasovens, is SNCR veel minder geschikt tenzij het systeem kunstmatig wordt aangepast, wat vaak economisch niet rendabel is.

Reactietijd en menging

SNCR vereist een voldoende lange verblijftijd van het reagens in het geschikte temperatuurtraject, samen met een goede menging met de rookgassen. In compacte of snelstromende systemen kan de reactietijd te kort zijn, wat leidt tot een lage omzetting van NO_x en verhoogde ammoniakslip. Een goede ontwerpkeuze van injectiepunt(en), sproeitechniek en verneveling is essentieel voor een goed resultaat.

Brandstofkarakteristieken en rookgassamenstelling

SNCR presteert het best bij relatief stabiele verbrandingsomstandigheden. Installaties die gebruik maken van mengbrandstoffen, zoals cementovens die deels op afvalstoffen of petroleumcokes draaien, zorgen voor wisselende NO_x-concentraties en veranderlijke rookgassamenstelling. Hierdoor wordt het moeilijk om de hoeveelheid ingespoten reagens precies af te stemmen op het momentane NO_x-aanbod, wat leidt tot suboptimale prestaties of verhoogde slip.

Dit bemoeilijkt de optimale afstelling van de SNCR-injectie en kan leiden tot schommelingen in de verwijderingsefficiëntie en ammoniakslip. Dit doet echter geen afbreuk aan de algemene toepasbaarheid van SNCR in deze sector: dankzij de hoge procestemperaturen bevinden cement- en kalkovens zich intrinsiek binnen het geschikte temperatuurbereik voor SNCR. De technologie is daardoor in deze toepassingen goed inzetbaar, zij het met verhoogde eisen aan regeling en procescontrole.

In biomassaketels of stoomketels met een homogeen brandstofpatroon is SNCR daarentegen beter beheersbaar. Daarbij blijft gelden dat de rookgastemperatuur zich in het geschikte venster moet bevinden. Wanneer de temperatuur te laag is, is SNCR technisch niet haalbaar, en bij sterk wisselende brandstofsamenstellingen wordt de regeling bijzonder complex.

Ruimtevereisten en installatiegemak

Een belangrijk voordeel van SNCR is dat het weinig ruimte vraagt. Doordat het systeem geen katalysator vereist, volstaat het om injectielansen en bijhorende toevoerleidingen te installeren in de juiste zone van het rookgaskanaal. Dit maakt de techniek aantrekkelijk voor bestaande installaties met beperkte ruimte of voor toepassingen waar SCR niet praktisch is. Retrofit van SNCR is in veel gevallen haalbaar zonder ingrijpende wijzigingen aan de infrastructuur.

Beschikbaarheid van standaardoplossingen

Voor ketels, verbrandingsovens en middelgrote industriële installaties bestaan er vandaag meerdere commercieel beschikbare SNCR-systemen die modulair en schaalbaar zijn. Bij complexere processen of installaties met sterk wisselende verbranding (zoals sommige

chemische toepassingen) is echter vaak maatwerk nodig, zeker voor wat betreft de regeling en verdeling van het reagens.

Onderstaande tabel geeft de toepasbaarheid van SNCR bij verschillende types van installaties:

Tabel 14 - Toepasbaarheid van SNCR per type verbrandingsinstallatie

| Type installatie | Toepasbaarheid SNCR | Belangrijkste beperkingen |
|------------------------------------|---------------------|---|
| Industriële ketels | Matig tot hoog | Nauw temperatuurbereik vereist voor effectieve NO _x -reductie |
| Energiecentrales | Matig | Temperatuurprofilering essentieel; lagere efficiëntie dan SCR |
| WKK-installaties | Laag tot matig | Moeilijkheden bij optimale injectie vanwege schaal en variatie |
| Afvalverbrandingsinstallaties | Laag tot matig | Ongeschikt temperatuurbereik, hoge variabiliteit in rookgassen |
| Cement- en kalkovens | Hoog | Geschikt vanwege hoge procestemperaturen |
| Glasovens | Matig | Temperatuurcontrole vereist; beperkte injectiepunten |
| Keramiekoovens | Matig tot hoog | Geschikt temperatuurbereik; risico op productaantasting door ammoniak-slip; uitdagende injectieconfiguratie |
| Naverbranders (chemie/petrochemie) | Matig tot hoog | Goed toepasbaar bij geschikte temperaturen en belasting |

3.2.2.2 Voor- en nadelen

Het grootste voordeel van SNCR is ongetwijfeld de lage investeringskost in vergelijking met SCR. Doordat er geen katalysator nodig is, vallen zowel de materiaalkosten als de installatie- en onderhoudskosten lager uit. Ook de ruimtebehoefte is beperkt, waardoor het systeem zich vlot laat integreren in bestaande installaties, zelfs wanneer er weinig plaats beschikbaar is.

Bovendien is SNCR een eenvoudig principe met weinig bewegende onderdelen. Dit maakt het systeem relatief robuust en onderhoudsvriendelijk. Bij correcte dimensionering kan de techniek in geschikte temperatuurzones een NO_x-reductie tot 30 à 60 procent realiseren.

Tegenover deze voordelen staan echter ook belangrijke beperkingen. De reductie-efficiëntie is beduidend lager dan bij SCR en sterk afhankelijk van de exacte bedrijfstemperatuur. Hierdoor is SNCR minder geschikt voor installaties met sterk fluctuerende bedrijfsomstandigheden.

Bovendien is het risico op ammoniakslip bij SNCR relatief hoog, vooral als het injectiepunt niet optimaal gekozen is of als de temperatuur buiten het ideale venster valt. Overtollig ammoniak kan dan ongebruikt via de schoorsteen ontsnappen, wat geurhinder of secundaire milieu-impact veroorzaakt.

Tot slot moet ook vermeld worden dat SNCR geen significante reductie realiseert voor andere emissiecomponenten zoals fijn stof of dioxines. In bepaalde omstandigheden kan ammoniakslip bovendien bijdragen aan de vorming van secundair fijn stof, bijvoorbeeld onder de vorm van ammoniumsulfaat of ammoniumnitraat. Daarnaast vraagt het gebruik van ureum of ammoniak als reagens ook hier de nodige veiligheids- en logistieke aandacht.

3.2.2.3 Kostprijzen

Een SNCR-installatie is in de praktijk een relatief goedkope en technisch eenvoudige technologie voor de reductie van stikstofoxiden (NO_x) in rookgassen, zeker in vergelijking met meer complexe nabehandelingstechnieken zoals SCR. Het basisprincipe – waarbij een reagens zoals ureum of ammoniak rechtstreeks in het hete rookgas wordt geïnjecteerd – maakt dat de installatie beperkt blijft in opbouw en dat zowel investerings- als operationele kosten doorgaans relatief laag zijn. Dit maakt SNCR bijzonder geschikt voor toepassingen waar een matige emissiereductie volstaat of waar economische en ruimtelijke randvoorwaarden een belangrijke rol spelen. In deze studie wordt uitgegaan van een typische emissiereductie van 30–60 %, op voorwaarde dat de procescondities voldoende gunstig zijn. Hogere rendementen worden niet als referentie genomen, omdat deze vaak slechts tijdelijk of onder ideale omstandigheden haalbaar zijn en daardoor geen representatief beeld geven van de jaargemiddelde kosteneffectiviteit.

De investeringskosten worden voornamelijk bepaald door de schaal van de installatie en de mate waarin het systeem moet worden aangepast aan de bestaande procesomgeving. Belangrijke componenten zijn onder meer injectielansen of sproeiers (al dan niet met verneveling), opslag- en doseersystemen voor het reagens, inclusief pompen en leidingen, en de bijhorende meet- en regeltechniek. De aanwezigheid van meerdere injectieniveaus of instelbare injectiepunten kan noodzakelijk zijn om een goede spreiding van het reagens te garanderen, maar verhoogt tegelijk de complexiteit en de kost, zeker in retrofittoepassingen waar de beschikbare ruimte en procescondities beperkend zijn.

Afhankelijk van de toepassing kunnen bijkomende voorzieningen nodig zijn om het reagens geschikt te maken voor injectie, zoals verdamping of voorverwarming. Bij gebruik van ammoniak spelen veiligheidsaspecten een grotere rol en kunnen extra maatregelen vereist zijn op het vlak van opslag, lekdetectie en regelgeving (bijvoorbeeld ATEX of Seveso). Bij ureum liggen de aandachtspunten eerder bij opslag, kristallisatie en vorstbescherming. De keuze van het reagens heeft daardoor niet alleen invloed op de investeringskost, maar ook op de operationele flexibiliteit en de kans op neveneffecten zoals afzettingen of ammoniakslip.

Bij integratie in bestaande installaties kunnen bijkomende kosten optreden door praktische beperkingen, zoals beperkte toegankelijkheid of beschikbare ruimte. Dit kan leiden tot extra constructiewerk, aanpassingen aan leidingwerk of bijkomende isolatie. Hoewel SNCR doorgaans goedkoper is dan SCR, kunnen dergelijke projectspecifieke factoren ertoe leiden dat de kosten oplopen en in sommige gevallen dichter aansluiten bij eenvoudigere SCR-configuraties. Vooral wanneer meerdere injectieniveaus of actieve regeling nodig zijn, kan de ogenschijnlijke eenvoud van SNCR in de praktijk gedeeltelijk verloren gaan.

De operationele kosten worden in hoofdzaak bepaald door het verbruik van het reagens. Dit verbruik hangt af van de inkomende NO_x-concentratie, de gewenste reductiegraad en het aantal bedrijfsuren. Ureum wordt het meest toegepast vanwege de lagere kost en het gunstigere veiligheidsprofiel, terwijl ammoniak in bepaalde gevallen een efficiënter verbruik kan opleveren. Dit betekent echter niet automatisch dat de totale operationele kosten lager zijn, aangezien bijkomende veiligheidsmaatregelen de kostenstructuur kunnen beïnvloeden. Daarnaast omvatten de operationele kosten ook onderhoud en opvolging, zoals het reinigen of vervangen van injectiesystemen en het onderhouden van de regeltechniek. In tegenstelling tot katalytische systemen is er geen nood aan katalysatorvervanging, wat het onderhoud eenvoudiger maakt. Daartegenover staat dat SNCR gevoeliger is voor ammoniakslip en voor

de vorming van afzettingen in koudere delen van het systeem, wat bijkomende aandacht en kosten kan vereisen.

Het behaalde rendement is sterk afhankelijk van de procescondities. Een effectieve reductie van 30–60 % kan enkel worden gerealiseerd wanneer het reagens wordt geïnjecteerd binnen een geschikt temperatuurgebied en wanneer voldoende menging met het rookgas plaatsvindt. Dit temperatuurgebied is relatief beperkt en varieert met de procesomstandigheden en het gebruikte reagens. In veel installaties is dit optimale venster slechts gedurende een deel van de bedrijfsduur aanwezig, waardoor het jaargemiddelde rendement lager uitvalt dan theoretisch mogelijk is.

Dit heeft een directe invloed op de kosteneffectiviteit. Wanneer het systeem slechts een deel van de tijd onder optimale omstandigheden opereert, daalt de totale hoeveelheid vermeden NO_x, terwijl de operationele kosten grotendeels behouden blijven. Hierdoor neemt de kost per eenheid vermeden emissie toe. Dit effect is inherent aan SNCR en verklaart waarom theoretische maximumrendementen geen goede indicator zijn voor de werkelijke prestaties op jaarbasis.

De economische evaluatie gebeurt aan de hand van een eenheidskost, uitgedrukt per vermeden hoeveelheid NO_x. Hiervoor wordt een consistente berekeningswijze toegepast waarbij de vermeden emissie wordt bepaald op basis van typische bedrijfsparameters zoals NO_x-inlaat, rookgasdebiet, bedrijfsduur en gerealiseerd rendement. De gehanteerde scenario's geven een representatief beeld van typische toepassingen, maar installaties met afwijkende procescondities kunnen hiervan afwijken. In dergelijke gevallen moeten de invoerparameters worden aangepast op basis van specifieke meetgegevens of massabalansen om tot een realistische kosteninschatting te komen.

De kost per kilogram vermeden NO_x wordt berekend volgens de gebruikelijke relatie tussen investeringskosten, jaarlijkse operationele kosten en vermeden emissie:

$$\text{Kost per kg NO}_x = \frac{(\text{CAPEX} \times \text{CRF}) + \text{OPEX}}{\text{jaarlijks vermeden NO}_x \left[\frac{\text{kg}}{\text{jaar}} \right]}$$

met de capital recovery factor (CRF):

$$\text{CRF}(i, n) = \frac{i(1+i)^n}{(1+i)^n - 1}$$

waarbij *i* de discontovoet is (typisch 3–6 %) en *n* de afschrijftermijn (typisch 10–15 jaar).

De verdere aannames zijn identiek aan SCR, behalve het rendement.

De in onderstaande tabellen weergegeven investerings- en operationele kosten, evenals de eenheidskost (€/kg NO_x), zijn indicatieve waarden gebaseerd op praktijkcijfers en literatuur. Voor SNCR is daarbij consequent uitgegaan van een reductierendement van 30–60 %. De resultaten zijn berekend zonder toepassing van een Lang-factor; aangezien de gehanteerde CAPEX-bandbreedtes reeds projectcomponenten kunnen omvatten (integratie, instrumentatie en veiligheidsvoorzieningen), wordt een Lang-factor hier niet als multiplicatieve correctie toegepast maar enkel als kwalitatieve plausibiliteitscheck. Civiele werken,

engineering en projectmanagement zijn daarbij bewust niet verder genormaliseerd, aangezien deze sterk projectspecifiek zijn en een aparte raming vergen.

Het is belangrijk dit genuanceerd te interpreteren: de kosteneffectiviteit van SNCR hangt sterk af van (i) de mate waarin het proces gedurende het jaar in het ideale temperatuurvenster opereert, (ii) de menging en doseerregeling, en (iii) de stabiliteit van bedrijfscondities. In installaties waar deze voorwaarden slechts beperkt aanwezig zijn, kan het gerealiseerde rendement structureel aan de onderkant van de bandbreedte liggen en kan de kost per vermeden kilogram NO_x hoger uitvallen dan de theoretische minimumwaarden suggereren. Daarnaast kan ammoniakslip, typisch in de orde van enkele mg/Nm³ tot >10 mg/Nm³ bij suboptimale regeling, vooral relevant in het kader van PAS, een beperkende factor zijn voor de inzetbaarheid en aanleiding geven tot bijkomende maatregelen zoals strengere doseerregeling, monitoring of nabehandeling, met impact op OPEX.

Scenario's en aannames

Onderstaande scenario's zijn identiek aan die voor SCR, met als enig verschil dat voor SNCR een jaargemiddeld reductierendement van 30–60 % wordt aangenomen. De jaarlijks vermeden NO_x-massa is rechtstreeks afgeleid uit de NO_x-inlaat, het rookgasdebiet per MW, de bedrijfsuren en het aangenomen rendement, en neemt lineair toe met het geïnstalleerd thermisch vermogen.

Tabel 15 - Overzicht van scenario-aannames voor SNCR-berekeningen

| Scenario | Basis | O ₂ -ref | NO _x vóór SCR (mg/Nm ³) | Verwacht debiet (Nm ³ /h per MW) | Bedrijfsuren (h/jaar) | SNCR η (%) | Vermeden NO _x (kg/MW-jaar) | Vermeden NO _x (ton/MW-jaar) | Opmerkingen |
|-------------------------------|-------|---------------------|--|---|-----------------------|------------|---------------------------------------|--|--|
| Industriële ketels | Droog | 3 % | 170–190 | 1.500–1.600 | 7.000 | 30-60 | 536 – 1.277 | 0,54 – 1,28 | Relatief stabiele bedrijfsvoering; NO _x -inlaat en specifiek rookgasdebiet per MW liggen voor aardgasgestookte ketels doorgaans in een beperkte band. |
| Energiecentrales | Droog | 3 % | 110–130 | 1.400–1.500 | 8.000 | 30-60 | 370 – 936 | 0,37 – 0,94 | Hoge beschikbaarheid en stabiele rookgascondities; specifieke rookgasdebieten per MW zijn goed voorspelbaar voor ketels. |
| WKK | Droog | 5 % | 850–950 | 2.100–2.300 | 5.500 | 30-60 | 2.945 – 7.201 | 2,95 – 7,20 | Warmte- en deellastgestuurd bedrijf; NO _x -emissies en rookgasdebiet variëren met motorbelasting, hier weergegeven als een typische band. |
| Afvalverbranding | Droog | 11 % | 430–470 | 2.500–2.700 | 8.000 | 30-60 | 2.580 – 4.568 | 2,58 – 4,57 | Continu bedrijf met uitgebreide rookgasreiniging; SCR kan voor of na andere reinigingsstappen geplaatst zijn, waarbij reheat als aparte variant wordt beschouwd. |
| Cement- en kalkovens | Droog | 10 % | 760–840 | 2.100–2.300 | 7.500 | 30-60 | 3.591 – 8.694 | 3,59 – 8,69 | Procesafhankelijke rookgascondities (brandstofmix en ovenbedrijf); gekozen waarden vertegenwoordigen een typische operationele band. |
| Glas- en keramiekovens | Droog | 8 % | 380–420 | 1.800–2.000 | 6.000 | 30-60 | 1.231 – 3.024 | 1,23 – 3,02 | Variatie door productmix en bedrijfsregime; aannames weerspiegelen een representatieve band voor industriële ovens. |
| Naverbranding | Droog | 3 % | 280–320 | 1.800–2.000 | 4.000 | 30-60 | 605 – 1.536 | 0,61 – 1,54 | Variatie door productmix en bedrijfsregime; aannames weerspiegelen een representatieve band voor industriële ovens. |

De afgeleide bandbreedtes voor de jaarlijkse NO_x-verwijdering per MW vormen de kwantitatieve basis voor de verdere kostanalyse. In de volgende stap worden deze scenario-consistente verwijderingscijfers opgeschaald naar representatieve installaties met verschillende vermogensniveaus.

Voor elk type verbrandingsinstallatie worden daartoe typische CAPEX- en OPEX-bandbreedtes gekoppeld aan dezelfde aannames inzake NO_x-inlaat, rookgasdebiet, bedrijfsduur en rendement. Door de jaarlijkse kosten (geannualiseerde investeringskosten en operationele kosten) te relateren aan de overeenkomstige jaarlijkse NO_x-verwijdering, wordt per installatie en vermogensklasse een bandbreedte voor de eenheidsreductiekost (€/kg NO_x) bekomen.

Berekening eenheidsreductiekost

De onderstaande kostentabellen zijn het resultaat van deze scenario-gebaseerde rekenmethodiek en dienen te worden geïnterpreteerd als technologie-specifieke, sector-overstijgende kostenramingen. De berekeningen houden geen expliciet rekening met sectorale geschiktheid of praktische inpasbaarheid van SNCR in specifieke industriële toepassingen; deze beoordeling gebeurt afzonderlijk in hoofdstuk 4 en dient samen met de kostenresultaten te worden gelezen.

