



Richtlijn BOFAS 3
Bodemsanering van tankstations in België

Documentinformatie

Auteur:

BOFAS vzw
Jules Bordetlaan 166 b1
1140 Evere
Tel: 02/788 29 00
E-mail: info@bofas.be
www.bofas.be

Documentgegevens:

Documenttitel:	Richtlijn BOFAS 3: Bodemsanering van tankstations in België
Type document:	Richtlijn
Documentnummer:	T0020_Richtlijn
Status:	Finaal
Datum:	26/06/2020
Versie:	1.0.0
Goedgekeurd door:	Erik Goolaerts - Technisch directeur

Lijst met gebruikte afkortingen

Afkorting	Verklaring
ABO	Afperkend bodemonderzoek
BATNEEC	Best available techniques not entailing excessive costs
BLE	Bodempluchtexttractie
BOF-SRA	Voorafgaandelijke screening
BOF-TRA	Trapsgewijze risicoanalyse
BSN	Bodemsaneringsnorm
BSP	Bodemsaneringsproject
BSW	Bodemsaneringswerken
BTEX	Benzeen, toluen, ethylbenzeen, xyleen
Ca	Calcium
CGP	Code van goede praktijk
CI	Concentratielimiet
CMA	Compendium voor Monsterneming en Analyse
CSM	Conceptueel site model
CT	Civieltechnische werken
DNAPL	Dense non-aqueous phase liquid
DOC	Dissolved organic carbon
DW	Drempelwaarde
EB	Ernstige bedreiging
EBSD	Erkende bodemsaneringsdeskundige
ER	Eindrapport
ExCR	Overall excess lifelong cancer risk for systemic effects
Fe	Ijzer
GBP	Gewestelijk bestemmingsplan
GW	Grondwater
GWZI	Grondwaterzuiveringsinstallatie
HCOV	Hydrologische Codering van de Ondergrond van Vlaanderen
HVE	Hoog Vacuum Extractie
IS	In situ
IW	Interventiewaarde
LAK	Luchtzijdige actieve kool
LNAPL	Light non-aqueous phase liquid
m	Meter
MAC	Maximaal Aanvaardbare Concentratie
Mg	Magnesium
MO	Minerale olie

MTBE	Methyl-t-buthylether
mv	Maaiveld
NAVB	Nationaal Actiecomité voor Veiligheid en hygiëne in het Bouwbedrijf
OBO	Orienterende bodemonderzoek
OS	Organische stof
OVAM	Openbare Vlaamse AfvalstoffenMaatschappij
P&T	Pump and treat
PAK	Polycyclische koolwaterstoffen
pH	Zuurtegraad
PID	Photo-ionization Detector
RA	Risicoanalyse
RGW	risicogrenswaarden
RI	Risico-index
RW	Richtwaarde (Vlaanderen) of referentiewaarde (Brussel)
S-Risk	S-Risk is a model for human exposure and health risk assessment at contaminated sites
SWA	Samenwerkingsakkoord
tankstationbesluit	Besluit van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering tot vaststelling van de uitbatingsvoorwaarden voor benzinestations
TBA	Tert-butyl alcohol
TCL	Toelaatbare Concentratie in Lucht
TE	Tankstationeigen
TSW	terugsaneerwaarde
TTR	Tussentijds rapport
TV	Tankstationvreemd
VABO	Voorstel voor afperkend bodemonderzoek
VBSP	Voorstel van Bodemsaneringsproject
VC	Veiligheidscoördinator
VITO	Vlaamse Instellingen voor Technologisch Onderzoek
Vlarebo	Vlaams reglement rond Bodemsanering en Bodembescherming
VOCL	Vluchtige organische chloorkoolwaterstoffen

Tabellen

Tabel 1: Overzicht te analyseren verdachte stoffen op een tankstation.....	16
Tabel 2: Toepassingsgebied risicoanalyse.....	28
Tabel 3: Overzicht zonering met relevante blootstellingsroutes	34
Tabel 4: Voorbeeld van potentiële blootstellingsroutes	36

Figuren

Figuur 1: Erkenning van BOFAS vzw	1
Figuur 2: toepassingsgebied van de BOFAS-richtlijn in het Waals gewest.....	6
Figuur 3: Samenstelling benzine en diesel in alifatische en aromatische fracties volgens EC (OVAM 2007).....	10
Figuur 4: Overzicht van verschillende producten in relatie koolstofgetal en BTEX-gehalte (OVAM 2007).....	11
Figuur 5: maximale zwavelgehalten in stookolie in de loop van de tijd	13
Figuur 6: Potentiële verontreinigingsbronnen op een tankstation	20
Figuur 7: Overzicht van indeling in zones	35
Figuur 8: Toegepaste bodemsaneringstechnieken uitgevoerd in opdracht van BOFAS tussen 2004 en 2018	43

Inhoudsopgave

DOCUMENTINFORMATIE	I
LIJST MET GEBRUIKTE AFKORTINGEN	II
TABELLEN	IV
FIGUREN	IV
1 TEN GELEIDE	1
1.1 Een bodemsaneringsfonds voor tankstations - wat voorafging.....	1
1.2 Een nieuwe BOFAS-richtlijn	2
1.3 Doel van de BOFAS-richtlijn.....	3
1.4 Beperkingen van de BOFAS-richtlijn	4
1.5 Toepassingsgebied van de BOFAS-richtlijn in het Waals gewest.....	5
2 WETTELIJK KADER	7
3 VERONTREINIGENDE STOFFEN	9
3.1 Inleiding.....	9
3.2 Typische verdachte stoffen gerelateerd aan de uitbating van een tankstation	9
3.2.1 Diesel	9
3.2.2 Benzine	10
3.2.3 Additieven.....	11
3.3 Overige verdachte stoffen (tankstationvreemd)	11
3.3.1 Afvalolie	12
3.3.2 Verontreinigde aanvulgrond	12
3.3.3 Kerosine, petroleum en white spirit.....	12
3.3.4 Stookolie.....	12
3.3.5 Tweektolie.....	14
3.3.6 Speciale situaties.....	14
3.4 Gidsparameters voor benzine en diesel	14
3.5 Overzicht te analyseren verdachte stoffen op een tankstation	15
3.6 Analysemethoden.....	16
3.6.1 Wettelijke bepalingen per gewest.....	16
4 AFPERKEND BODEMONDERZOEK (ABO).....	18
4.1 Inleiding.....	18
4.2 Voorstel voor afperkend bodemonderzoek (VABO)	19
4.2.1 Voorbereiding van het plaatsbezoek	19
4.2.2 Plaatsbezoek.....	21
4.2.3 Het boorplan: bemonsteringsstrategieën voor het ABO	21

4.3	De gefaseerde veldwerkzaamheden	24
4.3.1	Vorbereiding.....	24
4.3.2	Het veldwerk.....	24
4.3.3	De resultaten van het veldwerk.....	25
4.4	Inhoud en rapportering	25
5	RISICOANALYSE (RA)	27
5.1	Inleiding.....	27
5.2	Algemene aanpak voor het bepalen van het risico uitgaande van een verontreiniging.....	29
5.2.1	Algemene systematiek.....	29
5.3	De trapsgewijze risicoanalyse (BOF-TRA)	30
5.3.1	De saneringsnoodzaak	30
5.3.2	De saneringsdoelstellingen.....	31
5.4	Het Conceptueel Site Model (CSM).....	32
5.4.1	Algemene omschrijving van de te evalueren toestand	32
5.4.2	Indeling in zones	33
5.4.3	Het uitwerken van het Conceptueel Site Model (CSM).....	35
5.5	Voorafgaandelijke screening (BOF-SRA).....	37
5.6	De uitvoering van bodemluchtmetingen	38
5.7	Handleiding S-Risk voor BOFAS-dossiers	39
6	BODEMSANERINGSPROJECT	40
6.1	Inleiding.....	40
6.2	Invulling van het BATNEEC-principe	40
6.3	Voorstel bodemsaneringsproject (VBSP)	42
6.4	Vertrekpunten voor een bodemsaneringsproject	42
6.5	Haalbaarheid van de saneringstechnieken	43
6.5.1	Ontgraving.....	44
6.5.2	In situ (IS)	49
6.5.3	Bodemsaneringstechnieken voor grond die niet BATNEEC zijn	54
6.5.4	Grondwatersanering door middel van Pump and Treat (P&T)	55
6.5.5	Bodemsaneringstechnieken voor grondwater die niet BAT zijn	55
6.6	Saneringsstrategie	56
6.6.1	Saneringsstrategie 1: ontgraven met standaard stabiliteitsmaatregelen	58
6.6.2	Saneringsstrategie 2: ontgraven met specifieke stabiliteitsmaatregelen	58
6.6.3	Saneringsstrategie 3: in situ	59
6.6.4	Saneringsstrategie 4: ontgraven met standaard stabiliteitsmaatregelen en in situ	59
6.6.5	Saneringsstrategie 5: ontgraven met specifieke stabiliteitsmaatregelen en in situ	59
6.6.6	Saneringsstrategie voor grondwater	60
6.7	Uitwerken van de voorkeursvariant	60

6.8	Saneringsdoelstelling.....	61
6.8.1	Algemene principes	61
6.8.2	Risicogrenswaarden in het kader van de saneringsdoelstellingen.....	62
6.9	Vergunningen.....	63
6.10	Rapportage	63
7	BODEMSANERINGSWERKEN	64
7.1	Inleiding.....	64
7.2	Bestek	64
7.3	Kwaliteitsplan en startvergadering	64
7.4	Opvolging van de BSW	65
7.4.1	Ontgraving.....	66
7.4.2	Grondwateronttrekking en -zuivering bij CT-werken	67
7.4.3	BLE eventueel in combinatie met een grondwaterverlaging en/of persluchtinjectie 67	
7.5	Stopzetting van de bodemsaneringswerken	68
7.5.1	Civieltechnische werken (CT)	68
7.5.2	In situ-werken (IS).....	68
8	MONITORING	69
8.1	Inleiding.....	69
8.2	Monitoring van het grondwater	69
8.2.1	Een actieve grondwatersanering is haalbaar	70
8.2.2	Een actieve grondwatersanering is niet haalbaar	70
8.2.3	Besluit	71
8.2.4	Natuurlijke attenuatie.....	72
8.2.5	Rapportage van de monitoringsresultaten.....	72
8.3	Luchtmonitoring	73
8.4	Monitoring van het drinkwater	73
9	EINDRAPPORT	74
9.1	Doelstelling.....	74
9.2	Opbouw	74
9.3	Restverontreiniging.....	75
9.3.1	Restverontreiniging in de grond.....	75
9.3.2	Restverontreiniging in het grondwater.....	76
9.3.3	Restverontreiniging met puur product	76
9.4	Risicobeoordeling in functie van de saneringsdoelstellingen	77
9.5	Andere risicobeoordelingen voor het definiëren van gebruiksadviezen	78
9.6	Besluit van het eindrapport	79
9.7	Nazorg.....	79
9.8	Inhoud en rapportering	79
	LITERATUURLIJST	81

BIJLAGEN.....	82
Bijlage 1. Type-inhoud van Brusselse rapporten	82
Bijlage 2. Bepaling van de permeabiliteit	82
Bijlage 3. Schema BOF-TRA Vlaanderen	82
Bijlage 4. Toelichting BOF-TRA Vlaanderen	82
Bijlage 5. Schema BOF-SRA Vlaanderen - Brussel	82
Bijlage 6. Toelichting BOF-SRA.....	82
Bijlage 7. Screeningswaarden grondwater vervluchtiging Vlaanderen - Brussel	82
Bijlage 8. Screeningswaarden bodemlucht Vlaanderen - Brussel	82
Bijlage 9. Richtlijn bodemluchtmetingen	82
Bijlage 10. Handleiding S-Risk	82
Bijlage 11. Stroomschema mbt saneringsstrategie grond	82
Bijlage 12. Stroomschema mbt in situ	82
Bijlage 13. Schema monitoring om verspreiding na te gaan.....	82

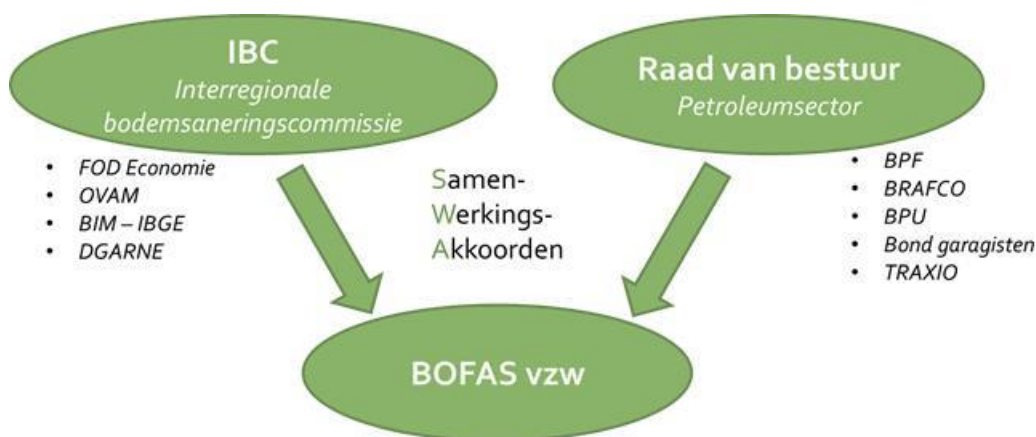
1 TEN GELEIDE

1.1 Een bodemsaneringsfonds voor tankstations - wat voorafging

BOFAS vzw, acroniem voor “bodemsaneringsfonds voor tankstations - fonds d’assainissement des sols des stations-services”, heeft als opdracht de historische bodemverontreiniging van publieke tankstations in België te saneren.

Het fonds is opgericht door de leden van de Belgische Petroleum Federatie (BPF), de Belgische Federatie der Brandstoffenhandelaars (BRAFCO), de Belgische Petroleum Unie (BPU), de Bond van de Garagisten Beroepsverenigingen vzw en de Belgische Confederatie van de Autohandel en Reparatie en de Aanverwante sectoren (TRAXIO, voorheen FEDERAUTO). Zij zetelen in de raad van bestuur van BOFAS.

Op 3 maart 2004 ondertekende de interregionale bodemsaneringscommissie (IBC) het erkenningsbesluit van het bodemsaneringsfonds: dit betekende het officiële startschot voor BOFAS. De IBC is samengesteld uit vertegenwoordigers van de federale overheid (FOD Economie) en uit vertegenwoordigers van de drie gewesten: de Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij (OVAM), Leefmilieu Brussel (IBGE-BIM) en de le service public de Wallonie (SPW): Agriculture, Ressources naturelles et Environnement. De commissie controleert en houdt toezicht op de werking van BOFAS.



Figuur 1: Erkenning van BOFAS vzw

Zowel de IBC als het erkenningsbesluit van BOFAS werden geregeld door de Samenwerkingsakkoorden van 13/12/2002 (SWA 1) en 9/2/2007 (SWA 2) tussen de Federale Staat, het Vlaams Gewest, het Waals Gewest en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest betreffende de uitvoering en financiering van de bodemsanering van tankstations. Hierdoor is sinds 2004 een uniforme ondersteuning door het fonds mogelijk voor tankstations in gans België. Dit was destijds uitzonderlijk aangezien milieuaangelegenheden zoals de uitvoering en financiering van bodemsanering van tankstations gewestelijke bevoegdheden zijn.

Sindsdien volgde BOFAS 1964 sluitingsdossiers op, waarvan de activiteiten van het tankstation werden stopgezet voor 26 maart 2006. Hierbij verleende de aanvrager een mandaat aan BOFAS om in zijn naam en voor zijn rekening de bodemsanering van zijn terrein uit te voeren. BOFAS zorgde zowel voor een financiële als voor een operationele tussenkomst bij de bodemsanering van deze tankstations. Hiervoor deed BOFAS gedurende de voorbije 15 jaar beroep op een selectie van erkende bodemsaneringsdeskundigen (EBSD), van gespecialiseerde aannemers en van centra voor grondreiniging (CGR).

Daarnaast zijn er ook 1850 verderzettingsdossiers bij BOFAS ingediend waarvoor de aanvrager zelf instaat voor de bodemsanering. De tussenkomst van BOFAS richt zich dan voornamelijk op het verstrekken van advies, op een controle van de onderzoeken en op een terugbetaling van kosten gemaakt ten behoeve van de bodemsanering.

1.2 Een nieuwe BOFAS-richtlijn

Sinds de start van BOFAS zijn de gewestelijke wetgeving en de uitvoeringsbesluiten met bijhorende codes van goede praktijk sterk uitgebreid en geëvolueerd: dit wordt geïllustreerd in hoofdstuk 2. We hebben de oorspronkelijke BOFAS-richtlijn van 2004 in het verleden dan ook meerdere malen aangepast en we hebben verschillende addenda en procedures buiten de richtlijn toegevoegd.

Door de publicatie van het derde SWA van 08/05/2019 wordt gedurende een periode van 6 maanden opnieuw de mogelijkheid geboden om een aanvraag in te dienen voor een tussenkomst door BOFAS. Dat is niet meer mogelijk geweest sinds 2009 en de kans is reëel dat we enkele honderden nieuwe dossiers ontvangen.

Dit groot aantal nieuwe dossiers en de recente ingrijpende wijzigingen aan de “Décret sols” in Wallonië en aan het “Bodemdecreet” in Vlaanderen hebben ons ertoe aangezet om een nieuwe versie van de BOFAS-richtlijn op te stellen, en dit in overleg met de bevoegde administraties van de 3 gewesten.

Daarbij hebben we ernaar gestreefd om de ervaringen van 15 jaar nauwe samenwerking met EBSD, met aannemers en met de bevoegde administraties maximaal te benutten in deze richtlijn. Deze ervaring legt bijvoorbeeld de basis voor hoofdstuk 3, aangezien de voorbije 15 jaren hebben aangetoond dat het meestal mogelijk is om de bodemverontreiniging voor alle verontreinigende stoffen op een tankstation te onderzoeken en te saneren aan de hand van een beperkte groep gidsparameters. Onze praktische ervaring met de toegepaste saneringstechnieken op meer dan 1300 bodemsaneringswerken hebben dan bijvoorbeeld weer geleid tot een pragmatische keuze van de saneringsstrategie en de voorkeursvariant in hoofdstuk 6. Als ander voorbeeld vermelden we Bijlage 2 voor de bepaling van de permeabiliteit, welke bij de uitvoering van het merendeel van onze werken accuraat is gebleken.

De evolutie naar een risicogebaseerde aanpak van de verontreiniging in Vlaanderen en Wallonië heeft dan weer geleid tot een nieuw hoofdstuk 5 met zeer gedetailleerde bijlagen, enerzijds om snel de beslissing te kunnen nemen om over te gaan tot saneren, anderzijds om tot een pragmatische aanpak van een restverontreiniging te komen. De systematiek die is uitgewerkt voor het bepalen van de ernstige bedreiging, houdt rekening met de kenmerken van een tankstation, namelijk een beperkte omvang van de site, vaak in (semi)-verstedelijkt gebied, en een verontreiniging van benzeen, toluen, ethylbenzeen en xyleen (kortweg BTEX), minerale olie (MO) en methyl-tert-butylether (MTBE).

1.3 Doel van de BOFAS-richtlijn

Deze richtlijn richt zich in eerste instantie tot de EBSD en het is belangrijk om te benadrukken dat ze tot stand is gekomen in overleg met de verschillende bevoegde administraties, namelijk met de dossierhouders van de Direction de l'Assainissement des Sols (DAS), de OVAM en Leefmilieu Brussel die de ingediende BOFAS-dossiers behandelen.

Het doel van de nieuwe BOFAS-richtlijn blijft ongewijzigd: een uniforme en praktische invulling te geven aan de werking van het fonds volgens de bepalingen van het SWA en het erkenningsbesluit.

Een aantal basisprincipes blijven onverminderd van toepassing voor “BOFAS 3”:

- Een korte onderzoeksfase blijft essentieel. De erkenning van het fonds wordt slechts voor een beperkte termijn verlengd: in al de beslissingen en keuzes moet rekening gehouden worden met de gevolgen voor de uitvoeringstermijnen van de dossiers;
- Het gelijkheidsbeginsel naar al onze aanvragers toe, ook rekening houdend met de werking van het fonds van de voorbije 15 jaar en met de evolutie van de wetgeving en de codes van goede praktijk;
- Het transparantiebeginsel: we willen een duidelijke omschrijving opstellen voor alle betrokkenen van het doel, van de werking en van de verwachte kwaliteit van hun werk.

Het is belangrijk dat de werking van BOFAS zo snel mogelijk opnieuw op kruissnelheid komt omwille van deze beperkte erkenningstermijn en om zo veel mogelijk beroep te kunnen doen op de opgebouwde ervaring van de medewerkers.

Daarom streven we in deze BOFAS-richtlijn naar een verregaande standaardisatie van de bodemonderzoeken en van de bodemsaneringen, aangepast aan elke gewestelijke wetgeving en aan de specifieke situatie van een tankstation. Daarom zijn in overleg met de bevoegde administraties een aantal principes, keuzes en beslisschema's al vastgelegd voor de EBSD met de bedoeling om de kwaliteit, de duidelijkheid en de eenduidigheid van de ingediende rapporten te waarborgen. BOFAS zal blijven deze kwaliteit bewaken door de rapporten na te kijken en goed te keuren alvorens ze worden ingediend in overeenstemming met de gewestelijke bepalingen.

1.4 Beperkingen van de BOFAS-richtlijn

Deze BOFAS-richtlijn is geschreven voor de sluitingsdossiers van publieke tankstations. Wij moedigen de EBSD uiteraard aan om de principes te volgen voor de verderzettingsdossiers voor zover de randvoorwaarden van deze voorliggende richtlijn gerespecteerd worden. Anderzijds kunnen de EBSD geen rechten ontlenen aan deze richtlijn en hebben de bevoegde administraties geen enkele garantie gegeven naar goedkeuring van rapporten toe.

Het doel van de richtlijn is een bruikbaar instrument aan te bieden voor de meest voorkomende types van verontreiniging op voormalige tankstations, met een gebruikelijke omvang en ernst van de verontreiniging en met een normaal actueel terreingebruik. We gaan er van uit dat deze richtlijn de EBSD in staat moet stellen om minstens 80 % van de BOFAS-dossiers op een uniforme, snelle en eenvoudige manier te behandelen.

De EBSD mag deze richtlijn echter niet blindelings volgen. BOFAS en de bevoegde administraties rekenen op de expertise van de aangestelde EBSD om elk dossier kritisch te onderzoeken en te toetsen aan de doelstellingen, aan de uitgangspunten en aan de randvoorwaarden die in de verschillende hoofdstukken van deze BOFAS-richtlijn zijn opgenomen. Wanneer de EBSD van mening is dat er dient te worden afgeweken van deze richtlijn zal hij dit zo snel mogelijk aan BOFAS melden. Indien nodig zal BOFAS een overleg aanvragen met de bevoegde administratie alvorens het onderzoek of de sanering verder te zetten.

In de richtlijn houden we er rekening mee dat naast de exploitatie van het tankstation andere activiteiten aanwezig zijn of waren zoals garage-activiteiten, een carwash of een opslag van stookolie, en dat in het verleden mogelijk verontreinigde of bodemvreemde materialen gebruikt zijn voor ophogingen of aanvullingen van het terrein. Als de verontreiniging die gerelateerd is aan het tankstation niet afsplitsbaar is van de niet-tankstationgerelateerde verontreiniging ("tankstationvreemd" genoemd in dit document), of als de tankstationgerelateerde verontreiniging zeer klein is in verhouding tot de tankstationvreemde verontreiniging, dan kunnen de kosten van de bodemonderzoeken en bodemsanering aanzienlijk oplopen. Ook dit aspect moet de EBSD zo snel mogelijk aan BOFAS melden. Indien nodig zal BOFAS overleg plegen met de aanvrager om het verleende mandaat uit te breiden voor deze tankstationvreemde verontreiniging.

Een aantal fases binnen de behandeling van een dossier zijn bewust niet in de richtlijn omschreven. Zo zal BOFAS bijvoorbeeld de bepaling van de prioriteitsindex (PIP) rechtstreeks opnemen met het IBC of zal ze de ontmantelingen van de ondergrondse saneringsinfrastructuur zelf met de bevoegde administraties uitwerken, conform hun procedures.

Als er tegenspraak bestaat tussen de terminologie in deze richtlijn en die van de toepasselijke gewestelijke wetgeving moet de EBSD uiteraard deze laatste gebruiken in zijn rapportage. Ook de inhoudelijke vereisten van een rapport verschillen per gewest: de EBSD

moet ervoor zorgen dat voldaan is aan de administratieve vereisten van het gewest waar het rapport wordt ingediend.

Ten slotte hebben we niet de intentie om een volledig wetenschappelijke verantwoording op te nemen in de BOFAS-richtlijn, maar beperken we ons tot een verwijzing naar de gebruikte bronnen.

1.5 Toepassingsgebied van de BOFAS-richtlijn in het Waals gewest

Voor de sluitingsdossiers start de opdracht van BOFAS meestal bij de opmaak van een afperkend bodemonderzoek (ABO), nadat het oriënterend bodemonderzoek (OBO) werd goedgekeurd door de gewestelijke overheid. Voor Wallonië betekent dit dat een 'étude de caractérisation' wordt opgesteld, volgend op een goedgekeurd 'étude indicative' of een 'étude d'orientation' (zie hoofdstuk 2). Sommige dossiers kunnen zich in een verder stadium van de saneringsprocedure bevinden, maar dit zal de minderheid zijn.

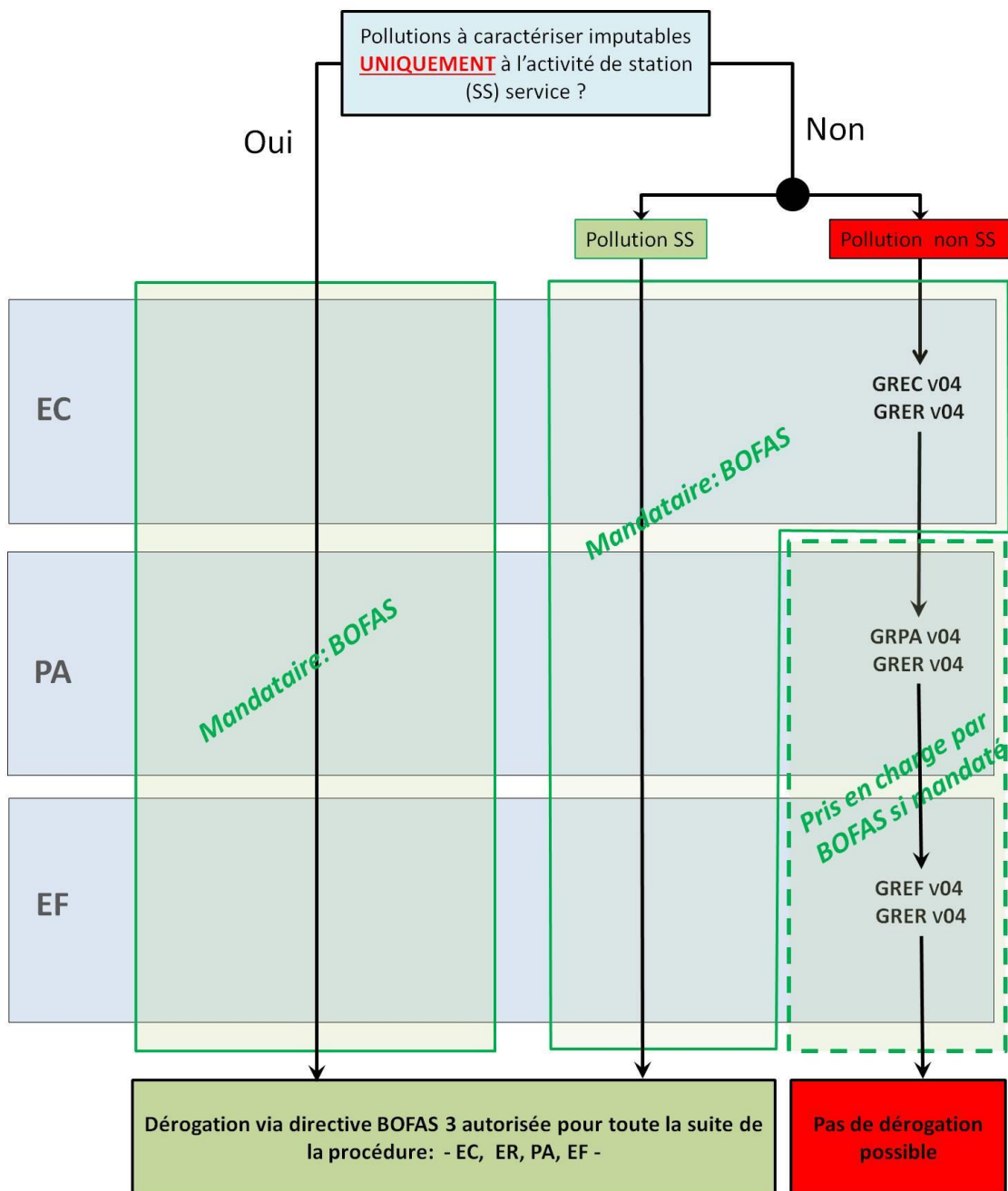
Het eerste bodemonderzoek (een 'étude d'orientation' voor de meeste dossiers, zie hoofdstuk 2) maakt deel uit van de aanvraag tot tussenkomst bij BOFAS en is opgesteld conform de 'Code Wallon de bonnes pratiques (CWBP)', waarbij BOFAS niet als opdrachtgever fungeert. De volgende rapporten die worden opgemaakt zijn in opdracht van BOFAS en hiervoor werd een specifieke aanpak ontwikkeld die kan afwijken van de CWBP. Deze aanpak staat omschreven in het schema hieronder. Voor elementen die niet opgenomen zijn in deze richtlijn, wordt de CWBP gevolgd.

De BOFAS-richtlijn werd uitgewerkt voor tankstationgerelateerde verontreinigingen (zie hoofdstuk 3). Eventuele tankstationvreemde verontreinigingen worden onderzocht conform de procedures opgenomen in de CWBP. BOFAS zal dit ook uitvoeren, nadat de aanvrager hiervoor een mandaat heeft gegeven.

De 'études de caractérisations' waartoe BOFAS opdracht geeft zullen in de meeste gevallen ook de tankstationvreemde verontreinigingen bevatten. Enkel als de aanvrager geen mandaat geeft om de tankstationvreemde verontreiniging mee te onderzoeken, zal het onderzoek zich beperken tot het voormalige tankstation.

Possibilité de dérogation au CWBP v04 via la directive BOFAS 3 au sein d'études de sol et travaux subséquents réalisés selon les dispositions du décret sols 2018 et dont BOFAS est le mandataire.

REMARQUE IMPORTANTE: L'intervention de BOFAS débute au stade d'une étude de caractérisation subséquente à une étude d'orientation conforme au CWBP v04, approuvée par la Direction de l'assainissement des sols et attestant de la présence de pollution(s) imputable(s) à une activité de station-service destinée au public.



Figuur 2: toepassingsgebied van de BOFAS-richtlijn in het Waals gewest

2 WETTELIJK KADER

Het doel van de richtlijn is om een standaarduitvoering van de bodemsaneringsprocedures na te streven die gebruikt kan worden voor voormalige tankstations in België. Momenteel bestaat er in de 3 gewesten van het land een specifieke gewestelijke wetgeving. Hoewel de procedures op een gelijkaardige wijze verlopen in de 3 gewesten, vanaf de uitvoering van het eerste onderzoek tot het verkrijgen van een eindverklaring, zijn er toch verschillen in de nomenclatuur en bij de te realiseren taken.

Het is in de eerste plaats belangrijk om de verschillende belangrijke wetgevende teksten over bodemsanering in herinnering te brengen. Deze lijst is niet limitatief en bestaat enkel uit de initiële wetteksten en niet de later aangebrachte wijzigingen. Bepaalde wetteksten kunnen gedateerd lijken (hieronder schuingedrukt weergegeven), maar er moet in het achterhoofd gehouden worden dat sommige dossiers nog bij BOFAS kunnen ingediend worden onder deze oude wetgeving en dus ook op deze manier verder zullen behandeld worden.

Behalve de wetgevende teksten moet er ook rekening gehouden worden met de codes van goede praktijk. Omdat deze documenten constant evolueren en aangepast worden, zou een opsomming hiervan in de richtlijn snel gedateerd zijn.

- Wallonië:
 - *Arrêté du 4 mars 1999 du Gouvernement wallon modifiant le titre III du Règlement général pour la protection du travail en insérant des mesures spéciales applicables à l'implantation et l'exploitation des stations-service (MB 11.06.1999)*
 - *Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols (MB 18.02.2009)*
 - Décret du 1er mars 2018 relatif à la gestion et à l'assainissement des sols (M.B. 22.03.2018)

Opmerking: Ermee rekening houdende dat in Wallonië de saneringsprocedure slechts kan gerealiseerd worden volgens de bepalingen van het Besluit van 4 maart 1999 als de “étude indicative” ingediend en goedgekeurd is voor 31 december 2012, wordt toch verwacht dat de meerderheid van de dossiers zullen behandeld worden volgens de bepalingen van het decreet van 1 maart 2018. Er kan niet uitgesloten worden dat de sommige dossiers zullen ingediend worden volgens de bepalingen van het decreet van 4 maart 1999. Dit decreet opgenomen is nu opgenomen in het Décret Sols van 1 maart 2018 (artikelen 112 tot 118)

- Vlaanderen:
 - Decreet van 27 oktober 2006 betreffende de bodemsanering en de bodembescherming (B.S. 22.01.2007)
 - Besluit van de Vlaamse Regering van 14 december 2007 houdende vaststelling van het Vlaams Reglement betreffende de Bodemsanering en de Bodembescherming (B.S. 06.01.2008)
- Brussel:

- Besluit van 21 januari 1999 van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering tot vaststelling van de uitbatingsvoorwaarden voor benzinestations (B.S. 24.03.1999)
- *Ordonnantie van 5 maart 2009 betreffende het beheer en de sanering van verontreinigde bodems (B.S. 10.03.2009)*
- Ordonnantie van 23 juni 2017 tot wijziging van sommige bepalingen van de ordonnantie van 5 maart 2009 betreffende het beheer en de sanering van verontreinigde bodems (B.S. 13.07.2017)
- Besluit van 29 maart 2018 van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering tot vaststelling van de interventienormen en saneringsnormen (B.S. 02.05.2018)
- Besluit van 29 maart 2018 van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering ter vervanging van het besluit van 8 juli 2010 tot vaststelling van de type-inhoud van het verkennend bodemonderzoek en het gedetailleerd bodemonderzoek en van hun algemene uitvoeringsmodaliteiten (B.S. 02.05.2018)
- Besluit van 29 maart 2018 van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering tot vaststelling van de type-inhoud van het risicobeheersvoorstel, van het saneringsvoorstel, van de aangifte voorafgaand aan de behandeling van beperkte duur, en van de modaliteiten van aanplakking en van beroep voor de behandeling van beperkte duur (B.S. 02.05.2018)

Opmerking: Het is belangrijk te benadrukken dat in het Brussels Gewest de dossiers zullen behandeld worden volgens de bepalingen van het besluit van 21 januari 1999, maar dat er maximaal gebruik gemaakt zal worden van de codes van goede praktijk die van toepassing zijn op de ordonnantie.

3 VERONTREINIGENDE STOFFEN

3.1 Inleiding

Op een tankstation worden de brandstoffen benzine, diesel, LPG, CNG en LNG gestockeerd en verhandeld. Van deze brandstoffen kunnen alleen benzine en diesel bodem- en/of grondwaterverontreiniging veroorzaken.

Benzine en diesel zijn complexe mengsels die hoofdzakelijk bestaan uit alifatische en aromatische koolwaterstoffen. Daarnaast worden diverse additieven toegevoegd ter verbetering van de technische eigenschappen van de brandstoffen. Stoffen als Adblue werden voor publiek gebruik geïntroduceerd na maart 2006 en zijn aldus voor de sluitingsdossiers niet relevant.

In het kader van nevenactiviteiten (bvb. garage, carwash, opslag van stookolie, ...) en op basis van de historie van de site (bvb. ophoging met bodemvreemde materialen) is het niet uitgesloten dat op een tankstation ook andere verontreinigingen aanwezig zijn. Een duidelijk onderscheid tussen de tankstationeigen verontreiniging en de tankstationvreemde verontreiniging is dus noodzakelijk.

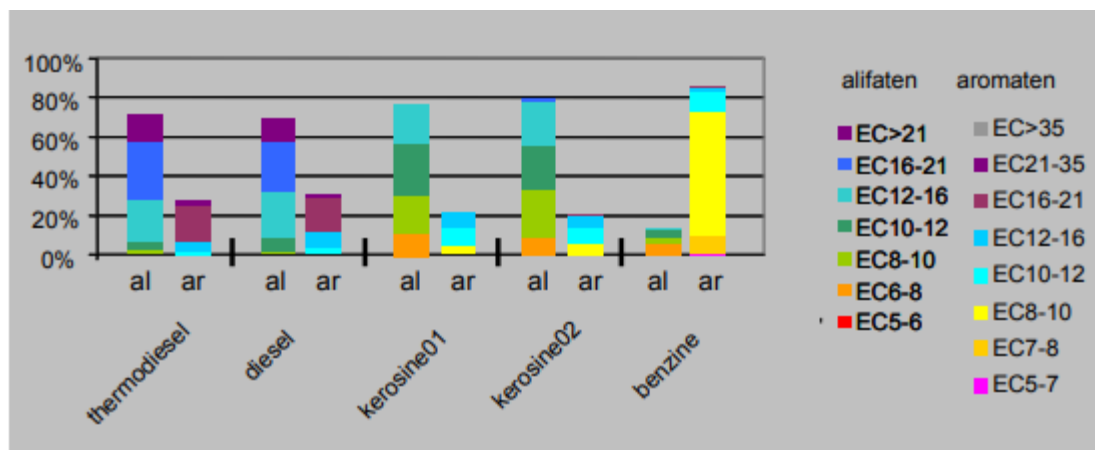
De financiële tussenkomst van BOFAS beperkt zich tot het saneren van tankstationeigen verontreiniging in grond en het grondwater. Daarom is het van belang om de verontreiniging die het gevolg is van nevenactiviteiten op een tankstation apart te beschrijven.

3.2 Typische verdachte stoffen gerelateerd aan de uitbating van een tankstation

3.2.1 Diesel

Diesel bestaat uit koolwaterstofketens van 8 tot 28 koolstofatomen. Uit de indeling in fracties, volgens equivalent koolstofgetal (EC), blijkt dat diesel vooral uit de alifatische groepen EC12-16 en EC16-21 bestaat. De grootste groep aromaten bevindt zich in de groep EC12-21.

Onderstaande figuur geeft een overzicht van deze producten en hun verdeling volgens equivalent koolstofgetal.



Figuur 3: Samenstelling benzine en diesel in alifatische en aromatische fracties volgens EC (OVAM 2007)

Diesel wordt geanalyseerd via gaschromatografie (GC) in het bereik van minerale olie (MO) C10-C40. Deze methode laat niet alleen toe dieselconcentraties in grond of grondwater te kwantificeren, maar biedt het voordeel dat de bijhorende grafische voorstelling (het chromatogram) karakterisatie van de verontreiniging toelaat. Een evaluatie op basis van het chromatogram kan ook aantonen of de dieselverontreiniging al dan niet onderhevig is aan biodegradatie. En op basis van deze evaluatie is een kwalitatieve uitspraak over de ouderdom van de dieselverontreiniging dan mogelijk. De analyse op 'MO GC' in combinatie met het chromatogram is dus een goede parameter voor de evaluatie van een dieselverontreiniging.

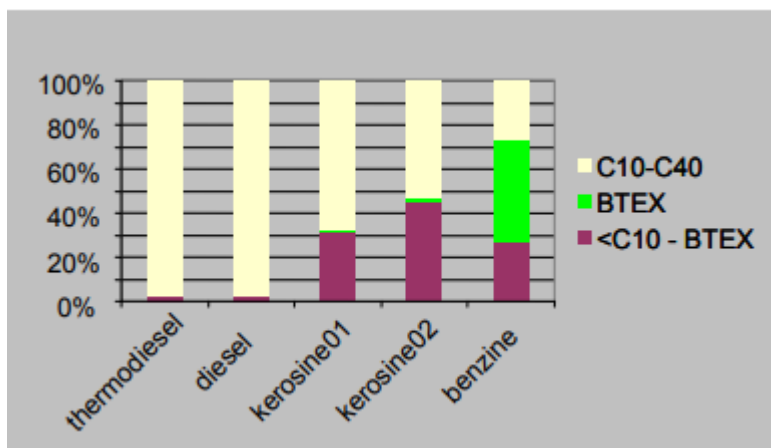
3.2.2 Benzine

Benzine bestaat voornamelijk uit koolwaterstofketens van 5 tot 16 koolstofatomen. Benzine bestaat voor het grootste deel uit aromatische groepen EC7-8, EC8-10 en EC10-12 (zie Figuur 3).

De samenstelling van benzine is onderhevig aan economische factoren en is in de loop van de tijd veranderd als gevolg van milieukundige redenen.

Benzine, en in mindere mate ook diesel, bevatten diverse aromatische koolwaterstoffen. Een courante selectie hiervan zijn benzeen, tolueen, ethylbenzeen en xyleen (BTEX) (zie Figuur 4). De analyse op BTEX wordt in de literatuur beschouwd als gidsstof voor de analyse op benzine omdat:

- er ruime ervaring is met deze individuele componenten;
- dit de grootste fractie aan individuele componenten (circa 40%) vormt;
- er betrouwbare analysemethoden voor bestaan;
- hier gedetailleerde risico informatie over beschikbaar is.



Figuur 4: Overzicht van verschillende producten in relatie koolstofgetal en BTEX-gehalte (OVAM 2007)

3.2.3 Additieven

Diesel en benzine bevatten talloze additieven ter verbetering van de technische eigenschappen van deze brandstoffen:

- antiklopmiddelen,
- antioxidantia,
- antivriesmiddelen,
- kleurstoffen,
- ...

De additiefkeuze en de concentratie aan additieven variëren naargelang de oliemaatschappij. Het is onmogelijk een uitputtende lijst van additieven hier te vermelden. Sinds eind jaren '80 wordt het additief methyl-t-butylether (MTBE) toegevoegd aan benzine om het octaangehalte te verbeteren. Dit als vervanging van vroegere additieven op basis van lood. MTBE is een zeer goed oplosbare verbinding, zodat de aanwezigheid hiervan in grondwater als bijkomend bewijs kan aanzien worden voor de aanwezigheid van een benzineverontreiniging.

3.3 Overige verdachte stoffen (tankstationvreemd)

In principe kan op een tankstation elke mogelijke verontreiniging ontstaan zijn, maar in de praktijk komen, buiten benzine- en diesilverontreinigingen, voornamelijk de volgende soorten verontreinigingen voor:

- Afvalolie,
- verontreinigde aanvulgrond,
- kerosine, petroleum, white spirit,
- huisbrandolie,
- tweetaktolie.

3.3.1 Afvalolie

Ten gevolge van garageactiviteiten op een tankstation, is het mogelijk dat er gemorst is met motorolie. Motorolie bestaat uit viskeuze koolwaterstofmengsels die zich in de koolstofrange C22-C38 bevinden. Tegenwoordig kan motorolie voorkomen in drie kwaliteiten: gewone motorolie, semisynthetische en synthetische motorolie. Op basis van een chromatogram zijn deze oliesoorten van elkaar, én van diesel/benzine te onderscheiden. De analytische parameter 'minerale olie GC', en vooral het bijhorende chromatogram, is daarvoor zeer geschikt.

Afgewerkte motorolie kan bovendien BTEX, MTBE, zware metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en andere organische oplosmiddelen bevatten. Deze parameters moeten dan ook gecontroleerd worden.

3.3.2 Verontreinigde aanvulgrond

Bij het (ver)bouwen van een tankstation in het verleden, is het mogelijk dat er verontreinigde grond is aangevoerd. Bijvoorbeeld ter hoogte van de ondergrondse tanks en de piste. Met andere woorden, een algemene screening naar zware metalen en PAK's dringt zich op als er een vermoeden bestaat dat er aanvulgrond van onbekende herkomst is gebruikt.

Als het tankstation gebouwd is op een eerder verontreinigd terrein, dan moet in het afperkend bodemonderzoek (ABO) deze eerdere verontreiniging te onderscheiden zijn van de verontreiniging die gerelateerd is aan de bouw of de exploitatie van het tankstation. Op basis van boorbeschrijvingen en van gepaste chemische analyses is in vele gevallen dit onderscheid te maken.

3.3.3 Kerosine, petroleum en white spirit

Het is niet uitgesloten dat in de bodem van een tankstation lichte koolwaterstoffracties worden aangetroffen, die toch geen benzine zijn. Door middel van analyses op minerale olie, minerale olie vluchtig en vooral door middel van het bijhorende chromatogram, is het mogelijk een onderscheid te maken tussen benzine en de overige lichte koolwaterstoffracties (bvb. kerosine, petroleum, white spirit, ...).

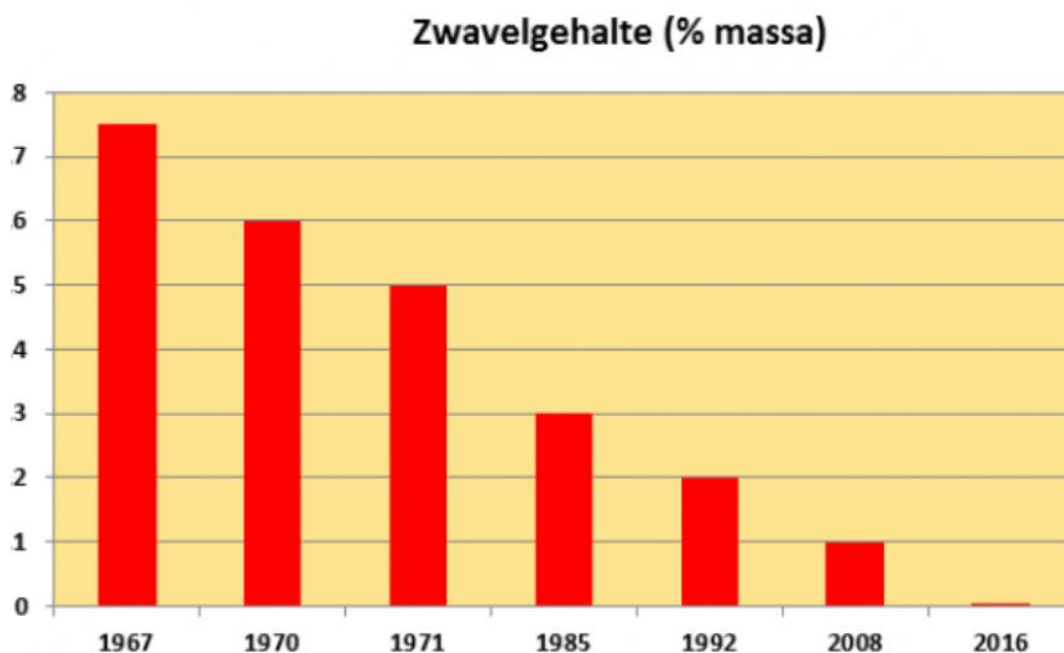
3.3.4 Stookolie

Op het tankstation en de omgevingspercelen zijn vaak huisbrandolietanks aanwezig. Het is dus niet uitgesloten dat in de bodem een verontreiniging met huisbrandolie wordt aangetroffen. Stookolie is terug te vinden op basis van een analyse minerale olie GC in de

grond en het grondwater. Als deze wordt aangetroffen ter hoogte van een huisbrandolietank, is het evident dat deze hieraan gerelateerd wordt. Om stookolie in bovengrondse tanks tegen bevriezing te beschermen, wordt soms lamppetroleum toegevoegd. Vluchtige componenten, die ook aanwezig zijn in benzine, kunnen in dit geval worden aangetroffen in de stookolieverontreiniging.

In sommige gevallen is het onderscheid met een diesilverontreiniging, op basis van de bron, niet eenduidig te bepalen. In deze gevallen kan getracht worden om een onderscheid te maken op bijvoorbeeld kleur (rode kleur) of specifieke analyses op aanwezigheid van “solvent yellow 124”, zwavelgehalte en densiteit (dichtheid van stookolie bij 15 °C tussen 830 en 870 kg/m³). Gespecialiseerde laboratoria kunnen op basis van deze analyses een uitspraak doen over de aard van het product. Hiertoe is evenwel een puur productstaal vereist.

Onderstaande figuur geeft een overzicht weer van de maximale zwavelgehalten (ppm) in stookolie in de loop van de tijd.



Figuur 5: maximale zwavelgehalten in stookolie in de loop van de tijd

Analyses op aanwezigheid van furfural hebben in het verleden zelden duidelijk uitsluitsel kunnen brengen. Deze toeslagstof werd in beperkte hoeveelheid toegevoegd en is sterk onderhevig aan biologische afbraak in de bodem. De afwezigheid van furfural is dus geen uitsluitingsgrond voor de karakterisatie van stookolie. De aanwezigheid ervan, is wel een zekerheid.

3.3.5 Tweetaktolie

Op het tankstation, kan een verdeling hebben plaatsgevonden van tweetaktolie. Deze olie is een mengsel van benzine en motorolie, die aan een aparte verdeelinstallatie voor tweetaktmotoren verkocht werd. De verbruikte hoeveelheden zijn beperkt en ook de kans op bodemverontreiniging.

Tweetaktmotoren worden niet weerhouden binnen de bepalingen van het Samenwerkingsakkoord en dergelijke verontreinigingen zijn als tankstationvreemd te beschouwen.

3.3.6 Speciale situaties

Als er nog andere mogelijke verontreinigingsbronnen aanwezig zijn, of bij betwistingen, kan natuurlijk overwogen worden om bijkomende parameters te analyseren. Dit moet door de bodemsaneringsdeskundige (EBSD) nader gemotiveerd worden.

Bijvoorbeeld: in stedelijk gebied worden vaak vluchtige organische chloorkoolwaterstoffen (VOCL's) aangetroffen in het grondwater. De oorsprong van deze bron is niet altijd eenvoudig te achterhalen, maar in regel bevindt deze zich buiten het bronperceel van een tankstation. Deze VOCL-parameters kunnen interfereren op diverse vlakken tijdens het saneringstraject. We denken aan interferenties met de analyseresultaten, verspreiding, belading luchtzijdig actief kool (LAK) tijdens de bodemsaneringswerken (BSW), enz. In die optiek kan het zinvol zijn deze parameters mee te analyseren.

3.4 Gidsparameters voor benzine en diesel

Deze verontreinigingen kunnen al dan niet gemengd met elkaar, voorkomen op een tankstation. Ze zijn onderhevig aan biodegradatie en verdunningseffecten. De samenstelling kan dus wijzigen op een sterk heterogene wijze binnen de vlek. Omdat de tankstations al geruime tijd gesloten zijn, dateert de verontreiniging van voor maart 2006, en hebben deze effecten zich in geruime mate al voltrokken en is er vaak sprake van een stabiele situatie.

Om tot een praktisch werkbare situatie te komen in het onderscheiden van de verschillende soorten verontreinigingen en de vlekken verticaal en horizontaal te kunnen afperken, worden gidsparameters gedefinieerd.

Hoewel deze parameters niet de voltallige verontreiniging omvatten, heeft de ervaring van de afgelopen jaren aangetoond dat het mogelijk is om de problematiek van bodemverontreiniging op een tankstation te onderzoeken en te saneren aan de hand van deze gidsparameters.

In het kader van routineonderzoeken volstaan dus analyses op de volgende gidsparameters (zie ook de overzichtstabel in volgend hoofdstuk 3.4):

- MO GC: in de grond en in het grondwater;
- BTEX: in de grond en in het grondwater voor zowel een diesel- als een benzinevlek;
- MTBE: in het grondwater voor een recentere benzinevlek (vanaf jaren '80) en/of als de aanwezigheid hiervan in het OBO werd aangetoond.

In bepaalde gevallen zijn analyses op overige brandstofadditieven aangewezen of kan het zinvol zijn, in functie van het bepalen van de risico's, bijkomende analyses uit te voeren (zie hoofdstuk 5).

Als op basis van het chromatogram duidelijk is dat de verontreinigingsvlek gerelateerd kan worden aan de tankstationeigen verontreiniging, dus diesel en benzine, volstaat een analyse van bovenvermelde gidsparameters.

Naast BTEX en MTBE, wordt de parameter GC-vluchtig en het chromatogram gebruikt om onderscheid te maken tussen benzine en andere vluchtige producten. In sommige gevallen, bijvoorbeeld op tankstations gelegen op of nabij een brandstofdepot, is het mogelijk dat er ook verontreiniging met petroleum, kerosine of andere vluchtige koolwaterstoffen voorkomen.

Naftaleen kan aanwezig zijn zowel in benzine als in diesel. Als de aanwezigheid werd aangetoond in het OBO, wordt deze mee opgenomen als gidsparameter. Als naftaleen wordt aangetroffen, samen met andere PAK's, is deze (deels) toe te schrijven aan een tankstationvreemde verontreiniging (bvb. verontreinigde aanvulgrond).

