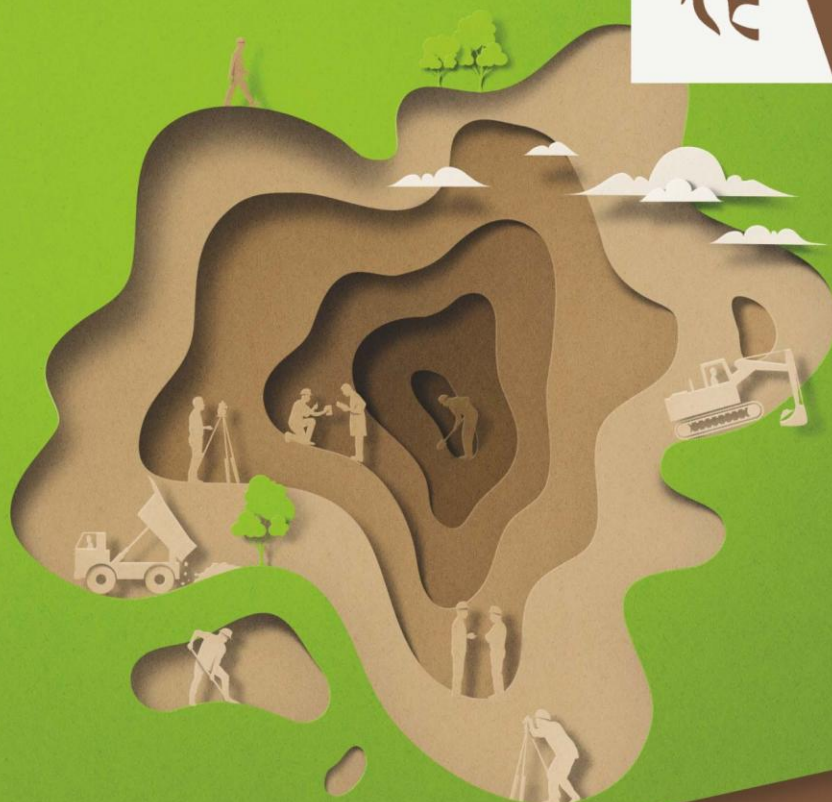




Vlaanderen
is bodembewust



VERKENNENDE MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN BATEN ANALYSE

AANPAK EN HET BEHEER VAN PFAS IN BODEM EN GRONDWATER IN
VLAANDEREN

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

WWW.OVAM.BE

////////////////////////////////////

VERKENNENDE
MAATSCHAPPELIJKE
KOSTEN BATEN
ANALYSE

Aanpak en het beheer van PFAS in bodem en
grondwater in Vlaanderen
publicatiedatum / 27.11.2025

////////////////////////////////////

DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | | |
|--|--|--------------------|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Verkennde maatschappelijke kosten
baten analyse - Aanpak en het beheer van
PFAS in bodem en grondwater in
Vlaanderen | 2 <i>Verantwoordelijke</i>
OVAM | <i>Uitgever: /</i> |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> | 4 <i>Trefwoorden:</i>
PFAS, MKBA | |
| 5 <i>Samenvatting:</i>
Deze studie is een verkennende MKBA die de maatschappelijke effecten van het beheer van
PFAS in bodem en grondwater beoordeelt. Ze focust op de mogelijkheden, kennislacunes en
methodologische uitdagingen aan de hand van twee cases, om zo richting te geven aan
toekomstig PFAS-beleid. | | |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 2166 | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> 80 tabellen en 47
figuren | |
| 8 <i>Datum publicatie:</i>
November 2025 | 9 <i>Prijs*:</i> / | |
| 10 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>
Auteurs: Hanne Lamberts-Van Assche,
Sophie Van Schoubroeck, Tine Compernelle
(UAntwerpen), Dorien Gorteman, Karen Van
Geert (Arcadis Belgium nv) | 11 <i>Contactpersonen:</i>
Griet Van Gestel, Johan Ceenaeme, Laetitia
Six, Dirk Dedecker | |
| 12 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i> / | | |

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden. U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website:

<http://www.ovam.be>

* Prijswijzigingen voorbehouden.

INHOUD

Inhoud	4
Lijst figuren	7
Lijst tabellen	10
Lijst afkortingen	14
Samenvatting	16
Summary	23
1 Inleiding.....	30
2 Methodologie.....	32
3 Probleemanalyse.....	34
3.1 Normenkader PFAS voor grond en grondwater	36
3.1.1 Grond (vaste deel van de aarde)	36
3.1.2 Grondwater	37
3.1.3 Grondverzet	38
3.1.4 Lozing en terug in de ondergrond brengen van water	42
3.2 Bodemonderzoek en bodemsanering	43
3.2.1 Huidige flow bodemonderzoek en sanering en bijhorende (beleidsmatige) criteria	43
3.2.2 Onderzoek in grond en grondwater op locaties met PFAS risico-activiteit	44
3.2.3 Doorstroom van OBO/VBO naar BBO	51
3.2.4 Doorstroom van BBO naar bodemsanering	52
3.2.5 Uitvoering bodemsanering	58
3.2.6 Oppervlakte, volumes, concentraties en vuilvrachten	63
3.3 Grondverzet & bemaling	71
3.3.1 Grondverzet	71
3.3.2 Raming vuilvracht	79
3.3.3 Bemaling	81
3.4 Diffuse verontreiniging	81
3.5 Waterbodem	85
3.6 Samenvattend overzicht	86
3.7 Beperkingen en mogelijkheden tot verfijning van de probleemanalyse	88
4 Effecten	91
4.1 Methode voor selectie effecten	91
4.2 Begrippen en assumpties	93
4.2.1 Waardeketen en LCA	93
4.2.2 Rechtvaardigheid	93
4.2.3 Ecosysteemdiensten	94
4.3 Overzicht van effecten	94
4.4 Beschrijving en meetmethoden effecten	97

4.4.1	Economische effecten	97
4.4.2	Gezondheidseffecten	105
4.4.3	Milieu-effecten	113
4.4.4	Sociale effecten	118
5	Definiëring van de cases, situaties en beleids-alternatieven.....	123
5.1	Bodemonderzoek en -sanering	123
5.1.1	Situatie woonzone	123
5.1.2	Beleidsalternatieven	125
5.2	Grondverzet	126
5.2.1	Situatie infrastructuurwerken	126
5.2.2	Beleidsalternatieven	127
6	Case bodemonderzoek en -sanering.....	130
6.1	Economische effecten	130
6.1.1	Kosten voor saneringswerken	130
6.1.2	Kosten drinkwaterzuivering	133
6.1.3	Waarde vastgoed	136
6.2	Gezondheidseffecten	138
6.2.1	Gezondheidseffecten gelinkt aan de PFAS-contaminatie in de bodem	138
6.2.2	Gezondheidseffecten gelinkt aan de saneringswerken	146
6.3	Milieueffecten	149
6.3.1	CO ₂ -emissies van het transport	149
6.3.2	CO ₂ -emissies van het reinigingscentrum	153
6.3.3	CO ₂ -emissies voor zuivering grondwater	154
6.3.4	Grondwaterkwaliteit	157
6.4	Sociale effecten	158
6.5	Overzicht case sanering	158
7	Case grondverzet	161
7.1	Economische effecten	161
7.1.1	Kosten voor grondverzetswerken	161
7.1.2	Kosten drinkwaterzuivering	168
7.1.3	Waarde vastgoed	169
7.2	Gezondheidseffecten	169
7.2.1	Gezondheidseffecten gelinkt aan de PFAS-contaminatie in de bodem	169
7.2.2	Gezondheidseffecten gelinkt aan de grondverzetswerken	169
7.3	Milieueffecten	171
7.3.1	CO ₂ -emissies van het transport	171
7.3.2	CO ₂ -emissies van het reinigingscentrum	173
7.3.3	CO ₂ -emissies voor zuivering water	174
7.3.4	Grondwaterkwaliteit	174
7.4	Sociale effecten	175

7.5	Overzicht case grondverzet	175
8	Aannames en hiaten	178
8.1	Overzicht per effect	178
8.2	Andere situaties/landgebruiken	181
8.3	Bemalingen	182
9	Beperkingen aan een MKBA en alternatieve methodes	184
9.1	Kritische kanttekeningen bij toepassing van MKBA	184
9.2	Besluitvorming onder onzekerheid – verschillende ethische stromingen	186
9.3	Besluitvorming gebaseerd op een deontologische ethisch kader	186
9.3.1	Risico acceptatie	186
9.3.2	Het voorzorgsprincipe	187
9.3.3	Multi-attribuutanalyse	189
10	Besluit verkennende studie en mogelijke verdere stappen	190
10.1	Algemeen besluit	190
10.2	Aanbevelingen	192
	Bibliografie.....	198
	Bijlagen	203
	Bijlage 1: Tabellen verdeling landgebruik	203
	Bijlage 2: Tabellen gemiddelde oppervlakte, volume en vuilvracht per verontreiniging	205
	Bijlage 3: Tabellen steekproef grondverzet	207
	Bijlage 4: Bijkomende info effecten	209
	Bijlage 5: PFAS in drinkwater – analyse en vergelijking met effect in verkennende MKBA PFAS in grond en grondwater	210

LIJST FIGUREN

Figuur 1. Schema gebruik als bodem volgens het THK PFAS (OVAM) (7/7/2023).	40
Figuur 2. Schema bouwkundig bodemgebruik volgens het THK PFAS (OVAM) (7/7/2023).	41
Figuur 3. Schematische voorstelling verloop PFAS-onderzoek en sanering.	44
Figuur 4. Verdeling oppervlakte potentiële bronterreinen volgens theoretische kans op PFAS-verontreiniging. (% oppervlakte t.o.v. totale oppervlakte bronterreinen).	47
Figuur 5. Aandeel oppervlakte van terreinen met PFAS-risicoactiviteiten per landgebruik volgens het gewestplan.	48
Figuur 6. Aandeel oppervlakte van terreinen met activiteiten met een bepaalde kans op PFAS-verontreiniging per landgebruik volgens het gewestplan.	48
Figuur 7. Vergelijking landgebruik potentiële bronpercelen met landgebruik in een straal van 50 m rond potentiële bronpercelen.	50
Figuur 8. PFAS-behandelingstechnologieën voor de bodem beoordeeld op hun waarschijnlijke effectiviteit en het stadium van ontwikkeling (Concawe, 2024).	61
Figuur 9. Box plot van de gemeten concentraties aan totaal gemeten PFAS, PFOS en PFOA in grond (boven) en grondwater (onder) in de gekende decretale bodemonderzoeken (min, max, rechthoek: interval 25-75 percentiel, zwarte stippellijn: gemiddelde waarde, blauw lijn: mediaan).	65
Figuur 10. Verdeling aantal verontreinigingen in goedgekeurde BBO's op basis van medium en noodzaak tot verdere maatregelen.	66
Figuur 11. Totale vuilvracht in goedgekeurde BBO's.	67
Figuur 12. Oppervlaktes van verontreinigingen in grond en grondwater in goedgekeurde BBO's waarvoor verdere maatregelen noodzakelijk zijn (min, max, rechthoek: interval 25-75 percentiel, zwarte stippellijn: gemiddelde waarde, blauwe lijn: mediaan).	68
Figuur 13. Spreiding van de boven- en ondergrens van de diepte van verontreinigingen in goedgekeurde BBO's waarvoor verdere maatregelen noodzakelijk zijn (min, max, rechthoek: interval 25-75 percentiel, zwarte stippellijn: gemiddelde waarde, blauw lijn: mediaan).	68
Figuur 14. Verdeling van het aantal stalen met PFAS analyses per concentratie-interval op basis van een data afkomstig van Grondbank vzw. (RG: rapportagegrens: 0,5 µg/kg ds, WVG type I/II: 1,5 µg/kg ds voor PFOS, 1 µg/kg ds voor PFOA en 4 µg/kg ds voor de som van de gemeten PFAS WVG type III_V: 3µg/kg ds voor PFOS, 2 µg/kg ds voor PFOA en 8 µg/kg ds voor de som van de gemeten PFAS, gehanteerde toetsingswaarde BSN type V: 268 µg/kg ds).	73
Figuur 15. Resultaat uitloogproeven databank Grondbank vzw (beperkte dataset eluaat).	74
Figuur 16. Verdeling gronden o.b.v. aantal stalen in databank grondbank (beperkte dataset eluaten).	75
Figuur 17. verdeling van het aantal stalen met PFAS-analyses per concentratie-interval op basis van een steekproef van 20 technische verslagen	76
Figuur 18. Indicatieve verdeling van het volume grond met PFAS per concentratie-interval op basis van een steekproef van 20 technische verslagen.	77
Figuur 19. Vergelijking van de relatieve verdeling van de resultaten over verschillende concentratie-intervallen op basis van het aantal stalen en op basis van het totale volume in de technische verslagen uit de steekproef.	77
Figuur 20. Resultaat uitloogproeven bij variërende concentraties PFAS in de grond.	78

Figuur 21. Verdeling volume grond in steekproef 20 TV (o.b.v. resultaten uitloging met CaCl_2 als uitloogvloeistof).	79
Figuur 22. Visualisatie effect op residentiële vastgoedwaarde.	103
Figuur 23. Vergelijking van de methode voor de monetarisering van gezondheidseffecten door (algemene) blootstelling aan PFAS, gebaseerd op gemeten serumwaarden, en de methode die vereist is voor een MKBA van het beheer van PFAS in bodem en grondwater (gebaseerd op gemeten PFAS-concentraties in bodem en de daaruit afgeleide interne PFAS-doses).	107
Figuur 24. Te volgen stappenplan om de gezondheidseffecten en risicofactoren ten gevolge van blootstelling aan PFAS in bodem en grondwater te monetariseren.	111
Figuur 25. De relatie tussen het effect (emissies), de <i>midpoint</i> -impactcategorieën (klimaatverandering en ozonvorming als voorbeelden) en <i>endpoint</i> -impacten (gezondheid, ecosystemen, en beschikbaarheid hulpbronnen).	114
Figuur 26. Schematische voorstelling van terminologie: cases en alternatieven.	123
Figuur 27. Schets situatie woonzone – grond.	124
Figuur 28. Schets situatie in woonzone – grondwater.	124
Figuur 29. Saneringskosten (in euro) bij de verschillende beleidsalternatieven - voor een verontreiniging met omvang volgens resp. het 25-percentiel (kleine verontreiniging), 50-percentiel (mediaan verontreiniging) en 75-percentiel (grote verontreiniging) van de oppervlakte en diepte uit de reeds gekende BBO's .	132
Figuur 30. Potentieel effect vastgoedwaarde bij PFAS vervuiling (o.b.v. scenarioanalyse in Excel). Voor het Vlaams Gewest: huizen in gesloten of halfopen bebouwing gemiddeld 305000 euro (Statbel, 2024).	137
Figuur 31. PFOS-serumconcentratie (ng/ml serum) in functie van de PFOS-bodemconcentratie ($\mu\text{g}/\text{kg ds}$), voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie (ng/ml serum, zie legende).	140
Figuur 32. PFOS-serumconcentratie (ng/mL serum) in functie van de PFOS-bodemconcentratie ($\mu\text{g}/\text{kg ds}$), bij een startwaarde van 20 ng/mL, voor een verschillend verband tussen de PFOS-serum en -bodemconcentratie (zie legende).	141
Figuur 33. Gezondheidsbaten voor nierkanker t.o.v. alternatief 0, voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie.	145
Figuur 34. Gezondheidsbaten voor leverkanker t.o.v. alternatief 0, voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie.	145
Figuur 35. Gezondheidskost (via DALYs) door de vorming van fijn stof t.o.v. nulalternatief, bij verschillende waarden van de DALY.	148
Figuur 36. Afstanden en transportbewegingen van de gronden van de PFAS-verontreinigde site naar het reinigingscentrum en de stortplaats.	150
Figuur 37. Milieukost (transport) t.o.v. nulalternatief, met een SCC van 160 euro per ton CO_2 .	152
Figuur 38. Milieukost (transport) in alternatieven 1 en 2, in functie van de waarde van de Social Cost of Carbon.	153
Figuur 39. Het Global Warming Potential ($\text{kg CO}_2\text{-eq}$) van het transport, het reinigingscentrum, en het zuiveren van het grondwater in de alternatieven.	156
Figuur 40. De milieukost (transport, reinigingscentrum, en zuivering grondwater) in functie van de Social Cost of Carbon voor alternatieven 1 en 2.	156
Figuur 41. Kost per m^3 grondverzet - indien gebruik kan gemaakt worden van alle gebruiksmogelijkheden. a: voldoende afzetmogelijkheden. b: geen grondvraag binnen KWZ. Alt 4 (kader '25) kwalitatieve inschatting.	163
Figuur 42. Verschuiving kost per m^3 grondverzet - indien er geen grondvraag is binnen de kadastrale werkzone. a: voldoende afzetmogelijkheden, b: geen grondvraag binnen KWZ. Alt 4 (kader '25): kwalitatieve inschatting.	164

Figuur 43. Verschuiving kost per m³ grondverzet - indien er geen grondvraag is binnen de kadastrale werkzone en er geen afzet als bouwkundig bodemgebruik of boven de grondwatertafel wordt gevonden. a: voldoende afzetmogelijkheden, b: geen grondvraag binnen KWZ, c: geen grondvraag binnen KWZ, geen afzet als BBG, geen afzet boven grondwatertafel, geen afzet binnen gebied. Alt 4 (kader '25): kwalitatieve inschatting.	165
Figuur 44. Verschuiving kost per m³ grondverzet – indien op een site een groot aandeel van gronden concentraties PFAS hoger dan de toetsingswaarde vrij gebruik type III-V bevat. a: voldoende afzetmogelijkheden, b: geen grondvraag binnen KWZ, c: geen grondvraag binnen KWZ, geen afzet als BBG, geen afzet boven grondwatertafel, geen afzet binnen gebied, d: hoger aandeel gronden > WVG type III-V en geen grondvraag binnen KWZ, geen afzet als BBG, boven grondwatertafel, of binnen gebied. Alt 4 (kader '25): kwalitatieve inschatting.	166
Figuur 45. Schatting van de kost per gram verwijderde PFAS in een steekproef van technische verslagen, indien de gronden worden afgevoerd voor reiniging.	168
Figuur 46. De aannames over de afstanden en transportbewegingen van de gronden vanaf de zone van ontgraving in de case grondverzet.	171
Figuur 47. Milieukost verbonden aan de CO₂-emissies van het transport, in de case grondverzet.	173