Tabel 16 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 3 % en afschrijvingstermijn 10 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (ton/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 3 %; n = 10 jaar |
|--|------------------------|------------------------------|---|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 100.000 – 250.000 | 30.000 – 70.000 | 5,4 – 12,8 | 3,3 – 18,4 |
| Industriële ketel (50 MW) | 250.000 – 600.000 | 70.000 – 150.000 | 26,8 – 63,9 | 1,6 – 8,2 |
| Industriële ketel (100 MW) | 550.000 – 1.150.000 | 140.000 – 270.000 | 53,6 – 127,7 | 1,6 – 7,6 |
| Industriële ketel (500 MW) | 1.500.000 – 3.200.000 | 350.000 – 800.000 | 268,0 – 638,5 | 0,8 – 4,4 |
| Energiecentrale (10 MW) | 120.000 – 280.000 | 40.000 – 80.000 | 3,7 – 9,4 | 5,8 – 30,5 |
| Energiecentrale (50 MW) | 300.000 – 650.000 | 80.000 – 180.000 | 18,5 – 46,8 | 2,5 – 13,8 |
| Energiecentrale (100 MW) | 600.000 – 1.200.000 | 160.000 – 300.000 | 37,0 – 93,6 | 2,5 – 11,9 |
| Energiecentrale (500 MW) | 1.800.000 – 3.800.000 | 450.000 – 900.000 | 185,1 – 468,0 | 1,4 – 7,3 |
| WKK-installatie (1 MW) | 80.000 – 120.000 | 25.000 – 45.000 | 2,9 – 7,2 | 4,8 – 20,4 |
| WKK-installatie (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 80.000 – 120.000 | 29,5 – 72,0 | 1,7 – 5,9 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.000.000 – 1.400.000 | 250.000 – 350.000 | 147,3 – 360,1 | 1,0 – 3,5 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 700.000 – 900.000 | 250.000 – 350.000 | 25,8 – 45,7 | 7,3 – 17,7 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 2.000.000 – 2.800.000 | 600.000 – 900.000 | 129,0 – 228,5 | 3,7 – 9,5 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 3.500.000 – 5.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 258,0 – 457,0 | 3,1 – 7,7 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 8.000.000 – 12.000.000 | 2.000.000 – 3.000.000 | 1290,0 – 2285,0 | 1,3 – 3,4 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 500.000 – 700.000 | 150.000 – 250.000 | 35,9 – 86,9 | 2,4 – 9,2 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 1.600.000 – 2.400.000 | 400.000 – 600.000 | 179,5 – 434,5 | 1,4 – 4,9 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 3.200.000 – 4.500.000 | 900.000 – 1.300.000 | 359,0 – 869,0 | 1,5 – 5,1 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 60.000 – 80.000 | 25.000 – 40.000 | 1,2 – 3,0 | 10,7 – 41,1 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 180.000 – 250.000 | 60.000 – 90.000 | 12,3 – 30,2 | 2,7 – 9,7 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 800.000 – 1.100.000 | 220.000 – 320.000 | 61,5 – 151,0 | 2,1 – 7,3 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 1.500.000 – 2.200.000 | 450.000 – 650.000 | 123,0 – 302,0 | 2,1 – 7,4 |
| Naverbranders (1 MW) | 100.000 – 140.000 | 40.000 – 60.000 | 0,6 – 1,5 | 34,5 – 127,4 |
| Naverbranders (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 110.000 – 160.000 | 6,1 – 15,4 | 10,6 – 36,8 |
| Naverbranders (50 MW) | 1.600.000 – 2.000.000 | 350.000 – 450.000 | 30,5 – 77,0 | 7,0 – 22,4 |

Tabel 17 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 6 % en afschrijvingstermijn 10 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (kg/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 6 %; n = 10 jaar |
|--|------------------------|------------------------------|--|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 100.000 – 250.000 | 30.000 – 70.000 | 5,4 – 12,8 | 3,4 – 19,3 |
| Industriële ketel (50 MW) | 250.000 – 600.000 | 70.000 – 150.000 | 26,8 – 63,9 | 1,6 – 8,6 |
| Industriële ketel (100 MW) | 550.000 – 1.150.000 | 140.000 – 270.000 | 53,6 – 127,7 | 1,7 – 8,0 |
| Industriële ketel (500 MW) | 1.500.000 – 3.200.000 | 350.000 – 800.000 | 268,0 – 638,5 | 0,9 – 4,6 |
| Energiecentrale (10 MW) | 120.000 – 280.000 | 40.000 – 80.000 | 3,7 – 9,4 | 5,9 – 31,9 |
| Energiecentrale (50 MW) | 300.000 – 650.000 | 80.000 – 180.000 | 18,5 – 46,8 | 2,6 – 14,5 |
| Energiecentrale (100 MW) | 600.000 – 1.200.000 | 160.000 – 300.000 | 37,0 – 93,6 | 2,6 – 12,5 |
| Energiecentrale (500 MW) | 1.800.000 – 3.800.000 | 450.000 – 900.000 | 185,1 – 468,0 | 1,5 – 7,7 |
| WKK-installatie (1 MW) | 80.000 – 120.000 | 25.000 – 45.000 | 2,9 – 7,2 | 5,0 – 21,1 |
| WKK-installatie (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 80.000 – 120.000 | 29,5 – 72,0 | 1,8 – 6,1 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.000.000 – 1.400.000 | 250.000 – 350.000 | 147,3 – 360,1 | 1,1 – 3,7 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 700.000 – 900.000 | 250.000 – 350.000 | 25,8 – 45,7 | 7,6 – 18,3 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 2.000.000 – 2.800.000 | 600.000 – 900.000 | 129,0 – 228,5 | 3,8 – 9,9 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 3.500.000 – 5.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 258,0 – 457,0 | 3,2 – 8,1 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 8.000.000 – 12.000.000 | 2.000.000 – 3.000.000 | 1290,0 – 2285,0 | 1,4 – 3,6 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 500.000 – 700.000 | 150.000 – 250.000 | 35,9 – 86,9 | 2,5 – 9,6 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 1.600.000 – 2.400.000 | 400.000 – 600.000 | 179,5 – 434,5 | 1,4 – 5,2 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 3.200.000 – 4.500.000 | 900.000 – 1.300.000 | 359,0 – 869,0 | 1,5 – 5,3 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 60.000 – 80.000 | 25.000 – 40.000 | 1,2 – 3,0 | 11,1 – 42,4 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 180.000 – 250.000 | 60.000 – 90.000 | 12,3 – 30,2 | 2,8 – 10,1 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 800.000 – 1.100.000 | 220.000 – 320.000 | 61,5 – 151,0 | 2,2 – 7,6 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 1.500.000 – 2.200.000 | 450.000 – 650.000 | 123,0 – 302,0 | 2,2 – 7,7 |
| Naverbranders (1 MW) | 100.000 – 140.000 | 40.000 – 60.000 | 0,6 – 1,5 | 35,7 – 131,7 |
| Naverbranders (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 110.000 – 160.000 | 6,1 – 15,4 | 11,1 – 38,5 |
| Naverbranders (50 MW) | 1.600.000 – 2.000.000 | 350.000 – 450.000 | 30,5 – 77,0 | 7,4 – 23,7 |

Tabel 18 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 3 % en afschrijvingstermijn 15 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (kg/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 3 %; n = 15 jaar |
|--|------------------------|------------------------------|--|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 100.000 – 250.000 | 30.000 – 70.000 | 5,4 – 12,8 | 3,0 – 17,1 |
| Industriële ketel (50 MW) | 250.000 – 600.000 | 70.000 – 150.000 | 26,8 – 63,9 | 1,4 – 7,7 |
| Industriële ketel (100 MW) | 550.000 – 1.150.000 | 140.000 – 270.000 | 53,6 – 127,7 | 1,5 – 6,8 |
| Industriële ketel (500 MW) | 1.500.000 – 3.200.000 | 350.000 – 800.000 | 268,0 – 638,5 | 0,8 – 4,2 |
| Energiecentrale (10 MW) | 120.000 – 280.000 | 40.000 – 80.000 | 3,7 – 9,4 | 5,2 – 28,0 |
| Energiecentrale (50 MW) | 300.000 – 650.000 | 80.000 – 180.000 | 18,5 – 46,8 | 2,3 – 12,6 |
| Energiecentrale (100 MW) | 600.000 – 1.200.000 | 160.000 – 300.000 | 37,0 – 93,6 | 2,2 – 10,8 |
| Energiecentrale (500 MW) | 1.800.000 – 3.800.000 | 450.000 – 900.000 | 185,1 – 468,0 | 1,3 – 6,8 |
| WKK-installatie (1 MW) | 80.000 – 120.000 | 25.000 – 45.000 | 2,9 – 7,2 | 4,4 – 18,7 |
| WKK-installatie (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 80.000 – 120.000 | 29,5 – 72,0 | 1,6 – 5,4 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.000.000 – 1.400.000 | 250.000 – 350.000 | 147,3 – 360,1 | 1,0 – 3,3 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 700.000 – 900.000 | 250.000 – 350.000 | 25,8 – 45,7 | 7,1 – 17,0 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 2.000.000 – 2.800.000 | 600.000 – 900.000 | 129,0 – 228,5 | 3,5 – 9,0 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 3.500.000 – 5.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 258,0 – 457,0 | 3,0 – 7,4 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 8.000.000 – 12.000.000 | 2.000.000 – 3.000.000 | 1290,0 – 2285,0 | 1,3 – 3,2 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 500.000 – 700.000 | 150.000 – 250.000 | 35,9 – 86,9 | 2,2 – 8,5 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 1.600.000 – 2.400.000 | 400.000 – 600.000 | 179,5 – 434,5 | 1,3 – 4,6 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 3.200.000 – 4.500.000 | 900.000 – 1.300.000 | 359,0 – 869,0 | 1,4 – 4,7 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 60.000 – 80.000 | 25.000 – 40.000 | 1,2 – 3,0 | 9,8 – 37,4 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 180.000 – 250.000 | 60.000 – 90.000 | 12,3 – 30,2 | 2,5 – 9,0 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 800.000 – 1.100.000 | 220.000 – 320.000 | 61,5 – 151,0 | 2,0 – 6,9 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 1.500.000 – 2.200.000 | 450.000 – 650.000 | 123,0 – 302,0 | 2,0 – 7,0 |
| Naverbranders (1 MW) | 100.000 – 140.000 | 40.000 – 60.000 | 0,6 – 1,5 | 31,3 – 115,6 |
| Naverbranders (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 110.000 – 160.000 | 6,1 – 15,4 | 9,8 – 34,1 |
| Naverbranders (50 MW) | 1.600.000 – 2.000.000 | 350.000 – 450.000 | 30,5 – 77,0 | 6,5 – 20,7 |

Tabel 19 - Eenheidsreductiekosten SNCR bij discontovoet 6 % en afschrijvingstermijn 15 jaar

| Verbrandingsinstallatie | Installatiekosten (€) | Operationele kosten (€/jaar) | Jaarlijks vermeden NO _x (kg/jaar) | Kostprijs per kg verwijderde NO _x (€/kg) i = 6 %; n = 15 jaar |
|--|------------------------|------------------------------|--|---|
| Industriële ketel (10 MW) | 100.000 – 250.000 | 30.000 – 70.000 | 5,4 – 12,8 | 3,2 – 18,2 |
| Industriële ketel (50 MW) | 250.000 – 600.000 | 70.000 – 150.000 | 26,8 – 63,9 | 1,5 – 8,1 |
| Industriële ketel (100 MW) | 550.000 – 1.150.000 | 140.000 – 270.000 | 53,6 – 127,7 | 1,5 – 7,2 |
| Industriële ketel (500 MW) | 1.500.000 – 3.200.000 | 350.000 – 800.000 | 268,0 – 638,5 | 0,9 – 4,4 |
| Energiecentrale (10 MW) | 120.000 – 280.000 | 40.000 – 80.000 | 3,7 – 9,4 | 5,6 – 30,1 |
| Energiecentrale (50 MW) | 300.000 – 650.000 | 80.000 – 180.000 | 18,5 – 46,8 | 2,5 – 13,5 |
| Energiecentrale (100 MW) | 600.000 – 1.200.000 | 160.000 – 300.000 | 37,0 – 93,6 | 2,4 – 11,4 |
| Energiecentrale (500 MW) | 1.800.000 – 3.800.000 | 450.000 – 900.000 | 185,1 – 468,0 | 1,4 – 7,4 |
| WKK-installatie (1 MW) | 80.000 – 120.000 | 25.000 – 45.000 | 2,9 – 7,2 | 4,8 – 20,2 |
| WKK-installatie (10 MW) | 350.000 – 450.000 | 80.000 – 120.000 | 29,5 – 72,0 | 1,7 – 5,8 |
| WKK-installatie (50 MW) | 1.000.000 – 1.400.000 | 250.000 – 350.000 | 147,3 – 360,1 | 1,1 – 3,6 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (10 MW) | 700.000 – 900.000 | 250.000 – 350.000 | 25,8 – 45,7 | 7,4 – 17,8 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (50 MW) | 2.000.000 – 2.800.000 | 600.000 – 900.000 | 129,0 – 228,5 | 3,7 – 9,4 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (100 MW) | 3.500.000 – 5.000.000 | 1.000.000 – 1.400.000 | 258,0 – 457,0 | 3,1 – 7,8 |
| Afvalverbrandingsinstallaties (500 MW) | 8.000.000 – 12.000.000 | 2.000.000 – 3.000.000 | 1290,0 – 2285,0 | 1,4 – 3,4 |
| Cement- en kalkovens (10 MW) | 500.000 – 700.000 | 150.000 – 250.000 | 35,9 – 86,9 | 2,4 – 9,0 |
| Cement- en kalkovens (50 MW) | 1.600.000 – 2.400.000 | 400.000 – 600.000 | 179,5 – 434,5 | 1,4 – 4,9 |
| Cement- en kalkovens (100 MW) | 3.200.000 – 4.500.000 | 900.000 – 1.300.000 | 359,0 – 869,0 | 1,5 – 5,0 |
| Glas- en keramiekovens (1 MW) | 60.000 – 80.000 | 25.000 – 40.000 | 1,2 – 3,0 | 10,4 – 39,6 |
| Glas- en keramiekovens (10 MW) | 180.000 – 250.000 | 60.000 – 90.000 | 12,3 – 30,2 | 2,7 – 9,6 |
| Glas- en keramiekovens (50 MW) | 800.000 – 1.100.000 | 220.000 – 320.000 | 61,5 – 151,0 | 2,1 – 7,2 |
| Glas- en keramiekovens (100 MW) | 1.500.000 – 2.200.000 | 450.000 – 650.000 | 123,0 – 302,0 | 2,1 – 7,3 |
| Naverbranders (1 MW) | 100.000 – 140.000 | 40.000 – 60.000 | 0,6 – 1,5 | 33,5 – 123,6 |
| Naverbranders (10 MW) | 450.000 – 550.000 | 110.000 – 160.000 | 6,1 – 15,4 | 10,4 – 36,2 |
| Naverbranders (50 MW) | 1.600.000 – 2.000.000 | 350.000 – 450.000 | 30,5 – 77,0 | 6,9 – 22,0 |

Deze tabellen bevestigen een uitgesproken schaalvoordeel voor SNCR: naarmate het thermisch vermogen van de installatie toeneemt, daalt de kost per kilogram vermeden NO_x sterk. Kleine installaties, zoals WKK's van 1 MW of glas- en keramiekovens, vertonen vaak eenheidskosten boven 10 €/kg, terwijl grote installaties (>100 MW) in theorie waarden in de orde van 1–3 €/kg kunnen bereiken.

Het is daarbij essentieel te benadrukken dat deze €/kg-waarden zijn berekend op basis van het lagere jaargemiddelde reductierendement van SNCR (30–60 %). Hierdoor wordt per jaar minder NO_x verwijderd dan bij SCR (80–95 %), wat op zich zou leiden tot een hogere kost per kilogram. Dat SNCR in de tabellen toch lagere €/kg-waarden kan vertonen, is uitsluitend het gevolg van de aanzienlijk lagere investerings- en exploitatiekosten ten opzichte van SCR, die dit effect ruimschoots compenseren.

Daarnaast valt op dat de bandbreedte van de eenheidsreductiekosten bij SNCR aanzienlijk groter is dan bij SCR. Dit is een inherent gevolg van de sterke gevoeligheid van SNCR voor procescondities en bedrijfsvoering, gecombineerd met het feit dat bewust een brede rendementsband van 30–60 % wordt gehanteerd. Omdat het effectieve jaargemiddelde rendement sterk afhangt van de beschikbaarheid van het ideale temperatuurvenster, de mengkwaliteit en de stabiliteit van het bedrijf, kunnen relatief kleine afwijkingen leiden tot grote verschillen in de daadwerkelijk vermeden NO_x-massa. Aangezien een belangrijk deel van de OPEX (reagensverbruik, monitoring en onderhoud) slechts beperkt met het rendement meeschaalt, vertaalt deze variabiliteit zich rechtstreeks in een bredere spreiding van de kost per kilogram vermeden NO_x. De grotere kostbandbreedtes in de tabellen zijn dus geen rekenartefact, maar een structureel kenmerk van SNCR als techniek.

In de praktijk is SNCR economisch vooral aantrekkelijk wanneer een gedeeltelijke NO_x-reductie volstaat, bijvoorbeeld bij middelgrote vermogens of wanneer geen zeer lage restemissie-eisen gelden. SNCR wordt in verschillende sectoren erkend als Best Beschikbare Techniek (BBT) voor toepassingen waarbij een gedeeltelijke reductie proportioneel en toereikend is, maar het haalbare reductieniveau volstaat niet in alle situaties om aan de strengste emissiegrenswaarden te voldoen.

Wanneer lagere restconcentraties vereist zijn — bijvoorbeeld in het kader van PAS-toetsing of bij toepassing van sectorale BBT-conclusies met lage BAT-AEL's — kan SNCR als standalone-techniek ontoereikend zijn. In dergelijke gevallen is SCR, ondanks de hogere specifieke kost, de meest robuuste techniek om structureel aan de emissie-eisen te voldoen. SNCR moet dan worden beschouwd als een voorreductietechniek of als onderdeel van een gecombineerde configuratie.

De invloed van financiële parameters is aanwezig maar secundair ten opzichte van het schaal-effect. Een hogere discontovoet verhoogt de jaarlijkse kapitaallast en dus de €/kg-waarde, terwijl een langere afschrijftermijn dit effect gedeeltelijk compenseert. Omdat bij SNCR de jaarlijkse kosten in belangrijke mate door reagensverbruik worden bepaald, is de gevoeligheid voor rentevoet en levensduur minder uitgesproken dan bij SCR, waar CAPEX een groter aandeel van de totale kost vertegenwoordigt.

Daarnaast kunnen projectspecifieke factoren, zoals retrofitcomplexiteit, beperkte inbouwruimte of suboptimale injectie- en mengcondities, de investerings- en exploitatiekosten aanzienlijk verhogen. Deze effecten zijn vooral uitgesproken bij industriële ketels en energiecentrales, waar rookgascondities, injectiemogelijkheden en toegankelijkheid van het

rookgaspad sterk kunnen variëren. Ook ammoniakslip vormt bij SNCR een belangrijk aandachtspunt, zeker in PAS-context, en kan bijkomende operationele of regeltechnische maatregelen vereisen. Aangezien de gepresenteerde waarden zijn berekend zonder expliciete toepassing van een Lang-factor, kunnen de effectieve €/kg-kosten bij volledige projectramingen inclusief civiele werken en engineering hoger uitvallen.