De parameter TBA (Tert-butyl alcohol) wordt voldoende meegenomen door de MTBE-metingen, die als gidsparameter fungeren.

3.5 Overzicht te analyseren verdachte stoffen op een tankstation

Op basis van de voorgaande hoofdstukken kunnen dus onderstaande verdachte stoffen weerhouden worden als te analyseren parameters.

Tabel 1: Overzicht te analyseren verdachte stoffen op een tankstation

Te analyseren parameters	Minerale olie	BTEX	N	MTBE	zware metalen	PAK componenten	Minerale olie vluchtig
Tankstation eigen grond							
Benzine	x	x	(x)	(x)			(x) WAL
Diesel	x	x	(x)				(x) WAL
Tankstation vreemd grond							
Huisbrandolie	x	x	(x)				(x) WAL
Afvalolie	x	x			(x)	(x)	(x) WAL
Verontreinigde aanvulgrond	x	x			(x)	(x)	(x) WAL
Kerosine	x						x
Petroleum	x						x
White spirit		(x)	(x)				x
Tankstation eigen grondwater							
Benzine	x	x	(x)	(x)			(x) WAL
Diesel	x	x	(x)				(x) WAL
Tankstation vreemd grondwater							
Huisbrandolie	x	(x)	(x)		(x)		(x) WAL
Afvalolie	(x)	(x)				(x)	(x) WAL
Verontreinigde aanvulgrond	(x)	(x)					(x) WAL
Kerosine	x						x
Petroleum	x						x
White spirit		(x)	(x)				x

x te analyseren parameters

(x) de EBSD moet de relevantie van deze parameters nagaan

WAL fracties verplicht voor Wallonië

Voor het uitvoeren van risico-evaluaties, kan het nuttig zijn om analyses uit te voeren waarbij de aromatische en alifatische fracties van MO worden opgesplitst per EC. We verwijzen hiervoor naar hoofdstuk 5.

3.6 Analysemethoden

3.6.1 Wettelijke bepalingen per gewest

Voor de te analyseren bodemonderzoekparameters, zoals in hoofdstuk 3.5 besproken, zijn in Wallonië, Vlaanderen en Brussel specifieke voorschriften van kracht. Hieronder zijn de wettelijke bepalingen per gewest samengevat.

3.6.1.1 Wallonië

De analyses in het kader van de “Décret sols” worden uitgevoerd volgens de methodes die in “Le Compendium Wallon des Méthodes d'Échantillonnage et d'Analyse (CWEA)” zijn uitgewerkt door “L’Institut Scientifique de Service Public (ISSeP)” voor “Le Comité de Direction de la DGO3”.

<http://www.issep.be/cwea-table-des-matieres-2/>

3.6.1.2 Vlaanderen

De analyses in het kader van het “Bodemdecreet” en het “Vlaams Reglement rond BOdemsanering en BOdembescherming” (Vlarebo) worden uitgevoerd volgens de methodes die in het “Compendium voor Monsterneming en Analyse” (CMA) zijn uitgewerkt door de “Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek” (VITO) voor de “Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij” (OVAM).

<https://emis.vito.be/nl/referentielabo-ovam>

3.6.1.3 Brussel

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest zijn de genormeerde stoffen overgenomen uit het Vlarebo, bijlage IV en bijlage II. Voor deze stoffen moet gebruik gemaakt worden van het CMA. Enkel voor de parameters MO (>C5-C8) en MO (>C8-C10) worden de methodes van het CWEA toegepast.

https://leefmilieu.brussels/sites/default/files/4_cvgp_analyse_nl_2018.pdf

4 AFPERKEND BODEMONDERZOEK (ABO)

4.1 Inleiding

Het afperkend bodemonderzoek heeft een afwijkende nomenclatuur in elk gewest, namelijk: Etude de Caractérisation (Wallonië), Beschrijvend Bodemonderzoek (Vlaanderen) en Nader Onderzoek/Etude Détaillée (Brussel). Omwille van het gewestoverstijgende karakter van BOFAS, zal in voorliggend document de gemeenschappelijke term "Afperkend BodemOnderzoek" (ABO) gebruikt worden.

Op technisch vlak zijn er inhoudelijk nauwelijks verschillen. Een ABO moet toelaten:

- de verontreinigingssituatie in de grond en in het grondwater af te perken, in horizontale en verticale zin;
- de bron en de aard van de verontreiniging vast te leggen;
- een volumeraming te maken van de grond- en grondwaterverontreiniging;
- een uitspraak te doen over de noodzaak tot sanering;
- een uitspraak te doen over de noodzaak tot het nemen van voorzorgsmaatregelen in afwachting van de BSW;
- een bodemsaneringsproject (BSP) uit te werken (indien vereist).

De noodzaak tot sanering wordt in Wallonië en Vlaanderen bepaald aan de hand van een risicoanalyse. Deze wordt besproken in hoofdstuk 5.

In Brussel wordt de saneringsnoodzaak bepaald door een overschrijding van de interventiewaarden.

De site waarop een ABO plaatsvindt, is niet afgebakend door de administratieve grenzen van de kadastrale percelen van het tankstation, maar wel voornamelijk door 'technische grenzen'.

Tijdens de uitvoering van het ABO kan beslist worden door BOFAS om niet alle verontreinigingskernen te onderzoeken. Het zijn dan kernen die veroorzaakt werden door andere activiteiten dan deze gerelateerd aan de uitbating van een tankstation. Indien nodig betreft het een "partieel ABO" waarbij enkel de tankstationeigen verontreiniging wordt opgenomen. De terminologie en vormvereisten van het partieel ABO zijn per gewest bepaald.

Voor BOFAS bestaat het ABO uit volgende delen:

- Het Voorstel voor Afperkend BodemOnderzoek (VABO),
- De gefaseerde uitvoering van het veldwerk,
- De rapportage.

4.2 Voorstel voor afperkend bodemonderzoek (VABO)

Het VABO bestaat uit de volgende fases:

- Een desktopstudie;
- Het plaatsbezoek met checklist;
- Het afwerken van het VABO in navolging van het plaatsbezoek.

Het VABO wordt opgemaakt volgens de procedure: T1010_Handleiding opmaak voorstel afperkend bodemonderzoek (VABO) en T1015_Voorbereidende nota VABO.

4.2.1 Voorbereiding van het plaatsbezoek

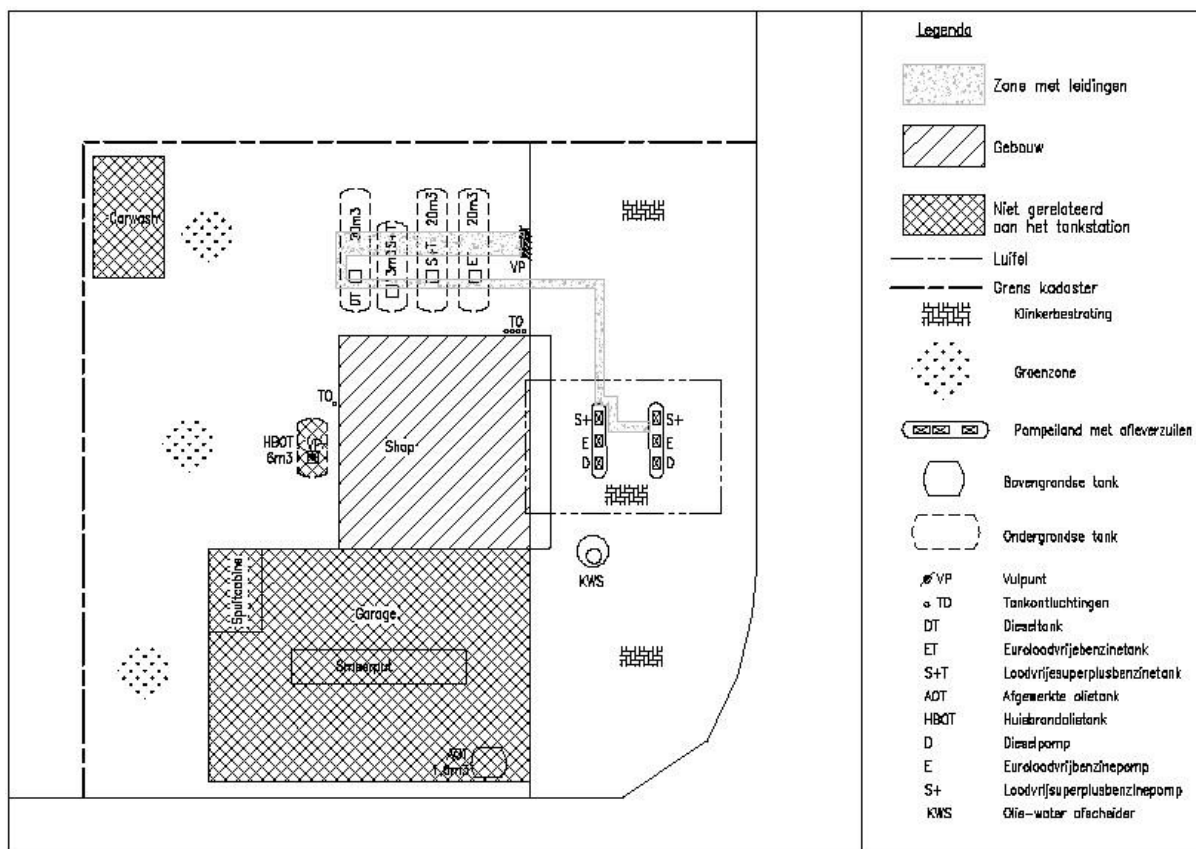
BOFAS stelt de onderzoeken, die ze in haar bezit heeft, ter beschikking van de EBSD. De EBSD vraagt de ligging van de nutsleidingen op in functie van het geplande veldwerk. Op basis van de beschikbare gegevens wordt in eerste instantie een desktopstudie uitgevoerd.

De EBSD interpreteert, evalueert en verwerkt de gegevens uit voorgaande onderzoeken en bundelt deze in een draftversie VABO, dat ter beschikking wordt gesteld van BOFAS voor het plaatsbezoek.

Op een voormalig tankstation kunnen de volgende potentiële verontreinigingsbronnen voorkomen:

1. Pompeilanden,
2. Opslagtanks,
3. Vulpunten,
4. Tankontluchtingen,
5. Koolwaterstofafscheider,
6. Ondergrondse productleidingen.

Veel voorkomende oorzaken zijn stelselmatige morsverliezen, calamiteiten of verontreiniging ingevolge onvoldoende onderhoud of slijtage van de infrastructuur.



Figuur 6: Potentiële verontreinigingsbronnen op een tankstation

Bovenstaande risicolocaties moeten eenduidig worden weergegeven op de figuren en de legende van het ABO. Het traject van de productleidingen hoeft niet aangeduid te worden, gezien deze meestal niet exact gekend zijn. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen de oude installaties (bvb. voormalige opgeschuimde tanks, of ligging voormalig pompeneiland, ...) en de aanwezige installaties.

Tijdens het VABO moeten deze risicolocaties dan ook afdoende onderzocht worden:

- op plaatsen waar in eerdere onderzoeken al verontreiniging werd aangetoond in de grond en in het grondwater;
- op plaatsen waar gegevens over de verontreinigingssituatie ontbreken;
- op hiaten uit vorige onderzoeken.

4.2.2 Plaatsbezoek

De EBSD voert in aanwezigheid van BOFAS een terreinbezoek uit. Het doel van dit plaatsbezoek is om:

- Kennis te nemen van het onderzoeksterrein en de relevante buurtpercelen: ligging risicolocaties, dimensies van de site, praktische obstakels,;
- Kennis te nemen van de verschillende betrokken partijen aanwezig op de site;
- De haalbaarheid van het boorplan te verifiëren en daar waar nodig bij te sturen;
- het veldwerk op de meest efficiënte wijze te organiseren.

Om de gegevens van het plaatsbezoek op systematische wijze te verwerken, werd een checklist opgemaakt: T1210_FOR_Checklist terreinbezoek ikv ABO.

Het definitieve VABO wordt opgemaakt door de EBSD en voor de uitvoering ervan aan BOFAS voorgelegd ter evaluatie.

4.2.3 Het boorplan: bemonsteringsstrategieën voor het ABO

4.2.3.1 Inleiding

De gewesten hebben specifieke richtlijnen uitgewerkt over de te volgen bemonsteringsstrategieën. Deze richtlijnen worden maximaal gerespecteerd bij het uitwerken van het boorplan. Ze zijn uitgewerkt om een afperking te realiseren van de bodemverontreiniging. BOFAS wenst in dit stadium ook maximaal de noodzakelijke gegevens te verzamelen om een gefundeerd BSP op te stellen.

Gelet op het specifieke karakter van de BOFAS-dossiers, volgende aandachtspunten:

- Een diesilverontreiniging wordt aangetroffen in de grond.

Het grondwater dat in contact staat met deze verontreiniging is doorgaans ook verontreinigd. Het merendeel van de dieselcomponenten is weinig oplosbaar. De verontreiniging in het opgepompte staalnamewater komt dan ook eerder voor als een emulsie, die na verloop van tijd kan gaan coaguleren.

Peilbuizen buiten de zone met verontreinigde grond, zijn zelden verontreinigd met opgeloste stoffen. Een effectieve dieselpluim buiten de grondverontreiniging is dus hoogst uitzonderlijk.

Als de concentraties in de grond voldoende hoog zijn, kan een drijf laag gevormd worden. Deze is in regel erg lokaal en in uitzonderlijk gevallen gaat het over een effectieve drijf laag. Op basis van snijdende peilbuizen kan een vermoedelijke drijf laag aangetoond worden.

De ervaring bij uitgevoerde ontgravingen heeft aangetoond dat puur product in een snijdende filter niet automatisch betekent dat er ook puur product wordt vastgesteld in het ontgravingsvak en/of dat dit kan afgepompt worden. Drijfslagen zijn dus eerder uitzonderlijk en worden tijdens de uitvoering van de BSW enkel vastgesteld als er in verschillende snijdende filters aanzienlijke hoeveelheden (enkele decimeters) puur product wordt vastgesteld.

- Een benzineverontreiniging wordt in hoofdzaak aangetroffen in de grond.

Een aanzienlijk deel van benzinecomponenten is oplosbaar waardoor het grondwater dat in contact staat met deze verontreiniging ook verontreinigd is (als opgeloste fracties). Peilbuizen, buiten de zone met verontreinigde grond, kunnen dus ook verontreinigd zijn. Dit is dan de pluim van de verontreiniging en ze bestaat voornamelijk uit benzeen en MTBE. Tolueen-, ethylbenzeen- en xyleen-pluimen zijn veel beperkter in omvang.

Het voorkomen van een effectieve benzinedrijfslag is ook uitzonderlijk.

4.2.3.2 Algemene richtlijnen voor het boorplan

Het boorplan wordt opgemaakt volgens procedure T1310_PRO_Opmaak_basisfiguren.

De sluitingsdossiers worden gekenmerkt door:

- De beperkte omvang van het bronterrein;
- De ligging in woongebied met omringende woningen;
- De in hoofdzaak oude verontreiniging, ontstaan voor maart 2006.

Bij de opmaak van het boorplan, zijn volgende vuistregels en aandachtspunten belangrijk:

- De grondverontreiniging wordt horizontaal afgeperkt aan de hand van minimaal 3 boringen op circa 5 meter van een verontreinigde boring.
- Bij een grondwaterverontreiniging wordt deze horizontaal afgeperkt aan de hand van minimaal 3 peilbuizen op circa 10 meter van een verontreinigde peilbuis.
- Bij de verticale afperking van de grondverontreiniging moet aandacht besteedt worden aan de grondverontreiniging, die zich ook onder het grondwaterniveau bevindt. In functie van het ontgravingsplan en het bepalen van stabiliteits- en bemalingskarakteristieken, is het essentieel om hiervan een correct beeld te krijgen en om op voorhand een correcte inschatting te doen van de ontgravingsdiepte, want dit zijn vaak belangrijke kostenbepalende indicatoren. Men moet vermijden om tijdens de BSW nog belangrijke bijsturingen te moeten doen naar ontgravingsdiepte.

Het is dus aangewezen om voldoende 'tussenliggende' grondstalen (in regel minimum 3) te nemen om een correcte keuze van de saneringstechniek te kunnen maken. We verwijzen hiertoe naar hoofdstuk 6.5 over de haalbaarheid van de saneringstechnieken. Een staalname van grond onder grondwaterniveau is niet altijd evident. Meestal komt

grondverontreiniging voor tot ongeveer 2 meter onder laagste grondwaterstand. Bij de opmaak van het boorplan, worden de boorpunten aangepast in functie van de karakteristieken van de site. Zo moet bij het bepalen van de boorlocaties voldoende rekening gehouden worden met volgende aandachtspunten/randvoorwaarden die aan bod kunnen komen in het BSP:

- Inschatting van de restverontreiniging onder gebouwen of andere constructies na ontgraving (bv. noodzaak uitvoeren in situ-maatregelen);
 - Inschatting van de mogelijkheid tot volledige ontgraving onder vrij talud;
 - Inschatting van de noodzaak tot omlegging of onderbreking van nutsleidingen;
 - Inschatting van de noodzaak tot interventie bij burens of ter hoogte van belangrijke toegangen tot het gebouw.
- Als de verontreiniging gekarakteriseerd wordt als benzine, worden steekbusmonsters (of gelijkwaardig) genomen in de essentiële trajecten. (verticale afperking, inschatting restverontreiniging na ontgraving, ...).
 - Bij doorboring van een aanwezige drijf laag wordt enkele dagen vooraf een verloren casing geplaatst in het traject waar de hoogste grondconcentraties worden verwacht (de smearzone).
 - Ook als de bovenste laag niet verontreinigd werd door tankstationactiviteiten, kan bemonstering noodzakelijk zijn om de mogelijkheid tot herbruik van deze grond tijdens de sanering maximaal te garanderen. Ook voor de risicoanalyse kunnen deze gegevens relevant zijn.
 - Korrelgroottebepaling van de relevante grondlagen wordt uitgevoerd in functie van:
 - Grondreiniging in het verticale traject van de verontreiniging;
 - Risicoanalyse en haalbaarheid in situ-technieken;
 - Inschatting van het bemalingsdebiet in de watervoerende grondlaag onder de verontreiniging.
 - Verticale afperking van de grondwaterverontreiniging wordt bij voorkeur stroomafwaarts buiten de kern van de verontreiniging uitgevoerd. BOFAS stelde in het verleden vast dat de verticale dimensie werd overschat, door crosscontaminatie met de bovenliggende verontreinigde lagen. Tenzij er bovenliggende stoorlagen worden aangetroffen, wordt een analyse op het grondwaterzuiveringspakket (GWZI) uitgevoerd op de diepe peilbuis.
 - Als bodemluchtmetingen uitsluitsel moeten geven over de aanwezige humane risico's en dus voor al dan niet uitvoering van de BSW, kunnen de bodemluchtfilters worden geplaatst en een eerste keer bemonsterd in fase van ABO.

4.3 De gefaseerde veldwerkzaamheden

4.3.1 Voorbereiding

Het veldwerk zoals omschreven in het VABO, wordt uitgevoerd na goedkeuring door BOFAS.

De EBSD maakt de nodige afspraken met de verschillende belanghebbenden (onderaannemers, eigenaars, gebruikers, ...), om het veldwerk in een zo kort mogelijke tijdsperiode uit te voeren.

Voor de start van de veldwerkzaamheden wordt een werkvergunning opgemaakt in overeenstemming met procedure T1020_Toelichtingsnota_werkvergunning_bodemonderzoek.

BOFAS wordt vooraf op de hoogte gebracht van de effectieve datum van het veldwerk, zodat ze een audit kan (laten) uitvoeren.

4.3.2 Het veldwerk

Het veldwerk wordt uitgevoerd in overeenstemming met de gewestelijke bepalingen:

- Wallonië: Le Code Wallon de Bonnes Pratiques (CWBP): forages, et Le Compendium Wallon des Méthodes d'Échantillonnage et d'Analyse (CWEA): échantillonnage et analyses;
- Vlaanderen: Het Compendium voor Monsternamen en Analyse (CMA);
- Brussel: Code van Goede Praktijk (CGP): boringen, staalneming en analyses.

Bij aanvang van het veldwerk wordt in aanwezigheid van de projectleider van het studiebureau het boorplan uitgezet.

Omwillen van de kwaliteitsopvolging heeft BOFAS een checklist opgesteld met specifieke aandachtspunten en minimum kwaliteitseisen waar het veldwerk aan moet voldoen. zie hiervoor T9250_FOR_audit veldwerk checklist.

De selectie van de stalen voor analyse gebeurt door de EBSD in overeenstemming met het VABO, aangepast aan de vaststellingen tijdens het veldwerk.

Bij plaatsing en/of schoonpompen van een peilbuis kan een inschatting gemaakt worden van de toestroming van de peilbuis. Afhankelijk van deze toestroming, is de manier van bemonstering en van voorpompen afwijkend van de standaard. Dit is omschreven in de gewestelijke procedures. (24 uur staalname, "piezo mal alimenté", ...). De EBSD organiseert het veldwerk zo dat de staalname een bemonstering van vers grondwater is en dat het stagnerende water in de peilbuis en in het filtergrind voldoende is ververscht. In sommige gevallen zal voldoende voorpompen niet mogelijk zijn en moet dit ook zo worden

weergegeven in het document T1230_standaardtabellen VL (of voor Wallonië T1231_standaardtabellen Wa).

4.3.3 De resultaten van het veldwerk

Na ontvangst van de analyseresultaten door de EBSD, wordt BOFAS op de hoogte gebracht van de resultaten van het (gefaseerde) veldwerk. De resultaten worden kort besproken en gecommuniceerd door aanlevering van volgende bijgewerkte documenten:

- T1015_Voorbereidende nota VABO,
- indien noodzakelijk vergezeld van een nieuw voorstel tot bijkomend veldwerk.

Na goedkeuring van dit nieuwe voorstel, wordt het veldwerk uitgevoerd. De fases worden herhaald tot voldaan is aan de gewestelijke bepalingen met betrekking tot de afperking van de verontreiniging en de relevante informatie voor het BSP verzameld is.

Als uit het onderzoek blijkt dat meer dan 3 fases zullen nodig zijn om de verontreiniging in kaart te brengen, is er sprake van een niet-standaard situatie en wordt de staalnamestrategie bijgewerkt. Dit om snel een indicatie te krijgen van de grootteorde van de pluim, door zowel een combinatie van afperking en inperking toe te passen binnen één fase. Inperking betekent het specifiek veldwerk binnen de verontreinigingscontour, dat belangrijk is naar de administratieve en technische uitwerking van het ABO en de uitwerking van het BSP. Hiermee kan het aantal fases beperkt worden en is er waarschijnlijk een snellere doorlooptijd van het ABO.

Zodra de EBSD van mening is dat het ABO kan afgerond worden, wordt dit aangegeven in de conclusie van het gefaseerde veldwerk. Na goedkeuring door BOFAS, wordt gestart met de rapportage van het ABO.

4.4 Inhoud en rapportering

De inhoud en de rapportering moeten voldoen aan de vereisten gesteld door de verschillende gewesten.

- Wallonië: Code Wallon de Bonnes Pratiques Guide de Référence pour l'Etude de Caractérisation (GREC).
- Vlaanderen: De standaardprocedure voor Beschrijvend bodemonderzoek.
- Brussel: zie Bijlage 1

Volgende elementen zijn afwijkend of worden specifiek uitgewerkt:

- De opmaak van standaardtabellen en figuren in overeenstemming met de documenten: T1230_standaardtabellen (of voor Wallonië T1231 en Brussel _ T1232) en T1310_PRO_Opmaak_basisfiguren.
- De permeabiliteit wordt bepaald zoals omschreven in Bijlage 2.

- De vastgestelde verontreinigingskernen worden gedefinieerd volgens producttype zoals omschreven in het hoofdstuk 3.
- Op de figuren wordt het onderscheid gemaakt tussen de contouren per type verontreiniging en per bron (benzine, diesel, tankstationvreemd):
 - BTEX in grond en grondwater;
 - MTBE in grondwater;
 - MO in grond en grondwater;
 - Andere parameters: in grond en grondwater.
- Als een risicoanalyse noodzakelijk is, wordt deze uitgevoerd zoals omschreven in het hoofdstuk 5.
- BOFAS wenst in een zo kort mogelijke tijdspanne de dossiers maximaal af te werken. Dus wordt in afwijking tot de gewestelijke bepalingen, voor de sluitingsdossiers geen saneringsurgentie bepaald. De dossiers worden opgestart volgens hun prioriteitsindex (PIP, zie hoofdstuk 1.4) zoals goedgekeurd door het IBC. Het BSP zal opgestart worden na de goedkeuringen van het ABO. De EBSD gaat na of er een noodzaak bestaat tot het nemen van voorzorgsmaatregelen in afwachting van de bodemsaneringswerken. Als er onmiddellijke maatregelen van toepassing zijn door een acuut gevaar of risico, worden deze uiteraard geïdentificeerd en toegepast.

Het rapport wordt pas ingediend, in overeenstemming met de gewestelijke bepalingen, na kwaliteitscontrole en goedkeuring door BOFAS. Na indiening wordt het (digitaal) ontvangstbewijs aan BOFAS bezorgd.

5 RISICOANALYSE (RA)

5.1 Inleiding

Rekening houdend met de wetgevingen die van toepassing zijn per gewest en de diverse codes van goede praktijk, kan de RA zowel tijdens het ABO als bij de daaropvolgende fases waaronder: BSP, BSW, monitoringsfase en eindrapportage (ER) aan bod komen. De precieze invulling van de RA verschilt naargelang de fase waarin het zal worden toegepast als in functie van het gewestelijk kader.

Het toepassingsgebied van de RA in het kader van bodemonderzoeken in opdracht van BOFAS en in relatie met de gewestelijke wetgeving is samengevat in onderstaande tabel.

T0020_Richtlijn

Richtlijn BOFAS 3



Tabel 2: Toepassingsgebied risicoanalyse

wetgevend kader		saneringsnoodzaak	urgentie/ prioriteit*	sanerings doelstellingen	bijkomende maatregelen (veiligheid-, beheers-, gebruiksbeperkingen, ...)
I. Wallonië					
I.1 Décret sols	I.2.1historische verontreiniging & gemengd overwegend historische verontreiniging	risicogebaseerd	risicogebaseerd	risicogebaseerd	risicogebaseerd
	I.2.2nieuwe verontreiniging & gemengd overwegend nieuwe verontreiniging	normoverschrijding	risicogebaseerd	1° orde: norm 2° orde: risicogebaseerd	risicogebaseerd
I.2 Tankstationbesluit (règlement général du protection du travail, kortweg RGPT)		normoverschrijding	risicogebaseerd	1° orde: norm 2° orde: risicogebaseerd	risicogebaseerd
II. Brussel					
II.1 Tankstationbesluit		normoverschrijding	risicogebaseerd	1° orde: norm 2° orde: risicogebaseerd	risicogebaseerd
II.2 Ordonnantie		nvt voor BOFAS-dossiers			
III. Vlaanderen					
III.1 Bodemdecreet	III.1.2historische verontreiniging & gemengd overwegend historische verontreiniging	risicogebaseerd	risicogebaseerd	risicogebaseerd	risicogebaseerd
	III.1.1nieuwe verontreiniging & gemengd overwegend nieuwe verontreiniging	normoverschrijding	risicogebaseerd	1° orde: norm 2° orde: risicogebaseerd	risicogebaseerd

*Voor BOFAS wordt een afwijkende procedure gevolgd voor de prioriteitsbepaling

5.2 Algemene aanpak voor het bepalen van het risico uitgaande van een verontreiniging

Door het gewestoverstijgende karakter van BOFAS, zal in voorliggend document de gemeenschappelijke term “risicoanalyse” (RA) gebruikt worden.

Een RA moet altijd voldoen aan de vereisten van het gewest waar het zal ingediend worden, tenzij afwijkende bepalingen van kracht zijn voor BOFAS.

Hoewel elk gewest beschikt over zijn eigen standaardprocedure voor het uitvoeren van een RA zijn er gemeenschappelijke aspecten. Zo splitsen zij de evaluatie op in volgende aspecten:

- het risico voor het grondwater,
- het humaan toxicologisch risico,
- het risico op aantasting van het ecosysteem,
- en beleidsmatige criteria.

Naast de problematiek van het risico en de saneringsnoodzaak/saneringsdoelstellingen behandelt elk van de gewesten ook de saneringsurgentie (prioriteit) en de noodzaak van eventuele voorzorgs-, veiligheids- of beheersmaatregelen.

BOFAS heeft een systematiek uitgewerkt, die het mogelijk maakt om snel en éénduidig tot conclusies te komen, waarbij de krijtlijnen voor het uitvoeren van een RA in de 3 gewesten wordt gerespecteerd.

5.2.1 Algemene systematiek

Op basis van de vastgestelde verontreiniging en de gedefinieerde vlekken, wordt in de eerste plaats overgegaan tot de trapsgewijze RA (BOF-TRA).

Als uit de BOF-TRA een noodzaak volgt tot het uitvoeren van een humane RA, wordt in eerste instantie gebruik gemaakt van de opmaak van een Conceptueel Site Model (CSM) en een voorafgaandelijke screening (BOF-SRA). Op basis van de conclusies vastgesteld in de BOF-SRA, kan dan eventueel worden overgegaan tot een S-risk-berekening op maat van het dossier, al dan niet bijgesteld met de resultaten van een bodemluchtmeting.

Samengevat bestaat deze systematiek uit vijf pijlers:

1. De trapsgewijze risicoanalyse (BOF-TRA)
2. Het Conceptueel Site Model (CSM)
3. De voorafgaandelijke screening (BOF-SRA)
4. De uitvoering van bodemluchtmetingen
5. Het gebruik van S-Risk: een berekening wordt uitsluitend uitgevoerd indien hiermee een toevoegde waarde kan bieden.

5.3 De trapsgewijze risicoanalyse (BOF-TRA)

Door BOFAS werd een generische methode ontwikkeld, de zogenaamde trapsgewijze RA (zie schema BOF-TRA in Bijlage 3), die als hoofddoel heeft op een eenvoudige wijze invulling te geven aan het begrip EB en zo:

- de saneringsnoodzaak (saneringscriterium) te bepalen in het ABO.
- de saneringsdoelstelling te omschrijven in het BSP.

Het schema van de BOF-TRA en de wijze waarop het stroomschema moet doorlopen worden in het Vlaamse Gewest is weergegeven in Bijlage 3.

Omdat in het Brussels Gewest gewerkt wordt volgens het tankstationbesluit is het begrip EB hier niet bepalend voor de saneringsnoodzaak. Het risicoaspect is enkel relevant als de saneringsdoelstelling niet kan bereikt worden. Daarom wordt geen BOF-TRA opgesteld voor het Brussels Gewest.

De BOF-TRA wordt enkel toegepast voor een (gemengd overwegend) historische verontreiniging zoals omschreven in het bodemdecreet voor Vlaanderen en in de Décret sols voor Wallonië.

Per dossier zijn er altijd specifieke afwijkingen mogelijk op de aanpak via de vijf pijlers. Voor de toepassing van de BOF-TRA moet een afweging gemaakt worden door de EBSD in samenspraak met BOFAS. Dit om na te gaan of de BOFAS-richtlijn kan toegepast worden of dat een meer sitespecifieke aanpak vereist is. In dit laatste geval wordt teruggevallen op de standaardprocedures die van toepassing zijn in elk van de gewesten.

Als naast de tankstationeigen verontreiniging ook een tankstationvreemde verontreiniging voorkomt, moet ook afgewogen worden of een RA op basis van de BOF-TRA toepasbaar is.

5.3.1 De saneringsnoodzaak

Het bepalen van de saneringsnoodzaak gebeurt bij de BOF-TRA door het trapsgewijs uitvoeren van een toetsing voor grondwater en een toetsing voor grond. Hierbij wordt stelselmatig nagegaan of een (EB) aanwezig is. Van zodra een EB is aangetoond, kan hieraan een saneringsdoelstelling gekoppeld worden die overeenkomt met het verwijderen van de aangetoonde EB.

De toetsing is zo opgebouwd dat er van strenge naar minder strenge saneringsdoelstellingen wordt gewerkt. Door deze getrapte benadering wordt een verdere toetsing overbodig van zodra een saneringsdoelstelling is bepaald. En daarmee zijn dus alle risico's gedekt.

Ook de relatie tussen grond- en grondwaterwaterverontreiniging zit hierin vervat: bij verontreinigingen met koolwaterstoffen is het niet mogelijk om het grondwater te saneren

zonder eerst de grondverontreiniging voldoende gesaneerd te hebben. Als een EB voor het grondwater wordt aangetoond, bestaat er dus ook saneringsnoodzaak voor de grondverontreiniging.

Bij het doorlopen van het beslismodel wordt altijd begonnen met de toetsing van het grondwater. Van zodra een EB voor het grondwater is aangetoond, ligt de overeenkomende saneringsdoelstelling, zowel voor grondwater als voor grond, vast en is geen verdere toetsing nodig. Als er voor een bepaalde toetsing geen EB wordt vastgesteld, wordt de volgende toetsing uitgevoerd. Het beslismodel geeft ook aan vanaf welke toetsing van de grondwaterverontreiniging, er ook een afzonderlijke toetsing van de grondverontreiniging (blootstelling grond) noodzakelijk wordt.

Gelet op de typische BOFAS-sites, dikwijls zeer oude en kleine tankstations met beperkte volumes aan grond- en grondwaterverontreiniging, gelegen langs grote wegen en meestal in (semi)verstedelijkt gebied, is “ecologische blootstelling” zelden relevant. Daarom wordt in deze richtlijn geen standaardmethodiek opgegeven voor het bepalen van mogelijke ecologische risico's. Voor deze uitzonderlijke sites, waarbij een ecologisch risico relevant zou zijn, moet dit projectspecifiek bepaald worden.

5.3.2 De saneringsdoelstellingen

Gezien de aard van de tankstationgerelateerde verontreinigingen zijn de bepalende polluenten voor de saneringsdoelstellingen:

- voor benzineverontreinigingen: BTEX (grond en grondwater) en MTBE (grondwater),
- voor dieselverontreinigingen: MO (grond en grondwater).

Hiernaast wordt een saneringsdoelstelling omschreven voor elke parameter waarvoor er een saneringsnoodzaak bestaat.

Hoofdstuk 3 over de verontreinigende stoffen gaat dieper in op dit aspect.

Voor benzineverontreinigingen wordt in het BSP een saneringsdoelstelling opgenomen voor BTEX en MTBE.

Voor dieselverontreinigingen wordt in het BSP een saneringsdoelstelling gedefinieerd voor de somparameter van MO zoals omschreven in hoofdstuk 6.8. Hierbij wordt nagegaan of de saneringsdoelstelling voor de gidsparameter (C10-C40) ook de risico's wegneemt voor elke individuele fractie rekening houdend met de aard van het product en de projectspecifieke situatie.

De sturing en opvolging van de BSW gebeurt op basis van deze somparameter. De methodiek en de onderbouwing is terug te vinden in Bijlage 5 en in Bijlage 6 met betrekking tot de BOF-SRA en in Bijlage 10 voor wat betreft de handleiding S-Risk. De somparameter is gebaseerd op de toxiciteitsdata van de individuele EC-fracties en op de standaardsamenstelling van diesel.

De saneringsdoelstellingen zijn samengevat weergegeven in het stroomschema van de BOF-TRA (zie Bijlage 3). Ofwel is de saneringsdoelstelling normgericht (80% valeur seuil (VS), , bodemsaneringsnorm (BSN), RW, ...) ofwel steunt zij op een invulling van het begrip EB. In de toelichting bij de stroomschema's wordt verduidelijkt hoe de saneringsdoelstellingen moeten uitgewerkt worden.

Als de saneringsdoelstelling bepaald wordt door een humane RA, wordt rekening gehouden met het actueel+ gebruik zoals verduidelijkt in hoofdstuk 5.4.1 van deze richtlijn.

Voor zover aanvaard binnen de gewestelijke regelgeving, is het mogelijk om per zone/per vlek en per medium (grond, grondwater) verschillende saneringsdoelstellingen te definiëren. In het BSP moet met het geheel van de RA en de onderlinge interacties rekening gehouden worden.

5.4 Het Conceptueel Site Model (CSM)

5.4.1 Algemene omschrijving van de te evalueren toestand

De sluitingsdossiers bevinden zich in een situatie dat, na uitvoering van de bodemsanering, het actueel gebruik kan veranderen. Vaak vindt na sanering een overdracht of een herontwikkeling van de site plaats.

Omdat we niet weten wat er in levensloop van een dossier zal gebeuren, moet op het ogenblik van de eerste RA in het ABO een bepaalde situatie worden aangenomen.

BOFAS streeft ernaar om na de uitvoering van de BSW, het toekomstig gebruik van de site minimaal te hypothekeren met gebruiksbepkeringen en -adviezen. Dit voor zover deze doelstelling kan gerealiseerd worden na het uitvoeren van een BATNEEC (Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs)-sanering in overeenstemming met het bestemmingstype van de site. Meer informatie over het BATNEEC-principe is te vinden in hoofdstuk 6.2.

Voor het bepalen van de EB wordt rekening gehouden met de strengste voorwaarden van:

- de actuele situatie;
- de realistisch te verwachten potentiële situatie: alle mogelijke gebruiken van de site die op middellange termijn (<5 jaar) realistisch zouden kunnen voorkomen. Om verwarring met de bestaande terminologie te vermijden, spreken we in dit geval over het actueel+ gebruik.

In sommige gevallen kunnen blootstellingsroutes uitgesloten worden, mits argumentatie. Voorbeelden van blootstellingsroutes, die in bepaalde gevallen kunnen uitgesloten worden, zijn:

- de grondverontreiniging bevindt zich vóór de rooilijn, waardoor nooit bebouwing kan plaatsvinden bovenop de verontreinigde zone. Blootstelling door inhalatie van binnenlucht kan uitgesloten worden;
- de grondverontreiniging bevindt zich in een (semi)stedelijk gebied waar in principe geen gewassen worden geteeld. Blootstelling door opname van gewassen kan uitgesloten worden tenzij in de actuele toestand anders zou blijken.,
- de grondverontreiniging bevindt zich aan de achterzijde van de site, of op diepte >1 meter. Geen mogelijkheid van permeatie door drinkwaterleiding, of aantasting van nutsleidingen,
- bij grondverontreiniging onder openbare weg dieper dan 1,5 meter. Aantasting van nutsleidingen kan uitgesloten worden.
- de grondverontreiniging bevindt zich onder de vernieuwde showroom/werkplaats van een garage in exploitatie. Hoewel deze sites vaak in woongebied liggen is een risicobenadering vanuit het oogpunt woning geen realistisch scenario.
- enz.

Specifiek voor Vlaanderen en Brussel heeft BOFAS een indeling in drie zones uitgewerkt waarbinnen blootstellingsroutes relevant worden geacht, zie volgend hoofdstuk 5.4.2.

De EBSD moet bij de opmaak van de CSM's toezien dat voldaan wordt aan de richtlijnen van de gewesten, zonder te vervallen in onrealistische scenario's.

5.4.2 Indeling in zones

Dit hoofdstuk is enkel van toepassing voor dossiers gelegen in het Brussels Gewest of in Vlaanderen. Voor de Waalse dossiers wordt geen indeling in zones gemaakt.

In een woon- of industriegebied kan meestal onderscheid gemaakt worden tussen 3 verschillende zones:

- een bebouwd/bebouwbaar gedeelte (Zone 1);
- een onbebouwd/onbebouwbaar gedeelte (Zone 2): indien relevant kan een onderscheid gemaakt worden tussen voor- en achtertuin;
- het openbaar domein (Zone 3).

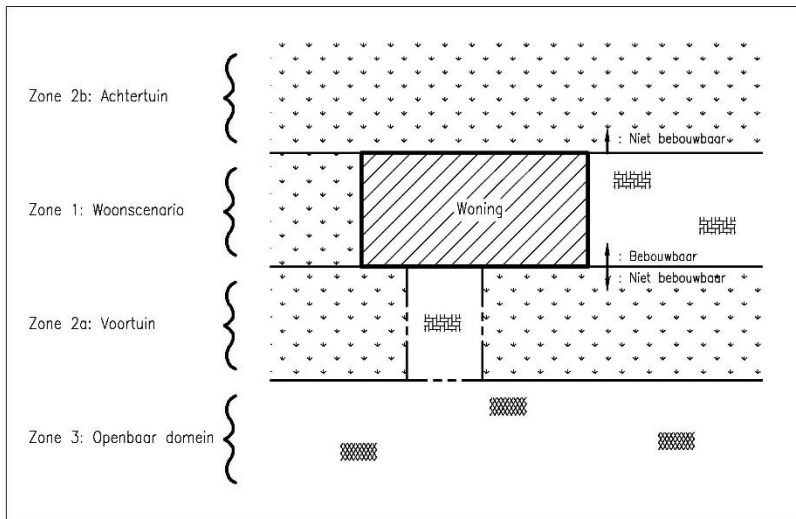
Een overzicht van de relevante blootstellingsroutes per zone is weergegeven in volgende tabel.

Tabel 3: Overzicht zonering met relevante blootstellingsroutes

Blootstellings- routes	Zone 1: Bebouwd/bebouwbaar gedeelte		Zone 2: Onbebouwd/onbebouwbaar gedeelte				Zone 3: Openbaar domein	
			Voortuin		Achtertuin			
	Woon- gebied	Industrie lichte activiteit	Woon- gebied	Industrie lichte activiteit	Woon- gebied	Industrie lichte activiteit	Woon- gebied	
Inhalatie van binnenlucht	X	X						
Inhalatie van buitenlucht	X	X	X	X	X	X	X	
Verbruik van water	X	X	X	X			X	
Inhalatie via douchen	X		X				X	
Dermaal contact via baden/ douchen	X		X				X	
Ingestie van bodemdeeltjes en stof	X	X	X	X	X	X		
Dermaal contact met bodemdeeltjes en stof	X	X	X	X	X	X		
Verbruik van gewassen	X				X			
Verbruik van vlees/melk								
Verbruik van eieren								

De opsplitsing in bebouwbaar en onbebouwbaar gedeelte moet gemotiveerd gebeuren op basis van onder andere waarnemingen, bouwplannen, bouwvoorschriften, Is dit niet mogelijk dan wordt alles als bebouwbaar beschouwd.

In onderstaande figuur wordt een schematische voorstelling van de zonering voor het scenario woongebied gegeven.



Figuur 7: Overzicht van indeling in zones

5.4.3 Het uitwerken van het Conceptueel Site Model (CSM)

Als een site verontreinigd is, kan een receptor via een bepaald pad blootgesteld worden aan een bron. In het kader van een humane risico-evaluatie op een site betekent:

- Bron = aanwezige bodemverontreiniging;
- Pad = blootstellingsroutes.
- Receptor = mens;

Het conceptueel site model (CSM) geeft aan welke blootstellingsroutes in een bepaalde situatie relevant zijn.

Het CSM is de uitgangsbasis voor de verdere RA (BOF-SRA/bodemluchtmetingen/S-risk). Bij de opmaak van het CSM wordt rekening gehouden met het volgende:

1. In functie van de ruimtelijke verspreiding van de verontreiniging, de bodemgebruiken en de te beschouwen receptoren, kan het noodzakelijk zijn om verschillende CSM's op te maken.

Voorbeeld:

Een simulatie van het risico van een restverontreiniging onder een woning bij een buur en een restverontreiniging op het bronperceel onder een garage in exploitatie.

2. Het opmaken van het type CSM is ook afhankelijk van het tijdstip waarbinnen het dossier zich bevindt:
 - Bij de opmaak van het ABO is het nog niet altijd duidelijk welke restverontreiniging aanwezig zal zijn na sanering. De zonering is in dit geval beperkt tot het worstcasescenario, gedefinieerd per vlek.
 - Bij de opmaak van het BSP is het belangrijk te weten of er nog een risico verbonden is aan de restverontreiniging na uitvoering van de BSW. In functie van de zone en de receptor wordt het CSM opgemaakt.

- Bij de opmaak van het ER is dit het nagaan van de aanwezigheid van een risico bij vastgestelde restverontreinigingen voor het actueel gebruik of toekomstig gebruik.
3. Het opmaken van het type CSM is ook afhankelijk van de gewestelijke bepalingen.
Voorbeeld: Ter bepaling van de gebruiksbepalingen is het in Wallonië en Brussel noodzakelijk om gebruik te maken van een generisch gedefinieerde situatie. (situation generique (W) /standaardgebruik (B)).

BOFAS streeft ernaar om het aantal uitgewerkte CSM's zo beperkt mogelijk te houden en zich te beperken tot realistische scenario's.

Als eerste stap in de rapportering van de RA geeft de EBSD via een screening een duidelijk overzicht van de opgebouwde CSM's. Deze screening bevat een tekstuele beschrijving van de verschillende processen, met inbegrip van een overzichtelijk schema (figuur of tabel) en een toelichting bij de achtergronden en argumentatie voor de opbouw van het CSM.

Tabel 4: Voorbeeld van potentiële blootstellingsroutes

Blootstellingsroute	Receptor	Mogelijk risico in actueel+ gebruik?	Motivatie
Inhalatie binnenlucht	Mens	Ja	
Inhalatie buitenlucht		Ja	
Ingestie van stof/bodemdeeltjes		Neen	Betonverharding aanwezig
Dermaal contact met stof/bodemdeeltjes		Neen	Betonverharding aanwezig
Permeatie doorheen leidingen		Neen	Geen leidingen in verontreinigde zone
Opname via gewassen/vlees/melk/eieren		Neen	Geen moestuin/landbouw
Inhalatie na verspreiding via grondwater		Neen	Grondwater niet verontreinigd, verontreiniging beperkt tot de onverzadigde zone

5.5 Voorafgaandelijke screening (BOF-SRA)

Op basis van de ervaring opgedaan met risicomodellen, waaronder het model S-Risk, wordt geopteerd om voor een eventuele S-Risk-berekening, een snelle toetsing uit te voeren van het inhalatoir humaan risico aan de hand van screeningswaarden. Het inhalatoir humaan risico blijkt in de praktijk voor BOFAS dossiers de meest bepalende factor te zijn in de risico analyse. Op basis van het CSM kunnen andere blootstellingsroutes relevant blijken. De EBSD evalueert of de BOF-SRA kan toegepast worden.

Voor de meest voorkomende CSM's werden door BOFAS met behulp van S-Risk risicogrenswaarden (RGW) bepaald (zogenaamde screeningswaarden) in functie van de aard van de bodem. De RGW werden bepaald met "S-Risk VL/Br" voor dossiers in het Vlaamse en Brusselse Gewest, met "S-Risk Wal" voor dossiers in het Waalse gewest.

In deze modelleringen werd niet afgeweken van de standaardparameters van S-Risk. Hiermee wordt voldaan aan het worstcase-principe en kunnen de screeningswaarden als voldoende conservatief beschouwd worden bij de besluitvorming.

De screeningswaarden laten toe op een eenduidige en snelle wijze conclusies te maken rond de aan- of afwezigheid van een EB (tegenover de humane inhalatoire risico's). Als de te evalueren concentraties een stuk hoger liggen dan de screeningswaarden, zal een S-Risk-simulatie geen meerwaarde vormen of bijvoorbeeld gepaard gaan met belangrijke gebruiksbeperkingen. Daarmee wordt voldoende behoudsgezin en worst case gereageerd op de verontreinigingsproblematiek, zeker in het geval nog geen BSW werden uitgevoerd.

In eerste instantie worden de screeningswaarden in de BOF-SRA gebruikt om te beslissen of er een EB bestaat en dus een noodzaak tot opmaak van een BSP aanwezig is. Ze bepalen ook de saneringsdoelstellingen. De screeningswaarden en de bijhorende CSM's laten ook toe om in de verdere fases van de procedure (bvb. tijdens uitvoering van de BSW) operationele beslissingen te nemen rond een vastgestelde of verwachte restverontreiniging en de noodzaak van bijkomend onderzoek of bijkomende maatregelen.

Naar analogie met de grondconcentraties werden vergelijkbare concentraties (screeningswaarden) bepaald voor het grondwater. Deze grondwaterconcentraties hebben betrekking op de verontreiniging in de eerste waterverzadigde laag. Als in deze grondwaterlaag concentraties worden gemeten die hoger zijn dan de grenswaarden (RGW), dan kan een EB niet worden uitgesloten op basis van de BOF-SRA.

De CSM-varianten en verduidelijking bij het gebruik ervan met betrekking tot de systematiek BOF-SRA zijn opgenomen in Bijlage 5 en in Bijlage 6.

De screeningswaarden voor grondwater zijn opgenomen in Bijlage 7.

5.6 De uitvoering van bodemluchtmetingen

Gelet op de beperkte duurtijd waarin BOFAS een groot aantal dossiers moet behandelen, worden bodemluchtmetingen uitgevoerd ter kalibratie en bijsturing van de humane RA voor een verwachte of vastgestelde restverontreiniging.

Bodemluchtmetingen worden toegepast in het BSP en het ER om de EB voor (potentiële) restverontreinigingen te weerleggen. In uitzonderlijke gevallen zal dit gebeuren in de fase van het ABO.

Bij de problematiek van grond- en grondwaterverontreinigingen gerelateerd aan de ondergrondse opslag en verdeling van brandstoffen is de uitdamping een belangrijk element van de RA. De meest gebruikte risicomodellen, waaronder S-Risk, benaderen dit echter zeer conservatief. Een overschrijding van een risico-index bij S-Risk, kan dan ook niet zomaar gelijkgesteld worden aan een reëel inhalatoir risico. Als uit deze toetsing blijkt dat er aanwijzingen zijn van een EB wordt eventueel overgegaan naar bodemluchtmetingen.

Omdat de resultaten van binnenluchtmetingen sterk beïnvloed kunnen worden door andere bronnen in een gebouw, worden eerst bodemluchtmetingen uitgevoerd om na te gaan of beïnvloeding van de binnenluchtkwaliteit door grondverontreiniging mogelijk is.

De algemene richtlijnen voor het uitvoeren van bodemluchtmetingen zijn opgenomen in Bijlage 8.

Naast de richtlijn voor het uitvoeren van bodemluchtmetingen werden door BOFAS ook screeningswaarden voor bodemluchtconcentraties opgesteld op basis van standaard S-Risk-simulaties. Deze screeningswaarden geven op eenvoudige wijze aan of een gemeten concentratie bij invoer in S-Risk een uitdappingsrisico vormt. Ze zijn opgesteld in functie van de aard van de grond, de diepte van de bodemluchtmeting en de aard van het gebouw.

Naar analogie met de screeningswaarden voor grond of grondwater werden de screeningswaarden voor bodemlucht voldoende conservatief berekend. De RGW voor bodemlucht zijn opgenomen in Bijlage 8. Ook in deze aanpak kent het model S-Risk beperkingen en moet mogelijk overgegaan worden tot bijkomende acties (verfijning van de attenuatiefactor bodem/bodemlucht/binnenlucht, binnenluchtstaalname, ...) mocht blijken dat er sprake is van een aanwijzing van een risico. Ook al blijkt een invloed op de kwaliteit van de binnenlucht mogelijk op basis van de bodemluchtmetingen, de resultaten van binnenluchtmetingen moeten kritisch benaderd worden voor de bodemverontreiniging als effectieve bron wordt aangeduid.

5.7 Handleiding S-Risk voor BOFAS-dossiers

In elk van de drie gewesten word gebruik gemaakt van S-Risk als basis blootstellingsmodel voor de berekening van de humane risico's. De specifieke parameters van S-Risk verschillen tussen enerzijds het Waalse Gewest en anderzijds het Vlaams en Brussels Hoofdstedelijk Gewest.

Het risico model S-Risk is een complex rekenmodel waarbij de input van de gegevens sterk bepalend is voor de conclusies die hieraan gekoppeld worden. Om een gestandaardiseerde manier van werken te garanderen, heeft BOFAS een handleiding uitgewerkt. Het gebruik van S-Risk is in detail weergegeven in een afzonderlijke bijlage rekening houdend met de verschillen tussen "S-Risk Vl/Br" en "S-Risk Wal".

De richtlijnen voor het gebruik van S-Risk zijn terug te vinden in Bijlage 10.

6 BODEMSANERINGSPROJECT

6.1 Inleiding

Als in het ABO wordt bepaald dat er voor de aanwezige bodemverontreiniging op de site een saneringsplicht bestaat, moet een BSP worden opgesteld.

De nomenclatuur die hierbij voor de verschillende gewesten gehanteerd wordt, is:

- een “projet d’assainissement” voor Wallonië,
- een “bodemsaneringsproject” voor Vlaanderen,
- een “saneringsonderzoek” voor Brussel.

Voor dit document zal de naam ‘bodemsaneringsproject’ (BSP) gebruikt worden in de drie gewesten.

Dit specifiek onderdeel van de richtlijn beschrijft de wijze waarop een BSP moet opgesteld worden en hoe de voorkeursvariant voor sanering wordt bepaald. De voorkeursvariant wordt bepaald door één of een combinatie van meerdere haalbare saneringstechnieken.

