

4.2 Methodologie

Emissiefactoren

- Beschrijving referentiesituatie
 - Meetnetten
 - Kaarten en modellering
- Beschrijving toekomstige situatie - bedrijfsemissies
 - Geleide emissies
 - Niet-geleide emissies
 - Niet-geleide emissies van vluchtige organische stoffen
 - Oplosmiddelenboekhouding voor bepaling van diffuse emissies (bijlage 5.59.3 van Vlare II)
 - Methoden voor bepaling van fugatieve emissies vanuit procesapparatuur en op- en overslag (bijlage 4.4.6 van Vlare II)
 - Fakkelemissies
 - Niet-geleide emissies van stof en PM10 voor op- en overslagactiviteiten van bulkgoederen
 - Kwantificering van de niet-geleide stofemissies middels rekenmethodes
 - Opslag
 - Overslag
 - Richtlijnen bij gebruik van het rekenmodel
 - Kwantificering van de niet-geleide stofemissies via inverse modellering
 - Conclusie
 - Verzurende depositie
 - Vermestende depositie
 - Dioxines en polychloorbifenylen (PCB's)
 - Broeikasgassen
- Beschrijving toekomstige situatie - milieuzonering

Beschrijving referentiesituatie

De referentiesituatie moet op een transparante manier beschreven worden. Het is nuttig om aan te geven welke (andere) emissiebronnen al aanwezig zijn in of nabij het studiegebied. Dit kan een eerste indicatie geven van de belasting van het studiegebied voor een bepaalde pollutant.

Om de **referentiewaarde** te beschrijven kan gebruik gemaakt worden van **meetnetten** of **gemodelleerde achtergrondwaarden**. Indien er echter voorkennis is van bepaalde knelpunten, waarbij de nodige luchtkwaliteitsgegevens niet beschikbaar zijn, kan ervoor geopteerd worden om een beperkte luchtkwaliteitsmeetcampagne uit te voeren. Dit zal slechts in zeer uitzonderlijke situaties nodig zijn. Deze luchtmeetcampagne over een beperkte periode kan vaak nuttige informatie aanleveren. De resultaten moeten wel met de nodige voorzichtigheid/nuancering besproken worden. Een meetcampagne is namelijk een momentopname. Daarnaast bestaat ook voor een hele reeks stoffen een zeer lage detectielimiet, waardoor ze moeilijk meetbaar zijn met een beperkte campagne door de beperkingen van de meettoestellen.

Meetnetten

Het telemetrisch meetnet luchtkwaliteit omvat 35 **meetstations van VMM** in Vlaanderen die de algemene luchtkwaliteit opvolgen van de pollutanten SO₂, NO₂, O₃, CO, PM₁₀, PM_{2,5}, BC (zwarte koolstof) en UFP (ultrafijn stof) en ook de belangrijkste meteoparameters.

De VMM meet en modelleert de **concentraties van zware metalen** (cadmium, chroom, koper, ijzer, kwik, nikkel, mangaan, lood, zink, arseen en antimoon) in de lucht en in het neervallend stof om een beeld te krijgen van de luchtkwaliteit met betrekking tot zware metalen in bepaalde gebieden van Vlaanderen. Meetplaatsen bevinden zich nabij relevante bronnen en op locaties om achtergrondconcentraties te bepalen.

Daarnaast meet de VMM de **concentraties van een aantal vluchtige organische stoffen (VOS) en PAK's**.

De VMM meet sinds 1995 de **depositie van dioxines** in Vlaanderen, sedert 2002 wordt de depositie gemeten van de **meest toxische PCB** (PCB126) en vanaf 2012 van alle 12 **dioxineachtige PCB's**. De locatie en het aantal meetplaatsen varieerde doorheen de jaren in functie van de gemeten waarden.

Op verschillende plaatsen in Vlaanderen meet de VMM de aanvoer van verzurende en vermestende stoffen in neerslag, natte depositie genoemd. Op deze locaties meten ze ook de **concentraties van verzurende stoffen in de lucht**. De meetplaatsen bevinden zich in natuurgebied omdat deze gebieden gevoelig zijn voor **verzurende en vermestende deposities**. De metingen worden gebruikt om de gemodelleerde deposities in Vlaanderen te kalibreren. Droge depositie wordt berekend uit concentratiemetingen voor SO₂, NO₂ en NH₃ en de overeenkomstige depositiesnelheden.

Alle informatie over de meetposten kan geraadpleegd worden op de website van de VMM. Voor de pollutanten die tengevolge van het plan/project worden uitgestoten, moet nagegaan worden of de VMM metingen uitvoert in de omgeving van het projectgebied. Metingen die uitgevoerd worden op plaatsen die meer dan 5 km van het plan/projectgebied verwijderd zijn en/of ouder zijn dan ± 5 jaar, zijn niet meer relevant en moeten dus niet vermeld worden. Als er meetposten aanwezig zijn in het studiegebied moeten deze meetgegevens gebruikt worden. In de mate van het mogelijke moet hierbij de representativiteit van deze cijfers (en de meetpost) ten opzichte van het studiegebied geïndiceerd worden. Hierbij kan de evolutie van de gegevens over een aantal jaren (bvb. 3 jaar) beschreven worden. Wanneer de deskundige dit nodig acht, kunnen gegevens over meer jaren opgenomen worden.