Samengevat tonen de tabellen een theoretisch gunstig kostenbeeld voor SNCR ten opzichte van SCR, gebaseerd op scenario-consistente aannames. Zowel voor SCR als voor SNCR geldt dat de absolute eenheidskosten in de praktijk hoger kunnen uitvallen door projectspecifieke factoren die niet expliciet in de tabellen zijn verrekend. SNCR is daarom geen “goedkope SCR”, maar een fundamenteel andere optimalisatie tussen kost, reductieniveau en operationele robuustheid. Het is vooral zinvol waar een gedeeltelijke NO_x-reductie volstaat, terwijl SCR de meest robuuste optie blijft voor installaties die structureel moeten voldoen aan lage emissiegrenswaarden en PAS-vereisten. In dat spanningsveld kan een SCR/SNCR-hybride in bepaalde gevallen een technisch en economisch interessant compromis vormen.

3.2.3 SCR/SNCR hybride

Een hybride DeNO_x-installatie combineert twee nabehandelingmethodes voor de reductie van stikstofoxiden (NO_x) uit rookgassen: SNCR en SCR. Deze gecombineerde aanpak biedt flexibiliteit en kostenbesparing, vooral voor installaties met wisselende bedrijfslasten of beperkte fysieke ruimte.

In een hybride DeNO_x-installatie wordt eerst ureum of ammoniak geïnjecteerd in het hete deel van het rookgaskanaal (meestal direct na de verbrandingskamer) waar de temperatuur hoog genoeg is (850–1150 °C) om zonder katalysator een reactie aan te gaan met NO_x: dit is de SNCR-fase. Hierbij wordt een deel van de NO_x omgezet in stikstof (N₂) en waterdamp. De reactie vindt plaats in een nauw temperatuursvenster, en bij verkeerde dosering kan er ammoniakslip ontstaan – restammoniak die niet reageert.

Deze slip wordt vervolgens doelgericht hergebruikt als reductiemiddel in de tweede fase van het systeem: de SCR-fase, waarin de rookgassen een katalysator passeren bij lagere temperaturen, typisch rond 300–400 °C (binnen een breder werkingsvenster van circa 180–450 °C). In deze fase wordt de overgebleven NO_x verder omgezet, nu met behulp van de ammoniak die bewust niet volledig in de SNCR-fase is gereageerd. Indien nodig kan extra ammoniak worden geïnjecteerd vóór de SCR.

Dankzij dit principe kan de SNCR werken op maximale efficiëntie (hoge NO_x-reductie), terwijl de SCR zowel fungeert als “restverwijderaar” van NO_x als barrière tegen ammoniakemissies naar de atmosfeer.

Aandachtspunten:

- Katalysatorvergiftiging (SCR-klassiek)
 - Zware metalen, alkaliën of fosfor in de brandstof kunnen de katalysator na enkele duizenden bedrijfsuren ernstig deactiveren. Dit probleem is identiek aan standalone SCR, maar weegt in hybride systemen extra zwaar omdat de totale reductie sterk afhankelijk is van de SCR-prestaties.

- Ammoniakslip (SNCR-klassiek)
 - Bij SNCR ontstaat altijd risico op ammoniakslip door het smalle temperatuurbereik. In hybride systemen wordt dit slip niet alleen als risico gezien, maar ook als bewuste input voor de SCR.
- Ammoniakslipbalans (hybride-specifiek)
 - Het cruciale ontwerp vraagstuk is de juiste balans: een beperkte, gecontroleerde ammoniakslip die de SCR van reductiemiddel voorziet, zonder dat de slip zodanig hoog wordt dat katalysatorbelasting, afzettingen of NH₃-emissies optreden. In de praktijk wordt ook in hybride systemen gestreefd naar lage slipniveaus (typisch < 10 ppm), waarbij de resterende ammoniak efficiënt in de SCR-fase wordt benut.
- Gasverdeling (hybride-essentieel)
 - Hoewel een homogene verdeling van temperatuur en gasstroom bij SCR altijd belangrijk is, is dit in hybride configuraties nog kritischer. De uit de SNCR afkomstige ammoniak moet gelijkmatig over het SCR-bed verdeeld worden. Slechte menging kan leiden tot zones met te veel of te weinig NH₃, wat lokale emissies of katalysatorschade veroorzaakt.
- Erosie en verstopping (SCR, versterkt in hybride)
 - Stofdeeltjes en ongelijk verdeelde belasting kunnen leiden tot slijtage of verstopping van de katalysator. Bij hybride installaties kan dit effect versterkt worden door de upstream injectie van reagentia in de SNCR-fase.

3.2.3.1 Toepassingsgebied

Een hybride systeem kan een interessant alternatief zijn ten opzichte van het installeren van één enkel SCR-systeem. Hybride systemen helpen bij het vinden van een balans tussen investeringskosten (CAPEX) en exploitatiekosten (OPEX). Dit is met name relevant voor gevallen waarin:

- Er een aanzienlijke vermindering van de NO_x-emissies verwacht wordt, maar flexibiliteit van de bedrijfsvoering nodig is.
- De beschikbare installatieruimte voor de katalysator beperkt is.
- Het vermijden van een grote drukval van cruciaal belang is, of waar een hoge drukval leidt tot hogere operationele kosten en aanzienlijke investeringen.

Hybride DeNO_x-installaties zijn vooral geschikt voor:

- Steenkool- of biomassa-gestookte elektriciteitscentrales (waarbij de toepasbaarheid bij biomassa afhankelijk is van brandstofeigenschappen, as- en alkali-inhoud en de mogelijkheid om geschikte SNCR-injectiezones te realiseren)
- Afvalverbrandingsinstallaties
- Industriële ketels met fluctuerende belasting
- Installaties met beperkte ruimte of budget voor een volwaardige SCR

3.2.3.2 Voor- en nadelen

Een belangrijk voordeel van het hybride concept is de hogere NO_x-reductie-efficiëntie in vergelijking met een standalone SNCR-systeem. Doordat de SNCR bewust wordt aangestuurd met een lichte ammoniakoverschot (ammoniakslip), kan deze slip downstream

in de SCR-reactor alsnog worden benut voor extra NO_x-reductie. Hierdoor kunnen totale NO_x-reductieniveaus worden bereikt die duidelijk hoger liggen dan bij standalone SNCR, typisch in de orde van 60 tot 90 procent afhankelijk van de configuratie en de bedrijfssituatie. Het hybride systeem vormt daarmee een tussenoplossing tussen SNCR en SCR, waarbij een aanzienlijk hogere efficiëntie wordt gehaald dan met SNCR alleen, zonder de volledige investeringskost van een standalone SCR-installatie. Tegelijkertijd maakt deze aanpak het mogelijk om de benodigde hoeveelheid dure SCR-katalysator te beperken, waardoor de investeringskosten ten opzichte van een volwaardige standalone SCR-installatie aanzienlijk lager liggen.

Daarnaast biedt het systeem een grotere bedrijfstechnische flexibiliteit. De SNCR werkt bij hoge temperaturen, de SCR bij lagere temperaturen. Door gebruik te maken van beide technieken, kan men over een breder temperatuurbereik NO_x reduceren. Dit is vooral nuttig bij installaties die sterk variabele lasten draaien. Bovendien kan de SNCR ook worden ingezet als “bijregeling” wanneer de activiteit van de SCR-katalysator afneemt door veroudering, wat de levensduur van de katalysator verlengt en de onderhoudskosten drukt.

Toch zijn er ook duidelijke nadelen verbonden aan hybride DeNO_x-systemen. Zo vraagt de technologie om een zorgvuldige afstelling en regeling, onder andere van de ammoniakinjectie en de temperatuurverdeling in het rookgaskanaal. Een te hoge ammoniakdosering in de SNCR kan leiden tot de vorming van ammoniumbisulfaat (ABS), dat zich afzet op warmtewisselaars en katalysatoren en zo verstoppingen en drukval veroorzaakt. Een te lage dosering maakt de SCR minder effectief. Bovendien is de werkingstemperatuur van beide processen verschillend, wat het ontwerp van het systeem bemoeilijkt. Een goede menging en temperatuurhomogeniteit van de rookgassen zijn cruciaal voor een stabiele en efficiënte werking.

Verder vormt katalysatorvervuiling een reëel risico. In toepassingen met steenkool of biomassa kan arseen of fijnstof de katalysator na verloop van tijd aantasten, wat de effectiviteit vermindert en aanleiding geeft tot versnelde vervanging. Dit kan de aanvankelijke besparingen op investeringskosten deels tenietdoen. Ten slotte vereist het systeem ook meer monitoring en onderhoud dan een enkelvoudig SNCR- of SCR-systeem, wat extra operationele inzet en expertise vraagt van het personeel.

3.2.3.3 Kostprijzen

De kostprijs van een hybride DeNO_x-installatie hangt sterk af van de bestaande infrastructuur, de vereiste NO_x-reductie en de schaal ervan. In het algemeen geldt dat een hybride systeem goedkoper is dan een volledige SCR-installatie, maar duurder dan een eenvoudige SNCR. Afhankelijk van de parameters dient er een gunstige balans gevonden te worden tussen investeringskosten en emissiereductie.

Het combineren van SNCR met SCR in een hybride systeem is primair gericht op het verlagen van installatie- en exploitatiekosten ten opzichte van een volwaardige SCR (Choi, Choi, & Bae, 2015). Klassieke SCR-systemen vereisen nog steeds relatief hoge temperaturen (typisch rond 300–400 °C, binnen een breder werkingsvenster van circa 180–450 °C). Bij te lage temperaturen (< 200–220 °C) treedt vooral de vorming van ammoniumnitraten op (NH₄NO₃), vaak in combinatie met ammoniumsulfaten. Deze stoffen slaan neer op warmtewisselaars en katalysatoroppervlakken en veroorzaken drukval, corrosie en katalysatorverstopping. Dit leidt tot de noodzaak van extra rookgasverwarming, een kortere levensduur van de katalysator en hogere onderhoudskosten.

Door toepassing van speciale katalysatoren (bv. mangaan-gebaseerde katalysatoren) kan SCR in specifieke gevallen functioneren bij lagere temperaturen (circa 150–200 °C), wat in bepaalde toepassingen een voordeel kan zijn ten opzichte van traditionele SCR-systemen (typisch vanaf circa 180 °C). Dergelijke laagtemperatuurkatalysatoren vereisen echter aangepaste bedrijfsomstandigheden en zijn doorgaans gevoeliger voor vergiftiging en variaties in rookgassamenstelling.

Dit kan, afhankelijk van de toepassing, enkele economische voordelen bieden:

1. Lagere energiekosten: bij voldoende lage rookgastemperaturen kan bijkomende rookgasverwarming beperkt of vermeden worden, waardoor het energieverbruik lager kan liggen. Dit is vooral relevant in installaties waar de rookgastemperatuur van nature laag is (bijv. na warmteterugwinning).
2. Aangepaste katalysatorbelasting: de lagere bedrijfstemperatuur kan leiden tot minder thermische belasting van de katalysator. Tegelijk moet rekening worden gehouden met een verhoogd risico op afzettingen (bv. ammoniumzouten) en gevoeligheid voor verontreinigingen, wat de levensduur in de praktijk kan beïnvloeden.

Operationele praktijkstudies bevestigen bovendien dat de hybride aanpak niet alleen theoretisch maar ook in de praktijk kosten kan drukken. Zo beschrijven Wejkowski et al. (2021) een demonstratie op een 29 MWth stokerketel (een ketel met een mechanisch rooster waarop vaste brandstoffen zoals biomassa of steenkool worden verbrand) waarbij een hybride SNCR/SCR-installatie een stabiele NO_x-reductie van circa 60 % realiseerde en tegelijk de NH₃-slip onder de 10–15 ppm wist te houden, zelfs bij sterk variërende ketelbelasting. Deze waarde ligt aan de onderzijde van de typische bandbreedte voor hybride systemen, die doorgaans tussen circa 60 en 90 % ligt afhankelijk van configuratie en bedrijfscondities.

Ter vergelijking: een standalone SNCR-installatie behaalt doorgaans 30–60 % NO_x-reductie, terwijl een volwaardige SCR-installatie typisch 80–95 % NO_x-reductie kan realiseren, zij het tegen aanzienlijk hogere investerings- en onderhoudskosten. De combinatie van beide technieken vormt daarmee een tussenoplossing, waarbij een hogere reductie wordt bereikt dan met SNCR alleen, zonder de volledige kost van een standalone SCR.

De auteurs tonen aan dat de combinatie van beide technieken het reagentia-verbruik verlaagt en de belasting van de SCR-katalysator reduceert, waardoor de levensduur van de katalysator toeneemt en de onderhoudskosten dalen. Deze indirecte economische voordelen versterken de conclusie dat een goed ontworpen hybride systeem in veel gevallen een kostenefficiënter alternatief kan vormen voor een standalone SCR-installatie.

Hoewel deze bevindingen een duidelijk beeld geven van de potentiële kostenbesparingen, blijven de uiteindelijke cijfers sterk afhankelijk van regio-specifieke factoren zoals de mate van warmte- en rookgasterugwinning, de aanwezigheid van zware metalen in de brandstof en de frequentie van katalysatorvervanging. De beschikbare literatuur bevestigt dus vooral de trend dat een hybride SNCR/SCR-opstelling economisch gunstiger kan zijn dan een volwaardige SCR, terwijl ze een aanzienlijk hogere NO_x-reductie realiseert dan een enkelvoudig SNCR-systeem, zonder exacte eenheidsreductiekosten uniform te kwantificeren.

3.2.4 DeSONO_x

Een DeSONO_x-proces is een gecombineerd concept waarbij zowel zwaveloxiden (SO_x) als stikstofoxiden (NO_x) uit rookgassen worden verwijderd, doorgaans via een combinatie van verschillende processtappen binnen één installatieketen.

Voor de verwijdering van NO_x wordt gebruikgemaakt van een reductiemiddel zoals ammoniak (NH₃) of ureum. Afhankelijk van de procesconfiguratie gebeurt de NO_x-reductie via SNCR, waarbij de reactie plaatsvindt bij hoge temperaturen in de verbrandingszone (ca. 870–1150 °C), of via SCR, waarbij de reactie plaatsvindt over een katalysator bij lagere temperaturen (typisch 180–450 °C).

De verwijdering van SO₂ gebeurt doorgaans via een afzonderlijke stap, waarbij een absorptiemiddel zoals kalk wordt geïnjecteerd (droge of semi-droge ontwaveling) of via een natte rookgasontzwaveling (FGD). Deze processen vinden plaats onder andere procescondities dan de NO_x-reductie en zijn ruimtelijk en thermisch gescheiden binnen de installatie.

Een deSONO_x-installatie bestaat bijgevolg uit een combinatie van injectiesystemen voor reagentia, reactorzones voor NO_x-reductie (SNCR en/of SCR), een ontwavelingsstap en de nodige warmtewisselaars en meet- en regelsystemen om de verschillende procesvensters te beheersen.

Door deze integratie kunnen zowel SO_x als NO_x efficiënt worden gereduceerd binnen één installatieconcept, wat vooral voordelen biedt in toepassingen waar ruimtebeperkingen of economische overwegingen een rol spelen.

3.2.4.1 Toepassingsgebied

DeSONO_x-installaties worden voornamelijk toegepast in grootschalige energiecentrales, afvalverbrandingsinstallaties, raffinaderijen, cementovens, stoomketels en andere industriële installaties waar verbranding van fossiele brandstoffen of biomassa plaatsvindt. Ook in de scheepvaartsector en bij warmtekrachtkoppelingseenheden (WKK) worden dergelijke installaties steeds vaker ingezet. In sectoren waarvoor de BBT-conclusies uit de BREF-documenten onder de Richtlijn Industriële Emissies (RIE/IED) de toepassing van DeNO_x-technieken vermelden, vormt de implementatie van een DeSONO_x-installatie vaak een noodzakelijke maatregel om aan de emissie-eisen te voldoen.

3.2.4.2 Voor- en nadelen

De voordelen van DeSONO_x-installaties zijn aanzienlijk. Vooral de SCR-variant kan NO_x-emissies met zeer hoge efficiëntie reduceren, vaak met meer dan 90 %, wat resulteert in een directe verlaging van de uitstoot. De SNCR-variant is doorgaans minder efficiënt (typisch 30–60 %), maar wordt in bepaalde toepassingen gekozen omwille van de eenvoud en lagere investeringskosten. Beide technologieën zijn technisch goed ontwikkeld, betrouwbaar en toepasbaar in uiteenlopende industriële sectoren.

Daarnaast kunnen DeSONO_x-systemen worden gecombineerd met andere rookgasreinigingstechnieken, zoals ontstopping (elektrofilters of doekfilters), ontwaveling via aparte desulfurisatie-eenheden en dioxineverwijdering. Hierdoor kan een geïntegreerd

emissiebeheersingssysteem worden gerealiseerd dat meerdere polluenten gelijktijdig aanpakt.

Tegenover deze voordelen staan echter ook enkele nadelen en aandachtspunten. Zo vergt DeSONO_x-technologie, en in het bijzonder SCR-gebaseerde configuraties, aanzienlijke investerings- en onderhoudskosten. De installatie is bovendien complexer door de combinatie van verschillende processtappen en de nood aan bijkomende apparatuur zoals reagentdosering, rookgasconditionering en meet- en regelsystemen.

Daarnaast brengt het gebruik van ammoniak of ureum veiligheids- en logistieke uitdagingen met zich mee. Een belangrijk operationeel aandachtspunt is ammoniakslip, waarbij een deel van het geïnjecteerde reagens niet reageert en in de rookgassen aanwezig blijft. Dit kan leiden tot de vorming van ammoniumzouten (bv. ammoniumnitraat of ammoniumsulfaat), met risico op afzettingen, verstopping en bijkomende emissies.

Bij SCR-toepassingen kan restammoniak worden verminderd door een ammoniakslipkatalysator (ASC) downstream van de SCR te plaatsen. Bij SNCR-varianten gebeurt de beheersing van ammoniakslip daarentegen via optimalisatie van injectie, menging en temperatuur, aangezien een nageschakelde katalytische stap daar doorgaans niet wordt toegepast.

Tot slot vereist de integratie van de verschillende processtappen een goede afstemming van temperatuur, menging en verblijftijd. Onvoldoende controle kan leiden tot een lagere efficiëntie, een hoger reagentverbruik en meer nevenreacties, waardoor een zorgvuldige procesopvolging noodzakelijk is.

3.2.4.3 Kostprijzen

Wat betreft de kostprijs is een DeSONO_x-installatie een aanzienlijke investering, afhankelijk van de grootte en het type installatie, het gewenste reductieniveau en de bedrijfsspecifieke omstandigheden. De totale kost wordt in belangrijke mate bepaald door de gekozen configuratie voor NO_x-reductie: systemen gebaseerd op SNCR zijn doorgaans eenvoudiger en goedkoper, terwijl SCR-gebaseerde configuraties hogere investerings- en onderhoudskosten met zich meebrengen, maar ook een hogere reductie-efficiëntie bieden.

Voor middelgrote tot grote installaties kunnen de kapitaalkosten variëren van enkele honderdduizenden tot meerdere miljoenen euro's. Ook de operationele kosten – waaronder reagentia, energieverbruik en, in het geval van SCR, katalysatorvervanging – moeten worden meegerekend in de totale kosten-batenanalyse.

3.2.5 Natte gaswassing (absorptie)

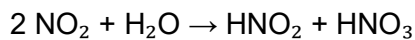
Natte gaswassing is een vorm van absorptie waarbij een verontreinigd gasmengsel in contact wordt gebracht met een vloeistof – meestal water of een chemische oplossing – om wateroplosbare componenten over te dragen van de gasfase naar de vloeistoffase. Voor de verwijdering van stikstofoxiden (NO_x) is dit proces echter complexer, omdat met name stikstofmonoxide (NO) slechts beperkt oplosbaar is. Om de opname van NO_x toch effectief te maken, wordt daarom in de praktijk bijna altijd een oxidatiemiddel toegevoegd dat NO eerst omzet in beter oplosbare verbindingen zoals NO₂ of N₂O₅.