Als een tankstationvreemde verontreiniging aanwezig is op de te saneren site, kan deze mee opgenomen worden in het BSP, na voorafgaand akkoord van de BOFAS-aanvrager. Dergelijke situaties zijn niet opgenomen in deze richtlijn en moeten geval per geval bekeken worden.

6.2 Invulling van het BATNEEC-principe

Volgens het samenwerkingsakkoord moeten de door BOFAS uitgevoerde bodemsaneringen voldoen aan het BATNEEC-principe, zoals voorzien in de wetgevingen van de verschillende gewesten.

De term BATNEEC bestaat uit twee delen.

Allereerst is er het eerste deel van de term, “BAT” (Best Available Technique), de beste techniek beschikbaar. De BAT volgt uit een evaluatie van alle bruikbare saneringstechnieken in functie van het type verontreiniging en het type bodem. Bij deze evaluatie worden enkel deze technieken weerhouden, die van toepassing zijn op de onderzochte situatie.

Alle beschikbare saneringstechnieken met een overzicht van hun mogelijkheden en beperkingen zijn opgenomen in deze richtlijn. Hierbij wordt benadrukt dat enkel de technieken die bruikbaar zijn voor de behandeling van tankstationeigen verontreinigingen beschreven zijn.

Het tweede luik van de BATNEEC-term is de, “NEEC” (Not Entailing Excessive Costs), zonder buitensporige kosten. Bij een BATNEEC-afweging wordt een financiële analyse gemaakt van de, tijdens de BAT-analyse geselecteerde, saneringstechnieken. In de BATNEEC-afweging

hoeven algemeen aanvaarde principes niet opgenomen worden. Bijvoorbeeld: de afbraak en heropbouw van gebouwen in goede staat is in geen enkel geval BATNEEC (zie hoofdstuk 6.6 voor de andere algemene principes).

Naast de financiële kosten zijn nog andere elementen van belang bij een BATNEEC-afweging.

Uitgaande van de beperkte erkenningstermijn van BOFAS vormen de tijdsfactor en de resultaatsgarantie essentiële randvoorwaarden in de BATNEEC-benadering. Daarom kunnen “zekere” saneringstechnieken, zoals ‘ontgraving’ en off-site verwerking, beter beantwoorden aan deze randvoorwaarden dan andere saneringstechnieken, zoals ‘in situ-saneringen’. Met betrekking tot de grondwatersanering moet steeds nagegaan worden wat de impact van de grondsanering is op de grondwaterkwaliteit. Hoe meer doorgedreven de grondsanering wordt uitgevoerd, des te sneller zal de grondwaterverontreiniging gesaneerd zijn. De meerwaarde van een extra grondsanering is voor BOFAS dus een belangrijk uitgangspunt.

Een andere belangrijke randvoorwaarde is het beperken van risico's op schade aan omliggende infrastructuur bij de uitvoering van de BSW. Zo kan een bepaalde saneringsvariant een lager risico op schade inhouden dan een andere goedkopere saneringsvariant en daarom dus toch de voorkeur krijgen.

De afwegingsmethodiek moet resulteren in de keuze van een optimale saneringsaanpak voor de aangetoonde bodemverontreiniging.

Omdat BOFAS meestal voor een doorgedreven sanering gaat met een hoge resultaatsgarantie, zullen het aantal te beschouwen relevante saneringstechnieken en -varianten beperkt zijn. Op basis van de ruime ervaring opgedaan door BOFAS op voormalige dossiers, zijn een aantal vuistregels opgesteld met betrekking tot het BATNEEC-principe. Meestal komt er daarbij één relevante saneringsvariant naar voren. In andere gevallen kan er één relevante saneringsvariant komen door een duidelijke motivatie. Deze ene relevante saneringsvariant is dan de voorkeursvariant. Een verdere afweging tussen verschillende saneringsvarianten is in deze gevallen niet nodig.

In dit hoofdstuk wordt een systematiek weergegeven voor het bepalen van deze saneringsvariant. Als er afgeweken wordt van deze systematiek of er meerdere relevante saneringsvarianten overblijven, zal een BATNEEC-afweging gebeuren conform de gewestelijke wetgeving. Bijvoorbeeld door een multicriteria-analyse voor Vlaamse dossiers, een BATNEEC-afweging voor Brusselse dossiers of een afweging met Gamma voor Waalse dossiers.

Voor de kostenraming wordt, bij voorkeur, gebruik gemaakt van het document T3220_FOR_Kostenraming_sanering_in_BSP.

6.3 Voorstel bodemsaneringsproject (VBSP)

Voor het opmaken van het BSP moet de EBSD een plan van aanpak opmaken en ter goedkeuring aan BOFAS voorleggen.

Daarvoor zal de EBSD de beschikbare informatie grondig bestuderen en nagaan welke bijkomende informatie (o.a. nutsleidingen, sonderingen, piloottesten, ...) nodig is voor de opmaak van het BSP. De EBSD zal met de projectleider van BOFAS een terreinbezoek uitvoeren waarbij de lokale situatie maximaal wordt geverifieerd (bovengrondse infrastructuur, kelders, funderingswijze, lozingsmogelijkheden, ...). De EBSD gebruikt hierbij een checklist (zie formulier T3210_FOR_Checklist terreinbezoek ikv BSP_bestek). De EBSD bespreekt met de projectleider van BOFAS het verdere plan van aanpak voor de opmaak van het BSP en de te beschouwen saneringsvarianten.

Dit plan van aanpak wordt weergegeven in het VBSP conform de procedure T3010_Handleiding opmaak voorstel bodemsaneringsproject (VBSP).

Voor complexe dossiers kan het aangewezen zijn dit plan van aanpak met de overheid te bespreken. BOFAS zal hiervoor het initiatief nemen.

6.4 Vertrekpunten voor een bodemsaneringsproject

Bij het opmaken van een BSP moeten de volgende uitgangspunten in acht genomen worden:

- Het betreft een oude verontreiniging ontstaan voor 26 maart 2006. (referentiedatum voor dossiers van het type sluiting, zie hoofdstuk 1.1, waarbij een van de voorwaarden voor ontvankelijkheid van het dossier de sluitingsdatum van het tankstation betreft. Het tankstation moet immers gesloten zijn voor deze datum van 26 maart 2006. Dit impliceert dat alle betrokken dossiers in voorliggende richtlijn voor deze sluitingsdatum gelegen zijn, volgens de Décret Sols van 30 april 2007.
- Het hierboven vermelde BATNEEC-principe.
- Als met een marginale meerkost meer verontreiniging kan verwijderd worden, zal dit steeds uitgevoerd worden.
- Propere grond wordt maximaal ter plaatse herbruikt.
- Alle schade aan aangrenzende gebouwen, aan te behouden constructies en aan openbare infrastructuur moet altijd vermeden worden.
- Gedurende de BSW moet hinder voor de omwonenden (zoals geur, stof en lawaai, inname van openbaar domein, omleidingen voor voetgangers en wagens, ...) zoveel als mogelijk vermeden worden.
- Hinder van de BSW voor de uitbating van commerciële activiteiten op het voormalige tankstation en op buurpercelen moet zoveel mogelijk vermeden worden.
- Lozingen: alle effluenten moeten voldoen aan de lozingsnormen opgelegd door het gewest.

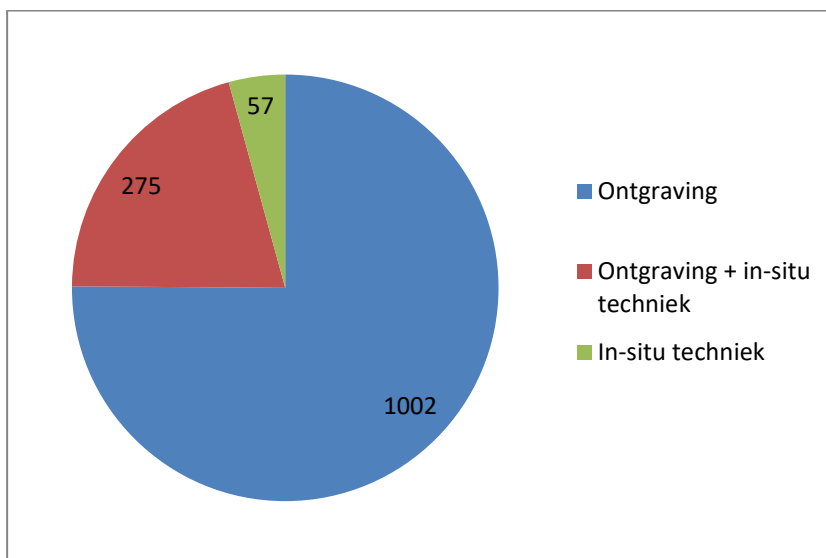
De saneringsdoelstelling volgt uit bovenstaande en de gewestelijke wetgeving.

6.5 Haalbaarheid van de saneringstechnieken

Ter bepaling van de voorkeursvariant, moeten in eerste instantie 1 of meerdere relevante technieken gekozen worden. De saneringstechnieken worden weerhouden op basis van hun technische haalbaarheid. Het is hierbij belangrijk dat de voorgestelde saneringstechnieken bewezen saneringstechnieken zijn (BAT).

De relevante bodemsaneringstechnieken voor de sanering van voormalige tankstations, zijn hieronder kort beschreven. Dit zijn alleen de technieken voor de sanering van koolwaterstoffen van het type benzine of diesel. Het is mogelijk dat sommige saneringstechnieken niet BAT zijn voor deze types van verontreinigingen, maar het wel zijn voor andere types van verontreinigingen, zoals gechloreerde solventen.

Hieronder geven we een overzicht van de toegepaste bodemsaneringstechnieken op 1334 dossiers uitgevoerd in opdracht van BOFAS tussen 2004 en 2018.



Figuur 8: Toegepaste bodemsaneringstechnieken uitgevoerd in opdracht van BOFAS tussen 2004 en 2018

Bovenstaande verdeling heeft enkel betrekking op de aanpak van de verontreiniging in de grond. De aanpak van het verontreinigde grondwater (indien aanwezig) gebeurde altijd door middel van een grondwateronttrekking die werd uitgevoerd in het kader van de bodemsanering van de grond. Uitzonderlijk (<5%) werd de grondwateronttrekking langer in stand gehouden en/of werden extra grondwateronttrekkingsfilters geplaatst voor de aanpak van de grondwaterpluim.

De genomen stabiliteitsmaatregelen bij een ontgraving bestonden meestal uit een ontgraving onder vrij talud, mootsgewijze ontgraving en/of het gebruik van een systeembeschoeiing. In

ca. 5% van de gevallen werd een ontgraving met verbuizing toegepast. Zeer uitzonderlijk (ca. 1%) werden andere stabiliteitsmaatregelen gebruikt zoals een secanspalenwand, damwand of berlinerwand. Voor de ontgraving van een restverontreiniging ter hoogte van nutsleidingen werd occasioneel (ca. 2%) een zuigwaggen toegepast.

De in situ-technieken voor een benzineverontreiniging behelsden nagenoeg altijd (>99%) een bodemluchtextractie (BLE). Zeer uitzonderlijk (<1%) werd in combinatie met de BLE een airsparging uitgevoerd. Bij aanwezigheid van een drijfslag met diesel werd voor de verlaging van het grondwater een drijfslagrecuperatie uitgevoerd.

Hieronder worden eerst dieper ingegaan op de de saneringstechnieken voor grond in de hoofdstukken 6.5.1 tot en met 6.5.3. Vervolgens wordt ingegaan op de verschillende saneringstechnieken voor grondwater in de hoofdstukken 0 en 6.5.5.

Grondwatersanering moet plaatsvinden nadat de grond werd gesaneerd. Grondwaterverontreiniging wordt namelijk door uitloging van de verontreinigde grond veroorzaakt. Zolang verontreinigde grond onder het grondwaterniveau aanwezig is, zal uitloging plaatsvinden en is een grondwatersanering niet mogelijk.

De grondwatersaneringstechnieken zijn dus enkel haalbaar nadat grondsanering heeft plaatsgevonden.

6.5.1 Ontgraving

Het beste saneringsrendement wordt behaald met een ontgraving van de verontreinigde grond, die afgevoerd wordt naar een erkend verwerkingscentrum.

De ontgravingen en de aanvullingen moeten altijd “in den droge” gebeuren. Om dit te realiseren moet meestal een bronbemaling en/of een openputbemaling geplaatst worden zodat de verontreinigde grond zich in de onverzadigde zone bevindt.

Een bemaling tot onder de verontreiniging is enkel haalbaar als het risico op schade aan gebouwen of constructies in de omgeving door zettingen aanvaardbaar is. Om deze haalbaarheid na te gaan wordt het beoordelingsschema grondwaterverlaging gevolgd, conform de Standaardprocedure Bodemsaneringsproject van OVAM dd. juni 2018. Indien nodig moet een zettingsberekening en eventuele diepsonderingen uitgevoerd worden. Ook moet de huidige staat van de gebouwen of constructies, die binnen de invloedssfeer van de grondwaterverlaging liggen, nagegaan worden. Als uit deze zettingsberekening blijkt dat het risico op schade op basis van de berekende zettingen bij een grondwaterverlaging tot onder de verontreiniging te groot is, moeten voorzorgsmaatregelen en/of milderende maatregelen overwogen worden (bvb. opvolgen zettingen, blitzbemaling en geohydrologische afscherming).

Bij aanwezigheid van een mobiele fractie bij drijfslag moet deze voor de opstart van de bemaling verwijderd worden.

Het geloosde water moet beantwoorden aan de lozingsvoorwaarden en -normen vermeld in de specifieke regelgeving in het betrokken gewest.

Blijkt dat een grondwaterverlaging tot onder de grondverontreiniging niet haalbaar is, dan kan een ontgraving tot een beperkte diepte nog altijd aangewezen zijn, al dan niet in combinatie met een andere saneringstechniek.

In functie van de diepte van de ontgraving en de aanwezigheid van gebouwen, wegen of andere infrastructuur moeten de nodige stabiliteitsmaatregelen worden voorzien. In het BSP wordt de haalbaarheid van deze maatregelen ingeschat op basis van de beschikbare gegevens (onder andere: boorprofielen en sonderingen). De aannemer of zijn studiebureau stellen een gedetailleerde dimensionering op voor de uitvoering van de werken.

De verschillende ontgravingstechnieken zijn op te delen in twee groepen:

- Ontgraving met standaard stabiliteitsmaatregelen zoals beschreven in hoofdstukken 6.5.1.1 tot en met 6.5.1.3
- Ontgraving met specifieke stabiliteitsmaatregelen zoals beschreven in hoofdstukken 6.5.1.4 tot en met 6.5.1.9.

In veel gevallen zullen in combinatie met specifieke stabiliteitsmaatregelen ook standaard stabiliteitsmaatregelen worden toegepast. Deze standaard maatregelen worden als inherent aan een ontgraving met specifieke stabiliteitsmaatregelen beschouwd.

6.5.1.1 Ontgraving onder vrij talud

Meestal is een ontgraving tot 5 meter onder maaiveld (m-mv) onder vrij talud haalbaar, voor zover de beschikbare ruimte dit toelaat.

Voor ontgravingen tegen middelgrote constructies (type eengezinswoning) die gefundeerd zijn op strookfunderingen of funderingsplaten kan verwezen worden naar de norm DIN4123 om te bepalen of een ontgravingsprofiel haalbaar is: een veiligheidsafstand van 2 meter tot de funderingen wordt daarbij aangehouden en de helling van het ontgravingstalud wordt beperkt tot 8/4 à 6/4.

In de volgende gevallen zal een meer gedetailleerde studie moeten worden opgesteld:

- gebouwen met meerdere verdiepingen in de buurt van de ontgraving,
- slappe grondlagen,
- gebouwen in slechte staat,
- gebouwen met funderingen in slechte staat of met verschillende aanzetdiepten,
- risico op opbarsten van de ontgravingsbodem,

- ontgravingen nabij alleenstaande funderingszolen.

Deze studie zal onder meer het draagvermogen van de bodem verder onderzoeken.

De haalbaarheid van eenvoudige ontgravingen (zonder belasting op het maaiveld) wordt gegarandeerd door gebruik te maken van de helling opgenomen in bundel nummer 96 van de veiligheidsnota's bouwbedrijf van het Nationaal Actiecomité voor Veiligheid en hygiëne in het Bouwbedrijf (NAVB) "werken langs en in sleuven" of gelijkwaardig.

6.5.1.2 Ontgraving in moten

Bij een algemene ontgraving onder vrij talud, zoals in het voorgaande punt beschreven, kan dichter tegen de constructie worden ontgraven door te werken in moten. Dit tot een maximale diepte van ongeveer 3 meter. De techniek bestaat erin smalle stroken (moten) met de breedte van een kraanbak onder een steilere helling te ontgraven loodrecht op de constructie. Na het ontgraven van een moot wordt deze onmiddellijk opnieuw aangevuld tot een veilig ontgravingsprofiel (zie ontgraving onder vrij talud). Vervolgens kan een volgende moot ontgraven worden. Deze moot ligt nooit onmiddellijk naast de vorige ontgraven moot.

Bij continue strookfunderingen of platen van gewapend beton, is het mogelijk in moten te ontgraven tot tegen deze funderingen met een breedte van maximaal 1,5 meter. Voor weinig cohesieve gronden wordt een talud met een helling van 4/4 gerespecteerd; in zeer cohesieve gronden kan met een verticaal talud ontgraven worden.

In het vrije veld kan de hellingsgraad, verhoogd worden met 2/4, zoals opgenomen in de bundel n°96 van de veiligheidsnota's bouwbedrijf van het NAVB "werken langs en in sleuven". Zo kan bijvoorbeeld voor klei, leemhoudende of zandhoudende klei, in harde toestand een hellingsgraad van 1/4 aangehouden worden.

Als er steiler wordt ontgraven dan 4/4 tegen funderingen kan een aanvulling met gestabiliseerd zand noodzakelijk zijn. Dit kan ook aangewezen zijn om de stabiliteit van de moten te verzekeren.

6.5.1.3 Ontgraving met behulp van systeembeschoeiing

Deze techniek wordt gewoonlijk toegepast tot een diepte van 4 à 5 meter, waarbij een veiligheidsafstand van ongeveer 1,5 m wordt aangehouden tot constructies (deze is afhankelijk van de horizontale gronddruk op de sleuven, de staat van het gebouw, de aanwezigheid van dakgoten, dakoversteken en andere obstakels). Een grotere diepte is haalbaar in zones waar er geen risico is voor nabijgelegen constructies, waarbij een bijzondere aandacht besteed moet worden aan de opgewekte trillingen, de aanwezigheid

van grote glaspartijen, In functie van de aanwezige beperkingen kan de veiligheidsafstand verhoogd worden naar 2 à 3 meter.

Om de techniek te kunnen toepassen moeten de aanwezige ondergrondse leidingen omgelegd kunnen worden. Daarnaast zijn andere factoren die een invloed hebben op de haalbare ontgravingsdiepte:

- de weerstand van de grond,
- de aanwezigheid van slappe niet-cohesieve lagen op diepte,
- de aanwezigheid van grondwater,
- ...

Deze techniek wordt vaak gecombineerd met een ontgraving in moten en/of onder een vrij talud. De invulling hiervan kan enkel door de aannemer gebeuren omdat dit sterk afhankelijk is van het beschikbare materieel en de lokale omstandigheden.

6.5.1.4 Ontgraving met behulp van een zuigwagen

Deze techniek wordt toegepast wanneer een kraan niet tot bij de verontreinigde grond geraakt. Dit is vaak het geval wanneer de verontreinigde grond zich tussen en onder openbare nutsleidingen bevindt en waarbij de nutsleidingen niet omgelegd kunnen worden. De ontgraving met een zuigwagen is in de diepte beperkt tot 2 à 3 meter en de aangevulde grond moet verdicht kunnen worden. Daar waar nodig moet deze techniek gecombineerd worden met extra stabiliteitsmaatregelen zoals ontgraven in moten, ondersteunen van nutsleidingen.

6.5.1.5 Ontgraving met behulp van een berlinerwand

De haalbaarheid van een beschoeiing door middel van een berlinerwand is vergelijkbaar met deze van een systeembeschoeiing. Een voordeel van een berlinerwand is dat de techniek toelaat om leidingen en kabels op te hangen binnen de ontgravingszone. Echter is de diepte van autostabiele wanden beperkt tot ongeveer 3,5 à 4 meter diepte. Deze techniek is veel duurder dan het gebruik van systeembeschoeiing en wordt enkel overwogen voor een uitbreiding van de ontgravingszone tot onder de openbare nutsleidingen.

6.5.1.6 Verbuisd ontgraven

Deze techniek is toepasbaar wanneer de verontreiniging een beperkte oppervlakte heeft en zich op grotere dieptes bevindt (>5 à 6m-mv). Een veiligheidsafstand van ongeveer 1,5 meter wordt aangehouden tegenover constructies. Deze techniek is toepasbaar voor ontgravingen tot ongeveer 10 meter diepte (in dat geval worden meerdere concentrische buizen of elementen op elkaar geplaatst).

De aanvullingen nabij in stand te houden constructies of infrastructuur moeten gebeuren met gestabiliseerd zand. Dit betreft meestal de buitenste rij buizen. De overige buizen kunnen aangevuld worden met goed verdichtbaar zand. Om een degelijke verdichting te garanderen, is een overlapping meestal niet aangewezen. Tussen de buizen (ronde secties) blijft dus in theorie een volume van ongeveer 10% restverontreiniging achter die niet ontgraven wordt. Met de aannemer zal nagegaan worden in hoeverre deze restverontreiniging kan beperkt worden. Dit geldt des te meer voor de kern van de verontreiniging.

De haalbaarheid van deze techniek kan onder andere in het gedrang komen door volgende factoren:

- de beschikbare werkzone en beschikbare hoogte,
- de weerstand van de grond,
- de aanwezigheid van slappe niet-cohesieve lagen op diepte,
- de aanwezigheid van grondwater.

Daarnaast speelt ook de oppervlakte waarbij deze techniek wordt toegepast een rol. Hoe groter de oppervlakte, hoe groter de stabieltechnische risico's en hoe meer verontreiniging zal achterblijven. Deze techniek is dus enkel toepasbaar op beperkte oppervlaktes.

Meestal is een voorontgraving tot ca. 1,5m-mv BATNEEC. Dit geldt vooral bij een verontreiniging in de bovenste 1,5m.

Als er een verontreiniging achterblijft tussen de buizen, worden de risico's beoordeeld zoals een restverontreiniging en zoals omschreven in hoofdstuk 5.

6.5.1.7 Ontgraving met behulp van een damwand

Damwanden worden zelden gebruikt in de onmiddellijke nabijheid van gebouwen of constructies, omwille van de schade die ze kunnen veroorzaken. Deze schade wordt veroorzaakt door het optreden van zettingen van meerdere centimeters (tot 10 cm op 1 meter afstand van de wand), die een gevolg zijn van de trillingen en de grondverplaatsing tijdens het inbrengen en het uithalen van de damwanden. De invloedzone waarbinnen belangrijke zettingen worden vastgesteld strekt zich uit tot een afstand gelijk aan 50% van de diepte van de damwanden. De haalbaarheid van deze techniek hangt ook af van de mogelijkheid voor het plaatsen van ankers (dit is dus bij afwezigheid van leidingen, kelders, andere ondergrondse obstakels). Enkel als schade aan gebouwen uitgesloten kan worden, is deze techniek te overwegen.

6.5.1.8 Ontgraving met behulp van een secanspalenwand/tangenspalenwand

Een palenwand of grouting is een techniek die eerder gebruikt wordt om de stabiliteit van gebouwen of dragende kolommen te garanderen. Deze palenwand blijft na de ontgravingswerken in de bodem achter en vormt een ondoorlatend scherm waardoor de grond aan de andere kant onbereikbaar wordt. Deze brengt dus mogelijke beperkingen met zich mee, vooral als een in situ-sanering voorzien wordt. Deze techniek is stabieltechnisch veilig. Nabij gebouwen zal een secanspalenwand altijd de voorkeur hebben boven een damwand.

6.5.1.9 Onderschoeiingswerken

Voor verontreinigingen onder een gebouw of dichtbij de funderingen van een gebouw, kan het mogelijk zijn om de ontgraving verder te zetten door het uitvoeren van een onderschoeiing of “ondermetseling”. Naargelang de funderingsaanzet van het gebouw ondermetst wordt, zal verontreinigde grond vrijkomen. Het gebruik van deze techniek hangt af van het type en de diepte van de aanwezige funderingen en van de diepte van de aanwezige verontreiniging. De haalbare diepte is beperkt en dient per dossier bekeken te worden. Deze techniek is zo uitzonderlijk dat deze niet verder in de richtlijn beschouwd wordt.

6.5.2 In situ (IS)

6.5.2.1 Bodemluchtextractie (BLE) - venting en bioventing

De meest relevante in situ-bodemsaneringstechniek is een bodemluchtextractie (BLE). Door de bodemlucht te onttrekken doen zich 2 fenomenen voor: venting en bioventing.

Venting

De verontreinigende stoffen worden door vervluchtiging weggehaald uit de grond. Om dit te verwezenlijken wordt met een groot debiet bodemlucht onttrokken uit de onverzadigde zone. Vluchtige verbindingen van de verontreiniging gaan over naar de gasfase en worden samen met de onttrokken lucht verwijderd via extractiefilters.

Venting is zeer effectief voor verontreinigingen van het type benzine, dankzij het sterk vluchtig gehalte van deze verbindingen.

Diesel kan wegens zijn weinig vluchtige karakter niet aangepakt worden met een venting. Enkel een klein deel van dieselverontreiniging, voornamelijk de lichtste koolwaterstoffen (Max. ketenlengte C14-C15), kunnen behandeld worden via venting.

Bioventing

Deze techniek heeft als doel de biologische afbraak van de verontreiniging in de onverzadigde zone van de bodem te stimuleren. Hierbij wordt aan een laag debiet bodemlucht onttrokken om zo een zuurstoftransport doorheen de verontreinigde zone te realiseren. Een zuurstofrijke atmosfeer is nodig voor de biologische afbraak. Biodegradatie hangt niet enkel af van zuurstof, maar ook van de aanwezigheid van nutriënten (bvb. nitraten) en een voldoende hoog vochtgehalte, een juiste pH,

In grondreinigingscentra leidt biodegradatie tot goede resultaten dankzij een correcte dosering van nutriënten en een beheersing van het vochtgehalte. In situ is een goede biologische afbraak eerder uitzonderlijk, door gebrek aan nutriënten en een te laag of te hoog vochtgehalte. Deze elementen zijn moeilijk te doseren in een in situ-situatie.

Conclusie

Voor hoofdzakelijk tankstationeigen verontreinigingen en als de bodem geschikt is voor BLE kunnen we het volgende besluiten:

- Voor benzineverontreinigingen:
Venting is doeltreffend dankzij de aanwezigheid van vluchtige verbindingen. In de meeste gevallen kan de risicogrenswaarde bereikt worden.
- Voor dieselverontreinigingen:
Venting is niet doeltreffend voor koolwaterstoffen met een ketenlengte >C14-C15. Venting is beperkt doeltreffend voor fracties tot C12-C13. De doeltreffendheid van bioventing kan niet op voorhand ingeschat worden. Stoptesten, bedoeld om de productie van stikstof (CO₂) te kwantificeren (en/of het verbruik van zuurstof (O₂) als gevolg van biologische afbraak, kunnen aantonen of een biologische afbraak efficiënt is. In gevallen waar geen biodegradatie plaatsvindt, heeft een verdere BLE geen zin en de aanwezige restconcentraties in de grond zijn dan te beschouwen als restverontreiniging.

Concreet betekent dit dat de BLE stopgezet moet worden als er geen significante koolwaterstoffen meer aanwezig zijn in de onttrokken bodemlucht en wanneer een CO₂-stoptest het ontbreken van een significante biodegradatie aantoont.

In geval een risico uitgaat van een dieselverontreiniging, kan de techniek alsnog relevant zijn.

De haalbaarheid van een BLE (type venting of bioventing) hangt af van het type en de heterogeniteit van de bodem. Een BLE is goed haalbaar bij zandige gronden maar niet bij kleigronden.

De BLE is enkel mogelijk in de onverzadigde zone. Als de verontreinigde grond zich ook onder het statisch grondwaterniveau bevindt, is een grondwaterverlaging nodig. Daarbij moet de haalbaarheid van een bemaling worden geëvalueerd, zowel wat betreft de doorlaatbaarheid van de watervoerende laag, als wat betreft de grondmechanische kenmerken (zettingproblemen).

Om te bepalen of een BLE haalbaar is, gebeurt vooraf een screening aan de hand van een checklist (zie T3230_FOR_checklist haalbaarheid BLE), eventueel gevolgd door de uitvoering van pilootproeven.

Voorafgaandelijke screening

De voorafgaandelijke screening bepaalt op basis van boorbeschrijvingen, de korrelverdeling en de vastgestelde geologische situatie of een BLE zeker haalbaar is, deels haalbaar is, absoluut onhaalbaar is of dat er onzekerheid bestaat over de haalbaarheid.

Als BLE “absoluut onhaalbaar” is, wordt deze techniek als niet-relevant aanzien en zal deze niet weerhouden worden in het BSP. Als BLE “zeker of deels haalbaar” is, zal dit aanzien worden als relevante techniek.

Het is bij deze evaluatie ook belangrijk om een onderscheid te maken tussen verschillende delen van de verontreiniging. Zo kan voor een deel van de verontreiniging de techniek haalbaar zijn, maar voor een ander deel niet. De EBSD kan in dit geval voor de relevante delen van de verontreiniging een afzonderlijke checklist gebruiken. Als door middel van een BLE een relevant deel van de verontreiniging kan verwijderd worden, maar verwacht wordt dat een restverontreiniging boven de risicogrenswaarden (RGW) achterblijft, spreken we over “deels haalbaar”. Ook in dit geval kan de techniek BATNEEC zijn.

Pilootproeven

Als op basis van de voorafgaandelijke screening blijkt dat er onzekerheid bestaat over de haalbaarheid, kunnen haalbaarheidstesten of BLE-testen (pilootproeven) uitgevoerd worden om de haalbaarheid na te gaan. Om betrouwbare resultaten te krijgen moeten BLE-filters, een pompsysteem voor luchtonttrekking en een installatie voor de zuivering van de onttrokken lucht geplaatst worden. In de meeste gevallen moet eveneens een grondwaterverlaging uitgevoerd worden met behulp van pompputten en moet een grondwaterzuiveringsinstallatie geïnstalleerd worden. Deze testen vereisen veel tijd en middelen: er moet rekening gehouden worden met een periode van 6 à 8 maanden vanaf de voorbereiding tot de interpretatie van de resultaten (in functie van de verschillende vergunningen zoals lozingsvergunning, toelating voor boringen, ...).

Deze testen worden bij voorkeur gecombineerd met de civieltechnische (CT-)werken tijdens de uitvoering van de bodemsanering. Het grootste deel van de benodigde installaties (zoals bemaling en grondwaterzuiveringsinstallatie) zijn dan al aanwezig. Dit zorgt voor een efficiëntere uitvoering van de test en een snellere uitvoering van de bodemsanering.

Enkel in uitzonderlijke gevallen waarbij geen voorafgaandelijke ontgravingsfase wordt uitgevoerd, kunnen haalbaarheidstesten worden gerealiseerd tijdens de studiefase van de bodemsanering.

6.5.2.2 Multifasenextractie (High Vacuüm Extraction)

Het multifasenextractiesysteem omvat een tweefasen- of driefasenextractie. Met behulp van een hoogvacuümpomp wordt op onttrekkingsfilters met een filterstelling ter hoogte van de 'smeerzone' een mengsel onttrokken. Bij tweefasenextractie is dat een mengsel van lucht en water. Bij driefasenextractie is dat een mengsel van lucht, water en puur product.

Deze techniek wordt gebruikt voor smeerzones ter hoogte van een bodemlaag met een lage doorlaatbaarheid (zandige leem en leem) waar een grondwaterverlaging met een klassieke bemaling niet haalbaar is. De techniek is niet bruikbaar in kleiachtige of leem-kleiachtige bodemlagen vanwege een te lage doorlaatbaarheid.

Tweefasenextractie laat toe een BLE uit te voeren in smeerzones, dus in (semi)verzadigde omstandigheden. De onttrokken luchtdebieten zijn bijgevolg veel lager dan bij een klassieke BLE. Daarom is deze techniek minder efficiënt, maar is hij wel aanvaardbaar voor benzineverontreinigingen op sites met een lage doorlaatbaarheid, waar onvoldoende grondwaterverlaging kan gerealiseerd worden.

Tweefasenextractie is niet bruikbaar voor diesilverontreinigingen omwille van de inefficiëntie van venting en bioventing voor diesilverontreinigingen en de lage bodemluchtonttrekkingsdebieten bij een tweefasenextractie.

Bij aanwezigheid van een drijflaag van zowel benzine als diesel is een driefasenextractie geschikt.

De haalbaarheid van multifasenextractie wordt ingeschat met behulp van dezelfde checklist als deze voor BLE (zie T3230_FOR_checklist haalbaarheid BLE).

6.5.2.3 Persluchtinjectie (airsparging)

Airsparging is een techniek waarbij lucht wordt geïnjecteerd onder het grondwaterniveau. Deze luchtinjectie creëert een stripeffect van de aanwezige vluchtige componenten in de bodem. De vluchtige componenten worden dus gerecupereerd via een systeem van venting in de onverzadigde zone. Deze techniek is daarmee enkel toepasbaar op benzineverontreinigingen. Daarenboven moet het grondwater voldoende diep staan opdat een venting mogelijk is.

De debieten waarmee lucht geïnjecteerd kan worden zijn veel lager dan de debieten waarmee lucht kan onttrokken worden. De efficiëntie van persluchtinjectie is dus veel kleiner dan deze van ventingstechnieken.

Persluchtinjectie vereist een homogene grondstructuur om een uniforme luchtdoorstroming van de verontreinigde zone te verkrijgen en om oncontroleerbare luchtstromen te vermijden.

De recuperatie van de geïnjecteerde lucht kan niet altijd volledig beheerst worden, zodat een uitstoot van verontreinigde lucht met vluchtige fracties zich op grote afstand van de injectiepunten kan voordoen. Dit maakt deze techniek minder geschikt in bebouwde zones.

Rekening houdend met deze beperkingen is airsparging enkel met voldoende kans op slagen toe te passen in zeer specifieke omstandigheden: benzineverontreiniging onder voldoende diep grondwaterniveau in homogene goed doorlatende gronden in een onbebouwde zone. Als het grondwater zonder problemen voldoende verlaagd kan worden, zal BLE met grondwaterverlaging altijd de voorkeur hebben boven persluchtinjectie.

De haalbaarheid van persluchtinjectie wordt ingeschat met behulp van dezelfde checklist als deze voor BLE. (zie T3230_FOR_checklist haalbaarheid BLE).

6.5.2.4 In situ drijfllaagrecuperatie

Een drijfllaagrecuperatie kan plaatsvinden door gebruik te maken van een horizontale drain of van verticale onttrekkingsputten. Door een beperkte grondwaterverlaging wordt een zekere stromingsgradiënt van de mobiele fractie van de drijfllaag naar de onttrekkingsputten gecreëerd. Een mengsel van grondwater en puur product wordt onttrokken aan een laag debiet. Wanneer de drijfllaag en het grondwater zich op meer dan 6 à 7 meter diepte bevinden, zijn specifieke onttrekkingssystemen nodig om drijfllaag te recupereren. Voor sites met een lage doorlaatbaarheid gebeurt de drijfllaagrecuperatie door middel van een multifasenextractie.

Door de retentiecapaciteit van de grond is het onmogelijk om de volledige drijfllaag te recupereren via een onttrekking. Alleen de mobiele fase kan gerecupereerd worden. In functie van de retentiecapaciteit van de bodem en van de viscositeit van het product is een deel van het product immobiel en dus niet recupereerbaar.

De recuperatie van het product wordt stopgezet van zodra de toestroming van product naar de onttrekkingsputten verwaarloosbaar wordt. De enige techniek die een volledige drijfllaagrecuperatie van diesel toelaat is een ontgraving. Als de drijfllaag benzine bevat, kan na de drijfllaagrecuperatie eventueel een BLE volgen.

Haalbaarheidstesten of recuperatietesten kunnen worden uitgevoerd in de peilbuizen die geplaatst werden tijdens de onderzoeksfase. Het dimensioneren van het recuperatiesysteem hangt af van het type bodem en van de hydrogeologische situatie van de site. Deze dimensionering wordt uitgewerkt in het BSP. Tijdens de BSW wordt de recuperatie opgevolgd en indien nodig worden aanpassingen doorgevoerd.

6.5.3 Bodemsaneringstechnieken voor grond die niet BATNEEC zijn

Voor dossiers die onder het toepassingsgebied van de BOFAS-richtlijn vallen (>80% van de sluitingsdossiers) worden sommige saneringstechnieken onvoldoende betrouwbaar geacht, zijn ze niet toepasbaar wat betreft de duur van de sanering in relatie tot de BOFAS-goedkeuringstermijn of zijn ze te duur om in een BSP te worden opgenomen. De EBSD kan deze uitsluiten zonder een gedetailleerde BATNEEC-analyse uit te voeren. Dit betekent niet dat deze technieken niet relevant kunnen zijn voor andere dossiers.

. Deze technieken kunnen opgedeeld worden in twee grote groepen:

6.5.3.1 Technieken mbt injectie van nutriënten, reactieve producten of oxidanten

Deze producten worden in verontreinigde gronden toegevoegd om de natuurlijke biologische afbraak te bespoedigen en de chemische omzetting of de oxidatie van polluenten uit te voeren. De toepassing vindt plaats door injectie van opgeloste producten of door inbreng van het product in een vaste fase in de grond die vervolgens oplost in het grondwater. Al deze technieken zijn in een experimenteel stadium en hebben hun efficiëntie in verontreinigde sites in natuurlijke omstandigheden, op schaal nog niet bewezen.

Redenen waarom deze technieken niet toepasbaar blijken op grotere schaal:

- De gebruikte producten hebben eerder de neiging te reageren met de grondmatrix in plaats van zich te verspreiden in de grond en beschikbaar te zijn voor de behandeling van de verontreinigende stoffen. De nutriënten, oxidanten of andere reactieven gaan neerslaan of reageren met mineralen en aanwezige chemische componenten in de grond (organisch stofgehalte (OS), ijzer (Fe), calcium (Ca), magnesium (Mg), ...) en zijn in het algemeen snel 'geneutraliseerd' en worden dus inefficiënt.
- De injectie van oplossingen noodzaakt een voldoende doorlaatbaarheid van de grond om een verspreiding toe te laten. De minimale doorlaatbaarheid, noodzakelijk voor injectie, is veel hoger dan de minimale doorlaatbaarheid om een BLE of grondwaterverlaging te realiseren. Omdat sanering door middel van BLE een bewezen techniek is, zal deze altijd voorrang krijgen op experimentele injectietechnieken.

6.5.3.2 Technieken voor in situ-opwarming van de grond om de vluchtigheid van polluenten te vergroten

De grond wordt verwarmd door middel van stoominjectie, verwarmde luchtinjectie of door een elektrothermisch systeem om de thermische desorptie van de polluenten te veroorzaken. De noodzakelijke energiebijdrage om een verhoogde verwarmingscapaciteit van de grond te realiseren is vrij aanzienlijk waardoor deze technieken niet BATNEEC zijn.

6.5.4 Grondwatersanering door middel van Pump and Treat (P&T)

Bij P&T wordt verontreinigd grondwater opgepompt door grondwateronttrekkingsfilters of horizontale drains. Het opgepompte grondwater wordt behandeld via een grondwaterzuiveringsinstallatie vooraleer lozing plaatsvindt. De voorwaarden en normen van lozing moeten beantwoorden aan de specifieke wetgeving in het betrokken gewest.

Deze techniek is de meest efficiënte techniek voor actieve grondwatersanering op voorwaarde dat de doorlaatbaarheid van de verontreinigde grondwaterlaag een voldoende onttrekkingsdebiet toelaat.

Doorgaans is P&T zeer efficiënt op sites met zandige, fijn zandige en lemig zandige gronden. Op sites met lemige of kleiige gronden is de doorlatendheid te laag om deze techniek te gebruiken. Bovendien is de verspreiding van verontreinigde stoffen quasi onbestaande in gronden met een lage doorlaatbaarheid.

Om de haalbaarheid te bepalen wordt voor Wallonië verwezen naar bijlage 13 van de franstalige richtlijn: (“annexe 13: Faisabilité de l’assainissement actif des eaux souterraines”). De principes mbt de haalbaarheid gelden ook voor de overige gewesten.

6.5.5 Bodemsaneringstechnieken voor grondwater die niet BAT zijn

Technieken waarbij injectie van nutriënten, reactieve producten of oxidanten worden toegediend, worden niet als BAT aanzien voor de typerende verontreinigingsproblematiek van sluitingsdossiers.

Er bestaan verschillende producten die aangebracht of geïnjecteerd kunnen worden in het grondwater om de biologische afbraak te stimuleren of de verontreinigde stoffen af te breken.

Deze producten worden of aangebracht in oplossing en geïnjecteerd in het grondwater of aangebracht in vaste vorm in bestaande putten waar ze kunnen oplossen en zich verspreiden in het grondwater.

Deze technieken noodzaken in eerste instantie een voldoende doorlaatbaarheid van de grond zodat de geïnjecteerde producten zich kunnen verspreiden in het grondwater. Ze zijn enkel te overwegen in zanderige gronden zonder leemfracties. Voor dergelijke sites is P&T veel efficiënter en sneller dan technieken die voorzien in het injecteren van reactieven.

Bovendien zullen de geïnjecteerde of aangebrachte producten bij voorkeur reageren met andere aanwezige chemische verbindingen in de grond en dus niet aanwezig zijn voor de verontreinigde stoffen (matrixeffecten).

6.6 Saneringsstrategie

De bepaling van de voorkeursvariant gebeurt door rekening te houden met meerdere aspecten specifiek voor de site:

- De verspreiding zowel horizontaal als verticaal van de verontreiniging;
- Het type (diesel en/of benzine) van de verontreiniging;
- De geologie;
- De aanwezigheid en staat van gebouwen en constructies;
- De aanwezigheid van wegen, voetpaden, ...;
- De aanwezigheid van ondergrondse leidingen (gas, water, elektriciteit, ...) en rioleringen;
- De doorlaatbaarheid van de grond;
- Het risico op zettingen veroorzaakt door een grondwaterverlaging;
- Het waterdebiet dat mag geloosd worden;
-

BOFAS kiest voor de meest doorgedreven saneringsvariant waarvan de technieken bewezen en haalbaar worden geacht op de betrokken site.

Een ontgraving van de verontreiniging is meestal sneller, goedkoper en heeft een hogere resultaatgarantie dan een in situ-sanering. Een sanering door middel van ontgraving zal dan ook meestal de voorkeur genieten boven een in situ-sanering.

Een in situ-techniek kan enkel BATNEEC zijn ingeval er nog risico's uitgaan van de verontreiniging die met deze in situ-techniek wordt aangepakt. Voor Brussel dient ingeval geen risico's aanwezig zijn alsnog voor de BAT technieken een korte motivatie toegevoegd te worden om het niet BATNEEC karakter aan te tonen.

Rekening houdend met bovenstaand principe, is een saneringsstrategie uitgewerkt met het stroomschema in Bijlage 11. Deze saneringsstrategie leidt tot één voorkeursvariant die doorgaans als BATNEEC mag aanzien worden. Enkel in zeer specifieke omstandigheden zal van dit principe afgeweken kunnen worden, zoals hierboven vermeld. Een BATNEEC-afweging moet dan gebeuren conform de gewestelijke wetgeving.

Om de verontreiniging bereikbaar te maken voor ontgraving moeten soms bijkomende maatregelen genomen worden.

Op basis van ervaring zijn volgende maatregelen BATNEEC, voor zover ze nodig zijn voor de sanering:

- Op privésites worden bestaande verhardingen, parkings, opritten en groenzones weggehaald. Functioneel herstel wordt hierbij voorzien;
- Private ondergrondse leidingen zoals water, gas, telefoon, elektriciteit en rioleringen worden opgehangen of omgelegd en herplaatst na de saneringswerken;
- Oppervlakkige constructies van kleine omvang zoals muren, afsluitingen en hagen worden weggehaald. Functioneel herstel wordt hierbij voorzien;

- Ondergrondse constructies zoals huisbrandolietanks en septische putten worden weggehaald en teruggeplaatst;
- Bij aanwezigheid van gebouwen, huizen of andere niet gebruikte constructies, waarvoor een afbraak en/of nieuwbouwproject bestaat, wordt de combinatie van ontgravingswerken met het herontwikkelingsproject geëvalueerd.

Deze maatregelen zijn over het algemeen niet BATNEEC:

- De omleidingen en afbraakwerken van openbare wegen en hun herstel. Merk op: de hinder gepaard gaande met de opbraak van een openbare weg is meestal groot. Toestemming van de eigenaar wordt zelden verkregen of vergt een lange procedure. Een verontreiniging onder een openbare weg, die een belangrijk risico vormt, kan meestal in situ aangepakt worden. Als een IS-sanering niet haalbaar is, bijvoorbeeld omwille van een slechte doorlaatbaarheid, dan zal de verontreiniging onder de weg meestal beperkt zijn of geen relevant risico inhouden;
- De afbraak en heropbouw van aanwezige gebouwen in goede staat, huizen of andere constructies die in gebruik zijn.

Voor de ontgraving onder delen van het openbaar domein zoals voetpaden, fietspaden en/of parkeerstroken:

- De hinder voor het doorgaand verkeer en de mogelijkheid tot omlegging voor voetgangers en fietsers moet nagegaan worden. Meestal zijn onder deze verhardingen ook openbare nutsleidingen aanwezig zoals water, gas, elektriciteit en /of glasvezel;
- Op voorwaarde van het verkrijgen van de nodige toelatingen van politie en andere openbare instanties wordt een BATNEEC-afweging uitgevoerd voor het verwijderen en herstellen van deze verhardingen;
- Als openbare nutsleidingen aanwezig zijn, wordt de mogelijkheid van omlegging of ophanging in combinatie met het plaatsen van een berlinerwand of grondzuigtechnieken geëvalueerd. Deze bijkomende maatregelen moeten, indien nodig, meegenomen worden in de bovengenoemde BATNEEC-afweging;
- In de verdere richtlijn is een ontgraving onder een voetpad als een ontgraving met een specifieke stabiliteitsmaatregel te aanzien.

Bij de BATNEEC-afwegingen kunnen volgende vuistregels gehanteerd worden:

De bijkomende kosten mogen niet hoger zijn dan de kostprijs voor het verwijderen van de extra hoeveelheid verontreinigde grond. Onder bijkomende kosten wordt verstaan: kosten voor omleggen nutsleidingen, kosten voor afbraak en verwerking verharding, kosten voor herstel, Onder kostprijs voor extra hoeveelheid verontreinigde grond worden alle volgende kosten gekoppeld: kostprijs ontgraving, kostprijs verwerking, kostprijs aanvulgrond, kostprijs verdichting, kostprijs milieukundige begeleiding.

Er wordt benadrukt dat dit een algemene vuistregel is. Hiervan kan worden afgeweken.

Bijvoorbeeld: De bijkomende kosten op basis van de vuistregel worden te hoog geacht voor het opbreken van een voetpad en het omleggen van nutsleidingen. Maar onder dit voetpad is een zeer hoge vuilvracht aanwezig. Hierdoor zou de IS-sanering die volgt op de ontgraving sterk worden bemoeilijkt. In dit geval kan toch geoordeeld worden dat een bijkomende ontgraving onder het voetpad noodzakelijk is.

In de hoofdstukken 6.6.1 tot en met 6.6.5 worden de saneringsstrategieën voor grond besproken. Vervolgens wordt in hoofdstuk 6.6.6 de saneringsstrategie voor grondwater besproken.

6.6.1 Saneringsstrategie 1: ontgraven met standaard stabiliteitsmaatregelen

Als de verontreiniging volledig kan verwijderd worden tot de saneringsdoelstelling door ontgraving met standaard stabiliteitsmaatregelen, zal dit de voorkeursvariant zijn.

Ook wanneer enkel ontgraven met standaard stabiliteitsmaatregelen haalbaar is, zal deze saneringsstrategie ook gebruikt worden.

Een ontgraving enkel onder vrij talud is altijd BATNEEC ten opzichte van een ontgraving in moten of een ontgraving met een systeembeschoeiing. Een ontgraving in moten in combinatie met een ontgraving onder vrij talud is BATNEEC als daardoor een ontgraving met behulp van een systeembeschoeiing kan vermeden worden. Als een systeem-beschoeiing noodzakelijk is, zal in overleg met de aannemer de optimale inzet van de diverse standaard ontgravingstechnieken bepaald worden. De EBSD neemt in het BSP de meest waarschijnlijke werkwijze op.

6.6.2 Saneringsstrategie 2: ontgraven met specifieke stabiliteitsmaatregelen

Als de verontreiniging tot op grote diepte reikt en/of zich onder voet- fietspaden of parkeerstroken bevindt, die niet met standaard stabiliteitsmaatregelen kunnen ontgraven worden, moeten specifieke stabiliteitsmaatregelen overwogen worden. Als met deze specifieke maatregelen de volledige verontreiniging kan ontgraven worden tot de saneringsdoelstelling, zal dit BATNEEC zijn ten opzichte van een IS-techniek.

Ook wanneer de aanpak van een restverontreiniging met een IS-sanering niet haalbaar is, zal deze saneringsstrategie weerhouden worden.

Voor de ontgraving onder een voet-, fietspad of parkeerstrook zijn volgende technieken tegen elkaar af te wegen in zoverre haalbaar:

- ontgraven met standaard stabiliteitsmaatregelen na omlegging van de leidingen (indien aanwezig);
- ontgraven met een zuigwagen;

- ontgraven met een berlinerwand.

Voor een ontgraving tot op een diepte die niet met standaard stabiliteitsmaatregelen kan ontgraven worden, zijn volgende richtlijnen van toepassing voor zover deze haalbaar is:

- Een ontgraving waarvan de oppervlakte van de ontgravingszone op diepte beperkt blijft tot 25m² is verbuisd ontgraven de BATNEEC-techniek.
- Een ontgraving waarvan de oppervlakte van de ontgravingszone op diepte groter is dan 25m² is een BATNEEC-afweging tussen diverse stabiliteitsmaatregelen aangewezen. Bij deze afweging moeten ook de stabiliteitsrisico's en restverontreiniging bij een verbuisde ontgraving meegenomen worden.
- Als er geen kans is op trillingsschade, dan is een damwand BATNEEC tegenover een secanspalenwand;
- Een combinatie van verbuisd ontgraven, palenwand en/of damwand is te vermijden.

6.6.3 Saneringsstrategie 3: in situ

Als een ontgraving niet haalbaar is en een IS-techniek wel (gedeeltelijk) haalbaar is, zal de voorkeursvariant een IS-techniek zijn. Het stroomschema in Bijlage 12 geeft aan welke IS-techniek kan gebruikt worden.

Bij IS-technieken kan gesteld worden dat een venting/bioventing voor een diesilverontreiniging over het algemeen niet-BATNEEC is. Enkel als deze diesilverontreiniging niet kan ontgraven worden en op basis van metingen vaststaat dat er een risico van uitgaat, kan deze in situ-techniek overwogen worden. De kans bestaat dat het risico toch nog weggenomen wordt. Uiteraard moeten in dit geval de bodem en sitespecifieke parameters een venting toelaten. De slaagkans blijft echter klein.

6.6.4 Saneringsstrategie 4: ontgraven met standaard stabiliteitsmaatregelen en in situ

Als na een maximale ontgraving nog een restverontreiniging achterblijft, moet nagegaan worden of een IS-sanering van de restverontreiniging haalbaar is. Indien dit het geval is, dan wordt nagegaan of het aangewezen is om de ontgraving enigszins te beperken en de IS-sanering uit te breiden (zie vuistregel bij strategie 5).

6.6.5 Saneringsstrategie 5: ontgraven met specifieke stabiliteitsmaatregelen en in situ

Dit is dezelfde situatie als hierboven waarbij één of meerdere van de specifieke stabiliteitsmaatregelen BATNEEC zijn tegenover een IS-techniek. Als na een maximale

ontgraving nog een restverontreiniging achterblijft, moet nagegaan worden of een IS-sanering van de restverontreiniging haalbaar is.

Indien dit het geval is, dan zal ook nagegaan moeten worden of de ontgraving enigszins beperkt kan worden en de IS-sanering uitgebreid kan worden. In uitzonderlijke gevallen kan dit ook bij strategie 4 worden toegepast (ontgraven met standaard stabiliteitsmaatregelen). Een vuistregel hierbij is dat de duur van de sanering niet verlengd mag worden, de kostprijs lager moet zijn en de saneringsdoelstelling met hoge zekerheid behaald kan worden. Het betreft dus vooral de aanpak van relatief lage concentraties op diepte of onder voet-, fietspaden en parkeerstroken in goed doorlatende gronden.

6.6.6 Saneringsstrategie voor grondwater

Als de EBSD verwacht dat na de grondsanering nog een verspreidingsrisico in het grondwater aanwezig zal zijn en een P&T haalbaar is, voorziet hij een P&T aansluitend aan de grondsanering.