LIJST TABELLEN

Tabel 1. Overzicht toetsingswaarden richtwaarden en bodemsaneringsnormen voor PFAS in grond en streefwaarden/ achtergrondwaarden voor PFAS in grond.	36
Tabel 2. Toetsingswaarden en streefwaarden/ achtergrondwaarden voor PFAS in het grondwater.	38
Tabel 3. Overzicht aantal sites met brandweerkazerne, brandweeroefenterreinen of met incidenten (branden).	45
Tabel 4. Terreinen met PFAS-verdachte activiteiten.	46
Tabel 5. Vergelijking landgebruik potentiële bronpercelen met landgebruik in een straal van 50 m rond potentiële bronpercelen.	50
Tabel 6. Criteria die bepalen of er sprake is van een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.	51
Tabel 7. Indicatieve doorstroom van VBO/OBO naar BBO o.b.v. beschikbare data dd. dec 2024.	52
Tabel 8. Overzicht toelaatbare dagelijkse inname.	53
Tabel 9. Indicatieve doorstroom naar sanering o.b.v. beschikbare data dd nov 2024 – extrapolaties zijn aangeduid in het groen.	58
Tabel 10. Overzicht multicriteria analyse toegepast bij het selecteren van een saneringstechniek bij de opmaak van een bodemsaneringsproject.	59
Tabel 11. Overzicht beschikbare PFAS- analyseresultaten uit bodemonderzoeken voor grond en grondwater.	63
Tabel 12. Aantal beschikbare analyseresultaten, gemiddelde en mediaan voor PFAS totaal, PFOS en PFOA in grond (vaste deel van de aarde) en grondwater op basis van de uitgevoerde bodemonderzoeken in Vlaanderen.	64
Tabel 13. Hoeveelheid PFAS per m ² en m ³ verontreinigde grond of grondwater opgenomen in een goedgekeurd BBO, op basis van de volumes, oppervlaktes en vuilvrachten gerapporteerd in deze individuele BBO's.	69
Tabel 14. Inschatting vuilvracht PFAS in beschrijvende bodemonderzoeken – extrapolaties aangegeven in het groen	69
Tabel 15. Schatting vuilvracht PFAS o.b.v. gemiddelde en mediaan concentraties van de som van de gemeten PFAS uit alle bodemdossiers.	70
Tabel 16. Hoeveelheid grond opgenomen in een technisch verslag en in grondverzettoelatings in de periode 2019-2024 (cijfers Grondbank vzw)	71
Tabel 17. Verdeling gebruiksmogelijkheden uitgegraven gronden.	72
Tabel 18. Aantal PFAS analyses in gebruikte data Grondbank vzw.	72
Tabel 19. Aantal PFAS analyses in de geanalyseerde technische verslagen.	75
Tabel 20. Raming aandeel gronden per concentratie interval.	79
Tabel 21. Schatting hoeveelheid vuilvracht aan PFAS in de hoeveelheid gronden opgenomen in de technische verslagen van de afgelopen jaren – extrapolaties zijn aangeduid in het groen.	80
Tabel 22. Extrapolatie diffuse verontreiniging over Vlaanderen.	81
Tabel 23. Schatting diffuse vuilvracht op basis van antropogene achtergrondconcentraties – extrapolaties weergegeven in het groen.	84
Tabel 24. Overzicht resultaten hotspotstudie waterbodems.	85
Tabel 25. Samenvatting van de probleemanalyse.	86
Tabel 26. Overzicht wetenschappelijke literatuur omtrent kosten-baten analyse PFAS verontreiniging.	92
Tabel 27. Overzicht van de effecten.	95
Tabel 28. Overzicht literatuur over impact van verontreiniging op residentiële vastgoedwaarde.	101

Tabel 29. Gezondheidseffecten door blootstelling aan PFAS, geïdentificeerd in wetenschappelijke peer-reviewed studies.	105
Tabel 30. Overzicht van bestaande studies, beschikbare data per stap in de berekening, de scope van de studie en beperkingen van de studie om te gebruiken in een MKBA.	109
Tabel 31. Risicofactoren door blootstelling aan PFAS, geïdentificeerd in wetenschappelijke peer-reviewed studies.	110
Tabel 32. Een voorbeeld van de berekening van de bijdrage aan klimaatverandering en de maatschappelijke kost, van de CO ₂ -emissies uit het transport voor saneringswerken.	114
Tabel 33. Kengetallen verontreiniging gebruikt voor de case onderzoek en sanering.	125
Tabel 34. verdeling van de gronden over de verschillende concentratie-intervallen.	126
Tabel 35. Situatie grondverzet –gebruiksmogelijkheden van de verschillende gronden i.f.v. de concentratie aan PFAS en de uitloging (BBG: bouwkundig bodemgebruik, GW: grondwater).	129
Tabel 36. Overzicht kostenberekening saneringswerken.	131
Tabel 37. Vergelijking remediëeringskosten case sanering. De “-“ duidt aan dat het een kost is t.o.v. het nulalternatief.	133
Tabel 38. Overzicht data en berekeningen ionenwisselaar/actieve koolfiltratie. [SC1] = scenario 1 en [SC2] = scenario 2.	135
Tabel 39. Kosten drinkwaterzuivering voor de case sanering, met één WPC boven drempelwaarde in Alt 0 en Alt 3. De “-“ duidt aan dat het een kost is.	136
Tabel 40. Overzicht onzekere parameters. Een regio-specifieke studie in Vlaanderen omtrent waardedaling van PFAS is niet beschikbaar. Daarom wordt gekeken naar gemiddelde waardes in andere studies (zie Tabel 28).	136
Tabel 41. PFOS-bodemconcentraties in alternatieven 0 t.e.m. 3 voor de case sanering (mediaan uit probleemanalyse).	138
Tabel 42. PFOS-serumconcentraties na blootstelling aan bodem voor alternatieven 0 t.e.m. 3 in de case sanering, buiten de kernzone, voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie. De PFOS-serumconcentraties bij startwaarden van 20 ng/mL zijn aangeduid op Figuur 32.	142
Tabel 43. De odds ratio voor niercelkanker, afhankelijk van de PFOS-serumconcentratie (Shearer, et al., 2021).	142
Tabel 44. Het aantal omwonenden in de case sanering dat blootgesteld wordt aan de PFOS-vervuiling in de bodem.	143
Tabel 45. Overzicht van de berekeningsstappen voor de gezondheidsbaat (nierkanker) in Alt 1 (RBS), t.o.v. Alt 0, bij een startwaarde van de PFOS-serumconcentratie van 20 ng/ml.	144
Tabel 46. Gezondheidsbaten in alternatieven 1, 2 en 3 t.o.v. alternatief 0, voor de case sanering, bij een startwaarde voor de PFOS-serumconcentratie van 20 ng/ml.	146
Tabel 47. De berekeningsstappen van het gezondheidseffect door ozonvorming en fijn stofvorming, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken.	146
Tabel 48. Het gezondheidseffect door ozonvorming, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken. De “-“ duidt aan dat het om een kost gaat.	147
Tabel 49. Het gezondheidseffect door de vorming van fijn stof, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken. De “-“ duidt aan dat het om een kost gaat.	147
Tabel 50. Berekening van het aantal tonkilometers voor sanering- en grondverzetswerken in ieder alternatief.	150
Tabel 51. Global Warming Potential (kg CO ₂ -eq) van het nodige transport voor ieder alternatief, bij de case sanering.	151

Tabel 52. Milieukost van het transport van de gronden in de alternatieven, t.o.v. alternatief 0 en de genormaliseerde kost. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).	152
Tabel 53. Berekeningen voor de milieukost van het reinigingscentrum, voor de alternatieven in de case sanering. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).	154
Tabel 54. Berekening van de milieukost van het energieverbruik voor het zuiveren van grondwater. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).	154
Tabel 55. Berekening van de milieukost van het verbruik van actief kool voor het zuiveren van grondwater.	155
Tabel 56. Schatting resterende vuilvracht in grond en grondwater.	157
Tabel 57. Overzicht van de effecten voor de case sanering. - is een negatief effect t.o.v. alt 0, -- zeer negatief effect t.o.v. alt 0, +: positief effect t.o.v. alternatief 0, ++ zeer positief effect t.o.v. alternatief 0.	158
Tabel 58. Overzicht economische meerkosten grondverzet omwille van PFAS – ifv de afzetmogelijkheden in euro/m ³ .	166
Tabel 59. Schatting economische meerkosten grondverzet in Vlaanderen omwille van PFAS – ifv de afzetmogelijkheden - in euro/jaar.	167
Tabel 60. Het gezondheidseffect door de vorming van fijn stof, gelinkt aan het transport voor de grondverzetswerken. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).	170
Tabel 61. Overzicht van de volumes gronden en de hergebruikmogelijkheden, per alternatief.	172
Tabel 62. Milieukost van het transport van de gronden in de alternatieven bij case grondverzet, in absolute en relatieve termen. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).	173
Tabel 63. Berekeningen voor de milieukost van het reinigingscentrum, voor de alternatieven in de case grondverzet.	174
Tabel 64. Schatting van de hoeveelheid PFAS die na grondverzet achterblijft in de bodem.	175
Tabel 65. Overzicht van de effecten voor de case grondverzet, - negatief effect tov alt 0, -- zeer negatief effect tov alt 0, +: positief effect tov alternatief 0, ++zeer positief effect tov alternatief 0).	177
Tabel 66. Overzicht van de aannames per effect.	179
Tabel 67. relevante effecten bij verschillende landgebruiken	181
Tabel 68. Overzicht kosten grondverzet en bemaling omwille van PFAS voor een werf van 10.000 m ³ . De “-” duidt aan dat het om een kost gaat.	183
Tabel 69. Berekening van de milieukost van het verbruik van actief kool voor het zuiveren van bemalingswater. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat.	183
Tabel B.1. Percelen met PFAS-risico-activiteiten per landgebruik volgens het gewestplan.....	203
Tabel B.2. Percelen met brandweeractiviteiten per landgebruik volgens het gewestplan.	203
Tabel B.3. Percelen met PFAS-risico-activiteiten per landgebruik volgens de biologische waarderingskaart.....	204
Tabel B.4. Samenvatting gekende PFAS-verontreinigingen in goedgekeurde beschrijvende bodemonderzoeken.	205
Tabel B.5. Samenvatting gekende PFAS-verontreinigingen in goedgekeurde beschrijvende bodemonderzoeken - met uitsluiting van het dossier van een PFAS-productiesite.	206
Tabel B.6. Verdeling van het aantal geanalyseerde PFAS-stalen over verschillende concentratie-intervallen o.b.v. steekproef technische verslagen.	207
Tabel B.7. Verdeling grondvolumes over verschillende concentratie-intervallen o.b.v. steekproef technische verslagen.	208

Tabel B.8. Overzicht van de experts die geconsulteerd werden voor verschillende types effecten en de probleemanalyse.	209
Tabel B.9. Overzicht van de midpoint-indicatoren, uit de ReCiPe 2016-methode, met onderscheid tussen de indicatoren die verwijzen naar milieu- of gezondheidseffecten.	209
Tabel B.10. Overzicht documenten.	210
Tabel B.11. Vergelijking Vlaamse, Nederlandse en Amerikaanse studie omtrent drinkwaterzuiveringskosten	215

LIJST AFKORTINGEN

Afkorting	Betekenis
BATNEEC	Best Available Techniques Not Entailing Excessive Costs Best Beschikbare Technieken zonder overmatige kosten
BBO	Beschrijvend Bodemonderzoek
BSN	Bodemsaneringsnorm
BSP	Bodemsaneringsproject
CAPEX	Kapitaalkosten
DAEB	Duidelijke Aanwijzingen van een Ernstige Bodemverontreiniging
DALY	Disability Adjusted Life Years Maat voor verloren levensjaren plus jaren geleefd met gezondheidsproblemen
ds	Droge stof
eBSD	Erkend Bodemsaneringsdeskundige
LCA	Levenscyclusanalyse
MKBA	Maatschappelijke kosten-batenanalyse
OBO	Oriënterend bodemonderzoek
OPEX	Operationele kosten
PFAS	Poly- en perfluoralkylstoffen
PFAS totaal of "som van de gemeten PFAS"	Het totaal van alle per- en polyfluoralkylstoffen in het analysepakket dat van toepassing is in Vlaanderen (cfr. WAC/IV/A/025 voor grondwater en CMA/3/D voor grond).
RBS	Risicogebaseerde sanering
RG	Rapportagegrens
Som EU 20	Som van de concentraties aan PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDODS, PFTrDS
TDI	Toelaatbare Dagelijkse Inname
TFA	Trifluorazijnzuur
THK	Tijdelijk handelingskader
VBO	Verkennend bodemonderzoek
VSL	Value of a Statistical Life Waarde van een statistisch leven
WPC	Waterproductiecentrum
WTP	Willingness to pay Bereidheid tot betalen
WVG	Waarde Vrij Gebruik

Definities

De streefwaarde	Het gehalte aan verontreinigende stoffen of organismen op of in de bodem, dat als normale achtergrond in niet verontreinigde bodems met vergelijkbare bodemkenmerken teruggevonden wordt.
De richtwaarde	Het gehalte aan verontreinigende stoffen of organismen op of in de bodem, dat toelaat dat de bodem al zijn functies kan vervullen zonder dat enige beperking moet worden opgelegd.
De bodemsaneringsnorm	Een niveau van bodemverontreiniging dat een aanmerkelijk risico inhoudt van negatieve effecten voor de mens of het milieu, gelet op de kenmerken van de bodem en de functies die deze vervult.
De kadastrale werkzone	Een geheel van gronden met soortgelijke kenmerken die een gelijkwaardig betekenisvol effect op het milieu hebben of een gelijkwaardig betekenisvol risico voor de volksgezondheid inhouden, dat afgebakend wordt met het oog op het gebruik van bodemmateriaal in het kader van de uitvoering van een project. Relevante kenmerken zijn het bestemmingstype, de voormalige en huidige functie van de gronden, de toekomstige functie, de verontreinigingskarakteristieken (toestand, verspreidingspatroon, aard en ernst van de verontreiniging).
Risicoground	Grond waarop een risico-inrichting gevestigd is of was.
Risico-inrichtingen	Fabrieken, werkplaatsen, opslagplaatsen, machines, installaties, toestellen, en handelingen die een verhoogd risico op bodemverontreiniging kunnen inhouden en die voorkomen op een lijst die de Vlaamse Regering opstelt.

SAMENVATTING

PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater vormt een complexe uitdaging door de persistente en schadelijke eigenschappen van PFAS en hun brede verspreiding in het milieu. In Vlaanderen groeit de nood aan inzicht in de maatschappelijke kosten en baten van maatregelen voor het beheer van PFAS in het kader van bodemsanering en grondverzet. Deze studie verkent of het mogelijk is om via een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) de maatschappelijke effecten van het beheer van PFAS in bodem en grondwater Vlaanderen te beoordelen. De mogelijkheden, kennislacunes en methodologische uitdagingen van het opstellen van een MKBA rond deze problematiek worden in kaart gebracht door twee cases te onderzoeken (één rond bodemonderzoek en -sanering, en één rond grondverzet). Op basis hiervan kunnen aanbevelingen worden geformuleerd voor toekomstig onderzoek, om zo verdere keuzes te kunnen onderbouwen voor een doeltreffend en toekomstgericht PFAS-beleid.

De aanpak omvat vier stappen:

- (1) een probleemanalyse van PFAS-verontreiniging op basis van beschikbare data,
- (2) een inventarisatie van relevante economische, sociale, milieu- en gezondheidseffecten,
- (3) een beschrijving van de kwantificering en – waar mogelijk – monetarisering van deze effecten, waarbij niet-kwantificeerbare effecten kwalitatief worden beoordeeld, en,
- (4) de toepassing op representatieve cases met een vergelijking tussen een nulalternatief en beleidsalternatieven.

De probleemanalyse focust op het in kaart brengen van de beschikbare gegevens rond de PFAS-problematiek in de bodem in Vlaanderen op basis van de beschikbare (maar nog onvolledige) data uit diverse bronnen zoals uitgevoerde bodemonderzoeken, technische verslagen in het kader van grondverzet, en gegevens uit het grondeninformatieregister. Het doel is om voldoende inzicht te krijgen in de situatie om realistische cases te kunnen voorstellen. Er werd ook getracht een eerste schatting te maken van de omvang van de problematiek. Omdat gegevens nog beperkt beschikbaar of niet uniform gestructureerd zijn, werd waar nodig gebruik gemaakt van aannames, vereenvoudigingen, en extrapolaties. De resultaten moeten met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden en verfijning is mogelijk zodra meer of betere data beschikbaar komen. Dit onderstreept het belang van het verder aanvullen en actualiseren van de gegevens om toekomstige analyses robuuster te maken

Om de maatschappelijke effecten van PFAS-verontreiniging en -beheer in kaart te brengen, werd gebruikgemaakt van een combinatie van literatuuronderzoek en expertinterviews. De effecten van PFAS-verontreiniging en het beheer ervan kunnen worden onderscheiden in twee categorieën:

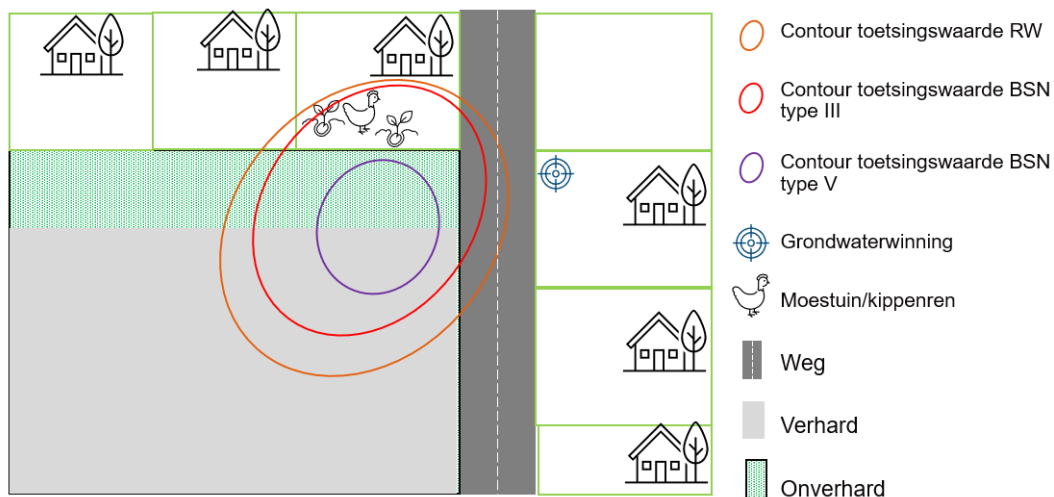
- PFAS-aanwezigheidseffecten, die voortkomen uit de aanwezigheid van PFAS in bodem en grondwater, en
- beheer-gerelateerde effecten, die het gevolg zijn van sanerings- of grondverzetsmaatregelen.

Deze effecten bestrijken vier domeinen: economisch, gezondheid, milieu en sociaal. Een deel van deze effecten wordt verder uitgewerkt en gekwantificeerd in de cases rond bodemsanering en grondverzet.

- **Economische effecten** hebben betrekking op kosten en baten in verband met sanerings- en grondverzetswerken (zowel investerings- als operationele kosten), drinkwaterzuivering, beperkingen voor toekomstige ruimtelijke ontwikkelingen, veranderingen in vastgoedwaarde, en impact op werkgelegenheid en landbouw.
- **Gezondheidseffecten** kunnen ontstaan zowel door de directe en indirecte blootstelling aan PFAS in de bodem als door de sanerings- en grondverzetsactiviteiten. Uit wetenschappelijke, peer-reviewed studies blijkt dat blootstelling aan PFAS geassocieerd is met gezondheidseffecten (eindpunten in de gezondheidstoestand), zoals nierkanker, prostaatkanker en astma. De blootstelling aan PFAS kan ook leiden tot risicofactoren (intermediaire indicatoren, die op termijn tot een ziekte zouden kunnen leiden), zoals een verhoogd cholesterolgehalte, een verminderde vruchtbaarheid of hormoonverstoring. De sanerings- en grondverzetswerken gaan gepaard met gezondheidseffecten door de blootstelling aan emissies (zoals fijn stof of CO₂).
- **Milieueffecten** vloeien voort uit zowel de aanwezigheid van PFAS als uit de beheermaatregelen. Belangrijke aandachtspunten zijn emissies door sanering en grondverzet (CO₂, NO_x, fijn stof), de mogelijke effecten op ecosystemen door PFAS in de bodem (ecotoxiciteit) en door de beheermaatregelen (bv. bodemkwaliteit), verlies van landgebruik voor stortplaatsen, en veranderingen in grondwaterkwaliteit. Sommige van deze effecten kunnen worden gekwantificeerd (bv. CO₂-emissies), terwijl andere, zoals ecosysteemeffecten, (voorlopig) moeilijker in monetaire termen uit te drukken zijn.
- **Sociale effecten** hebben betrekking op hinder (geluid, geur, stof), psychosociaal welzijn, vertrouwen in de overheid, leefbaarheid (impact op recreatiemogelijkheden), en de impact op sociaaleconomisch kwetsbare groepen. Deze effecten zijn vaak moeilijk te monetariseren, maar spelen wel een belangrijke rol in de maatschappelijke perceptie en de legitimiteit van beleid.