Meetgegevens uit andere gewesten of uit het buitenland kunnen dienen als indicatie in welke concentraties bepaalde componenten gemeten worden in de lucht. Met name voor projecten in de nabije omgeving van de Nederlandse grens kan gekeken worden welke luchtkwaliteit er in het [Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit](#) van Nederland gemeten wordt. Voor de meetgegevens over het [Brussels gewest](#), het [Waals gewest](#) of [Frankrijk](#) kan verwezen worden naar de respectievelijke websites.

Kaarten en modellering

Naast gegevens over gemeten waarden kunnen **gemodelleerde achtergrondwaarden** gebruikt worden. De bestaande toestand moet o.a. voor de parameters NO_2 en fijn stof ook in beeld gebracht worden met de [modelkaarten van VMM](#). Bij het gebruik van deze kaarten in het MER moeten steeds de bron en het jaartal van de kaart vermeld worden. De kaarten van het meest recent (representatieve) beschikbare jaartal moeten in het MER opgenomen worden. (Het jaar 2020 en 2021 zijn geen representatieve jaren wegens de corona-maatregelen.)

Aandachtspunt: Deze kaarten geven de actuele situatie weer maar laten geen beoordeling van het plan/project toe. Daarvoor moet de verder beschreven werkwijze gevolgd worden.

Daarnaast kan ook een modellering gebeuren met de tool **IMPACT** om de referentiesituatie te beschrijven.

Het atmosferische transport- en dispersiemodel **VLOPS** berekent 1 km x 1 km jaargemiddelde kaarten voor heel Vlaanderen voor de concentraties SO_2 en NH_3 en voor de verzurende en vermestende deposities. Specifiek voor de Antwerpse agglomeratie en haven rekenen VLOPS en RIO-IFDM 250 m x 250 m jaargemiddelde concentratiekaarten voor SO_2 en NO_2 .

Beschrijving toekomstige situatie - bedrijfsemissies

Er moet aandacht zijn voor de **relevante fasen** bij een plan/project:

- Bouwfase/aanlegfase
- Exploitatiefase
- Afbraakfase (indien relevant)

Bij de meeste industriële plannen en projecten zullen vooral de effecten tijdens de exploitatiefase van belang zijn. Er moet een onderscheid gemaakt worden tussen geleide en niet-geleide emissies. De dispersiemodellen voor berekeningen van de impact van bepaalde emissies op de luchtkwaliteit in het studiegebied vereisen invoergegevens die weergeven hoeveel van een bepaalde pollutant in de atmosfeer geëmitteerd wordt en hoe die pollutant vrijgegeven wordt. De accuraatheid van de invoergegevens is bepalend voor de accuraatheid van de berekende impact. Een correcte kwantificering van de emissies is dan ook cruciaal.

Geleide emissies

Een **geleide emissiebron** is een bron waarvoor welbepaalde fysische kenmerken bestaan (hoogte, diameter, geografische ligging) én een in principe meetbare volumestroom (debiet). Typische geleide emissiebronnen zijn schoorstenen en uitlaten. In praktijk is het emissiedebiet pas meetbaar vanaf een gassnelheid in de schoorsteen of uitlaat van ca. 2m/s. Wanneer de gassnelheid lager ligt, is de emissiebron niet-geleid.

Alle relevante geleide emissiebronnen moeten geïdentificeerd worden. Luchtverversingen en afzuigingen van zuurkasten kunnen bijvoorbeeld mogelijk als niet-relevante bron geïdentificeerd worden. Als algemeen uitgangspunt kan vooropgesteld worden dat minstens 95% van de totale emissievracht van een bepaalde pollutant vanuit geleide emissiebronnen moet meegenomen worden in de verdere analyse. Indien nuttig moet een onderscheid gemaakt worden tussen rookgasemissies, organische procesemissies en anorganische procesemissies.

Per geleide emissiebron en per pollutant kunnen de atmosferische emissies (gemiddelde uremissievracht, maximale uremissievracht en de jaaremissievracht) gekwantificeerd worden. Kwantificatie kan in **dalende mate van voorkeur** op volgende manieren gebeuren:

- **Via individuele meetcampagnes:** Deze methode geniet de voorkeur omdat meetcampagnes zorgen voor projectspecifieke data. Bij voorkeur worden deze uitgevoerd door erkende laboratoria en worden per emissiebron meerdere emissiemetingen in de analyse opgenomen zodat de deskundige eventuele schommelingen van meetresultaten mee kan beoordelen. Voor veel geleide emissiebronnen zijn er in Vlaamse II verplichte meetfrequenties opgelegd.