Om de opname van NO_x toch effectief te maken, wordt dit procédé vrijwel altijd uitgevoerd in de vorm van een basisch oxidatieve wasser (ook wel alkalisch oxidatieve wasser genoemd). Daarbij wordt naast het oxidatiemiddel een basische vloeistof ingezet om de gevormde zure verbindingen efficiënt te neutraliseren.

Er zijn twee belangrijke routes voor NO_x-verwijdering via natte gaswassing:

Directe absorptie van NO₂

NO₂ kan in beperkte mate in water oplossen en omgezet worden tot salpeterigzuur (HNO₂) en salpeterzuur (HNO₃):



Omdat HNO₂ instabiel is en deels terug ontleedt tot NO en NO₂, blijft de efficiëntie van deze directe opname beperkt. Zonder oxidatiemiddel kan een natte wasser hierdoor typisch een NO_x-verwijdering van circa 30–60 % realiseren. Deze efficiëntie is vergelijkbaar met die van SNCR-systemen, maar blijft duidelijk lager dan wat met SCR-technologie kan worden bereikt. De beperking is voornamelijk te wijten aan het feit dat NO doorgaans het grootste aandeel van de NO_x-fractie vormt en nauwelijks in water oplost.

Gecombineerde oxidatie-absorptie

Aangezien NO nauwelijks oplost in waterige media, wordt het in een eerste stap geoxideerd tot verbindingen zoals NO₂ of N₂O₅. Deze zijn weliswaar maar beperkt oplosbaar, maar reageren in oplossing verder met alkalische absorptiemiddelen, waardoor de verwijdering van NO_x via natte rookgasreiniging toch mogelijk wordt. Enkele mogelijke oxidantia.

- Ozon (O₃)
- Waterstofperoxide (H₂O₂)
- Chloordioxide (ClO₂)
- Kaliumpermanganaat (KMnO₄)
- Bleekloog (NaClO)

Deze stoffen oxideren NO tot hogere stikstofoxiden die gemakkelijker geabsorbeerd worden. De gevormde zuren worden vervolgens geneutraliseerd in een alkalische wasvloeistof, bijvoorbeeld met natronloog (NaOH) of kalkmelk (Ca(OH)₂-oplossing), zodat de absorptiecapaciteit behouden blijft.

Dit principe van oxidatieve voorbehandeling kan met verschillende oxidatiemiddelen worden gerealiseerd. Een krachtig voorbeeld hiervan is oxidatie met ozon, waarbij NO wordt omgezet in hogere stikstofoxiden zoals N₂O₅. Hierdoor kan het verwijderingsrendement oplopen tot 90–95 %, aanzienlijk hoger dan bij directe absorptie. De toepassing van ozoninjectie als specifieke techniek wordt verder afzonderlijk besproken.

3.2.5.1 Toepassingsgebied

Natte gaswassing (absorptie) voor NO_x wordt toegepast in situaties waarin:

- Lage temperatuur een beperking vormt voor droge technieken (zoals SCR).

- Vuile of corrosieve rookgassen de levensduur van SCR-katalysatoren beperken.
- Andere verontreinigingen (zoals HCl, SO₂, NH₃) reeds verwijderd worden door natte gaswassing.
- Ruimtegebrek of flexibiliteitseisen de inzet van grote SCR-reactoren verhinderen.
- Middelmatige reductieniveaus vereist zijn (bijvoorbeeld 40–80 %).
- Toepassing van SCR of SNCR omwille van ammoniakslip problematisch is (bijvoorbeeld in installaties die onder de PAS-regelgeving vallen of waar neveneffecten van slip ontoelaatbaar zijn).

Sectoren waarin deze techniek voorkomt zijn o.a. afvalverbranding, chemische productie, glasovens, kunstmestproductie, en de metallurgische industrie.

3.2.5.2 Voor- en nadelen

Een groot voordeel van natte gaswassing is de temperatuurafhankelijkheid: in tegenstelling tot SCR en SNCR, die enkel efficiënt werken bij hoge rookgastemperaturen, kan natte gaswassing ook functioneren bij temperaturen beneden 200 °C. Hierdoor is de techniek geschikt voor rookgasstromen na warmtewisselaars of bij lage verbrandingstemperaturen.

Verder kan de techniek vaak eenvoudig in bestaande natte wasinstallaties (zoals zure gaswassers of condensatietorens) worden geïntegreerd. Indien al een natte wasser aanwezig is, volstaan vaak beperkte aanpassingen om ook NO_x te verwijderen door de toevoeging van een oxidatiemiddel. Omdat er geen katalysator nodig is, is het systeem bovendien minder gevoelig voor vervuiling of deactivering door stof, arseen of zwavelverbindingen.

Natte gaswassing is bovendien multifunctioneel: behalve NO_x kunnen ook andere in water oplosbare stoffen zoals HCl, SO₂, NH₃ en vluchtige organische stoffen (VOS) gelijktijdig worden verwijderd, wat vooral interessant is in sectoren waar meerdere pollutanten samen voorkomen.

Daartegenover staan enkele belangrijke nadelen. De noodzaak om NO eerst te oxideren vereist het gebruik van krachtige en soms toxische oxidatiemiddelen (zoals ozon, waterstofperoxide of natriumhypochloriet). Dit verhoogt de operationele kosten en vraagt extra veiligheidsmaatregelen. Daarnaast leidt de oxidatie tot de vorming van zure componenten, voornamelijk salpeterzuur (HNO₃). Om te vermijden dat de wasvloeistof te zuur wordt, wordt in de praktijk een basische vloeistof (bijvoorbeeld NaOH of Ca(OH)₂) toegevoegd. Deze neutraliseert de gevormde zuren tot stabiele zouten (zoals nitraten) en maakt het proces net effectief. Dat betekent echter ook extra chemisch verbruik, zorgvuldig waterbeheer en mogelijk hogere lozingskosten.

3.2.5.3 Kostprijzen

De kostprijs van natte gaswassing voor de verwijdering van NO_x is sterk afhankelijk van diverse factoren, waaronder het debiet en de samenstelling van de te behandelen gasstroom, de benodigde verwijderingsefficiëntie en de specifieke procesomstandigheden.

De investeringskosten voor een natte gaswasser variëren doorgaans tussen €5.000 en €20.000 per 1.000 Nm³/h gasstroomcapaciteit voor standaardtoepassingen. Deze brede range is sterk afhankelijk van de specifieke toepassing en de complexiteit van de installatie.

Voor een installatie met een capaciteit van 10.000 Nm³/h zouden de investeringskosten dus kunnen variëren tussen €50.000 en €200.000.

Uit praktijkgegevens en informatie uit de Nederlandse factsheets blijkt echter dat de werkelijke kosten vaak hoger uitvallen, vooral wanneer aanvullende voorzieningen nodig zijn, zoals dosering van chemicaliën, procesregeling en afvalwaterbehandeling (Informatiepunt Leefomgeving, z.d.). Gaswassers worden immers vaak geïntegreerd in complexere installaties en vereisen een aangepaste dimensionering en procescontrole afhankelijk van de te behandelen componenten.

Voor een basisch-oxidatieve wasser, die specifiek wordt ingezet voor NO_x-verwijdering, liggen de investeringskosten doorgaans aanzienlijk hoger dan voor een standaard zure of basische wasser. Dit hangt samen met de noodzaak tot toevoeging van oxidatiemiddelen, bijkomende doseer- en veiligheidsinstallaties en een meer complexe procesvoering.

Dit wordt bevestigd door de LUSS-databank, waarin gaswassing wordt beschreven als een techniek waarvan de prestaties en kost sterk afhangen van de specifieke configuratie en bedrijfscondities, en waarbij bijkomende processtappen en chemicaliëngebruik de complexiteit en kost verhogen (VITO, z.d.).

Factoren die de kostprijs sterk beïnvloeden:

- Procescomplexiteit en maatwerk: een eenvoudige enkeltrapswasser met standaard kunststofbehuizing is veel goedkoper dan een meertrapswasser met speciale legeringen (bijvoorbeeld voor zeer corrosieve gassen).
- Integratie in bestaande infrastructuur: als er al een zure wasser of condensatietoren aanwezig is, kan de extra CAPEX voor NO_x-oxidatie en –absorptie een stuk lager uitvallen.
- Veiligheidsvoorzieningen: het gebruik van krachtige oxidatiemiddelen (ozon, waterstofperoxide, natriumhypochloriet) vraagt aanzienlijke bijkomende investeringen in opslag, dosering, monitoring en explosieveiligheid. Zoals ook in de Nederlandse factsheets benadrukt wordt, zijn deze voorzieningen vaak een van de grootste kostenposten bij oxidatieve wassers.

De operationele kosten (OPEX) van oxidatieve absorptiesystemen worden voornamelijk bepaald door het verbruik van reagentia en energie. De personeelsinzet voor operationeel toezicht en onderhoud is doorgaans beperkt en vormt in de meeste gevallen slechts een kleine bijdrage aan de totale kosten.

Voor de chemische verbruiksstoffen is het moeilijk om een standaardbedrag te geven. De kosten hangen sterk af van:

- de NO/NO₂-verhouding en de gewenste verwijderingsgraad;
- het gekozen oxidatiemiddel (ozonproductie vraagt elektriciteit; waterstofperoxide of hypochloriet vragen reagentia);
- de noodzaak om het gevormde salpeterzuur te neutraliseren, wat extra loog verbruikt.

Ordegroottes: bij lage NO_x-concentraties en milde emissie-eisen kan het chemieverbruik beperkt blijven tot enkele €/1.000 Nm³ behandeld gas. Bij hogere concentraties en strenge rendementseisen vormt het chemieverbruik echter de grootste OPEX-post, met totale

jaarlijkse kosten die kunnen oplopen tot €50.000–€100.000 of meer voor middelgrote installaties.

Totale kosten:

In de literatuur zijn weinig gestandaardiseerde €/ton-NO_x-cijfers beschikbaar voor natte gaswassing, omdat:

- de techniek vaak multifunctioneel wordt ingezet (tegelijktijdige verwijdering van SO₂, HCl, NH₃), waardoor de kosten niet exclusief aan NO_x kunnen worden toegerekend;
- de randvoorwaarden per installatie (concentraties, debieten, emissiegrenswaarden) zeer uiteenlopen.

De kost per vermeden ton NO_x ligt doorgaans hoger dan bij SNCR, gezien de grotere procescomplexiteit en het gebruik van extra reagentia. In vergelijking met SCR kan de kost echter lager of vergelijkbaar zijn, met name in installaties waar reeds een natte wasser aanwezig is en de oxidatiestap relatief eenvoudig kan worden geïntegreerd.

3.2.6 Adsorptie - reductie

Adsorptie is een techniek waarbij stikstofoxiden (NO_x) fysisch of chemisch worden vastgelegd aan het oppervlak van een vast materiaal. Het rookgas wordt door een bed van poreuze dragers geleid – bijvoorbeeld zeolieten, alkalisch gemodificeerde oxiden of edelmetalkatalysatoren – die de NO_x-moleculen tijdelijk binden. Het proces verloopt doorgaans bij lage temperaturen (< 200 °C) en is daardoor geschikt voor situaties waarin warmte niet beschikbaar is of waar geen thermisch actieve nabehandeling kan worden toegepast.

Het gebruik van actieve kool voor NO_x-verwijdering is minder gangbaar: actieve kool is vooral effectief voor organische componenten en SO₂. Voor NO_x zijn zeolieten en metaalorganische roosters (MOFs) veelbelovender, omdat ze selectiever NO_x-moleculen kunnen adsorberen. In de praktijk is echter de chemische omzetting (reductie) bepalend voor de werkelijke emissiereductie.

Een belangrijk voordeel van adsorptie is de mogelijkheid tot regeneratie: eenmaal verzadigd kan het adsorbens thermisch of chemisch worden gereinigd, waarbij de opgenomen NO_x vrijkomt in een geconcentreerde stroom. Zonder verdere behandeling betekent dit enkel een verplaatsing van de emissie: bij off-site verbranding of oxidatieve regeneratie komt de NO_x immers opnieuw vrij.

Daarom wordt adsorptie meestal gecombineerd met reductie. Dit vormt de basis van de zogenaamde NO_x-storage-reduction (NSR)-systemen. Hierin wordt NO_x eerst tijdelijk opgeslagen op een adsorbens – vaak een alkalisch metaal op een katalytische drager – waarna het periodiek wordt gereactiveerd door een reducerend gas zoals waterstof (H₂) of koolmonoxide (CO). Tijdens deze stap worden de stikstofoxiden effectief omgezet in distikstof (N₂, stikstofgas). Deze aanpak is bekend uit de automobielsector (lean-burn motoren), maar vindt ook industriële toepassingen, vooral in situaties met fluctuerende belastingen.

3.2.6.1 Toepassingsgebied

Hoewel adsorptie- en absorptietechnologieën veelbelovend zijn, zijn ze doorgaans minder geschikt als hoofdoplossing voor grootschalige NO_x-verwijdering bij continue hoge debieten of temperaturen. Hun werkingsrendement ligt lager dan dat van katalytische reductieve methode (SCR), en het onderhoud van de dragers of vloeistoffen (zoals regeneratie, neutralisatie of vervanging) leidt tot bijkomende operationele lasten.

Toch biedt adsorptie duidelijke voordelen, zoals:

- de mogelijkheid tot recuperatie van stikstofverbindingen;
- het vermijden van ammoniakgebruik (en dus geen ammoniakslip);
- een lagere ecologische impact bij kleinschalige of fluctuerende bronnen.

Toepassingen van adsorptie voor NO_x-verwijdering vinden we dan ook vooral terug in:

- laboratoriuminstallaties of proefopstellingen;
- kleinere industriële emissiepunten;
- situaties waarin ammoniaktoediening ongewenst of onmogelijk is;

3.2.6.2 Voor- en nadelen

Adsorptie biedt een droge, regeneratieve werking die in principe weinig reststromen genereert. Adsorbenten zoals zeolieten, alkalisch gemodificeerde oxiden of metaal-organische roosters (MOFs) kunnen cyclisch worden hergebruikt, waardoor operationele kosten en afvalstromen beperkt blijven. Actieve kool is in de praktijk minder geschikt voor NO_x, omdat het vooral affiniteit heeft voor organische verbindingen en SO₂; de toepassing bij NO_x is dus beperkt en eerder experimenteel.

Een belangrijk voordeel is dat adsorptie ook bij lage rookgastemperaturen (< 200 °C) kan functioneren, waardoor het systeem inzetbaar is waar thermisch actieve methodes zoals SCR of SNCR niet haalbaar zijn zonder bijkomende opwarming. Ook het ontbreken van ammoniakgebruik spreekt in milieugevoelige omgevingen of stedelijke contexten in het voordeel van deze techniek.

Het belangrijkste nadeel is het beperkte NO_x-verwijderingsrendement. Terwijl katalytische systemen zoals SCR onder ideale omstandigheden 80–95 % reductie halen, blijft adsorptie doorgaans beperkt tot 20–50 %, afhankelijk van de configuratie, het type adsorbens en de bedrijfsomstandigheden.

Dit rendement lijkt op het eerste gezicht vergelijkbaar met dat van SNCR-systemen, maar het onderliggende mechanisme is fundamenteel verschillend. Bij SNCR wordt NO_x effectief omgezet tot stikstof (N₂), terwijl adsorptie zonder regeneratiestap het NO_x slechts tijdelijk vastlegt. Zonder reductieve regeneratie (zoals in NO_x-storage-reduction, NSR) is er dus geen echte emissiereductie: het NO_x komt bij thermische of oxidatieve regeneratie opnieuw vrij.

Pas wanneer men een regeneratiestap met reducerende gassen (bv. H₂ of CO) toepast, worden de oxiden effectief omgezet tot distikstof (N₂) en treedt duurzame emissiereductie op.

Verder treedt bij verzadiging van de adsorbens de noodzaak tot regeneratie op. Sommige adsorbenten verliezen na herhaalde cycli hun capaciteit of selectiviteit, en bij rookgassen met hoge stofbelasting of wisselende samenstelling kan sneller vervuiling of degradatie optreden. De investering in kwalitatieve adsorbenten en regeneratiesystemen is bovendien niet verwaarloosbaar en vormt vaak een drempel voor grootschalige implementatie.

3.2.6.3 Kostprijzen

De kostprijzen van adsorptiesystemen voor NO_x-verwijdering worden sterk bepaald door de schaal van de installatie, de vereiste verwijderingsgraad, het rookgasdebiet, de samenstelling van het rookgas en het gekozen regeneratieconcept (batch versus continu, thermisch versus chemisch).

- Wegwerpadsorbens: Bij systemen die werken met wegwerpadsorbens ligt de investeringsdrempel relatief laag, maar zijn de terugkerende kosten hoog door de noodzaak tot regelmatige vervanging en afvoer. Typische materialen zijn geïmpregneerde adsorbenten of specifieke NO_x-bindende materialen; actieve kool kan in bepaalde gevallen worden toegepast, maar is op zich minder geschikt voor efficiënte NO_x-verwijdering en wordt vaker ingezet voor andere pollutanten zoals dioxines en kwik.
- Omdat er geen regeneratie plaatsvindt, worden de gebonden NO_x-componenten uiteindelijk bij verwerking of verbranding opnieuw vrijgezet, wat slechts een uitstel van emissie betekent.
- Regeneratieve systemen: Bij regeneratieve systemen – bijvoorbeeld swing adsorption of thermische regeneratie – ligt de initiële investering hoger, maar dalen de werkingskosten op termijn doordat het adsorbens herbruikbaar is. Deze systemen vereisen wel bijkomende uitrusting zoals verwarmingsmodules, vacuümpompen of spoelgassen, wat de complexiteit en onderhoudskosten verhoogt. Bij oxidatieve of thermische regeneratie komt de NO_x opnieuw vrij, tenzij men een reductieve regeneratie toepast waarbij een reducerend gas (zoals H₂ of CO) wordt toegevoerd en de NO_x effectief wordt omgezet naar stikstofgas (N₂). In dat geval ontstaat wel een echte emissiereductie, maar ten koste van bijkomende kosten voor reductantia.
- Concentratie en valorisatie: Bij bepaalde regeneratieconcepten (bv. chemische spoeling met basische oplossingen of regeneratie met stoom) kan een geconcentreerde nitraatstroom ontstaan. Deze kan in theorie worden afgevoerd als meststofcomponent of chemische grondstof. In tegenstelling tot natte gaswassing, waar nitraten ontstaan in sterk verdunde wasvloeistof, zijn de concentraties hier potentieel hoger, wat valorisatie economisch aantrekkelijker kan maken. In de praktijk is dit slechts in nichetoeepassingen haalbaar.

Omdat adsorptie een lagere verwijderingsgraad behaalt dan katalytische reductietechnologieën, moet bij dezelfde emissie-eisen soms een nabehandeling worden voorzien of een overgedimensioneerd systeem worden geïnstalleerd, wat de kosten verder kan opdrijven. Op lange termijn worden de totale kosten vooral bepaald door de levensduur van de adsorbens, de efficiëntie van de regeneratie en de onderhoudsfrequentie. In veel gevallen is adsorptie daarom het meest economisch haalbaar als ondersteunende of polijsttechnologie, eerder dan als primaire zuiveringsmethode, tenzij specifieke procesomstandigheden het gebruik van SCR of SNCR uitsluiten.