Vervolgens werd er nagegaan in hoeverre de beschreven effecten kunnen worden gekwantificeerd en gemonetariseerd aan de hand van een case rond bodemonderzoek en -sanering, en een case rond grondverzet. Voor beide cases worden beleidsalternatieven gedefinieerd en vergeleken, om zo de effecten van verschillende beleidskeuzes te kunnen inschatten.

De **case bodemonderzoek en -sanering** is gebaseerd op verzamelde data uit reeds uitgevoerde beschrijvende bodemonderzoeken en analyseresultaten voor PFAS in Vlaanderen. Er werd uitgegaan van een saneringsproject gelegen in industriegebied, waarbij de verontreiniging zich heeft verspreid tot het omliggende woongebied.



Figuur: Schets van de case sanering (voor grond).

In deze case worden de volgende alternatieven vergeleken:

- **Nulalternatief:** geen bodemonderzoek en-sanering, m.a.w. er wordt geen enkele actie ondernomen
- **Alternatief 1:** risicogebaseerde sanering tot het punt waar geen onaanvaardbare humane of ecologische risico's zijn
- **Alternatief 2:** saneren tot de bodemsaneringsnorm (BSN)
- **Alternatief 3:** het nemen van risicobeheersmaatregelen, zoals het monitoren van de verontreiniging en het afraden van de consumptie van eieren of groenten uit eigen moestuin

De vergelijking van beleidsalternatieven bij de case bodemonderzoek- en sanering voor de effecten waarvoor een berekening mogelijk was, leidt tot volgende inzichten:

- De economische kosten voor de saneringswerken zijn het hoogst bij alternatief 2 (sanering tot BSN), gevolgd door alternatief 1 (risicogebaseerd saneren). Tegelijk zijn de economische baten van vermeden kosten voor drinkwaterzuivering het grootst bij alternatief 2. Voor vastgoedwaarde geldt dat alternatieven zonder sanering (0 en 3) het grootste risico op waardeverlies hebben, waardoor alternatief 1 en 2 een economische baat opleveren t.o.v. het nulalternatief.
- Bij de gezondheidseffecten werden enkel de baten van vermeden sterfte door nier- en leverkanker meegenomen. Deze baten zijn vergelijkbaar in alternatief 1 en 2, en iets lager in alternatief 3. De gezondheidsberekeningen zijn steeds een onderschatting van de werkelijke baten, omdat andere gezondheidseffecten (zoals hypertensie en verstoring van het immuunsysteem) niet konden worden meegenomen, en omdat enkel het gezondheidseffect van de blootstelling aan PFOS werd gekwantificeerd. Bovendien worden gezondheidsbaten bij toekomstige generaties nog niet meegenomen. Saneringswerken veroorzaken daarentegen extra gezondheidskosten door de uitstoot van fijnstof veroorzaakt door het transport van gronden en materialen, en deze kosten zijn het hoogst bij alternatief 2.

- De milieukosten bestaan vooral uit CO₂-emissies door transport en reiniging van grond en grondwater, met opnieuw de grootste impact bij alternatief 2. Milieubaten, zoals verbeterde grondwaterkwaliteit, konden niet worden gekwantificeerd maar zijn vermoedelijk het hoogst bij alternatief 2. De aanwezigheid van PFAS kan een effect hebben op de bodemgezondheid en biodiversiteit. Uitvoering van sanerings- of grondverzetmaatregelen (zoals grondreiniging) kunnen echter ook een effect hebben op de ecosystemen in de bodem, bodemstructuur en biodiversiteit. Deze effecten konden echter nog niet gekwantificeerd worden.
- De sociale effecten konden niet worden gekwantificeerd.

De **case grondverzet** is gedefinieerd aan de hand van data uit de praktijk rond grondverzet. Er wordt uitgegaan van graafwerken in het kader van infrastructuurwerken gelegen in industriegebied. Hier worden alternatieven vergeleken die variëren in restricties voor het gebruik van uitgegraven bodemmateriële afhankelijk van het PFAS-gehalte en uitloogbaarheid. Hierdoor varieert het volume grond dat voor een bepaalde toepassing in aanmerking komt. In deze case worden de volgende alternatieven vergeleken:

- **Nulalternatief:** geen PFAS onderzoek
- **Alternatief 1:** aanpak volgens het tijdelijk handelingskader PFAS
- **Alternatief 2:** aangepast handelingskader PFAS
- **Alternatief 3:** gebiedsgerichte aanpak
- **Alternatief 4:** aanpak volgens omzendbrief dd. juli 2025 – voor dit laatste alternatief werden de effecten kwalitatief ingeschat.

Bij de case grondverzet geldt voor alle alternatieven dat ze leiden tot een afname van PFAS in de bodem t.o.v. het nulalternatief, doordat gronden met de hoogste concentraties worden afgevoerd.

- De economische kosten hangen sterk samen met de gebruiksmogelijkheden van PFAS-houdende gronden. Ze liggen het laagst in alternatief 3 (gebiedsgericht), omdat hier meer flexibiliteit bestaat voor het gebruik van de gronden, en hoger in alternatieven 1, 2 en 4. De baten van vermeden drinkwaterzuiveringskosten zijn in alternatief 1-4 gelijk, aangezien in elk scenario het risico voor drinkwater volledig wordt weggenomen. Er wordt verwacht dat de impact die kan bereikt worden op drinkwaterzuiveringskosten via grondverzet aanzienlijk kleiner is dan via sanering. Voor vastgoedwaarde worden geen effecten verwacht, al ontbreken lokale studies voor Vlaanderen.
- De gezondheidseffecten van PFAS-contaminatie in de bodem konden niet berekend worden, maar in alternatieven 1 t.e.m. 4 worden gezondheidsbaten verwacht (t.o.v. het nulalternatief) omdat steeds voorkomen wordt dat gebruik van de gronden leidt tot bijkomende risico's. De gezondheidskosten van de grondverzetswerken zelf zijn gerelateerd aan het extra transport dat nodig is om gronden te vervoeren, met de grootste impact in alternatief 1, gevolgd door 2 en 3.
- De milieukosten gerelateerd aan het transport en reinigen van gronden liggen het laagst bij alternatief 3 en zijn ongeveer gelijk in alternatieven 1 en 2. Andere milieueffecten, zoals de ecosysteemeffecten (bodemgezondheid en biodiversiteit) konden opnieuw niet gekwantificeerd worden.
- De sociale effecten konden niet worden gekwantificeerd.

Voor beide cases geldt dat de effecten niet geaggregeerd worden, aangezien de onzekerheden en databeperkingen nog groot zijn en baten moeilijker te kwantificeren zijn dan kosten. Daardoor zou de aggregatie mogelijk een vertekend beeld kunnen geven.

Voor het berekenen van de effecten moesten verschillende **aannames** worden gemaakt, onder meer over saneringstechnieken, gebruiksmogelijkheden van gronden, blootstellingsroutes voor gezondheidseffecten en de maatschappelijke kost van emissies. Voor veel effecten – zoals sociale gevolgen, ecosysteemeffecten en bredere gezondheidseffecten – ontbreken nog betrouwbare data of lokale studies. Dit betekent dat de huidige resultaten een **onvolledig beeld geven en de maatschappelijke baten waarschijnlijk onderschat worden**. De relevantie van effecten verschilt bovendien sterk tussen woonzones, industriezones en landbouwgronden. Zo spelen vastgoedwaarde en psychosociaal welzijn vooral in woonzones, terwijl effecten op werkgelegenheid vooral relevant zouden zijn in industriezone. **Dit impliceert dat de verhouding kosten-baten contextafhankelijk is en niet zomaar kan worden veralgemeend.** Daarnaast vormen bemalingen een belangrijke kostenpost bij grondverzetsprojecten met PFAS, dit valt echter buiten de scope van deze studie.

Samenvattend tonen deze bevindingen aan dat de resultaten van een MKBA sterk afhankelijk zijn van contextspecifieke factoren, terwijl cruciale kennisleemtes nog bestaan. Verdere verfijning van data en methoden is noodzakelijk om tot robuustere MKBAs te komen.

Een MKBA biedt een gestructureerde manier om kosten en baten af te wegen, maar kent ook duidelijke tekortkomingen. Zo is het moeilijk om alle effecten in geld uit te drukken, is de keuze van de discontovoet bepalend voor hoe sterk kosten en baten voor toekomstige generaties doorwegen in de analyse, wordt er weinig rekening gehouden met rechtvaardigheid en is er doorgaans grote onzekerheid over de gebruikte data en aannames. Daarom is het zinvol om ook alternatieve benaderingen te overwegen. Het voorzorgsprincipe, risico-acceptatie en multi-attribuutanalyse bieden elk aanknopingspunten om beter met onzekerheid, ethische vragen en maatschappelijke waarden om te gaan.

Ter conclusie verkent deze studie de mogelijkheden van een MKBA voor PFAS-beleid in Vlaanderen, met focus op bodem en grondwater. Het rapport brengt de problematiek in kaart, beschrijft economische, gezondheids-, milieu- en sociale effecten, en past deze toe op twee cases (sanering en grondverzet). Hoewel preventie – het vermijden dat PFAS in bodem en grondwater terechtkomt – belangrijk blijft, ligt de focus van deze studie op de maatschappelijke kosten en baten van het beheer van bestaande verontreiniging. Niet alle in kaart gebrachte effecten konden worden gekwantificeerd of gemonetariseerd; waar data beschikbaar waren, werden eerste inschattingen gemaakt. De kosten bleken daarbij eenvoudiger te berekenen dan de baten, vooral bij gezondheidseffecten. Dit houdt als risico in dat maatregelen zoals sanering of grondverzet te snel als maatschappelijk niet zinvol worden bestempeld, terwijl baten zich vaak over meerdere generaties uitstrekken en moeilijk meetbaar zijn. Door de ontbrekende data om alle effecten te berekenen, werd nog geen aggregatie of verdiscontering uitgevoerd. Ook percepties en sociale effecten spelen een rol en verdienen verdere aandacht. De studie is een verkenning en moet niet als eindpunt worden gezien. Ze benadrukt de nood aan betere en consistentere verzamelde data, een bredere weging van effecten en de mogelijke aanvulling van MKBA met andere benaderingen, zoals het voorzorgsprincipe, risico-acceptatie en multi-attribuutanalyse.

Aanbevelingen:

- De maatschappelijke kosten-baten analyse toont aan dat het beheer en de sanering van PFAS gepaard kan gaan met diverse kosten én baten (economische, milieu, gezondheid en sociaal). Preventie van PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater blijft daarom de beste aanpak. Daarnaast lijkt het saneren van (sterk) verontreinigde terreinen (*risicolocaties*) de meest kosteneffectieve maatregel, op basis van de huidige berekende effecten, omdat deze terreinen doorgaans een hoge vuilvracht hebben.
- Het actualiseren van de probleemanalyse kan bijdragen aan een beter inzicht naarmate meer meetresultaten, bodemonderzoeken en saneringen beschikbaar komen. Het gestructureerd verzamelen van bijkomende gegevens, met name over het uitlooggedrag en de relatie tussen PFAS in grond, eluaat en grondwater, en korte keten-PFAS wordt als waardevol gezien.
- Inzet op onderzoek en ontwikkeling van innovatieve sanerings- of grondreinigingstechnieken of beheersmaatregelen, die minder invasief zijn, kan de economische en milieukost drukken, en door sanering haalbaarder te maken vermoedelijk ook een positief effect hebben op de gezondheidseffecten.
- De prioritering van sanering in drinkwaterwingebieden kan helpen om kosten voor drinkwaterzuivering te vermijden.
- Voor het correcter inschatten van de gezondheidseffecten is meer onderzoeken nodig naar het verband tussen de PFAS-concentraties in de bodem, de PFAS-serumconcentraties en de gezondheidseffecten. De analyse dient bovendien te worden uitgebreid naar bijkomende aandoeningen en toekomstige generaties; momenteel ontbreekt hiervoor de nodige kennis. Meer onderzoek is ook nodig om de gezondheidseffecten voor locaties met meer diffuse verontreiniging te kunnen kwantificeren, en zo de kosten en baten van het beheer van de verontreiniging op deze locaties ook vollediger te kunnen evalueren.
- Een volledige levenscyclusanalyse zou de milieu-impact van sanerings- en grondverzetmaatregelen beter in kaart kunnen brengen.
- De effecten van PFAS op bodemgezondheid en biodiversiteit, evenals de effecten van de maatregelen zelf, zijn nog niet gekwantificeerd. Het ontwikkelen van methodes om deze effecten te meten en moneteriseren is een aandachtspunt.
- Genuanceerde communicatie, duidelijke regelgeving en transparantie kunnen bijdragen aan het beperken van negatieve percepties. Daarnaast is het belangrijk om risico's in perspectief te plaatsen door communicatie te koppelen aan relatieve risico's in de maatschappij, zodat het publiek een realistisch beeld krijgt van de werkelijke gevaren.
- Omtrent de cases uitgewerkt in deze studie, kunnen volgende aanbevelingen geformuleerd worden:
 - Het risicogebaseerd saneren (alternatief 1) bij de case bodemonderzoek en -sanering, lijkt op basis van de case in deze studie globaal gezien het meest evenwichtige van de vergeleken alternatieven. Een focus op het weghalen van de hoogste vuilvrachten zal het meest kostenefficiënt zijn op vlak van economische en milieukosten.
 - De toetsingswaarden en randvoorwaarden voor gebruik van gronden in het kader van grondverzet zijn in alle alternatieven veel strenger dan de voorwaarden die typisch gesteld worden voor een sanering. Indien als doelstelling wordt gesteld om zoveel mogelijk PFAS uit de bodem te verwijderen

zal er, met dezelfde middelen, sneller resultaat geboekt worden door te focussen op zones met hoge concentraties en risico's waar sanering noodzakelijk is.

- Er zijn weinig afzetmogelijkheden voor gronden met uitloging boven de drinkwaternormen voor PFAS, wat een van de oorzaken is van de kosten in het grondverzet. Het uitlooggedrag moet beter onderzocht en begrepen worden om de werkelijke impact op de grondwaterkwaliteit in te schatten. De evaluatie van de werkelijke impact op de grondwaterkwaliteit kan eventueel project- en/of site-specifiek gebeuren. Onderzoek ook het gebruik van deze gronden in nuttige toepassingen die niet of minder gevoelig zijn aan uitloging.
- Een gebiedsgerichte aanpak kan worden uitgewerkt, waar ook bij grondverzetsprojecten via een kosten-batenanalyse of multicriteria-analyse wordt nagegaan welk deel van de PFAS-houdende grond kostenefficiënt (waarbij de kosten breder zijn dan de economische kost) kan worden verwijderd. Hierbij kan de te evalueren zone verder gaan dan de kadastrale werkzone, waarbij gestreefd wordt om de globale toestand binnen het gebied na de graafwerken te verbeteren.
- Ook bij aanvullende grondwaterzuivering voor bemalingswater wordt een projectmatige afweging van kosten en baten als relevant beschouwd.
- Het doorrekenen van andere cases dan deze opgenomen in de studie kan helpen om een vollediger beeld van de kosten en baten te verkrijgen met ook aandacht voor de bredere economische effecten op werkgelegenheid, landbouw en toekomstige ontwikkelingen.

SUMMARY

PFAS contamination in soil and groundwater poses a complex challenge due to the persistent and hazardous properties of PFAS, as well as their widespread distribution in the environment. In Flanders, there is a growing need for insight into the societal costs and benefits for the management of PFAS within the context of soil remediation and soil relocation. This study explores whether it is possible to assess the societal effects of PFAS management in soil and groundwater in Flanders through a Societal Cost-Benefit Analysis (SCBA). The possibilities, knowledge gaps, and methodological challenges of preparing an SCBA for this issue are mapped by examining two cases (one case on soil investigation and remediation, and one on soil excavation and relocation). These insights result in recommendations to guide future research and inform effective, forward-looking PFAS policy decisions.

The approach comprises four steps:

- (1) a problem analysis of PFAS contamination based on available data,
- (2) an inventory of the relevant economic, health, environmental, and social effects,
- (3) a description of the quantification and – where possible – monetization of these effects, with non-quantifiable effects assessed qualitatively, and,
- (4) the application to representative cases with a comparison between a zero-alternative and policy alternatives.

The **problem analysis** focuses on mapping the available data concerning the PFAS contamination in soil in Flanders. The analysis is based on the available – but still incomplete – data from various sources such as performed soil investigations, technical reports in the context of soil excavation and relocation, and data from the land information register. The objective of the problem analysis is to gain sufficient insight into the situation to propose realistic cases. A preliminary estimate of the scale of the problem was made. Assumptions, simplifications, and extrapolations were made where needed because data are still limited or not consistently structured. Hence, the results should be interpreted with due caution and should be refined as more or better data become available. This underscores the importance of further supplementing and updating the data to make future analyses more robust.

To make an **inventory of the societal effects** of PFAS contamination and its management, both literature review and expert interviews were used. The effects of PFAS contamination and its management can be distinguished into two categories:

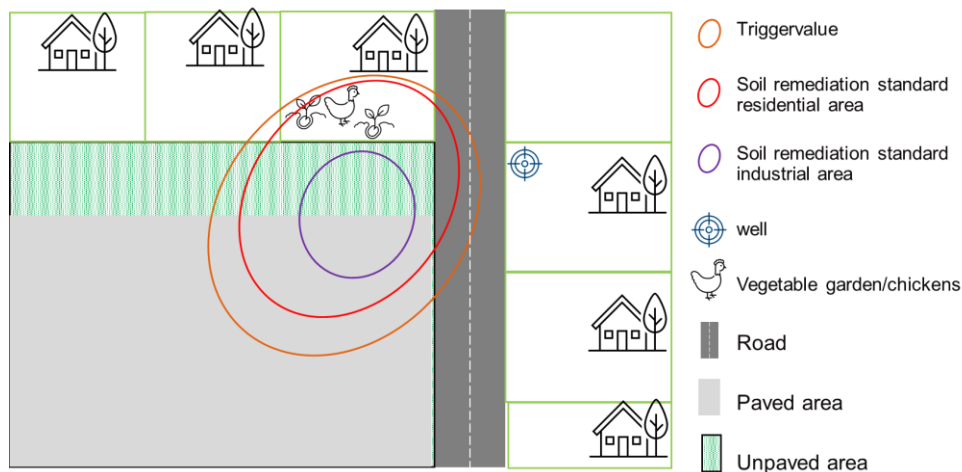
- PFAS-presence effects, which arise from the presence of PFAS in soil and groundwater, and
- management-related effects, which result from the measures for remediation or soil excavation and relocation.

The societal effects cover four domains: economic, health, environmental, and social. A selection of these effects are further elaborated and quantified in the cases on soil remediation and soil excavation and relocation.

- **Economic effects** relate to the costs and benefits associated with remediation and soil excavation and relocation works (both capital and operational expenditures), drinking water purification, restrictions on future spatial developments, changes in property value, and impact on employment and agriculture.
- **Health effects** may arise both from direct and indirect exposure to PFAS in the soil and groundwater, and from soil remediation, and soil excavation and relocation activities. Scientific, peer-reviewed studies show that exposure to PFAS is associated with health effects (health endpoints), such as kidney cancer, prostate cancer, and asthma. Exposure to PFAS can also lead to risk factors (intermediate indicators, which could eventually lead to disease), such as elevated cholesterol levels, reduced fertility, or hormonal disruption. Remediation and soil excavation and relocation works are also accompanied by health effects through exposure to emissions (such as particulate matter or CO₂ emissions).
- **Environmental effects** arise both from the PFAS contamination and the management measures. Key considerations include emissions from remediation and soil excavation and relocation (CO₂, NO_x, particulate matter), potential effects on ecosystems from PFAS in the soil (ecotoxicity) and from management measures (e.g., soil quality), loss of land use for landfill sites, and changes to groundwater quality. Some of these effects can be quantified (e.g., CO₂ emissions), while others, such as ecosystem effects, are (for now) more difficult to express in monetary terms.
- **Social effects** concern nuisance (noise, odor, dust), psychosocial well-being, trust in government, livability (like impact on recreational opportunities), and the impact on socioeconomically vulnerable groups. These effects are often difficult to monetize but play a crucial role in societal perception and the legitimacy of policy.