- **Via meetcampagnes op gelijkaardige installaties:** wanneer geen meetcampagnes op de geleide emissiebron beschikbaar zijn, kunnen meetcampagnes op gelijkaardige installaties gebruikt worden. Dit kan bijvoorbeeld relevant zijn bij uitbreidingsprojecten. Deze methode kan ook parallel aan de kwantificatie via individuele meetcampagnes toegepast worden.
- **Via andere technieken:**
- **via ontwerpkenmerken:** op basis van de door de constructeur opgegeven ontwerpkenmerken van de geleide emissiebronnen kunnen de emissievrachten van de polluenten berekend worden.
- **via opstellen van massabalansen:** De massabalansmethode vormt een registratie van de belangrijkste ingaande en uitgaande stromen van emissies in een bedrijf. Voor de beschrijving van deze methode wordt verwezen naar de [massabalansmethode](#) voor diffuse emissies.
- **via emissiefactoren:** Emissiefactoren worden uitgedrukt als de hoeveelheid van een polluent gedeeld door een gewicht, volume, afstand of duurtijd van de activiteit. Emissiefactoren zijn handig voor het bepalen van emissies van vele bronnen tegelijkertijd en worden daarom vaak gebruikt bij emissie-inventarissen van grote sectoren. Deze emissiefactoren zijn vaak algemene gemiddelde waarden die representatief zijn voor een bepaalde activiteitscategorie. Reële emissies van individuele projecten kunnen echter sterk afwijken van het gemiddelde van een ganse activiteitengroep. Daarom is het aangeraden emissiefactoren enkel te gebruiken als er geen projectspecifieke data beschikbaar zijn.

$E = A \times EF$, met E = emissievracht, A = activiteitsniveau en EF = emissiefactor

- **via Vlare II-emissiegrenswaarden:** Hierbij wordt verondersteld dat de uitgestoten emissies continu net voldoen aan de Vlare II-emissiegrenswaarden voor de beschouwde polluent en bron. Op basis van het gekende of berekende debiet kan de theoretische uurvracht van de polluent afgeleid worden. Deze techniek kan pas toegepast worden als er geen data beschikbaar zijn om één van de voorgaande methodes toe te passen.

Bovenstaande kwantificatietechnieken kunnen voor de meeste polluenten in dalende mate van voorkeur gebruikt worden. In bepaalde gevallen, bvb. bij emissies van solventen, SO_2 , CO_2 ,... genieten massabalansen de voorkeur. De voorgestelde technieken zijn niet in elke situatie toepasbaar. Zo zijn individuele meetcampagnes en opmaak van massabalansen enkel mogelijk voor een bestaande installatie.

De gekwantificeerde uur- en jaaremmissievrachten moeten zo representatief mogelijk zijn voor het project. Er moet dan ook voldoende aandacht besteed worden aan goede invoergegevens voor de modellen.

Voor elk project moeten de atmosferische emissies aan een [relevant toetsingskader](#) afgetoetst worden. Voor industriële projecten is voornamelijk Vlare II het toetsingskader.

Niet-geleide emissies

Niet-geleide emissies kunnen opgedeeld worden in **fugatieve** en **diffuse emissies**. Fugatieve emissies zijn alle emissies door lekverliezen van apparaten en leiding(en) (onderdelen). Diffuse emissies zijn alle andere niet-geleide emissies (solventemissies, emissies aan waterzuiveringsinstallaties, fakkelmisssies, op- en overslagemissies).

Deze emissies zijn niet of zeer moeilijk meetbaar. Daarom zijn er een aantal methodologieën ontwikkeld om deze emissies toch te kwantificeren.

Niet-geleide emissies van vluchtige organische stoffen

Hiervoor bestaan verschillende beschikbare methodologieën, die enkel bruikbaar zijn voor (uitbreiding van) een bestaande installatie.

Oplosmiddelenboekhouding voor bepaling van diffuse emissies (bijlage 5.59.3 van Vlare II)

De **oplosmiddelenboekhouding** is een registratie van de belangrijkste ingaande en uitgaande stromen van oplosmiddelen in een bedrijf. In praktijk is het meestal niet mogelijk om alle stromen volledig in kaart te brengen. De boekhouding kan in het kader van milieueffectrapportage gebruikt worden om de hoeveelheid niet-geleide emissies aan vluchtige organische componenten te bepalen. Meer informatie over de opmaak van een solventenboekhouding is beschikbaar in de [handleiding](#).

Het grootste probleem bij het **opstellen van massabalansen** is de onzekerheid die gepaard gaat bij het bepalen van de verschillende onderdelen van de massabalansen. Dit is vooral van belang voor bedrijven die gebruik maken van emissiebeperkende apparatuur. Een beperkte onzekerheid op elk onderdeel van de massabalansen kan ertoe leiden dat de totale onzekerheid onaanvaardbaar groot wordt.

Algemene principes voor het **beperken van onzekerheden** zijn:

- Identificeer alle bronnen
- Maak een onderbouwde schatting voor elke bron
- beslis of en waar meer nauwkeurigheid vereist is
- Verbeter de schatting en voer extra metingen uit waar nodig

Methoden voor bepaling van fugatieve emissies vanuit procesapparatuur en op- en overslag (bijlage 4.4.6 van Vlare II)

Voor de bepaling van fugatieve emissievrachten vanuit procesinstallaties (pompen, compressoren, roerwerken, manuele kleppen, regelkleppen, veiligheidskleppen, flenzen, ventielen, open ends) kan men gebruik maken van de methode opgesteld door het Amerikaanse Environmental Protection Agency (EPA) op basis van het "Protocol for Equipment Leak Emission Rate" (1995). In Vlarem II bijlage 4.4.6 '**Meet- en beheersprogramma voor fugatieve VOS-emissies**' wordt de methode stap voor stap uiteengezet en wordt o.a. naar het EPA-protocol verwezen.