6.7 Uitwerken van de voorkeursvariant

De voorkeursvariant volgt uit de saneringsstrategie. De voorkeursvariant wordt verder in detail uitgewerkt conform de gewestelijke bepalingen, waarbij ook de bepalingen elders opgenomen in deze richtlijn worden gerespecteerd. In het bijzonder wordt verwezen naar de hoofdstukken 7 en 8.

De gesaneerde locatie op het bronperceel wordt in een leefbare, veilige en dus functionele toestand achtergelaten. Dit rekening houdende met de huidige activiteiten. Voor de buurpercelen worden een herstelling in oorspronkelijke staat nagestreefd.

Het heeft de voorkeur herbruikbare materialen zoveel als mogelijk te herbruiken op de locatie. Dit geldt vooral voor gronden die vrijkomen bij BSW en die conform de gewestelijke bodemregelgeving herbruikt mogen worden op het perceel. Verhardingen en andere elementen die aangebracht zijn voor de uitbating van het voormalige tankstation worden enkel hersteld wanneer ze in het huidig gebruik nog functioneel zijn.

De EBSD beschrijft de te nemen veiligheidsmaatregelen. Er kan verwezen worden naar volgende procedures:

- T4410_Alg VG-plan BSW op voormalige tankstations
- T5130_CGP_luchtmonitoring en persoonlijke beschermingsmiddelen
- T5200_PRO_reinigen en verwijderen tanks
- T5220_PRO_mobiele gasdetectieapparatuur

Voor de gevraagde T&F-klassen in Vlaanderen kan gesteld worden dat gezien de aard van de verontreiniging op gesloten tankstations en de procedures van BOFAS altijd 3T en 1F klasse van toepassing is volgens CROW publicatie 132.

Voor de overeenkomstige preventieve maatregelen, kan verwezen worden naar de procedures van BOFAS. Deze omvatten maatregelen die in overeenstemming met de Belgische wetgeving van toepassing zijn.

Voor de zoneringsplannen in Vlaanderen geldt dat, gezien de voormalige tankstations niet meer in exploitatie zijn, er geen zoneringsplannen van toepassing zijn. Mogelijks zijn er nu andere activiteiten op de site waarvoor een zoneringsplan van toepassing is. Dit wordt dan bij het plaatsbezoek VBSP opgevraagd bij de exploitant en toegevoegd aan het BSP.

BOFAS streeft er naar de BSW zo spoedig mogelijk na de conformverklaring van het BSP op te starten. Hiervan wordt enkel afgeweken als er gegronde redenen zijn:

- Wachten op een lage grondwaterstand zodat het onttrekkings- en/of lozingsdebiet kan worden beperkt voor uitvoering van de ontgraving.
- Uitvoering in combinatie met andere infrastructuurwerken zoals afbraak gebouw, heraanleg openbare wegen,

Na beëindiging van de BSW zullen de onttrekkingsfilters en peilbuizen, die een risico vormen, gedempt worden.

6.8 Saneringsdoelstelling

6.8.1 Algemene principes

De saneringsdoelstelling in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is normgericht en vastgelegd in het tankstationbesluit (AGB 21/01/1999): drempelwaarden (DW) voor de grond en referentiewaarden (RW) voor het grondwater.

De saneringsdoelstelling in Vlaanderen en Wallonië is in eerste instantie het risico van de verontreiniging wegnemen (in het geval van historische verontreinigingen, zoals decretaal gedefinieerd). Als met een marginale meerkost meer verontreiniging kan verwijderd worden, zal dit altijd gebeuren. BOFAS zal hierbij streven naar:

- voor Wallonië: het uitvoeren van de best beschikbare technieken (op basis van milieu-, economische en sociale indicatoren) en rekening houdend met de karakteristieken van het terrein.
Voor meer details, verwijzen we naar de Franstalige versie van deze richtlijn.
- voor Vlaanderen: de bodemsaneringsnorm (BSN) voor een standaardbodem met 2% organisch stofgehalte.

Als het niet BATNEEC is om alle risico's te verwijderen, zal een gebruiksadvies, gebruiksbeperking of bestemmingsbeperking voor de restverontreiniging worden opgenomen.

6.8.2 Risicogrenswaarden in het kader van de saneringsdoelstellingen

Om na te gaan of een verontreiniging een risico vertegenwoordigt, kan voor elke verontreinigde stof een risicogrenswaarde (RGW) bepaald worden voor diverse zones (bebouwde zone, onbebouwde zone, openbaar terrein, ...). De saneringsdoelstelling voor historische verontreiniging is in Vlaanderen en Wallonië in eerste instantie de concentraties tot onder de RGW terug te brengen voor de verschillende zones.

Een verduidelijking van de principes met betrekking tot de bepaling van de RGW in het kader van de saneringsdoelstellingen zijn terug te vinden in de volgende documenten:

1. Hoofdstuk 5 van de richtlijn: risicoanalyse
2. Bijlage 3 en Bijlage 3 stroomschema en toelichting BOF-TRA VL-Br
3. Hoofdstuk 5.4 CSM-varianten en Bijlage 5 en Bijlage 6 stroomschema BOF-SRA VL-Br en toelichting BOF-SRA
4. Bijlage 7 screeningswaarden grondwater vervluchtiging VL en Br
5. Bijlage 10: handleiding S-Risk

Gezien de aard van de tankstationeigen verontreinigingen zijn volgende stoffen de drijvende factoren achter de RA en dus ook achter de RGW:

- Voor benzineverontreinigingen: BTEX (grond & grondwater) en MTBE (grondwater).
- Voor diesilverontreinigingen: MO (grond en grondwater).

De RA voor MO steunt op de toxiciteitsdata van de individuele EC-fracties opgesplitst in aromaten en alifaten. Voor praktische redenen zal voor MO een RGW gedefinieerd worden voor MO totaal. Voor de berekening van deze RGW wordt de vastgestelde minerale olie fractie met de hoogste risico-index teruggerekend naar een totaal waarde voor minerale olie op basis van een standaardsamenstelling van diesel. Voor de berekening van deze RGW wordt uitgegaan van diesilverontreiniging met standaardverdeling.

Bij de saneringsdoelstelling is rekening gehouden met het bodemgebruik en met het toetsingskader, zoals voorzien in de regelgeving van elk gewest.

De saneringsdoelstellingen zijn samengevat weergegeven in het stroomschema van de trapsgewijze risicoanalyse BOF-TRA (zie Bijlage 3).

6.9 Vergunningen

BOFAS streeft ernaar om alle vergunningen te hebben bij de conformverklaring van het BSP. Als gegronde twijfel bestaat over het bekomen van de nodige vergunningen is het aangewezen, in overleg met BOFAS en voor het in detail uitwerken van het BSP, contact op te nemen met de vergunningverlenende overheid. Als het duidelijk is dat de nodige vergunningen niet kunnen verkregen worden, moet een andere voorkeursvariant bepaald worden.

6.10 Rapportage

Het rapport wordt opgemaakt, in overeenstemming met de gewestelijke bepalingen:

- Wallonië: Guide de Référence pour le Projet d'Assainissement (GRPA) et Guide de Référence pour l'Etude de Risques (GRER);
- Vlaanderen: de standaardprocedure voor Bodemsaneringsprojecten;
- Brussel: zie bijlage 1.

Volgende elementen zijn afwijkend of worden specifiek uitgewerkt:

- De voorkeursvariant is bepaald zoals omschreven in hoofdstukken 6.6 en 6.7.
- De saneringsdoelstelling zoals gedefinieerd in hoofdstuk 6.8.

Het rapport, wordt bij de overheid ingediend in overeenstemming met de gewestelijke bepalingen, na kwaliteitscontrole en goedkeuring door BOFAS. Na indiening wordt het (digitaal) ontvangstbewijs aan BOFAS bezorgd.

7 BODEMSANERINGSWERKEN

7.1 Inleiding

De BSW moeten opgevolgd worden door een EBSD en een veiligheidscoördinator (VC). De taak van VC-ontwerp zal samen met de taak van de opmaak van het bestek aan de EBSD worden toegewezen. De taak van de VC-verwezenlijking zal door BOFAS opgenomen worden. In dit hoofdstuk wordt verder ingegaan op het opvolgen van de BSW en de verschillende stappen die hierbij doorlopen moeten worden.

7.2 Bestek

Het opstellen van een goed bestek is essentieel voor een goed verloop van de BSW. Het bestek heeft tot doel de voorwaarden vast te leggen waarbinnen de werkzaamheden van de aannemer voor de BSW moeten kaderen. Het is gebaseerd op het goedgekeurde BSP, rekening houdende met eventuele opmerkingen van de overheid.

De werkwijze voor de opmaak van de bestekken is in detail beschreven in de procedure T5100_PRO_Opmaak van project specifieke bestekken BSW en de bijbehorende standaarddocumenten. De bestekfiguren moeten ter goedkeuring aan BOFAS voorgelegd worden, vooraleer het bestek verder wordt uitgewerkt. Tijdens de opmaak van het bestek moet, waar nodig, overleg gepleegd worden met BOFAS.

Merk op dat tijdens het terreinbezoek VBSP al een aantal punten aangeraakt worden die onderdeel kunnen zijn van het bestek.

Bij de opmaak van de bestekken moeten ook de VC-instrumenten opgemaakt worden. De volgende standaarddocumenten worden vervolledigd:

- T4420_FOR_veiligheids- en gezondheidsplan,
- het coördinatiedagboek volgens T5010_PRO_werfvoorbereiding en -organisatie
- T8200_FOR_het postinterventiedossier.

7.3 Kwaliteitsplan en startvergadering

Een voorlopige versie van het kwaliteitsplan wordt opgemaakt in de bestekfase met de beschikbare gegevens (zie T1240_FOR_Contactfiche en werfmap: Kwaliteits-plan, noodplan, en contactpersonen). Een definitief kwaliteitsplan wordt opgesteld door BOFAS als voorbereiding op de startvergadering van zodra alle betrokken partijen gekend zijn.

BOFAS spreekt een datum voor de startvergadering af en vult het kwaliteitsplan aan. Dit wordt dan vervolgens ondertekend door de EBSD. BOFAS of de EBSD bezorgt het

kwaliteitsplan uiterlijk 1 week voor de startvergadering aan de overheid, de aannemer, en de aanvrager, samen met de uitnodiging voor het bijwonen van de startvergadering.

Op de startvergadering moeten de volgende partijen aanwezig zijn: BOFAS, de EBSD, de VC-verwezenlijking, de aannemer en de aanvrager. Ook de eigenaars en/of gebruikers van de te saneren percelen en hinderpercelen moeten worden uitgenodigd op de startvergadering. Als een groot aantal eigenaars en/of gebruikers van de te saneren percelen en hinderpercelen bij de BSW betrokken zijn, kan er worden geopteerd om deze mensen op een andere manier te informeren.

Op de startvergadering wordt door BOFAS, en/of de aannemer een toelichting gegeven over de praktische uitvoeringsmodaliteiten van de BSW. De EBSD licht de verontreinigingssituatie, samenvatting van het BSP en het conformiteitsattest toe. Ook het kwaliteitsplan en de veiligheidsmaatregelen worden uiteengezet.

De EBSD stelt het verslag van de startvergadering op, verstuurt het verslag aan de betrokken partijen (minimaal aan BOFAS en de aannemer) en houdt een kopie ter beschikking van de overheid. De EBSD houdt toezicht op de implementatie van de gemaakte afspraken die tijdens de startvergadering werden vastgelegd.

7.4 Opvolging van de BSW

Bij de opvolging van de BSW zullen de verschillende actoren maximaal gebruik maken van de standaarddocumenten, door BOFAS ter beschikking gesteld.

De verschillende actoren en in het bijzonder de EBSD, zullen tijdens de BSW op het juiste moment overleg plegen met BOFAS.

De werkwijze voor de opvolging van de BSW is in detail beschreven in de procedures T5010_PRO_Werfvoorbereiding en -organisatie en de T6010_PRO_Werfvoorbereiding en -organisatie IS. In deze procedures wordt doorverwezen naar de overige procedures van toepassing bij de opvolging van de BSW.

Naast de opvolging van de BSW staat de EBSD ook in voor:

- het organiseren van werfvergaderingen;
- het opmaken van werfverslagen;
- het opmaken van het milieukundig dagboek na elk werkbezoek;
- de noodzakelijke meldingen zoals opgenomen in de milieuvergunning of conformverklaring van het BSP.

De opvolging moet gebeuren conform de gewestelijke wetgeving.

Ter aanvulling wordt door BOFAS sterk aanbevolen om de opvolging van de BSW toe te passen zoals hieronder beschreven. Per saneringsmethode worden de taken van de EBSD nog eens in detail aangehaald.

7.4.1 Ontgraving

De EBSD moet tijdens de afgraving van de verontreinigde gronden volledig toezicht houden. Het sturen van de graafwerken kan tijdens de BSW op basis van laboratoriumanalyses, terreinmetingen en eventueel organoleptische waarnemingen gebeuren. Gedurende de ontgraving moeten door de EBSD regelmatig luchtmetingen worden uitgevoerd met een Photo-ionization Detector (PID) of gelijkaardige toestellen. De metingen gebeuren volgens de procedure T5130_CGP_luchtmonitoring en persoonlijke beschermingsmiddelen.

Als er materialen (verontreinigde grond, opslagtanks, afval, ...) van de te saneren site naar een extern verwerkingscentrum worden afgevoerd, houdt de EBSD toezicht op de afvoer van deze materialen en dit met behulp van transportbonnen en ontvangstbewijzen. De EBSD moet op basis van zowel transportbonnen als verwerkingscertificaten controleren of de af te voeren materialen effectief naar de opgegeven bestemming werden afgevoerd en door het verwerkingscentrum in ontvangst werden genomen. De EBSD houdt er tijdens de BSW toezicht op dat de afvoer van de verontreinigde materialen op hygiënische en correcte wijze gebeurt en dat het transport geen aanleiding geeft tot een ongecontroleerde verspreiding van de verontreiniging.

De EBSD moet de kwaliteit van de grond in de ontgravingszone en de omvang van eventuele restverontreiniging aan de hand van controlestalen in beeld brengen. De ontgravingszone mag pas worden opgevuld nadat de analyseresultaten van het laboratorium bekend zijn en geen verdere afgraving noodzakelijk is voor het behalen van de vooropgestelde terugsaneerwaarden (TSW), zoals bepaald in het conformverklarde BSP. Als een onmiddellijke aanvulling van de ontgravingszone om veiligheidsredenen noodzakelijk is, moet op de locatie de nodige meetapparatuur aanwezig zijn, die realistische indicaties kan geven met betrekking tot mogelijke restverontreiniging(en). Als uit de laboratoriumanalyses blijkt dat de vooropgestelde doelstellingen van het conformverklarde BSP niet werden behaald, moet verder worden gegraven. Bij een restverontreiniging, die niet kan worden ontgraven en waar geen verdere maatregelen haalbaar of verantwoordbaar worden geacht, moeten de nodige maatregelen worden getroffen zodat deze restverontreiniging zo goed mogelijk met een waterdichte folie wordt geïsoleerd van de aanvulgrond en dat verdere uitloging zoveel mogelijk wordt vermeden.

In Wallonië moet, ingeval geen IS volgt, deze isolatie een verdere natuurlijke afbraak toelaten (de bevoegde administratie raadt daarom aan om in dit geval een geogrid of een geotextiel te plaatsen en geen waterdichte folie).

Het ontgravingsvak moet worden aangevuld met materiaal dat voldoet aan de vooropgestelde eisen, conform de geldende wetgeving en voorschriften in het bestek van de BSW.

Tijdens het nemen van de controlestalen moeten steeds de nodige veiligheidsmaatregelen in acht worden genomen.

Als de putbodem uit alluviaal grind, rots of een stenige overgangszone bestaat, wordt bijzondere aandacht besteed aan het bepalen van een representatieve concentratie van de restverontreiniging. De analyse van een staalname van de losse matrix tussen de stenen vormt per definitie een overschatting van de situatie. Gelet op het vluchtig karakter van een benzineverontreiniging, geniet het cryogeen vermalen van het bodemstaal niet de voorkeur. In overeenstemming met de gewestelijke richtlijnen wordt een correctie doorgevoerd van de concentratie in de losse matrix in functie van de aanwezige stenen. We verwijzen voor Wallonië naar de Franstalige versie van de richtlijn.

7.4.2 Grondwateronttrekking en -zuivering bij CT-werken

De EBSD kijkt voor de CT-werken na of het door de aannemer opgemaakte bemalingsplan, de bijbehorende grondwaterzuivering en lozingspunt in overeenstemming zijn met het BSP. De EBSD volgt de uitvoering ervan op. Op regelmatige tijden controleert de EBSD het in- en effluent en noteert de onttrokken debieten en grondwaterpeilen.

De EBSD kijkt ook na dat de nodige zettingsmetingen door de aannemer worden uitgevoerd.

Het is evident dat in de opstartfase de controles met een hogere frequentie moeten worden uitgevoerd dan bij een continue goede werking van de installatie.

7.4.3 BLE eventueel in combinatie met een grondwaterverlaging en/of persluchtinjectie

De EBSD maakt het ontwerp van een IS-sanering bestaande uit een BLE, gewone multifase-extractie of hoogvacuümextractie, eventueel in combinatie met een grondwaterverlaging en/of persluchtinjectie (airsparig). De EBSD controleert de plaatsing van de IS-infrastructuur aan de hand van een checklist (zie T6615_FOR_checklist IS). Voor de verdere opvolging stelt de EBSD een monitoringsplan op in overleg met BOFAS. De EBSD volgt de goede werking van de IS aan de hand van het monitoringsplan en geeft op het juiste moment advies voor bijsturing.

Het is evident dat in de opstartfase de controles met een hogere frequentie moeten worden uitgevoerd dan bij een continue goede werking van de installatie.

De BLE moet beëindigd worden zodra de saneringsdoelstellingen worden bereikt en/of zodra er een overeenstemming is met de overheid dat de voortzetting niet langer BATNEEC is.

7.5 Stopzetting van de bodemsaneringswerken

7.5.1 Civieltechnische werken (CT)

Na uitvoering van de CT-werken maakt de EBSD een tussentijds rapport (TTR) op. Als er geen actieve BSW meer volgen en er geen monitoring meer noodzakelijk is, zal dit rapport het eindrapport (ER) zijn (zie hoofdstuk 9). In het andere geval bepaalt de EBSD welke verdere acties en/of monitoring noodzakelijk zijn (zie hoofdstuk **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**). De vorm en inhoud van deze rapportage wordt beschreven in het hoofdstuk 9.8.

7.5.2 In situ-werken (IS)

Op het ogenblik dat het saneringsrendement een asymptotisch verloop heeft of het saneringsrendement een marginale waarde heeft bereikt (de richtwaarde voor BLE bedraagt 10 à 20 g/u) is de voortzetting van de IS niet langer BATNEEC. Voordat de sanering effectief stopgezet wordt, worden enkele controleboringen uitgevoerd om de effectiviteit van de BSW na te gaan. Als de TSW behaald zijn, wordt de IS stopgezet. In het andere geval moet nagegaan worden of de BSW kunnen bijgestuurd worden om alsnog de sanering op een BATNEEC-wijze voort te zetten. Als een verderzetting van de IS niet langer BATNEEC is, wordt de bodemsanering stopgezet.

Na uitvoering van de IS maakt de EBSD een TTR op. Als er geen actieve BSW meer volgen en er geen monitoring meer noodzakelijk is, zal dit rapport het ER zijn. In het andere geval bepaalt de EBSD welke verdere acties en/of monitoring noodzakelijk zijn. De vorm en inhoud van deze rapportage wordt beschreven in het hoofdstuk 9.8.

8 MONITORING

8.1 Inleiding

In de meeste gevallen bestaat een monitoring uit de opvolging van enerzijds de grondwaterkwaliteit en anderzijds de luchtkwaliteit (binnen-, buiten- en bodemlucht). Deze opvolging moet toelaten een besluit te nemen daarbij rekening houdende met mogelijke afwijkingen (verschillen in monsternametechnieken, analysemethoden, seizoenschommelingen, ...). Deze monitoring maakt in de meeste gevallen integraal deel uit van de RA (humaan risico, verspreidingsrisico, ...) en kan ook uitgevoerd worden tijdens verschillende stadia van de saneringsprocedure:

- Monitoring tussen de onderzoeksfase/BSP en de BSW;
- Opvolging tijdens de BSW;
- Monitoring na de BSW;
- Nazorg na het verkrijgen van de eindverklaring.

Dit hoofdstuk heeft enkel betrekking op de monitoring na de BSW. Andere monitoringen verschillen hoofdzakelijk voor wat betreft de monsternamefrequentie en/of totale duurtijd van de monitoring. Deze monitoringen zijn meestal projectspecifiek en het is niet opportuun om hiervoor algemene regels te definiëren.

De beschrijving van de monitoring na de werken gebeurt meestal al in het BSP, bijvoorbeeld wanneer er een restverontreiniging verwacht wordt na de BSW. In dat geval is het voldoende om de werkwijze te volgen zoals opgenomen in dit, door de overheid conformverklaard, BSP.

8.2 Monitoring van het grondwater

Als er een grondwaterverontreiniging is, moet in het BSP een grondwatermonitoring voorzien worden, na de realisatie van de BSW. Door de uitgevoerde BSW zou de kwaliteit van het grondwater verbeterd moeten zijn ten opzichte van de kwaliteit voor de BSW. Bijgevolg is één van de doelstellingen van de monitoring, na de BSW, om de aanwezigheid van restverontreiniging in grondwater te controleren en te kwantificeren.

Hierbij kunnen twee situaties onderscheiden worden:

8.2.1 Een actieve grondwatersanering is haalbaar

Als een actieve grondwatersanering mogelijk is en zich opdringt, zal deze opgestart worden.

De beslissing om deze sanering op te starten, na de bodemsanering van het vaste deel van de aarde, is gebaseerd op de monitoringsresultaten van de grondwaterkwaliteit, zoals beschreven in de conformverklaring van het BSP.

Rekening houdend met de beperkte duurtijd van het fonds, kan de beslissing best zo snel mogelijk genomen worden: deze beslissing kan theoretisch gezien al genomen worden op basis van slechts één enkele monitoringsronde ter hoogte van één peilbuis.

De actieve grondwatersanering door middel van P&T blijft doorlopen tot de saneringsdoelstellingen op een duurzame wijze bereikt zijn voor het grondwater of na onderling overleg met de overheid voor zover ze voldoen aan het BATNEEC-principe.

De monitoring kan stopgezet worden na 3 opeenvolgende campagnes (bvb 3, 6, 12 maanden na de actieve sanering) die aantonen dat de concentraties voldoen aan de saneringsdoelstellingen.

Aldus, de grondwatermonitoring heeft als doel na te gaan of een opstart van een P&T nodig is en na te gaan of de saneringsdoelstellingen na de P&T behaald zijn. Als de saneringsdoelstellingen niet behaald zijn dan wordt overwogen de P&T opnieuw te starten of wordt alsnog besloten dat een actieve grondwatersanering niet haalbaar is.

8.2.2 Een actieve grondwatersanering is niet haalbaar

Omwille van hydrogeologische eigenschappen ter hoogte van de site of door het feit dat het technisch niet mogelijk is om de aanwezige restverontreiniging in de grond te saneren, is een actieve grondwatersanering niet haalbaar. De saneringsdoelstellingen zullen voor het grondwater dus niet bereikt worden. Er zal moeten nagegaan worden of de humane- en milieurisico's verbonden aan de grondwaterverontreiniging aanvaardbaar zijn. Een RA moet dan uitgevoerd worden.

Voor de milieurisico's moet de RA zich uitspreken over:

- De winbaarheid van de betrokken grondwaterlaag (de laag zelf als receptor);
- De impact op een bestaande winning (bestaande receptoren die de laag exploiteren);
- Risico op verspreiding van de verontreiniging (toename van volume of stabiele verontreinigingspluim).

Het risico op verspreiding moet gecontroleerd worden aan de hand van een monitoring na de BSW. Deze monitoring heeft tot doel om:

- de aanwezigheid van restverontreiniging in grondwater te controleren en te kwantificeren

- de afwezigheid van een verspreidingsrisico te bepalen of om te bevestigen dat er een stabiele pluim aanwezig is;

Een monitoringsschema om de verspreidingsrisico's te bepalen is opgenomen in Bijlage 13.

Een eerste controlebemonstering moet gebeuren op het moment dat er opnieuw een evenwichtstoestand in het grondwater bereikt is na de BSW (na ongeveer 3 maanden). Deze eerste bemonstering is dan de nulsituatie.

Voor elke bemonsterde peilbuis en voor elke verontreinigingsparameter, wordt een "grenswaarde" bepaald na de eerste bemonstering 3 maanden na de BSW. Voor elke verontreinigingsparameter van elke bemonsterde peilbuisen is de grenswaarde gelijk aan:

- de saneringsdoelstellingen (als de gemeten concentraties kleiner zijn dan de saneringsdoelstellingen);
- aan 1,5 maal de gemeten concentraties (als de gemeten concentraties groter of gelijk aan de saneringsdoelstellingen, zie hoofdstuk 5.3 voor de definitie).

Deze vastgelegde grenswaarden per peilbuis en per verontreinigde stof, maakt het mogelijk de grondwaterkwaliteit op te volgen na de nulsituatie. Er moet ook rekening mee gehouden worden dat tijdens de verschillende monitoringsrondes er verschillen kunnen optreden in de gemeten concentraties. Dit kan te wijten zijn aan monsternametechniek, analysemethode, seizoenschommelingen, Een mogelijke overschrijding van de grenswaarde moet dus altijd geverifieerd en bevestigd worden. Het belangrijkste doel is een bepaalde tendens (stijging, daling of stabiele toestand) in de grondwaterconcentraties vast te leggen en de potentiële verspreiding na te gaan.

Los van het feit of het grondwater winbaar is of van de mogelijke impact op bestaande receptoren, moet er op basis van de monitoringsresultaten altijd een duidelijke uitspraak gedaan kunnen worden met betrekking tot het verspreidingsrisico en de noodzaak tot het nemen van eventuele bijkomende maatregelen.

8.2.3 Besluit

Als een grondwatersanering haalbaar is, heeft de grondwatermonitoring als doel na te gaan of een opstart van een P&T nodig is en na te gaan of de saneringsdoelstellingen na de P&T behaald zijn. Als de saneringsdoelstellingen niet behaald zijn dan wordt overwogen de P&T opnieuw te starten of wordt alsnog besloten dat een actieve grondwatersanering niet haalbaar is.

Als een actieve grondwatersanering niet haalbaar is, heeft de monitoring tot doel de afwezigheid van een milieurisico en verspreidingsrisico na te gaan of te bevestigen dat er een stabiele pluim aanwezig is.

Deze monitoring bestaat uit een periodieke monstername ter hoogte van verscheidene punten: representatieve peilbuizen ter hoogte van de kern van de restverontreiniging (zowel niet-snijdende peilbuizen als diepe voor de verticale afperking) en peilbuizen aan de rand van de kern (stroomopwaarts of -afwaarts) moeten gedurende een tijdspanne van minimum 1 jaar bemonsterd worden (en dit vanwege seizoenschommelingen). Het is ook belangrijk rekening te houden met potentiële receptoren (buurpercelen, nabijheid waterwinningen). Om deze receptoren te bepalen kan overwogen worden de verspreidingsnelheid via het grondwater te bepalen.

Specifiek voor Brussel dient de relevantie van te worden nagegaan of snijdende peilbuizen worden opgenomen in het monitoringsprogramma. (bv. Reeds bestaande peilbuizen of ter actualisatie van resultaten uit het verleden).

8.2.4 Natuurlijke attenuatie

Als een restverontreiniging in het grondwater aanwezig is, kan het tijdens de monitoring aangewezen zijn het fenomeen van natuurlijke attenuatie te onderzoeken, bijvoorbeeld als er een bewezen verspreidingsrisico (of potentieel verspreidingsrisico bij een winbare laag) is. Het gaat dus louter om het al dan niet aantonen van natuurlijke processen van biodegradatie zonder deze te stimuleren zoals tijdens een sanering via natuurlijke attenuatie.

De monitoring van de natuurlijke attenuatie in het grondwater wordt uitgevoerd via monstername op een beperkt aantal peilbuizen zowel binnen als buiten de verontreinigingsvlek:

- Een peilbuis stroomopwaarts;
- Een peilbuis in de kern;
- Een (of twee) peilbuis (peilbuizen) stroomafwaarts.

Volgende parameters moeten standaard geanalyseerd worden: nitrieten, nitraten, ammonium, fenolindex, hoogwaardig ijzer (Fe II en III), magnesium, sulfaten, alkaliniteit, desolved organic carbon (DOC) en methaan. De redoxpotentiaal, geleidbaarheid en zuurtegraad (pH) moeten ter plaatse bepaald worden.

8.2.5 Rapportage van de monitoringsresultaten

Zoals eerder vermeld, heeft, de monitoring, als een actieve sanering niet haalbaar is, tot doel de afwezigheid van een milieu- en verspreidingsrisico na te gaan of te bevestigen dat de pluim stabiel is. Voor de rapportage wordt verwezen naar de T1230 standaardtabellen_VI (of voor het Waalse Gewest naar T1231_standaardtabellen_Wa), waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen de bron en de pluimzone.

8.3 Luchtmonitoring

Als er een restverontreiniging achter blijft na de werken, kan het noodzakelijk zijn op regelmatige tijdstippen een controle van de luchtkwaliteit te voorzien. Het kan namelijk gebeuren dat bijvoorbeeld een risico-evaluatie aantoont dat de restverontreiniging een humaan risico kan inhouden voor inhalatie van binnen- en/of buitenlucht.

De bemonstering van de binnen- en/of buitenlucht bestaat uit een directe meting van de blootstelling aan de verontreiniging. Deze directe meting kan sterk variërend / beïnvloed zijn door de keuze van het monsternamepunt (voorkeurstromen, “vreemde” storende bronnen, ...) en het tijdstip van de monstername (activiteiten op de site, meteorologische condities, ...).

Daarom is het aan te raden als eerste stap een bodemluchtstaalname uit te voeren en met behulp van de resultaten van de bodemluchtanalyse het model van de risicostudie te verfijnen. De bodemluchtanalyse maakt het ook mogelijk de risico-evaluatie van het toekomstige gebruik te verfijnen.

Als de conclusies van deze verfijnde risico-evaluatie ongewijzigd blijven (potentieel risico luchtinhalatie), kan staalname van de omgevingslucht (binnen- en/of buitenlucht) uitgevoerd worden en vergeleken worden met de resultaten van de modelering.

Om de bodemlucht te bemonsteren, moet(en) de bodemluchtfilter(s) zo ingepland worden dat ze zo representatief mogelijk zijn om te gebruiken voor de modelering conform bijlage 9 Richtlijn bodemluchtmetingen. Actieve monstername (bvb. via een actiefkoolbuisje) heeft de voorkeur op een passieve bemonstering. Er moeten minstens 2 halfjaarlijkse bemonsteringscampagnes uitgevoerd worden (bij voorkeur, één in de winter en één in de zomer periode) en, specifiek voor Wallonië en Brussel, zal een verhoogde frequentie worden toegepast in geval van de aanwezigheid van drijfslag.

8.4 Monitoring van het drinkwater

Als er een verontreiniging aanwezig is rond een drinkwaterleiding, kan het aan te raden zijn de effecten van de verontreiniging op de kwaliteit van het drinkwater na te gaan. Er wordt daarvoor op regelmatige basis een staal van het drinkwater genomen. Deze bemonstering moet gebeuren conform de CGP. Het is ook aangewezen de bemonstering 's morgens uit te voeren (voor de dagelijkse ingebruikname).

De analyseresultaten moeten dan vergeleken worden met de drinkwaternormen.

9 EINDRAPPORT

9.1 Doelstelling

Het Eindrapport (ER) heeft een afwijkende nomenclatuur in elk gewest, namelijk: Evaluation Finale (Wallonië), Eindevaluatierapport (Vlaanderen) en Saneringsrapport (tankstation) / Rapport d'assainissement (Station service)(Brussel). Omwille van het gewestoverstijgende karakter van BOFAS, zal in voorliggend document de gemeenschappelijke term 'Eindrapport' (ER) gebruikt worden.

Het ER heeft als doel de bodemsanering af te sluiten en de verontreinigingstoestand na de BSW vast te leggen. Hierbij wordt de restverontreiniging in kaart gebracht en wordt deze afgetoetst aan de wettelijke vereisten van de verplichting tot uitvoering van de bodemsanering. Als er geen mandaat werd verleend voor de bodemsanering van tankstationvreemde verontreiniging, gaat het om een partieel ER.

Indien nodig worden adviezen en beperkingen voor het verder gebruik van de site gedefinieerd.

Na goedkeuring van het ER door de bevoegde overheid, wordt de aanvraag tot tussenkomst bij BOFAS afgesloten.

In sommige gevallen is het noodzakelijk om de geplaatste infrastructuur in functie van de bodemsanering, na ontvangst van de goedkeuring van het ER, te ontmantelen. Het ontwerp van deze maatregelen en de opvolging ervan gebeurt door BOFAS en worden niet omschreven in de richtlijn.

9.2 Opbouw

Het ER wordt in Vlaanderen en Brussel opmaakt als een aanvullend document op het TTR CT en TTR IS, in Wallonië is dit één apart document.

Het omvat een omschrijving van:

- de uitgevoerde monitoring na de BSW;
- de eventuele ontbrekende gegevens van de TTR na de werken;
- de restverontreiniging na BSW;
- een risicoanalyse van deze restverontreiniging;
- een omschrijving van de gebruiksadviezen/beperkingen;
- een besluitvorming;
- de nazorg;
- Specifiek voor Wallonië: gegevens voor de opmaak van het "Certificat de contrôle du sol" (CCS). In het ER moeten ook de verontreinigingskernen, die onder het ABO geen verdere sanering vereisten, worden overgenomen. Zie ook Hoofdstuk 9.5.

9.3 Restverontreiniging

Restverontreiniging wordt gedefinieerd als de verontreiniging die aanwezig blijft na uitvoering van de BSW en dit in concentraties zoals gedefinieerd in overeenstemming met gewestelijke bepalingen. Deze restverontreiniging wordt minimaal beschreven voor de vlekken waarvoor een saneringsnoodzaak werd gedefinieerd na het ABO. Specifiek voor Wallonië worden alle overschrijdingen van de VS, aangetroffen in het ABO, ook als restverontreiniging opgenomen.

Om deze restverontreinigingen vast te leggen, kan het noodzakelijk zijn om bijkomende parameters te analyseren en zich niet te beperken tot de gidsparameters die werden gedefinieerd in Hoofdstuk 3.

Voorbeelden:

- in functie van bijstellen van de risico-evaluatie; (actualisatie toestand na BSW)
- actualisatie van parameters, andere dan de gidsparameters, waarvoor een saneringsnoodzaak werd gedefinieerd.

9.3.1 Restverontreiniging in de grond

Omdat de meest voorkomende saneringsvariant bestaat uit een ontgraving, zal een restverontreiniging aanwezig blijven in de zone die niet ontgraven kan worden. Veel voorkomende restverontreinigingen zijn terug te vinden ter hoogte van:

- Het openbaar domein;
- Onder gebouwen;
- Constructies en installaties;
- Veiligheidsafstanden tot gebouwen en constructies;
- Zones met nutsleidingen;
- Zones buiten bereik van standaard stabiliteitsmaatregelen;
- Zones waar geen toestemming wordt verkregen om werken uit te voeren;
- Zones waar het grondwater niet verlaagd kan worden.

Als er geen toestemming wordt verkregen voor de uitvoering van BSW door de eigenaar en/of gebruiker van een site, wordt de communicatie schriftelijk gedocumenteerd en toegevoegd aan het ER. De EBSD neemt de nodige maatregelen die door de gewestelijke overheid worden vooropgesteld.

Restverontreinigingen in de grond worden bij voorkeur afgeperkt tijdens de milieukundige begeleiding van de ontgravingswerken. Hierbij wordt rekening gehouden met de gekende contouren van het ABO en deze worden bijgewerkt in functie van gedocumenteerde organoleptische waarnemingen. Als een boorploeg moet ingeschakeld worden om de verontreiniging in kaart te brengen, gebeurt dit aansluitend de ontgravingswerken.

Bij gebruik van IS-technieken is de zone met restverontreiniging moeilijker te voorspellen:

- Zones die niet goed doorspoeld kunnen worden door kortsluitstromen;
- Minder doorlaatbare zones in de bodemopbouw;
- Zones waar het grondwater onvoldoende verlaagd kan worden;
- Minder vluchtige parameters;
- Zones met verhoogde organisch stofgehaltes.

Restverontreinigingen in de grond worden bij voorkeur bepaald aan de hand van de bestaande contouren en bijgesteld aan de hand van controleboringen op het einde van de IS-werken. De resultaten zullen worden gebruikt om het risico van deze restverontreiniging te definiëren:

- Afperkende stalen;
- Organoleptisch propere stalen;
- Organisch stofgehalte;
- Stalen ter bepaling van de volumes;
-

9.3.2 Restverontreiniging in het grondwater

De contouren van restverontreiniging in het grondwater worden gedefinieerd op basis van:

- de gekende contouren van het ABO;
- de contouren van de grondverontreiniging na sanering;
- de resultaten van de grondwatermonitoring;
- een inschatting op basis van stromingsrichting en doorlaatbaarheid van het grondwater.

Op basis hiervan wordt een realistische inschatting gemaakt van de verontreinigingssituatie na stopzetting van de monitoring.

Deze zal in de meeste gevallen kleiner zijn dan de oorspronkelijke contouren van het ABO. Als een verontreinigingsvlek groter blijkt dan oorspronkelijk ingeschat tijdens het ABO, wordt in Vlaanderen een aanvullend ABO opgestart voor de bijkomende percelen die verontreinigd zijn. Voor Wallonië en Brussel kan deze verontreiniging worden afgeperkt en gerapporteerd in het ER. Deze situatie is meestal het gevolg van een hiaat uit het oorspronkelijk ABO, waarbij een deel van de pluim niet aangetoond werd of een extra bron aan het licht gekomen is tijdens de BSW.

9.3.3 Restverontreiniging met puur product

Als er puur product werd vastgesteld en deze werd gesaneerd met behulp van IS-technieken, zal vaak een beperkte niet mobiele fractie aanwezig blijven.

Als een snijdende peilbuis wordt geplaatst in grondverontreiniging die niet kon verwijderd worden door ontgraving, kan puur product worden waargenomen in deze peilbuis. Door accumulatie kan deze schijnbaar toenemen in de peilbuis. Dit betreft een lokaal fenomeen als gevolg van de restverontreiniging in de grond en de invloed op het filtergrind.

De EBSD moet aantonen dat aan de hand van de uitgevoerde werken het mobiele deel werd verwijderd. In geval van twijfel kan het noodzakelijk zijn om een productrecuperatietest uit te voeren.

Ook wordt nagegaan aan de hand van de monitoringresultaten of het puur product nog een mobiel karakter vertoont. We merken op dat deze restverontreiniging veelal geïsoleerd werd door een folie ter hoogte van de grondwatertafel ter bescherming van het aanvulzand.

9.4 Risicobeoordeling in functie van de saneringsdoelstellingen

BOFAS werd door de aanvrager gemandateerd om invulling te geven aan de saneringsnoodzaak en de bodemsanering uit te voeren. Om de verplichtingen van het fonds te beëindigen, moet een duidelijke conclusie worden geformuleerd.

In eerste instantie wordt de restverontreiniging afgetoetst aan de saneringsdoelstellingen in het BSP. Volgende situaties zijn mogelijk:

1. Als de vooropgestelde saneringsdoelstellingen werden behaald en er invulling is gegeven aan de decretale noodzaak om de EB weg te nemen, is er geen noodzaak om een bijkomende RA uit te voeren.
2. De saneringsdoelstellingen en corresponderende TSW werden niet behaald. In dit geval moet de RA worden verfijnd of worden er gebruiksbependingen geformuleerd.
3. Het wettelijk toetsingskader werd ondertussen aangepast.
In dit geval wordt in overleg met de overheid nagegaan welk toetsingskader moet gebruikt worden.
4. Er zijn nog parameters, andere dan de gidsparameters, die nog niet onderworpen werden aan een RA (zie hoofdstuk 5). In dit geval moet de RA worden verfijnd of worden er gebruiksbependingen geformuleerd.

De verfijning van de RA gebeurt aan de hand van de gegevens verzameld tijdens de opvolging van de werken en de monitoring, indien nodig aangevuld met meetgegevens op het pad (bodemplucht, binnenlucht, grondwater, leidingwater).

Hierbij wordt opnieuw de volgorde gehanteerd van de 5 pijlers vermeld in het hoofdstuk 5:

1. Het overlopen van de criteria BOF-TRA en eventuele bijstelling van de uitgangspunten van het BSP.
Bvb. Op basis van de resultaten van de uitgevoerde monitoring kan blijken dat het risico op verspreiding van de verontreiniging werd weggenomen.

2. Het bijstellen van het CSM op basis van de actuele situatie van het gebruik van de site.
Bvb. Er werd een verontreinigingsvlek aangetroffen die een inhalatoir risico vormde. De vlek werd volledig gesaneerd aan de hand van CT-werken en IS-maatregelen. Omdat er geen filters konden worden geplaatst in de straat, is er enkel restverontreiniging aanwezig onder de openbare weg.
3. Het overlopen van de criteria BOF-SRA en eventuele bijstelling van de uitgangspunten in het RA van het BSP.
Bvb. Er werd een overschrijding vastgesteld van de screeningswaarden voor benzeen onder een woning. Na uitvoering van een BLE blijkt enkel nog een restverontreiniging aanwezig met xyleen. De vastgestelde concentratie aan xyleen overschrijdt de screeningswaarden niet.
4. Bodemluchtmetingen
Bvb. Na uitvoering van de BLE worden nog steeds waarden vastgesteld die een overschrijding van de screeningswaarden geven. Ter hoogte van deze restverontreiniging worden bodemluchtmetingen uitgevoerd. Deze waarden overschrijden de screeningswaarden voor bodemlucht niet.
5. Het uitvoeren van de risicoberekening met S-risk.
Bvb. Op basis van de uitgevoerde bodemluchtmetingen wordt een overschrijding vastgesteld van de screeningswaarden voor bodemlucht. Er wordt een gedetailleerde berekening uitgevoerd met S-risk, waarbij rekening wordt gehouden met de actuele kenmerken van het gebouw.

Er is sprake van een aanvaardbaar risico als na verfijning van de RA, volgens de gewestelijke bepalingen, de verontreiniging niet langer een EB vormt. BOFAS heeft dus invulling gegeven aan de wettelijke verplichtingen van de bodemsanering.

Als er na verfijning van de RA nog een EB aanwezig is en niet verwijderd kan worden volgens het BATNEEC-principe, worden gebruiksbepalingen gedefinieerd, zoals omschreven in de gewestelijke richtlijnen. Ook hier heeft BOFAS invulling gegeven aan de wettelijke verplichtingen van de bodemsanering.

9.5 Andere risicobeoordelingen voor het definiëren van gebruiksadviezen

Volgens de gewestelijke wetgeving kan het noodzakelijk zijn om bijkomende risico-evaluaties uit te voeren en dit in functie van het definiëren van een advies voor verder gebruik van de sites. Hiertoe werden gewestelijke richtlijnen uitgewerkt door de betrokken overheid. Deze adviezen kunnen geformuleerd worden als signaalfunctie naar een nieuwe eigenaar of als een effectieve verplichting worden opgelegd door de overheid.

Veel voorkomende adviezen, kunnen als volgt omschreven worden:

- Ter hoogte van de restverontreiniging in de grond zullen er beperkingen van toepassing zijn met betrekking tot het uitgraven van grond en de toekomstige bestemming hiervan.
- Op basis van een berekening met een risicomodel, gebaseerd op een wettelijk gedefinieerd gebruik, zijn bepaalde risico's niet uit te sluiten en worden gebruiksadviezen uitgewerkt.
Bvb.: Beoordeling situatie "générique" in Wallonië voor opmaak van het "Certificat de contrôle du sol" (CCS).
In sommige gevallen betreft dit een partieel CCS, als bijvoorbeeld de onderzoeken niet het volledige kadastrale perceel omvatten of als BOFAS geen mandaat gekregen heeft van de aanvrager voor de sanering van de tankstationvreemde verontreiniging.
Bvb.: Beoordeling situatie aan de hand van het standaardgebruik in Brussel voor het bepalen van de gebruiksbeperkingen.
- Bij het plaatsen van pompputten is het aangewezen om rekening te houden met de restverontreiniging in het grondwater en gepaste maatregelen te nemen in functie van het beoogde gebruik van het grondwater.

9.6 Besluit van het eindrapport

Voor elke vlek waarvoor in het ABO een noodzaak tot bodemsanering werd gedefinieerd, wordt een besluit per kadastraal perceel gedefinieerd, rekening houdende met eventuele kadastrale aanpassingen die zich sindsdien hebben voorgedaan. Dit besluit omvat minstens een conclusie met betrekking tot de invulling door BOFAS van de wettelijke noodzaak tot bodemsanering. Zoals in voorgaande paragrafen omschreven, kunnen eveneens gebruiksbeperkingen en gebruiksadviezen vermeld worden.

9.7 Nazorg

Dit betreffen maatregelen ter bewaking en controle, nadat de bodemsanering volledig is afgerond en de eindverklaring door de overheid werd gegeven. Deze maatregelen zijn gewestelijk gedefinieerd, maar bij diesel- en benzineverontreinigingen niet relevant.

9.8 Inhoud en rapportering

De inhoud en de rapportering moeten voldoen aan de vereisten gesteld door de verschillende gewesten.

- Wallonië: Guide de référence pour l'évaluation finale (GREF) en de Guide de référence pour l'étude de risques (GRER)
- Vlaanderen: De standaardprocedure voor Bodemsaneringswerken, Eindevaluatie-onderzoek en Nazorg.
- Brussel: zie Bijlage 1.

Volgende elementen zijn afwijkend of worden specifiek uitgewerkt:

- De opmaak van standaardtabellen en figuren volgens de documenten: T1230_standaardtabellen_Vl (of voor het Waals Gewest T1231_standaardtabellen_Wa) en T1310_PRO_Opmaak_Basisfiguren.
- Specifiek voor Brussel: toetsing restverontreiniging aan de saneringsdoelstellingen en normen van het tankstation besluit en bijkomend de normen van de Bodemordonnantie
- De vastgestelde verontreinigingskernen worden gedefinieerd, zoals omschreven in het hoofdstuk 3.
- Op de figuren wordt het onderscheid gemaakt tussen de contouren per type verontreiniging en per bron (benzine, diesel, tankstationvreemd):
 - BTEX in grond en grondwater;
 - MTBE in grondwater;
 - MO in grond en grondwater;
 - Andere parameters: in grond en grondwater.
- Als een RA noodzakelijk is onder hoofdstuk 9.4, wordt deze uitgevoerd zoals omschreven in het hoofdstuk 5.
- Als een RA noodzakelijk is onder hoofdstuk 9.5, wordt deze uitgevoerd zoals omschreven volgens de gewestelijke bepalingen.

Het rapport, wordt pas ingediend conform de gewestelijke bepalingen, na kwaliteitscontrole en goedkeuring door BOFAS. Na indiening wordt het (digitaal) ontvangstbewijs aan BOFAS bezorgd. TTR worden samen met het ER ingediend, tenzij deze eerder aan de overheid werden bezorgd.

Literatuurlijst

Brewer, R., Nagashima J., Kelley M., Heskett M. & Rigby M. (2013), *Risk-Based Evaluation of Total Petroleum hydrocarbons in Vapor intrusion Studies*, International Journal of Environmental research and Public Health, 2013, 10, 2441-2467

Brewer, R. , Nagaiah M. & Keller R. (2018), HDOH, *Collection and Use of Total Petroleum Hydrocarbon Data for the Risk-Based Evaluation of Petroleum Releases, Example Case Studies 2018*. Hawaii Department of Health, Hazard Evaluation and Emergency Response Office, Honolulu Hawaii, 2018, 128 p.

De Vos, M. (2009). Ontwerp en uitvoering van bemalingen : Belgische richtlijnen. WTCB-dossier Nr 2009/03.05. 74p.

EPA, United States Environmental Protection Agency (2015), *Technical Guide For Addressing Petroleum Vapor Intrusion At Leaking Underground Storage Tank Sites*, EPA 510-R-15-001. U.S. Environmental protection Agency Office of Underground Storage Tanks Washington D.C., 2015, 129 p.

ITRC, Interstate Technology Regulatory Council (2014), *Petroleum vapor Intrusion, Fundamentals of Screening, Investigation, and Management*. PVI-1. Washinton D.C.: Interstate technology & regulatory Council, Petroleum Vapor Intrusion Team 2014. Guidance Document, 2014, 389 p.

OSWER, United States Environmental Protection Agency (2015), *OSWER Technical Guide For Assessing and Mitigation the vapor Intrusion Pathway from Subsurface vapor Sources to Indoor Air*, United States Environmental protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, OSWER Publication 9200.2-154, 2015, 267 p.

OVAM, Openbare Vlaamse Afvalstoffenmaatschappij, *Code van Goede Praktijk: Evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van bodem- en grondwaterverontreinigingen (vs5)*, ontwerp 2018, 95p.

BIJLAGEN

Bijlage 1.	Type-inhoud van Brusselse rapporten
Bijlage 2.	Bepaling van de permeabiliteit
Bijlage 3.	Schema BOF-TRA Vlaanderen
Bijlage 4.	Toelichting BOF-TRA Vlaanderen
Bijlage 5.	Schema BOF-SRA Vlaanderen - Brussel
Bijlage 6.	Toelichting BOF-SRA
Bijlage 7.	Screeningswaarden grondwater vervluchtiging Vlaanderen - Brussel
Bijlage 8.	Screeningswaarden bodemlucht Vlaanderen - Brussel
Bijlage 9.	Richtlijn bodemluchtmetingen
Bijlage 10.	Handleiding S-Risk
Bijlage 11.	Stroomschema mbt saneringsstrategie grond
Bijlage 12.	Stroomschema mbt in situ
Bijlage 13.	Schema monitoring om verspreiding na te gaan

BIJLAGE 1: TYPE-INHOUD VAN BRUSSELE RAPPORTEN

1 INLEIDING

Voor sluitingsdossiers in het Brussels Gewest is er beslist dat deze verder moeten behandeld worden conform het besluit van 21 januari 1999 van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering tot vaststelling van de uitbatingsvoorwaarden voor benzinestations (hierna tankstationbesluit genoemd).

Deze wetgeving legt geen specifieke inhoudsbepalingen op voor de opmaak van het nader onderzoek en de saneringsrapporten.

Rekening houdende met de bodemordonnantie van 2018, zijn verschillende uitvoeringsbesluiten en de hieraan verbonden codes van goede praktijk, in samenspraak met Leefmilieu Brussel beslist om voor:

- de nadere/gedetailleerde onderzoeken,
- de saneringsonderzoeken en
- saneringsrapporten

de algemene type-inhoud bepalingen, zoals voorzien in de uitvoeringsbesluiten van 29/03/2018 in overeenstemming met de bodemordonnantie 2018 te volgen, alsook de infofiche opgenomen in de "Type-inhoud van de eindbeoordeling".

Deze aanpak maakt het voor zowel Leefmilieu Brussel als BOFAS mogelijk de inhoud van de rapporten eenvoudiger te evalueren.

De inhoudsbepalingen werden aangepast om zo goed mogelijk te voldoen aan de verwachtingen van het tankstationbesluit en dit in overeenstemming met de verwachtingen van BOFAS. Bepaalde hoofdstukken zijn vereenvoudigd en bepaalde specifieke verwachtingen van BOFAS zijn bijkomend opgenomen.

2 TYPE-INHOUD VAN HET GEDETAILLEERD ONDERZOEK

2.1 Afdeling I - Administratieve gegevens

2.1.1 Hoofdstuk 1: administratieve gegevens

Dit hoofdstuk is toe te passen maar er moet enkel naar het bronperceel gekeken worden. Voor de verspreidingspercelendient een lijst van eigenaars en exploitanten van de risicoactiviteiten worden toegevoegd.

De reden van uitvoering is de tussenkomst van BOFAS.

De opdrachtgever is BOFAS.

De identiteit van de houder van de verplichting is niet van toepassing.

2.2 Afdeling II - Vooronderzoek

2.2.1 Hoofdstuk 2: eigenschappen van de omringende omgeving

Dit hoofdstuk is van toepassing, zij het op een vereenvoudigde wijze. Het is niet nodig om aandacht te besteden aan de risicoactiviteiten van de omringende percelen.

2.2.2 Hoofdstuk 3: geologische en hydrogeologische gegevens

Dit hoofdstuk is van toepassing. Als er ter hoogte van de site een geotechnische kaart beschikbaar is, moet deze gebruikt worden om de geologie ter hoogte van de site te beschrijven.

2.2.3 Hoofdstuk 4: gedetailleerde historiek van de voormalige en huidige uitgeoefende activiteiten

Dit hoofdstuk is van toepassing, zij het op een vereenvoudigde wijze. Het is voldoende de historische activiteiten op de site te beschrijven. Het is niet nodig te verwijzen naar de oude milieuvergunningen, exploitatievergunningen, ... tenzij deze van belang zijn (bvb. bij vaststelling aanwezigheid opslagdepot tijdens het terreinbezoek).