Subsequently, the extent to which the described effects can be quantified and monetized was examined using a case on soil investigation and remediation, and a case on soil excavation and relocation. For both cases, policy alternatives are defined and compared to estimate the effects of different policy choices.

The **soil investigation and remediation case** is based on data collected from previously performed descriptive soil investigations and analysis results for PFAS in Flanders. The scenario considered a remediation project located in an industrial area, where contamination has spread to the surrounding residential area.



In this case, the following policy alternatives are compared:

- **Zero-alternative:** no soil investigation or remediation, i.e. no action is taken
- **Alternative 1:** risk-based remediation to the level where no unacceptable human or ecological risks remain
- **Alternative 2:** remediation to the soil remediation standard (SRS)
- **Alternative 3:** implementation of risk management measures, such as monitoring the contamination and advising against the consumption of eggs or vegetables from private gardens

The comparison of policy alternatives in the soil investigation and remediation case for the effects for which a calculation was possible leads to the following insights:

- The economic costs for the remediation works are the highest in alternative 2 (remediation to SRS), followed by alternative 1 (risk-based remediation). At the same time, the economic benefits of avoided costs for drinking water purification are greatest in alternative 2. Regarding property value, alternatives without remediation (0 and 3) carry the greatest risk of value loss, so alternatives 1 and 2 result in an economic benefit compared to the zero-alternative.
- For health benefits, only the benefits of avoided mortality from kidney and liver cancer were included. These benefits are similar in alternatives 1 and 2, and somewhat lower in alternative 3. The calculations for health benefits in this study always underestimate the actual benefits, because other health effects (such as hypertension and immune system disruption) could not be included yet, and only the health effects caused by the exposure to PFOS were quantified. Moreover, health benefits for future generations have not yet been included. In addition to these health benefits related to the remediation of PFAS, the health costs of the remediation works were also calculated. In particular, the health costs due to the emissions of particulate matter caused by the transport of soils from the remediation works were calculated, and these costs are the highest in alternative 2 (remediation to SRS).

- Environmental costs mainly consist of CO₂ emissions caused by the transport and the treatment of soil and groundwater, with again the greatest impact in alternative 2 (remediation to SRS). Environmental benefits, such as improved groundwater quality, could not be quantified but are presumably highest in alternative 2. The presence of PFAS can (negatively) affect soil health and biodiversity. However, implementation of remediation or soil relocation measures could also (negatively) affect the ecosystems in the soil, soil structure, and biodiversity. However, these effects could not yet be quantified.
- Social effects could not be quantified.

The **soil excavation and relocation case** is defined based on practical data regarding soil excavation and relocation. Excavation works for infrastructure located in industrial areas are considered. Here, four alternatives are compared that vary in their restrictions for the use of excavated soil materials depending on PFAS concentration and leachability. This results in varying volumes of soil that are eligible for certain applications.

The following alternatives are compared:

- **Zero-alternative:** no PFAS investigation
- **Alternative 1:** approach according to the temporary PFAS operational framework
- **Alternative 2:** approach according to the adapted PFAS operational framework
- **Alternative 3:** an area-based approach
- **Alternative 4:** approach according to the circular letter dated July 2025 – for this last alternative, effects were estimated qualitatively.

In the case of soil excavation and relocation, all alternatives result in a reduction of PFAS in the soil compared to the zero-alternative, as soils with the highest concentrations are removed.

- The economic costs are closely linked to the possibilities for the use of PFAS-contaminated soils. These costs are the lowest in alternative 3 (area-based), because there is more flexibility for the use of soils, and higher in alternatives 1, 2, and 4. The benefits of avoiding drinking water purification costs are equal in alternatives 1-4, since in each scenario the risk to drinking water is fully eliminated. The expected impact that can be achieved on drinking water purification costs via soil excavation and relocation is considerably smaller than via remediation. No effects are expected on property value, although local studies for Flanders are lacking.
- The health effects of PFAS contamination in the soil could not be calculated, but in alternatives 1 through 4, health benefits are expected (compared to the zero-alternative), as the use of soils is always prevented from leading to additional health risks. The health costs of the soil excavation and relocation works themselves are related to the extra transport required to move soils, with the greatest impact in alternative 1, followed by 2 and 3.
- The environmental costs related to the transport and cleaning of soils are lowest in alternative 3 and are approximately equal in alternatives 1 and 2. Other environmental effects, such as ecosystem effects (soil health and biodiversity), again could not be quantified.
- The social effects could not be quantified.

For both cases, effects are not aggregated because uncertainties and data limitations are still significant and benefits are more difficult to quantify than costs. As a result, aggregation could potentially provide a distorted picture.

Various **assumptions** had to be made to calculate the effects, including assumptions about remediation techniques, the possible uses of soils, exposure routes for health effects, and the societal cost of emissions. For many effects – such as social impacts, ecosystem effects, and broader health effects – reliable data or local studies are still lacking. This means that the present results give an **incomplete picture, and societal benefits are likely underestimated**. The relevance of effects also varies considerably between residential zones, industrial zones, and agricultural land. For example, property value and psychosocial well-being play a role mainly in residential zones, while health effects in agriculture may also occur via food. **This implies that the cost-benefit ratio is context-dependent and cannot simply be generalized**. Additionally, dewatering is a significant cost factor in soil excavation and relocation projects involving PFAS, but this falls outside the scope of this study.

In summary, these findings demonstrate that the results of an SCBA are highly dependent on context-specific factors, while crucial knowledge gaps still exist. Further refinement of data and methods is necessary to achieve more robust SCBAs.

An SCBA provides a structured way to weigh costs and benefits, but it also has clear limitations. For example, it is difficult to express all effects in monetary terms; the choice of discount rate determines how strongly costs and benefits for future generations are reflected in the analysis; little account is taken of equity; and there is generally high uncertainty regarding the data and assumptions used. Therefore, it is worthwhile to also consider alternative approaches. The precautionary principle, risk acceptance, and multi-attribute analysis each offer starting points for dealing with uncertainty, ethical questions, and societal values.

In conclusion, this study explores the possibilities of an SCBA for PFAS policy in Flanders, with a focus on the management of PFAS in soil and groundwater. The report maps the challenge, describes economic, health, environmental, and social effects, and applies these to two cases (soil investigation and remediation, and soil excavation and relocation). Although prevention – avoiding PFAS entering soil and groundwater – remains important, the focus of this study is on the societal costs and benefits of managing existing contamination. Not all identified effects could be quantified or monetized; where data were available, initial estimates were made. Costs proved easier to calculate than benefits, especially regarding health effects. This leads to the risk that remediation or soil excavation and relocation is too quickly deemed unprofitable, while benefits often extend over multiple generations and are difficult to measure. Therefore, no aggregation or discounting was performed. Perceptions and social effects also play a role and deserve further attention. The study is exploratory and should not be seen as an endpoint. It emphasizes the need for better and more consistent data collection, a broader consideration of effects, and the possible complementing of SCBA with other approaches, such as the precautionary principle, risk acceptance, and multi-attribute analysis.

Recommendations:

- This Societal Cost-Benefit Analysis demonstrates that the management of PFAS is associated with a diverse range of societal costs and benefits (economic, environmental, health and social). Prevention of PFAS contamination in soil and groundwater is, therefore, still the best approach. Besides, the remediation of (highly) contaminated soils (risk locations) seems to be the most cost-effective measure, as these soils generally have a high contamination load.
- Updating the problem analysis can contribute to better insights as more measurement results, soil investigations, and remediation reports become available. A structured collection of additional data, particularly regarding leaching behavior and the relationship between PFAS in soil, eluate, and groundwater, and short-chain PFAS, is considered valuable.
- Focusing on research and development of innovative remediation, soil cleaning techniques or management measures that are less invasive can reduce economic and environmental costs, and by making remediation more feasible, likely also have a positive effect on health impacts.
- Prioritizing remediation in drinking water abstraction areas can help avoid costs for drinking water purification.
- For a more accurate assessment of health effects, further research is needed on the relationship between PFAS concentrations in soil, PFAS serum concentrations, and health effects. The analysis should also be extended to additional diseases and future generations; currently, the necessary knowledge is lacking.
- A full life cycle analysis could better map the environmental impact of soil remediation, and soil excavation and relocation measures.
- The effects of PFAS contamination on soil health and biodiversity, as well as the effects of the measures themselves, have not yet been quantified. Developing methods to measure and monetize these effects is a point of interest.
- Nuanced communication, clear regulations, and transparency can help to limit negative perceptions. In addition, it is important to put risks into perspective by linking the communication to relative societal risks, so that the public gets a realistic picture of the actual dangers.
- Regarding the cases considered in this study:
 - Risk-based remediation (alternative 1) appears, based on the case of soil investigation and remediation in this study, to be the most balanced of the compared alternatives. Focusing on the removal of the highest contaminant loads will be most cost-efficient in terms of economic and environmental costs. However, not all effects could be quantified yet.
 - The threshold values and conditions for the use of soils in the context of soil excavation and relocation are much stricter in all alternatives than the conditions typically set for remediation. If the objective is to remove as much PFAS from the soil as possible, focusing on zones with high concentrations and risks where remediation is necessary will yield faster results with the same resources.
 - There are only a few possible applications for excavated soils with leachate concentrations above drinking water standards for PFAS, which is one of the causes of the costs in soil excavation and relocation. The leaching behavior of PFAS needs to be better researched and understood to assess the actual impact on groundwater quality. The evaluation of the actual

- impact on groundwater quality can possibly be done on a project and/or site-specific basis. Also, investigate the use of these soils in useful applications that are less or not sensitive to leaching.
- An area-based approach can be developed, that , for soil excavation and relocation projects, it assesses which part of the PFAS-containing soil can be removed cost-efficiently (with costs broader than just economic cost) through a cost-benefit analysis or multi-criteria analysis. The zone to be evaluated can go beyond the cadastral work zone, aiming to improve the overall condition within the area after excavation.
 - Moreover, for additional groundwater treatment during dewatering, a project-based weighing of costs and benefits is considered relevant.
- Calculating other cases than those included in the study can help to obtain a more complete picture of costs and benefits, with attention to broader economic effects on employment, agriculture, and future developments.

1 INLEIDING

De aanpak en het beheer van PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater is een uitdaging omwille van omvang, diffuse aanwezigheid in het milieu en leefomgeving en hun specifieke stofeigenschappen. PFAS zijn persistente chemische stoffen, schadelijk voor mens en milieu, die, omwille van hun unieke fysico-chemische eigenschappen, zeer breed werden toegepast. Meer en meer komen er vragen over de impact, totale kosten en effectiviteit van de maatregelen in het kader van het gebruik en de traceerbaarheid van bodemmateriaal (het zogenaamde grondverzet) en bodemsanering. Een ruimere evaluatie van kosten en baten lijkt aangewezen.

Er is bijgevolg nood aan een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) voor de aanpak en het beheer van PFAS in bodem en grondwater in Vlaanderen, waarbij ook de grondverzetsregeling - als een onderdeel van beheer - wordt meegenomen. De focus ligt dus op PFAS die reeds in het milieu aanwezig zijn. De scope van deze studie is beperkt tot PFAS in bodem en grondwater, hoewel PFAS zich ook kunnen verspreiden via, aanwezig zijn in, of kunnen leiden tot aantasting van andere milieucompartimenten zoals lucht, oppervlaktewater en biota. Hoewel de laatste jaren veel onderzoek werd uitgevoerd en zeker in Vlaanderen reeds veel data rond PFAS verzameld werd, zijn de beschikbare data en kennis voor het gedrag van PFAS in bodem en grondwater nog relatief beperkt, en is er bijvoorbeeld ook nog onvoldoende kennis over de toxiciteit van PFAS in het milieu. De doelstelling van voorliggende studie omvat bijgevolg het opmaken van een verkennende MKBA op hoofdlijnen.

De concrete doelstellingen van deze studie zijn:

- Het ontwikkelen van een methodologie voor een maatschappelijke kosten-batenanalyse voor de aanpak van PFAS in bodem en grondwater, inclusief het aangeven van lacunes in kennis en data, en hoe die kunnen worden opgevuld.
- Het uitvoeren van een verkennende **MKBA op hoofdlijnen**, toegepast op cases om de effecten van diverse beleidskeuzes inzichtelijk te maken. Waar mogelijk wordt een methodologie voor de kwantificering van effecten uitgewerkt.
- Het formuleren van beleidsaanbevelingen en het prioriteren van beleidsacties gebaseerd op resultaten van deze studie en twee cases. Het gaat hierbij om (1) een case bodemonderzoek en -sanering en (2) een case grondverzet.

Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft een overzicht van de methodologie die wordt gevolgd bij een MKBA. De eerste stap voor een MKBA is het opmaken van een duidelijke en overzichtelijke probleemanalyse. Deze analyse is opgenomen in **hoofdstuk 3** en vertrekt van de huidige kennis over de aanwezigheid van PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater in Vlaanderen, en het huidige bodembeleid (inclusief grondverzetsregeling) dat hierop van toepassing is. **Hoofdstuk 4** geeft een overzicht van de effecten die in een MKBA voor PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater zouden moeten geëvalueerd worden. Dit hoofdstuk begint met een internationaal wetenschappelijke literatuurstudie, om de reeds beschikbare methodologieën en informatie van de

verschillende stappen van een MKBA van PFAS (of andere milieuverontreinigingen) te inventariseren. Nadien wordt een overzicht gegeven van de effecten, en wordt beschreven hoe deze effecten kunnen gemeten worden in een MKBA. **Hoofdstuk 5** geeft een omschrijving van het nulalternatief (de 'benchmark') en de alternatieven (i.e., de beleidskeuzes). In **hoofdstuk 6** en **hoofdstuk 7** wordt getracht de MKBA toe te passen op twee cases: de case bodemonderzoek en -sanering (i.e., 'case sanering') en de case grondverzet. Daarbij worden de (verschillen tussen de) effecten, zoals beschreven in hoofdstuk 4, zoveel mogelijk berekend voor het nulalternatief en de alternatieven, die werden beschreven in hoofdstuk 5. **Hoofdstuk 8** geeft een overzicht van de belangrijkste aannames die werden gemaakt in deze studie. In **hoofdstuk 9** worden de algemene beperkingen van de MKBA-methode besproken, en worden ook alternatieve methodes of principes voorgesteld. **Hoofdstuk 10** formuleert het besluit van deze verkennende MKBA-studie en presenteert aanbevelingen voor toekomstig onderzoek om de huidige hiaten in data en kennis op te vullen.

2 METHODOLOGIE

Een **MKBA** is een Maatschappelijke Kosten-Baten Analyse, meer bepaald een methode die wordt gebruikt om de maatschappelijke effecten van projecten, beleidsmaatregelen of investeringen in kaart te brengen en te beoordelen. Bij een MKBA worden zowel de kosten als de baten geëvalueerd voor de hele maatschappij.

In dit onderzoek voeren we een verkennende **maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) op hoofdlijnen** uit met betrekking tot de aanpak van PFAS-vervuiling, in het bijzonder gericht op bodemsanering en grondverzet. Doel is om op gestructureerde wijze inzicht te geven in de maatschappelijke meerwaarde van verschillende beleidskeuzes, door de kosten en baten in kaart te brengen, zo veel mogelijk te kwantificeren en – waar mogelijk – te monetariseren. De specifieke impact van bemaling bij infrastructuur/bouwprojecten en lozingsnormen en de bijhorende beleidskeuzes hieromtrent zijn niet vervat in deze studie, aangezien dit binnen het beleidsdomein van VMM valt.

De methodologische stappen van deze studie zijn als volgt:

1. Probleemanalyse

De analyse start met het in kaart brengen van het probleem van PFAS-vervuiling in de bodem, met aandacht voor de aard en omvang in Vlaanderen op basis van de momenteel beschikbare data.

2. Inventarisatie van relevante kosten en baten

In het vervolg van dit rapport worden de relevante maatschappelijke effecten van bodemsanering en grondverzet bij PFAS-verontreinigde gronden in kaart gebracht. Het gaat hierbij om economische, sociale, milieu- en gezondheidseffecten. We hanteren bewust de term “effecten” in plaats van “kosten en baten”, aangezien de beoordeling of iets als een kost of een baat wordt ervaren, afhankelijk is van het perspectief of referentiepunt. Waar het onderscheid niet meteen duidelijk is, spreken we daarom over effecten. Zodra kan worden vastgesteld of de impact positief of negatief is, benoemen we deze respectievelijk als een baat of een kost voor de maatschappij. De informatie die hieraan ten grondslag ligt, is afkomstig uit literatuurstudies en interviews met experts.

3. Kwantificering en waardering

Voor zover mogelijk wordt nadien beschreven hoe de geïdentificeerde effecten kunnen worden gekwantificeerd en gemonetariseerd. De effecten die niet op een betrouwbare manier in euro's kunnen worden uitgedrukt, worden ofwel kwalitatief beoordeeld, ofwel kwantitatief in de oorspronkelijke eenheid van het effect.

4. Toepassing op cases

De analyse wordt geconcretiseerd aan de hand van representatieve cases waarin zowel bodemsanering als grondverzet aan de orde zijn. Voor elke case werken we: (1) een nulalternatief uit (de situatie waarin geen beleid

of geen ingrijpen rond PFAS plaatsvindt), en (2) één of meerdere beleidsalternatieven die uiteenlopende maatregelen voorstellen (bv. strengere normen). Per alternatief schatten we enkele maatschappelijke effecten in, in vergelijking met het nulalternatief.

3 PROBLEEMANALYSE

De eerste stap voor een MKBA omvat het opmaken van een duidelijke en overzichtelijke probleemanalyse. Deze analyse vertrekt van de huidige kennis over de aanwezigheid van PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater in Vlaanderen, en het bodembeleid (inclusief grondverzetsregeling) dat hierop van toepassing is.

Poly- en perfluoralkylstoffen of PFAS zijn een verzamelnaam voor meer dan 6.000 stoffen waarin o.a. een combinatie van fluorverbindingen en alkylgroepen voorkomt. Stoffen die tot deze groep behoren zijn onder andere PFOA (perfluorooctaanzuur) en PFOS (perfluorooctaansulfonzuur). PFAS zijn synthetische chemische stoffen: ze komen niet van nature voor in het milieu en zijn niet afbreekbaar. Wegens de water-, vet- en vuilafstotende eigenschappen en omdat ze bestand zijn tegen hoge temperatuur, wordt PFAS in vele industriële toepassingen en consumentenproducten gebruikt. Voorbeelden zijn de antiaanbaklaag in pannen, cosmetica, verpakkingsmaterialen, textiel, brandblusschuim, schoonmaakmiddelen of smeermiddelen. (Vrancken, 2021)

PFAS kunnen in de bodem en grondwater terecht komen via verschillende activiteiten. Deze activiteiten werden door OVAM geïnventariseerd (OVAM, 2024). Gezien PFAS persistent stoffen zijn, blijven ze ook in het milieu, o.m. in grond, grondwater en waterbodem. Afhankelijk van een inschatting van de kans op het ontstaan van een bodemverontreiniging met PFAS dient op terreinen met activiteiten die bodemverontreiniging met PFAS kunnen veroorzaken in een oriënterend bodemonderzoek nagegaan te worden of er een PFAS-verontreiniging aanwezig is en of deze verder onderzocht dient te worden. Op een aantal van deze terreinen zal vervolgens een diepgaander beschrijvend bodemonderzoek en eventueel ook een bodemsanering noodzakelijk zijn.