Dit protocol onderscheidt **3 berekeningsmethoden**:

- Average emission factor (gemiddelde emissiefactor)
- Screening ranges/stratification method (klasse-gebonden emissiefactor)
- EPA/Unit-specific correlation approach (gecorrleerde emissiefactor)

Emissies van op- en overslag van organische producten vinden plaats als gevolg van verdamping tijdens opslag en als gevolg van veranderingen in het peil van de vloeistof in de tank. De emissies zijn afhankelijk van het type tank en van het onderhoud. Sinds 2016 is er specifiek voor opslagtanks een **controleprogramma** ingevoerd waardoor, afhankelijk van het type product, jaarlijks of tweejaarlijks alle tanks op lekken moeten gecontroleerd worden met IR-camera-technologie. Hierdoor worden lekemissies snel opgespoord met als doel deze te herstellen.

Naast deze 2 methoden zijn ook alternatieve methoden beschikbaar zoals enkele kwantificatietechnieken op basis van **remote sensing**, waarbij de emissie berekend wordt met behulp van achterwaartse atmosferische dispersiemodellering op basis van opgemeten luchtkwaliteit windafwaarts van de emissiebron. Momenteel is ook een **CEN-norm** in opmaak voor het bepalen van fugatieve en diffuse emissies.

Fakkelemissies

TNO ontwikkelde een methodiek voor het inschatten van **fakkelemissies**. De [emissiefactoren bij fakkelverbranding](#) worden ingedeeld in drie groepen, afhankelijk van het verbrandingsproces:

Conditie A: De emissiefactoren van deze groep zijn van toepassing bij de ongestoorde verbranding van beheersbare afgasstromen, bij gunstige weersomstandigheden van gassen met een voldoende hoge warmte-inhoud en waarbij de roetvorming wordt beperkt door stoominjectie.

Conditie B: De emissiefactoren van deze groep zijn van toepassing bij de verbranding van afgasstromen bij volgende omstandigheden:

- De fakkelbelasting is groter dan 10% van de ontwerpbelasting, of
- De warmte-inhoud van de afgassen ligt tussen 6.000 en 10.000 kJ/Nm³, of
- De windsnelheid op fakkelhoogte ligt tussen 20 m/s en 40 m/s, of
- De stoominjectie werkt niet of wordt niet toegepast en de vlam emitteert zichtbaar roet

Conditie C: De emissiefactoren van deze groep zijn van toepassing bij de verbranding van afgasstromen bij volgende omstandigheden:

- De warmte-inhoud van de afgassen is lager dan 6.000 kJ/Nm³, of
- De windsnelheid op fakkelhoogte is hoger dan 40 m/s, of
- De waakvlammen branden niet, tenzij de verbranding van fakkelgassen waarneembaar doorgaat.

Bij de bepaling van de emissie van een fakkel over een langere periode komen meestal condities van groep A, B en C voor. Indien de verdeling van deze condities niet of onvoldoende gekend is, dan kan aangenomen worden dat conditie A gedurende 90% van de periode optreedt, conditie B gedurende 9% en conditie C gedurende 1%.

Niet-geleide emissies van stof en PM₁₀ voor op- en overslagactiviteiten van bulkgoederen

Sinds 1 januari 2014 gelden nieuwe regels voor de op- en overslagactiviteiten van droge bulkgoederen. Er zijn uniforme voorwaarden voor de installaties en de op- en overslagfaciliteiten, gericht op het voorkomen en bestrijden van diffuse stofemissies. De stuivende stoffen worden in Vlarem (bijlage 4.4.7.1) in 3 categorieën ingedeeld:

- SC3-stoffen: nauwelijks stuifgevoelig;
- SC2-stoffen: stuifgevoelig, maar kunnen bevochtigd worden;
- SC1-stoffen: stuifgevoelig, maar kunnen niet bevochtigd worden.

SC1-stoffen moeten worden opgeslagen in een gesloten opslagplaats of afgedekt met fijnmazige netten of zeilen. Het aantal openingen in de gesloten opslagplaats moet zo klein mogelijk zijn. Dat is verplicht vanaf 1 juli 2015.

Bij elke categorie horen specifieke beschermingsmaatregelen. De maatregelen passen in de algemene strijd tegen fijn stof in Vlaanderen.

Kwantificering van de niet-geleide stofemissies middels rekenmethodes

Voor de kwantificering van niet-geleide stofemissies t.g.v. op- en overslag van droge bulk bestaan verschillende rekenformules. De meest bekende zijn TNO (1987), Vrins (1999), RAINS (2002), Peutz (2006), US-EPA (1989, 2006) en VDI (2010).

In 2011 heeft VITO in opdracht van de Vlaamse overheid een studie 'Opstellen van een theoretisch rekenmodel op basis van de literatuur voor de inschatting van niet-geleide TSP, PM₁₀ en PM_{2,5} emissies door bedrijven werkend met stuifgevoelige producten' afgerond. Uit deze studie is een rekenmodel ontstaan voor het berekenen van de niet-geleide stofemissies in het kader van milieueffectrapportage. In de studie werd uitgegaan van de [Nederlandse indeling](#) in 5 categorieën van stuifgevoelige stoffen.