3.2.7 Niet-thermische plasma's (NTP)

Niet-thermische plasma's (NTP) of "koude" plasma's zijn vooral de laatste jaren aan een sterke opmars bezig als alternatief voor de verwijdering van NO_x uit gassen.

Plasma wordt vaak gezien als de vierde aggregatietoestand en is een fase waarin positief en negatief geladen deeltjes – elektronen of ionen – in een quasi-neutraal gas een collectief gedrag vertonen. De ionen zijn moleculaire of atomaire deeltjes met een lading (waaronder ook vrije radicalen), die beïnvloed kunnen worden door het plasma te voorzien van energie (bv. een elektrisch veld). Deze energieverhoging resulteert in een verhoogd aantal botsingen tussen de deeltjes, waardoor ze energie verliezen die wordt overgedragen op de botsingspartners. De elektronen – die dankzij hun geringe massa veel meer versnellen dan de zwaardere ionen – krijgen hierdoor een gemiddelde kinetische energie die groter is dan de thermische bewegingssnelheid. In tegenstelling tot thermisch plasma, waarbij het hele gas op hoge temperatuur wordt gebracht, werkt NTP dus op veel lagere temperaturen, meestal tussen kamertemperatuur en ongeveer 200°C.

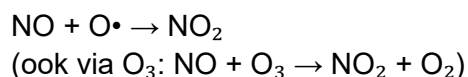
Er zijn verschillende manieren om NTP te genereren, waaronder corona-ontladingen, diëlektrische barrièreontladingen (DBD), gepakte bedreactoren en oppervlakteontladingen. Elke techniek heeft zijn eigen karakteristieken en toepassingsgebied. Zo is een corona-ontlading eenvoudig op te schalen en geschikt voor grootschalige industriële toepassingen, terwijl DBD-reactoren stabielere werken en minder risico op vonkvorming geven (Talebizadeh et al., 2014).

De eigenlijke NO_x-verwijdering gebeurt doordat de hoogenergetische elektronen reactieve soorten genereren:

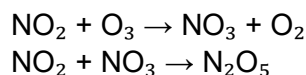
- zuurstofradicalen (O•) en ozon (O₃);
- hydroxylradicalen (OH•);
- stikstof- en zuurstofgebaseerde radicalen (N•, NO• in aangeslagen toestand).

Deze reactieve deeltjes oxideren en reduceren NO en NO₂ via een cascade van reacties. Enkele belangrijke stappen zijn:

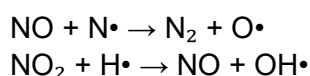
Oxidatie van NO tot NO₂:



Verdere oxidatie tot N₂O₅:



Reductie tot stikstof (bij aanwezigheid van reductoren, bv. NH₃ of CH₄):



Afhankelijk van de nageschakelde behandeling kunnen de gevormde tussenproducten opgelost worden in een natte wasser (bijvoorbeeld als salpeterzuur uit N₂O₅) of verder worden gereduceerd tot stikstofgas (N₂).

3.2.7.1 Toepassingsgebied

Niet-thermische of “koude” plasma’s worden de laatste jaren steeds vaker onderzocht als alternatief voor de verwijdering van stikstofoxiden (NO_x) uit rook- en procesgassen. De technologie bevindt zich nog grotendeels in een pilot- en demonstratiefase, meestal in laboratoria of bij gesimuleerde uitlaatgassen. Er is echter groeiende interesse vanuit de transportsector, met name voor dieselloertuigen zoals vrachtwagens, bussen en schepen. Daarnaast zijn toepassingen denkbaar in industriële rookgasreiniging, bij elektriciteitsgeneratoren en mogelijk ook in luchtbehandelingsinstallaties voor gesloten ruimtes, vooral waar de rookgastemperatuur laag is of waar emissies sterk fluctueren.

3.2.7.2 Voor- en nadelen

Een belangrijk voordeel van NTP is dat de techniek kan functioneren bij relatief lage temperaturen, waardoor het systeem geschikt is voor uitlaatgassen die niet constant op hoge temperatuur zijn. Daarnaast kan NTP worden gecombineerd met katalysatoren of adsorbenten in zogeheten hybride systemen.

In een eerste stap oxideert het plasma stikstofmonoxide (NO) tot hogere stikstofoxiden zoals NO₂, NO₃ of N₂O₅. Deze verbindingen kunnen vervolgens in een tweede stap:

- door een katalysator selectief worden gereduceerd tot stikstofgas (N₂); of
- door een adsorbens of absorberende stof (bv. natriumsulfiet) worden vastgelegd; of
- in een nageschakelde natte wasser worden opgelost en omgezet tot nitraat of salpeterzuur.

Deze hybride aanpak verhoogt de verwijderingsgraad aanzienlijk, omdat het plasma zorgt voor de oxidatie van moeilijk oplosbaar NO, terwijl de tweede stap de uiteindelijke omzetting of verwijdering van de gevormde stikstofoxiden verzekert.

De belangrijkste uitdaging is het energieverbruik. Hoewel NTP op lagere temperaturen werkt dan andere technieken, is er nog steeds een aanzienlijke hoeveelheid elektrische energie nodig om het plasma op te wekken en effectief NO_x te verwijderen. Bij conventionele gelijkspanning of wisselspanning ligt het specifieke energieverbruik vaak rond 20–40 kWh per kg NO_x, met verwijderingsrendementen van 20–60 % (Zhu et al., 2022; Chang, 2014). Pulsed power-technologie, waarbij de energie in nanosecondepulsen wordt toegediend, blijkt beduidend efficiënter en kan het verbruik terugbrengen tot 5–10 kWh per kg NO_x, bij vergelijkbare of zelfs hogere rendementen (tot 70–90 % in hybride configuraties) (Zhu et al., 2022).

3.2.7.3 Kostprijzen

Niet-thermische plasma’s (NTP) zijn vooral aantrekkelijk voor kleinschalige of mobiele toepassingen, maar het economische plaatje verandert aanzienlijk zodra de technologie wordt ingezet voor grootschalige industriële rookgasreiniging, bijvoorbeeld bij afvalverbrandingsinstallaties, grote industriële schoorstenen of energiecentrales.

Bij een NTP lopen de investeringskosten snel op naarmate grotere rookgasdebieten behandeld moeten worden. Dit komt doordat de technologie modulair moet worden opgeschaald: meerdere plasmamodules en een hoger elektrisch vermogen zijn nodig om voldoende oxidatiecapaciteit te realiseren. Voor industriële installaties met debieten vanaf 20.000–50.000 m³/h betekent dit doorgaans initiële installatiekosten van circa €0,5 tot €2 miljoen.

De spreiding in kosten hangt onder meer samen met:

- het elektrisch vermogen dat nodig is om het plasma te genereren;
- de eventuele integratie van een nageschakelde stap (bijvoorbeeld een natte wasser of katalysator) om de in het plasma geoxideerde NO_x-verbindingen verder te reduceren of te absorberen;
- de duurzaamheid en corrosiebestendigheid van de gebruikte materialen, zoals elektroden;
- de mate van automatisering en procescontrole.

Daarom is NTP momenteel vooral aantrekkelijk bij kleinere toepassingen (laboratorium, proefopstellingen, mobiele units of installaties met debieten < 5.000 m³/h), waar de compacte opbouw, lage temperatuurvereisten en modulariteit van plasma-systemen opwegen tegen de relatief hoge kosten. Voor grootschalige rookgasbehandeling zijn conventionele technieken zoals SCR en natte gaswassing doorgaans economisch voordeliger.

Het energieverbruik vormt de belangrijkste kostenpost. Grootschalige NTP-systemen verbruiken typisch 1–5 kWh per kilogram verwijderd NO_x, afhankelijk van de NO_x-concentratie en het toegepaste plasmatype. Bij gangbare Europese elektriciteitsprijzen vertaalt dit zich naar een indicatieve kost van ruwweg €10–50 per kilogram NO_x. Kleinschalige systemen halen soms minder dan 2 kWh per 1.000 m³ behandeld gas, maar bij grote, continu werkende installaties ligt het verbruik meestal hoger.

In tegenstelling tot thermische of chemische processen treedt er bij NTP geen klassiek schaalvoordeel op. Grotere debieten worden behandeld door het parallel schakelen van meerdere plasma-units, waarbij elke unit zijn eigen energieverbruik en onderhoud vraagt. Het specifieke energieverbruik per kilogram verwijderd NO_x blijft dus ongeveer constant, terwijl bijkomende kosten voor elektroden en nabehandeling (bv. neutralisatie van ozon of nitraatverbindingen) toenemen naarmate het systeem groter wordt. NTP is daarmee eerder een modulaire technologie dan een schaalbare bulkoplossing.

Daarnaast moet rekening worden gehouden met onderhoudskosten, zoals het periodiek reinigen of vervangen van elektroden en het controleren van eventuele bijproducten (zoals ozon of nitraatverbindingen) die in de plasmafase ontstaan en in de nabehandeling moeten worden geneutraliseerd.

Deze totale kosten per kilogram verwijderd NO_x liggen doorgaans boven die van Selectieve Katalytische Reductie (SCR), dat bij grote en constante debieten zowel een lagere energie-input als een beter bewezen bedrijfsvoering biedt. SNCR is doorgaans nog goedkoper, maar werkt enkel bij hogere rookgastemperaturen. NTP kan daarom vooral interessant zijn waar lage temperatuurwerking, flexibiliteit of snelle op- en afschakeling vereist zijn, bijvoorbeeld in

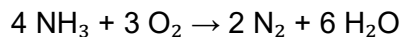
intermitterende processen, bij mobiele installaties of als polishing-technologie na een primaire zuiveringsstap zoals SNCR.

3.2.8 Ammoniakslip katalysator

Een ammoniakslipkatalysator (Ammonia Slip Catalyst, ASC) is een nageschakelde katalysator die specifiek is ontworpen om overtollige ammoniak (NH₃) uit rookgasen te verwijderen. Deze “ammoniakslip” kan optreden in installaties die gebruikmaken van Selectieve Katalytische Reductie (SCR) of Selectieve Niet-Katalytische Reductie (SNCR). In beide processen wordt ureum of ammoniak geïnjecteerd om stikstofoxiden (NO_x) chemisch te reduceren tot stikstof (N₂) en waterdamp (H₂O). Wanneer meer ammoniak wordt geïnjecteerd dan nodig is — bijvoorbeeld door variabele NO_x-belasting, dynamische bedrijfsvoering of suboptimale temperatuurverdeling — kan een deel van de ammoniak niet reageren en als slip in het rookgas aanwezig blijven.

Ammoniakslip kan leiden tot geurhinder, verhoogde corrosierisico's en de vorming van ongewenste nevenproducten zoals ammoniumzouten en lachgas (N₂O). Daarnaast draagt NH₃-emissie bij aan vermesting van bodem en water en aan de vorming van secundair fijn stof.

De ASC wordt stroomafwaarts van een SCR-installatie (en in specifieke gevallen van een SNCR-installatie) geplaatst en oxideert resterende ammoniak hoofdzakelijk tot stikstof en waterdamp, bijvoorbeeld volgens:



De katalysator is doorgaans actief in een temperatuurvenster van ongeveer 200–400 °C. ASC's zijn oxidatiekatalysatoren en verschillen duidelijk van SCR-katalysatoren: waar SCR-katalysatoren reductieve reacties bevorderen (meestal op basis van V₂O₅/TiO₂), bevatten ASC's doorgaans edelmetalen zoals platina of palladium op een keramische of metalen drager, geoptimaliseerd voor de selectieve oxidatie van NH₃.

3.2.8.1 Toepassingsgebied

Een ASC kan in principe worden toegepast in elke installatie waar ammoniak als reagens wordt gebruikt voor NO_x-reductie en waar strikte emissienormen gelden — dus zowel na SCR, SNCR als na SCR/SNCR-hybride systemen:

- Afvalverbrandingsinstallaties (AVI's): ammoniakslip kan hier problematisch zijn, omdat downstream natte gaswassing en dioxineverwijdering gevoelig zijn voor ammoniakresten. De ASC beschermt deze stappen en voorkomt geur- of corrosieproblemen in de schoorsteen.
- WKK-installaties en gasgestookte energiecentrales: bij wisselende belasting of snelle start-stops kan de ureuminjectie bij SCR of SNCR moeilijk stabiel geregeld worden, met verhoogd risico op ammoniakslip. De ASC functioneert hier als vangnet om de stikstofemissies alsnog onder controle te houden en verzekert naleving van NO_x- én NH₃-grenswaarden. Wel geldt dat bij frequente start-stops, wanneer de rookgastemperatuur onder 200 °C zakt, de ASC zelf buiten zijn actieve venster valt en dus niet effectief is.

- Cementovens en kalkovens: hier wordt SNCR regelmatig toegepast omdat SCR door de hoge stof- en SO₂-belasting minder geschikt is. Net door de minder precieze ureumdosering bij SNCR is het risico op ammoniakslip groot, waardoor een ASC bijzonder nuttig kan zijn om NH₃-emissies te beperken en downstream-installaties te beschermen.
- Glas- en keramiekovens: in de glasindustrie, waar zeer hoge temperaturen en regeneratieve verbranding voor hoge thermische NO_x zorgen, wordt soms een combinatie van SNCR en ASC ingezet om emissiegrenswaarden te halen. Ook in de keramieksector, waar ovens vaak sterk fluctuerende belasting kennen, kan een ASC worden toegepast om slip en nevenemissies zoals ammoniumnitraat of ammoniumsulfaat te vermijden.
- Industriële boilers en ketelinstallaties (bv. in raffinaderijen of de chemie): bij grootschalige warmteproductie waar SCR- of SNCR-systemen worden toegepast, vooral bij wisselende brandstoffen of dynamische belasting, biedt een ASC de zekerheid dat NH₃-uitstoot binnen de wettelijke grenzen blijft.

De ASC is ook relevant wanneer ammoniakoverschot kan leiden tot nevenemissies zoals N₂O (lachgas) of de vorming van secundaire aerosolen (ammoniumsulfaat of ammoniumnitraat), die bijdragen aan fijnstofvorming. Zo voorkomt de ASC niet alleen ammoniakemissies, maar ook bredere luchtkwaliteitsproblemen en beschermt hij downstream-processen zoals warmtewisselaars of absorptie-installaties.

Bij toepassing achter SNCR is het belangrijk dat de rookgastemperatuur in het traject naar de ASC nog 200–400 °C bedraagt. Bij lagere temperaturen is de katalysator niet actief en kan voorverwarming of een alternatieve opstellingsplaats nodig zijn. Ook te hoge temperaturen (> 450–500 °C) zijn ongunstig, omdat de actieve edelmetalen (platina, palladium) bij dergelijke condities thermisch degraderen of sinteren, waardoor de katalysatorcapaciteit snel afneemt. Het rookgas moet bovendien voldoende worden ontdaan van stof en zwavelverbindingen, omdat deze de katalysator kunnen vergiftigen.

ASC is technologisch bewezen en commercieel beschikbaar, met een duidelijke maturiteit in combinatie met SCR-installaties. In bredere industriële toepassingen — met name achter SNCR-systemen of in hybride configuraties — is de toepassing echter minder wijdverspreid en vaak projectspecifiek. Dit hangt samen met minder stabiele procescondities, grotere variabiliteit in ammoniakslip en bijkomende randvoorwaarden zoals temperatuurcontrole en rookgaszuivering. Hierdoor is ASC buiten klassieke SCR-opstellingen nog geen standaardoplossing en wordt de inzet doorgaans bepaald door specifieke emissie-eisen en economische afwegingen.

3.2.8.2 Voor- en nadelen

Het belangrijkste voordeel van een ammoniakslipkatalysator is dat hij resterende ammoniak uit het rookgas zeer efficiënt kan verwijderen, zonder dat daarvoor extra reagentia of een aparte processtap nodig is. In industriële praktijk reduceert een ASC de ammoniakslip doorgaans met één orde van grootte (circa 90–98 % van de inkomende NH₃). Dat betekent dat slipniveaus van bijvoorbeeld 20–50 ppm na SNCR kunnen worden teruggebracht tot onder 5 ppm, en dat bij goed afgestelde SCR's de emissie vrijwel altijd onder 2–5 ppm blijft, mits de bedrijfstemperatuur en de voorbehandeling van het rookgas correct zijn. Dit is vooral van belang in installaties waar de ammoniakslip moeilijk te beheersen is, bijvoorbeeld bij dynamische belasting, sterk wisselende NO_x-concentraties of snelle temperatuurfluctuaties.

In zulke situaties fungeert de ASC als een vangnet: hij corrigeert onvermijdelijke afwijkingen in de ureuminjectie van een SCR- of SNCR-systeem en voorkomt dat ammoniak in de schoorsteen geurhinder, corrosie of secundaire emissies veroorzaakt. Waar downstream-processen – zoals natte wasstappen of dioxineverwijdering – gevoelig zijn voor ammoniak, verlengt de ASC bovendien de levensduur van andere componenten en beperkt hij het onderhoud.

Een tweede sterk punt is dat de ASC passief werkt. Zolang de rookgastemperatuur zich in het juiste venster van 200 tot 400 °C bevindt, is geen extra ureuminjectie of complexe regelkring nodig. Dankzij een actieve laag van edelmetalen, meestal platina of palladium, op een keramische of metalen drager kan de katalysator ammoniak snel en selectief oxideren tot stikstof en waterdamp. Afhankelijk van de formulering kan daarnaast een beperkte oxidatie van NO naar NO₂ optreden, maar dit is niet de primaire functie van een ASC en draagt slechts marginaal bij aan de totale NO_x-verwijdering.

Daartegenover staan enkele duidelijke nadelen. De katalysator is gevoelig voor vergiftiging door zwavelverbindingen zoals SO₂ en SO₃, maar ook door stof, zware metalen en natrium. In vuile of sterk wisselende rookgassen kan dit leiden tot een merkbaar verlies aan activiteit, dat alleen kan worden hersteld door regeneratie of volledige vervanging van de katalysator. Het gebruik van een ASC vraagt daarom om zorgvuldig rookgasvoorbehandeling en regelmatig onderhoud. Bovendien moet de bedrijfstemperatuur stabiel blijven: bij minder dan circa 180 °C valt de katalysator stil en bij meer dan ongeveer 450 °C kan het actieve materiaal degraderen. Ook veroorzaakt de ASC een zekere drukval in het rookgaskanaal, waardoor extra ventilatorvermogen nodig is en het energieverbruik licht toeneemt.

De aanschaf- en vervangingskosten zijn relatief beperkt vergeleken met een volledig SCR-systeem, maar toch substantieel: typisch bedraagt de investering voor een ASC-bed 5–15 % van de SCR-investering, en moet men rekenen op vervangingscycli van 3–5 jaar bij continu bedrijf. Voor grote installaties met meerdere parallele modules kunnen de kosten voor katalysatorvervanging zo oplopen tot enkele honderdduizenden euro's per cyclus. Dit betekent dat de noodzaak tot inspectie, monitoring en periodieke vervanging structureel in het onderhoudsbeleid moet worden ingepast.

Tot slot is een ASC geen middel om een slecht afgesteld SCR- of SNCR-systeem te compenseren. De katalysator kan een overschot aan ammoniak in de afgassen opvangen, maar wanneer de ureuminjectie structureel te hoog is of de primaire NO_x-reductie onvoldoende functioneert, raakt ook de ASC overbelast en zal hij voortijdig uitvallen.