Gezien het wijdverspreide gebruik van PFAS en gezien de stoffen persistent zijn, komen PFAS intussen op vele plaatsen en in alle milieucompartimenten (water, bodem, lucht, materialen) voor. Dit is niet enkel het gevolg van industriële activiteiten of brandweerinterventies, maar ook door bijvoorbeeld, gebruik van huishoudelijke producten, landbouw, lozingen op oppervlaktewater, ... De diffuse verontreiniging moet op een andere manier worden aangepakt dan de verontreiniging door puntbronnen.

De problematiek van PFAS heeft bijgevolg ook een belangrijke impact op het grondverzet binnen Vlaanderen. Bij grondverzet worden immers uitgegraven bodem of andere bodemmaterialen zoals bagger- en ruimingsspecie verplaatst. Wanneer het gaat om PFAS-houdende grond of specie, kan op die manier de PFAS-verontreiniging verder verspreid worden. De redenering om de verspreiding van bodemverontreiniging te beheersen via grondverzet geldt voor alle verontreinigende stoffen en ligt aan de basis van de zogenaamde "grondverzetsregeling". Indien PFAS worden aangetroffen boven de toetsingswaarde voor vrij gebruik in de te ontgraven grond, zijn er beperkingen in gebruiksmogelijkheden voor deze grond.

PFAS komen via uitloging ook in het grondwater terecht. Gezien het groot aantal PFAS-componenten met elk hun eigen karakteristieke eigenschap, zijn de uitloogprocessen vanuit de bodem ook complex. Eens in het grondwater, hebben PFAS de neiging om omvangrijke verontreinigingspluimen te vormen. Dit heeft ook gevolgen wanneer grondwater wordt opgepompt, hetzij voor bemaling i.k.v. werken, gebruik voor

drinkwaterproductie, of gebruik in de tuin- of landbouw. In het kader van bemaling moet dit grondwater vaak worden gezuiverd voor het kan worden geloosd of opnieuw geïnfiltreerd.

In onderstaande paragrafen wordt getracht een overzicht te schetsen van de huidige status, het normenkader en de omvang van de problematiek in Vlaanderen op vlak van PFAS in bodem en grondwater.

Het doel van deze probleemanalyse is:

- identificeren welke informatie nog ontbreekt en waar aannames gebruikt moeten worden, aangezien onderzoek naar PFAS nog in volle evolutie is;
- voldoende inzicht verwerven om een realistische case voor te stellen voor het doorrekenen van kosten en baten bij bepaalde beleidsalternatieven.

Uitgangspunten & randvoorwaarden probleemanalyse

De probleemanalyse maakt gebruik van momenteel beschikbare data (november 2024) uit verschillende bronnen zoals de ingediende onderzoeken bij OVAM, steekproeven, bevragingen, kaartlagen, het grondeninformatieregister etc. Deze data zijn nog deels onvolledig of niet op dezelfde manier gestructureerd, en moet met de nodige nuance worden geïnterpreteerd. Vaak zijn er aannames nodig en wordt gebruik gemaakt van vereenvoudigingen en extrapolaties. Het doel van deze oefening is voeling te krijgen met de PFAS-problematiek in Vlaanderen en grootteordes in hoeveelheden en concentraties aan PFAS in bodem en grondwater. Elk van de data-analyses en berekeningen in dit hoofdstuk kunnen verfijnd worden wanneer meer data beschikbaar wordt, of door de analyse meer in detail te gaan uitvoeren om specifieke vragen te beantwoorden. De beperkingen en voorstellen om de probleemanalyse in de toekomst te verfijnen zijn opgenomen in hoofdstuk 3.7.

3.1 NORMENKADER PFAS VOOR GROND EN GRONDWATER

In Vlaanderen worden momenteel 3 types normen gehanteerd voor het beoordelen van verontreiniging in grond en grondwater:

- de streefwaarde¹,
- de richtwaarde, en,
- de bodemsaneringsnorm (BSN).

In het kader van grondverzet worden bijkomende normen gehanteerd:

- De Waarde Vrij Gebruik (WVG): uitgegraven bodemmateriële die aan deze waarden voldoen kunnen vrij worden gebruikt als bodem. Deze waarde is vaak gelijk aan de richtwaarde.
- Waarden voor het gebruik van bodem als bouwkundig bodemgebruik of in vormvast product.
- Uitloogbaarheidswaarden.

Deze waarden worden voor verschillende stoffen vastgelegd in het VLAREBO (Vlaams Reglement betreffende Bodemsanering). Voor PFAS zijn echter nog geen waarden opgenomen in het VLAREBO. Volgens de regelgeving geldt dat in geval van niet genormeerde parameters een toetsingswaarde dient te worden afgeleid door de erkende bodemsaneringsdeskundige.

Gezien er nog veel onbekende factoren zijn in het gedrag rond PFAS in bodem en grondwater, zeker in verband met het uitlooggedrag, en de snel evoluerende wetenschappelijke inzichten is het in de praktijk moeilijk voor de erkende bodemsaneringsdeskundigen bijkomende toetsingswaarden af te leiden.

Om hieraan een antwoord te bieden publiceerde OVAM wel een aantal voorlopige toetsingswaarden die als richtwaarde of bodemsaneringsnorm kunnen worden gehanteerd. Deze richtinggevende waarden zijn de afgelopen jaren geëvolueerd naar aanleiding van recentere inzichten.

3.1.1 Grond (vaste deel van de aarde)

De richtinggevende toetsingswaarden voor grond en hoe deze de afgelopen jaren zijn geëvolueerd, worden samengevat in Tabel 1.

Tabel 1. Overzicht toetsingswaarden richtwaarden en bodemsaneringsnormen voor PFAS in grond en streefwaarden/achtergrondwaarden voor PFAS in grond.

		PFOS µg/kg ds	PFOA µg/kg ds	Som PFAS µg/kg ds
Streefwaarde/ achtergrondwaarde ²		1,5	1,0	
Toetsingswaarde richtwaarde/waarde vrij gebruik				
2022 ³		3	3	8
2023 ⁴		3	2	8
2025 ⁵	Type I/II en drinkwaterwingebied	1,5	1,0	4
	Type III, IV, en V	3	2	8
Toetsingswaarde bodemsaneringsnorm				
Type I/II natuur en landbouwgebied				
2022 ²		3,8	4,3	/
2023 ⁴		3,8	2,5	/

¹ Deze term wordt in de toekomst (aanpassing Bodemdecreet) mogelijk vervangen door de "achtergrondwaarde".

2025 ⁵		3	2	/
Type III woonzone				
2022 ²		3,8*/18	4,3*/89	/
2023 ⁴		4,9	7,9	/
2025 ⁵		3*/14,7	2*/9,5	/
Type IV recreatie				
2022 ²		110	643	/
2023 ⁴		110	632	/
2025 ⁵		110	643	/
Type V industrie				
2022 ²		110	643	/
2023 ⁴		268	303	/
2025 ⁵		829	366	/

²Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminants' – DEEL 2: Afleiden streefwaarden voor perfluorverbindingen (OVAM, 2021) en Bepalen van streefwaarden voor PFAS in grond en grondwater (OVAM, 2024).

³Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater (OVAM, 4/4/2022).

⁴Tijdelijk handelingskader voor PFAS-houdende bodemmaterialen gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad op 10 oktober 2023 (niet in voege getreden).

⁵Richtinggevende toetsingswaarden voor bodemonderzoek en sanering voor PFAS (OVAM, 1/7/2025).

* voor woonzone waar er moestuinen/kippen met vrije uitloop zijn.

De toetsingswaarden zijn in Vlaanderen afgeleid via het blootstellingsmodel S-Risk en rekening houdend met (eco)toxicologische grenswaarden. Het S-Risk blootstellingsmodel houdt o.a. rekening met

- Een bestemmingstype-afhankelijk scenario dat rekening houdt met factoren zoals duurtijd aanwezigheid op de locatie, al dan niet aanwezigheid van gevoelige receptoren (bv. kinderen in woonzone en enkel volwassenen in industrie).
- De relevante blootstellingsroutes:
 - Orale blootstelling:
 - Ingestie van grond en stof
 - Ingestie van groenten
 - Ingestie van dierlijke producten (vlees, melk/eieren)
 - Ingestie van water (drinkwater, grondwater)
 - Inhalatie van dampen of partikels
 - Dermale blootstelling:
 - Via bodem en stof
 - Via water tijdens baden of douchen

Doorheen dit rapport werd rekening gehouden met de richtinggevende waarden uit 2023. Waar relevant worden de implicaties van de aanpassingen van de omzendbrief van juli 2025 kwalitatief beschreven.

3.1.2 Grondwater

Op 16 december 2020 werd de nieuwe Europese drinkwaterrichtlijn (2020) goedgekeurd. In deze richtlijn zijn parameterwaarden voor PFAS opgenomen met name voor de parameters 'PFAS-totaal' en 'som van 20 PFAS'. Deze waarden worden momenteel ook gehanteerd als toetsingswaarden BSN voor grondwater in Vlaanderen.

- De waarde voor ‘PFAS-totaal’ bedraagt 0,5 µg/l (= 500 ng/l) en wordt voor bodemonderzoeken in Vlaanderen geïnterpreteerd als de som van de gemeten PFAS in het analysepakket dat van toepassing is (cfr. WAC/IV/A/025).
- Daarnaast is in bijlage III van de Europese Drinkwaterrichtlijn een lijst met 20 PFAS opgenomen die als risicovol worden geacht voor drinkwater. Voor de ‘som EU 20’ is een parameterwaarde van 0,1 µg/l (= 100 ng/l) opgenomen (EU, 2020).

In 2024 werden voor een aantal PFAS ook streefwaarden of antropogene achtergrondconcentraties afgeleid aan de hand van metingen (OVAM, 2024). Voor TFA werd in 2024 een voorlopige gezondheidkundige advieswaarde voor drinkwater afgeleid van 15,6 µg/l door het departement zorg. Deze wordt eveneens gehanteerd als toetsingswaarde BSN (OVAM, 2025).

In Tabel 2 worden de beschikbare toetsingswaarden voor grondwater samengevat.

Tabel 2. Toetsingswaarden en streefwaarden/ achtergrondwaarden voor PFAS in het grondwater.

	PFAS-totaal ng/l	Som EU 20 ng/l	PFOS ng/l	PFOA ng/l	PFBA ng/l	PFBS ng/l	TFA (µg/l)
Streefwaarde/ achtergrondwaarde¹	/	/	/	8,0	21	9,4	/
Toetsingswaarde Richtwaarde	Niet beschikbaar						
Toetsingswaarde Bodemsaneringsnorm	500 ^{2,3}	100 ^{2,3}	/	/	/	/	15,6 ³

¹Bepalen van streefwaarden voor PFAS in grond en grondwater (OVAM, 2024)

² Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater (OVAM, 4/4/2022) En Tijdelijk handelingskader voor PFAS-houdende bodemmaterialen gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad op 10 oktober 2023 (niet in voege getreden)

³Richtinggevende toetsingswaarden voor bodemonderzoek en sanering voor PFAS (OVAM, 1/7/2025)

In oktober 2022 stelde de Europese Commissie in de Kaderrichtlijn Water (KWR) een milieukwaliteitsnorm voor die de som van 24 PFAS-stoffen (inclusief PFOS) beperkt tot 4,4 ng/l (uitgedrukt als PFOA-equivalent), in zowel grond- als oppervlaktewater (European Environment Agency, 2024). Waar mogelijk wordt bij de beoordeling van het effect ‘grondwaterkwaliteit’ hiermee eveneens rekening gehouden.

3.1.3 Grondverzet

De grondverzetsregeling in Vlaanderen heeft als doel te voorkomen dat verontreinigde grond bij uitgravingen wordt verspreid, en aanleiding geeft tot bijkomende diffuse verontreiniging, risico's of grondwaterverontreiniging.

Wanneer in Vlaanderen een volume grond van meer dan 250 m³ wordt ontgraven, of er wordt ontgraven op een risicoground, dient de bodem te worden onderzocht vooraleer de grond opnieuw kan worden gebruikt of vervoerd. Dit wordt gedocumenteerd in een technisch verslag. Op basis van de resultaten wordt bepaald hoe met de bodemmaterialen kan worden omgegaan. Er zijn verschillende mogelijkheden:

- De materialen mogen vrij gebruikt worden, zonder enige beperking zowel binnen als buiten de kadastrale werkzone.
- Het bodemmateriaal mag gebruikt worden binnen de zone waar het bodemmateriaal van afkomstig is (= kadastrale werkzone (KWZ)), voor gebruik buiten de kadastrale werkzone is bijkomend onderzoek nodig (gebruik als bodem mits studie ontvangende grond).
- De grond mag gebruikt worden voor bouwkundig bodemgebruik of als vormvast product – dit zijn enkele specifieke toepassingen (bijvoorbeeld onder een verharding of een dijk).

- De grond mag niet gebruikt worden en moet worden gereinigd of gestort (niet-reinigbare fractie).

3.1.3.1 Tijdelijk handelingskader (7/7/2023) – niet in voege getreden

In 2023 werd een **tijdelijk handelingskader** uitgewerkt waarin regels en methodieken aangereikt werden om de gebruiksmogelijkheden te bepalen. Er werden voorwaarden per gebruiksmogelijkheid in opgenomen, die afhankelijk zijn van:

- of men de grond wil gebruiken binnen of buiten de kadastrale werkzone;
- de concentraties in grond;
- uitloogbaarheid van de verontreiniging;
- gebruik als bodem of bouwkundig bodemgebruik;
- binnen of buiten een waterwingebied of beschermingszone of onder (grond)waterniveau.

De voorwaarden voor gebruik worden hieronder kort samengevat en schematisch voorgesteld in Figuur 3 en Figuur 2. De meer gedetailleerde en volledige voorwaarden zijn opgenomen in het tijdelijk handelingskader en bijhorende codes van goede praktijk ([ontwerpversies](#)). Dit handelingskader is niet in voege getreden en op 20 juni 2025 principieel terug ingetrokken door de Vlaamse Regering.

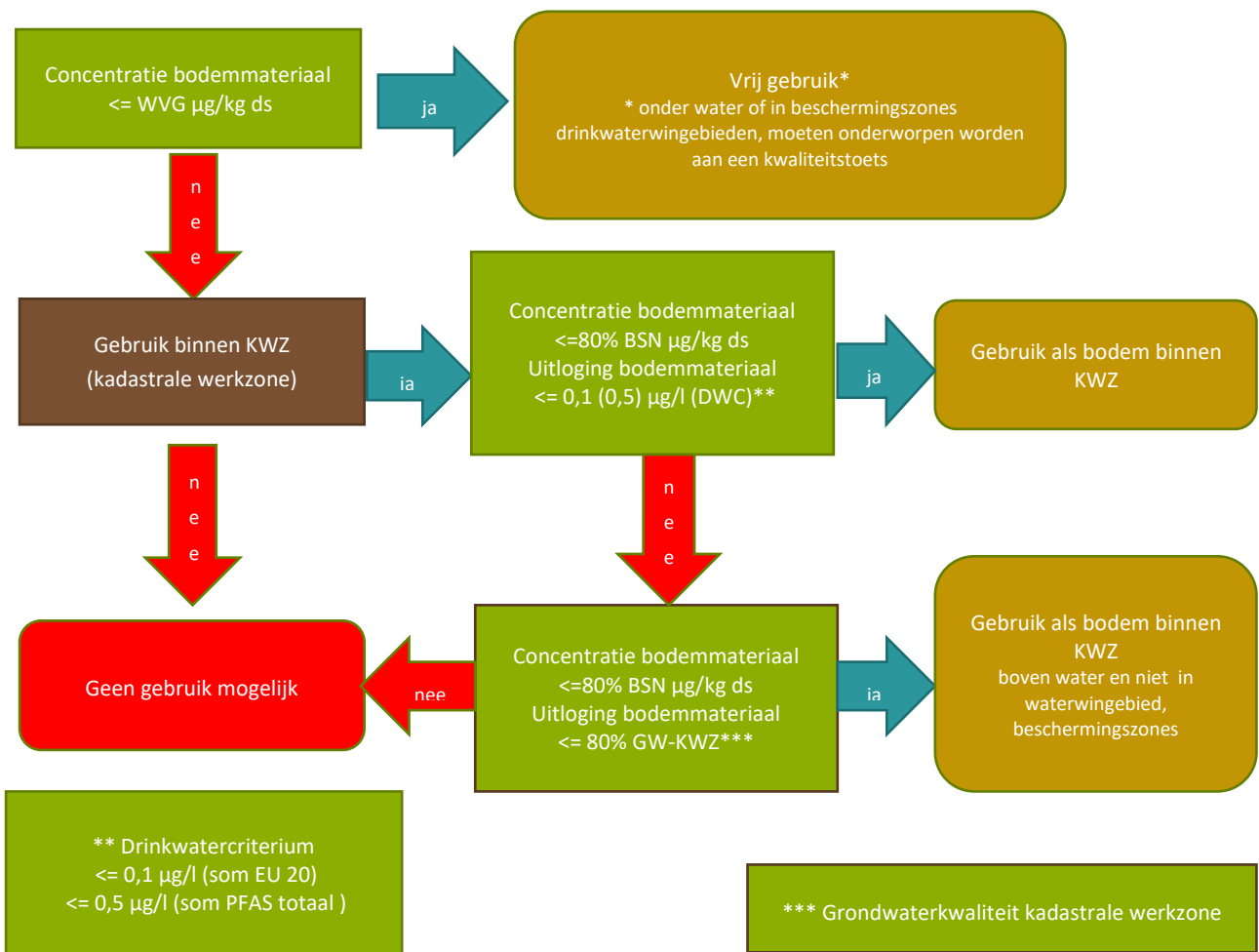
Gebruik binnen de kadastrale werkzone

- Grond kon worden gebruikt binnen de kadastrale werkzone als de concentraties aan PFAS kleiner of gelijk aan de toetsingswaarde vrij gebruik zijn.
- Waren de concentraties hoger dan de toetsingswaarde vrij gebruik maar lager dan 80% van de toetsingswaarde bodemsaneringsnorm (BSN) dan diende eerst een uitloogproef te worden uitgevoerd.
 - Indien de concentraties aan PFAS in het eluaat lager liggen dan de toetsingswaarden bodemsaneringsnorm voor het grondwater mocht de grond gebruikt worden.
 - Liggen de concentraties in het eluaat hoger dan de toetsingswaarden dan mocht de grond gebruikt worden als de concentraties lager zijn 80% van de reeds aanwezige concentraties in het grondwater op voorwaarde dat het terrein zich niet bevindt in drinkwaterwingebied of beschermingszone en de grond niet onder water (inclusief onder het grondwaterniveau) wordt gebruikt.