Het **rekenmodel diffuse stofemissies** bevat **2 emissiemodules**: één voor emissies ten gevolge van **opslag** en één voor emissies ten gevolge van **overslag**. Elk van de modules is gebaseerd op bestaande berekeningsmethodes en emissiefactoren. In het rekenmodel is telkens een worksheet voorzien waar de gegevens ingevoerd kunnen worden en waar ook de rekenresultaten bekomen worden. Daarnaast zijn er voor opslag en overslag bijkomende worksheets voorzien waar de toegepaste emissiefactoren opgelijst worden. Een laatste worksheet geeft een overzicht van de stuifgevoeligheidsklassen waaruit gekozen kan worden voor diverse bulkmaterialen.

Opslag

Onderstaande tabel bevat de **emissiefactoren voor open opslag** die in het rekenmodel toegepast worden. Deze emissiefactoren moeten vermenigvuldigd worden met de gemiddelde opslag (uitgedrukt in ha) doorheen het jaar op de site. Zo wordt het jaarlijkse emissietotaal voor opslag (ton/jaar) bekomen.

Stortgoed	Emissiefactor TSP (ton TSP/ha)	Emissiefactor PM ₁₀ (ton PM ₁₀ /ha)	Emissiefactor PM _{2,5} (ton PM _{2,5} /ha)
Kolen (droog)	6,1	4,1	0,24
Kolen (vochtig)	0,61	0,41	0,024
Mineralen (droog)	12,2	8,2	0,49
Mineralen (vochtig)	1,22	0,82	0,049
Ijzerertsen (droog)	4,6	4,1	0,18
Ijzerertsen (vochtig)	0,46	0,41	0,018
Andere: nauwelijks of niet stuifgevoelig: S5 en S4 (vochtig)	0,61	0,41	0,024
Andere: licht stuifgevoelig: S4 (droog), S3 en S2 (vochtig)	6,1	4,1	0,24
Droog: er wordt uitgegaan van een onbehandelde opslag (geen bevochtiging en/of fixatie opslaghoop)			
Vochtig: er wordt uitgegaan van een behandelde opslag (bevochtiging en/of fixatie opslaghoop)			

Overslag

Onderstaande tabel bevat de **emissiefactoren voor overslag** die in het rekenmodel toegepast worden. Het betreft emissiefactoren die ofwel op het aanvoertraject (lossen van bulkmateriaal) ofwel op het afvoertraject (laden van bulkmateriaal) van toepassing zijn. Deze emissiefactoren moeten vermenigvuldigd worden met de totale aanvoer respectievelijk afvoer (uitgedrukt in ton) van de droge bulk goederen doorheen het jaar naar en van de site. Zo wordt het jaarlijkse emissietotaal voor overslag (ton/jaar) bekomen.

Stortgoed	Emissiefactor TSP (g TSP/ton doorzet)	Emissiefactor PM ₁₀ (g PM ₁₀ /ton doorzet)	Emissiefactor PM _{2,5} (g PM _{2,5} /ton doorzet)
Kolen	4,5	3	0,2
Mineralen	4,5	3	0,2
IJzerertsen	2,2	2	0,09
Agribulk	73	24	2,9
NPK-meststoffen en andere – nauwelijks of niet stuifgevoelig: S5 en S4 (vochtig) – directe op- of afslag op kaaien	5	0,25	0,2
NPK-meststoffen en andere – nauwelijks of niet stuifgevoelig: S5 en S4 (vochtig) – met intern transport	10	0,5	0,4
NPK-meststoffen en andere – licht stuifgevoelig:	50	5	2

S4 (droog), S3 en S2 (vochtig) – directe op- of afslag op kaaien			
NPK-meststoffen en andere – licht stuifgevoelig: S4 (droog), S3 en S2 (vochtig) – met intern transport	100	10	4
NPK-meststoffen en andere – sterk stuifgevoelig: S2 (droog) en S1 – directe op- of afslag op kaaien	500	100	20
NPK-meststoffen en andere – sterk stuifgevoelig: S2 (droog) en S1 – met intern transport	1000	200	40

Richtlijnen bij gebruik van het rekenmodel

Om het rekenmodel correct te kunnen toepassen, moet gebruik gemaakt worden van de [Nederlandse indeling](#) (waar 5 klassen van toepassing zijn). Eigen aan de problematiek van niet-geleide stofemissies rust er een **(zeer) belangrijke onzekerheid** op de schatting van het emissietotaal. De interpretatie van het emissietotaal en de vergelijking met andere bedrijven (zowel binnen de sector van op- en overslag als binnen andere sectoren) of met andere gegevenssets (meer specifiek cijfers over geleide emissies) moet met de nodige voorzichtigheid gebeuren.

De mogelijkheid om de impact van emissiereducerende maatregelen door te rekenen is beperkt. Het emissietotaal geeft voornamelijk een aanduiding van de omvang van de emissies en hoe deze toe- of afnemen bij een toe- of afname van de jaarlijkse doorzet.

Het is niet aangewezen om met het berekende emissietotaal via de tool IMPACT de impact op de omgevingsconcentraties te berekenen. Geval per geval zal nagegaan worden of een modellering met de tool IMPACT toch zinvol kan zijn.