3.2.8.3 Kostprijzen

In tegenstelling tot mobiele toepassingen, waar de ASC relatief compact is en sterk gestandaardiseerd, lopen de kosten bij industriële installaties sterk uiteen en worden ze bepaald door een combinatie van technische, economische en procesgebonden factoren.

De initiële investeringskost van een ASC in industriële toepassingen varieert doorgaans van €50.000 tot €300.000 of meer, afhankelijk van het rookgasdebiet, de gewenste ammoniakverwijdering, de katalysatorformulering (type en hoeveelheid edelmetaal), de constructiematerialen (keramisch vs. metaal), en de mate van integratie in de bestaande installatie. Grootschalige ASC-systemen die geïntegreerd worden in rookgaslijnen van

bijvoorbeeld afvalverbrandingsinstallaties of energiecentrales, vereisen vaak robuuste behuizingen, thermische isolatie en bypasstechnieken, wat de installatiekosten verder opdrijft.

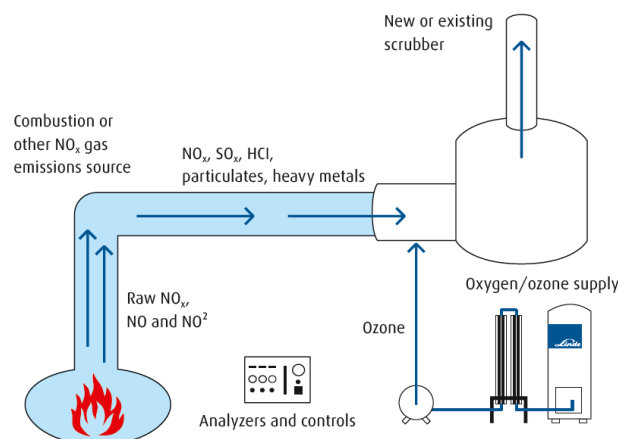
Naast de aankoopprijs moet men ook rekening houden met operationele kosten, zoals inspectie, drukvalverlies (hogere ventilatorenergie), en periodiek onderhoud of vervanging. De levensduur van een ASC varieert tussen de 3 en 7 jaar, afhankelijk van de rookgassamenstelling en temperatuurstabiliteit. In stoffige of zwavelrijke omgevingen kan de katalysator sneller vergiftigd raken, waardoor hercoating of vervanging nodig is. In zulke gevallen kunnen de vervangingskosten 50–80 % van de oorspronkelijke investering bedragen, afhankelijk van het type drager en de mogelijkheid tot regeneratie.

Sommige leveranciers bieden ASC-oplossingen met herbruikbare metalen dragers waarop enkel de actieve laag opnieuw wordt aangebracht. Die systemen kunnen op langere termijn goedkoper zijn, maar vergen wel een nauwkeurige logistieke aanpak en tijdelijk buitengebruik stellen van de installatie. Tot slot kunnen er ook indirecte kosten optreden indien een slecht functionerende ASC leidt tot overschrijding van emissienormen of een verhoogde ammoniakbelasting op downstream-systemen (zoals natte scrubbers).

3.2.9 Ozoninjectie

Ozoninjectie is een vorm van oxidatieve NO_x-verwijdering waarbij stikstofoxiden in de gasfase worden omgezet naar beter oplosbare verbindingen, gevolgd door absorptie in een natte gaswasser. In tegenstelling tot klassieke oxidatieve wassystemen — waarbij vloeibare oxidantia zoals natriumhypochloriet (NaOCl) of waterstofperoxide (H₂O₂) rechtstreeks in de wasvloeistof worden toegevoegd — gebeurt de oxidatie hier vooraf in de gasfase met behulp van ozon (O₃).

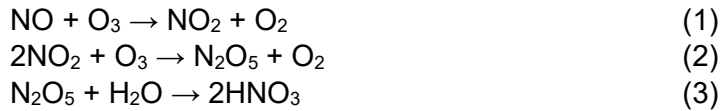
De commercieel bekende toepassing van dit principe is onder meer de gepatenteerde LoTOx[®]-technologie, maar het onderliggende mechanisme is breder toepasbaar en niet beperkt tot één leverancier.



Figuur 4 - LoTOx[®]-toepassing

In een eerste stap wordt ozon geïnjecteerd in het rookgaskanaal. Ozon is een zeer reactieve verbinding, die stikstofmonoxide (NO) en stikstofdioxide (NO₂) snel oxideert tot distikstofpentaoxide (N₂O₅). Hoewel N₂O₅ bij kamertemperatuur een vaste stof is, wordt het

onder de rookgascondities als gasvormig intermediair gevormd en reageert het vrijwel onmiddellijk en irreversibel met waterdamp tot salpeterzuur (HNO₃):



Het fundamentele verschil met klassieke natte gaswassing is dat de beperkende stap — de opname van slecht oplosbaar NO in de vloeistof — hier wordt omzeild. Door NO eerst in de gasfase om te zetten naar sterk oplosbare componenten zoals N₂O₅ en HNO₃, verschuift de proceslimiet van massatransfer naar chemische oxidatie, wat een aanzienlijk hogere totale NO_x-verwijdering mogelijk maakt.

Dankzij deze omzetting naar een goed hydrolyseerbare verbinding is de daaropvolgende absorptie in de wasser zeer efficiënt. Volgens de leverancier kan een verwijderingsrendement tot 95 % worden bereikt.

De reacties verlopen zonder katalysator, zijn zeer snel (verblijftijd 1–5 seconden), irreversibel en bovendien selectief: ozon oxideert bij voorkeur NO en NO₂, terwijl andere rookgascomponenten (zoals CO en SO_x) veel trager reageren. Hierdoor kan de NO_x-selectiviteit hoog blijven, mits de dosering goed geregeld is.

Het ideale temperatuurbereik ligt tussen 50 en 180 °C. Bij lagere temperaturen vertraagt de reactiekinetiek, terwijl bij hogere temperaturen ozon thermisch instabiel wordt en sneller uiteenvalt. De ozoninjectie wordt daarom nauw afgestemd op de reële rookgastemperaturen.

Aan het einde van het rookgaskanaal wordt een nieuwe of bestaande natte gaswasser ingezet, die het gevormde N₂O₅ volledig omzet in HNO₃. Dit zuur lost volledig in de wasser op en kan afhankelijk van de toepassing:

- geneutraliseerd worden (bijv. met NaOH of Ca(OH)₂), of
- in sommige processen gerecupereerd worden als nitraathoudend bijproduct.

Ozon wordt on-site geproduceerd uit zuivere zuurstof (O₂) via een elektrische hoogspanningsontlading (coronaproces). Het rendement van dit proces is relatief laag (ca. 10 %), waardoor een groot deel van de elektriciteit in warmte verloren gaat en de werkingskosten hoog liggen. De geproduceerde ozon wordt direct geïnjecteerd in het rookgaskanaal via speciaal ontworpen lansen. Een goede turbulentie en menging zijn cruciaal om volledige oxidatie te verzekeren binnen de korte verblijftijd.

De benodigde hoeveelheid ozon is afhankelijk van:

- de NO_x-concentratie in de gasstroom,
- het gewenste reductieniveau, en
- de aanwezige zuurstofconcentratie.

3.2.9.1 Toepassingsgebied

Ozoninjectie wordt vooral overwogen in situaties waar klassieke technieken minder geschikt zijn:

- wanneer een zeer hoge NO_x-verwijderingsgraad (> 90 %) vereist is, eventueel in combinatie met een bestaande SCR- of SNCR-installatie;
- bij lage rookgastemperaturen (< 200 °C) waar SCR en SNCR niet efficiënt werken;
- in processen met vuile rookgassen die voor SCR-katalysatoren moeilijk te behandelen zijn;
- in bedrijven die al over een natte gaswasser beschikken en dus niet hoeven te investeren in een nieuwe wasser;
- wanneer een snelle en flexibele opstart noodzakelijk is.

De technologie is modulair en kan worden toegepast op middelgrote tot grote installaties (orde 5.000–100.000 Nm³/uur).

3.2.9.2 Voor- en nadelen

Oxidatie van NO_x via ozoninjectie, gevolgd door natte gaswassing, biedt verschillende technische en operationele voordelen, maar kent tegelijk ook enkele beperkingen die de toepasbaarheid kunnen beïnvloeden.

Een eerste belangrijk voordeel is de hoge NO_x-verwijderingsefficiëntie. Aangezien de oxidatie van NO en NO₂ naar beter oplosbare componenten zoals N₂O₅ zeer snel en selectief verloopt, kunnen verwijderingsgraden tot circa 90–95 % bereikt worden, zelfs bij relatief lage temperaturen. Hierdoor is deze techniek bijzonder geschikt voor toepassingen waarbij SCR of SNCR niet haalbaar of onvoldoende doeltreffend zijn, bijvoorbeeld bij lage rookgastemperaturen, fluctuerende belasting of rookgassen die katalysatoren kunnen vervuilen of deactiveren.

Een tweede voordeel is de modulaire en flexibele opbouw van het systeem. De ozoninjectie kan relatief eenvoudig worden geïntegreerd in bestaande installaties, vooral wanneer reeds een natte gaswasser aanwezig is. Dit verlaagt de bijkomende investeringskost en maakt een snelle implementatie mogelijk. Bovendien kent het systeem een korte opstarttijd, wat voordelig is in installaties met onregelmatige of cyclische werking.

Daarnaast verlopen de reacties zonder katalysator, waardoor kosten voor aanschaf, vervanging en onderhoud van katalytisch materiaal wegvallen. De oxidatiereacties zijn bovendien snel en in grote mate irreversibel, wat bijdraagt aan een stabiele procesvoering. Daartegenover staan ook duidelijke nadelen. Het belangrijkste aandachtspunt zijn de operationele kosten, voornamelijk door de productie en het verbruik van ozon. Ozon wordt ter plaatse gegenereerd uit zuurstof via een elektrische ontlading, wat een aanzienlijke hoeveelheid energie vereist. Bij hogere NO_x-concentraties of grotere gasdebieten kunnen deze kosten snel oplopen, waardoor de techniek minder aantrekkelijk wordt in toepassingen met lage emissieniveaus of waar goedkopere alternatieven beschikbaar zijn.

Daarnaast vereist het omgaan met ozon, een sterk oxiderende en toxische stof, gepaste veiligheidsmaatregelen. Lekdetectie, ventilatie en gasdichte apparatuur zijn noodzakelijk om risico's voor mens en milieu te beperken.

Tot slot is de toepassing van ozoninjectie voor NO_x-verwijdering in Europa nog relatief beperkt, wat kan leiden tot een gebrek aan lokale operationele ervaring en een zekere afhankelijkheid van technologieaanbieders voor implementatie en onderhoud. Commerciële systemen zoals LoTOx[®] tonen aan dat de technologie technisch haalbaar is, maar de toepassing blijft in veel gevallen projectspecifiek.

3.2.9.3 Kostprijzen

Wat de kostprijs betreft, kan ozoninjectie in combinatie met natte gaswassing worden gekarakteriseerd als een systeem met relatief lage kapitaalkosten (CAPEX), maar hogere werkingskosten (OPEX). De installatie bestaat voornamelijk uit een ozongenerator, injectiesysteem en een bestaande of aanvullende gaswasser, waardoor de initiële investering doorgaans lager ligt dan bij SCR-installaties, die grotere reactorvolumes en katalysatoren vereisen.

De werkingskosten zijn echter aanzienlijk, voornamelijk door het hoge elektriciteitsverbruik voor de productie van ozon. Daarnaast kunnen kosten ontstaan voor de behandeling of neutralisatie van het gevormde salpeterzuur in het waswater, afhankelijk van de lozingsvereisten en procesconfiguratie.

Hoewel leveranciers van specifieke systemen (zoals LoTOx[®]) geen gedetailleerde kostgegevens vrijgeven, blijkt uit internationale literatuur en praktijkstudies dat ozoninjectie economisch interessant kan zijn in toepassingen met:

- hoge NO_x-concentraties,
- lage rookgastemperaturen,
- reeds aanwezige natte gaswassing, en
- een behoefte aan operationele flexibiliteit.

Een economische analyse van Lee et al. (2022) voor afvalverbrandingsinstallaties vergelijkt een ozongebaseerd systeem (LoTOx[®]) met een conventioneel SCR-systeem. De studie toont aan dat de initiële investeringskosten van het ozonsysteem ongeveer 70–75 % bedragen van die van SCR. Op langere termijn kunnen ook de cumulatieve exploitatiekosten gunstig uitvallen, afhankelijk van de specifieke bedrijfsomstandigheden en systeemconfiguratie.

Deze resultaten zijn echter sterk afhankelijk van aannames rond energieprijzen, NO_x-belasting en bedrijfsduur. In toepassingen met lage NO_x-emissies of waar eenvoudige technieken zoals SNCR volstaan, is ozoninjectie doorgaans economisch minder aantrekkelijk.

3.2.10 Andere technieken

De onderstaande technieken worden minder uitvoerig behandeld dan de gangbare nabehandelingmethoden voor NO_x, omdat ze zich grotendeels nog in een experimenteel of pilootstadium bevinden en slechts in zeer specifieke sectoren commercieel worden toegepast. Hun praktische inzetbaarheid is daardoor voorlopig beperkt en de beschikbare gegevens – met name over kostprijzen en operationele prestaties – zijn schaars. Daarom krijgen deze alternatieve, minder verspreide technieken hier enkel een beknopte bespreking.

Biologische NO_x-verwijdering

Biologische NO_x-verwijdering is een proces dat de kracht van micro-organismen benut om stikstofoxiden (NO en NO₂) af te breken. De techniek begint met een natte voorstap, waarbij de stikstofoxiden eerst in een waterige fase worden opgelost, bijvoorbeeld door middel van een natte wasser of een biofilter. Vervolgens zetten gespecialiseerde bacteriën deze verbindingen om via een combinatie van nitrificatie en denitrificatie. Uiteindelijk worden de schadelijke NO_x-moleculen omgezet tot onschadelijk stikstofgas (N₂), dat gewoon in de atmosfeer kan worden geloosd. Het concept sluit aan bij de bredere trend van biofiltratie en biologische luchtzuivering en is aantrekkelijk omdat het een natuurlijke, chemievrije benadering biedt.

Toepassingsgebied

De techniek is vooral geschikt voor toepassingen met lage rookgastemperaturen en lage NO_x-concentraties, zoals in composteerinstallaties, vergistingsinstallaties of in de voedingsnijverheid. In deze sectoren is natte luchtbehandeling vaak al aanwezig, waardoor de integratie van een biologische nabehandeling praktisch en kostenefficiënt kan zijn.

Voor- en nadelen

Het grote voordeel van deze biologische aanpak is dat ze milieuvriendelijk en energiezuinig is en geen gevaarlijke reststromen produceert. Toch kent de technologie duidelijke beperkingen: NO is slecht oplosbaar in water, waardoor het proces traag verloopt en grote reactorvolumes nodig zijn. Bovendien vraagt het behouden van een stabiele bacteriële activiteit een nauwkeurige regeling van pH en temperatuur. Door deze beperkingen is biologische NO_x-verwijdering niet geschikt voor industriële hoogtemperatuurprocessen zoals cement-, glas- of keramiekovens en blijft ze eerder beperkt tot nichetoepassingen.

Kostprijzen

Gestandaardiseerde kostprijzen zijn niet beschikbaar. De investeringen en werkingskosten hangen sterk af van de specifieke biofilter- of biowassystemen die per installatie worden toegepast.

Elektrochemische reductie

Elektrochemische reductie is een innovatieve methode die gebaseerd is op de principes van solid oxide fuel cell (SOFC)-technologie. In plaats van een chemisch reductiemiddel te gebruiken, wordt bij deze techniek een elektrische stroom ingezet om stikstofoxiden – voornamelijk NO en NO₂ – te reduceren tot stikstofgas (N₂) en oxide-ionen (O²⁻). De oxide-ionen migreren door een elektrolyt naar de anode, waar ze worden omgezet in zuurstof. Het idee achter deze aanpak is een bijna volledig emissievrije verwijdering van NO_x, waarbij uitsluitend stikstof en zuurstof als eindproducten ontstaan.

Toepassingsgebied

Voorlopig bevindt deze technologie zich nog hoofdzakelijk in de onderzoeks- en pilotfase. Toepassingen zijn daardoor beperkt tot laboratorium- en testomgevingen, waar de haalbaarheid van grootschalige toepassing wordt onderzocht.

Voor- en nadelen

Een belangrijk voordeel is dat NO_x in theorie kan worden verwijderd zonder dat er externe chemische reagentia nodig zijn, waardoor het proces een zeer schone en duurzame oplossing kan bieden. Daartegenover staat echter dat de technologie momenteel hoge bedrijfstemperaturen (600–800 °C) en hoogwaardige materialen vereist, omdat de ionengeleiding en reactiesnelheid van de gebruikte vaste oxide-elektrolyten enkel in dit temperatuurbereik voldoende zijn. Daarnaast is de methode gevoelig voor verstoring door stof, vocht en andere pollutanten (zoals SO_x, HCl en zware metalen), die de elektroden kunnen vergiften of de reacties kunnen hinderen. Dit maakt dat de elektrochemische reductie voorlopig een beloftevolle maar nog niet rijpe technologie is.

Kostprijzen

Commerciële cijfers ontbreken volledig, aangezien de techniek zich nog in een vroeg ontwikkelingsstadium bevindt en enkel experimentele kostenschattingen beschikbaar zijn.

Electron beam

De elektronenbundeltechniek, internationaal bekend als Electron Beam Flue Gas Treatment (EBFGT), gebruikt een krachtige bundel van versnelde elektronen om vervuilde rookgassen te behandelen. Wanneer de elektronenbundel het rookgas doorkruist, breekt hij stikstofoxiden (NO_x) en zwaveloxiden (SO_x) af tot vaste verbindingen zoals ammoniumsulfaat en ammoniumnitraat. Deze vaste deeltjes kunnen nadien uit het rookgas worden gefilterd en zelfs als meststof worden hergebruikt. De methode is ontstaan vanuit nucleaire en stralingstechnologie en illustreert een high-tech benadering van luchtverontreinigingscontrole.

Toepassingsgebied

De technologie wordt voornamelijk getest voor de behandeling van grote rookgasvolumes, vooral in regio's waar de gevormde meststoffen economisch interessant zijn. Enkele grootschalige demonstratieprojecten zijn al uitgevoerd in Azië, waar landbouw en industrie een markt creëren voor de bijproducten.

Voor- en nadelen

Het grootste voordeel van EBFGT is dat het een zeer efficiënte techniek is die niet alleen NO_x en SO_x kan verwijderen, maar tegelijkertijd waardevolle meststoffen produceert. Daartegenover staat dat de energiebehoefte hoog is en dat de installaties complex en kostbaar zijn. Bovendien zijn strikte veiligheidsvoorschriften nodig om te beschermen tegen ioniserende straling. Deze combinatie van technische complexiteit en veiligheidsvereisten beperkt voornamelijk de toepassing buiten specifieke proefprojecten.

Kostprijzen

Gestandaardiseerde kostprijzen bestaan niet. Indicaties uit Aziatische demonstratieprojecten wijzen wel op hoge initiële investeringen, vooral door de noodzakelijke elektronenversnellers

en stralingsbeveiliging. De economische haalbaarheid hangt sterk af van de lokale marktwaarde van de geproduceerde meststoffen.