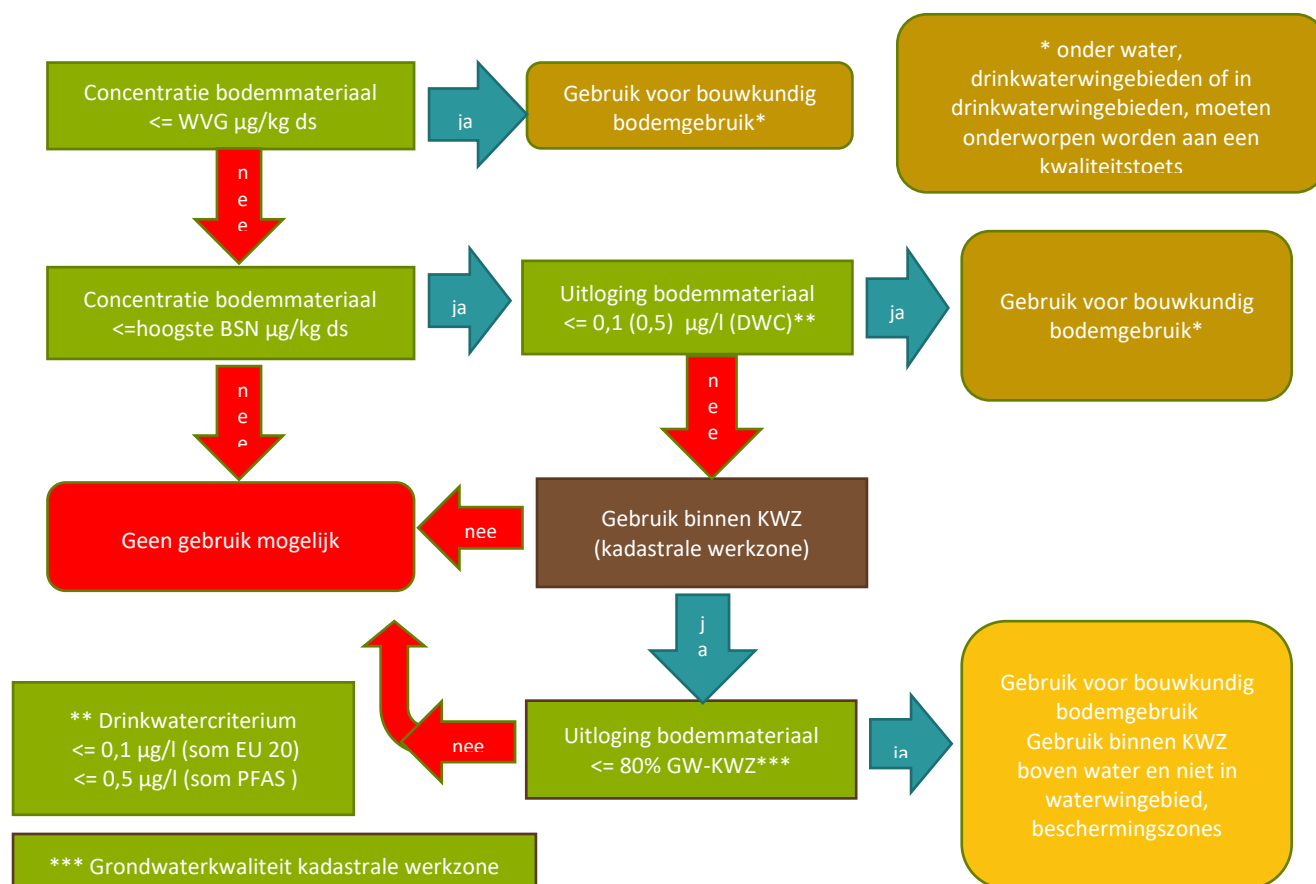
Gebruik buiten de kadastrale werkzone

- Grond met concentraties aan PFAS boven de toetsingswaarde vrij gebruik mocht niet gebruikt worden als bodem buiten de kadastrale werkzone.
- Gebruik als bouwkundig bodemgebruik of in vormvast product buiten de kadastrale werkzone was mogelijk bij concentraties boven de toetsingswaarde vrij gebruik. De concentraties moesten lager liggen dan de hoogste toetsingswaarde BSN en er moest een uitlogingsproef worden uitgevoerd waarvan het eluaat voldoet aan de toetsingswaarden bodemsaneringsnorm in grondwater.
- Indien de concentraties lager liggen dan de toetsingswaarde vrij gebruik maar hoger dan de rapportagegrens, maar je wenst de grond te gebruiken in een onderwatertoepassing (inclusief onder het grondwaterniveau) of in drinkwaterwingebied en beschermingszone dan diende bijkomende een uitlogingsproef te worden uitgevoerd. Enkel als de concentraties in het eluaat < toetsingswaarde BSN voor grondwater was het gebruik toegelaten.

Figuur 1. Schema gebruik als bodem volgens het THK PFAS (OVAM) (7/7/2023).



Figuur 2. Schema bouwkundig bodemgebruik volgens het THK PFAS (OVAM) (7/7/2023).



3.1.3.2 Omzendbrief dd. Juli 2025

In juli 2025 werd een [omzendbrief](#) opgesteld met een niet-bindende duiding voor het afleiden van toetsingswaarden voor gebruik van PFAS-houdende bodemmateriaal om te komen tot een richtinggevend toetsingskader. PFOS en PFOA worden hierin gekozen als indicatoren voor de PFAS-groep.

De voorwaarden voor gebruik van bodem volgens deze omzendbrief kunnen als volgt worden samengevat:

- **Vrij gebruik van bodemmateriaal:** PFOS, PFOA en Som van de gemeten PFAS voldoen aan de toetsingswaarde richtwaarde van het bestemmingstype waar de grond zal worden gebruikt (Tabel 1)
- **Gebruik als bodem mits studie ontvangende grond:**
 - o Voor dit gebruik dient de kwaliteit van de grond beter of gelijkaardig te zijn dan de ontvangende grond.
 - o De concentratie PFOS en PFOA moet voldoen aan 80% van de toetsingswaarde BSN type III
 - o Er dient een uitloogtest te worden uitgevoerd, het eluaat dient te voldoen aan de toetsingswaarden voor grondwater.
 - o De PFAS-concentraties dienen te voldoen aan de normen in de POP-verordening voor het PFAS-gehalte van producten die op de markt worden gezet.
- **Gebruik als bodem binnen de kadastrale werkzone:**

- Mogelijk op voorwaarde dat de kadastrale werkzone is afgebakend conform de code van goede praktijk en er geen bijkomend effect op het grondwater of de volksgezondheid is.
- In een drinkwaterwingebied of beschermingszone type I, II en III dient ook een uitloogtest te worden uitgevoerd en moet het eluaat voldoen aan de toetsingswaarden BSN voor grondwater.
- **Gebruik als bouwkundig bodemgebruik/vormvast product**
 - Ter hoogte van infiltratievoorzieningen, drinkwaterwingebieden en beschermingszones type I, II en III dienen de gronden te voldoen aan de richtinggevende toetsingswaarden voor vrij gebruik van bestemmingstype I en II (Tabel 1).
 - In andere gebieden is dit gebruik mogelijk als de grond voldoet aan de richtinggevende toetsingswaarden voor vrij gebruik van bestemmingstype III tot V (Tabel 1).
 - Daarnaast is een uitloogtest noodzakelijk, het eluaat moet voldoen aan de toetsingswaarden BSN voor grondwater.
 - De PFAS-concentraties dienen ook te voldoen aan de normen in de POP-conventie voor het PFAS-gehalte van producten die op de markt worden gezet.

3.1.4 Lozing en terug in de ondergrond brengen van water

Voor het terug in de ondergrond brengen van bemalingswater geldt dat bij gebrek aan milieukwaliteitsnorm of richtwaarde voor grondwater in bijlage II van het VLAREBO, de concentratie aan PFAS-verbindingen lager moet zijn dan de rapportagegrens voor grondwater volgens de referentiemethode² (het wateranalysecompendium). Momenteel is dit voor de meeste parameters 10 of 50 ng/l.

Voor het lozen van bedrijfsafvalwater en bemalingswater³ geldt:

- Indien in de vergunning of meldingsakte geen lozingsnormen zijn opgenomen als bijzondere milieuvoorwaarde: 20 of 50 ng/l:
 - maximaal 20 ng/l voor de kwantitatief bepaalbare PFAS-verbindingen uit het WAC/IV/A/025 (33 componenten)
 - 50 ng/l voor de indicatief bepaalbare PFAS uit het WAC/IV/A/025 (9 componenten)
- Voor de ultrakorte keten PFAS gelden volgende lozingsnormen, gebaseerd op de rapportagegrenzen van WAC/IV/A/026:
 - trifluorazijnzuur (TFA): 4.000 ng/l
 - perfluor-n-propaanzuur (PFPrA): 500 ng/l
 - perfluor-n-propaansulfonzuur (PFPrS): 1.000 ng/l
 - trifluor-n-methaansulfonzuur (TFMS): 500 ng/l
 - pentafluor-n-ethaansulfonzuur (PFEtS): 500 ng/l
 - 2,3,3,3-tetrafluor-n-propaanzuur (2,3,3,3-TeFPrA): 2.500 ng/l
 - 2,2,3,3-tetrafluor-n-propaanzuur (2,2,3,3-TeFPrA): 500 ng/l
- Indien hogere concentraties geloosd zullen worden, moeten deze concentraties als lozingsnormen opgenomen worden in bijzondere milieuvoorwaarden van de omgevingsvergunning of meldingsakte.

²Artikel 5.53.6.1/1.3 §3, van titel II van het VLAREM

³ [artikel 4 van bijlage 4.2.5.2 bij titel II van het VLAREM](#)

3.2 BODEMONDERZOEK EN BODEMSANERING

3.2.1 Huidige flow bodemonderzoek en sanering en bijhorende (beleidsmatige) criteria

Als voor een risicoground met PFAS-verdachte activiteiten een oriënterend bodemonderzoek wordt uitgevoerd, moet afhankelijk van de kans op het ontstaan van een bodemverontreiniging met PFAS mogelijk ook onderzoek uitgevoerd worden naar PFAS. Sinds 2021 worden tevens verkennende bodemonderzoeken (VBO) op brandweeroefenterreinen, kazernes en sites met brandblusactiviteiten met fluorhoudend schuim (inclusief branden en incidenten) uitgevoerd. De VBO's zijn beperktere onderzoeken dan OBO's. Op een aantal van deze sites zal geen of zeer beperkt verontreiniging met PFAS aanwezig zijn en zal er geen nood zijn tot verder onderzoek. Dit wordt onder meer bepaald door de mate waarin de toetsingswaarden worden overschreden. De aanwezige beperkte PFAS-verontreiniging blijft dan op het terrein aanwezig.

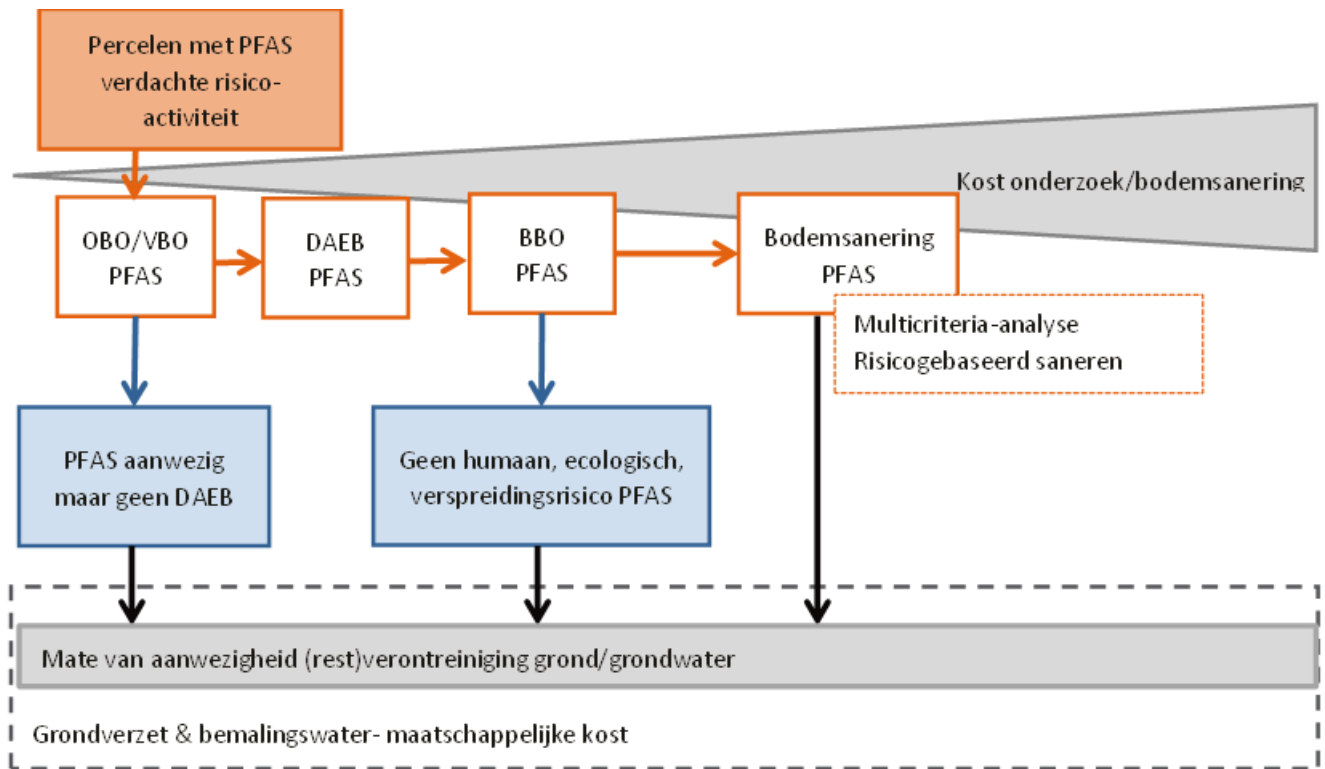
Als er blijkt dat er zogenaamde “Duidelijke Aanwijzingen van een Ernstige Bodemverontreiniging (DAEB)” zijn, dient een beschrijvend bodemonderzoek (BBO) te worden uitgevoerd. In het beschrijvend bodemonderzoek wordt de omvang van de verontreiniging in kaart gebracht en wordt een locatie-specifieke risico-evaluatie uitgevoerd. Als een humaan, ecologisch of verspreidingsrisico niet kan uitgesloten worden, zal bodemsanering noodzakelijk zijn. In het andere geval, is bodemsanering niet noodzakelijk. De vastgestelde PFAS-verontreiniging blijft dan op het terrein aanwezig maar het terrein kan wel in zijn huidige toestand zonder risico gebruikt worden. Vaak worden aan het terrein ook gebruiksadviezen toegekend om blootstelling of verdere verspreiding bij specifieke handelingen op het terrein (grondverzet, bemaling, ...) te beperken.

Als bodemsanering noodzakelijk is, wordt een (beperkt) bodemsaneringsproject ((b)BSP) opgesteld. Hierin wordt nagegaan wat de meest geschikte saneringsaanpak is en tot welke concentratie de verontreiniging verwijderd wordt (d.i. de terugsaneerwaarde). Dit is minstens tot een niveau waar er geen risico's meer aanwezig zijn (risicogebaseerd saneren). Voor de keuze van de techniek wordt een specifieke multicriteria-analyse opgemaakt, gebaseerd op het BATNEEC (Best Available Technique Not Entailing Excessive Cost) principe.

Na goedkeuring van het bodemsaneringsproject door de OVAM kunnen de bodemsaneringswerken worden uitgevoerd. Afhankelijk van welke terugsaneerwaarde er is bepaald in het (b)BSP kan er lokaal een restverontreiniging achterblijven. Dit is verontreiniging waarvan geen risico meer uitgaat of kan uitgaan en die niet verder hoeft gesaneerd te worden. Bij afronding van de bodemsanering kunnen, indien er sprake is van restverontreiniging, aan het terrein ook gebruiksadviezen toegekend worden om blootstelling of verdere verspreiding bij specifieke handelingen op het terrein (grondverzet, bemaling, ...) te beperken.

Figuur 3 geeft een schematische voorstelling van het verloop van PFAS-onderzoek tot bodemsanering. Per stap zal in de paragrafen §3.2.2 ev. een inschatting gemaakt worden van aantallen/problematiek.

Figuur 3. Schematische voorstelling verloop PFAS-onderzoek en sanering.



3.2.2 Onderzoek in grond en grondwater op locaties met PFAS risico-activiteit

3.2.2.1 Huidig beleid

In 2024 werd een nieuwe oplijsting gemaakt van activiteiten die mogelijk aanleiding kunnen geven tot bodem-, grondwater- of waterbodemonverontreiniging met PFAS (OVAM, 2024). Waar mogelijk werden deze activiteiten gekoppeld aan de overeenkomstige VLAREM en VLAREBO rubrieken. De activiteiten werden kwalitatief ingedeeld naargelang er een zeer grote, grote, beperkte of zeer beperkte kans verwacht wordt op het veroorzaken van een verontreiniging met PFAS in de (water)bodem.

Indien op een locatie een PFAS-verdachte activiteit uit deze lijst aanwezig is, en er door een deskundige bevestigd wordt dat er PFAS-verdachte activiteiten werden of worden uitgevoerd, dan wordt nagegaan in welke categorie deze activiteiten vallen:

- bij activiteiten met een grote of zeer grote kans op het veroorzaken van bodemonverontreiniging met PFAS, zal dit terrein altijd onderzocht dienen te worden op PFAS in een oriënterend bodemonderzoek;

- bij activiteiten met een beperkte kans dient een deskundige te beoordelen en te motiveren of onderzoek naar PFAS noodzakelijk is
- bij activiteiten met een zeer beperkte kans of die niet vermeld staan in de lijst dient een deskundige te beoordelen of onderzoek naar PFAS noodzakelijk is. Motivatie is niet noodzakelijk (OVAM, 2024).

3.2.2.2 Inventarisatie PFAS-risicolocaties

In 2021 is men gestart met verkennende bodemonderzoeken (VBO) op brandweeroefenterreinen, kazernes en sites met brandblusactiviteiten met fluorhoudend schuim (inclusief branden of incidenten).

Brandweeterreinen

Bij de inventarisatie van de brandweeroefenterreinen en terreinen waar geblust werd met PFAS-houdend schuim werden **826 locaties** geïdentificeerd waarop mogelijk fluorhoudend blusschuim is gebruikt (Vrancken, 2022). Van deze 826 locaties, waren in december 2024 in totaal 683 sites geregistreerd als brandweeroefenterrein of locatie waar een incident plaatsvond. Tabel 3 geeft een overzicht voor welke van deze terreinen reeds een onderzoek uitgevoerd is (status: december 2024).

Tabel 3. Overzicht aantal sites met brandweerkazerne, brandweeroefenterreinen of met incidenten (branden).

Type terrein	Totaal	Aantal met onderzoek	Aantal zonder onderzoek
Brandweerkazerne/oefenterrein	417	290	127
Incident	266	213	53
Totaal	683	503 (74 %)	180 (26 %)

Op 374 van deze 683 locaties werd, naast de activiteiten gelinkt met brandblusschuim, ook een andere PFAS-verdachte activiteit uitgevoerd.

Uit de evaluatie van reeds afgewerkte VBO/OBO rapporten m.b.t. tot brandweeroefenterreinen in juni 2022 bleek ca. 75% door te stromen naar een BBO wegens een DAEB (Vrancken, 2022).

In 2022 werd een analyse uitgevoerd van de resultaten van de verkennende bodemonderzoeken op 138 brandweersites (OVAM, 2022). Een aantal specifieke effecten betreffende voorkomen en concentratie PFAS in de geëvalueerde dossiers kunnen als volgt samengevat worden met betrekking tot type locatie:

- Oefenterreinen gelegen aan brandweerkazerne vertonen de hoogste PFAS-concentraties.
- Eenmalige bluswerken (brand) en oefenterreinen zonder brandweerkazerne vertonen een beperktere impact naar bodem en grondwater.

Er dient opgemerkt te worden dat ook bij blussen met zogenaamd PFAS-vrij blusschuim er nog steeds een reële kans is op het ontstaan van (diffuse) PFAS-verontreiniging. De concentraties fluor in deze blusschuimen zijn sterk teruggebracht tot lage concentraties, maar geven nog steeds kans op verontreiniging gezien de lage toetsingswaarden in bodem en in grondwater.

Overige activiteiten

In voorliggende studie werd het grondeninformatieregister geraadpleegd om, voor de activiteiten die kunnen worden gekoppeld aan een VLAREBO rubriek, na te gaan op welke percelen in Vlaanderen deze activiteiten werden of worden uitgeoefend. Deze informatie is samengevat in Tabel 4.