Het berekende emissietotaal op zich zegt weinig over de nood aan maatregelen. Hiervoor moet uitgegaan worden van de **toets aan BBT**.

Het is aangewezen om dit rekenmodel pas te gebruiken bij een opslagcapaciteit van stuifgevoelige goederen die **meer dan 1.000 m²** bedraagt (uitgezonderd gesloten opslag) en/of bij een overslag (de aan- of afvoer vanop het bedrijfsterrein) van stuifgevoelige goederen die **meer dan 70.000 ton/jaar** bedraagt. In de andere gevallen is de foutenmarge bij het gebruik van het rekenmodel nog groter.

Kwantificering van de niet-geleide stofemissies via inverse modellering

Een alternatief voor de theoretische kwantificatie van niet-geleide stofemissies tijdens op- en overslag is het toepassen van metingen door middel van een **meetnet**. Het voordeel van de bepaling van de emissies door een meetnet is de **hogere nauwkeurigheid** en het in rekening brengen van de actuele situatie binnen het bedrijf. Zo kan het effect van de **implementatie van nieuwe emissiereducerende maatregelen doorheen de jaren** (relatief) begroot worden. Nadeel van een meetnet is dat dit een veel **hogere kostprijs** heeft.

Er bestaat een ontwerp Europese norm voor het uitvoeren van metingen met het oog op de bepaling van diffuse emissies van stof en het bepalen van de eigenlijke emissies door inverse modellering. Deze norm is prEN 15445:2005 en heet "Fugitive and diffuse emissions of common concern to industry sectors – Fugitive dust emission rate estimates by Reverse Disperse Modelling".

De norm vereist een redelijk uitgebreide meetcampagne van minstens een viertal weken, waarna door inverse modellering de gemiddelde massastroom van de emissie kan bepaald worden (bij afwezigheid van andere grote bronnen).

In de studie van VITO 'Opstellen van een theoretisch rekenmodel op basis van de literatuur voor de inschatting van niet-geleide TSP, PM₁₀ en PM_{2,5} emissies door bedrijven werkend met stuifgevoelige producten' worden aanbevelingen en kwaliteitscriteria geformuleerd voor de goede opbouw van dergelijk meetnet en voor een goede interpretatie van de resultaten. Voor verdere toelichting wordt dan ook naar die studie verwezen.

Conclusie

Er bestaat heel wat literatuur over de bepaling van diffuse emissies van stof en fijn stof. Op basis van de verschillende methodieken is door VITO in opdracht van de Vlaamse overheid een **rekenmodel** uitgewerkt, aan de hand waarvan de grootte-orde van emissies t.g.v. op- en overslag kan berekend worden. Bij de interpretatie van deze cijfers moet rekening gehouden worden met de belangrijke onzekerheid op het emissietotaal en met het feit dat slechts voor een beperkt aantal emissiereducerende maatregelen de impact kan doorgerekend worden.

Als alternatief kunnen de niet-geleide stofemissies gekwantificeerd worden door **inverse modellering** uitgaande van een uitgebreide meetcampagne of eventueel het bestaan van een voldoende dicht meetnet in de buurt van het voorgenomen project. Het voordeel van de bepaling van de emissies door een meetnet is de hogere nauwkeurigheid en het in rekening brengen van de actuele situatie

binnen het bedrijf. Zo kan het effect van de implementatie van nieuwe emissiereducerende maatregelen doorheen de jaren (relatief) begroot worden. Het nadeel van een meetnet is dat dit een hogere kostprijs heeft.

Monitoring van de bestaande en/of toekomstige situatie d.m.v. PM₁₀-sensoren of neerslagkruiken (vooral indien gekend is dat één of meerdere zware metalen in het stof – of dioxines/PCB's relevant zijn) moet ook in overweging genomen worden.

Verzurende depositie

Verzuring duidt op de gezamenlijke effecten en gevolgen van vooral **zwavel- en stikstofverbindingen** die via de atmosfeer in het milieu worden gebracht. SO₂ wordt in de atmosfeer omgezet in zwavelzuur (H₂SO₄), terwijl NO na oxidatie tot NO₂ omgezet wordt tot salpeterzuur (HNO₃). Ammoniak (NH₃) dat vooral door landbouwactiviteiten uitgestoten wordt, is een basisch gas dat in eerste instantie zorgt voor een beperkte neutralisatie van de atmosfeer. Bij deze reactie wordt het echter omgezet in het zure ammonium (NH₄⁺). Wanneer ammonium de bodem bereikt, wordt het door nitrificerende bacteriën omgezet in salpeterzuur.

De ontstane zuren kunnen na enige tijd in vloeibare of vaste vorm uit de atmosfeer verdwijnen door uitregenen of uitwassen, dit wordt natte depositie genoemd. Daarnaast wordt een deel van de zuren afgezet door droge depositie. Het verdwijnen van verzurende componenten uit de lucht leidt tot verzuring van bodem en oppervlaktewater en tot aantasting van vegetaties en monumenten.

Depositie wordt berekend per oppervlakte- en per tijdseenheid. Zo komt men tot eenheden als Zeq/ha.j, Zeq/m².d, kgS/ha.j, kgN/ha.j.