Fe-EDTA

Fe-EDTA-absorptie is een nicheproces waarbij ijzerchelaten (bijvoorbeeld Fe-EDTA) worden ingezet om stikstofoxiden in een natte wasser te binden en vervolgens te reduceren tot stikstofgas (N₂). De techniek steunt op de eigenschap van het ijzercomplex om NO selectief te vangen en chemisch te reduceren. Dit proces past in de bredere categorie van natte wasprocessen, maar onderscheidt zich door zijn specifieke gebruik van metaalchelaten.

Toepassingsgebied

Het proces is zelden commercieel toegepast en komt in Europa enkel voor in kleinschalige pilotinstallaties. Het is vooral van belang in zeer specifieke situaties waar selectieve NO-verwijdering gewenst is en andere technieken niet rendabel of haalbaar zijn.

Voor- en nadelen

Het voornaamste voordeel is de selectieve binding en reductie van NO, waardoor het proces theoretisch zeer doelgericht kan werken. Toch zijn er aanzienlijke nadelen: het systeem is gevoelig voor schommelingen in pH en zuurstofgehalte, en vereist een nauwgezette procescontrole en regelmatig onderhoud van de chelaatoplossing. Deze operationele complexiteit en het gebrek aan praktijkervaring beperken de brede inzetbaarheid.

Kostprijzen

Omdat de toepassing zich voornamelijk in de pilotfase bevindt, zijn geen commerciële kostgegevens beschikbaar. Er bestaan slechts ruwe schattingen die geen representatief beeld geven van eventuele grootschalige investeringen.

4 BEOORDELINGEN DENOX-INSTALLATIES

In dit hoofdstuk wordt een kwalitatieve beoordeling gegeven van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor verschillende verbrandingsinstallaties. De evaluatie is gebaseerd op technische haalbaarheid, kostenefficiëntie, geschiktheid bij wisselende bedrijfsomstandigheden en het verwijderingsrendement van stikstofoxiden.

Elke technologie werd beoordeeld met behulp van een symbolenschaal:

- ++ = uiterst geschikt
- + = geschikt
- 0 = toepasbaar, maar niet optimaal
- - = niet geschikt
- - - = absoluut niet geschikt

Deze tabellen dienen als ondersteuning bij de keuze van geschikte emissiereductietechnieken binnen specifieke industriële contexten, en houdt zowel technische als economische overwegingen in rekening.

4.1 Industriële ketels

Volgende tabel geeft de beoordeling van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor industriële ketels met verschillende vermogens (10 MW, 50 MW, 100 MW en 500 MW). Hieronder vallen onder meer stoomketels/boiler, olieketels, en waterbuisketels.

De installaties kunnen worden toegepast op industriële ketels die gebruikmaken van diverse brandstoffen, waaronder gasvormige brandstoffen (zoals aardgas), vloeibare brandstoffen (zoals stookolie) en vaste brandstoffen (zoals steenkool en biomassa).

Tabel 20 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO_x-technieken voor industriële installaties in functie van vermogen en brandstoftype

| | Industriële ketels (10 MW) | Industriële ketels (50 MW) | Industriële ketels (100 MW) | Industriële ketels (500 MW) |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Brandstof | Gas | | | |
| SCR | 0 | + | ++ | ++ |
| SNCR | + | + | + | 0 |
| SCR/SNCR | 0 | + | + | 0 |
| DeSONOx | 0 | + | + | 0 |
| Natte gaswassing (absorptie) | + | + | + | 0 |
| Adsorptie - reductie | + | 0 | 0 | - |
| NTP | 0 | 0 | - | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | + | + | 0 | 0 |
| Brandstof | Vloeibare brandstoffen | | | |
| SCR | 0 | + | ++ | ++ |
| SNCR | + | + | + | 0 |
| SCR/SNCR | 0 | + | + | 0 |
| DeSONOx | 0 | + | + | 0 |
| Natte gaswassing (absorptie) | + | + | + | 0 |
| Adsorptie - reductie | + | 0 | 0 | - |
| NTP | 0 | 0 | - | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | + | + | 0 | 0 |
| Brandstof | Vaste brandstoffen | | | |
| SCR | + | ++ | ++ | ++ |
| SNCR | + | + | + | + |
| SCR/SNCR | 0 | + | + | + |
| DeSONOx | 0 | + | + | 0 |
| Natte gaswassing (absorptie) | + | + | + | 0 |
| Adsorptie - reductie | + | 0 | - | - |
| NTP | 0 | - | -- | -- |
| ASC | 0 | 0 | 0 | + |
| Ozoninjectie | + | + | 0 | 0 |

Voor de reductie van NO_x in industriële ketels is een breed scala aan technieken beschikbaar, waarvan de toepasbaarheid sterk afhankelijk is van factoren zoals het ketelvermogen, de gebruikte brandstof, het bedrijfsregime en de kwaliteit van het rookgas. Binnen dit spectrum

geldt SCR (selectieve katalytische reductie) als de meest efficiënte oplossing voor grotere vermogens. De combinatie van hoge verwijderingsrendementen en schaalvoordelen maakt deze technologie economisch steeds aantrekkelijker naarmate het vermogen toeneemt. Wel vereist het systeem stabiele procescondities en — bij vaste brandstoffen — een doorgedreven rookgasvoorbehandeling, bijvoorbeeld via stofafscheiding en SO_x-reductie, om katalysatorvergiftiging te voorkomen.

Voor toepassingen met meer variabele bedrijfscondities biedt SNCR (selectieve niet-katalytische reductie) een robuuster en eenvoudiger alternatief. Deze techniek is minder gevoelig voor fluctuaties in belasting, maar gaat gepaard met lagere reductierendementen en is daardoor minder geschikt bij strikte emissie-eisen, ondanks de lagere investeringsdrempel. Wanneer zowel flexibiliteit als hogere verwijderingsrendementen vereist zijn, kan een combinatie van beide systemen een meerwaarde bieden, vooral bij installaties met sterk wisselende bedrijfsomstandigheden.

Ook technieken zoals DeSONO_x en natte gaswassing vinden voornamelijk toepassing bij middelgrote ketels. Hoewel schaalvoordelen ook hier een rol spelen, worden deze bij grotere debieten deels gecompenseerd door bijkomende investeringskosten, drukverliezen en energieverbruik, waardoor de economische meerwaarde afneemt. Minder conventionele technieken, waaronder NTP en adsorptie-/reductiesystemen, bevinden zich momenteel nog in een experimentele of nichefase en worden daarom niet als geschikt beschouwd voor grootschalige ketelinstallaties.

In aanvulling daarop kan een ammoniakslipkatalysator (ASC) worden ingezet als nabehandeling bij installaties met SCR (en slechts uitzonderlijk achter SNCR), op voorwaarde dat een geschikt temperatuurvenster (circa 200–400 °C) en voldoende rookgasvoorbehandeling aanwezig zijn. De toepassing is vooral relevant bij grotere ketels (vanaf ongeveer 100 MW), waar de impact van ammoniakslip groter is en bijkomende emissiebeperking noodzakelijk kan zijn.

Bij de interpretatie van de bovenstaande beoordeling moet worden opgemerkt dat schaalvergroting in het algemeen leidt tot een daling van de eenheidsreductiekost (€/kg NO_x), voornamelijk door een efficiëntere benutting van installaties en de spreiding van vaste kosten. Dit effect komt echter niet altijd expliciet tot uiting in de beoordelingsscores, aangezien deze gebaseerd zijn op een combinatie van technische haalbaarheid, kostenefficiëntie, robuustheid en geschiktheid bij wisselende bedrijfsomstandigheden. Bovendien beperkt de gehanteerde symbolenschaal de mogelijkheid om verdere economische optimalisaties binnen dezelfde categorie (bv. '++') te onderscheiden.

De impact van schaalvoordelen is bij industriële ketels bovendien minder uitgesproken dan bij energiecentrales, door het vaak variabele bedrijfsregime, de grote diversiteit in installaties en brandstoffen, en de beperkte mate waarin DeNO_x-technieken integraal in het ontwerp worden geoptimaliseerd. Hierdoor blijven technische en operationele randvoorwaarden bepalend voor de uiteindelijke beoordeling.

4.2 Energiecentrales

Volgende tabel geeft de beoordeling van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor energiecentrales met verschillende vermogens (10 MW, 50 MW, 100 MW en 500 MW).

DeNO_x-installaties worden in energiecentrales toegepast om stikstofoxiden (NO_x) te verminderen. Deze technieken zijn geschikt voor een breed scala aan brandstoffen, waaronder gas (zoals aardgas), vloeibare brandstoffen (zoals stookolie) en vaste brandstoffen (zoals steenkool en biomassa). Energie kan ook opgewekt worden door middel van afvalverbranding, maar dit wordt in een apart deel beoordeeld.

Tabel 21 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO_x-technieken voor energiecentrales in functie van vermogen en brandstoftype

| | Energiecentrales (10 MW) | Energiecentrales (50 MW) | Energiecentrales (100 MW) | Energiecentrales (500 MW) |
|------------------------------|-------------------------------|--------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Brandstof | Gas | | | |
| SCR | 0 | + | ++ | ++ |
| SNCR | 0 | 0 | + | 0 |
| SCR/SNCR | 0 | + | + | + |
| DeSONOx | 0 | + | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | 0 | 0 | + | + |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | 0 | - |
| NTP | - | - | -- | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 | 0 |
| Brandstof | Vloeibare brandstoffen | | | |
| SCR | 0 | + | ++ | ++ |
| SNCR | 0 | 0 | + | 0 |
| SCR/SNCR | 0 | + | + | + |
| DeSONOx | 0 | + | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | 0 | 0 | + | + |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - | - |
| NTP | - | - | -- | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 | 0 |
| Brandstof | Vaste brandstoffen | | | |
| SCR | + | ++ | ++ | ++ |
| SNCR | 0 | 0 | + | 0 |
| SCR/SNCR | 0 | + | + | + |
| DeSONOx | 0 | + | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | + | + | + | ++ |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - | - |
| NTP | - | - | -- | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 | 0 |

Voor de reductie van NO_x in energiecentrales geldt SCR als de meest robuuste en efficiënte techniek, vooral bij vermogens vanaf ongeveer 50 MW. SNCR wordt minder frequent toegepast, maar kan wel een rol spelen in middelgrote installaties of als ondersteunende techniek binnen hybride SCR/SNCR-configuraties, met name om de prestaties onder wisselende bedrijfscondities te stabiliseren.

De inzet van DeSONO_x en natte gaswassing is vooral relevant in middelgrote en grote installaties waar meerdere pollutanten gelijktijdig moeten worden verwijderd. In dergelijke configuraties kunnen ook ammoniakslipkatalysatoren (ASC's) worden toegevoegd, bijvoorbeeld wanneer strikte NH₃-emissiegrenswaarden gelden of wanneer dynamische bedrijfsvoering het risico op ammoniakslip verhoogt. De toepasbaarheid van deze technieken neemt toe met de schaal van de installatie en met de mate van rookgasvoorbehandeling.

Technieken zoals ozoninjectie en niet-thermisch plasma (NTP) bevinden zich daarentegen nog grotendeels in een onderzoeks- of nichefase. Hun grootschalige inzet blijft voorlopig beperkt, voornamelijk door de hoge energiebehoefte en, in het geval van NTP, het experimentele karakter.

De schaal en bedrijfsvoering van energiecentrales spelen hierbij een belangrijke rol. In vergelijking met industriële ketels zijn deze installaties doorgaans groter, draaien ze meer uren per jaar en werken ze onder stabielere condities. Dit maakt het mogelijk om technieken met hogere investerings- en operationele kosten, zoals SCR en natte gaswassing, zowel technisch als economisch beter te integreren.

4.3 WKK-installaties

Volgende tabel geeft de beoordeling van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor WKK-installaties met verschillende vermogens (1 MW, 10 MW, en 50 MW).

DeNO_x-installaties worden in WKK-installaties toegepast om stikstofoxiden (NO_x) te verminderen. Deze technieken zijn geschikt voor een breed scala aan brandstoffen, waaronder gas (zoals aardgas, biogas en syngas), vloeibare brandstoffen (zoals diesel, stookolie en biodiesel) en vaste brandstoffen (zoals biomassa). Waterstof en waterstofrijke gassen kunnen ook toegepast worden, al zijn de DeNO_x-technieken hiervoor nog in opbouw of in pilootfase.

Tabel 22 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO_x-technieken voor WKK-installaties in functie van vermogen en brandstoftype

| | WKK-installaties (1 MW) | WKK- installaties (10 MW) | WKK-installaties (50 MW) |
|------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Brandstof | Gas | | |
| SCR | 0 | + | ++ |
| SNCR | - | - | + |
| SCR/SNCR | 0 | + | + |
| DeSONOx | 0 | 0 | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | - | 0 | + |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | 0 |
| NTP | - | - | -- |
| ASC | - | 0 | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 |
| Brandstof | Vloeibare brandstoffen | | |
| SCR | 0 | + | ++ |
| SNCR | - | 0 | + |
| SCR/SNCR | 0 | + | + |
| DeSONOx | 0 | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | - | 0 | + |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - |
| NTP | - | - | -- |
| ASC | - | 0 | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 |
| Brandstof | Vaste brandstoffen | | |
| SCR | 0 | + | ++ |
| SNCR | 0 | + | + |
| SCR/SNCR | 0 | + | ++ |
| DeSONOx | 0 | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | 0 | + | ++ |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - |
| NTP | - | - | -- |
| ASC | - | 0 | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 |

Over het algemeen blijkt SCR de meest effectieve NO_x-reductietechniek voor WKK-installaties, vooral bij vermogens vanaf ongeveer 10 MW en bij brandstoffen met een hogere NO_x-emissie. Bij gasgestookte WKK's blijven de emissies relatief beperkt, waardoor SCR pas vanaf middelgrote vermogens relevant wordt en SNCR in de praktijk nauwelijks wordt toegepast.

De invloed van het brandstoftype is echter bepalend voor de keuze van de techniek. Bij vloeibare brandstoffen (zoals diesel of biodiesel) liggen de NO_x-emissies hoger, waardoor zowel SCR als SNCR bij grotere vermogens (circa 50 MW) in beeld komen. Voor vaste brandstoffen, waar de emissies het hoogst zijn, verschuift de focus naar een bredere inzet van technieken, waarbij SCR, SNCR, natte gaswassing en combinatiesystemen reeds vanaf circa 10 MW relevant kunnen zijn.

Minder conventionele technieken zoals NTP en ozoninjectie worden momenteel als technisch of economisch niet rendabel beoordeeld voor WKK-toepassingen. Adsorptie- en reductietechnieken worden in theorie vermeld, maar blijken in de praktijk weinig toepasbaar. ASC's zijn geen zelfstandige NO_x-reductietechniek en worden enkel overwogen als nabehandeling bij SCR (en uitzonderlijk achter SNCR), voornamelijk bij grotere WKK-installaties waar NH₃-emissie-eisen relevant zijn.

De specifieke kenmerken van WKK-installaties beperken de toepasbaarheid van bepaalde technieken. In vergelijking met energiecentrales zijn deze installaties doorgaans kleiner, werken ze vaker onder wisselende belasting en maken ze gebruik van motoren of turbines. Hierdoor zijn niet alle DeNO_x-technieken technisch of economisch haalbaar, en komen eenvoudiger of hybride systemen vaker in aanmerking.

Uit de studie 'Economische haalbaarheid EGW gasmotoren', uitgevoerd door VITO in opdracht van VEKA, blijkt dat toepassing van SCR bij motoren met een thermisch vermogen onder 2,5 MW in theorie mogelijk is, maar in de praktijk vaak economisch en operationeel niet haalbaar blijkt. Daarnaast bleef leveranciersinformatie over haalbare NH₃-emissies beperkt, waardoor een robuuste onderbouwing van emissiegrenswaarden (zoals de vaak vermelde 12 mg/Nm³ uit Duitse regelgeving) ontbreekt. De beschikbare literatuur en praktijkgegevens over haalbare NH₃-emissies bij dergelijke toepassingen zijn bovendien momenteel beperkt. In het bijzonder bestaat er onzekerheid over de technisch haalbare NH₃/NO_x-balans bij kleinere gasmotoren en onder dynamische bedrijfsomstandigheden, terwijl ook de rol van aanvullende technieken, zoals oxidatiekatalyse of geavanceerde regelstrategieën, nog niet eenduidig is gekwantificeerd.

In de Vlaamse context vormt dit een belangrijk beleidsmatig knelpunt. In het kader van het Stikstofdecreet kunnen nieuwe installaties die NH₃ uitstoten enkel worden vergund indien overtuigend kan worden aangetoond dat zeer lage emissiewaarden technisch haalbaar zijn. Bij kleinere gasmotoren, die vaak onder wisselende belasting werken, is NH₃-slip bovendien moeilijk te beheersen. Dit verhoogt het risico dat SCR zonder aanvullende maatregelen onvoldoende milieuwinst oplevert of zelfs contraproductief werkt binnen de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS).

4.4 Afvalverbrandingsinstallaties

Volgende tabel geeft de beoordeling van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor afvalverbrandingsinstallaties (AVI's) met verschillende vermogens (10 MW, 50 MW, 100 MW en 500 MW).

DeNO_x-installaties kunnen worden toegepast op afvalverbrandingsinstallaties die gebruikmaken van diverse (vaste) brandstoffen, waaronder gedroogd slib, bedrijfsafval, restafval, medisch afval of groenafval.

Tabel 23 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO_x-technieken voor afvalverbrandingsinstallaties in functie van vermogen en brandstoftype

| | Afvalverbrandings- installaties (10 MW) | Afvalverbrandings- installaties (50 MW) | Afvalverbrandings- installaties (100 MW) | Afvalverbrandings- installaties (500 MW) |
|---------------------------------|--|--|--|--|
| Brandstof | Vaste brandstoffen | | | |
| SCR | 0 | + | + | ++ |
| SNCR | + | + | ++ | ++ |
| SCR/SNCR | 0 | + | + | ++ |
| DeSONO _x | 0 | 0 | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | + | + | + | ++ |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - | - |
| NTP | - | - | -- | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | 0 | + | + | + |

Uit de tabel blijkt dat SNCR de meest breed toegepaste techniek is bij AVI's. Dit is voornamelijk te danken aan de relatief eenvoudige integratie in roosterovens en het vermogen om bij middelgrote installaties voldoende reductie te realiseren. SCR komt pas echt tot zijn recht bij grotere vermogens: vanaf circa 100 MW wordt de techniek economisch relevanter, terwijl ze bij installaties van 500 MW een duidelijke meerwaarde biedt door de combinatie van strikte emissienormen en continue bedrijfsvoering. Combinaties van SCR en SNCR kunnen bij grotere AVI's bijkomende voordelen bieden, maar blijven eerder uitzonderlijk en worden niet standaard toegepast.

Binnen AVI's wordt natte gaswassing in de eerste plaats ingezet voor de verwijdering van zure componenten zoals HCl en SO₂. Wanneer oxidatiemiddelen worden toegevoegd, kan deze techniek echter ook bijdragen aan de reductie van NO_x. Dit effect wordt vooral relevant bij grootschalige installaties, waar de combinatie met bestaande rookgasreiniging een bijkomend voordeel biedt.

Ammoniakslipkatalysatoren (ASC's) worden voornamelijk toegepast als nageschakelde techniek bij SCR-installaties. Hoewel toepassing achter SNCR technisch mogelijk is, blijft dit in de praktijk uitzonderlijk en sterk afhankelijk van de aanwezigheid van een geschikte temperatuurzone (200–400 °C) en voldoende rookgasvoorbehandeling.