Bij deze tabel dienen verschillende opmerkingen te worden gemaakt:

- Niet alle PFAS-verdachte activiteiten zijn gekoppeld aan een VLAREBO rubriek. Er zullen dus activiteiten en terreinen ontbreken in de lijst (onderschatting).
- Sommige rubrieken zijn zeer breed en omvatten meer activiteiten dan PFAS verdachte activiteiten. Niet ter hoogte van alle sites met een bepaalde rubriek zullen effectief PFAS gebruikt zijn. Bijvoorbeeld ter hoogte van terreinen waar activiteiten geregistreerd staan m.b.t. het aanbrengen van coatings zal niet overal gebruik gemaakt worden van PFAS-houdende coatings (overschatting).
- Bij de rubrieken rond afvalinzameling en verwerking is de kans zeer afhankelijk van het soort afval en de omvang van de activiteiten. In de studie rond risico-activiteiten werd deze kans ingeschat als beperkt tot groot. In voorliggende evaluatie van de probleemstelling werden stortplaatsen opgenomen als "grote kans". De overige activiteiten m.b.t. afvalinzameling als "beperkte kans". In Figuur 4 wordt het aandeel van de activiteiten m.b.t. afvalinzameling en stortplaatsen daarom apart weergegeven.
- Vaak worden op percelen meerdere activiteiten uitgevoerd met een verschillende kans op PFAS-verontreiniging. De kans die werd toegewezen aan het gehele perceel is diegene van de activiteit met de hoogste kans.
- Voor een aantal activiteiten, die zeer vaak voorkomen in Vlaanderen, is er nog grote onzekerheid over de kans dat deze effectief aanleiding geven tot bodemverontreiniging met PFAS. Zo wordt aan garagebedrijven een zeer beperkte kans toegekend op PFAS-verontreiniging. De percelen met deze activiteit vertegenwoordigen reeds een gezamenlijke oppervlakte van ca. 90 km².
- Tabel 4 geeft enkel weer wat potentiële locaties zijn waar PFAS in de bodem is terechtgekomen (bronpercelen). Locaties met diffuse verontreiniging, of verspreiding van verontreiniging naar omliggende terreinen zijn hierbij niet in rekening gebracht.

Tabel 4. Terreinen met PFAS-verdachte activiteiten.

Zone	Aantal bronpercelen	% van totaal aantal bronpercelen	Gezamenlijke oppervlakte van deze bronpercelen (km ²)	% opp tov totaal opp verdachte bronpercelen	% van de totale oppervlakte van Vlaanderen
Zeer grote kans PFAS	11.670	9,5%	117	16%	0,86%
Grote kans PFAS (incl. stortplaatsen)	53.174	43,2%	344	46%	2,55%
Beperkte kans PFAS (inclusief afvalinzameling en verwerking)	25.190	20,4%	163	22%	1,21%
Zeer beperkt	33.173	26,9%	122	16%	0,90%
Subtotaal activiteiten	123.207	100%	746	100%	5,52%

Brandweerterreinen	567 (417 sites)	17,6	0,13%
Incidenten	515 (266 sites)	18,9	0,14%
Subtotaal brandblusschuim	1082 (683 sites)*	36,5*	0,27%*
Totaal	123.516*	750,9 *	5,55%*

*ter hoogte van 374 sites gerelateerd aan brandweer of een incident, met een gezamenlijk oppervlakte van 31.6 km² wordt ook een PFAS-verdachte activiteit uitgevoerd. Dit werd verrekend in het totaal om dubbeltelling te voorkomen.

Bron: Mistral database dd. 13/11/2024

Figuur 4. Verdeling oppervlakte potentiële bronterreinen volgens theoretische kans op PFAS-verontreiniging. (% oppervlakte t.o.v. totale oppervlakte bronterreinen).

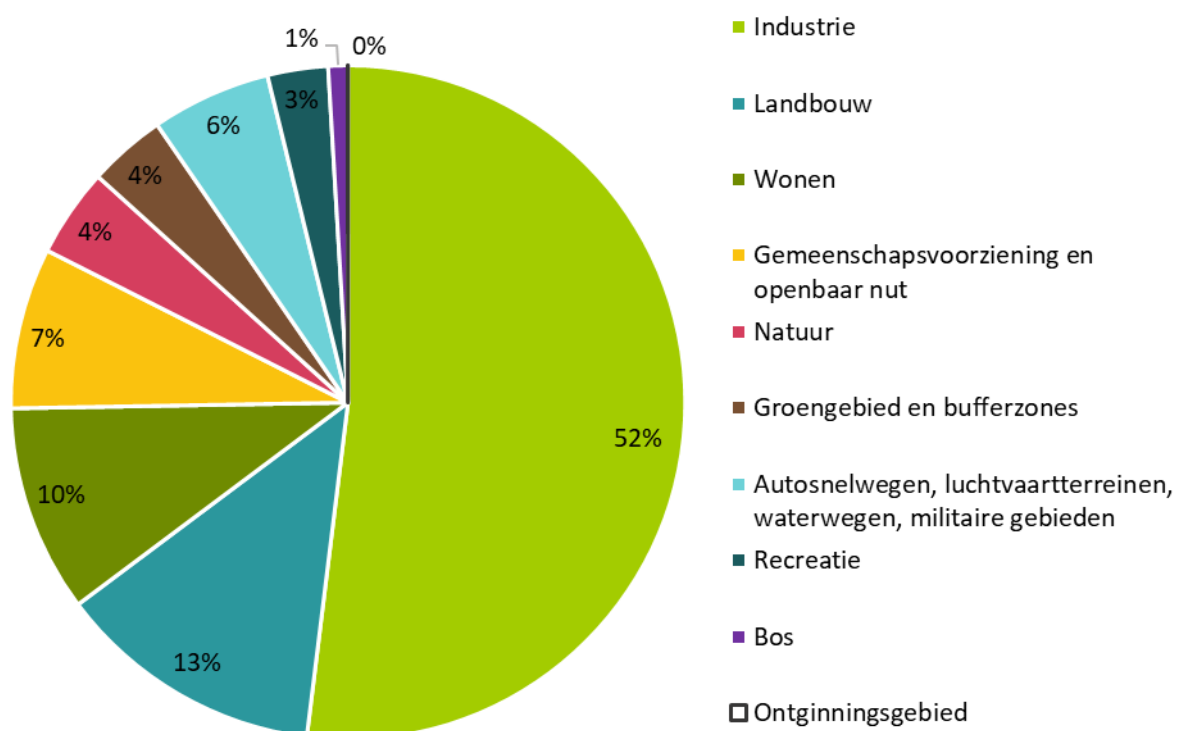


3.2.2.3 Landgebruik ter hoogte van potentiële bronlocaties

Voor 116.044 van deze gronden kon de ligging worden bepaald op basis van het kadastrale perceelnummer. Voor de overige gronden is er vermoedelijk recent een kadastrale wijziging gebeurd, waarbij de activiteiten nog niet aan het nieuwe perceel zijn gekoppeld. Het landgebruik ter hoogte van de percelen werd nagegaan op basis

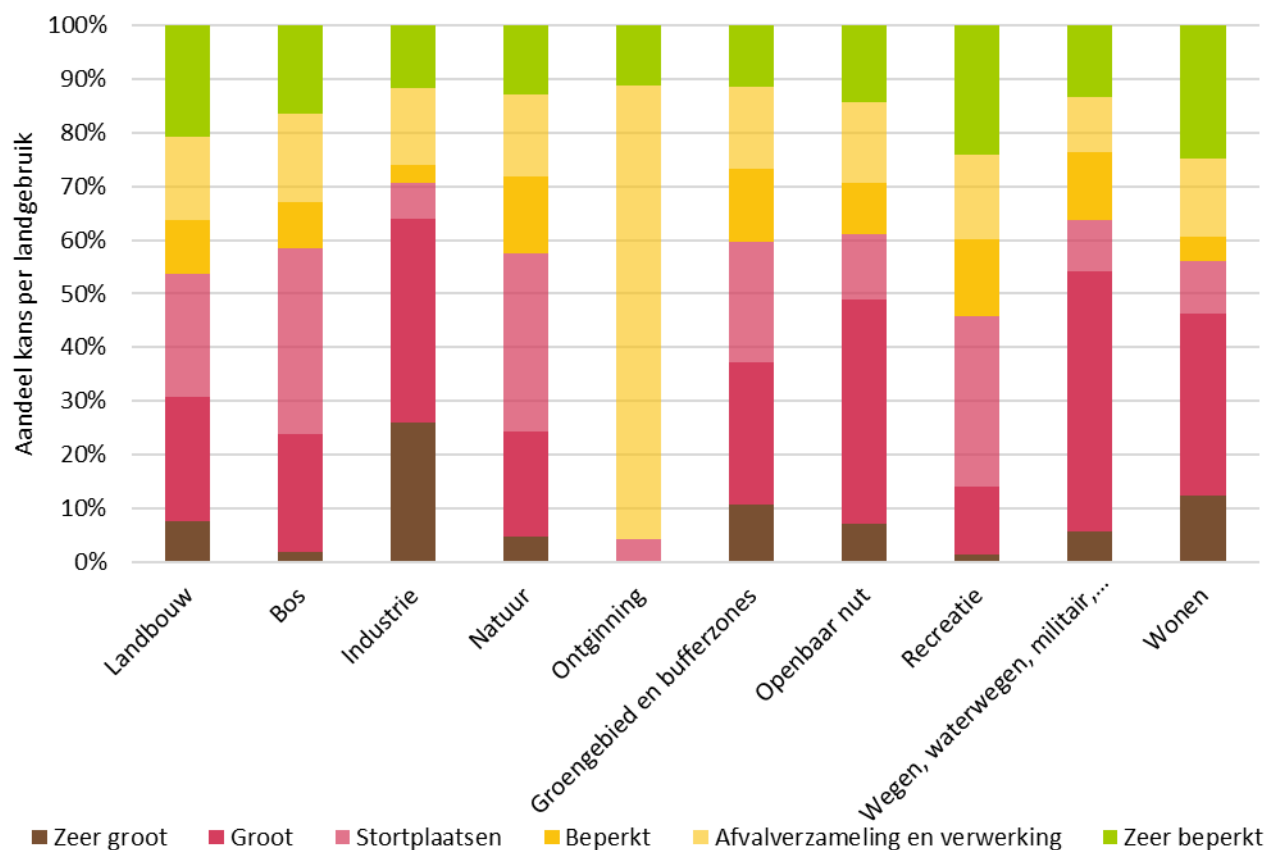
van het gewestplan - gezien deze kaarten reeds enkele tientallen jaren oud zijn en het effectieve landgebruik mogelijk niet meer overeenkomt met het theoretische gebruik op deze kaarten, werd het landgebruik ook nagegaan via de recentere (2023) biologische waarderingskaart (INBO). Gedetailleerde tabellen zijn opgenomen in Bijlage 1: Tabellen verdeling landgebruik. De verdeling van de oppervlakte van de potentiële bronpercelen per landgebruik wordt weergegeven in Figuur 5. De grootste oppervlakte aan potentiële bronpercelen bevindt zich in industriegebied, gevolgd door agrarisch gebied en woongebied.

Figuur 5. Aandeel oppervlakte van terreinen met PFAS-risicoactiviteiten per landgebruik volgens het gewestplan.



Uit Figuur 6 blijkt dat stortplaatsen en afval-gerelateerd activiteiten in de agrarische gebieden, ontginningsgebieden en bos- en natuurgebieden een belangrijk aandeel van de oppervlakte vormen. In industriegebieden is het aandeel terreinen met activiteiten met grote of zeer grote kans op PFAS-verontreiniging het grootst.

Figuur 6. Aandeel oppervlakte van terreinen met activiteiten met een bepaalde kans op PFAS-verontreiniging per landgebruik volgens het gewestplan.



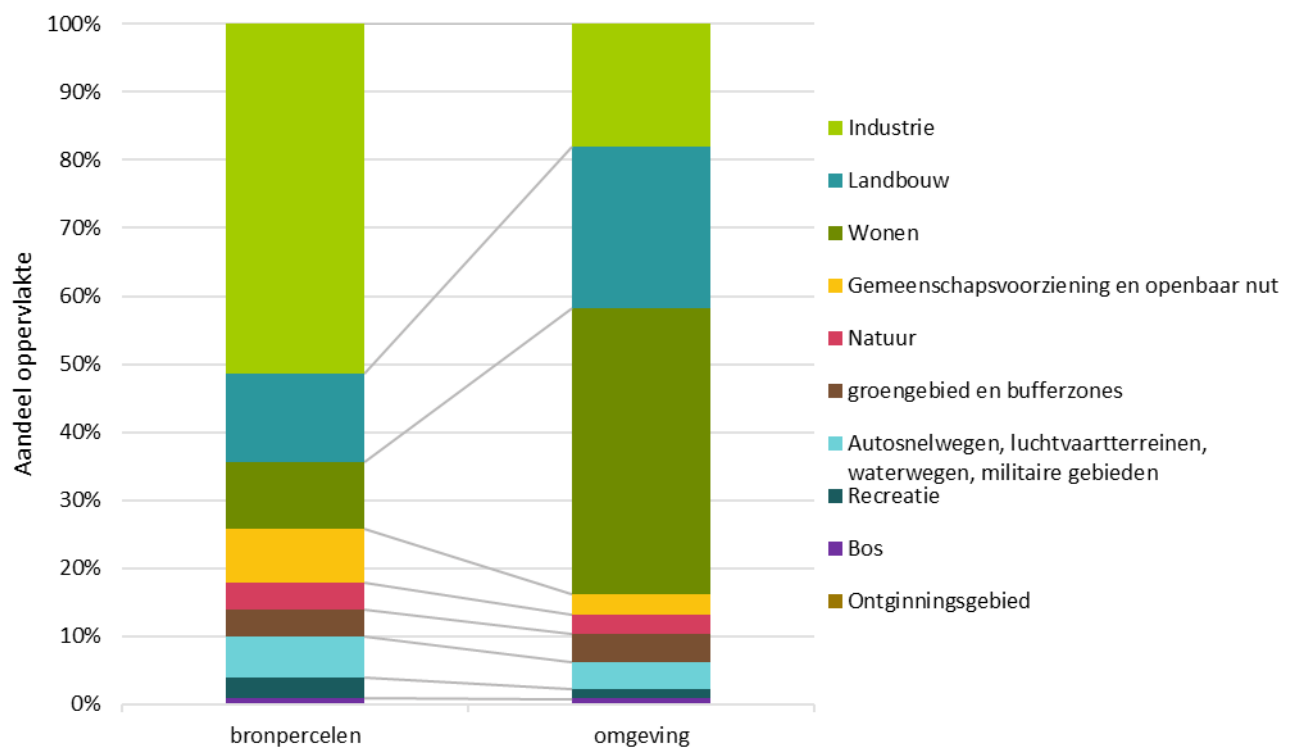
3.2.2.4 Landgebruik in de omgeving van de bronlocaties (potentiële verspreidingspercelen)

Gezien PFAS-verontreiniging zich ook kan verspreiden naar de omliggende percelen werd het landgebruik in een straal van 50 m rond de bronpercelen nagegaan. Wanneer het aandeel van elk landgebruik in de omgeving wordt vergeleken met het landgebruik van de potentiële bronpercelen (Figuur 7 en Tabel 5), zien we dat in de omgeving van potentiële bronlocaties een groter aandeel woongebieden en landbouwgebieden aanwezig zijn.

Tabel 5. Vergelijking landgebruik potentiële bronpercelen met landgebruik in een straal van 50 m rond potentiële bronpercelen.

Landgebruik	Oppervlakte bronpercelen	Oppervlakte omgeving 50 m
	%	%
Industrie	52%	18%
Landbouw	13%	24%
Wonen	10%	42%
Gemeenschapsvoorziening en openbaar nut	8%	3%
Natuur	4%	3%
Groengebied en bufferzones	4%	4%
Autosnelwegen, luchtvaartterreinen, waterwegen, militaire gebieden	6%	4%
Recreatie	3%	1,4%
Bos	1%	0,9%
Ontginningsgebied	0%	0,01%

Figuur 7. Vergelijking landgebruik potentiële bronpercelen met landgebruik in een straal van 50 m rond potentiële bronpercelen.



3.2.3 Doorstroom van OBO/VBO naar BBO

3.2.3.1 Huidig beleid

Indien PFAS in grond of grondwater wordt vastgesteld, dient een bodemsaneringsdeskundige te bepalen of er een “duidelijke aanwijzing is van een ernstige bodemverontreiniging (DAEB)”. Tabel 6 geeft de criteria weer die gebruikt worden in deze DAEB evaluatie.

Tabel 6. Criteria die bepalen of er sprake is van een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging.

Grond	Grondwater
Aanwijzingen voor puur product – schuim op/in de bodem	Aanwijzingen voor puur product – schuim op/in de bodem
De overschrijdingsfactor van de norm	De overschrijdingsfactor van de norm
	Kans op overschrijden van de perceelsgrens
	Aanwezigheid van een grondwaterwinning
	Grondwaterkwetsbaarheid
	Nabijheid van oppervlaktewater
Andere overwegingen:	Andere overwegingen:
• Bestemming van omliggende terreinen • Verontreiniging in waterbodem van langs liggende waterloop • Aanwezig in grond en grondwater • Bron niet gekend • ...	• Bijvoorbeeld aanwezig in grond en grondwater • Bron niet gekend • Aanwijzingen dat het om een uitgebreide verontreiniging gaat • ...

Indien uit het OBO of VBO blijkt dat er een duidelijke aanwijzing is van een ernstige bodemverontreiniging dient een beschrijvend bodemonderzoek (BBO) te worden opgemaakt.

3.2.3.2 Evaluatie doorstroom OBO/VBO naar BBO

In 2018 werd een analyse gemaakt van doorstroomgetallen OBO naar BBO van de reeds beschikbare bodemonderzoeken in de database van OVAM (evaluatie database periode 1985-2018). Hieruit bleek dat voor de “klassieke parameters” (zoals minerale olie, zware metalen, polyaromatisch koolwaterstoffen, gechloreerde koolwaterstoffen, etc.) ca. 25% van de OBO's doorstromen naar een BBO. (Arcadis, 2018). Op basis van de beschikbare gegevens, is er een groter aandeel aan OBO's voor PFAS die doorstromen naar BBO's. Vermoedelijk zijn een aantal strikte criteria in de DAEB doorslaggevende factoren, meer bepaald de concentratie aan PFAS die worden gemeten (toegelaten overschrijdingsfactor van de toetsingswaarde) en het feit dat PFAS vaak zowel in grond als in grondwater wordt vastgesteld.

Het doorstroomgetal OBO naar BBO PFAS werd indicatief ingeschat op basis van volgende beschikbare informatie:

- In de studie van evaluatie onderzoeken bij brandweerterreinen (dd. 2022) werd afgeleid dat 39% van de dossiers PFAS in de grond en 78% van de dossiers PFAS in het grondwater aanleiding gaven tot de uitvoering van een BBO (OVAM, 2022).
- dd. 2023 waren 293 rapporten van brandweerterreinen geëvalueerd door Departement Zorg en de OVAM, en kon besloten worden dat ongeveer 70% van de VBO's aanleiding geeft tot een beschrijvend bodemonderzoek (BBO) (Vrancken, 2022).
- dd. November 2024 werden reeds 642 van deze VBO's gelinkt aan branden of brandweer behandeld, 429 hiervan gaven aanleiding tot een BBO (67%).
- algemeen werden dd. november 2024 bij OVAM reeds 1201 OBO's ingediend waarin PFAS werden onderzocht op andere dan specifieke brandweerterreinen. In 461 dossiers gaven deze onderzoeken aanleiding tot een BBO voor PFAS (38%). Dit doorstroomgetal is lager dan voor de brandweeroefenterreinen maar dit getal is gebaseerd op slechts een beperkt aantal van alle te onderzoeken PFAS risico-locaties.