Als de gegevens al ter beschikking zijn in kader van het verkennend bodemonderzoek, kunnen deze vanzelfsprekend overgenomen worden.

2.2.4 Hoofdstuk 5: op het te onderzoeken perceel of de te onderzoeken percelen aanwezige opslagtanks

Dit hoofdstuk is van toepassing.

2.2.5 Hoofdstuk 6: samenvatting van het verkennend bodemonderzoek

Dit hoofdstuk is van toepassing, ook al betreft het voorgaande onderzoek een prospectief dan wel verkennend bodemonderzoek.

2.3 Afdeling III: Strategie voor de uitvoering van het gedetailleerd onderzoek

2.3.1 Hoofdstuk 7: afbakeningsstrategieën

Dit hoofdstuk is van toepassing. Voor BOFAS blijft de meest efficiënte manier van afperking het uitvoeren van boringen en plaatsen van peilbuizen. Alternatieve onderzoekstechnieken zoals opgenomen in de Ordonnantie moeten niet in overweging genomen worden.

Er moet ook geen rekening gehouden worden met het begrip weesverontreiniging. Daar waar nodig moeten afperkingen gerealiseerd worden, wat inhoudt dat dit ook, indien nodig, op de buurpercelen moet gebeuren.

2.3.2 Hoofdstuk 8: Te analyseren parameters

De te analyseren parameters zijn diegenen die gelinkt zijn aan de uitbating van een tankstation (zie ook richtlijn, hoofdstuk 3: verontreinigde stoffen). De van toepassing zijnde normen zijn de referentiewaarde (RW), drempelwaarde (DW) en de interventiewaarden (IW) zoals opgenomen in het tankstationbesluit.

2.3.3 Hoofdstuk 9: methodes voor de uitvoering van boringen/peilbuizen, staalname, bewaring en analyse

Dit hoofdstuk is van toepassing.

2.4 Afdeling IV: Resultaat van het gedetailleerd onderzoek

2.4.1 Hoofdstuk 10: Resultaten van de veld- en laboratoriumwerkzaamheden

Dit hoofdstuk is van toepassing rekening houdende met normen van het tankstationbesluit. De tabel met de monsternamegegevens, veldwerkgegevens, en analyseresultaten moet opgenomen zijn zoals in de richtlijn van BOFAS.

De plannen moeten enkel de contourlijnen van de RW(grondwater), DW(grond) en IW(grond en grondwater) bevatten.

2.4.2 Hoofdstuk 11: Evaluatie van de resultaten

Dit hoofdstuk is van toepassing. De bespreking van de resultaten dient om de saneringsnoodzaak te bepalen. De bepaling van de noodzaak voor het treffen van follow up- of spoedmaatregelen moet niet gebeuren omdat aansluitend op het gedetailleerd onderzoek, de saneringsprocedure zal opgestart worden.

2.4.3 Hoofdstuk 12: Met redenen omklede conclusies

Dit hoofdstuk is van toepassing rekening houdende met het tankstationbesluit. Het moet onder andere volgende elementen bepalen:

- Mogelijke oorzaak van de verontreiniging;
- De aard van verontreiniging;
- De saneringsnoodzaak;
- Het volume aan verontreinigd grondwater en/of verontreinigde bodem.

Het is niet nodig om het type verontreiniging (eenmalige, gemengde of weesverontreiniging), de daarbij horende informatiegegevens, het type van behandeling en de persoon verantwoordelijk voor de behandeling te bepalen.

Er moet ook geen termijn gepreciseerd worden voor de kennisgeving van het saneringsvoorstel aan leefmilieu Brussel.

2.5 Bijlagen

1. De kadastrale gegevens: aan te leveren.
2. De documenten die de historiek rechtvaardigen: niet noodzakelijk (of uitzonderlijk).
3. De verschillende plannen (boringen/peilbuizen, verontreinigingscontouren): aan te leveren.
4. Boor- en peilbuisbeschrijvingen: aan te leveren.
5. Het analyserapport van het laboratorium: aan te leveren.

6. Een kopie van de erkenningen en accreditaties van het laboratorium, als deze niet in het Brussels Hoofdstedelijk Gewest erkend zouden zijn: aan te leveren.
7. De niet-technische samenvatting: aan te leveren.
8. Andere relevante bijlagen: aan te leveren.

3 TYPE-INHOUD VAN HET SANERINGSVOORSTEL

3.1 Afdeling I - Herhaling van eerdere onderzoeken

3.1.1 Hoofdstuk 1: administratieve gegevens

Dit hoofdstuk is van toepassing.

3.1.2 Hoofdstuk 2: geologische en hydrogeologische gegevens

Dit hoofdstuk is van toepassing. Als er ter hoogte van de site een geotechnische kaart beschikbaar is, moet deze gebruikt worden om de geologie ter hoogte van de site te beschrijven.

3.1.3 Hoofdstuk 3: toegankelijkheid van het perceel of percelen

Dit hoofdstuk is van toepassing. Deze informatie zal als basis dienen voor de bepaling van de aanbevolen saneringsvariant.

3.1.4 Hoofdstuk 4: herhaling van de verontreinigde stoffen

Dit hoofdstuk is van toepassing. De figuren en de volumeramingen moeten opgemaakt worden op basis van de vermoedelijke contouren voor RW(grondwater), DW(grond) en IW(grond en grondwater) van de verontreiniging.

3.1.5 Hoofdstuk 5: doelstelling van de sanering

Dit hoofdstuk is van toepassing, rekening houdende met de normen van het tankstationbesluit in functie van het gewestelijk bestemmingsplan (GBP). De saneringsdoelstelling voor MTBE in het grondwater bedraagt 300 µg/l.

De lozingsnormen voor het opgepompte grondwater zijn opgenomen in onderstaande tabel.

Tabel 1: Lozingsnormen grondwater in Brussels Gewest

parameter	water (µg/l)
Benzeen	10
Ethylbenzeen	20
Tolueen	20
Xylenen	20
Naftaleen	20
Minerale olie	300
MTBE	100

Rekening houdende met de beperkte bestaanstermijn van BOFAS en het feit dat de saneringswerven zo snel mogelijk moeten worden opgestart van zodra de milieuvergunning is ontvangen, is het niet nodig de saneringsurgentie te bepalen.

3.2 Afdeling II - Algemene beoordeling van de saneringstechnieken en -varianten

3.2.1 Hoofdstuk 6 en 7: algemene voorstelling van de te overwegen technieken en onderzoek van 3 relevante varianten

Deze hoofdstukken zijn op te maken volgens de saneringsstrategie (zie hoofdstuk 6.6 van voorliggende richtlijn). Deze aanpak maakt het mogelijk snel een unieke saneringsvariant te bepalen op basis van beproefde saneringstechnieken.

Een beschrijving van de verschillende (niet) haalbare technieken moet niet uitgewerkt worden, want deze is al opgenomen in de 6.5 Haalbaarheid van de saneringstechnieken.

Het is wel nodig aan te tonen dat de uiteindelijk gekozen saneringsvarianten doeltreffend zijn, rekening houdende met de eigenheden van de site (infrastructuur, stabiliteit, gebruik, restverontreiniging, risico's, ...).

Als een IS-variant aangewezen lijkt, wordt enkel in uitzonderlijke omstandigheden voor de BSW een piloottest uitgevoerd. De haalbaarheid van een techniek wordt namelijk ingeschat op basis van eerdere ervaringen en de kennis van de geologie in het Brusselse. De aanpak van BOFAS bestaat erin, behalve in uitzonderlijke gevallen, om een haalbaarheidstest en de dimensionering ervan uit te voeren tijdens de bodemsaneringswerken. Dit stelt Bofas in staat tijd te winnen en gemakkelijker aanpassingen aan te brengen.

Omdat de doelstelling van BOFAS het uitvoeren van de bodemsanering is, moeten noodvarianten niet verder in acht genomen worden. Dit betekent dat de voorkeursvariant, bepaald volgens 6.6 Saneringsstrategie, steeds overeenkomt met de meest doeltreffende variant. Een inschatting van de bodemsaneringskosten moet steeds bijgevoegd worden.

3.3 Afdeling III - Gedetailleerde beschrijving van de sanering en van de nood- en follow-upmaatregelen

3.3.1 Hoofdstuk 8: gedetailleerde beschrijving van de voorkeursvariant

Dit hoofdstuk is van toepassing, mits in acht neming van volgende punten:

- Uitgraving van gronden: toe te passen.
- De aanvangsperiode en uitvoering van de in situ-sanering: er moet een TTR opgemaakt worden na beëindiging van de IS-sanering. Als blijkt dat deze IS-sanering niet doeltreffend was, moet er, indien nodig, een specifiek overlegmoment ingelast worden met Leefmilieu Brussel bij indiening van het TTR.
- Risico-evaluatie: dit punt wordt behandeld als er een restverontreiniging wordt verwacht na de sanering. Het gaat hier dus niet over het opmaken van een risicobeheer zoals voorzien in het Besluit van 29/03/2018 van de Brusselse Hoofdstedelijke Regering tot vaststelling van de type-inhoud van een saneringsvoorstel.
- Tussentijds(e) rapport(en): toe te passen rekening houdende met voorgaande opmerkingen.
- Beschrijving van de procedure voor het formuleren van besluiten in verband met het bereiken van de verwachte resultaten: er moet een gedetailleerde beschrijving gegeven worden van de voorziene controlemomenten.

3.3.2 Hoofdstuk 9: eventueel te treffen noodmaatregelen voor of tijdens de werken

Dit hoofdstuk moet niet uitgewerkt worden.

3.3.3 Hoofdstuk 10: follow-upmaatregelen na de werken

Dit hoofdstuk is van toepassing rekening houdende met de monitoringswerkwijze zoals opgenomen in deze richtlijn (zie hoofdstuk 8: Monitoring).

3.3.4 Hoofdstuk 11: samenvattend tijdschema van de werken

Dit hoofdstuk is van toepassing, zij het op een vereenvoudigde wijze. Enkel de verwachte tijdsduur van de werken moet vermeld worden.

3.3.5 Hoofdstuk 12: evaluatie van de milieueffecten van het saneringsvoorstel

Dit hoofdstuk wordt zodanig opgesteld om te beantwoorden aan de evaluatie van de milieueffecten zoals voorzien in de milieuvergunningsaanvraag klasse 1B die moet ingediend worden na goedkeuring van het saneringsrapport aan Leefmilieu Brussel.

3.3.6 Hoofdstuk 13: maatregelen ter beperking van de milieueffecten

Dit hoofdstuk is van toepassing.

3.3.7 Hoofdstuk 14: gedetailleerde beschrijving van de modaliteiten betreffende de opvolging van de werf

Dit hoofdstuk is van toepassing rekening houdende met de vereisten voor begeleiding opgenomen in hoofdstuk 7.4: Opvolging van de BSW.

Er is geen communicatie voorzien naar de houder van de verplichtingen wetende dat elk dossier meteen door BOFAS zal behandeld worden in naam en voor rekening van de aanvrager.

3.4 Bijlagen

1. Eigendomsbewijs: niet gevraagd;
2. Figuren met de vermoedelijke contouren: aan te leveren;
3. Detailinformatie van de kosten: Enkel aan te leveren voor de voorkeursvariant;
4. De BATNEEC-analyse (volgens de saneringsstrategie): aan te leveren;
5. Stabiliteitsonderzoek: aan te leveren;
6. Figuren van de pilootstudie: niet gevraagd;
7. Advies van de bodemsaneringsaannemer: niet gevraagd;
8. Andere onderzoeken: aan te leveren indien van toepassing;
9. Het plan of plannen van de uitgravingszone(s) en de inrichting van de tijdelijke bemaling: aan te leveren;
10. De onder- en bovengrondse inrichtingen voor de in situ-behandeling: aan te leveren
11. De ligging van de controleboringen en -peilbuizen op een figuur: aan te leveren;
12. Risico-evaluatie gelinkt aan de restverontreinigingen: dit betreft een andere bijlage dan de bijlage opgenomen in het besluit van 29/03/2018 van het Brussels Hoofdstedelijk Gewest tot vaststelling van de type inhoud van de saneringsvoorstel. Deze bijlage betreft enkel de risico-evaluatie verbonden aan de restverontreinigingen. Risicobeheer wordt niet verder behandeld.
13. Niet technische samenvatting: aan te leveren;
14. Andere eventueel relevante bijlagen: aan te leveren.

4 TYPE-INHOUD VAN HET SANERINGSRAPPORT

4.1 Hoofdstuk 1: administratieve gegevens

Dit hoofdstuk is enkel van toepassing voor het perceel waarop het tankstation gevestigd was. Voor de verspreidingspercelen moet een lijst van eigenaars en exploitanten van de risicoactiviteiten worden toegevoegd.

4.2 Hoofdstuk 2: herhaling van de doelstellingen

Dit hoofdstuk is van toepassing, maar werd aangepast aan de werking van BOFAS.

Dit hoofdstuk moet volgende elementen bevatten:

1. Herhaling van de geologische en hydrogeologische gegevens;
2. Herhaling beschrijving bodem- en grondwaterverontreiniging;
3. Herhaling van de voorziene saneringstechniek;
4. Herhaling van de saneringsdoelstellingen.

De eerste 3 punten moeten niet besproken worden in het verslag als deze opgenomen zijn in de TTR die betrekking hebben op de CT- en/of IS-werken.

4.3 Hoofdstuk 3: gedetailleerde omschrijving van de uitgevoerde maatregelen en werken

- De tekstuele chronologische omschrijving: toe te passen.
- De figuren: toe te passen. Dit betreft de gegevens van de BSW. Risicobeheer of risicobehandeling van beperkte duur moeten niet in beschouwing genomen worden. De figuren moeten op zijn minst de door Leefmilieu Brussel gevraagde informatie bevatten en moeten aangevuld worden met de bijkomende eisen van BOFAS.
- Analysetabellen: toe te passen met aanvulling van de vereisten van BOFAS.
- Foto's: toe te passen.
- Attesten: toe te passen.
- Werfregister: toe te passen in functie van het dossier.
- Analysecertificaten: toe te passen.
- Boorprofielen: toe te passen.

4.4 Hoofdstuk 4: behaalde resultaten betreffende de blootstelling van personen en milieu

Dit hoofdstuk is toe te passen rekeningen houdende met de normen van het tankstationbesluit. Indien nodig moeten de interventie- en saneringsnormen uit de ordonnantie in beschouwing genomen worden om de noodzaak van een RA uit te sluiten.

4.5 Hoofdstuk 5: aard en duurtijd van de eventueel uit te voeren follow-upmaatregelen

Dit hoofdstuk is toe te passen. Omwille van de tussenkomst van BOFAS bij de BSW, zullen de voorziene maatregelen, op enkele uitzonderingen na, voornamelijk bestaan uit eventuele gebruiksbeperkingen. De normen uit het tankstationbesluit moeten gebruikt worden.

4.6 Hoofdstuk 6: Verkennend bodemonderzoek

Dit hoofdstuk is niet toe te passen.

4.7 Hoofdstuk 7: Besluiten van de eindbeoordeling

Dit hoofdstuk is toe te passen maar enkel voor de uitgevoerde BSW.

4.8 Bijlagen

1. Kadastrale legger en plan: niet gevraagd.
2. BATNEEC analyse: niet gevraagd.
3. Figu(u)r(en) van de behandeling en van de eindtoestand (met eveneens de figuren van de verontreinigingssituatie voor de bodemsanering (mochten deze nog niet opgenomen zijn in de TTR van de CT- of IS-werken): aan te leveren.
4. Analysetabellen: aan te leveren.
5. Becommentarieerde foto's van de uitgevoerde behandeling: aan te leveren.
6. Attesten: aan te leveren.
7. Kopie van het werfregister: niet gevraagd (behalve in uitzonderlijke gevallen).
8. De analysecertificaten: aan te leveren.
9. Boorbeschrijvingen uitgevoerd gedurende de behandeling: aan te leveren.
10. Risico-onderzoek: aan te leveren.
11. Verkennend bodemonderzoek: niet gevraagd.
12. Niet technische samenvatting: aan te leveren.

BIJLAGE 2: BEPALING VAN DE PERMEABILITEIT

1 INLEIDING

De permeabiliteit of doorlaatbaarheid van een bodemlaag wordt gekenmerkt door de k-waarde van die laag.

De k-waarde is van belang bij:

- de bepaling van een ernstige bedreiging (EB) in geval van dispersie (verspreiding snelheid, definitie van een scheidende laag, deklaag en watervoerende laag, ...);
- de bepaling van de voorkeursvariant (dimensionering van de grondwater- en luchtonttrekking, grondwater- en luchtzuivering, de invloedstralen van de onttrekkingen, vergunning voor grondwateronttrekking, lozingsvergunning, ...).

De impact van een foutieve k-waarde kan, gezien het belang zoals hierboven aangegeven, zeer groot zijn (opmerking: in de verdere tekst wordt met impact, de impact van het gebruik van een foutieve k-waarde op de bepaling van EB of voorkeursvariant, bedoeld). Er moet dan ook zeer omzichtig en doordacht te werk gaan worden bij de bepaling van de k-waarde.

Bij de bepaling van de k-waarde is het noodzakelijk om de verschillende bodemlagen te identificeren. Dit gebeurt door de boorbeschrijvingen, korrelverdelingen, sonderingen, gegevens uit databanken en (hydro)geologische kaarten met elkaar te vergelijken. Bij voorkeur wordt gebruik gemaakt van de systematiek van de HCOV-codering¹ en grondwatersystemen in Vlaanderen en de masses d'eau in Wallonië. Voor elke bodemlaag moet daar waar van belang een k-waarde bepaald te worden.

Het is aangewezen om bij de inschatting van de k-waarde gebruik te maken van alle beschikbare gegevens. Dit betekent dat een k-waarde bepaald op basis van één gegeven, steeds moet getoetst worden aan de andere beschikbare gegevens. Op basis van alle beschikbare gegevens en de ervaring van de EBSD moet deze tenslotte een k-waarde weerhouden. Hierbij is het aangewezen om afhankelijk van de doelstelling en de onzekerheden een veiligheidsmarge in te bouwen.

Als de onzekerheid op de k-waarde echter zo groot is dat een belangrijke impact niet kan uitgesloten worden met betrekking tot EB, voorkeursvariant, vergunningen, ... moet nagegaan worden of bijkomend onderzoek noodzakelijk is.

Dit bijkomend onderzoek kan zijn: contactname met bemalingsfirma's, uitvoeren permeameter testen, pompproeven, ...

Afhankelijk van de aard van de bodem is een verschillende aanpak aangewezen. Hierop gaan we eerst verder in. Daarna komen de verschillende methodes ter bepaling van de k-waarde aan bod.

¹ Concept Vlaams Grondwater Model (VGM): deelrapport 1: Hydrogeologische Codering van de Ondergrond van Vlaanderen (HCOV) (2000)

2 BEPALING VAN DE K-WAARDE IN KLEI- OF LEEMBODEMS (INCLUSIEF ZANDIGE LEEM)

Voor slecht doorlatende (niet zandige) gronden is een nauwkeurige bepaling van de k-waarde minder van belang omdat de doorlaatbaarheid zo beperkt is dat het onwaarschijnlijk is dat er een impact zal zijn naar:

- een uitspraak mbt een EB (verspreidingsrisico niet-winbare lagen);
- de voorkeursvariant en vergunningen, omdat de onttrekkingsdebieten zeer laag zijn.

Voor slecht doorlatende gronden volstaan dus de literatuurgegevens van de desbetreffende geologische laag. Als er geen literatuurgegevens voorhanden zijn van de desbetreffende laag, kan bvb. gebruik gemaakt worden van het Rawls-diagram dat de doorlaatbaarheid weergeeft in functie van de textuurdriehoek (zie hoofdstuk 6.2).

De berekening van de k-waarde aan de hand van een formule uitgaande van de korrelverdeling is voor slecht doorlatende bodems af te raden.

3 BEPALING VAN DE K-WAARDE IN ZANDIGE BODEMS

Voor goed doorlatende gronden (matig tot grove zanden) is de impact van een onnauwkeurige bepaling van de k-waarde naar:

- een EB onwaarschijnlijk (verspreidingsrisico winbare laag);
- de voorkeursvariant, vergunningen en dimensionering van de installaties groot.

Voor matig doorlatende gronden (lemige tot fijne zanden) kan de impact naar een EB en de voorkeursvariant groot zijn.

De berekening van de k-waarde uitgaande van de korrelverdeling is voor goed doorlatende bodems aangewezen. Voor matig doorlatende bodems en in het bijzonder voor lemige zanden moeten deze zeer omzichtig gehanteerd worden. Deze berekende k-waarde moet steeds getoetst worden aan andere beschikbare gegevens.

In de literatuur zijn voor de zandige geologische lagen bijna altijd literatuurgegevens voorhanden.

4 SAMENVATTING VAN DE METHODE TER BEPALING EN IMPACT VAN DE K-WAARDE

Hieronder worden voor de verschillende bodemtypes de impact van de k-waarde op EB, voorkeursvariant en de aangewezen wijze voor de bepaling van de k-waarde weergegeven:

Tabel 1: Methode voor de bepaling van de k-waarde volgens bodemtype

Bodemtype	Impact op ernstige bedreiging	Impact op voorkeursvariant	Methode voor de bepaling van de k-waarde
Klei - leem	Onwaarschijnlijk	Onwaarschijnlijk	Gebruik literatuurwaarde. Indien voor de specifieke geologische laag geen data voorhanden, gebruik het RAWL-diagram.
Lemig zand	Eerder waarschijnlijk	Eerder waarschijnlijk	Gebruik literatuurwaarde. Indien voor de specifieke geologische laag geen data voorhanden, gebruik de formule van Kozeny en toets aan het RAWL-diagram.
Zand	Onwaarschijnlijk	Groot	Gebruik de formule van Kozeny en toets deze aan literatuurgegevens.
Alluviaal grind	Onwaarschijnlijk	Heel groot	Gebruik literatuurgegevens.

5 LITERATUURGEGEVENS

De literatuurgegevens zijn voldoende bekend en zijn onder meer vermeld in de diverse codes van goede praktijk:

- OVAM: Code van goede praktijk - Pump & Treat deel 1;
- Belgische richtlijnen - WTCB-dossier nr 2009/03.05.: Ontwerp en uitvoering van bemalingen;
- GRER Parti C + Annexe C-3.3 GRER Méthodes de détermination de la conductivité.

Het is uiteraard altijd aangewezen nieuwe en andere bronnen te raadplegen. In het bijzonder verdienen de eigen ervaringen van het studiebureau of van BOFAS op nabijgelegen sites vermeld te worden. Ook de mate van voeding van een peilbuis op het ogenblik van staalname of schoonpompen (alimentation bien/mal/insuffisamment) kan een aanwijzing zijn voor de grootteorde van doorlaatbaarheid van een watervoerende laag (beslissing omtrent al dan niet winbare laag). Hiervoor wordt onder andere verwezen naar de CMA en CWEA.

6 BEPALING VAN DE K-WAARDE OP BASIS VAN EEN KORRELVERDELING

Bij de bepaling van de korrelverdeling gebruiken de labo's verschillende technieken. Deze geven een aanzienlijke spreiding in de resultaten.

De meest aangewezen analysemethode voor de korrelverdeling, ter bepaling van de k-waarde, met behulp van een formule is een analyse volgens de NEN5753 'Bodem- Bepaling van het lutumgehalte en de korrelgrootteverdeling in grond en waterbodem met behulp van zeef en pipet' mits:

- GEEN destructie wordt gedaan van carbonaten, WEL destructie van organisch materiaal om het coagulerend effect ervan te vermijden in de bepaling van de silt- en kleifracties (pipetmethode);
- fractie >2 mm MEE wordt bepaald;
- voldoende fracties bepaald worden bvb. <2, 16, 50, 63, 125, 250, 500, 1000, 2000 en >2000µm.

Opmerking: voor lemige/kleiige bodems en voor korrelverdelingen, die niet ter bepaling van de k-waarde dienen, is destructie van organisch materiaal én carbonaten wel aangewezen. De hoeveelheid organisch materiaal en carbonaten moet in dit geval bij voorkeur afzonderlijk gerapporteerd worden.

Merk ook op dat glauconiet in mindere of meerdere mate in fijnere fracties kan uiteenvallen, wat een onderschatting van de k-waarde geeft. De mate waarbij dit gebeurt is afhankelijk van de analysemethode en de aard van het glauconiet.

De formules voor de bepaling van een k-waarde op basis van een korrelverdeling zijn niet geldig bij een te hoog percentage aan fijne fracties. Dit houdt in dat voor bodemtypes zoals klei, leem tot en met zandige leem de formules niet gelden. Ook voor lemig zand geven de formules onbetrouwbare resultaten. De betrouwbaarheid stijgt naarmate de zandfracties toenemen. Dit betekent echter allerminst dat de resultaten voor zand niet meer getoetst moeten worden aan de andere beschikbare gegevens.

Onder de formules ter bepaling van de k-waarde geeft de formule van Kozeny-Carman (en afgeleiden) de meest betrouwbare resultaten en is voor de grootste range geldig (zie excell spreadsheet in T1250_FOR_Permeabiliteit Kozeny).

Voor zandige leem, leem en bodems met een hoge percentage aan fijne fracties kan de k-waarde bepaald worden aan de hand van het Rawls-diagram waarbij de k-waarde bepaald wordt ifv de textuurdriehoek (zie verder).

6.1 Kozeny-Carman

Het betreft een versie van de formule van Kozeny die rekening houdt met meerdere factoren zoals de specifieke oppervlakte van het monster en de porositeit.

De specifieke oppervlakte wordt berekend aan de hand van een volledige korrelverdeling. De porositeit kan ingeschat worden op basis van literatuurgegevens of kan afgeleid worden uit de droge densiteit van het monster.

De berekening is als volgt:

De permeabiliteit $k = Cste/U^2 \times n^3/(1-n)^2$ (in cm/s).

Hierbij is:

$Cste = 420,86$: een empirische constante bepaald onder andere door de viscositeit van het water. In de bodem heerst een nagenoeg constante temperatuur zodat deze viscositeit als constant mag beschouwd worden.

U = de specifieke oppervlakte van het monster, berekend als een gewogen gemiddelde van de specifieke oppervlakte van iedere zeeffractie. De specifieke oppervlakte van iedere zeeffractie $u_i = 1/d_i$, waarbij d_i = de gemiddelde korreldiameter in cm is van de i -de zeeffractie. Daar de gemiddelde korreldiameter van de kleinste (bvb. $<2\mu m$) en van de grootste (bvb. $>2000\mu m$) zeeffracties normaal niet bepaald kunnen worden, worden voor deze gemiddelde korreldiameters de zeefdiameters aangehouden (resp. $2\mu m$ en $2000\mu m$). Voor de andere tussenliggende fracties wordt de gemiddelde korreldiameter als volgt bepaald:

$$d_i = 10^{((\log_{10}(z_{i-1}) + \log_{10}(z_i))/2)}$$

Hierbij zijn z_{i-1} en z_i de twee zeefdiameters waartussen de zeeffractie valt. Aan iedere zeeffractie wordt een gewicht toegekend dat gelijk is aan het gewichtsperscentage (p_i) van deze zeeffractie. Tenslotte is de specifieke oppervlakte $U = \sum(u_i \times p_i)/\sum(p_i)$ van alle zeeffracties. Als gewichtsperscentages gebruikt worden dan is $\sum(p_i) = 100\%$. Het is echter eveneens mogelijk om het nettogewicht van iedere zeeffractie te gebruiken in plaats van het gewichtsperscentage.

n = de porositeit bepaald als de verhouding van het volume poriën op het totale volume van het droge monster. In de veronderstelling dat de densiteit van de korrels benaderend gelijk is aan die van kwarts ($d = \pm 2,65 \text{ ton/m}^3$) kan de porositeit geraamd worden volgens de formule porositeit = $1 - \text{droge densiteit}/2,65$.

De impact van het organische stof(OS)-gehalte op de porositeit van zand is zeer gering. Het effect van het OS-gehalte op de porositeit is daarbij onduidelijk. Het verdient dan ook de voorkeur om geen rekening te houden met het OS-gehalte bij de berekening van de k -waarde. De droge densiteit kan dan ook gelijk gesteld worden aan de minerale bulkdensiteit afgelezen uit het Rawls-diagram (zie hieronder).

De berekende k-waarde met de formule van Kozeny betreft de verticale doorlaatbaarheid. De horizontale doorlaatbaarheid kan ten gevolge van anisotrope verschijnselen beduidend groter zijn dan de verticale doorlaatbaarheid. Voor zand worden dikwijls waarden tussen 1,5 en 10 gebruikt voor de verhouding k_h/k_v .

Hierbij is zand bepaald volgens de Amerikaanse textuurdriehoek: de fractie groter dan 50µm.

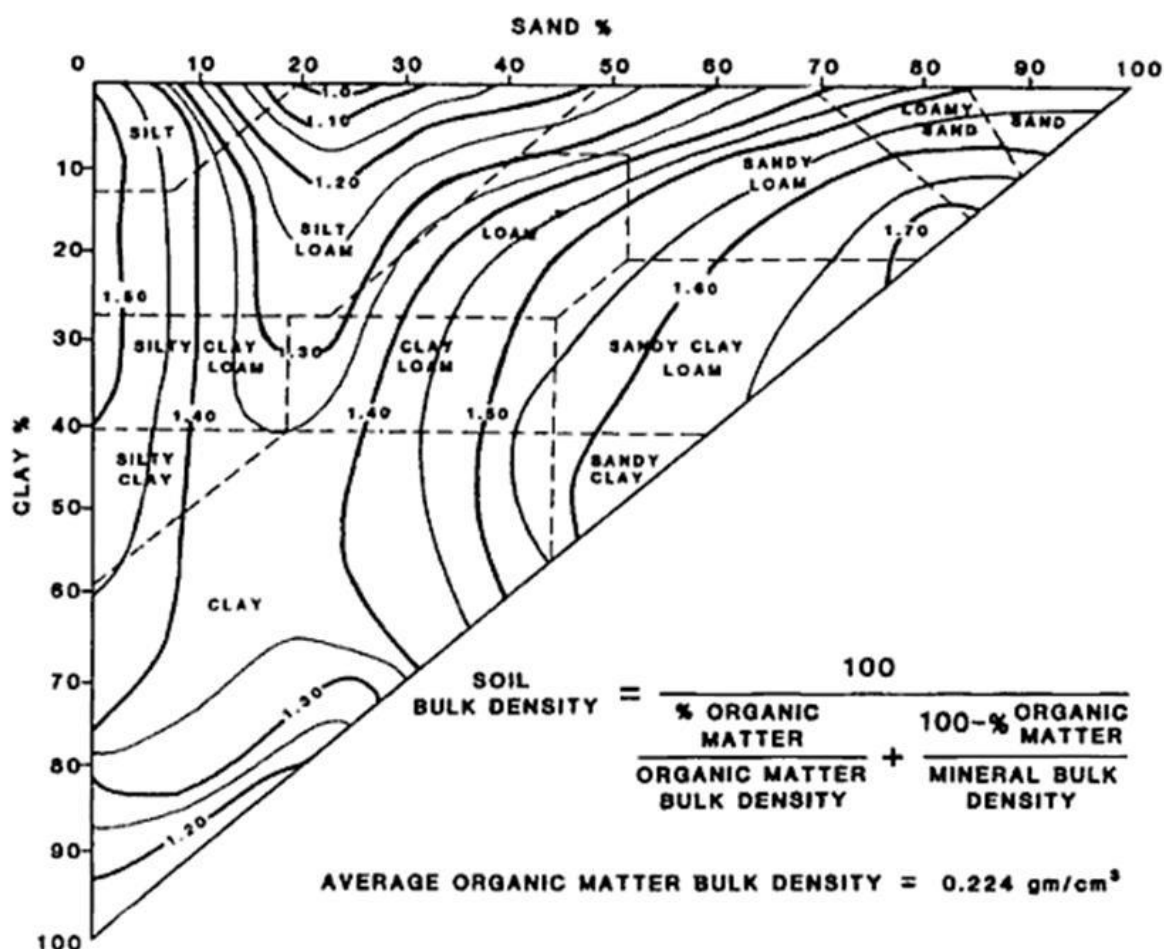


Figure 1. Mineral bulk density (g/cm³).

Figuur 1: RAWLS-diagram mbt 'mineral bulk'-densiteit

De afgelezen waarde uit het diagram is de 'mineral bulk density'.

6.2 RAWLS-diagram mbt hydraulische doorlaatbaarheid ifv textuurdriehoek

Hierbij is zand bepaald volgens de Amerikaanse textuurdriehoek: de fractie groter dan 50µm. Het toepassingsgebied is aangeduid in het groen.

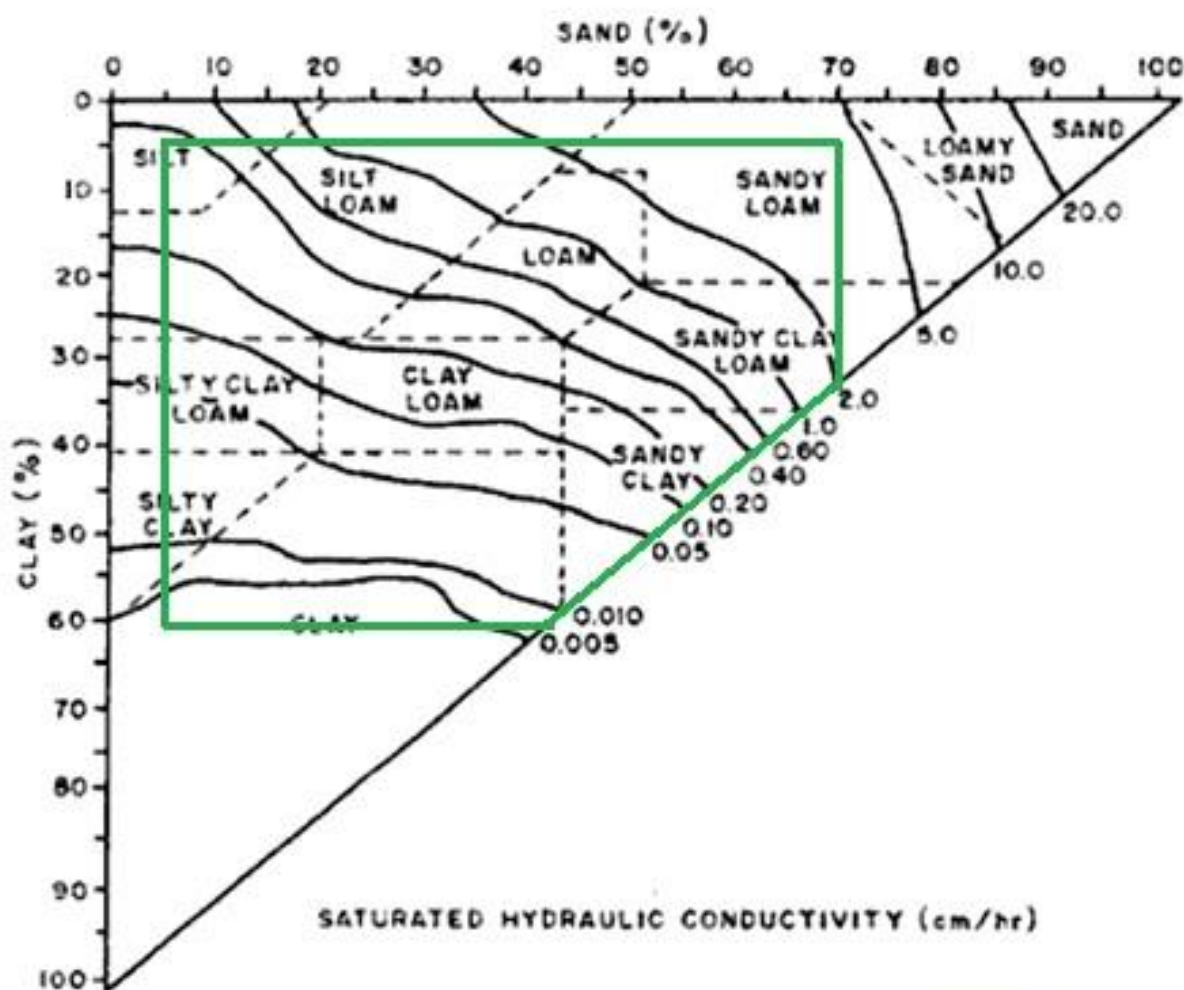


Figure 3.42.—Saturated Conductivity Classified by Soil Texture (Rawls et al., 1990).

Figuur 2: Rawls-diagram mbt hydraulische doorlaatbaarheid ifv textuurdriehoek

7 BIJKOMEND ONDERZOEK

Als op basis van bovenvermelde literatuurgegevens en korrelverdelingen nog een grote onzekerheid bestaat over de k-waarde van de verschillende bodemlagen, die een belangrijke impact kunnen hebben, is bijkomend onderzoek gewenst.

Voor zandgronden zijn ongetwijfeld de lokale bemalers een informatiebron die ook kunnen gecontacteerd worden.

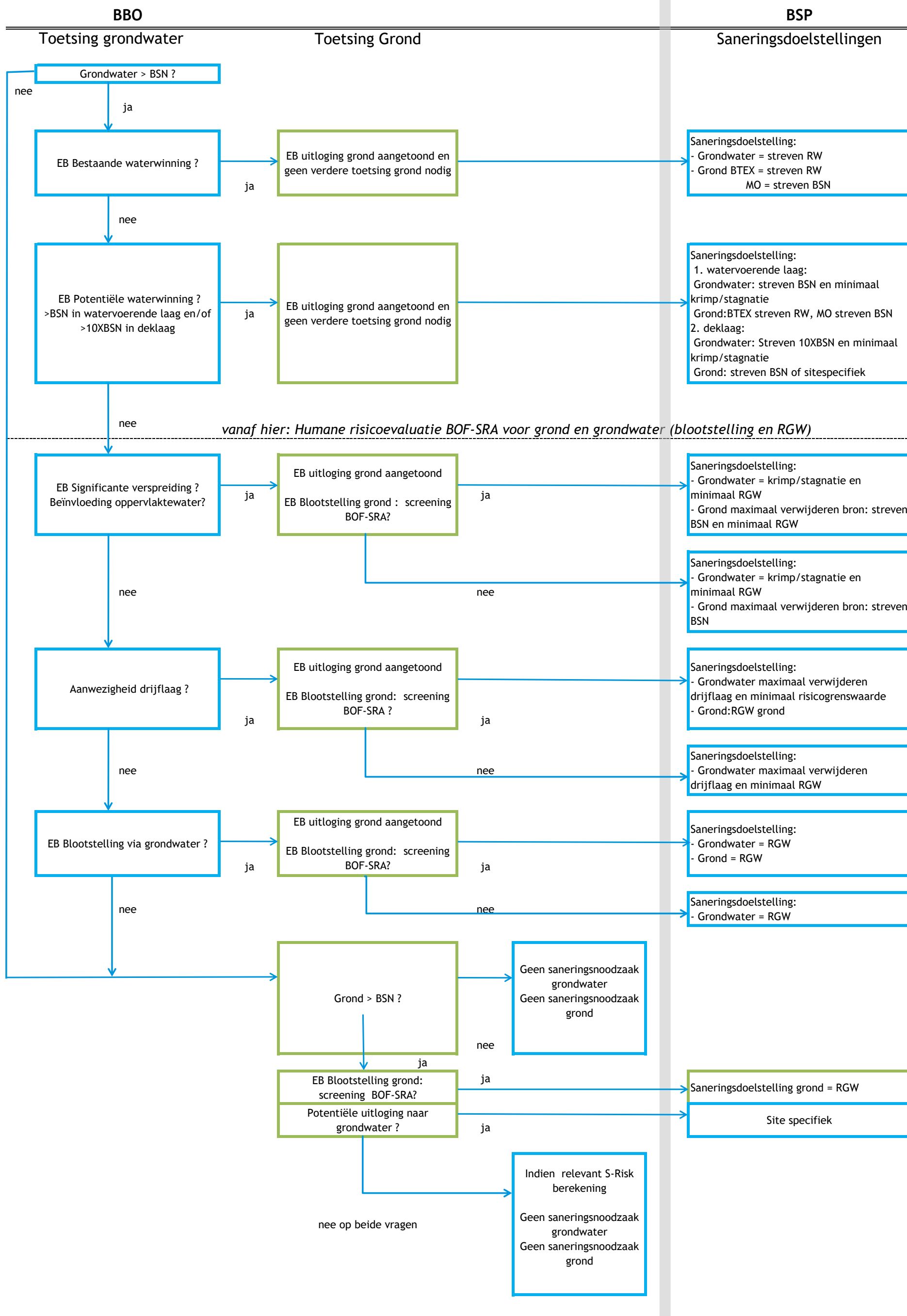
Daarnaast kunnen pompproeven ex- of in-situ uitgevoerd worden. De wijze waarop deze testen worden uitgevoerd, zijn in opgenomen in de vermeldde referentiewerken bij de literatuurgegevens. Daarnaast vermelden we ook de CMA/7/A.2 ontwerp bepaling van de verzadigde hydraulische geleidbaarheid (laboproef).

Omwille van de belangrijke kost en tijd die gepaard gaan met pompproeven, is het aangewezen ze te vermijden.

Dikwijls kan de nauwkeurige bepaling van de k-waarde uitgevoerd worden in combinatie met de bodemsaneringswerken door ontgraving met bemaling.

BIJLAGE 3: SCHEMA BOF-TRA VLAANDEREN

Schema BOF-TRA Vlaanderen



BIJLAGE 4: TOELICHTING BOF-TRA VLAANDEREN

1 PRINCIPE EN RANDVOORWAARDEN

1.1 De BOF-TRA en de bepaling van de saneringsnoodzaak

Het bepalen van de saneringsnoodzaak gebeurt bij de BOF-TRA door het trapsgewijs uitvoeren van een toetsing voor grondwater en een toetsing voor grond. Hierbij wordt stelselmatig nagegaan of een Ernstige Bedreiging (EB) aanwezig is. Van zodra een EB aangetoond is, kan hieraan een saneringsdoelstelling gekoppeld worden die overeenkomt met het verwijderen van de aangetoonde EB.

De toetsing is zo opgebouwd dat er van strenge naar minder strenge saneringsdoelstellingen wordt gewerkt. Door deze getrapte benadering wordt een verdere toetsing overbodig van zodra een saneringsdoelstelling is bepaald. En daarmee zijn dus alle risico's gedekt.

Ook de relatie tussen grondwaterverontreiniging en grondverontreiniging zit hierin: bij verontreinigingen met koolwaterstoffen is het niet mogelijk om het grondwater te saneren zonder voorafgaandelijk de grondverontreiniging voldoende gesaneerd te hebben. Als dus een EB voor het grondwater wordt aangetoond, bestaat er ook saneringsnoodzaak voor de grondverontreiniging.

Bij het doorlopen van het beslismodel voor Vlaanderen wordt altijd begonnen met de toetsing van het grondwater. Van zodra een EB voor het grondwater is aangetoond, ligt de overeenkomende saneringsdoelstelling, zowel voor grondwater en voor grond, vast en is geen verdere toetsing nodig. Als voor een bepaalde toetsing geen EB wordt vastgesteld, wordt de volgende toetsing uitgevoerd. Het beslismodel geeft ook aan vanaf welke toetsing van de grondwaterverontreiniging, er ook een afzonderlijke toetsing van de grondverontreiniging (blootstelling grond) noodzakelijk wordt.

In het beslismodel voor de BOF-TRA wordt de relatie tussen saneringsnoodzaak en saneringsdoelstelling gegeven in het stroomschema (bijlage 3 stroomschema BOF-TRA). Een beschrijving van de verschillende toetsingen is gegeven in onderstaande paragrafen

Eénmaal de saneringsdoelstelling bepaald is, wordt deze gehanteerd als randvoorwaarde bij de keuze van de voorkeursvariant. Projectsamensteltief wordt nagegaan of deze doelstelling kan gehaald worden en in overeenstemming is met het Batneec-principe.

1.2 De BOF-TRA en de saneringsdoelstellingen

In een eerste fase wordt er nagegaan of er een risico is op aantasting van een bestaande of een potentiële waterwinning. Hier zijn strenge, eenduidige normgebaseerde saneringsdoelstellingen aan gekoppeld.

In een tweede fase wordt nagegaan of er sprake is van een significante verspreiding via het grondwater. In deze stap worden de saneringsdoelstellingen bepaald door het humaan toxicologisch risico gerelateerd aan de grondverontreiniging. Dit gebeurt door middel van het CSM en de BOF-SRA. Hierbij wordt zowel gekeken naar de onbebouwde zone als naar de bebouwde zone.

Voor de onbebouwde zone wordt gestreefd naar een maximale sanering, voor zover technisch haalbaar en BATNEEC, waarbij voor de bovenste 2 meter strenge saneringsdoelstellingen gelden. Op deze manier kunnen de meeste blootstellingwegen verwijderd worden en dat is in de praktijk ook meestal haalbaar. Voor de diepere zone speelt de haalbaarheid en het BATNEEC-principe een grotere rol.

Voor de bebouwde zone worden de saneringsdoelstellingen bepaald door het inhalatoir risico. Dit principe is verduidelijkt in pijler 2 van de RA, de zogenaamde voorafgaandelijke screening (BOF-SRA) en werd verder uitgewerkt als bijlagen 5 en 6 van de richtlijn. De risicogrenswaarden zijn conservatief berekend en gelden als saneringsdoelstelling. De criteria worden in het saneringsplan als saneringsdoelstelling overgenomen. De ermee corresponderende evenwichtsconcentraties in het grondwater garanderen daarenboven dat er geen inhalatoir risico uitgaat voor het grondwater. Voor het luik grondwater kan voor het aspect inhalatoir risico gebruik gemaakt worden van de BOFAS-screeningswaarden voor vervluchtiging vanuit grondwater (bijlage 7 van de richtlijn). Via S-Risk (bijlage 10 van de richtlijn) kan ook een saneringsdoelstelling berekend worden.

Zoals eerder gesteld gaat dit principe ervan uit dat in de onbebouwde zone de verontreiniging volledig kan verwijderd worden. Als er nog een restverontreiniging voorkomt in de grond in de onbebouwde zone moet mogelijks ook rekening gehouden worden met andere blootstellingsrisico's dan louter het inhalatoir risico.

Als voor de grond en eventueel ook voor het grondwater in bepaalde zones niet kan voldaan worden aan hogervermelde saneringsdoelstellingen, is het aangewezen om in de fase van het saneringsplan over te gaan tot bodemluchtmetingen. De resultaten van de bodemluchtmetingen kunnen worden afgetoetst aan de BOFAS-screeningswaarden voor bodemlucht (bijlage 8 van de richtlijn), nadat ze ingevoerd werden in S-Risk. Belangrijk hierbij is dat de screeningswaarden voor bodemlucht op zich niet als saneringsdoelstelling weerhouden worden in het saneringsplan. Het besluit is dat de ermee corresponderende verontreiniging gemeten in de grond geen EB vormt op het vlak van het inhalatoir risico.

Als blijkt uit bodemluchtmetingen, uitgevoerd in de fase van het saneringsplan, dat er nog steeds sprake is van een inhalatoir risico, zal site specifiek moeten nagegaan worden of bijkomende metingen (bodemluchtmetingen na saneringswerken, binnenluchtmetingen, ...) aangewezen zijn om het risico en eventuele bijkomende maatregelen verder te verfijnen.

2 VERDUIDELIJKING BIJ DE VERSCHILLENDE STAPPEN VAN HET DE BOF-TRA

2.1 Toetsing grondwater

2.1.1 Bedreiging bestaande waterwinning

2.1.1.1 Bepaling EB

Er wordt nagegaan of een bestaande waterwinning wordt bedreigd. Een waterwinning wordt als bedreigd beschouwd als de verontreiniging zich binnen een periode van 25 jaar in de winning zelf of in de beschermingszone II van de winning zal bevinden.

Het bepalen of een winning binnen een periode van 25 jaar kan aangetast worden, gebeurt op basis van de berekende stroomsnelheid van het grondwater, rekening houdend met retardatie en de afstand van de rand van de verontreinigingscontour tot de winning. Hierbij wordt rekening gehouden met de watervoerende laag waaruit het grondwater gewonnen wordt en de laag waarin de grondwaterverontreiniging is vastgesteld. Voor het berekenen van de stroomsnelheid van het grondwater wordt verwezen naar de wet van Darcy in overeenstemming met de gewestelijke code en naar bijlage 2 van de richtlijn met betrekking tot de bepaling van de permeabiliteit.

Voor de toetsing wordt een inventarisatie gemaakt van alle waterwinningen in de omgeving van het tankstation die binnen een periode van 25 jaar mogelijk kunnen aangetast worden. Alle vormen van waterwinning komen in aanmerking: drinkwaterwinningen, particuliere winningen en winningen voor landbouwdoeleinden of industrieel gebruik.

Zoals aangegeven in de standaardprocedure BBO van OVAM, bevat de inventarisatie dus alle waterwinningen die gelegen zijn binnen een straal van 500m van de terreingrens. En de grondwaterwinningen van categorie C die gelegen zijn binnen een straal van 2km van de terreingrens. Deze inventarisatie gebeurt aan de hand van de Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV).

Alle gevallen waar een bestaande winning aangetast is of binnen een periode van 25 jaar zou kunnen aangetast worden (als geen maatregelen genomen worden), worden als een EB gezien.

2.1.1.2 Bepaling saneringsdoelstelling

Als een bedreiging voor een actuele waterwinning aangetoond is, wordt een saneringsdoelstelling bepaald waarmee de bedreiging van de bestaande winning volledig opgeheven wordt. Voor het grondwater betekent dit het streven naar de richtwaarde(RW).

Om de RW in het grondwater te kunnen behalen moet de grond ook voldoende gesaneerd worden, anders zal uitloging naar het grondwater blijven plaatsvinden waardoor de bedreiging van de waterwinning op termijn niet kan uitgesloten worden.

Voor de grond wordt als saneringsdoelstelling voor BTEX gestreefd naar de RW, voor MO (die minder uitloogbaar is) naar de BSN. Door het vooropstellen van deze saneringsdoelstellingen voor grondwater en voor grond, worden de andere EB's, die mogelijk aangetroffen kunnen worden, ook verholpen. Een verdere toetsing van grondwater en grond naar overige EB's heeft dus geen zin.

2.1.2 Bedreiging potentiële waterwinning

2.1.2.1 Bepaling van de 'winbaarheid' van het grondwater

Na de toetsing van de EB voor bestaande waterwinningen, wordt bepaald of het aangetaste grondwater potentieel winbaar is. Er wordt nagegaan of het verontreinigd grondwater zich in een watervoerende laag bevindt waaruit potentieel grondwater kan onttrokken worden voor drinkwaterbedeling, industrieel, privaat- of landbouwgebruik.

De 'winbaarheid' van het grondwater wordt bepaald op basis van:

- hydrogeologische parameters;
- de natuurlijke grondwaterkwaliteit;
- de ruimtelijke situatie.

a. Hydrogeologische parameters

Conform de standaardprocedure BBO, moet de transmissiviteit (kD-waarde) van de watervoerende laag minimaal 25m²/dag bedragen opdat deze als winbaar zou beschouwd worden.

Het bepalen van de dikte van de watervoerende laag gebeurt aan de hand van de beschikbare boorgegevens, DOV-gegevens en geologische of grondmechanische kaarten.

De permeabiliteit van de bodem wordt ingeschat op basis van boorbeschrijvingen van de uitgevoerde boringen, DOV-gegevens en korrelgrootteverdelingen. De inschatting op basis van korrelgrootteverdelingen gebeurt zoals opgenomen in bijlage 2 van de richtlijn.

Voor de bepaling van de permeabiliteit kan ook gebruik gemaakt worden van vuistregels:

- Grind, zand, fijn zand, en zwak leemhoudend zand hebben een voldoende permeabiliteit om een winbare watervoerende laag (ofwel freatische laag) te kunnen vormen (als hun laagdikte voldoende is om tot een kD van 25m²/d te komen).

- Leemhoudend zand, zandhoudende leem, leem en klei hebben een te lage permeabiliteit om een winbare watervoerende laag te vormen. Een permeabiliteit van minimaal 0,5 m/d is noodzakelijk om als watervoerend beschouwd te worden.

Als de permeabiliteit kleiner is, wordt het eerste onderliggende pakket met een transmissiviteit van $25\text{m}^2/\text{d}$ als watervoerende laag beschouwd. De bovenliggende laag wordt dan beschouwd als een deklaag, of als een scheidende laag, afhankelijk van de dikte en de permeabiliteit (hydraulische weerstand) van deze bovenliggende laag.

In de gevallen waar de aangetaste laag zelf als niet winbaar beschouwd wordt ($kD < 25\text{m}^2/\text{d}$), moet nagegaan worden of de eerstvolgende onderliggende watervoerende laag kan aangetast worden. Hiervoor wordt bepaald op welke diepte zich de eerste watervoerende laag (met een $kD \geq 25\text{m}^2/\text{d}$) bevindt.