Depositie moet in het MER via **dispersieberekeningen** gekwantificeerd worden, hiervoor kan de [tool IMPACT](#) gebruikt worden.

Vermestende depositie

Vermesting duidt op de gezamenlijke effecten en gevolgen van vooral **kalium, fosfor en stikstof**. In de omgevingslucht is vooral stikstof relevant. De stikstofverbindingen die leiden tot vermestende depositie spelen ook een rol bij verzuring,

Depositie moet in het MER via **dispersieberekeningen** gekwantificeerd worden, hiervoor kan de [tool IMPACT](#) gebruikt worden.

Dioxines en polychloorbifenylen (PCB's)

Dioxines ontstaan bij **onvolledige of niet-efficiënte verbranding van organisch materiaal dat chloor bevat**. Sommige industriële processen kunnen ongewild dioxines produceren. Dit is bijvoorbeeld het geval bij verbranding van industrieel afval, recyclage van non-ferrometalen, spaanderplaatbedrijven¹, schrootverwerkende bedrijven, thermische elektriciteitscentrales en cementovens.

Er bestaan ook **PCB's** die een zelfde werking hebben als dioxines.

Uit de uitstootgegevens van de industrie (emissies) en uit de gegevens van de luchtkwaliteit (depositiecijfers) blijkt dat uitstoot en aanwezigheid van dioxines in Vlaanderen dalen. Tegenwoordig stoten de verbrandingsovens nog nauwelijks dioxines uit, ook de non-ferrosector voerde heel wat saneringen uit waardoor de dioxinedepositie over het algemeen laag is. Soms komen er wel nog hoge deposities voor.

Voor de **schrootverwerkende industrie** is een probleemsector voor dioxines en PCB's. De geleide dioxine- en PCB-emissies van een shredder zijn meestal verwaarloosbaar als een filter geïnstalleerd wordt. **Diffuse stofemissies** kunnen echter ook aanleiding geven tot dioxine- en PCB-emissies, waardoor verhoogde dioxine- en PCB-deposities in de omgeving kunnen voorkomen. Vooral PCB-emissies kunnen optreden doordat deze deeltjes vastkleven op de fijn stofpartikels die via diffuse emissies bij o.a. volgende activiteiten ontstaan:

- bij aan- en afvoer van metalen;
- bij laden en lossen;
- bij op- en overslag van schroot;
- bij verplaatsen van metalen op het terrein;
- bij verwerking van aangevoerde metalen.

Uit meetcampagnes die VMM uitvoerde waarbij depositiemetingen in de omgeving van schrootverwerkende bedrijven op verschillende afstanden van het bedrijfsterrein werden vergeleken met achtergronddeposities, kan afgeleid worden dat dergelijke **diffuse dioxine- en PCB emissies** tot een afstand van **800 meter** een bijdrage kunnen leveren aan **verhoogde deposities**. De PCB-emissies bij schrootverwerkende bedrijven zijn enerzijds afkomstig van de shredder zelf, maar ook van de opslag, overslag en verwerking van het vershredderd materiaal. In de toekomst zullen de emissies van opslag, overslag en verwerking in verhouding vermoedelijk doorwegen door het gebruik van filters op de shredderinstallaties. Voor schrootverwerkende bedrijven die geen shredder hebben en geen opslag, overslag of verwerking van vershredderd materiaal doen, gelden deze conclusies niet.

De kwantificering van deze emissies is moeilijk en brengt **veel onzekerheden** met zich mee. In het MER moet duidelijk omschreven worden welke milieugevaarlijke stoffen, zoals dioxine- en PCB-emissies en zware metalen, aanwezig zijn in de diffuse stoffractie. Vervolgens moet op een **kwantitati**

eve manier (eventueel gemotiveerd op een semi-kwantitatieve manier) onderzocht en aangetoond worden welke diffuse stof-, dioxine- en PCB-emissies ten gevolge van de activiteiten vrijkomen.

Met de tool IMPACT is het momenteel niet mogelijk in een standaard scenario om depositieberekeningen uit te voeren uitgaande van lijn- of oppervlaktebronnen. Wel kan een oppervlaktebron (bvb. de schrootopslag) opgebouwd worden als een set van puntbronnen. Het is mogelijk om op deze manier dioxinedeposities in te schatten. De moeilijkheidsgraad zit in het **kwantificeren van de emissie** (vrachtuistoot) die als input moet ingegeven worden. Voor (uitbreiding van) bestaande installaties kan dit via trial-and-error achterhaald worden tot ongeveer de waarden van dioxines en PCB worden gemodelleerd die de VMM of het bedrijf zelf in de omgeving meet, in zoverre er een voldoende eenduidige relatie is tussen de uitstoot afkomstig van het bedrijf en de waarden die gemeten worden in de omliggende meetpunten.

Eventueel kan een **monitoringscampagne** aangewezen zijn. Voor nieuwe bedrijven waarbij geen metingen beschikbaar zijn, zal een (post)monitoringscampagne sowieso aangewezen zijn.

Broeikasgassen

De **belangrijkste natuurlijke broeikasgassen** zijn CO₂, CH₄, N₂O, ozon en waterdamp. Door menselijke activiteiten neemt de concentratie van een aantal van deze gassen gevoelig toe. Daarnaast zorgen deze activiteiten ook voor de productie van een aantal synthetische stoffen (o.a. CFK's), die eveneens een broeikas effect veroorzaken.