Ook ozoninjectie kan in principe worden geïntegreerd in bestaande rookgasreiniging, bijvoorbeeld in combinatie met natte wassers. Ondanks de potentieel hoge reductiegraden wordt de toepassing echter beperkt door de hoge energiebehoefte voor ozonproductie en de bijhorende operationele kosten.

Minder conventionele technieken zoals NTP en adsorptie-/reductiesystemen worden in deze sector als niet praktisch toepasbaar beschouwd. De combinatie van hoge rookgasdebieten, sterke vervuiling en variabele procescondities maakt deze technieken technisch complex en economisch weinig haalbaar, ondanks hun theoretische potentieel.

4.5 Cement- en kalkovens

Volgende tabel geeft de beoordeling van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor cement- en kalkovens met verschillende vermogens (10 MW, 50 MW, 100 MW en 500 MW).

DeNO_x-installaties worden in cement- en kalkovens toegepast om stikstofoxiden (NO_x) te verminderen. Deze technieken zijn geschikt voor een breed scala aan brandstoffen, waaronder vaste brandstoffen (vooral steenkool, maar ook alternatieve brandstoffen), gassen (aardgas; minder courant) en vloeibare brandstoffen (zoals afgewerkte oliën; ook minder courant).

Tabel 24 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO_x-technieken voor cement- en kalkovens in functie van vermogen en brandstoftype

| | Cement- en kalkovens (10 MW) | Cement- en kalkovens (50 MW) | Cement- en kalkovens (100 MW) |
|------------------------------|-------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| Brandstof | Gas | | |
| SCR | 0 | 0 | 0 |
| SNCR | + | + | + |
| SCR/SNCR | 0 | 0 | 0 |
| DeSONOx | - | 0 | 0 |
| Natte gaswassing (absorptie) | - | - | - |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | 0 |
| NTP | - | - | - |
| ASC | 0 | 0 | 0 |
| Ozoninjectie | - | - | - |
| Brandstof | Vloeibare brandstoffen | | |
| SCR | - | 0 | 0 |
| SNCR | + | + | ++ |
| SCR/SNCR | 0 | 0 | + |
| DeSONOx | 0 | 0 | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | - | 0 | 0 |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - |
| NTP | - | - | - |
| ASC | 0 | 0 | 0 |
| Ozoninjectie | - | - | - |
| Brandstof | Vaste brandstoffen | | |
| SCR | - | - | 0 |
| SNCR | + | ++ | ++ |
| SCR/SNCR | 0 | + | + |
| DeSONOx | 0 | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | - | - | - |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - |
| NTP | - | - | -- |
| ASC | 0 | 0 | 0 |
| Ozoninjectie | - | - | - |

Voor cement- en kalkovens is SNCR de meest geschikte en in de praktijk vrijwel enige breed toegepaste techniek. Dankzij de hoge en stabiele temperaturen in het proces valt de injectie van ureum of ammoniak exact in het juiste werkingsvenster, waardoor reducties van 30–60 % haalbaar zijn met relatief lage investeringskosten. Daarom blijft de beoordeling van SNCR positief bij alle vermogens, en neemt de toepassing vooral bij vaste brandstoffen toe omdat daar de NO_x-emissies het hoogst zijn.

Andere DeNO_x-technieken zijn in deze sector aanzienlijk minder evident. Hoewel SCR in theorie een hoge efficiëntie kan behalen, is de praktische toepasbaarheid in cementovens beperkt. De combinatie van hoge stofbelading, beperkte beschikbare ruimte en de noodzaak om hete rookgassen af te koelen maakt het gebruik van katalysatoren technisch complex en economisch weinig aantrekkelijk.

Ook technieken zoals DeSONO_x en combinatiesystemen (SCR/SNCR) komen slechts in specifieke gevallen voor, voornamelijk bij zeer grote installaties waar bijkomende emissiereductie vereist is. Hun toepassing blijft echter eerder uitzonderlijk door de verhoogde systeemcomplexiteit en investeringskost.

De inzet van natte gaswassing en ozoninjectie is in deze sector weinig gebruikelijk. De nood aan significante koeling en bevochtiging van het rookgas is moeilijk te verzoenen met de typische droge rookgasafvoer van cement- en kalkovens. Bovendien wegen de bijkomende energie- en operationele kosten doorgaans niet op tegen de mogelijke emissiereductie.

Ook nageschakelde technieken zoals ammoniakslipkatalysatoren (ASC's) zijn zelden toepasbaar. De hoge stof- en alkali-belasting van het rookgas leidt tot een verhoogd risico op katalysatorvergiftiging, terwijl een stabiele temperatuurzone binnen het vereiste werkingsvenster vaak ontbreekt.

4.6 Glas- en keramiekovens

Volgende tabel geeft de beoordeling van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor glas- en keramiekovens met verschillende vermogens (1 MW, 10 MW, 50 MW en 100 MW).

DeNO_x-installaties kunnen worden toegepast op glas- en keramiekovens die gebruikmaken van gassen (zoals aardgas en propaan/butaan) of vloeibare brandstoffen (zoals stookolie en diesel). Vaste brandstoffen zijn grotendeels uitgefaseerd, maar worden nog beperkt toegepast, bijvoorbeeld bij de productie van geëxpandeerde kleikorrels (hier niet beoordeeld).

Tabel 25 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO_x-technieken voor glas- en keramiekovens in functie van vermogen en brandstoftype

| | Glas- en keramiekovens (1 MW) | Glas- en keramiekovens (10 MW) | Glas- en keramiekovens (50 MW) | Glas- en keramiekovens (100 MW) |
|------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|
| Brandstof | Gas | | | |
| SCR | 0 | 0 | + | + |
| SNCR | 0 | 0 | + | + |
| SCR/SNCR | 0 | 0 | 0 | + |
| DeSONOx | 0 | 0 | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | 0 | 0 | + | + |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | 0 | - |
| NTP | - | - | - | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Brandstof | Vloeibare brandstoffen | | | |
| SCR | 0 | 0 | 0 | + |
| SNCR | + | + | + | + |
| SCR/SNCR | 0 | 0 | + | + |
| DeSONOx | 0 | 0 | + | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | 0 | 0 | + | + |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - | - |
| NTP | - | - | - | -- |
| ASC | 0 | 0 | + | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 | 0 |

SNCR is slechts beperkt toepasbaar bij glas- en keramiekovens. Een effectieve NO_x-reductie kan enkel plaatsvinden in zones waar de rookgastemperatuur zich tijdelijk binnen het nauwe temperatuurvenster van circa 870–1150 °C bevindt. In glasovens liggen de temperaturen in de smelt- en verbrandingszones doorgaans aanzienlijk hoger, waardoor SNCR daar niet inzetbaar is. Eventuele toepassing blijft beperkt tot secundaire zones zoals regeneratoren, waar menging, verblijftijd en temperatuurverdeling vaak ongunstig zijn. In keramiekovens is het beschikbare temperatuurvenster bovendien smal en sterk variabel, waardoor SNCR bij

kleinere installaties weinig robuust is en pas bij grotere vermogens onder gunstige procescondities een rol kan spelen.

Voor zeer grote installaties zijn combinatiesystemen (SCR/SNCR) technisch mogelijk, maar in de praktijk worden deze zelden toegepast. De verhoogde systeemcomplexiteit, beperkte operationele flexibiliteit en het ontbreken van een duidelijke meerwaarde ten opzichte van afzonderlijke technieken beperken hun inzet.

De relevantie van technieken zoals DeSONO_x en natte gaswassing is voornamelijk gekoppeld aan grotere installaties. Dit geldt in het bijzonder voor de glasindustrie, waar vaak reeds natte rookgasreiniging aanwezig is en integratie mogelijk is. Binnen de keramische sector blijven deze oplossingen daarentegen uitzonderlijk.

Ammoniak-slipkatalysatoren (ASC's) fungeren niet als zelfstandige NO_x-reductietechniek, maar eerder als nabehandeling bij SCR. Hun toepasbaarheid hangt sterk af van de aanwezigheid van een geschikte en stabiele temperatuurzone (typisch 200–400 °C) en voldoende voorbehandeling van het rookgas. In de praktijk betekent dit dat toepassing vooral relevant is bij grotere installaties.

Hoewel ozoninjectie in theorie kan worden ingezet voor de oxidatie van NO_x in rookgassen, is deze techniek voor glas- en keramiekovens weinig realistisch. De hoge energiebehoefte voor ozonproductie, gecombineerd met de gevoeligheid voor stof en hoge temperaturen en de beperkte robuustheid bij variabele procescondities, vormt een belangrijke beperking.

Ook minder conventionele technieken zoals NTP en adsorptie-/reductiesystemen worden in deze sector als niet toepasbaar beschouwd. Hun hoge energieverbruik, beperkte schaalbaarheid en gevoeligheid voor stofbelasting en procesvariëaties maken ze ongeschikt voor industriële toepassing in glas- en keramiekovens.

4.7 Naverbranders

Volgende tabel geeft de beoordeling van de toepasbaarheid van diverse NO_x-reductietechnologieën voor naverbranders met verschillende vermogens (1 MW, 10 MW, en 50 MW).

DeNO_x-installaties kunnen worden toegepast op naverbranders die gebruikmaken van diverse brandstoffen, waaronder gasvormige brandstoffen (vnl. aardgas, maar ook biogas en stortgas) en vloeibare brandstoffen (diesel en stookolie). Deze brandstoffen zijn steunbrandstoffen aanvullend op de te vernietigen afgassen als deze op zich een te lage calorische waarde hebben voor autotherme verbranding. Wanneer autotherme verbranding wel mogelijk is (bv. bij hoog gehalte vluchtige organische stoffen), worden de steunbrandstoffen enkel ingezet bij start/stop of abnormale werking. Vaste brandstoffen worden maar heel zelden toegepast voor naverbranding, waardoor ze als brandstof niet beoordeeld wordt.

Tabel 26 - Beoordeling van de toepasbaarheid van DeNO_x-technieken voor naverbranders in functie van vermogen en brandstoftype

| | Naverbrander (1 MW) | Naverbrander (10 MW) | Naverbrander (50 MW) |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------|-------------------------|
| Brandstof | Gas | | |
| SCR | 0 | + | ++ |
| SNCR | -- | - | 0 |
| SCR/SNCR | - | 0 | + |
| DeSONO _x | 0 | 0 | + |
| Natte gaswassing (absorptie) | 0 | + | ++ |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | 0 |
| NTP | - | - | -- |
| ASC | 0 | 0 | + |
| Ozoninjectie | - | - | 0 |
| Brandstof | Vloeibare brandstoffen | | |
| SCR | 0 | + | + |
| SNCR | - | 0 | + |
| SCR/SNCR | 0 | + | ++ |
| DeSONO _x | 0 | + | ++ |
| Natte gaswassing (absorptie) | 0 | + | ++ |
| Adsorptie - reductie | 0 | 0 | - |
| NTP | - | - | -- |
| ASC | 0 | 0 | + |
| Ozoninjectie | - | 0 | 0 |

De tabel geeft een overzicht van de geschiktheid van deNO_x-technologieën bij naverbranders op gas en vloeibare brandstoffen, met vermogens van 1 tot 50 MW.

Voor gasgestookte naverbranders is SCR de meest effectieve en haalbare techniek vanaf 10 MW, met een zeer goede werking bij 50 MW. SNCR scoort daarentegen zwak, aangezien het vereiste temperatuurtraject in deze toepassing moeilijk te realiseren is. Natte gaswassing en DeSONO_x winnen aan relevantie vanaf 10 MW, vooral bij complexe rookgassen of gecombineerde verontreiniging.

Bij naverbranders op vloeibare brandstoffen liggen de NO_x-emissies doorgaans hoger dan bij gasgestookte systemen, waardoor zwaardere of gecombineerde technieken noodzakelijk worden. SNCR is in deze context beter toepasbaar vanaf vermogens van circa 50 MW, terwijl combinatiesystemen (SCR/SNCR) en technieken zoals DeSONO_x en natte gaswassing bijkomende voordelen bieden bij complexe rookgassen. SCR blijft ook hier een efficiënte optie, al vereist het extra aandacht voor katalysatorvervuiling door roet en andere deeltjes.

De toepasbaarheid van ammoniakslipkatalysatoren (ASC's) is bij naverbranders beperkt bij kleine en middelgrote vermogens (1–10 MW), vanwege variabele bedrijfscondities en het ontbreken van een stabiele temperatuurzone. Bij grotere installaties (circa 50 MW) kan een ASC wel relevant zijn als nabehandeling bij SCR, met name wanneer strikte NH₃-emissie-eisen gelden.

Een belangrijke nuance is echter dat de samenstelling van het afgas vaak bepalender is dan het type steunbrandstof. Bij (quasi-)autotherme werking, bijvoorbeeld bij hoog VOS-gehalte, speelt de bijdrage van gas of vloeistof nauwelijks een rol. Omgekeerd kan de aanwezigheid van stikstofhoudende solventen of andere N-houdende verbindingen leiden tot extra NO_x-vorming, waardoor zwaardere of aanvullende DeNO_x-technieken noodzakelijk worden.

Minder conventionele technieken zoals NTP en ozoninjectie blijven in beide gevallen slechts in uitzonderlijke omstandigheden inzetbaar.

LITERATUURLIJST

Blank, L., & Tarquin, A. (2012). *Engineering Economy*, 8th ed., McGraw-Hill – formule Capital Recovery Factor.

Chang, J.-S. (2014). The role of non-thermal plasma technique in NO_x treatment: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 37, 430-459. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.033>

Choi, S., Choi, Y., & Bae, C. (2015). Techno-economic comparison of DeNO_x technologies for industrial boilers. *Journal of Environmental Management*.

Choi, S.-W., Choi, S.-K., & Bae, H.-K. (2015). Hybrid selective noncatalytic reduction (SNCR)/selective catalytic reduction (SCR) for NO_x removal using low-temperature SCR with Mn-V₂O₅/TiO₂ catalyst. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 485–491.

DTU et al. (2022). *An experimental and modelling study of the selective non-catalytic reduction (SNCR) of NO_x and NH₃ in a cyclone reactor*.

European Commission (2017). *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Large Combustion Plants (BREF LCP)* – emissieconversies en standaard debiet- en concentratieberekeningen.

European Environment Agency (2019). *Costs of air pollution abatement measures*, Technical report.

Fengyu Gao, X. T. (2017). A Review on Selective Catalytic Reduction of NO_x by NH₃ over Mn-Based Catalysts at Low Temperatures: Catalysts, Mechanisms, Kinetics and DFT calculations. *Catalysts*.

Gal, P., Jecha, D., Jicha, J., & Stehlik, P. (2017). Selective Non-catalytic Reduction (SNCR) and its Efficiency with Respect to Various Combustion Parameters. *The Italian Association of Chemical Engineering*, Vol. 56.

Glanville, P., Fridlyand, A., Sutherland, B., Liszka, M., Zhao, Y., Bingham, L., & Jorgensen, K. (2022). Impact of hydrogen/natural gas blends on partially premixed combustion equipment: NO_x emission and operational performance. *Energies*, 15(5), 1706.

Grossale, A., Nova, I., Tronconi, E., Chatterjee, D., & Weibel, M. (2008). The chemistry of the NO/NO₂-NH₃ “fast” SCR reaction over Fe-ZSM5 investigated by transient reaction analysis. *Journal of Catalysis*, 256(2), 312–322.

Informatiepunt Leefomgeving (IPLO). (z.d.). *Technieken voor beperking luchtemissie*. <https://iplo.nl/thema/lucht/milieubelastende-activiteiten-lucht/technieken-beperking-luchtemissie/>

Institute of Clean Air Companies (ICAC). (2009). *White Paper. Selective Catalytic Reduction (SCR) Control of NO_x Emissions From Fossil Fuel-Fired Electric Power Plants*.

Koebel, M., Madia, G., & Elsener, M. (2002). Selective catalytic reduction of NO and NO₂ at low temperatures. *Catalysis Today*, 73(3-4), 239–247.

Lee, J. H., & Kim, Y. I. (2022). Economic analysis and efficient operation measures of LoTOx system applied waste incinerator. *Korean Journal of Air-Conditioning and Refrigeration Engineering*, 34.

L.J. Muzio, G. Q. (2002). Overview and status of post-combustion NO_x control: SNCR, SCR and hybrid technologies. *International Journal of Environment and Pollution*, 1–27.

Mengfan Fu, C. L. (2014). A review on selective catalytic reduction of NO_x by supported catalysts at 100–300 °C—catalysts, mechanism, kinetics. *Catalysis Science & Technology*, 4, 14.

Mladenovic, M., Paprika, M., & Marinkovic, A. (2017). Technical and economic aspects of the application of SCR for NO_x reduction in utility boilers. *Energy*, 119, 540–552.

Peters, M.S., Timmerhaus, K.D. & West, R.E. (2003). *Plant Design and Economics for Chemical Engineers*, 5th ed., McGraw-Hill – Lang-factor voor totale projectkost.

Pronobis, M., et al. (2017). *Simplified method for calculating SNCR system efficiency*. E3S Web of Conferences, 14, 02003.

Schreifels, J. J., Camalier, L., & Walters, J. (2012). Control of NO_x emissions by selective catalytic reduction. Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC.

Sorrels, J. L. (2019). Selective Noncatalytic Reduction. U.S. Environmental Protection Agency.

US Environmental Protection Agency (EPA). *Control Cost Manual* – methodiek voor kost per ton vermeden NO_x.

VITO. (z.d.). *Gaswassing algemeen*. In *LUSS – Selectiesysteem voor luchtemissiebeperkende technieken*.
<https://emis.vito.be/nl/bbt/bbt-tools/techniekfiches/gaswassing-algemeen>

Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). (2023). Indicator uitstoot stikstofoxiden (NO_x). Geraadpleegd via: <https://vmm.vlaanderen.be>

Weijuan, Y. J. (2007). Nitrous oxide formation and emission in selective non-catalytic process. *Frontiers of Energy and Power Engineering in China*.

Wejkowski, R., et al. (2021). *Combined NO_x and NH₃ Slip Reduction in a Stoker Boiler Equipped with the Hybrid SNCR + SCR System*. *Energies*, 14(24), 8599. <https://doi.org/10.3390/en14248599>

Yoon, S., et al. (2020). NO_x reduction characteristics of hydrogen–natural gas blends in industrial burners. *International Journal of Hydrogen Energy*.

Zhu, T., Li, Y., Wang, Y., & Zhang, C. (2022). Removal of NO_x via non-thermal plasma reduction in a dielectric barrier discharge reactor. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*, 16(4), 527-540. <https://doi.org/10.1007/s11705-022-2165-z>

BIJLAGEN

Bijlage 1 – Medewerkers van de studie

BBT-kenniscentrum

Siebe Janssens

Onderzoeker BBT-kenniscentrum
VITO

Sander van der Aa

Onderzoeker BBT-kenniscentrum
VITO

Greet Janssens

Coördinator BBT-kenniscentrum
VITO

Contactpersonen administraties/overheidsinstellingen

David Rabaey

Teamverantwoordelijke team Leefmilieu
Departement Omgeving

Nick Vertessen

Klantenadviseur
Departement Omgeving

David Knight

Beleidsmedewerker luchtverontreiniging
Vlaamse Milieumaatschappij

**vision on technology
for a better world**