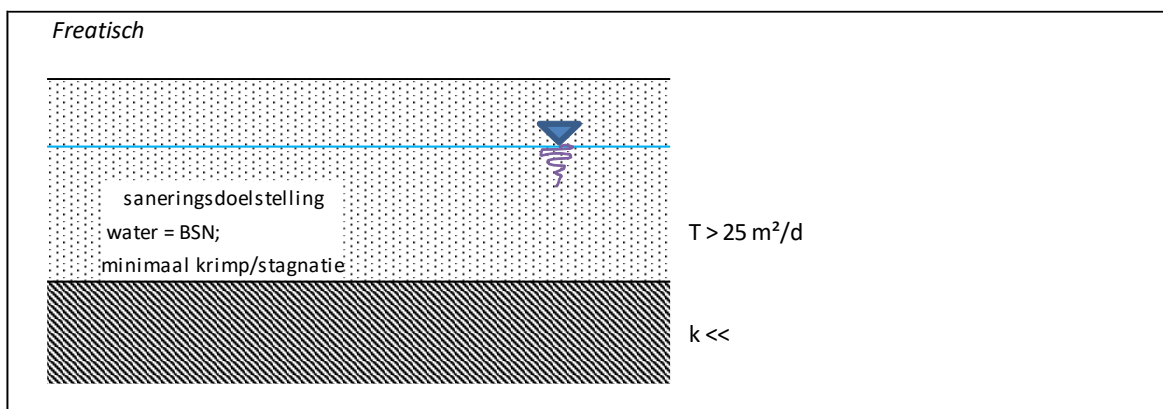
Conform de standaardprocedure BBO is er geen bedreiging voor potentiële waterwinning als de eerste watervoerende laag gescheiden wordt van de bovenliggende aangetaste laag, door een slecht doorlatende laag ($k < 10^{-6}\text{m/s}$) met een dikte van minstens 10 meter.

Een slecht doorlatende laag ($k < 10^{-6}\text{m/s}$) met een dikte van minstens 10 meter komt overeen met een hydraulische weerstand (C-waarde) van $C = D/k = 10\text{m}/10^{-6}\text{m/s} = 115,7\text{ d}$. Dit betekent dat, als de eerste watervoerende laag afgeschermd wordt door een slecht doorlatende laag met een weerstand van 115,7 d, deze eerste watervoerende laag niet bedreigd wordt en er geen EB voor potentiële waterwinning bestaat. Het ondiepe grondwater wordt als niet winbaar beschouwd.

Als er geen scheidende laag aanwezig is met een weerstand $\geq 115,7\text{ d}$ moet bepaald worden of de onderliggende watervoerende laag potentieel bedreigd wordt: Er moet een uitspraak gedaan worden of de grondwaterverontreiniging boven of in de scheidende laag van die mate is dat ze waterwinning uit de eerste watervoerende laag kan beïnvloeden.

Samenvattend kunnen drie situaties voorkomen:

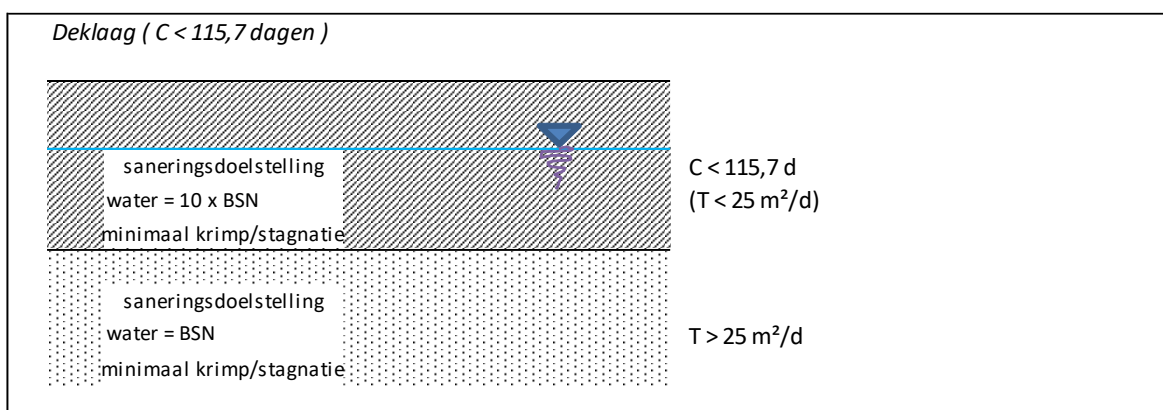
1. Een eerste watervoerende laag zonder deklaag ($T \geq 25 \text{ m}^2/\text{d}$):



Figuur 1: Bedreiging potentiële winbaarheid: eerste watervoerende laag zonder deklaag

De eerste watervoerende laag met een transmissiviteit van meer dan $25 \text{ m}^2/\text{d}$, is een freatische laag die niet afgeschermd wordt door een deklaag. De grondwaterverontreiniging wordt aangetroffen in deze freatische laag. Het grondwater wordt als winbaar beschouwd.

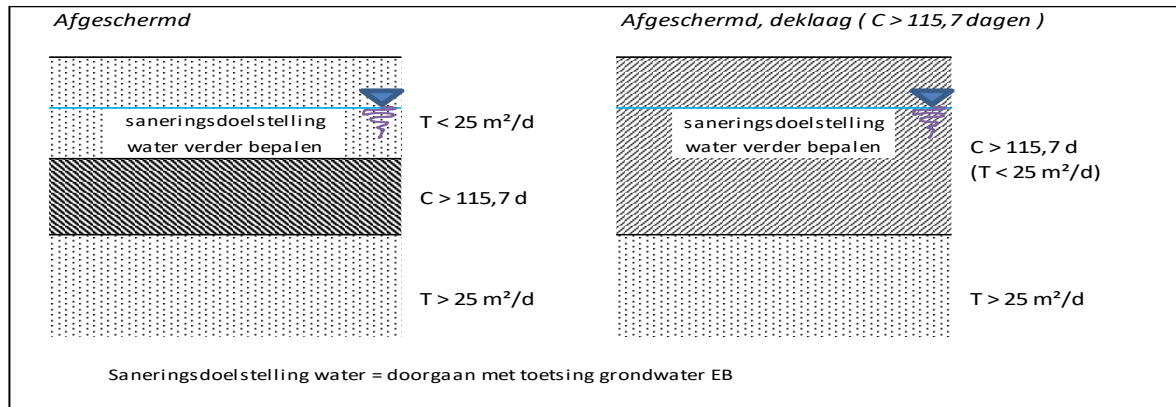
2. Een eerste watervoerende laag met deklaag ($T < 25 \text{ m}^2/\text{d}$ en $C < 115,7 \text{ d}$):



Figuur 2: Bedreiging potentiële winbaarheid: eerste watervoerende laag met deklaag

Boven de eerste watervoerende laag bevindt zich een deklaag met een lage permeabiliteit ($k < 0,5 \text{ m/d}$), maar met een dikte die onvoldoende is om een als een volledig afschermd laag beschouwd te worden. De deklaag heeft een transmissiviteit $< 25 \text{ m}^2/\text{d}$ maar de hydraulische weerstand van de deklaag is kleiner dan $115,7 \text{ d}$. De grondwater-verontreiniging bevindt zich in de deklaag en de onderliggende watervoerende laag wordt als winbaar beschouwd. Als typisch voorbeeld kunnen hier de leemlagen boven een zandpakket aangehaald worden.

3. Een eerste watervoerende laag onder een scheidende laag ($T < 25 \text{ m}^2/\text{d}$ en $C > 115,7 \text{ d}$):



Figuur 3: Bedreiging potentiële winbaarheid: eerste watervoerende laag onder een scheidende laag

De eerste watervoerende laag ($T > 25 \text{ m}^2/\text{d}$) bevindt zich onder een scheidende laag die een weerstand heeft van 115,7d. De grondwaterverontreiniging bevindt zich boven deze scheidende laag. Het ondiepe grondwater wordt als niet winbaar beschouwd.

Bij een eerste watervoerende laag zonder deklaag (situatie 1) en een eerste watervoerende laag met deklaag (situatie 2) wordt het grondwater als winbaar beschouwd en moet een EB potentiële waterwinning weerhouden worden.

In het geval van een eerste watervoerende laag onder een scheidende laag wordt het (ondiepe) grondwater, conform de standaardprocedure BBO, als niet winbaar beschouwd en moet geen EB Potentiële waterwinning weerhouden worden.

In de rapportering moet een gedetailleerde en onderbouwde weergave gebeuren van de hydrogeologische bouw van de site. Het al dan niet winbaar karakter van de diverse lagen wordt afgetoetst aan de literatuurgegevens (DOV, VMM-grondwaterlichamen, ...).

b. De natuurlijke grondwaterkwaliteit

In sommige gebieden is de natuurlijke kwaliteit van het grondwater zo dat het niet bruikbaar is voor drinkwater, landbouw of industrie. Dit is onder andere het geval rond de kuststreek, in de grensstreek met West- en Oost-Zeeuws-Vlaanderen en langs de Schelde waar het grondwater verzilt is. In deze gebieden wordt het water als niet winbaar beschouwd en wordt geen EB potentiële waterwinning weerhouden.

c. De ruimtelijke situatie

In een stedelijke omgeving of semi-stedelijke omgeving kan verwacht worden dat er geen nieuwe grondwaterwinningen zullen opgestart worden. Hiermee moet ook rekening gehouden worden bij de bepaling van de EB voor potentiële waterwinning. Voor de gevallen waar met grote zekerheid kan verwacht worden dat er om reden van de ruimtelijke situatie of andere redenen, geen toekomstige waterwinning zal plaatsvinden, wordt geen EB potentiële waterwinning weerhouden.

2.1.2.2 Bepaling EB

Als het grondwater potentieel winbaar is, moet bepaald worden of een EB aanwezig is. In de volgende gevallen is er een EB:

- De grondwaterconcentraties in de eerste watervoerende laag (met of zonder deklaag) zijn hoger dan de BSN.
- De grondwaterconcentraties in de deklaag zijn hoger zijn dan 10 maal de BSN.

In de deklaag kunnen hogere concentraties getolereerd worden dan in de watervoerende laag zelf. Bij een waterwinning zal namelijk het opgepompte water voornamelijk uit de watervoerende laag zelf onttrokken worden en slechts een klein deel grondwater zal uit de deklaag afkomstig zijn. Op basis van uitgevoerde modelberekeningen blijkt dat het aandeel van het opgepompte grondwater dat afkomstig is uit de deklaag slechts een fractie van het totaal opgepompt debiet bedraagt. Het aandeel aan verontreinigd water dat uit de deklaag aangetrokken wordt, is hoofdzakelijk bepaald door de grootte van de verontreinigingsvlek (oppervlakte van de verontreinigingscontour), het onttrokken debiet en de hydrogeologische parameters van de deklaag.

Op basis van de uitgevoerde modelberekeningen blijkt dat het aandeel opgepompt water dat afkomstig is uit de deklaag, in verhouding met het aandeel water afkomstig uit de watervoerende laag, zeer beperkt is. Hieruit blijkt dat een concentratie tot 10XBSN in de deklaag ruimschoots aanvaardbaar is. Het aandeel in het opgepompt water dat afkomstig is uit de deklaag blijft aanvaardbaar laag zolang voldaan is aan volgende voorwaarden:

- de deklaag heeft een C-waarde $\geq 2d$, en een k-waarde $< 0,5m/d$;
- het opgepompt debiet is $< 72m^3/d$;
- de oppervlakte van de verontreinigingscontour in de deklaag is $< 3800m^2$.

Voor huishoudelijk gebruik kan uitgegaan worden van een dagelijks waterverbruik van 125liter/dag/persoon. Een debiet van $72m^3/dag$ komt overeen met het verbruik van 150 huishoudens (van 4 personen). In woongebieden mag er vanuit gegaan worden dat een maximaal debiet van $72m^3/dag$ voldoende veiligheid inbouwt. Een concentratie in het grondwater tot 10XBSN in de deklaag is dus als voldoende veilig voor woongebieden.

Als de kans bestaat dat een groter debiet opgepompt wordt (bvb. in industriegebied), kan locatiespecifiek, afhankelijk van de hydrogeologische karakteristieken (C-waarde en k-waarde) van de deklaag, bepaald worden wat het maximaal toelaatbaar debiet is. Dit gebeurt aan de hand van een grondwatermodellering.

Naarmate de oppervlakte van de verontreinigingsvlek in de deklaag toeneemt, neemt het aandeel van het onttrokken grondwater dat afkomstig is uit de deklaag ook toe. Uit de modelberekeningen blijkt dat een verontreinigingsvlek met een diameter tot 70 meter voldoende veiligheid garandeert voor de kwaliteit van het opgepompte water. Een vlek met een diameter van 70 meter komt overeen met een oppervlakte van ca. 3800m². Voor het overgrote deel van de BOFAS dossiers is de oppervlakte van de verontreinigingscontour kleiner dan 3800m². Als de oppervlakte groter is, kan niet meer uitgegaan worden van voldoende verdunning en moet een strengere norm gehanteerd worden. Ook deze zal locatiespecifiek moeten bepaald worden.

2.1.2.3 Minimaal volume aan verontreinigd grondwater

Bovenop de overschrijding van de BSN (of 10XBSN in deklagen) moet ook rekening gehouden worden met het volume aan verontreinigd grondwater. Het komt namelijk voor dat de verontreiniging zo lokaal is, of het volume verontreinigd grondwater zo beperkt is, dat er geen relevante beïnvloeding van de kwaliteit van het opgepompte grondwater te verwachten is. In deze gevallen is er ook geen sprake van een EB (voor potentiële waterwinning).

In deze richtlijn wordt geen vast getal opgegeven voor dit 'minimaal volume'. Er moet locatiespecifiek een uitspraak gemaakt worden of het volume verontreinigd grondwater zodanig is dat de kwaliteit van het opgepompte grondwater geen normaal gebruik van dit water zou toelaten. Hierbij wordt onder andere gekeken naar de geologische en hydrogeologische situatie van de locatie, de aangetoonde concentraties en andere omgevingsfactoren.

2.1.2.4 Bepaling saneringsdoelstelling

Voor deze situaties waar een EB potentiële waterwinning bepaald is, wordt een saneringsdoelstelling bepaald die een toekomstige waterwinning wel mogelijk maakt:

- in de watervoerende laag betekent dit streven naar de BSN voor het grondwater, en minimaal het bekomen van een situatie van krimp of stagnatie van de verontreinigingspluim. Hiermee kan op langere termijn het grondwater gewonnen worden zonder bijkomende zuiveringsmaatregelen.
- In de deklaag wordt als saneringsdoelstelling, streven naar 10xBSN en minimaal het bekomen van een situatie van krimp of stagnatie aangehouden.

Om deze waarde in het grondwater te kunnen bekomen, moet de grond ook voldoende gesaneerd worden. Anders zal uitloging naar het grondwater blijven plaatsvinden, waardoor de bedreiging van de waterwinning op termijn niet kan uitgesloten worden.

Voor de grond wordt als saneringsdoelstelling, in de watervoerende laag, voor BTEX gestreefd naar de RW, voor MO (die veel minder uitloogbaar is) wordt gestreefd naar de BSN.

Als de grondverontreiniging zich in de deklaag bevindt, wordt gestreefd naar de BSN voor BTEX en MO. Deze saneringsdoelstelling is afhankelijk van de permeabiliteit van de deklaag. Bij een lage permeabiliteit, kan een minder strenge saneringsdoelstelling voor de grond aanvaard worden. Zolang de kwaliteit van de onderliggende watervoerende laag gevrijwaard wordt. Een minder strenge saneringsdoelstelling in de deklaag, bij een lage permeabiliteit van deze deklaag, is in sommige gevallen onvermijdelijk, omdat het bij een lage permeabiliteit niet steeds haalbaar is te saneren tot lage concentraties.

Samenvatting saneringsdoelstellingen:

De saneringsdoelstellingen voor grondwater en grond in de watervoerende laag en in de deklaag zijn samengevat in onderstaande tabel:

Tabel 1: saneringsdoelstellingen voor grondwater en grond in de watervoerende laag en in de deklaag

	Grondwater	Grond
Winbare laag ($T > 25 \text{ m}^2/\text{d}$)	Streven naar BSN en minimaal een situatie van krimp/stagnatie	Streven naar richtwaarde voor BTEX en BSN voor MO
Deklaag ($C < 115,7 \text{ d}$)	Streven naar $10 \cdot \text{BSN}$ en minimaal een situatie van krimp/stagnatie	Streven naar BSN, of locatiespecifiek afhankelijk van permeabiliteit van de deklaag

Door het vooropstellen van deze saneringsdoelstellingen voor grondwater en voor grond, worden de andere EB's, die mogelijks aangetroffen kunnen worden, ook verholpen. Een verdere toetsing van grondwater en grond naar overige EB's heeft dus geen zin.

2.1.3 Significante verspreiding en beïnvloeding oppervlaktewater

2.1.3.1 Bepaling EB

a. Verspreiding

Als er geen EB voor actuele en/of potentiële waterwinning aangetoond is, wordt getoetst op significante verspreiding. De stroomsnelheid van het grondwater wordt berekend, rekening houdend met de retardatie: de snelheid waarmee het front van de verontreinigingspluim voortschrijdt.

Bij een verspreidingssnelheid van de grondwaterverontreiniging (voortschrijding front) van meer dan 3 meter per jaar, wordt de verspreiding als een EB beschouwd. Een verspreidingssnelheid die lager is dan 3 meter per jaar wordt aanvaardbaar geacht, omdat er dan geen EB voor een bestaande of een potentiële waterwinning aanwezig is, volgens bovenstaande toetsingen.

Op een kleine site, zoals een tankstation is het dikwijls niet mogelijk om de stroomsnelheid van het grondwater nauwkeurig te bepalen. De afstand tussen de peilbuizen is dikwijls onvoldoende en de diepte van de verschillende filters te onregelmatig en de impact van lokale infrastructuur (bvb. rioleringen) significant waardoor voornamelijk in lemige en kleiige gronden geen eenduidige piëzometrie bekomen wordt.

In alle gevallen moeten de gemeten stijghoogtes op plan uitgezet worden zodat de lijnen van gelijke stijghoogte kunnen gevisualiseerd worden. Enkel in deze gevallen waar een eenduidig stijghoogtepatroon waargenomen wordt, kan de gradiënt van het grondwater bepaald worden. Op basis van deze gradiënt en op basis van de permeabiliteit (berekend op basis van korrelgrootteverdeling of andere inschatting) kan de stroomsnelheid van het grondwater berekend worden

De berekende verspreidingssnelheid van de grondwaterverontreiniging moet altijd getoetst worden aan de vastgestelde verspreiding. De contour van de grondverontreiniging wordt daarom vergeleken met de contour van de grondwaterverontreiniging. Voor historische verontreinigingen, waar de verontreiniging voor 1996 ontstaan is, moet er een meetbaar verschil zijn tussen de contour grondverontreiniging en de contour grondwaterverontreiniging. Pas dan vindt er effectief verspreiding via het grondwater plaats.

Voor deze gevallen waar geen wezenlijk verschil is tussen beide contouren, kan de EB verspreiding uitgesloten worden.

b. Beïnvloeding oppervlaktewater

Naast het bepalen van de verspreidingssnelheid moet bepaald worden of de grondwaterverontreiniging de kwaliteit van het oppervlaktewater kan beïnvloeden. In eerste instantie wordt bepaald of de 80% BSN-contour het oppervlaktewater bereikt heeft of dit binnen een periode van 25 jaar zal bereiken (op basis van de berekende verspreidingssnelheid).

Vervolgens moet bepaald worden of deze enige relevante invloed zal hebben op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Hiervoor kan gekeken worden of het betreffende oppervlaktewater drainerend of infiltrerend is en moet nagegaan worden of de milieukwaliteitsdoelstelling voor het betreffende oppervlaktewater negatief beïnvloed kan worden. Oppervlaktewater is er enkel als er permanent water aanwezig is. Grachten of beken die niet permanent water bevatten, worden niet in rekening gebracht.

2.1.3.2 Bepaling saneringsdoelstelling

Voor deze situaties waar een EB significante verspreiding vastgesteld is, wordt een saneringsdoelstelling voor het grondwater bepaald die zodanig is dat:

- een situatie verkregen wordt waarbij de grondwaterpluim krimpt of minstens stagneert.
- minimaal de RGW voor blootstelling via het grondwater van de BOF-SRA of die via een specifieke S-Risk-berekening bekomen worden.

Als er bovendien een mogelijke beïnvloeding van het oppervlaktewater vastgesteld is, moet ernaar gestreefd worden dat de 80% BSN- contour niet tot aan het oppervlaktewater reikt.

De saneringsdoelstelling voor de grond beoogt het maximaal verwijderen van de grondverontreiniging (bron van grondwaterverontreiniging):

- streven naar BSN;
- minimaal de RGW van de BOF-SRA of via een specifieke S-Risk-berekening (als een EB 'blootstelling via grond' aangetoond is, zie hiervoor hoofdstuk 0 van deze bijlage).

2.1.4 Aanwezigheid drijfslag

2.1.4.1 Bepaling EB

Bij een aangetoonde drijfslag of puur product, kan het potentieel risico voor permanente aantasting van het grondwater niet worden uitgesloten. In de praktijk leidt dit altijd tot een EB.

Er moet wel een onderscheid gemaakt worden tussen een werkelijke drijfslag of een schijnbare drijfslag. Een functioneel criterium bestaat erin om de teruggompbaarheid van de veronderstelde drijfslag na te gaan. Er blijft puur product in voldoende mate en voldoende snel toestromen nadat de snijdende filter herhaaldelijk leeg is gepompt. Als dat niet zo is, dan gaat het niet zozeer om een drijfslag, maar eerder om een lokale accumulatie in de snijdende filter. Dit laatste fenomeen is niet ongebruikelijk bij filters in sterk verontreinigde grond die gedurende lange tijd niet meer bemonsterd zijn.

2.1.4.2 Bepaling saneringsdoelstellingen

Als een drijfslag aangetoond wordt, bestaat er een EB. De overeenkomende saneringsdoelstelling voor het grondwater is:

- Het maximaal verwijderen van de drijfslag;
- Minimaal de RGW van de BOF-SRA voor blootstelling via het grondwater of via een specifieke S-Risk-berekening.

Het zal niet altijd mogelijk zijn om puur product volledig te verwijderen. Het kan zijn dat enkel de mobiele fractie van het puur product verwijderd kan worden. Er blijft dan nog immobiel puur product aanwezig. Het verspreidingsrisico is dan wel verdwenen, maar er blijft een potentieel blootstellingsrisico aanwezig. Dit wordt bepaald zoals aangegeven in onderstaande hoofdstukken 2.1.5. (blootstelling via grondwater) of 0 blootstelling via grond.

Voor de grond betekent dit de RGW van de BOF-SRA of via een specifieke S-Risk-berekening voor blootstelling via de grond als saneringsdoelstelling.

2.1.5 Blootstelling via grondwater

2.1.5.1 Bepaling EB

Als laatste toetsing voor het grondwater: dit is voor de situaties waarin geen EB werd aangetoond voor een bestaande of een potentiële waterwinning, geen significante verspreidingen geen drijfslag, wordt nagegaan of er een risico bestaat voor humane blootstelling ten gevolge van de aangetroffen grondwaterverontreiniging.

2.1.5.2 Bepaling saneringsdoelstelling

De saneringsdoelstelling die overeenkomt met deze EB is de RGW grondwater van de BOF-SRA of die via een specifieke S-Risk-berekening bekomen wordt.

Voor de grond betekent dit de RGW van de BOF-SRA voor blootstelling via de grond als saneringsdoelstelling.

2.2 Toetsing grond

De toetsing van de grond wordt uitgevoerd als er geen EB voor actuele of potentiële waterwinning aanwezig is. Anders ligt de saneringsnoodzaak en de saneringsdoelstelling voor grond namelijk vast.

De toetsing grond bestaat uit twee deelaspecten: de EB voor potentiële uitloging naar het grondwater en EB voor blootstelling via grond.

2.2.1 Blootstelling via grond

2.2.1.1 Bepaling EB

Deze EB wordt bepaald aan de hand van berekeningen opgenomen in de BOF-SRA (bijlage 3 en 4 van de richtlijn).

2.2.1.2 Bepaling saneringsdoelstelling

Op basis van de BOF-SRA of via een specifieke S-Risk-berekening worden de RGW of saneringsdoelstellingen bepaald.

2.2.2 Potentiële uitloging grond

2.2.2.1 Bepaling EB

Deze toetsing moet enkel gebeuren daar waar er geen verontreiniging in het grondwater aangetroffen wordt. Anders is de uitloging namelijk aangetoond en wordt de saneringsnoodzaak en saneringsdoelstelling bepaald op basis van de aangetoonde grondwaterverontreiniging en de ermee gepaard gaande EB.

Als er geen grondwaterverontreiniging is aangetroffen, moet bepaald worden of de aanwezige grondwaterverontreiniging het grondwater in de toekomst alsnog negatief zou kunnen beïnvloeden. Bij een historische verontreiniging die na vele jaren het grondwater nog niet heeft beïnvloed, is de kans haast onbestaande dat dit in de toekomst nog zal gebeuren.

De diepte tot waar de koolwaterstoffen in de bodem infiltreren is afhankelijk van de hoeveelheid brandstoffen die “gemorst” werd of “gelekt” heeft en de retentiecapaciteit van de bodem. Er ontstaat een evenwicht tussen retentiecapaciteit van de bodem en infiltratiediepte die afhankelijk is van het volume gelekte brandstof. De infiltratie zelf, tot deze evenwichtsdiepte, is een snel fenomeen dat zich op enkele dagen tot enkele weken afspeelt. Voor historische verontreinigingen is deze evenwichtsdiepte al vele jaren bereikt zodat een verdere infiltratie kan uitgesloten worden.

Naast het fenomeen van de infiltratie van de koolwaterstoffen zelf, moet de uitloging in strikte zin bekeken worden: namelijk het in oplossing gaan van de koolwaterstoffen naar het bodemvocht, dat op zijn beurt infiltreert. Hierdoor kunnen de koolwaterstoffen, als opgeloste fracties, het grondwater bereiken. Het fenomeen van uitloging van koolwaterstoffen is, als gevolg van onder andere vervluchtiging en biologische afbraak, zo complex dat er geen berekeningsmethodes bestaan die toelaten dit met enige nauwkeurigheid te voorspellen. Daarom wordt, om uitloging te voorspellen, uitgegaan van laboratoriumproeven (uitloogproeven). Dergelijke proeven nemen één tot maximaal enkele weken in beslag. Historische verontreinigingen zijn al jaren in de bodem aanwezig, wat dus

overeenkomt met een zeer langdurige uitloogproef: als er na zoveel jaren nog geen beïnvloeding vastgesteld wordt van het grondwater, mag met grote zekerheid gesteld worden dat er ook geen toekomstige beïnvloeding moet verwacht worden.

Voor historische bodemverontreinigingen, waarbij geen beïnvloeding van het grondwater wordt vastgesteld, moeten uitzonderlijke voorwaarden aangetoond worden voor een EB voor potentiële uitloging wordt aangenomen. Vooraleer definitief te beslissen over de eventuele saneringsnoodzaak, moet aan de hand van bijkomende metingen (monitoring) aangetoond worden dat er effectief uitloging zal plaatsvinden.

2.2.2.2 Bepaling saneringsdoelstelling

Als er uitloging naar het grondwater aangetoond is op basis van gemeten concentraties in het grondwater, wordt de saneringsdoelstelling bepaald op basis van de EB die in het grondwater is aangetoond. Hiervoor wordt verwezen naar de bovenstaande toetsingen grondwater met hun respectievelijke saneringsdoelstelling en de hieraan gekoppelde saneringsdoelstelling voor grond.

Voor deze uitzonderlijke gevallen waarin een 'potentiële uitloging' zou kunnen verwacht worden, moeten specifieke saneringsmaatregelen opgesteld worden die zodanig zijn dat ze de mogelijke EB van het grondwater, die zou kunnen ontstaan ten gevolge van de potentiële uitloging van de grond, teniet doen. De saneringsdoelstelling zal hier site specifiek moeten bepaald worden.

3 ECOLOGISCHE BLOOTSTELLING

Gelet op de specificiteit van de BOFAS-sites: dikwijls zeer oude en kleine tankstations met beperkte volumes aan grond- en grondwaterverontreiniging; altijd langs grote wegen en meestal in (semi)verstedelijkt gebied is “Ecologische blootstelling” zelden relevant.

Daarom wordt in deze richtlijn geen standaardmethodiek opgegeven voor het bepalen van potentiële ecologische risico's.

Voor deze uitzonderlijke sites waarbij een ecologisch risico relevant zou zijn, moet dit projectspecifiek bepaald worden.

BIJLAGE 5: SCHEMA BOF-SRA VLAANDEREN - BRUSSEL

Schema BOF-SRA Vlaanderen

Screeningswaarden voor tankstationcomponenten Vlaanderen Details Pad:Uitdamping

Versie S risk :

12/09/2019

	CSM in woongebied en RGW (mg/kg ds)																														
	Diesel		Benzine				Diesel		Benzine				Diesel		Benzine				Diesel		Benzine				Diesel		Benzine				
Lithologie	MO C10-C40	B	T	E	X	N	MO C10-C40	B	T	E	X	N	MO C10-C40	B	T	E	X	N	MO C10-C40	B	T	E	X	N	MO C10-C40	B	T	E	X	N	
9999_TSW ZAND	1000	0,5	7		11	5	1000	0,5	7		15	5	1000	0,5	7	40	11	5	1000	0,5	7	190	11	5	1040	0,5	7		20	5	
9999_TSW LEMIG ZAND	3000	0,5	15		50	5	6000	0,5	25		1200	5	1000	0,5	7	200	11	5													
9999_TSW ZANDIGE LEEM	20000	3	350			10	20000	7				10	2500	0,5	12		60	5													
9999_TSW Leem	20000	8				100	20000	17				100	3200	0,5	17		80	5	6000	0,5	30			170	8	19000	0,9	100		400	10
9999_TSW klei	20000	7				100	20000	16				100	5000	0,5	20		120	8	10000	0,5	50			240	10						

Verontreiniging in zand 3-4 m-mv met niet verontreinigde toplaag leem (0-3 m-mv): zie detail

Legende:

	aangepast naar BSN C Ri-1
	C> 20000
	Concentraties niet relevant voor benzine

Schema BOF-SRA - Brussel

Screeningswaarden voor tankstationcomponenten Brussel Pad:Uitdamping

Versie S risk :

12/09/2019

	CSM in woongebied en RGW (mg/kg ds)																											
	Diesel		Benzine				Diesel		Benzine				Diesel		Benzine				Diesel		Benzine							
Lithologie	MO C10-C40		B	T	E	X	N	MO C10-C40		B	T	E	X	N	MO C10-C40		B	T	E	X	N	MO C10-C40		B	T	E	X	N
9999_TSW ZAND	1000		0,25	25		30	2,5	1000		0,25	25		30	2,5	1000		0,25	25	50	30	2,5	1000		0,25	25	190	30	2,5
9999_TSW LEMIG ZAND	3000		0,25	25		50	2,5	6000		0,25	25		1200	2,5	1000		0,25	25	150	30	2,5							
9999_TSW ZANDIGE LEEM	20000		3	350			10	20000		7				10	2500		0,25	25		60	2,5							
9999_TSW Leem	20000		8				100	20000		17				100	3200		0,25	25		80	4	6000		0,30	30		170	8
9999_TSW klei	20000		7				100	20000		16				100	5000		0,25	25		120	8	10000		0,40	50		240	10

Verontreiniging in zand 3-4 m-mv met niet verontreinigde toplaag leem (0-3 m-mv): zie detail

Legende:

	aangepast naar VS (Besluit Tankstations)
	C Ri-1
	C > 20000
	Concentraties niet relevant voor benzine

Schema BOF-SRA Vlaanderen - Brussel

Screeningswaarden tankstationcomponenten Bru/Vl

19/06/2018

20 meter leiding in verontreiniging verontreiniging 0,5-1 m-mv		9999_TSW_zand_nb_20m		20
		C	Ri	OPM
		mg/kg ds		MO C10-C40
STD diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	0	8,0E-05	19960,0
	TPH aliphatic (EC >10-12)	1680,0	7,8E-07	5,473e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >12-16)	9700,0	1,6E-08	5,473e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >16-21)	4600,0	2,7E-12	5,473e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >6-8)	20,0	9,1E-05	4,227e-4 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >8-10)	180,0	6,2E-04	7,845e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >10-12)	280	3,7E-02	2,950e-1 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >12-16)	2300	1,1E-02	9,259e-2 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >16-21)	1400	1,5E-03	1,318e-3 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,4E-03	0 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >8-10)	320	7,4E-02	5,297e-1 (Cl drinkwater)
Benzine	Benzene	4,5	9,1E-01	1,015e+0 (Cl drinkwater)
	Toluene	1000	1,8E-01	
	Ethylbenzene	1000	1,1E-01	1,054e+0 (Cl drinkwater)
	m-Xylene	1000	5,5E-02	
	Naphthalene	100	8,5E-01	
	MTBE	370	1,5E-01	1,123e+0 (Cl drinkwater)

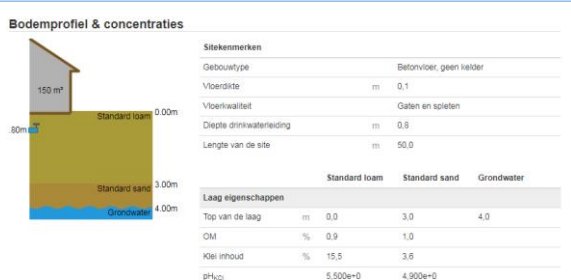
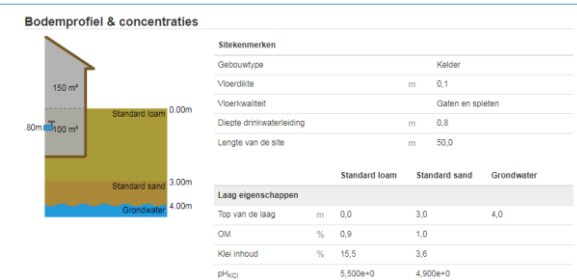
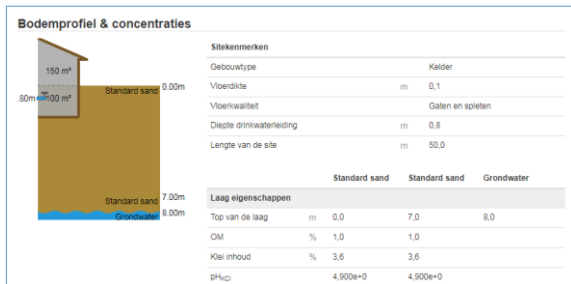
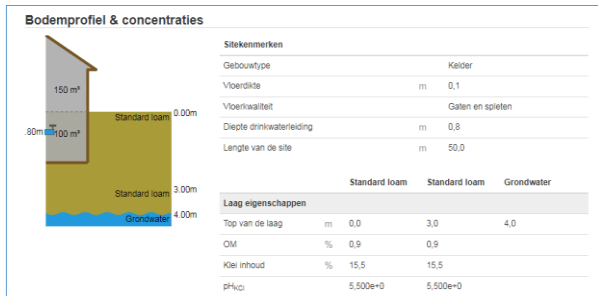
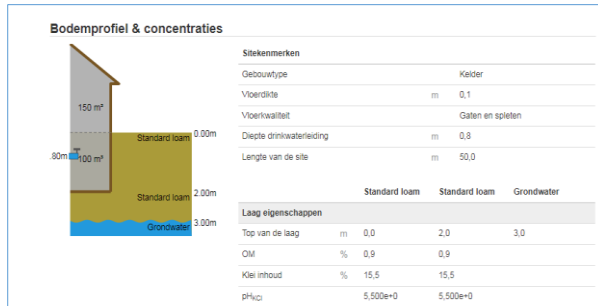
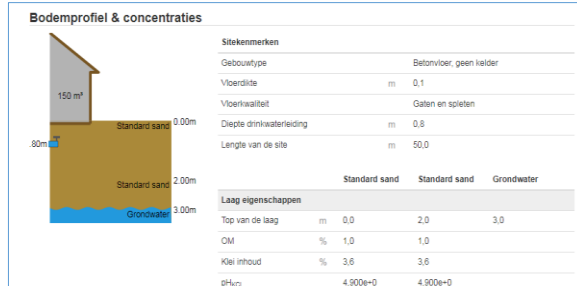
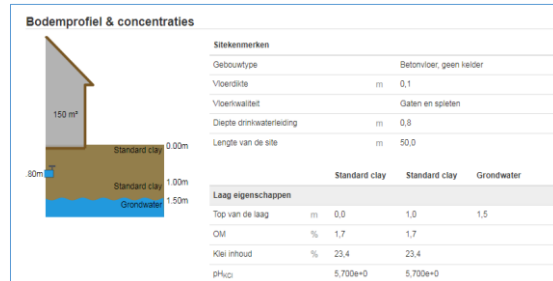
5 meter leiding in verontreiniging verontreiniging 0,5-1 m-mv		9999_TSW_ZAND_nb_5m		20
		C	Ri	OPM
		mg/kg ds		MO C10-C40
STD diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	0	8,0E-05	19960,0
	TPH aliphatic (EC >10-12)	1680,0	1,9E-07	1,368e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >12-16)	9700,0	4,1E-09	1,368e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >16-21)	4600,0	6,8E-13	1,368e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >6-8)	20,0	5,3E-05	1,057e-4 (Cl drinkwater)
	TPH aliphatic (EC >8-10)	180,0	6,1E-04	1,961e-5 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >10-12)	280	9,3E-03	7,376e-2 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >12-16)	2300	2,8E-03	2,315e-2 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >16-21)	1400	1,4E-03	3,294e-4 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,4E-03	0 (Cl drinkwater)
	TPH aromatic (EC >8-10)	320	2,5E-02	1,324e-1 (Cl drinkwater)
Benzine	Benzene	18	9,1E-01	1,015e+0 (Cl drinkwater)
	Toluene	1000	6,2E-02	
	Ethylbenzene	1000	2,8E-02	
	m-Xylene	1000	1,6E-02	
	Naphthalene	100	8,5E-01	
	MTBE	370	3,8E-02	

Schema BOF-SRA Vlaanderen - Brussel

Screeningswaarden voor tankstationcomponenten Vlaanderen en Brussel Details Pad:Uitdamping

Versie 5 risk : 12/09/2019

Zonder kelder verontreiniging 1-1,5 m-mv		factor STD Diesel :1									
9999_TSW_ZAND_GW1		C		C gw (Berekend)	OPM	9999_TSW Leem_GW1		C		C gw (Berekend)	OPM
		C	Ri			C	Ri			C gw (Berekend)	OPM
		mg/kg ds		µg/l		mg/kg ds		µg/l		mg/kg ds	
STD diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	0	8,0E-05	0		0	8,0E-05	0		0	8,0E-05
	TPH aliphatic (EC >10-12)	84,0	2,4E-01	20	[Bepalend!]	504	5,3E-01	20		504	5,3E-01
	TPH aliphatic (EC >12-16)	485,0	1,9E-01	0		2910	5,1E-04	0		2910	8,2E-04
	TPH aliphatic (EC >16-21)	230,0	8,5E-04	0		1380	2,3E-04	0		1380	3,4E-04
	TPH aliphatic (EC >6-8)	1,0	4,2E-02	18		6	9,3E-04	147		6	8,1E-04
	TPH aliphatic (EC >8-10)	9,0	1,2E-01	28	[Bepalend!]	54	2,6E-04	249	180=4,530E-2	54	2,6E-02
	TPH aromatic (EC >10-12)	14	3,2E-01	535		84	5,7E-01	3809		84	4,6E-01
	TPH aromatic (EC >12-16)	115	4,9E-01	2211		690	2,1E-01	3361		690	3,2E-01
	TPH aromatic (EC >16-21)	70	4,1E-02	377		420	1,9E-01	377		420	1,9E-01
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,4E-03	0		0	1,4E-03	0		0	1,4E-03
Benzine	TPH aromatic (EC >8-10)	16	2,8E-01	961	[Bepalend!]	96	4,6E-02	4810	ook gn risico 20,000 mo	96	3,9E-02
	Benzene	0,05	1,2E-01	41	ExCr: 2,24 ExCr	8	2,4E-01	7463	Excr : 9,322E-6	7	2,3E-01
	Toluene	2	1,0E-01	1308		10000	5,4E-01	303100		10000	1,0E-01
	Ethylbenzene	10000	1,1E-01	95610		10000	3,2E-01	95610		10000	5,6E-01
	m-Xylene	10	1,0E-01	4568		5000	5,2E-02	96190		5000	1,1E-01
	Naphthalene	1	1,0E-01	65		100	5,2E-01	7618		100	9,2E-01
		MTBE	40	1,2E-01	23130	1000	3,4E-02	237200	Stijgt niet meer	1000	4,6E-02



Met STD kelder verontreiniging 7-8 m-mv		factor STD Diesel :1									
9999_TSW_ZAND_Kelder GW8		C		C gw (Berekend)	OPM	9999_TSW Leem_Kelder_GW8		C		C gw (Berekend)	OPM
		C	Ri			C	Ri			C gw (Berekend)	OPM
		mg/kg ds		µg/l		mg/kg ds		µg/l		mg/kg ds	
STD diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	0	8,0E-05	0		0	8,0E-05	0		0	8,0E-05
	TPH aliphatic (EC >10-12)	84	2,4E-01	20	[Bepalend!]	504	1,3E-01	20		504	1,3E-01
	TPH aliphatic (EC >12-16)	485	2,4E-01	0		2910	1,3E-02	0		2910	1,3E-02
	TPH aliphatic (EC >16-21)	230	1,0E-03	0		1380	5,7E-05	0		1380	5,7E-05
	TPH aliphatic (EC >6-8)	1	5,1E-01	18		6	2,2E-02	147		6	2,2E-02
	TPH aliphatic (EC >8-10)	9	2,1E-01	28	[Bepalend!]	54	8,6E-01	191		54	8,6E-01
	TPH aromatic (EC >10-12)	14	3,9E-01	535		84	1,5E-01	3809		84	1,5E-01
	TPH aromatic (EC >12-16)	115	6,1E-01	2211		690	5,2E-02	3361		690	5,2E-02
	TPH aromatic (EC >16-21)	70	5,0E-02	377		420	4,4E-03	377		420	4,4E-03
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,4E-03	0		0	1,4E-03	0		0	1,4E-03
Benzine	TPH aromatic (EC >8-10)	16	2,4E-01	961	[Bepalend!]	96	5,7E-01	4810		96	5,7E-01
	Benzene	0,04	1,3E-01	41		0,25	9,2E-01	154	Excr: 1,506E-5	0,3	1,2E-01
	Toluene	0,5	1,3E-01	327		17	9,3E-01	4181		20	8,6E-01
	Ethylbenzene	40	9,8E-01	17820		10000	1,1E-01	95610		10000	1,4E-01
	m-Xylene	2	1,1E-01	914		80	9,4E-01	22160		120	1,0E-01
	Naphthalene	0,1	1,0E-01	6		4	1,0E-01	305		8	1,0E-01
		Methyl-t-butylether	5	7,5E-01	28910	700	1,2E-01	753100	C gw= 1.661.000 µg/l	600	1,1E-01

Met STD kelder verontreiniging 3-4 m-mv		factor STD Diesel :1									
9999_TSW leem+ZAND_Kelder GW4		C		C gw (Berekend)	OPM	9999_TSW leem+ZAND_Kelder GW4		C		C gw (Berekend)	OPM
		C	Ri			C	Ri			C gw (Berekend)	OPM
		mg/kg ds		µg/l		mg/kg ds		µg/l		mg/kg ds	
STD diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	0	8,0E-05	0		0	8,0E-05	0		0	8,0E-05
	TPH aliphatic (EC >10-12)	84	2,4E-01	20	[Bepalend!]	504	1,3E-01	20		504	1,3E-01
	TPH aliphatic (EC >12-16)	485	2,4E-01	0		2910	1,3E-02	0		2910	1,3E-02
	TPH aliphatic (EC >16-21)	230	1,0E-03	0		1380	5,7E-05	0		1380	5,7E-05
	TPH aliphatic (EC >6-8)	1	5,1E-01	18		6	2,2E-02	147		6	2,2E-02
	TPH aliphatic (EC >8-10)	9	2,1E-01	28	[Bepalend!]	54	8,6E-01	191		54	8,6E-01
	TPH aromatic (EC >10-12)	14	3,9E-01	535		84	1,5E-01	3809		84	1,5E-01
	TPH aromatic (EC >12-16)	115	6,1E-01	2211		690	5,2E-02	3361		690	5,2E-02
	TPH aromatic (EC >16-21)	70	5,0E-02	377		420	4,4E-03	377		420	4,4E-03
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,4E-03	0		0	1,4E-03	0		0	1,4E-03
Benzine	TPH aromatic (EC >8-10)	16	2,4E-01	961	[Bepalend!]	96	5,7E-01	4810		96	5,7E-01
	Benzene	0,3	7,5E-01	307		0,9	7,3E-01	840	9,17E-06	10	9,4E-01
	Toluene	35	9,9E-01	22880		100	9,7E-01	65430		10	9,4E-01
	Ethylbenzene	1000	5,2E-02	95610		10000	1,9E-02	95610		10000	1,9E-02
	m-Xylene	20	8,7E-01	9136		400	9,6E-01	81890		240	9,3E-01
	Naphthalene	0,8	8,4E-01	51		10	9,1E-01	7361		10	9,1E-01
		Methyl-t-butylether	500	1,0E-01	2891000	1000	2,9E-01	2372000		1000	2,9E-01

zonder kelder verontreiniging 3-4 m-mv		9999_TSW leem+ZAND_GW4										20		
		C	Ri	C gw (Berekend)	OPM						C	Ri	C gw (Berekend)	OPM
		mg/kg ds		µg/l							mg/kg ds		µg/l	
STD diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	0	8,0E-05	0							0	8,0E-05	0	
	TPH aliphatic (EC >10-12)	1680	1,8E-03	20							10479	5,1E-01	20	
	TPH aliphatic (EC >12-16)	9700	1,7E-04	0							1596	4,6E-02	20	
	TPH aliphatic (EC >16-21)	4600	7,6E-07	0							9215	4,4E-03	0	
	TPH aliphatic (EC >6-8)	20	7,8E-04	363							4370	2,0E-03	0	
	TPH aliphatic (EC >8-10)	180	1,6E-02	249							19	2,4E-02	489	
	TPH aromatic (EC >10-12)	280	5,7E-03	10710							171	3,9E-01	249	
	TPH aromatic (EC >12-16)	2300	6,9E-04	3361							266	1,7E-01	8162	
	TPH aromatic (EC >16-21)	1400	1,4E-03	377							2185	1,8E-02	3361	
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,4E-03	0							1330	1,4E-03	377	
Benzine	TPH aromatic (EC >8-10)	320	4,4E-02	19230	ook gn risico 20,000 mo						304	1,0E-01	22700	
	Benzene	20	7,1E-01	20480							0,9	7,3E-01	840	8,52E-06
	Toluene	300	1,4E-01	196100							1,1	1,4E-01	196100	
	Ethylbenzene	10000	1,8E-03	95610							1000	1,7E-02	8230	
	m-Xylene	1000	1,7E-02	8230							10	8,5E-01	649	
	Naphthalene	10	8,5E-01	649							1000	2,8E-02	578200	
	Methyl-t-butylether	1000	2,8E-02	578200										

BIJLAGE 6: TOELICHTING BOF-SRA

1 SCREENING RISICOANALYSE, TOELICHTING BIJ DE TABELLEN VAN DE BOF-SRA

1.1 Principes, aannames en randvoorwaarden

1.1.1 CSM en grondtypes

Door BOFAS werden een aantal standaard conceptuele site modellen (CSM) gedefinieerd die overeenstemmen met de meest voorkomende situaties van uitdampingsrisico's ten gevolge van verontreinigingen bij voormalige tankstations.

Met S-Risk werden voor deze CSM, screeningswaarden berekend (BOF-SRA) voor de meest gangbare grond- en gebouwtypes. De screeningswaarden geven een worstcase-inschatting van de concentraties van grondverontreiniging waarbij er een indicatie is van een inhalatoir risico (Risk Indice: $RI > 1$ of Excess Cancer Risk value: $ExCR > 10^{-5}$) bij een woonfunctie.

Op basis van de grondclassificatie volgens de Belgische textuurdriehoek en de standaardwaarden van S-Risk werd ervoor gekozen om volgende bodemtypes te onderscheiden in de evaluatie volgens de BOF-SRA.

Tabel 1: Bodemtypes gebruikt in de BOF-SRA

Grond Sol	codering	% aandeel oppervlakte			Omschrijving S-Risk
		Wallonië	Vlaanderen	Brussel	
Weinig doorlatende gronden					
Leem	A	30.3	43.1		Standard loam
Zandige leem	L	3.9	10.2		Standard sandy loam
Klei	E	2.6	5.7		Standard clay
Zware klei	U	0.5	4.9		Standard heavy clay
Niet standaard weinig doorlatende gronden					
Grindhoudend leem*	G	46.5			Standard loamy stony
Leem+zand (>3m-mv)				94	-
Doorlatende gronden					
Zand	Z	0.6	24.5		Standard sand
Lemig zand	S	1.6	2.7		Standard loamy sand
Zwak zandige leem	P	0.4	1.9		Standard light sandy loam

*Specifiek voor Wallonië werd rekening gehouden met de grondklasse grindhoudend leem. Enerzijds omdat deze vaak voorkomt in de regio (circa 46.5% van de gronden) anderzijds omdat deze ook representatief is voor de vele ophogingsgronden (remblais).

Specifiek voor Vlaanderen en Brussel werd een grondhorizont beschouwd die bestaat uit een leemgrond die voorkomt bovenop een zandgrond (leem+zand >3m) omdat deze situatie zich vaak voordoet in het Brusselse Gewest (circa 94% van de grondoppervlakte). Voor Wallonië moet uitgegaan worden van de meest representatieve bodemtextuur.

Voor de evaluatie van de opname (pad) is dit vaak het minst doorlatende horizont aangezien deze de uitdamping of het transport zal beperken.

Met uitzondering van de lagenindeling en de diepte van de grondwatertafel werd altijd maximaal gebruik gemaakt van de standaardwaarden van S-Risk in de basissimulaties (%OM, %klei, pH-KCl, grondwaterverbruik, permeatie door leidingen, leidingtype, ...). Volgende simulaties werden uitgevoerd:

- voor een standaard grondgebruik bewoning zonder tuin. De betrokken opnamewegen zijn: binnenlucht (“air intérieure”), buitenlucht (“air extérieure”), badkamerlucht (“aire salle de bain”) en adsorptie tijdens baden en douchen (“adsorption eaux salle de bain”). De reden hiervoor is dat een verontreiniging (en noodzaak tot RA) zich vooral zal bevinden onder een gebouw en ter hoogte van de nutsleidingen.
- voor gebouwen met een kelder en voor gebouwen met een vloerplaat zonder aanpassing van de standaardafmetingen. De kwaliteit van de vloer werd in S-Risk standaard ingesteld op “gaps and holes”. Een kruipkelder werd niet weerhouden. Als er een kruipkelder aanwezig is, kan gebruik gemaakt worden van de keldersituatie of van een sitespecifieke RA.

1.1.2 Benzine en diesel

De screeningswaarden werden berekend voor de gidsparameters voor benzine en diesel en voor de ketenlengtes van alifaten en aromaten. Voor de verschillende CSM's werden de concentraties bepaald voor deze parameters waarvoor ofwel de RI een waarde van 1 benaderde ofwel de ExCR een waarde van 10^{-5} benaderde. Als voldaan werd aan één van beide criteria is er volgens S-Risk sprake van een kans op een risico (altijd binnen de worstcase-benadering van S-Risk).

Voor diesilverontreinigingen werden voor de aromatische en alifatische fracties van MO bij de evaluatie uitgegaan van een standaard samenstelling diesel volgens onderstaande tabel. Dit betekent concreet dat voor grond steeds dezelfde verhouding werd behouden binnen elke simulatie voor de verschillende fracties.

De standaard diesel betreft een verse diesel die niet is blootgesteld aan afbraakverschijnselen die in de grond kunnen optreden. Ten opzichte van de standaard-samenstelling van de verse diesel zal er door processen van biologische afbraak, vervluchtiging en uitloging een (beperkt) afwijkende samenstelling in de grond voorkomen. Betreffende het inhalatoir risico treedt een verschuiving op van meer risicovolle fracties naar minder risicovolle fracties. Een diesilverontreiniging die meer toxisch zou worden door

afbraak, is niet gekend. Het gebruik van de standaardverdeling is dus een worstcase-benadering.