Om de uitstoot van de verschillende gassen in eenzelfde eenheid (kg of ton) uit te kunnen drukken en hun gezamenlijk effect te berekenen, moeten de uitgestoten hoeveelheden omgerekend worden naar **CO₂-equivalenten** (CO_{2eq}). 1 CO₂-equivalent is gelijk aan het effect dat de uitstoot van 1 kg CO₂ heeft. Hiermee wordt het opwarmend vermogen ('Global Warming Potential' (GWP)) van broeikasgassen weergegeven. In onderstaande tabel wordt de omzetting van de meest voorkomende broeikasgassen naar CO₂-equivalenten weergegeven.

Broeikasgas	100 jaar GWP CO _{2eq}
CO ₂	1
CH ₄	25
N ₂ O	298

Broeikasgassen worden verder meegenomen in de discipline **klimaat**, maar worden, indien relevant, berekend in de discipline lucht.

Beschrijving toekomstige situatie - milieuzonering

Bij de opmaak van een MER voor **industrieterreinontwikkeling**, waarbij de aard en omvang van de bedrijven nog niet gekend is, is het moeilijk om een redelijke inschatting te maken van de verwachte emissies en immissies.

Hiervoor kan het **principe van 'milieuzonering'** toegepast worden om te streven naar een zo optimaal mogelijke invulling van de zogenaamde 'milieugebruiksruimte'. Wat stof- en geurhinder betreft kan een beoordeling gebeuren op basis van de **afstandsregels** die opgenomen zijn als bijlage bij de [handreiking 'Bedrijven en milieuzonering' van de vereniging voor Nederlandse Gemeenten](#) (VNG). Deze handreiking werd sinds 2009 niet meer herzien. De systematiek van de handreiking wordt echter nog steeds als goed toepasbaar en actueel beschouwd. Technologische ontwikkelingen van na 2009 werden niet meer in de handreiking verwerkt. Dit geldt o.a. voor windturbines en mestverwerkingsinstallaties. Voor het inpassen van dit type functies is oplettendheid en maatwerk nodig.

Stof- en geurhinder zijn 2 van de 4 criteria die VNG gebruikt om allerlei mogelijk hinderlijke activiteiten in te delen in **10 afstandsklassen**, die de minimaal te respecteren afstand t.o.v. kwetsbare functies aangeven. De andere 2 criteria zijn **geluid en gevaar** (externe veiligheid). De afstandsnormen per soort activiteit en milieuaspect zijn gebaseerd op talrijke praktijkgevallen, met een grote mate van vereenvoudiging en veralgemening. De toekenning van een soort activiteit aan een bepaalde klasse wordt bepaald door het potentieel meest problematische van de 4 beschouwde milieuaspecten. De minimale afstanden variëren van 10 m tot 1500 m.

Deze afstandsnormen kunnen toegepast worden bij de **invulling van een nieuw bedrijventerrein**, zodat potentieel hinderlijke activiteiten ver genoeg van de omliggende kwetsbare functies worden ingeplant, terwijl minder hinderlijke activiteiten dicht bij deze functies en de rand van het bedrijventerrein mogen ingeplant worden.

De VNG-afstandsklassen zijn gebaseerd op hinder- en risicocriteria, niet op potentiële effecten van luchtpolluenten. Het toepassen van deze afstandsregels biedt dus geen garantie dat er geen aanzienlijke effecten op het vlak van luchtemissies zullen optreden. Maar de praktijk leert dat activiteiten met belangrijke emissies van luchtpolluenten vrijwel altijd ook belangrijke geur-, stof- of geluidshinder en/of veiligheidsrisico's met zich meebrengen.

In bepaalde gevallen kan toepassing van de afstandsregels leiden tot het **toewijzen van een beperkt aantal duidelijk omschreven bedrijfstakken aan een bepaalde zone**. Wanneer deze bedrijfstakken relevant zijn op het vlak van luchtemissies en er installaties aan toegewezen kunnen worden, waarbij een redelijke inschatting mogelijk is van hun emissiegrootte (debiet per pollutant) en -

kenmerken (schouwhoogte, schouwdiameter, temperatuur,...) kan een inschatting gemaakt worden met de **tool IMPACT als aanvulling** op de afstandszonering volgens de VNG-methodiek.

Ook wanneer de aard en omvang van de bedrijven op het industrieterrein wel gekend is, kan een inschatting gemaakt worden met de tool IMPACT.

1. Houtspanen hebben een sterk uiteenlopend vochtgehalte. Voor verdere verwerking en ter voorkoming van stoomvorming tijdens het persen, wat kan leiden tot een verminderde hechting van de lijm, wordt het vochtgehalte zo laag mogelijk gebracht m.b.v. een droogproces. Het droogproces kan plaatsvinden d.m.v. indirecte droging en directe droging. De drooginstallaties worden steeds gevoed door verbrandingsinstallaties. Bij directe droging wordt de verbrandingsinstallatie gevoed met houtresten. Bij dit verbrandingsproces kunnen de rookgassen aanleiding geven tot relevante emissies van dioxines.