Tabel 2: % samenstelling TPH-fracties in standaard diesel (bron: 2001: J. Nouwen, J. Provoost, I. Olivier, C. Cornelis)

Fractie	% Aandeel
<i>Aliphatic EC>5-6</i>	0
<i>Aliphatic EC>6-8</i>	0.1
Aliphatic EC>8-10	0.88
Aliphatic EC>10-12	8.2
Aliphatic EC>12-16	47.36
Aliphatic EC>16-21	22.46
<i>Aliphatic EC>21-35</i>	0
<i>Aromatic EC>6-7</i>	0
<i>Aromatic EC>7-8</i>	0
Aromatic EC>8-10	1.56
Aromatic EC>10-12	1.38
Aromatic EC>12-16	11.23
Aromatic EC>16-21	6.84
<i>Aromatic EC>21-35</i>	0

De cursief weergegeven fracties (koolstofketens <EC8) zijn gelijk of bijna gelijk aan 0 en zijn dus niet relevant voor het inhalatoir risico bij diesilverontreinigingen. Ook al zijn ze bijna niet aanwezig in een standaard samenstelling van diesel, het staat vast dat vooral de fracties EC8-10, door hun relatief grote affiniteit voor de gasfase tegenover de langere ketens, bepalend zijn voor het risico.

Van zodra volgens S-Risk één van de fracties het criteria $RI=1$ of $ExCR=10^{-5}$ bereikt, worden de corresponderende concentraties voor de overige fracties (respectievelijk EC5-35 of EC10-35) berekend uit de standaardsamenstelling. Dus hiermee is er ook een waarde voor MO totaal.

Opmerking:

In bepaalde gevallen blijkt dat er een bovengrens is in verontreinigingsgraad waarbij de RI of ExCR niet verder stijgt ondanks een toename aan concentraties in de grond.

Een ander fenomeen is dat in een aantal gevallen de grenswaarde voor RI en ExCR niet bereikt wordt hoewel de som van de fracties groter is dan 20.000 mg/kg ds. Voor deze gevallen werd de simulatie afgebroken van zodra de som voor MO minstens groter was dan 20.000 mg/kg ds en zolang de bepalende fracties een relatief grote waarde hadden.

1.1.3 Evenwichtsconcentraties in grondwater

Uit de screeningswaarden voor grond werd door het programma S-Risk een evenwichtsconcentratie berekend. Deze evenwichtsconcentraties zijn ook opgenomen in de screeningstabellen. Omdat S-Risk deze waarden meeneemt in de risicoberekening geldt dat deze grondwaterconcentraties eveneens een criterium zijn voor de afwezigheid van een inhalatoir risico. De grondwaterconcentraties kunnen toch niet van tevoren gelijkgesteld worden aan een RGW omdat hogere concentraties kunnen voorkomen zonder dat er sprake is van een risico.

1.1.4 Specifiek voor Wallonië: BOF-SRA Wal

Een eerste reeks van simulaties beschrijft de situatie van een gebouw met kelder gelegen bovenop een verontreinigde zone (CSM 1 tot 5). Een tweede reeks van simulaties beschrijft de situatie van een gebouw zonder kelder gelegen bovenop een verontreinigde zone (of de situatie van een gebouw met kelder maar niet gelegen bovenop een verontreinigde zone): enerzijds een oppervlakkige verontreiniging (CSM 7) die voorkomt op een diepte vanaf 1m-mv en een variant met diepere verontreiniging (CSM 6) vanaf 2m-mv.

Voor meer details verwijzen we naar de Franstalige versie van dit document.

1.1.5 Specifiek voor Vlaanderen: BOF-SRA VI-Br

Het schema BOF-SRA in bijlage 5 van de richtlijn is opgebouwd uit volgende excel-sheets:

- Overzicht Vlaanderen: Deze bevat een tabel met overzicht van de RGW voor enkele courante CSM's en dit voor de verschillende bodemhorizonten. De RGW, afkomstig uit het tabblad "B-C detail bebouwbaar", werden bijgewerkt in functie van de geldende BSN in Vlaanderen
- Overzicht Brussel: Deze bevat een tabel met overzicht van de RGW voor enkele courante CSM's en dit voor de verschillende bodemhorizonten. De RGW, afkomstig uit het tabblad "B-C detail bebouwbaar", werden bijgewerkt in functie van de geldende normen in Brussel volgens het Tankstationbesluit.
- A_detail onbebouwd: Deze bevat de belangrijkste resultaten van de RGW om na te gaan welke verontreiniging een mogelijk risico kan vormen, specifiek voor permeatie doorheen leidingen. Er werd geen scenario uitgewerkt voor dermale en orale blootstelling omdat deze problematiek zich afspeelt in de bovenste horizont en deze op een eenvoudige wijze kan verwijderd worden, moest hier verontreiniging worden aangetroffen boven de BSN.
- B en C Detail bebouwbaar: Deze bevat de belangrijkste resultaten van de RGW om na te gaan welke verontreiniging een mogelijk risico kan vormen specifiek voor inhalatie binnenlucht.

De volledige detailberekeningen per CSM zijn beschikbaar op de website van BOFAS als pdf-file. De naam van de file is vermeld in de details van de tabellen in sheets “A_detail onbebouwd” en “B-C Detail bebouwbaar”. Indien gebruik gemaakt van een screeningswaarden in de BOF-SRA, wordt de corresponderende S risk detailberekening toegevoegd aan het rapport.

1.2 Interpretatie en gebruik van de BOF-SRA in de fase ABO-BSP

De screeningswaarden laten toe het inhalatoir risico van een gemeten grondverontreiniging te beoordelen. De screeningswaarden kunnen niet aanzien worden als absolute grenswaarden waarboven met zekerheid sprake is van een reëel blootstellingsrisico. Ze komen strikt gezien overeen met concentraties in de grond die bij ingave in S-Risk, waarbij rekening houdende met de randvoorwaarden (type grond, grondgebruik, opnamewegen, standaardsamenstelling, ...), aanleiding geven tot een overschrijding van de RI of van de ExCR.

In bepaalde gevallen werd met S-Risk een screeningswaarde verkregen die lager ligt dan de decretale ondergrens voor EB (valeur seuil, bodemsaneringsnorm, ...). Bij het gebruik van de screeningswaarden moet hiermee rekening gehouden worden en primeert de decretale ondergrens.

Voor elke regio werd een overzichtstabel en individuele detailtabellen opgemaakt. In de overzichtstabel zijn de waarden gecorrigeerd voor de decretale ondergrenzen (bvb. voor Vlaanderen: benzeen 0.5mg/kg ds) net als voor de bovengrens van 20.000mg/kg ds voor de parameter MO. In de detailtabellen is geen correctie aangebracht.

Aan de hand van het meest toepasselijke CSM en op basis van de grondklasse, bepaald via de korrelverdeling, wordt met de tabellen nagegaan of een gemeten concentratie in grond of grondwater een risico vormt. In de overzichtstabel zijn de waarden afgerond op 2 beduidende cijfers. Als eerste stap wordt via de korrelverdeling gekozen welke tabellenreeks (leem, klei, zand, zandige leem, ...) het meest representatief is voor de afweging. In de tweede stap worden de grondconcentraties vergeleken met de screeningswaarden van de tabel.

Als er voor het betrokken gewest geen tabel beschikbaar is voor de grondsoort volgens de korrelverdeling, wordt volgens het worstcase-principe gebruik gemaakt van een grondsoort die minstens gelijk of gevoeliger is dan de grondsoort volgens de korrelverdeling. Bij een kleilaag bovenop een zandige bodem rechtstreeks onder de bebouwde zone, volstaat het de BOFAS-schermingswaarden in overeenstemming met de kleilaag te gebruiken (tenzij ander onderbouwd advies van de EBSD).

1.3 Opmerkingen bij het gebruik van de BOF-SRA in de fase na werken en bij eindevaluatie voor de parameter MO

Om de risicogrenswaarden voor de individuele fracties bij een diesilverontreiniging af te toetsen aan de terreinsituatie, wordt de voorkeur gegeven aan de analyse van MO volgens EC5-35 of EC10-35. De somparameter van het analysecertificaat wordt afgetoetst aan de som voor MO volgens de screeningstabel. De individuele fracties kunnen afgetoetst worden aan de screeningswaarden voor de individuele fracties op basis van het analysecertificaat, voor zover de individuele fracties beschikbaar zijn of er kan een herrekening gebeuren op basis van de standaardsamenstelling voor diesel.

Een belangrijke aanname van de BOF-SRA is dat de screeningswaarden voor MO (zowel somparameter als voor de individuele fracties) gebaseerd zijn op de standaardsamenstelling van diesel. Bij de toepassing van de BOF-SRA in de fase van ABO en BSP geeft deze aanname een bijkomende marge op de evaluatie van het risico, zodat voldoende conservatief gewerkt wordt.

Door de relatieve ouderdom van de verontreinigingen bij de BOFAS-dossiers zal vooral verweerde diesel aanwezig zijn. Ook zal in geval een in situ-sanering op basis van BLE heeft plaatsgevonden na de CT-fase, door de venting een verschuiving optreden binnen de MO-groep van de vluchtige fracties naar de minder vluchtige fracties. De vluchtige fracties werden via de BLE procentueel gezien verwijderd.

Door bovenstaande processen en het feit dat de vluchtige fracties vaak de oorzaak zijn van het blootstellingsrisico, is het aangewezen om bij gebruik van de BOF-SRA-tabellen in de fase volgend op de BSW en in het EER rekening te houden met de impact van deze processen op de besluitvorming. Als in deze fase de restverontreiniging afgetoetst wordt aan het criterium voor MO totaal volgens de BOF-SRA-tabellen en een overschrijding wordt gemeten kan ofwel overgaan worden tot bodemluchtmetingen, ofwel nagaan worden of er op basis van de individuele fracties wel degelijk een bevestiging is van een risico.

BIJLAGE 7: SCREENINGSWAARDEN GRONDWATER VERVLUCHTING VLAANDEREN - BRUSSEL

Screeningswaarden grondwater vervluchtiging Vlaanderen - Brussel

Screeningswaarden grondwater voor tankstationcomponenten VI/Bru Pad:Uitdamping

S-Risk 1.2.6 d.d. 8/11/2018

Zonder kelder GW 1 m-mv		9999_TSW ZAND_1	
		C gw	Ri OPM
		(ug/l)	
Benzine	Benzene	511/256	***
	Toluene	2000	9,24E-01
	Ethylbenzene	10000	6,47E-02
	m-Xylene	5500	8,01E-01
	Naphthalene	324/162	**
	MTBE	330000	9,64E-01

9999_GW_Leem_1	
C gw	Ri OPM
(ug/l)	
15000	7,27E-01 Excr : 9,068e-6
10000	3,92E-02
10000	1,30E-03
10000	7,50E-03
5000	8,71E-01
400000	2,91E-03

Zonder kelder GW 3 m-mv		9999_TSW ZAND_3	
		C gw	Ri OPM
		(ug/l)	
Benzine	Benzene	511/256	***
	Toluene	7000	1,02E+00
	Ethylbenzene	10000	2,13E-02
	m-Xylene	10000	4,64E-01
	Naphthalene	324/162	**
	MTBE	404700	3,75E-01

9999_GW_Leem_3	
C gw	Ri OPM
(ug/l)	
20000	5,56E-01 Excr : 3,77e-06
10000	3,33E-02
10000	1,22E-03
10000	5,59E-03
5000	8,52E-01
400000	1,38E-03

Met kelder GW 2,1 m-mv		9999_GW_zand_2_kelder	
		C gw	Ri OPM
		(ug/l)	
Benzine	Benzene	511/256	*** 256
	Toluene	450	9,61E-01
	Ethylbenzene	10000	2,93E-01
	m-Xylene	1400	9,35E-01
	Naphthalene	324/162	**
	MTBE	70000	9,80E-01

9999_GW_leem_2_kelder	
C gw	Ri OPM
(ug/l)	
511,9	***
10000	4,54E-01
10000	6,59E-03
10000	1,25E-01
600	9,99E-01
400000	1,43E-01

Met kelder GW 3 m-mv		9999_GW_zand_3_kelder	
		C gw	Ri OPM
		(ug/l)	
Benzine	Benzene	511/256	***
	Toluene	3000	9,14E-01
	Ethylbenzene	10000	4,25E-02
	m-Xylene	10000	9,43E-01
	Naphthalene	324/162	**
	MTBE	404700	8,74E-01

9999_GW_leem_3_kelder	
C gw	Ri OPM
(ug/l)	
900	7,52E-01 Excr : 9,89e-06
10000	1,75E-01
10000	3,00E-03
10000	4,51E-02
1500	1,00E+00
400000	5,80E-02

*** Op basis van evenwichtconcentratie benzeen BSN VI 0,5 mg/kg / VS Bru 0,25 mg/kg

** Op basis van evenwichtconcentratie naftaleen BSN VI 5 mg/kg /VS Bru 2,5 mg/kg

BIJLAGE 8: SCREENINGSWAARDEN BODEMLUCHT VLAANDEREN - BRUSSEL

Screeningswaarden bodemlucht Vlaanderen - Brussel

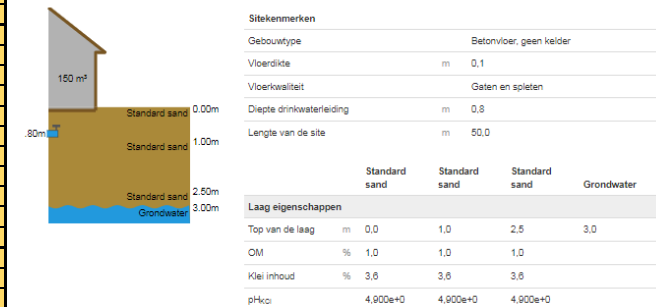
Screeningswaarden bodemlucht voor tankstationcomponenten Vlaanderen en Brussel Pad: Uitdamping binnenlucht

Versie 5 risk :

11/02/2019

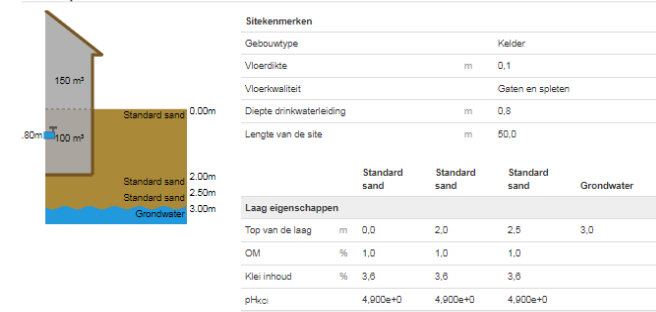
Zonder kelder Filter 1 m-mv		9999_BL_ZAND_1			9999_TSW Leem_GW1		
		C bodemlucht	Ri	OPM	C bodemlucht	Ri	OPM
		mg/m ³			mg/m ³		
Diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	30000	9,75E-01		90000	4,95E-02	
	TPH aliphatic (EC >10-12)	1500	8,97E-01		90000	9,10E-01	
	TPH aliphatic (EC >12-16)	1500	8,97E-01	Niet relevant voor bodemlucht	90000	9,10E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aliphatic (EC >16-21)	1200	1,71E-02	Niet relevant voor bodemlucht	90000	1,30E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aliphatic (EC >6-8)	30000	9,75E-01		90000	4,95E-02	
	TPH aliphatic (EC >8-10)	1600	9,58E-01		18000	9,11E-01	
	TPH aromatic (EC >10-12)	300	8,97E-01		18000	9,10E-01	
	TPH aromatic (EC >12-16)	300	8,97E-01	Niet relevant voor bodemlucht	18000	9,10E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aromatic (EC >16-21)	100	5,71E-01	Niet relevant voor bodemlucht	9000	8,68E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,38E-03	Niet relevant voor bodemlucht	0	1,38E-03	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aromatic (EC >8-10)	300	9,06E-01		4500	9,19E-01	
Benzine	Benzene	5	7,45E-01	ExCr 9,669e-6	100	5,38E-01	ExCr 3,266e-6
	Toluene	400	9,51E-01		3000	1,47E-01	
	Ethylbenzene	20000	5,45E-01		60000	2,87E-02	
	m-Xylene	1400	9,67E-01		4200	5,35E-02	
	Naphthalene	0,7	9,83E-01		40	9,78E-01	

Bodemprofiel & concentraties



Met kelder Filter 2,5 m-mv (*)		9999_BL_ZAND_Kelder			9999_BL_Leem_kelder		
		C bodemlucht	Ri	OPM	C	Ri	OPM
		mg/m ³			mg/kg ds		
Diesel	TPH aliphatic (EC 5-6)	15000	8,91E-01		90000	3,94E-01	
	TPH aliphatic (EC >10-12)	900	9,84E-01		12000	9,67E-01	
	TPH aliphatic (EC >12-16)	900	9,84E-01	Niet relevant voor bodemlucht	12000	9,67E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aliphatic (EC >16-21)	1200	1,87E-01	Niet relevant voor bodemlucht	30000	3,45E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aliphatic (EC >6-8)	15000	8,91E-01		90000	3,94E-01	
	TPH aliphatic (EC >8-10)	800	8,75E-01		11000	8,87E-01	
	TPH aromatic (EC >10-12)	180	9,84E-01		2000	8,16E-01	
	TPH aromatic (EC >12-16)	180	9,84E-01	Niet relevant voor bodemlucht	2000	8,34E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aromatic (EC >16-21)	80	8,34E-01	Niet relevant voor bodemlucht	1100	9,63E-01	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aromatic (EC >21-35)	0	1,38E-03	Niet relevant voor bodemlucht	0	1,38E-03	Niet relevant voor bodemlucht
	TPH aromatic (EC >8-10)	150	8,29E-01		1000	4,14E-01	
Benzine	Benzene	3	7,55E-01	ExCr 9,988e-6	40	7,28E-01	ExCr 9,143e-6
	Toluene	250	9,98E-01		3000	7,98E-01	
	Ethylbenzene	20000	8,80E-01		60000	1,64E-01	
	m-Xylene	900	9,94E-01		4200	2,85E-01	
	Naphthalene	0,6	9,99E-01		7	9,84E-01	

Bodemprofiel & concentraties



(*) Indien de keldervloer en wanden in de bodemverontreiniging ligt, wordt een specifieke s risk berekening uitgevoerd.

BIJLAGE 9: RICHTLIJN BODEMLUCHTMETINGEN

1 INLEIDING

Recentelijk werd het onderzoek de naar uitdampingsrisico's als gevolg van bodemverontreiniging versneld naar aanleiding van de problematiek van inhalatoire risico's bij vluchtige KWS- (BTEX/MO) en VOCL-verontreinigingen.

Op basis van de hieronder vermelde literatuur kunnen we een onderscheid maken tussen van tankstationsites verontreinigd met benzine en diesel (BTEX/MO) en sites verontreinigd met gechloreerde solventen (VOCL's).

Tabel 1: Overzicht onderscheid VOCL en BTEX/MO in kader van bodemluchtproblematiek

Tankstationeigen (BTEX/MO)	VOCL
Hoofdzakelijk aerobe afbraak (snel)	Hoofdzakelijk anaerobe afbraak (traag)
Dochterproducten minder risicovol	Dochterproducten soms toxischer
Neiging tot LNAPL*	Neiging tot DNAPL**
Relatief kleine en ondiepe verontreinigingssites	Neiging tot grote en diepe verontreinigingssites
Ondiepe bron/residueel product	Grotere verticale gradiënt in bron/residueel product
Aerobe toestand onder receptor, gunstig voor afbraak	Aerobe toestand onder receptor, ongunstig voor afbraak
Kleine laterale en verticale invloedstraal (ITRC,2014)	Grote laterale en verticale invloedstraal (ITRC,2014)

*LNAPL: light non-aqueous phase liquid: Vloeistof die lichter is dan water en daardoor een drijfslaag kan vormen

**DNAPL: dense non-aqueous phase liquid: Vloeistof die zwaarder is dan water en daardoor een zaklaag kan vormen

Toelichting bij de beperkingen van blootstellingsmodellen van het type S-Risk die steunen op het formulair van Johnson & Ettinger (JEM) en Volasoil zijn terug te vinden in de werken van ITRC (2014) en EPA (2015) en hun verwijzingen.

Rekening houdend met bovenstaande problematiek en de aanbevelingen in de referentieonderzoeken werd door BOFAS een specifieke richtlijn uitgewerkt voor het onderzoek van het uitdampingsrisico ter hoogte van voormalige tankstations.

Als uit een eerste screening (zie bijlagen 3 en 4 van de BOF-TRA en bijlagen 5 en 6 van de BOF-SRA) blijkt dat er sprake is van een mogelijk uitdampingsrisico wordt ofwel besloten om over te gaan tot een saneringsplan ofwel een bijkomende verfijning uit te voeren van de RA via bodemluchtmetingen.

Rekening houdend met de afwezigheid van normen voor bodemlucht worden de resultaten van de bodemluchtmetingen:

- Ofwel afgetoetst aan de BOFAS screeningswaarden voor bodemlucht berekend met behulp van S-Risk (zie bijlage 8 van de richtlijn);
- Ofwel ingevoerd in S-Risk (zie bijlage 10 van de richtlijn) in het licht van een site specifieke simulatie.

Als op basis van bovenstaande aanpak blijkt dat er een risico is op blootstelling als gevolg van uitdamping, kan het aangewezen zijn om over te gaan tot de uitvoering van binnenluchtmetingen.

BOFAS heeft ervoor gekozen om deze richtlijn op te stellen om als plan van aanpak te dienen voor de verfijning van de toepassing van het risicomodel S-Risk vooraleer over te gaan tot binnenluchtmetingen.

Deze procedure is een stap voorafgaand aan de toepassing van de 'protocole d'échantillonnage d'air' volgens de GRER (Wallonië) of voorafgaand aan de toepassing van bijlage B1 van de code van goede praktijk voor risico-onderzoeken (Brussel).

Ter vervollediging staat hieronder een overzicht van de gebruikte literatuurgegevens:

- OSWER: technical guide for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface vapor sources to indoor air, EPA (2015);
- Code van Goede Praktijk: evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van bodem- en grondwaterverontreinigingen (draft vs5), OVAM (ontwerp 2018);
- GRER Annexe B5 protocole d'échantillonnage de l'air dans le cadre de l'évaluation des risques liés à l'inhalation, DGARNE (2017);
- Petroleum Vapor Intrusion, fundamentals of Screening, Investigation and Management, ITRC (2014);
- Technical Guide For Addressing Petroleum Vapor Intrusion At Leaking Underground Storage Tank Sites, EPA (2015).

De eerste twee documenten richten zich op een breed spectrum aan polluenten en sites.

Annexe B5 van de GRER 'protocole d'échantillonnage d'air' geeft de richtlijnen weer met betrekking tot de staalname en analyse van bodemlucht, binnenlucht en buitenlucht.

De studie van het ITRC is toegespitst op de problematiek van uitdampingsrisico's ten gevolge van petroleumkoolwaterstoffen in de ruime zin (brandstoffendepots, tankstations, garageactiviteiten, ...).

De richtlijn van de EPA van 2015 is zeer specifiek en behandelt de problematiek van uitdamping ten gevolge van de ondergrondse opslag en verdeling van brandstoffen op tankstationsites.

2 RELEVANTE PARAMETERS BODEM- EN BINNENLUCHT

BTEX(N) en (vluchtige) MO vormen de belangrijkste risicoparameters voor het uitdampingsrisico. De BTEX(N) worden als specifieke pollutant geanalyseerd en ingebracht in de evaluatie. Voor MO moet de analyse en evaluatie gebeuren aan de hand van de individuele fracties (zie hieronder). MTBE zal zelden aanleiding geven tot een uitdampingsrisico, de EBSD moet sitespecifiek nagaan of de evaluatie ervan zinvol is (bvb. op basis van een eerste screening vanuit de bodem- en grondwaterconcentraties).

Onderstaande tabel geeft een indicatie van de samenstelling van enerzijds benzine en anderzijds diesel (moederproduct, uitgezonderd BTEXN):

Tabel 2: Verdeling fracties product (TPH uitgezonderd BTEXN)

koolstofgetal	%TPH benzine	%TPH diesel
C5-C8 alifaten	45%	<1%
C9-C18 alifaten	12%	35%
C19+ alifaten	<1%	43%
C9-C12+ aromaten	43%	22%

Bron: ITRC (2014) (adapted from Brewer et al 2013)

In de bodemluchtfase stellen we vast dat het aandeel van de kortere ketens groter is dan in het moederproduct.

Tabel 3: Verdeling fracties in bodemlucht

koolstofgetal	%TPH benzine	%TPH diesel
C5-C8 alifaten	77.3%	25%
C9-C18 alifaten	7.3%	75%
C9-C16 aromaten	15.4%	0%

Bron: Brewer et al (2018) (from Brewer et al 2013)

De reden ligt deels in de verschillende affiniteit van de individuele fracties voor de bodem-, water- en gasfase. De volgende tabel illustreert dit aan de hand van de theoretische partitionering van een diesilverontreiniging in functie van de ketenlengte voor een siltig zand.

Tabel 4: Theoretische partitionering van TPH-fracties in de verschillende bodemfases (onverzadigde zone)

Ketenlengte	Geadsorbeerd aan bodemdeeltjes	Opgelost in bodemvocht	In gasfase van de poriën
C5-C8 alifaten	18.0%	0.8%	81.2%
C9-C12 alifaten	92.4%	0.1%	7.6%
C9-C18 alifaten	98.1%	0%	1.9%
C19-C36 alifaten	99.85%	0%	0.1%
C9-C10 aromaten	91.6%	5.2%	3.2%
C11-C22 aromaten	97.9%	2.0%	0.1%

Bron: Brewer et al (2018)

Hieruit blijkt dat de C5-8 alifaten een lage affiniteit vertonen voor adsorptie aan de bodemfase en een grote affiniteit voor de gasfase, dit in tegenstelling tot de andere individuele ketenlengtes. Hoewel voor een diesilverontreiniging de initiële concentraties aan korte keten-alifaten in het moederproduct eerder beperkt zijn, zijn de fracties wel mee bepalend in de problematiek van het uitdampingsrisico.

Rekening houdend met de stoffeigenschappen en de normering zijn vooral de fracties EC8-10 alifaten en EC8-10 aromaten bepalend voor het uitdampingsrisico.

De BTEX(N) moeten als individuele componenten geanalyseerd worden. Voor MO moet de analyse gebeuren voor de ketenlengtes EC5 tot bij voorkeur EC16 opgesplitst in aromaten en alifaten.

3 BESLISCRIPTERIA TER EVALUATIE VAN HET UITDAMPINGSRISICO (INFORMATIEF)

Dit hoofdstuk vat de huidige visies samen betreffende het beslissingscriterium om al dan niet over te gaan tot een evaluatie van het inhalatoir risico via bodemluchtmetingen ter hoogte van oude tankstationsites.

Aangezien BOFAS ervoor gekozen heeft om te werken via de toepassing van de BOF-TRA en BOF-SRA is onderstaande tekst louter informatief om meer duidelijkheid te geven rond de problematiek van bodemluchtmetingen.

In onderstaande gevallen is er GEEN noodzaak om het uitdampingsrisico verder na te gaan en kan besloten worden dat er geen humaan-toxicologisch inhalatoir risico uitgaat van de verontreiniging:

3.1 De bodem- of grondwaterverontreiniging komt niet voor onder een gebouw

Concreet betekent dit dat de laterale uitsluitingszone volgens ITRC (2014) voor tankstationsites gelijkgesteld wordt aan 0m.

De EBSD houdt rekening met volgende elementen:

- de verspreiding van de verontreiniging in grond en grondwater moet voldoende in detail gekend zijn (BOFAS-sites zijn meestal beperkt in oppervlakte en kennen een fijnmazig netwerk van meetpunten);
- de propere meetpunten situeren zich ter hoogte van de receptor of minstens tussen bron en receptor;
- de grondwaterpluim is stabiel wat op BOFAS-sites meestal het geval is gezien de ouderdom van de verontreiniging.

OVAM (ontwerp, 2018) en ITRC (2014) hanteren verschillende criteria om de verontreiniging te definiëren en de laterale uitsluitingszone te bepalen. Een belangrijk verschil betreft de onzekerheid van de contouren en de heterogeniteit van de pollutant in bodem en grondwater. Op tankstationsites komen vooral beperkte verontreinigingspluimen en relatief homogene en graduele concentratiegradiënten voor. Rekening houdend met de specifieke aanpak in BOFAS-dossiers waar meetpunten voorzien worden op het pad tussen verontreiniging en receptor is een laterale uitsluitingszone van 0m verantwoord.

3.2 De bodem- en of grondwaterverontreiniging komen voor onder een gebouw

Als een verontreiniging voorkomt onder een gebouw moet nagegaan worden of voldaan wordt aan de minimale verticale screeningsafstand volgens ITRC (2014). Als deze afstand niet gerespecteerd wordt, moet het uitdampingsrisico effectief onderzocht worden. Wordt de afstand gerespecteerd, dan is er geen verdere evaluatie van het risico vereist.

De criteria voor de minimale verticale screeningsafstand zijn weergegeven in onderstaande tabel.

Tabel 5: Criteria voor de minimale verticale screeningsafstand

medium	benzeen	MO (EC5-11)	V-schermingsafstand
Bodem mg/kg ds	<=10	<=250*	2m
	>10 (=aanwijzing puur product)	>250*	4.5m
Grondwater µg/l	<=5.000	<=30.000	2m
	>5.000 (aanwijzing puur product)	>30.000	4.5m

* Verweerd product (100mg/kg ds in geval van een nieuw spill) - 250mg/kg ds = biologisch actieve grond, zelfreinigend

Bron: ITRC (2014)

Bij aanwezigheid van puur product geldt dus een grotere verticale screeningsafstand. De afstand wordt gerekend vanaf de basis van de receptor (bvb. onderzijde kelder of onderzijde vloerplaat) tot aan de verontreiniging.

4 BODEMLUCHTMETINGEN

4.1 Meetstrategie

De keuze van de meetstrategie is afhankelijk van het voorkomen van de polluenten en de aard van de receptor en is erop gericht om een zo representatief mogelijke meting te bekomen. Als er verschillende van elkaar afscheidbare zones of receptoren voorkomen, wordt de strategie voor elk van hen toegepast.

4.1.1 Strategie 1

Ondiepe bodemluchtmeting via een bodemluchtfilter buiten het gebouw op het blootstellingspad net ter hoogte van de receptor

Deze strategie is toepasbaar in volgende gevallen:

- korte zijde gebouw <66 voet (22m);
- EN minstens grondverontreiniging of aanwezigheid van puur product;
- EN geen verontreiniging in contact met het gebouw (vloer/keldervloer/fundering).

Of

- EN uitsluitend grondwaterverontreiniging onder het gebouw (geen grondverontreiniging noch puur product);
- EN geen verontreiniging in contact met het gebouw (vloer/keldervloer/fundering);
- EN een gebouw van gelijk welke afmeting gelegen boven een grondwaterverontreiniging.

De filter wordt bij voorkeur geplaatst op een afstand van 1 à 1,5m van het gebouw.

De filterlengte bedraagt bij voorkeur 50cm en de basis moet minstens 50cm boven de grondwatertafel geplaatst worden.

Bij een gebouw zonder kelder (gebouw met vloerplaat) wordt de meting idealiter uitgevoerd met een bodemluchtfilter tussen 1,0 en 1,5m diepte.

Noot: In bepaalde gevallen is het aangewezen om een ondiepe (< 1,0m diepte) meting uit te voeren of kan een bijkomende oppervlakkige bodemluchtfilter geplaatst worden om een eerdere meting op 1 à 1,5m diepte te nuanceren (bijkomende informatie rond de afbraak in de topzone). Bij ondiepe filters moet de lektheid tijdens de campagne nagegaan worden. Voor de ondiepe meting wordt een filterdiepte voorgesteld van 0,5-0,75m.

Bij een gebouw met kelder hangt de diepte van de filter af van de ligging van de verontreinigingsbron en van de diepte van de kelder. Ligt de bron dieper dan de basis van de kelder, dan wordt de bodemluchtfilter geplaatst op de diepte van de fundering of net

eronder. Als de bron zich naast de kelder bevindt, wordt volgens een verticaal traject meerdere filters geplaatst vanaf de basis van de kelder tot aan het maaiveld.

In de praktijk komt dit voor BOFAS-sites neer op twee filters, één diepe ter hoogte van de fundering van de kelder of net eronder en één ondiepe langs de wand van de kelder. De filters geven een idee van de uitdamping enerzijds via de keldervloer en anderzijds doorheen de kelderwand. Gezien de uitdamping meestal belangrijker is doorheen de wand van de kelder dan doorheen de vloerplaat kan voor kleine kelderruimtes het onderzoek beperkt worden tot één filter naast de kelderwand.

4.1.2 Strategie 2

Ondiepe bodemluchtmeting in het gebouw: via een subslab-staalname of via een ondiepe bodemluchtfilter

Deze strategie is toepasbaar in volgende gevallen:

- korte zijde gebouw >66 voet (22m);
- EN grondverontreiniging of aanwezigheid van puur product.

Of

Indien volgens strategie 1 een risico bestaat.

Voor kleine, vaak residentiële of commerciële gebouwen volstaat meestal één meetpunt voor bodemluchstaalname.

Als de verontreinigingsbron volledig onder het gebouw voorkomt, wordt het meetpunt centraal in het gebouw, weg van de funderingsranden geplaatst.

Als de verontreinigingsbron zich lateraal buiten het gebouw bevindt, wordt de meting uitgevoerd aan de rand van het gebouw in de richting van de bron.

Bij kelders is er vaak een preferentiële voorkeursweg doorheen de wand ten opzichte van de vloerplaat van de kelder. Een subslab-staalname doorheen de wand is dan aangewezen.

Meestal zal de locatie van de meting afhangen van praktische zaken (bv. bereikbaarheid, toelating, problematiek van waterinsijpeling, ...).

4.1.3 Strategie 3

Als er geen bodemluchtfilter kan geplaatst worden, bijvoorbeeld door een te dunne onverzadigde zone, moet overgegaan worden tot binnenluchtmetingen. Er worden in dit geval geen bodemluchtmetingen uitgevoerd.

4.2 Passieve metingen versus actieve metingen

4.2.1 Passieve bodemluchtstaalname

Met de passieve monsterstalen kunnen alifaten en aromaten bepaald worden in de keten C4-C20 en ook de vluchtige additieven.

Rekening houdend met de beperkingen eigen aan de analyse van de passieve monsterstalen is de techniek minder geschikt bij bodemluchtstaalname (zie ITRC 2014 en OVAM 2018).

Daarom verkiest BOFAS om geen passieve bodemluchtmetingen uit te voeren voor de inschatting van het uitdampingsrisico.

4.2.2 Actieve bodemluchtstaalname

Actieve staalname is gebaseerd op het geforceerd onttrekken van een hoeveelheid bodemlucht met als resultaat een momentopname van de samenstelling van de bodemlucht op een welbepaalde diepte en locatie.

De staalname gebeurt bij voorkeur vanuit een bodemluchtfilter geplaatst via een klassieke boortechniek. Een alternatieve werkwijze is het gebruik van een tijdelijke bodemlucht-filter geplaatst ofwel met een “direct push”-techniek of die begraven wordt in de grond.

Voor BOFAS-sites wordt, gezien de aard van de pollutanten en het doel van het onderzoek, de voorkeur gegeven aan adsorptie op een actief koolbuisje.

Bestaande peilbuizen voor grondwaterstaalname zijn niet geschikt voor bodemluchtstaalname door het risico op kruiscontaminatie vanuit het grondwater.

De luchtstaalname vanuit de filter moet te gebeuren met wegwerp teflonbuizen omdat bij gebruik van PE een belangrijke fractie kan verloren gaan door adsorptie aan het PE. Hergebruik van het materiaal teflon tussen verschillende meetpunten is niet toegelaten wegens kans op vals positieve resultaten.

Voor de staalname wordt de bodemluchtfilter schoongepompt. Het debiet bij schoonpompen en staalname bedraagt bij voorkeur circa 200 ml/min. Het af te pompen volume is

minstens 3 maal het dood volume. Bij hogere debieten is er door de hogere onderdruk een reële kans op desorptie vanuit de bodem en kunnen ook lekken ontstaan.

De duur van de staalname hangt af van de verwachte vuilvracht en de te behalen detectielimiet in functie van de af te toetsen norm. De duur moet ook klein genoeg zijn zodat het actief kool (AK)-buisje geen doorslag vertoont. Dit kan gerealiseerd worden door tijdens de staalname de vuilvracht via een PID-meter op te volgen.

Belangrijk hierbij is dat de gevoeligheid van de staalnametechniek en analyse afgestemd zijn op het doel van de meting. Als leidraad kan gebruik gemaakt worden van de screeningswaarden voor bodemlucht opgesteld door BOFAS. Deze geven een idee van de grootteorde aan concentraties die in S-Risk aanleiding geven tot een probleem van uitdamping. Als de staalnametechniek en analyse met voldoende meetnauwkeurigheid deze grootteorde van concentraties kan aantonen, heeft het geen zin om meer nauwkeurigere of langdurigere testen uit te voeren om een veel lagere detectielimiet te bekomen.

Van elke meting wordt het tijdstip, de duur, temperatuur, luchtdruk alsook het totaal verpompt volume dat over het actiefkoolbuisje is gegaan genoteerd. Deze parameters worden bepaald tijdens de staalname terwijl de pomp is aangesloten op de bodemluchtfilter. Het totaal verpompt volume wordt bepaald aan de hand van een meting op het veld.

De EBSD legt zijn uitvoeringsmethode voorafgaandelijk voor aan BOFAS.

4.3 Frequentie van de metingen

Standaard voorziet BOFAS minstens de uitvoering van 2 metingen met een interval van ongeveer 6 maanden.

Bij de uitvoering van een meetcampagne voor bodemluchtmetingen zijn, omwille van seizoensgebonden effecten, minstens 2 staalnamecampagnes aangewezen. Hiervan wordt één uitgevoerd bij hoge en één bij lage grondwaterstand, ofwel winter en zomer.

De frequentie hangt ook af van de gewestelijke richtlijnen en de aard en het voorkomen van de verontreiniging.

Bij zandige bodems wordt aanbevolen om na een periode van intensieve neerslag minimaal 1 dag te wachten alvorens bodemluchtmetingen uit te voeren en meerdere dagen bij siltige - kleirijke bodems. Bodemluchtstaalname bij extreme wintercondities worden afgeraden.

Tabel 6: Seizoensgebonden parameters

Parameter	Worst case	Best case
seizoen	Winter	Zomer
Temperatuur (T)-verschil	Grotere T-verschillen binnen/buiten	Lagere T-verschillen binnen/buiten
Temperatuur	T binnen > T buiten	T binnen < T buiten
Grondwatertafel en onverzadigde zone	hogere grondwaterstand, kleinere dikte onverzadigde zone	lagere grondwaterstand, grotere dikte onverzadigde zone
Atmosferische druk	dalend	stijgend
Ventilatie (passief)	Ramen gesloten, minder verluchting	Ramen open, meer verluchting
verwarming	aan	af

4.4 Verwerking van de resultaten

Gezien het ontbreken van bodemluchtnormen worden de analyseresultaten:

- ofwel afgetoetst aan de BOFAS-screeningswaarden voor bodemlucht (zie bijlage 8 van de richtlijn)
- ofwel ingebracht in S-Risk (zie bijlage 10 van de richtlijn).

4.5 Bemerkingen rond binnenluchtmetingen

4.5.1 Inleiding

Als op basis van de bodemluchtmetingen en de verfijnde risicoberekening in S-risk, een EB voor inhalatoire risico's niet kan uitgesloten worden, is de uitvoering van binnenluchtmetingen nodig. Binnenluchtmetingen kunnen ook aangewend worden om vastgestelde geurhinder verder te onderzoeken.

Ook al blijkt, op basis van de bodemluchtmetingen, beïnvloeding van de kwaliteit van de binnenlucht mogelijk, de resultaten van binnenluchtmetingen moeten kritisch worden benaderd. Dit voor de bodemverontreiniging als effectieve bron wordt aangeduid.

De kwaliteit van binnenlucht in woningen wordt in eerste instantie beïnvloed door bronnen binnenshuis, de buitenlucht en de manier en mate van ventilatie. De parameters die onderzocht worden bij een bodemverontreiniging met benzine en diesel kunnen ook gerelateerd zijn aan andere bronnen dan die van de bodemverontreiniging. Een inventarisatie van deze bronnen is dus noodzakelijk voor er binnenluchtmetingen worden uitgevoerd.

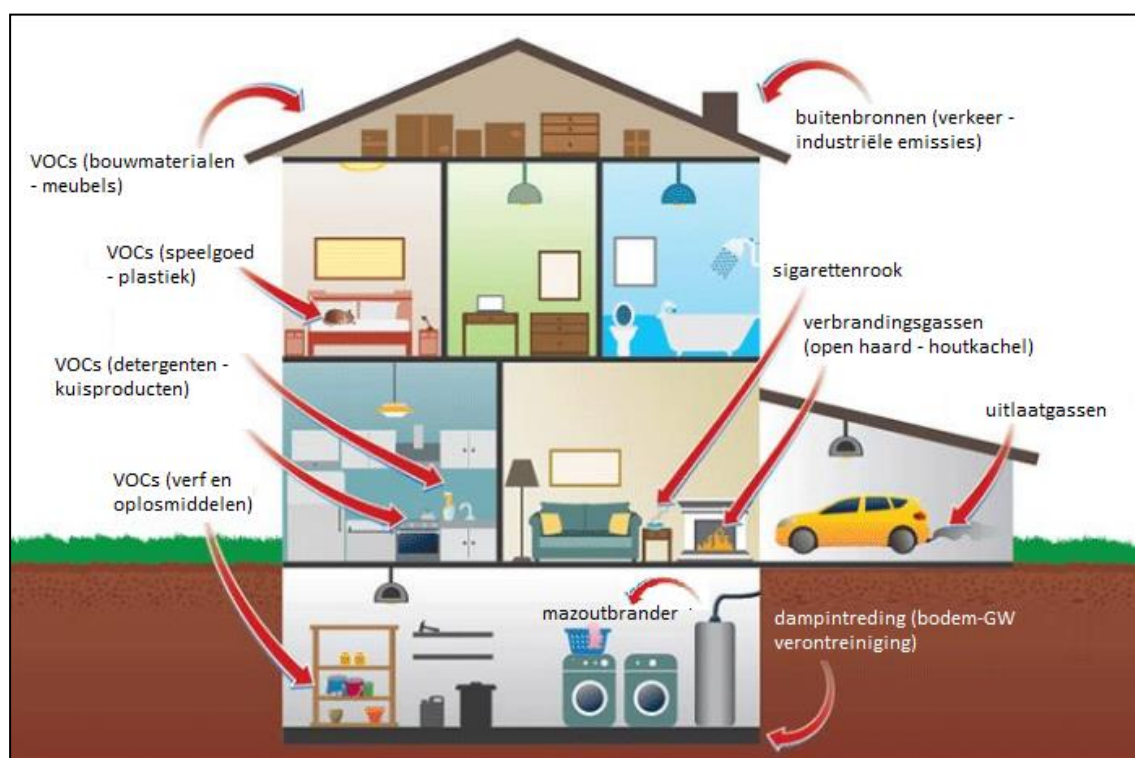
4.5.2 Andere bronnen bij een verontreiniging met diesel en benzine

US-EPA (2003) ontwikkelde een databank “SRD-Source Ranking Database for Indoor Air Pollutants” bedoeld als screeningsmethode om na te gaan welke producten welke chemicaliën bevatten of vice versa.

Voor de parameter BTEX worden 3119 producten en potentiële bronnen gedefinieerd die de binnenluchtconcentraties kunnen vertekenen.

Het gaat over opslag en gebruik van (huishoudelijke) producten, maar ook bronnen die niet kunnen verwijderd worden in voorbereiding van de meting zoals:

- Tapijt;
- Behangpapier en verf;
- Bouwmaterialen zoals spaanplaat, siliconen, ...
- Verwarmingsbronnen;
- Behandeld hout;
- Meubels;
- Vloeren;
- Rookgedrag;
- ...



Figuur 1: Schematisch overzicht van verontreinigingsparameters in het binnenmilieu en de relatie met eventuele bodem- en/of grondwaterverontreiniging, binnen- en buitenbronnen (US EPA, 2017)

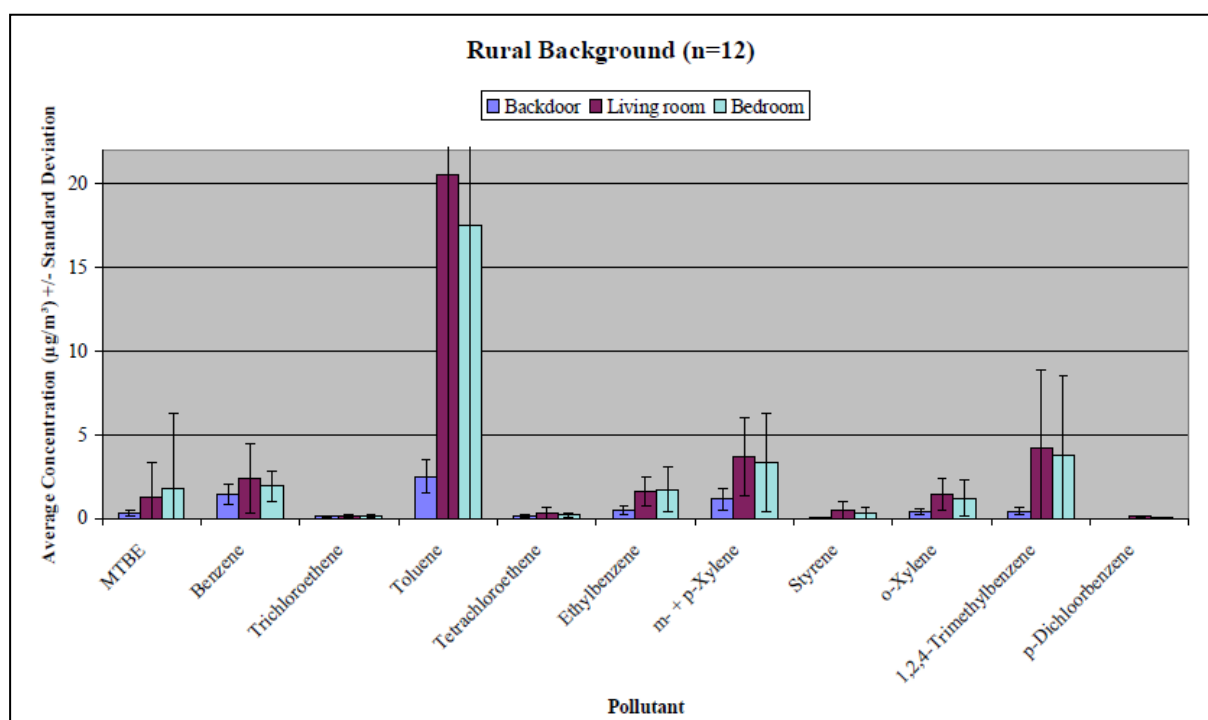
BOFAS-dossiers worden ook gekenmerkt door de nabijheid van:

- (Voormalige) garageactiviteiten;

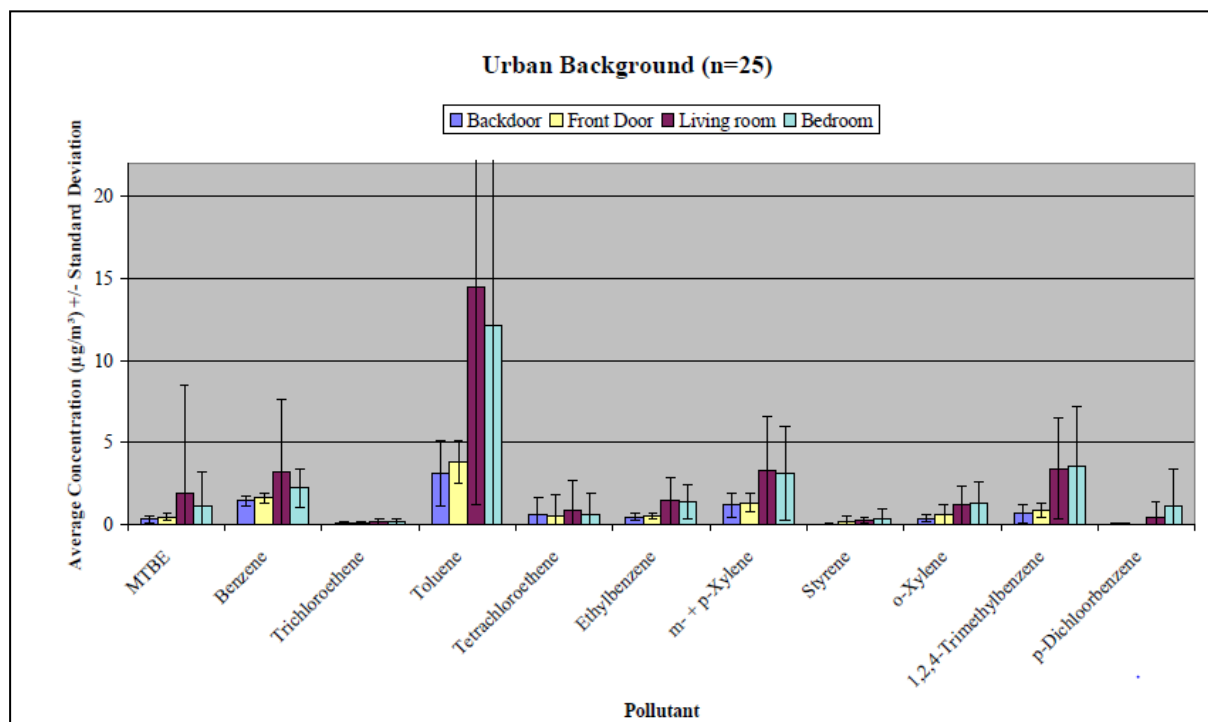
- Drukke verkeerswegen;
- Verstedelijkte omgevingen.

Op <http://www.irceline.be/nl/luchtkwaliteit/metingen> worden lokale meetgegevens van glijdend 24 uurgemiddelden van Benzeen in België gepubliceerd.

Studies tonen aan dat de binnenlucht vaak meer vervuild is dan de buitenlucht en dit ongeacht de aanwezigheid van bodemverontreiniging. Ter illustratie staat hieronder een figuur van de meetresultaten uitgevoerd door het VITO met een uitgebreide meetcampagne in stedelijk en landelijk gebied (The influence of contaminants in ambient air on the indoor air quality, VITO 2006). Opmerkelijk is dat woningen waarin gerookt wordt, werden uitgesloten in deze meetcampagne.



Figuur 2: overzicht van meetresultaten kwaliteit binnenlucht platteland



Figuur 3: overzicht van meetresultaten kwaliteit binnenlucht verstedelijkt gebied

4.5.3 Staalnamestrategie

Het doel van de staalname is om na te gaan of de kwaliteit van de binnenlucht beïnvloed wordt door de vastgestelde bodemverontreiniging of door een andere bron in het gebouw.

Het verwijderen van bovenstaande bronnen is niet altijd mogelijk. De staalnamelocatie moet dus oordeelkundig worden gekozen. En om de meetresultaten niet te beïnvloeden door menselijke gedragingen, zijn afspraken noodzakelijk met de gebruikers van de ruimte. De staalnamestrategie wordt opgemaakt na een plaatsbezoek door de EBSD in overleg met BOFAS.

Tijdens het plaatsbezoek kunnen PID-metingen worden gebruikt. Deze metingen zijn louter indicatief en hebben onvoldoende nauwkeurigheid voor het onderzoek naar risicoblootstelling van parameters gelieerd aan benzine en diesel. Ze kunnen wel gebruikt worden ter detectie van preferentiële kanalen voor geurhinder (bvb. toezichtputjes en afvoerroosters riolering, peilbuizen en saneringsinfrastructuur).

Dit plaatsbezoek wordt gedocumenteerd aan de hand van fotomateriaal, een checklist van potentiële bronnen en vermeldt ook de afspraken die gemaakt werden met de gebruikers.

4.5.4 Metingen en resultaten

De staalname gebeurt in overeenstemming met de gewestelijke normen en codes van goede praktijk. In Tabel 7 staat hiervan een overzicht.

BOFAS benadrukt volgende aandachtspunten:

- Actieve metingen hebben voorkeur op passieve metingen.
- De lokale achtergrondwaarde wordt bepaald aan de hand van een referentiemeting, buiten het gebouw, bij voorkeur in een zone buiten de bodemverontreiniging en aan de straatzijde.
- Als een passieve meting wordt uitgevoerd, wordt ook een systeemblanco geanalyseerd. Een systeemblanco legt hetzelfde traject af als de passieve sampler, alleen zonder de blootstelling aan de ruimte van de meting.
- De duurtijd van de meting is in functie van de te behalen detectiegrens ten opzichte van de risicogrenswaarde (TCL). Deze bedraagt minimaal 24 uur (en 8 uur bij toetsing aan de Maximaal Aanvaardbare Concentratie (MAC)-waarde).
- De meting wordt uitgevoerd in een leefruimte op het gelijkvloers.
- Als metingen worden uitgevoerd in een kelder, wordt ook altijd een meting uitgevoerd in de leefruimte op het gelijkvloers. De resultaten van de meting in de kelder is een hulpmiddel om het pad te definiëren, maar wordt niet gebruikt als toetsingswaarde voor levenslange blootstelling. De verblijftijd in de kelderruimte is te kort om het als representatief meetresultaat te gebruiken voor een blootstellingswaarde in S-risk.
- Als het feitelijk bodemgebruik verschilt tussen gelijkvloers en verdieping (bvb. commerciële activiteit op gelijkvloers en appartement op de eerste verdieping) EN er aanwijzingen zijn van een potentiële impact van de activiteiten op de meetwaarde (bvb. garageactiviteiten, ...) wordt in beide ruimtes een meting uitgevoerd. Als er geen vermoeden is van een externe bron, wordt in eerste instantie enkel een meting uitgevoerd op het gelijkvloers.
- Naar analogie met de bodemluchtmetingen worden minstens 2 metingen uitgevoerd waarvan één representatief is voor de winter en één voor de zomer. In het ideale geval is er een interval van 6 maanden tussen de metingen.

De resultaten van de meting worden weergegeven in tabelvorm en bevatten minstens volgende elementen:

- Figuur met aanduiding van de effectieve staalnameplaats;
- Analysewaarde van de actiefkooltube ($\mu\text{g}/\text{tube}$);
- Temperatuur en luchtdruk
- De duurtijd van de meting;
- Methode van de bepaling van het volume;
- De concentratie ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- De achtergrondwaarde van de blootstelling ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- Bij passieve staalname: de resultaten van de systeemblanco ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

4.5.5 Besluitvorming

De EBSD geeft een antwoord op volgende vragen:

- Is er bij de meetwaarde een overschrijding van de wettelijke grenswaarden en dit in functie van het effectief gebruik van de ruimte?
- Zijn er andere potentiële bronnen verantwoordelijk voor een verhoogde waarde van het meetresultaat? Zo ja, welke.
- Is er een significante beïnvloeding van de kwaliteit van binnenlucht door de aanwezige bodemverontreiniging?
- Vormt de bodemverontreiniging een EB voor inhalatie in overeenstemming met de bodemwetgeving?
- Welke adviezen kunnen aan de gebruiker van de site geformuleerd worden?

4.6 Richtlijnen en normen bodem-, binnen- en buitenlucht

Tabel 7: Niet limitatief overzicht van gewestelijke normen en richtlijnen

Onderwerp	Titel	Gewest
CGP	CGP evaluatie van uitdampingsrisico's in het kader van bodemverontreinigingen (OVAM 2018, draft)	Vlaanderen
CGP	CWBP-GRER-ANNEXE B5: PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE DE L'AIR DANS LE CADRE DE L'EVALUATION DES RISQUES LIES A L'INHALATION	Wallonië
CGP	CGP-2 voor risico-onderzoeken, Bijlage B-1: procedure voor het meten van de luchtkwaliteit	Brussel
gewestelijke norm	CMA/1/A.6: monsterneming bodemlucht, binnenlucht en emissies bij bodemsaneringen (versie 03/2018)	Vlaanderen
norm	NEN-EN-ISO 16017-1: 2000: binnenlucht, buitenlucht en werkplekatmosfeer - bepaling van vluchtige organische verbindingen met monsterneming op adsorptiebuizen, thermische desorptie en capillaire gaschromatografie: deel 1 actieve monsterneming	Wallonië
Norm	NBN-EN-ISO 16200-1: 2001: werkplekatmosfeer - monsterneming en analyse van vluchtige organische verbindingen met vloeistofdesorptie/ gaschromatografie - deel 1 actieve monsternemingsmethode	Wallonië
Norm	ISO 16017-2:2003 werkplekatmosfeer - monsterneming en analyse van vluchtige organische verbindingen met	Wallonië

T0020_Richtlijn
Richtlijn BOFAS 3 - Bijlage



	vloeistofdesorptie/gaschromatografie - deel 2 diffuse monsternemingsmethode	
Norm	en ISO 16200-2:2000 NBN-EN-ISO 16200-1: 2001: werkplekatmosfeer - monsterneming en analyse van vluchtige organische verbindingen met vloeistofdesorptie/ gaschromatografie - deel 2 diffuse monsternemingsmethode	Wallonië
Norm	ISO 10381-7: 2005 Bodem- monsterneming - deel 7 richtlijnen voor monsterneming van bodemlucht	Wallonië
gewestelijke norm	1.1 LUC/IV/011 - Compendium voor de monsterneming, meting en analyse van lucht (LUC), Gecombineerde methode voor de kwantitatieve bepaling van op actieve kool geadsorbeerde vluchtige organische stoffen met GC-MS, ontwerp 10/2018	Vlaanderen

BIJLAGE 10: HANDLEIDING S-RISK

1 INLEIDING

De praktische toepassing van de risicoanalyse volgens de BOFAS-richtlijn steunt op het principe dat de evaluatie van de saneringsnoodzaak en de uitwerking van de saneringsdoelstellingen gebeurt via de trapsgewijze risicoanalyse (BOF-TRA), de voorafgaandelijke screening (BOF-SRA) en de generische screeningswaarden voor bodemlucht.

Hierbij wordt het gebruik van risicomodellen maximaal vermeden.

In bepaalde gevallen, bijvoorbeeld in de fase van het ER, en mits voorafgaandelijk overleg met BOFAS kan het aangewezen zijn om S-Risk te gebruiken in de RA.

Deze nota geeft aan hoe S-Risk moet gehanteerd worden in dergelijke gevallen.

2 S-RISK EN HET CONCEPTUEEL SITE MODEL (CSM)

2.1 Omschrijving van de te evalueren toestand

In een risicomodel zoals S-Risk wordt een bepaald CSM afgetoetst aan het humaan toxicologisch blootstellingsrisico. Meestal worden in de RA van één globale site meerdere CSM's bekeken.

Toelichting omtrent de CSM's en de actueel+ toestand is te vinden in hoofdstuk 5 risicoanalyse van de BOFAS-richtlijn.

2.2 Relatie tussen terreingebruik volgens de wetgevingen en de scenario's binnen S-Risk

2.2.1 Wallonië

Onderstaande tabel toont het verband tussen de standaardscenario's in S-Risk Wal en de bodemgebruiken volgens de Décret Sol en de GRER.

Tabel 1: Relatie tussen S-risk scenario's en bodemgebruik volgens Décret Sol

Usage décret sols	Scénario S-Risk Base Générique	Scénario S-Risk Base actuelle et/ou projetée	Restrictions liées aux scénarios	Scénarios standard S-Risk version Wal
Type I Naturel	Récréatif extérieur	Récréatif extérieur	/	Récréatif sport extérieur (REC-dayout)
Type II Agricole	Agricole	Agricole	/	Agricole (AGR)
Type III Résidentiel	Résidentiel avec jardin potager	Résidentiel avec jardin potager	/	Résidentiel avec jardin potager (RES-verg)
		Résidentiel avec jardin (d'agrément, sans potager)	Pas de jardin potager	Résidentiel avec jardin (RES)
		Résidentiel sans jardin	Pas de jardin ni de jardin potager	Résidentiel sans jardin (RES-ng)
Type IV Récréatif et commercial	Récréatif sport intérieur, récréatif sport extérieur et industriel léger	Récréatif sport intérieur	Usage type IV limité au récréatif	Récréatif sport intérieur (REC-dayin)
		Récréatif sport extérieur	Pas de bâtiment / Usage type IV limité au récréatif	Récréatif sport extérieur (REC-dayout)
		Industriel léger (commercial)	Usage type IV limité au commercial	Industriel léger

				(activités intérieures IND-l)
Type V Industriel	Industriel léger et industriel lourd	Industriel léger (activités intérieures)	Usage type V limité au activités industrielles intérieures	Industriel léger (IND-l)
		Industriel lourd (avec activités extérieures)	Usage type IV limité au activités industrielles extérieures	Industriel lourd (avec activités extérieures IND-h)

2.2.2 Brussel

De tabel hieronder toont het verband tussen de standaardscenario's van S-Risk-VL-Br en de code van goede praktijk voor risicostudies in Brussel.

Tabel 2: Relatie tussen S-risk scenario's en bodemgebruik volgens de CGP risicostudies (Brussel)

Kwetsbaarheidszones (bijlage 1 van het Besluit 29/03/2018)	Standaard bodemgebruik (bodemdecreet VI)	GBP zones (Bijlage 3 van het Besluit van 29/03/2018)	Standaardscenario's S-Risk versie VL
Bijzondere zone	Type II (landbouw)	Landbouwgebieden Groengebieden Groengebieden met hoog biologische waarde Bosgebieden	Bewoning met tuin in landbouwgebied (type II)
		Parkgebieden Gebieden van erfdienstbaarheden langs de randen van bossen en wouden Begraafplaatsgebieden	Dagrecreatie met buiten activiteiten (type IVa)
Woonzone	Type III (woongebied)	Woongebieden met residentieel karakter Typische woongebieden Gemengde gebieden Sterk gemengde gebieden Ondernemingsgebieden in een stedelijke omgeving (OSO) Gebieden voor voorzieningen van collectief belang of van openbare diensten Administratiegebieden	Bewoning met moestuin (type IIIa)
		Gebieden voor sport-of vrijetijdsactiviteiten in de open lucht	Dagrecreatie met buiten activiteiten (type IVa)
Industriezone	Type V (industriezone)	Gebieden voor stedelijke industrie	Lichtindustrie (type Va)
		Gebieden voor havenactiviteiten en vervoer Spoorweggebieden	Zware industrie met buiten activiteiten (type Vb)

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de opnamewegen die geactiveerd zijn in S-Risk (Wal/VL/Br) in functie van het standaard bodemgebruik.

Tabel 3: Overzicht van de standaard blootstellingswegen in S-Risk

	landbouw (II)	residentieel (III)			recreatief (IV)			industrie (V)	
	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL	VL/BXL	WAL/VL/BXL	WAL/VL/BXL
	residentieel met tuin in landbouwzone	residentieel met moestuin	residentieel met tuin	residentieel zonder tuin	dagrecreatie met buitenactivite iten	dagrecreatie met binnenactivit eiten	recreatief de sejour	lichte industrie	zware industrie met buitenactivit eiten
blootstellingsweg									
oraal									
ingestie bodemdeeltjes	x	x	x	x	x		x	x	x
ingestie stof (PM10)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
ingestie groenten (lokale producten)	x	x							
ingestie via vlees en melk (lokale producten)	x								
ingestie via water (leidingwater of grondwater)	x	x	x	x			x	x	x
dermaal contact									
adsorptie bodemdeeltjes	x	x	x	x	x		x	x	x
adsorptie stofdeeltjes	x	x	x	x	x	x	x	x	x
adsorptie via water tijdens baden en douchen	x	x	x	x			x		
inhalatoire opname									
inhalatie buitenlucht en stofdeeltjes (PM10)	x	x	x	x	x		x	x	x
inhalatie binnenlucht en stofdeeltjes (PM10)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
inhalatie lucht tijdens douche en baden	x	x	x	x			x		

Opmerking

Het standaardscenario bewoning zonder tuin houdt ondanks de naamgeving wel degelijk rekening met opname via ingestie van grond, zij het met een lagere ingestie rates dan voor een woning met tuin of met moestuin.

Het standaardscenario bewoning zonder tuin kan dan ook uitsluitend en ongewijzigd gebruikt worden voor sites met bvb gemeenschappelijke tuinen of onverharde zones (zoals in geval van appartementcomplexen).

Indien de opnameweg ingestie van grond in realiteit totaal uitgesloten is op basis van het actueel+ terreingebruik (bvb. ten gevolge van een aanwezige verharding) moet de opnameweg ingestie van grond afgezet worden via een aangepast bodemgebruik om een meer correcte inschatting te bekomen van het blootstellingsrisico.

Het scenario verblijfsrecreatie is niet standaard voorzien in de versie S-Risk Wal.

Blootstellingsroutes kunnen zonder beperking geactiveerd en gedeactiveerd worden. We raden sterk af blootstellingsroutes te activeren, die niet actief waren in het standaard bodemgebruik omdat dit tot inconsistente resultaten zou kunnen leiden.

3 INPUTPARAMETERS S-RISK

3.1 Polluenten

Voor verontreinigingen gelinkt aan tankstationactiviteiten worden de te simuleren parameters bepaald door de gidsparameters en de vastgestelde verontreinigingen.

Voor diesilverontreinigingen zijn volgende fracties betekenisvol in de grond en moet betrokken worden in de RA met S-Risk.

Tabel 4: Relevante individuele EC-fracties bij een diesilverontreiniging

Alifaten	Aromaten
EC>6-8	
EC>8-10	EC>8-10
EC>10-12	EC>10-12
EC>12-16	EC>12-16
EC>16-21	EC>16-21
	EC>21-35

In veel gevallen zijn de beschikbare analyses, ofwel een somparameter, ofwel een opsplitsing in fracties zonder de aromaten/alifatensplit. Een split is noodzakelijk bij een evaluatie op basis van S-Risk. Deze split kan bekomen worden op basis van een analyse, ofwel op basis van een onderbouwde inschatting.

Voor benzine verontreinigingen zal slechts in een uitzondering het risico gedefinieerd worden door andere componenten dan de gidsparameters. Desgevallend wordt de voorkeur gegeven aan specifieke analyses van deze risicobepalende andere componenten.

3.1.1 Opsplitsing aromaten- en alifatenfractie

Meerdere opties staan ter beschikking voor de bepaling van de aromaten/alifatensplit. De keuze is afhankelijk van de gewestelijke bepalingen:

1. Ofwel wordt gebruik gemaakt van een standaardsamenstelling voor diesel. De somwaarde voor MO EC10-EC40 wordt verdeeld over de relevante fracties volgens de standaardsamenstelling. Voor dossiers binnen het Waalse Gewest betekent dit dat de standaard GC/FID-analyse EC10-EC40 volgens CWEA moet uitgevoerd worden (S/H-III-5v3). De omrekening gebeurt op basis van de som EC10-40. De individuele fracties van de analyse worden niet gebruikt.

De gekleurde velden geven de MO-fracties aan die niet relevant zijn in het geval van een diesilverontreiniging.

Tabel 5: Overzicht EC-fracties in S-Risk voor een diesilverontreiniging

TPH aliphatic (EC 5-6)			0.00%
TPH aliphatic (EC >10-12)			8.20%
TPH aliphatic (EC >12-16)			47.36%
TPH aliphatic (EC >16-21)			22.46%
TPH aliphatic (EC >21-35)			0.00%
TPH aliphatic (EC >6-8)			0.10%
TPH aliphatic (EC >8-10)			0.88%
TPH aromatic (EC >6-7)			0.00%
TPH aromatic (EC >7-8)			0.00%
TPH aromatic (EC >8-10)			1.56%
TPH aromatic (EC >10-12)			1.37%
TPH aromatic (EC >12-16)			11.23%
TPH aromatic (EC >16-21)			6.84%
TPH aromatic (EC >21-35)			0.00%

- Ofwel de analyse van MO EC5-35/EC10-40 met rapportering van de globale fracties zonder opsplitsing tussen de alifaten en aromaten.
Het gaat hierbij om de standaardanalyse MO volgens CWEA/CMA. Op basis van een welbepaalde ratio bvb. 70/30 voor alifaten/aromaten worden de globale fracties opgedeeld in relevante concentraties voor de individuele fracties aan alifaten en aromaten. Deze opsplitsing is enkel representatief voor de grond.
- Ofwel de analyse van MO van elk individueel bodemstaal dat betrokken wordt in de RA met rapportage van de globale fracties EN rapportage van de individuele concentraties van de alifaten en aromaten. Het gaat hierbij om de analyse volgens CWEA S-III-7v3 et S-III-4v2 volgens het principe van de TPHWGC of de analyse volgens de CMA-methode petroleumkoolwaterstoffen CMA R.3 VPK/EPK.

De deskundige moet erop toezien dat de analyse wel degelijk conform de CWEA/CMA wordt uitgevoerd. Gezien in vergelijkende testen vastgesteld werd dat de analyse meestal niet representatief is en een sterke variabiliteit kent afhankelijk van het gekozen labo en de aard van de verontreiniging, kan deze optie enkel gekozen worden mits de EBSD voldoende kritisch omgaat met de resultaten van de analyse.

Deze aanpak genereert vaak ook een overschatting van de risico's omdat ook minder risicovolle afbraakproducten opgenomen worden in de fracties, waardoor de risicowaarden voor deze fracties in sommige gevallen niet meer representatief zijn.

- Ofwel wordt dossier specifiek een verhouding bepaald voor de verdeling tussen alifaten en aromaten op basis van één of meerdere representatieve stalen volgens punt 2. Deze verhouding wordt dan verder gebruikt voor de evaluatie van de overige analyses die niet volgens de split werden geanalyseerd. Hierbij kan:
 - ofwel per fractie de verhouding weerhouden tussen de alifaten en de aromaten en deze gebruiken in de interpretatie van de klassieke MO-analyse
 - ofwel uitgaan van de som voor MO en wordt de % verdeling van de verschillende fracties in de split doorgetrokken naar de klassieke MO-analyse

In beide gevallen moet de split-analyse uitgevoerd worden op één of meer RELEVANTE bodemstalen.

Opmerking

De fracties EC5-8 worden niet mee opgenomen in de evaluatie van een diesilverontreiniging omdat uit onderzoek blijkt dat deze fracties niet bepalend zijn voor het risico en de fracties niet in relevante concentraties voorkomen in bodems verontreinigd met een standaard diesel.

In geval fracties EC5-8 voorkomen in de analyse betreft het veelal de componenten : benzeen, toluen, MTBE, De risicoanalyse voor deze polluenten wordt ondervangen door de specifieke analyse op deze componenten

Indien verschillende producten voorkomen moet voor elk van deze producten een eigen verhouding bepaald worden (bvb een dieselvlek die al dan niet overlapt met een afvalolievlek).

3.2 Concentraties

3.2.1 Maximale, gemiddelde en laaggerelateerde concentraties

Conform de Waalse procedure heeft de EBSD de mogelijkheid om te werken met een representatieve concentratie voor elk horizont en voor iedere zone (zie GREC voor de berekening met outil ESR.xlsm). In Brussel wordt de concentratie bepaald volgens de Code van Goede Praktijk voor Risico-Onderzoeken (CGPRO).

De EBSD moet wel rekening houden met de FAQ van S-Risk (bvb. Een afwijkende ingave in geval van verontreiniging onder gebouwen).

Daarnaast vermeldt de GREC dat in geval van vluchtige componenten (*dampdruk bij 20°C groter dan 10-1 Pa*), de representatieve concentratie gelijkgesteld wordt aan de maximale concentratie.

Over het geheel, voor alle gewesten, kan gesteld worden dat de relevante stoffen nagenoeg allen vluchtige polluenten zijn en dat de representatieve concentratie gelijk is aan de maximale concentratie. Er moet dan ook niet gewerkt worden met een al dan niet onderbouwde gemiddelde waarde.

Onderstaande bijkomende richtlijnen zijn wel cruciaal voor een correcte RA.

De invoer van geschikte concentraties is van primordiaal belang bij de uitvoering van de risico-evaluatie. Volgende elementen moeten hierbij in overweging genomen worden:

- representatieve concentratie in functie van de blootstellingsroute;

- representatieve concentratie in functie van gedrag van mensen;
- representatieve concentratie in functie van heterogeniteit van de verontreiniging;

Bij het opbouwen van het bodemprofiel en het selecteren van de geschikte bodemconcentraties voor elke laag, is het van belang te weten hoe het bodemprofiel en de blootstellingsroutes/verspreidingswegen aan elkaar gekoppeld zijn. Meer informatie hierover is opgenomen in de volgende tabel.

Tabel 6: Relatie blootstellingsweg - bodemprofiel

blootstellingsroute	bodemlagen en concentraties
inademing gasfase buitenlucht	volledig bodemprofiel tot grondwater + grondwater
inademing deeltjes buitenlucht	toplaag bodem (enkele cm)
inname bodemdeeltjes (mens, dier)	toplaag bodem (enkele cm)
opname door planten (groenten, voeder)	toplaag bodem (30 cm, bouwvoor)
inname via drinkwater na permeatie doorheen leiding	laag overeenstemmend met diepte waterleiding (bodem of grondwater)
inname via drinkwater bij rechtstreeks gebruik van grondwater	Grondwater
inademing gasfase binnenlucht	volledig bodemprofiel rond en onder gebouw tot grondwater + grondwater
inademing deeltjes binnenlucht	toplaag bodem (enkele cm)
inname afgezet stof met bodemherkomst	toplaag bodem (enkele cm)

Bij de keuze van het analyseresultaat voor invoer in S-Risk en de definiëring van de lagenopbouw moet altijd een aftoetsing gebeuren aan de boorstaat en de terreinwaarnemingen. De bodemlagen worden gedefinieerd op basis van de bodemtextuur en een verschil in zintuiglijke vaststellingen. Als binnen een bepaald bodemtraject een geur wordt vastgesteld dan wordt het analyseresultaat toegekend aan het geheel van dit traject.

3.2.2 Bodemconcentraties in functie van de grondwatertafel

De EBSD moet nauwkeurig nagaan wat de meest geschikte diepte is van de grondwatertafel en dit rekening houdend met de mogelijke fluctuaties. Er wordt steeds uitgegaan van de laagst gekende grondwaterstand. De bodemanalysen in de laag tussen hoogste en laagste grondwaterstand worden toegekend aan de niet-verzadigde zone conform het worst case-principe.

Opmerking:

Meestal wordt een lopende sanering tussentijds opgevolgd op basis van karterboringen. Hierbij is het belangrijk om gegevens te krijgen van de bodemverontreiniging in de zone waar het grondwater verlaagd wordt om na te gaan of er nog een relevante vuilvracht aanwezig is ter hoogte van, of onder de natuurlijke grondwatertafel. Deze analyses zijn

geschikt voor de evaluatie van de vordering van de lopende sanering, maar zijn niet geschikt voor invoer in S-risk omdat bij natuurlijke grondwaterstand deze concentraties zich in de verzadigde zone situeren en S-Risk niet geschikt is om deze correct te beoordelen (zie FAQ S-Risk).

Als de grondwaterconcentraties ingegeven worden in S-Risk moet vooraf bepaald worden wat het doel is van de simulatie. Als het risico ten gevolge van vervluchting vanuit het grondwater ingeschat moet worden dan moet gebruik gemaakt worden van grondwaterresultaten afkomstig van de eerste waterverzadigde zone, ongeacht of deze laag al dan niet watervoerend is. Om het risico op consumptie van grondwater na te gaan, moet gebruik gemaakt worden van peilputten uitgebouwd in het winbaar pakket.

Bij toepassing van Applicatie III van S-Risk worden algemene terugsaneerwaarden berekend maar mogen geen bodem en grondwater concentraties tegelijk ingegeven worden in de simulatie. Voor beide moet een afzonderlijke berekening uitgevoerd worden. BOFAS wenst op te merken dat Applicatie III beter niet gebruikt wordt voor het definiëren van terugsaneerwaarden van een restverontreiniging. Het gebruik van Applicatie III is een te algemene benadering om de risico's van restverontreiniging te kunnen simuleren. Met een iteratieve benadering binnen applicatie 2 kan dit beter locatiespecifiek verfijnd worden.

3.2.3 Gebruik van bodemluchtmetingen en metingen van binnen- en buitenlucht in S-Risk

In bepaalde gevallen zal BOFAS overgaan tot het laten uitvoeren van bijkomende metingen in de mediums zoals bodemluchtmetingen of luchtmetingen.

De wijze waarop dit moet gebeuren, is opgenomen in een afzonderlijke bijlage aan de richtlijn (zie bijlage 9).

Belangrijke aandachtspunten voor S-Risk zijn de volgende:

- bij voorkeur wordt een specifiek horizont aangemaakt waarvan top en basis overeenkomen met het traject van de bodemluchtfilter.
- Bij bodemluchtmetingen uitgevoerd onder het gebouw moet vooraf via de bodemmeting een afzonderlijk profiel voor bodemconcentraties onder het gebouw aangemaakt worden. Pas dan kan ook voor de bodemluchtmeting een specifieke waarde voor het gebouw ingegeven worden.

3.2.4 Puur product

Als er puur product wordt vastgesteld moet gebruik gemaakt worden van bodemluchtmetingen voor de evaluatie van het inhalatoir risico. Grondwaterstalen gecontamineerd met puur product kunnen niet weerhouden worden voor invoer in S-Risk (zie oa. FAQ S-Risk en GRER).

3.2.5 Simulatie van een verharding

BOFAS geeft de voorkeur aan de simulatie via onderstaande methode, in overeenstemming met FAQ op de S risk website:

Definiëring van een bodemlaag (om het even welk type) met een dikte gelijk aan de dikte van de verharding. De concentratie aan pollutant wordt gelijkgesteld aan "0". Via Trier 2 wordt een geschikte porositeit gekozen:

- Oa: luchtporositeit → zie handleiding S-Risk in functie van type verharding;
- Os: bodemporositeit (total) → $= 2 \times Oa$;
- Ow: waterporositeit → $= 0$.

Opmerking: enkel na overleg met BOFAS kan een andere aanpak overwogen worden (bvb in geval van meer doorlatende verhardingen op basis van een standaard bodemlaag zonder aanpassing van de porositeit).

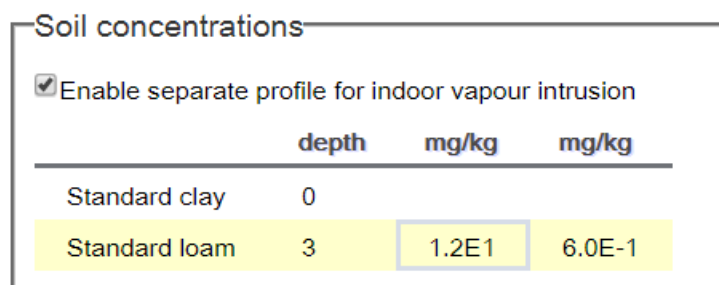
3.2.6 Verontreiniging onder (een deel) van een gebouw

In overeenstemming met FAQ op de S risk website wordt gesteld dat als een verontreiniging voorkomt onder een deel van het gebouw, het inhalatoir risico proportioneel is met het % van de totale oppervlakte (bvb. 5% van de bodem onder de bebouwde oppervlakte is verontreinigd).

In dat geval moet de EBSD voor de evaluatie een afzonderlijk profiel aanmaken voor de uitdamping onder het gebouw via "enable separate profile for indoor vapour intrusion".

In het standaardveld kan voor de niet-bebouwde zone, de gemeten concentratie ingegeven worden (bvb. voor benzeen 12mg/kg ds).

Voor het gedeelte onder het gebouw wordt een gecorrigeerde concentratie aan benzeen ingegeven op basis van de gemeten waarde en het %aandeel van de bebouwde zone die verontreinigd is. (bvb. 5% $\Rightarrow 5\% \times 12\text{mg/kg ds} = 0.6\text{mg/kg ds}$). De 0.6mg/kg ds wordt dan ingegeven in het veld voor de concentratie onder het gebouw, zoals aangegeven in onderstaande figuur.



	depth	mg/kg	mg/kg
Standard clay	0		
Standard loam	3	1.2E1	6.0E-1

Figuur 1: Invoerveld S-Risk voor verontreiniging onder een gebouw

3.2.7 Verbuisde ontgraving

Bij een ontgraving via de techniek van verbuisde ontgraving zal in bepaalde gevallen een restverontreiniging achterblijven na de werken. Dit is het geval als de overlapping van de buizen niet 100% werd uitgevoerd of kon uitgevoerd worden.

BOFAS streeft ernaar om bij verbuisde ontgraving altijd een voorontgraving uit te voeren. De grootte orde hiervan varieert, maar bedraagt veelal 1, 1,5 of 2m-mv. Deze voorontgraving heeft tot doel om enerzijds de verontreiniging voor 100% te verwijderen in de oppervlakkige zone relevant voor de blootstelling (dermaal contact, inhalatie bodemdeeltjes, opname via gewassen, permeatie doorheen leidingen, ...) maar anderzijds ook voor praktisch redenen (voorbereiding van een geschikte werkzone voor de ontgraving, bijkomende diepte haalbaar via de techniek, ...).

De evaluatie van het risico is in dergelijke gevallen beperkt tot het risico op inhalatie van buitenlucht en/of binnenlucht gezien door de voorontgraving de overige blootstellingsroutes werden weggenomen.

Omdat de verbuisde ontgraving uitgevoerd wordt rekening houdend met de bestaande constructies en er in het kader van de sanering veelal geen sloop wordt voorzien zal de evaluatie van de restverontreiniging in de zone van de verbuisde ontgraving voor het actueel bodemgebruik enkel moeten rekening houden met het inhalatoir risico tgv de buitenlucht. Voor deze simulatie kan gewerkt worden met de representatieve concentratie die verwacht wordt in de zone van niet overlapping. Deze waarde kan bepaald worden uit ofwel de initiële meetwaarden tijdens het voorafgaand onderzoek ofwel uit intermediaire stalen genomen tijdens de werken in de buizen op diverse diepte.

Voor de evaluatie van het actueel+ (potentieel) of standaard scenario moet in bepaalde gevallen rekening gehouden worden dat na de werken een gebouw wordt ingepland in de zone van verbuisde ontgraving. Als dit gerealiseerd wordt dan komt men in de feitelijke toestand van een gebouw boven een verontreiniging. Omdat de exacte inplanting van zo'n gebouw niet gekend is is het toekennen van een %aandeel in functie van de oppervlakte van het gebouw dat op de restverontreiniging zal voorkomen niet mogelijk. Maar het is wel mogelijk dat slechts een deel van de totale oppervlakte zich boven verontreinigde grond zal situeren aangezien enkel het % dat buiten de overlapping van de buizen valt nog restverontreiniging zal bevatten. Voor deze simulatie wordt analoog gewerkt als bij een standaard simulatie voor verontreiniging die achterblijft onder een deel van het gebouw. De verdeelsleutel voor omrekening van de concentraties wordt in dit geval bepaald door het % van de niet-overlapping van de buizen ipv het % aandeel van de verontreinigde oppervlakte onder het gebouw.

3.2.8 Grondverontreiniging die enkel voorkomt onder het grondwaterniveau

In overeenstemming met FAQ op de S risk website zijn hiervoor 2 opties mogelijk:

Optie 1: evaluatie op basis van grondwaterconcentraties

Opmerking: het winbaar karakter van de laag is hierbij niet relevant. De EBSD moet gebruik maken van ondiepe peilbuizen ter hoogte van de freatische grondwatertafel. Naar analogie met het Brussels Gewest moeten analyses uit de bovenste 1,5m van de verzadigde zone ingevoerd worden.

Optie 2: evaluatie op basis van bodemconcentraties

De grondconcentraties in de verzadigde zone worden omgerekend naar grondwaterconcentraties en daarna ingevoerd in S-Risk (bvb. als er geen peilbuis beschikbaar is in de zone).

BOFAS verkiest de toepassing van optie 1.

3.3 Bodemkarakteristieken

3.3.1 Bodemtype

De bodemkarakteristieken en de lagenopbouw hebben een belangrijke impact op de transfer van polluenten. In S-Risk kan de EBSD een bodemprofiel ingeven op basis van diverse horizonten. BOFAS vraagt dan ook voldoende aandacht te schenken aan een gedetailleerd en onderbouwd bodemprofiel.

De keuze van bodemtype moet steeds steunen op granulometrische analyses en volgens de classificatie van de Belgische textuurdriehoek. Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van ofwel het bestand “triangle texture belge.xlsm” of van een vergelijkbaar alternatief. In de rapportering van de RA wordt door BOFAS een outprint gevraagd van de textuurdriehoek waaruit eenvoudig blijkt welke keuzes gemaakt werden.

Op basis van de granulometrie zijn er weinig verschillen tussen de bodemtypes binnen S-Risk in de verschillende gewesten. De 7 standaard bodemtypes zijn vergelijkbaar in S-risk VL/Br en S-Risk-Wal. Beide versies kennen daarnaast een generisch bodemprofiel. Bijkomend kent de versie S-Risk Wal een bodemlaag die typerend is voor ophogingslaag “remblais” en het horizont “limon caillouteux”.

Ook al zijn de 7 bodemtypes gelijkaardig over granulometrie en naamgeving, toch vertonen ze voor bepaalde karakteristieken sterk afwijkende waarden tussen de versies S-Risk Wal en S-Risk VL/Br. Vooral de gehalten aan organisch materiaal, porositeit en de capillaire hoogte

verschillen tussen beide versies. Een gelijkaardige bodemklasse dan ook een afwijkend gedrag vertonen tussen de gewesten.

Op het vlak van permeabiliteit neigen de bodemtypen in de versie S-Risk Wal zich eerder te groeperen in 2 klassen (doorlatende en minder doorlatende gronden) terwijl er in de versie S-Risk VI/Br eerder sprake is van een graduele overgang tussen de verschillende grondsoorten.

Op het vlak van organisch materiaal bevatten de gronden in de versie S-Risk Wal beduidend hogere gehalten aan organisch materiaal dan dezelfde grondsoorten in de versie S-Risk VI/Br.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de belangrijkste kenmerken van de standaard bodemtypen.

T0020_Richtlijn

Richtlijn BOFAS 3 - Bijlage



Tabel 7: Standaard bodemparameters S-Risk

Code		Heavy clay (U)		Light sandy loam (P)		Loamy sand (S)		Limon caillouteux (G)		Generic (standard)	
Gewest		WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL
%OS	%OC	0.0398	0.01	0.013	0.01	0.016	0.006	0.0348	nvt	0.0133	0.0116
%OS	%OS	6.8	1.7	2.2	1.7	2.8	1	6	nvt	2.3	2
%Vlucht	m ³ /m ³	0.158	0.11	0.254	0.15	0.262	0.19	0.243	nvt	0.247	0.23
%Vwater	m ³ /m ³	0.469	0.4	0.283	0.23	0.253	0.18	0.401	nvt	0.287	0.2
Porositeit	m ³ /m ³	0.627	0.51	0.537	0.38	0.514	0.37	0.644	nvt	0.534	0.43
%Klei	%	40	40.9	8	9.15	6	8.23	18.1	nvt	9	10
Capillaire hoogte	m	7.3	1.5	1.2	0.6	1	0.4	3.4	nvt	1.2	0.5
Permeabiliteit voor lucht	m ²	1.30E-14	3.70E-15	1.40E-13	2.80E-13	2.20E-13	8.80E-13	2.70E-14	nvt	1.40E-13	6.60E-13

Code		Loam (A)		Sandy loam (L)		Clay (E)		Sand (Z)	
Gewest		WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL	WAL	VL/BXL
%OS	%OC	0.0147	0.005	0.016	0.007	0.0254	0.01	0.1189	0.006
%OS	%OS	2.5	0.9	2.8	1.2	4.4	1.7	3.3	1
%Vlucht	m ³ /m ³	0.202	0.13	0.243	0.15	0.19	0.14	0.319	0.31
%Vwater	m ³ /m ³	0.345	0.31	0.341	0.27	0.395	0.31	0.209	0.09
Porositeit	m ³ /m ³	0.547	0.44	0.584	0.41	0.547	0.45	0.528	0.4
%Klei	%	14	15.5	12	13.1	24.6	23.4	2	3.6
Capillaire hoogte	m	8.1	1.7	2.3	0.8	3.8	0.7	0.8	0.3
Permeabiliteit voor lucht	m ²	2.30E-14	1.00E-14	2.50E-14	3.60E-14	2.30E-14	2.20E-14	3.80E-13	5.50E-12

Indien een karakteristiek wordt gewijzigd, dient dit gemotiveerd te gebeuren.

Opmerking:

! Het gebruik van een generisch bodemtype wordt niet aanvaard door BOFAS. De EBSD dient steeds een bodemtype op maat te selecteren.

Voor bodemlagen die niet opgenomen zijn in de Belgische textuurdriehoek (bvb veenlagen, zeer lage droge stofgehaltes, hoge gehalten aan grove fractie, ...) moet de EBSD een motivatie geven van de te weerhouden bodemtype. De mogelijke impact (onder- of overschatting) van de gemaakte keuze moet toegevoegd worden aan het rapport.

3.3.2 Ophogingslaag - Remblais (version S-Risk Wal)

In de versie S-Risk Wal is een bijkomende grondlaag gedefinieerd “remblais” die kan gebruikt worden als een ophogingslaag voorkomt op de site.

De standaardwaarden voor deze laag (%OM, %klei, pH-KCl, ...) in S-Risk werden bekomen door van verschillende types remblais telkens de worst case-parameter te weerhouden. Dit maakt dat de remblais mogelijk niet representatief is. Als alternatief kan gebruik gemaakt worden van de grondsoort “limon caillouteux” mits aanpassing van de karakteristieken. Sitespecifiek moet nagegaan worden welke van beide grondsoorten “remblais” of “limon caillouteux” het meest geschikt is voor de evaluatie. De motivatie wordt mee opgenomen in de rapportering.

3.4 Parameters relevant voor grondwater

3.4.1 Ingave of berekening van de grondwaterconcentratie

De EBSD kan van beide bovenstaande opties gebruik maken, mits dit duidelijk vermeld wordt in de rapportering. Als gemeten grondwaterconcentraties ingegeven worden moet steeds nagegaan worden of deze concentraties groter zijn dan de berekende evenwichtconcentraties vanuit de grond, hierbij moet ook rekening gehouden worden met de diepte van de staalnames.

Bij winbare lagen wordt enkel rekening gehouden met vergunde of aangegeven winningen.

3.4.2 Drinkwaterleiding

Voor de actuele toestand moet de aard van de leiding sitespecifiek gemotiveerd weergegeven worden in de rapportering. Voor de standaardtoestand of actueel+ wordt best gebruik gemaakt van PE-leidingen.

In S-Risk kunnen een aantal parameters gewijzigd worden voor wat betreft de drinkwaterleiding (diameter, wanddikte, stagnatietijd, ...). Alleen de diffusiecoëfficiënt kan niet aangepast worden. Uit de literatuur blijkt dat deze sterk kan afwijken van de standaardwaarde in S-Risk bij grotere leidingen. De parameter is ook sterk verschillend als de leiding boven, dan wel onder de grondwatertafel gelegen is. De EBSD moet er zich van bewust zijn dat de evaluatie van de permeatie doorheen leidingen binnen S-Risk eerder geschikt is voor huisaansluitingen en minder voor hoofdleidingen. Als eerste aanzet kan S-Risk hiervoor wel gebruikt worden, maar wel met voldoende voorbehoud met betrekking tot het resultaat, die steeds erg worst case zal zijn.

Een tweede belangrijk aspect binnen de evaluatie van de permeatie is dat onvoldoende aandacht wordt geschonken aan de correcte lengte van de leiding doorheen de gecontamineerde zone. Meestal wordt gebruik gemaakt van de standaard 50m, die vaak niet representatief is voor BOFAS-dossiers.

3.4.3 Ondiep grondwater bij gebouwen met een kelder

Als de grondwatertafel minder diep is dan de basis van de onderzijde van de kelder bestaat de mogelijkheid om de grondwaterconcentraties, in overeenstemming met FAQ op de S risk website, om te rekenen naar een grondconcentratie in een virtuele laag die net onder de keldervloer wordt ingebracht in het model. Dit kan via de spreadsheet "GW to soil.xls".

3.5 Gebouwkaracteristieken

3.5.1 Kelder/kruipruimte/vloerplaat

Drie constructietypes kunnen gekozen worden in S-Risk:

- Basement - kelder;
- Crawl space - kruipkelder;
- Slab-on-grade - vloerplaat.

Zowel de volumes van de ruimtes als de diktes van de vloerplaat zijn standaard ingesteld, Voor een actueel+-evaluatie is meestal de dikte niet gekend (tenzij uit kernboringen in het gebouw) en wordt best gerekend met de standaardwaarde. Voor de volumes is steeds een inschatting of opmeting mogelijk.

De vloerkwaliteit wordt standaard op "gaps and holes" gezet.

Opmerking:

Rekening houdend met de huidige trends in constructies wordt er voor de actueel+-toestand bij nieuwe gebouwen geen gebruik gemaakt van kruipruimtes.

4 EVALUATIE VAN DE RESULTATEN

4.1 RI - ExCR

De invoerconcentraties worden afgetoetst aan de RI en de ExCR.

Daarnaast worden de concentraties voor zover relevant afgetoetst aan de kwaliteitsdoelstellingen van:

Wallonie:

Voor concentraties in het milieu (berekend of gemeten) : Richtlijnen 2008/50/CE en 2004/107/CE evenals het Besluit van de Waalse Regering van 15/07/2010 vermelden de normen (grenswaarde en streefwaarde) in omgevingslucht (beperkt tot benzeen, lood, arseen, cadmium, nikkel en benzo(a)pyreen).

Grondwater bestemd voor drinkwaterconsumptie zijn de parameterwaarden opgenomen in de Code de l'Eau, die een toepassing is van de Europese Richtlijn 98/83/CE.

Vlaanderen/Brussel:

Informatie rond de toelaatbare concentraties in diverse media (lucht, groenten, dierlijke voeding) zijn terug te vinden in de "substance data sheets".

In het kader van de beoordeling van bodemverontreiniging op voormalige sites van tankstations zijn de belangrijkste normeringen deze voor de concentraties in binnenlucht, buitenlucht en de concentratie in het drinkwater.

4.2 Achtergrondwaarden

In de versie S-Risk Wal wordt geen rekening gehouden met achtergrondblootstelling in tegenstelling tot de versie S-Risk VI/Br.

Om te vermijden dat in S-Risk VI/Br twee maal de achtergrond dosis wordt meegerekend, bvb. bij analyse van binnenluchtconcentraties of analyse van leidingwater moet ofwel de achtergrondconcentratie af getrokken worden van de meting ofwel de achtergrondconcentratie in het model gewijzigd worden naar "0".

Deze correctie is niet nodig bij blootstelling via voeding en voor carcinogene stoffen.

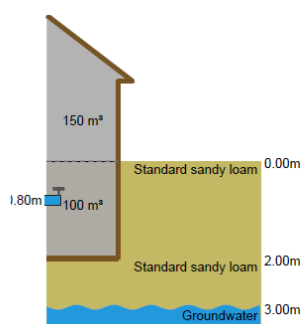
5 RAPPORTAGE

Digitaal moet bij elke rapportering van een simulatie het gedetailleerde rapport overgemaakt worden als bijlage. Dit geldt ook voor tussentijdse evaluaties die via mail worden overgemaakt.

Voor de rapportage wenst BOFAS in het tekstgedeelte van het verslag de belangrijkste stukken van het summier rapport te zien met een verduidelijking van het conceptueel model voor elke simulatie inclusief de screeningstabel van de weerhouden blootstellingsroutes.

De basis invoergegevens en alle afwijkingen van de standaardparameters worden kort beschreven en minstens wordt onderstaande informatie opgenomen.

A. De lagenopbouw



Site characteristics

Building type		Basement
Floor thickness	m	0.1
Floor quality setting		Gaps and holes
Drinking water pipe depth	m	0.8
Length of the site	m	50.0

Figuur 2: Voorbeeld rapportering lagenopbouw

B. De blootstellingsroutes en het bodemgebruik

Default land uses
Residential without garden ▼

Land use

Name: Residential only inhal

Oral exposure route

- ☐ Intake via soil and dust
- ☐ Intake via locally produced vegetables
- ☐ Intake via locally produced meat and milk
- ☐ Intake via locally produced eggs
- ☐ Intake via groundwater or drinking water

Fraction of groundwater used as drinking water:

Dermal exposure route

- ☐ Absorption from soil and dust
- ☒ Absorption from water

Inhalation exposure route

- ☒ Intake via outdoor air
- ☒ Intake via indoor air
- ☒ Intake via bathroom air

Figuur 3: Voorbeeld rapportering opnamewegen

C. De invoerconcentraties

		Standard sandy loam	Standard sandy loam	Groundwater
Layer properties				
Top of layer	m	0.0	2.0	3.0
OM	%	2.8	2.8	
Clay content	%	12.0	12.0	
pH _{KCl}		5.400e+0	5.400e+0	
Concentrations		mg/kg dm	mg/kg dm	µg/l (Calculated)
Benzene		0	2.000e-1	7.204e+1
Toluene		0	8.520e+0	2.012e+3

Figuur 4: Voorbeeld rapportering invoerconcentraties

D. De samenvatting van de resultaten met aftoetsing IR, ExCR

Main results

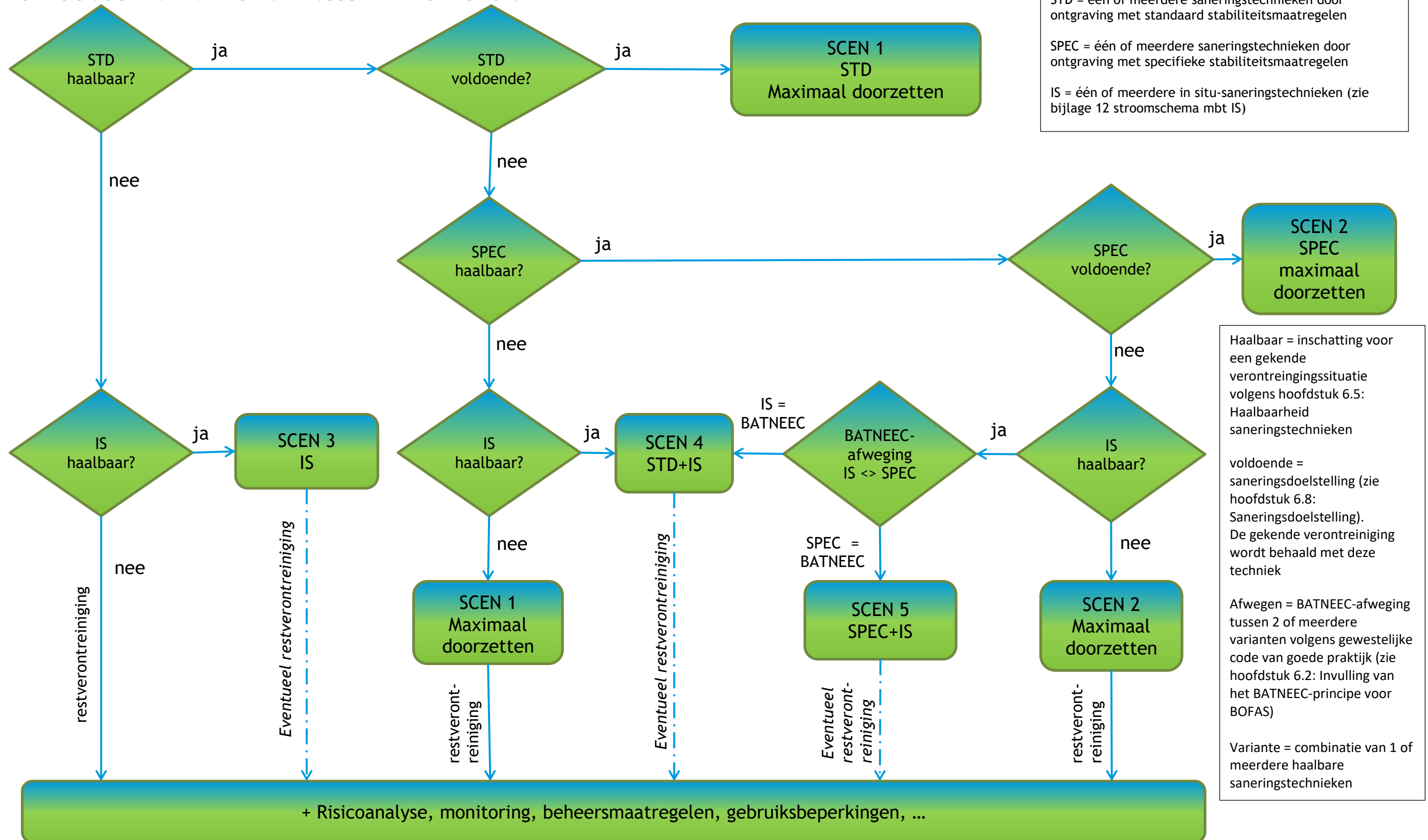
	Highest RI	Highest ExCR	Highest pRI	Highest CI
Chemical	(>1)	(>10 ⁻⁵)	(>1)	(>1)
Benzene	1.635e+0	1.586e-5		7.273e-3 (Outdoor air CI)
Toluene	5.909e-1			(Indoor air CI)
Ethylbenzene	2.714e-1	1.097e-4		(Indoor air CI)
m-Xylene	6.745e-1			(Indoor air CI)
Naphthalene		6.717e-6		(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC 5-6)	6.745e-1			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >10-12)	6.464e-1			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >12-16)	8.905e-2			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >16-21)	3.921e-4			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >21-35)	2.369e-7			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >6-8)	6.613e-1			(Indoor air CI)
TPH aliphatic (EC >8-10)	6.531e-1			(Indoor air CI)
TPH aromatic (EC >6-7)	1.635e+0	1.586e-5		7.273e-3 (Outdoor air CI)
TPH aromatic (EC >7-8)	5.909e-1			(Indoor air CI)

Figuur 5: Voorbeeld rapportering normtoetsing

Daarnaast moet de rapportering voldoen aan de vereisten van elk gewest.

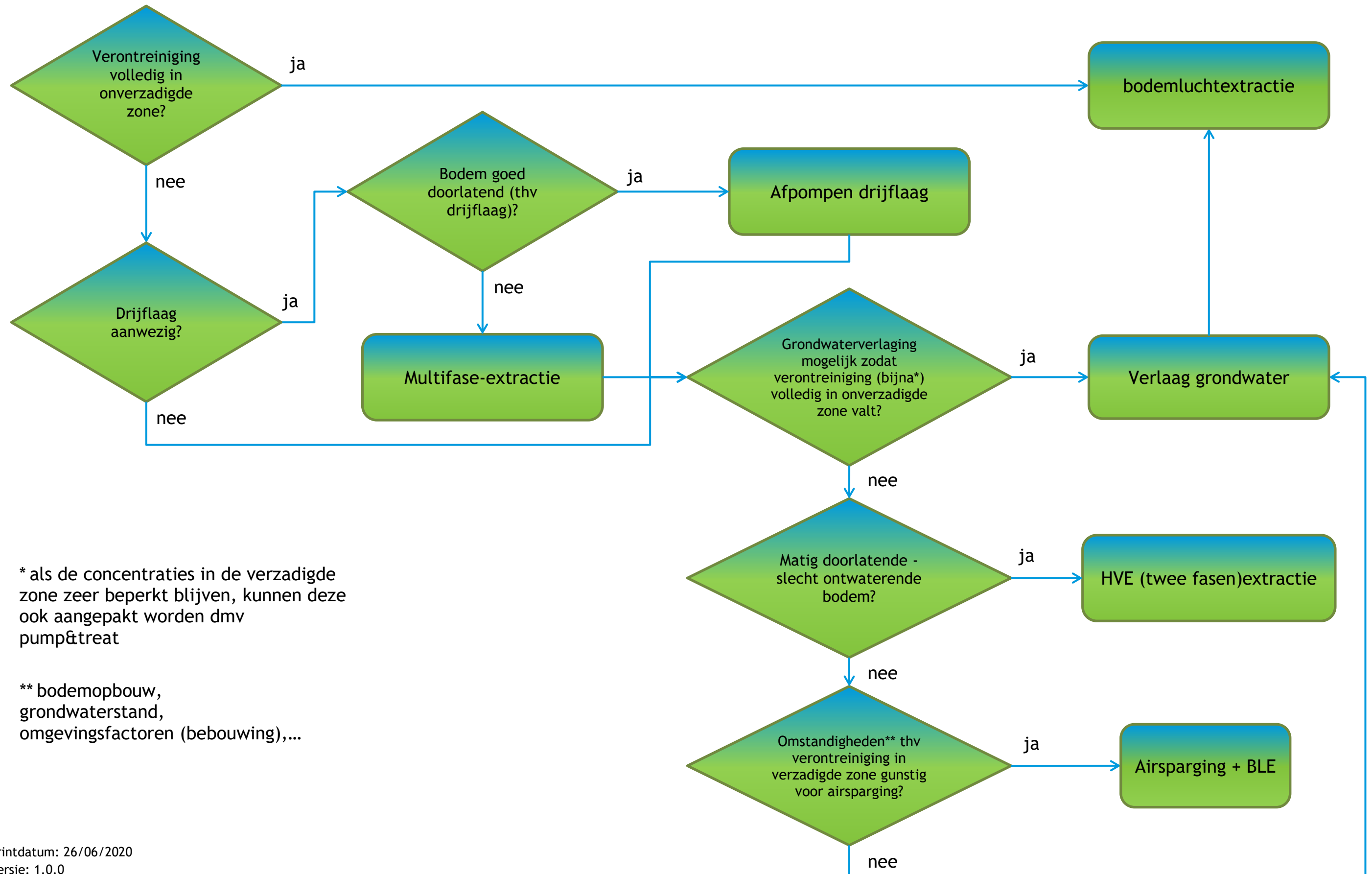
BIJLAGE 11: STROOMSCHEMA MBT SANERINGSSTRATEGIE GROND

STROOMSCHEMA MBT SANERINGSSTRATEGIE GROND



BIJLAGE 12: STROOMSCHEMA MBT IN SITU

STROOMSCHEMA MBT IN SITU GROND



* als de concentraties in de verzadigde zone zeer beperkt blijven, kunnen deze ook aangepakt worden dmv pump&treat

** bodemopbouw, grondwaterstand, omgevingsfactoren (bebouwing),...

BIJLAGE 13: SCHEMA MONITORING OM VERSPREIDING NA TE GAAN

MONITORINGSSCHEMA OM VERSPREIDINGSRISICO NA TE GAAN