Tabel 7. Indicatieve doorstroom van VBO/OBO naar BBO o.b.v. beschikbare data dd. dec 2024.

Inschatting doorstroom	Aantal te onderzoeken percelen (OBO/VBO)	Aantal beschikbare uitgevoerde onderzoeken (OBO/VBO)	OBO/VBO→BBO	(Theoretisch) aantal gronden naar BBO
Algemeen (studie 2018 – aantal dossiers)	Doorstroom van 85.000 OBO's bestudeerd	85.000 (100%)	25%	Ca. 21.000
PFAS – brandweersites	1082 (683 sites)	503 (73%)	70%	757 (Ca. 480 sites)
Andere PFAS-verdachte activiteiten (percelen)	Ca. 123.200	1201 (1%*)	38%	Ca. 46.500

*indien we aannemen dat 1 OBO/VBO = 1 perceel, dit is een sterke vereenvoudiging, in de meeste onderzoeken zullen meerdere percelen opgenomen zijn. Bovendien zal niet op alle 123.200 percelen, met een VLAREM-rubriek die mogelijk gekoppeld kan worden aan het gebruik van PFAS, effectief PFAS zijn gebruikt.

3.2.4 Doorstroom van BBO naar bodemsanering

3.2.4.1 Huidig beleid

In een beschrijvend bodemonderzoek gaat de deskundige de omvang van de verontreiniging in kaart brengen. Vervolgens wordt een locatiespecifieke risico-evaluatie uitgevoerd. Er wordt nagegaan of er sprake is van een humaan toxicologisch, verspreidings- of ecotoxicologisch risico. Indien één of meer van deze risico's aanwezig is, zowel op dit moment of in een realistisch potentieel toekomstscenario is een sanering noodzakelijk.

De eerste stap van de risico-evaluatie is de opmaak van een conceptueel sitemodel. Het model bekijkt de bodemverontreiniging in relatie tot het bodemsysteem waarin het zich bevindt door bronnen, verspreidings- en blootstellingsroutes en mogelijke risico's en receptoren te identificeren. Op basis van het conceptueel sitemodel

kan voor elk terrein specifiek bepaald worden hoe de mens, het ecosysteem of andere receptoren actueel of potentieel blootgesteld worden aan de verontreiniging. Het conceptueel sitemodel geeft een beschrijving van de verontreinigingssituatie in de grond en het grondwater en geeft de bron-pad-receptor relatie. (OVAM, 2016)

3.2.4.1.1 Humaantoxicologische risico

Mensen kunnen via verschillende routes worden blootgesteld aan PFAS: via voeding die besmet kan worden tijdens de productie (landbouw, voedselverwerkende industrie) of nadien bij de bewaring (bv. door contact met PFAS-houdende verpakking) of de bereiding (bv. door contact met PFAS-houdend kookgerei), via drinkwater, via inademing (bv. huiselijk stof), huidcontact (bv. bij dagdagelijks gebruik van PFAS-houdende producten zoals behandeld textiel, cosmetica, onderhoudsproducten,...), bodem- en stofingestie, ... (Vrancken, 2021).

Bij bodemonderzoeken in Vlaanderen wordt standaard gebruik gemaakt van het **blootstellingsmodel S-Risk** om specifiek het humaan toxicologische risico dat uitgaat van een bodemverontreiniging in te schatten. Hier kunnen drie blootstellingsroutes in beschouwing worden genomen, nl. oraal (ingestie), dermaal (via de huid) en inhalatoir (inademing). Voor PFAS in grond en grondwater zijn de dermale en inhalatoire blootstellingsroutes minder relevant (Vrancken, 2021).

De 3 belangrijkste blootstellingsroutes in S-Risk voor PFAS in de grond zijn vooral gelinkt aan een verontreinigde toplaag:

1. inname via bodem- en stofdeeltjes;
2. inname via eieren van eigen kippen;
3. inname via groenten uit eigen moestuin.

Daarnaast kan blootstelling ook plaatsvinden via inname van grondwater als drinkwater en via permeatie van PFAS in drinkwaterleidingen.

Tabel 8. Overzicht toelaatbare dagelijkse inname.

Toelaatbare dagelijkse inname (EPA, 2016)	Toelaatbare dagelijkse inname EFSA (2020)	Toelaatbare dagelijkse inname berekening humaan risico in S-risk
20 ng/kg lw per dag (PFOS en PFOA)	4,4 ng/kg lw per week = 0,63 ng/kg lw per dag	0,63 ng/kg lw.d voor som PFSA en som PFCA
	Voor de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS	

(lw= lichaamsgewicht)

Bron: (VITO, 2022)

Voor de som van 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFNA, PFHxS) heeft EFSA een **Toelaatbare Wekelijkse Inname (TWI) afgeleid van 4.4 ng/kg lichaamsgewicht per week** op basis van een kritische inname van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag voor moeders die borstvoeding geven (EFSA, 2020). Het kritisch gezondheidseffect is een 10 % vermindering aan antilichamen na difterie (BMDL10) vaccinatie bij éénjarigen die 12 maanden borstvoeding hebben gekregen. Deze concentratie in het bloedserum (kinderen) is vertaald naar de concentratie PFAS in het serum van de moeder en naar de hoeveelheid die volwassen vrouwen (35 jaar) langdurig dagelijks via voedsel mogen binnenkrijgen (4.4 ng/kg lw per week), zonder dat het bloedserum van borstgevoede kinderen de kritische waarde voor immuuneffecten bereikt. (Vrancken, 2021). Deze waarde wordt daarom gehanteerd voor de bevolking in het algemeen.

PFAS is zelden een acuut gezondheidsprobleem (Vrancken, 2021). I.s.m. het kankerregister werd door het Agentschap Zorg en Gezondheid een inschatting gemaakt van het voorkomen van PFAS-gerelateerde kankers. De algemene conclusie was dat in Zwijndrecht de kankers die mogelijks geassocieerd zouden kunnen worden met PFAS niet vaker voorkomen dan in Vlaanderen (Vrancken, 2021). Het International Agency for Research on Cancer (IARC) heeft PFOS geclassificeerd als mogelijk carcinogeen voor mensen (categorie 2B) en PFOA als carcinogeen voor mensen (categorie 1) (IARC, 2025).

Blootstelling via voeding en drinkwater

PFAS kunnen via verschillende bronnen van en routes binnen de voedselketen (van boer tot bord) terechtkomen in levensmiddelen. Zowel via water, bodem als lucht kan PFAS in de voedselketen terechtkomen. Directe contaminatie van de voedselketen via atmosferische depositie zou evenwel enkel in gebieden dichtbij potentiële contaminatiebronnen een rol spelen (EFSA 2020). Tijdens de verwerkingsfases binnen de voedselketen kan ook migratie vanuit contactmaterialen bijdragen tot PFAS-contaminatie van voeding, zoals bijvoorbeeld via kook- en verpakkingsmaterialen (Vrancken, 2021). Algemeen wordt voeding als één van de belangrijkste PFAS-blootstellingsroutes beschouwd voor mensen, waarbij vis en zeevruchten een zeer belangrijke bron van blootstelling via het humaan dieet vormen. Daarnaast komen ze ook voor in vlees (voornamelijk orgaanvlees of afgeleiden), eieren, melkproducten, alsook fruit, aardappelen, groenten.

In S-Risk wordt standaard achtergrondblootstelling via commerciële voeding, waaraan de hele bevolking wordt verondersteld te worden blootgesteld, meegenomen. Dit is de hoeveelheid PFAS die we als consument innemen via de consumptie van commerciële voeding (producten die we kopen in de winkel). Deze achtergrondblootstelling wordt op regelmatige tijdstippen gerapporteerd door EFSA. Deze achtergrondblootstelling aan PFAS werd ook specifiek onderzocht voor België (FLUOREX-project) (FOD volksgezondheid, veiligheid van de voedselketen en leefmilieu, 2025). Daar de bodemverontreiniging enkel mag bijdragen voor het verschil tussen de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) en de achtergrondblootstelling, en vermits de achtergrondblootstelling al in de buurt van (of boven) de EFSA 2020 gezondheidkundige grenswaarde zit, is er nauwelijks tot geen 'ruimte' meer voor een bijdrage vanuit bodem (Vrancken, 2021).

Voor particulieren met een eigen moestuin en/of een kippenren kunnen lokaal geteelde gewassen en vooral eieren, een belangrijke bron van blootstelling via bodem vormen. Ook drinkwater kan een blootstellingsroute

zijn (Vrancken, 2021), zowel via het gebruik van leidingwater (vanuit de drinkwaterproductie als ten gevolge van permeatie uit bodem naar drinkwaterleidingen) als van grondwater of putwater.

Op vraag van de VMM zijn de waterbedrijven al in juni 2021 gestart met een uitgebreide meetcampagne van PFAS in drinkwater (Vrancken, 2022). Naast het drinkwater in het net en aan de kraan, monitoren de waterbedrijven ook in de hele waterketen: dus van bron tot kraan. De meetlocaties werden zo gekozen om een uitspraak te kunnen doen over:

- de aanwezigheid van PFAS in het oppervlaktewater en grondwater dat gebruikt wordt voor de productie van drinkwater;
- de efficiëntie van de reeds aanwezige zuivering voor het verwijderen van PFAS;
- de aanwezigheid van PFAS in het drinkwater dat uiteindelijk aan de klant wordt geleverd.

We treffen PFAS verspreid aan in het drinkwater in Vlaanderen. Dit bevestigt het vermoeden dat PFAS door hun persistentie en mobiliteit tot diep in ons milieu zijn doorgedrongen. PFAS worden zowel vastgesteld in drinkwater dat geproduceerd wordt uit grondwater als uit oppervlaktewater. Het drinkwater dat in Vlaanderen geproduceerd wordt, komt voor ongeveer de helft uit grondwater en de helft uit oppervlaktewater (Vrancken, 2022)

Uit dit onderzoek in 2022 blijkt dat het Vlaamse drinkwater bijna overal voldoet aan de Europese norm voor de 20 meest relevante individuele PFAS (SOM EU 20). Ter hoogte van 1 kraan werd een verhoogde concentratie van de som EU 20 (> 100 ng/l) (VMM, 2022). De aanwezigheid van TFA werd ook reeds vastgesteld in het drinkwater, zij het in concentraties onder de gezondheidkundige grenswaarde (website VMM).

Een evaluatie van zowel het rendement van de klassieke zuiveringstechnieken en de opties om deze geoptimaliseerd in te zetten, als van nieuwe en meer innovatieve zuiveringstechnieken, is aangewezen. Aandacht voor het kosten-baten evenwicht is hierbij belangrijk. Naast de mogelijke verbetering van zuiveringstechnieken is het ook nodig om de bestaande bronnen (lozingen, bodemverontreiniging, ...) aan te pakken zodat de bronnen gebruikt voor de productie van drinkwater beschermd worden (Vrancken, 2022).

Humane metingen

Via humane biomonitoring onderzoekt men de blootstelling van mensen aan PFAS. Correlatieanalyses wezen op een mogelijke bijdrage van huisstof, eieren en bodem tot de humane blootstelling. Het waarnemen van een samenhang tussen de PFAS in serum en de PFAS in de milieucompartimenten zegt echter niet noodzakelijk iets over een mogelijk oorzakelijk verband (Vrancken, 2022).

- Volgens berekeningen met de beschikbare gegevens uit een beperkte studie was de grootste bijdrage aan de blootstelling voor PFOS afkomstig van commerciële voeding (gemiddeld 62%) en was er ook een belangrijke bijdrage door het eten van eieren van eigen kippen (gemiddeld 38%). (Departement Omgeving, afdeling Vlaams Planbureau voor Omgeving, 2022)

- Voor PFOA was de berekende bijdrage van commerciële voeding gemiddeld 36% en eten van eieren van eigen kippen gemiddeld 64%. (Departement Omgeving, afdeling Vlaams Planbureau voor Omgeving, 2022)
- De bijdrage van huisstof en van bodem waren volgens deze berekeningen zeer beperkt (<1%). Mogelijk werd de bijdrage van huisstof onderschat omdat de meetgegevens werden uitgedrukt in een eenheid die minder geschikt is voor de modellen.
- De bijdrage van groenten kon niet worden ingeschat omdat alle meetwaarden voor PFOS en PFOA onder de rapportagegrens lagen (Departement Omgeving, afdeling Vlaams Planbureau voor Omgeving, 2022)

Algemeen in de verschillende studies, was er bij de deelnemers een hogere blootstelling aan PFAS bij consumptie van vis, orgaanvlees en lokaal gekweekte producten. Verder hadden mannen vaker hogere waarden dan vrouwen, nam de concentratie toe met de leeftijd, met het inkomen en bij gebruik van cosmetica. (Vrancken, 2021)

Uit bloedonderzoek in Zwijndrecht bleek het volgende (Consortium UAntwerpen - VITO - PIH - UHasselt - VUB, 2023) (Consortium Eurofins, et al., 2025) (Vrancken, 2022):

- Bewoners die dicht bij de industrie wonen, hebben hogere PFAS-waarden in hun bloed.
- Lokaal geteelde voeding is een belangrijke blootstellingsroute voor PFAS: vooral eieren van eigen kippen of eieren afkomstig van particulieren uit het studiegebied geven een sterke doorslag naar hogere bloedwaarden.
- Daarnaast blijkt ook het gebruik van grondwater een rol te spelen in hoge bloedwaarden.
- Ook andere factoren (bv. gebruik van cosmetica, textiel en smeermiddelen,) beïnvloeden de blootstelling aan verschillende PFAS.

3.2.4.1.2 Verspreidingsrisico

PFAS in grond of grondwater kan zich verspreiden in het milieu. Een bodemverontreiniging vormt een verspreidingsrisico als er receptoren negatief beïnvloed worden of als er een risico bestaat dat in de toekomst receptoren negatief kunnen worden beïnvloed. De verspreiding kan gebeuren via verwaaiing of door verspreiding van verontreiniging naar of in het grondwater.

Bij het inschatten van het verspreidingsrisico worden volgende elementen geëvalueerd:

- Aanwezigheid van mobiel puur product
- Bedreiging van receptoren (bv. grondwater, waterwinningen, waterlopen, ...)
- Aanwezigheid van uitloging
- Aanwezigheid van significante uitbreiding van de contour
- Aanwezigheid van verwaaiing

Momenteel wordt in de richtlijnen van OVAM opgelegd dat in volgend geval altijd een verspreidingsrisico als gevolg van uitloging moet besloten worden (cumulatief):

- de PFAS verontreiniging in grond is aanwezig ter hoogte van (een deel van) de onderzoekslocatie die effectief of potentieel wordt gebruikt voor recreatie (bestemmingstype IV) of industriegebied (bestemmingstype V) er waar GEEN permanente, volledige, vormgegeven en vloeistofdichte verharding aanwezig is
- de som van alle geperfluoreerde carboxylzuren (PFCA) en de som van alle perfluorsulfonzuren (PFSA) in de grond overschrijdt de toetsingswaarde “bodemsanering” voor respectievelijk PFOA of PFOS overschrijdt (OVAM, 2024).

Het uitlooggedrag van PFAS is nog niet goed gekend. De kans op uitloging is mogelijk één van de redenen waarom relatief veel BBO's met PFAS aanleiding geven tot een saneringsnoodzaak. De kans op uitloging kan gemodelleerd worden met modellen die ook voor andere parameters worden gebruikt (bv. F-leach). Hiervoor is het echter nodig om representatieve Kd-waarden te bepalen. Dit onderzoek is nog volop lopende (OVAM, 2023).

3.2.4.1.3 Ecotoxicologisch risico

Het ecotoxicologisch risico dient te worden geëvalueerd als de verontreiniging zich in of nabij natuurgebied bevindt of als de deskundige ecotoxicologische risico's verwacht. In principe dienen in dit geval voor PFAS een HC-50 contour bepaald te worden. Deze HC-50 waarde is de mediane waarde van NOEC's (No Observed Effect Concentration) voor soorten of processen. Afhankelijk van de grootte van deze contour en het terreingebruik dient vervolgens in detail te worden geëvalueerd welke planten en dieren mogelijk worden bedreigd en dienen PNEC waarden (Predicted No Effect Concentrations) te worden berekend (OVAM, 2016). Hiervoor zijn ecotoxicologische gegevens nodig die voor de meeste PFAS niet beschikbaar zijn.

In de richtlijnen is daarom voorzien dat, als er geen grondig onderbouwde ecotoxicologische risico-evaluatie kan worden uitgevoerd, er bij de aanwezigheid van een PFAS verontreiniging in de grond ter hoogte van locaties in bestemmingstype I of effectief in gebruik als natuurgebied, er altijd een ecotoxicologisch risico uitgaat van de verontreiniging als in de grond een waarde voor PFAS som (PFSA) en PFAS som (PFCA) hoger dan respectievelijk 3 µg/kg ds of 7 µg/kg ds wordt vastgesteld (OVAM, 2024).

3.2.4.2 Evaluatie doorstroom BBO naar bodemsanering

In 2018 werd een analyse gemaakt van doorstroomgetallen BBO naar bodemsanering van de reeds uitgevoerde bodemonderzoeken in de database van OVAM, meer specifiek van 'klassieke parameters' (evaluatie database periode 1985-2018). Hieruit bleek dat voor ca. 46% van de BBO's een sanering noodzakelijk is (Arcadis, 2018). Deze analyse gebeurde voor alle parametergroepen samen, niet specifiek voor PFAS.

Het doorstroomgetal BBO naar BSP werd indicatief ingeschat op basis van volgende beschikbare informatie:

- dd. november 2024 zijn er reeds 234 BBO's ingediend voor PFAS. In 93 van deze onderzoeken bleek sanering noodzakelijk. Deze 93 onderzoeken zijn gelinkt aan 80 sites met gezamenlijk 8520 percelen. Op basis van de ingediende dossiers kan een doorstroom van 39% (93/234 ingediende dossiers) berekend worden, waarvoor sanering zal noodzakelijk zijn.
- Indien enkel rekening wordt gehouden met de goedgekeurde of conform verklaarde BBO's ligt het doorstroom percentage op 34% (55 van 162 goedgekeurd dossiers).

Er werd verwacht dat ook de doorstroom naar BSP hoger zou liggen, omdat PFAS gemakkelijk omvangrijke verontreinigingspluimen vormen in het grondwater, waardoor er vaak sprake is van een verspreidingsrisico. Dit blijkt echter niet uit de doorstroomcijfers op basis van de momenteel beschikbare BBO's. De doorstroom lijkt lager te liggen of gelijkaardig te zijn aan de doorstroom die in 2018 werd berekend voor andere parameters dan PFAS. Het aantal ingediende BBO's waarop deze doorstroom bepaald werd, is echter nog zeer beperkt om hier een correcte inschatting te maken. Mogelijk zijn tot nu toe voornamelijk de dossiers met beperkte kans op PFAS en dus beperkte omvang of concentraties ingediend.

In het kader van de verdere berekening van de problematiek PFAS in Vlaanderen wordt momenteel uitgegaan van 39% doorstroom zowel voor brandweerterreinen als voor alle overige PFAS risico-locaties.

Tabel 9. Indicatieve doorstroom naar sanering o.b.v. beschikbare data dd nov 2024 – extrapolaties zijn aangeduid in het groen.

Inschatting doorstroom	Aantal te onderzoeken bronpercelen (OBO/VBO)	OBO/VBO→BBO	Aantal potentiële bronpercelen met BBO	BBO→ BSP	Schatting aantal terreinen met BSP
Algemeen (studie 2018)	Ca. 85.000	25%	Ca. 21.000	46%	Ca. 10.000
PFAS - brandweersites	1082 (683 sites)*	70% (o.b.v. 503 dossiers)	757 (Ca. 480 sites)	34-39% (maar o.b.v. onvoldoende data, nl. 55 conforme of 93 ingediende BBO's)	Ca. 250 (187 sites)
Andere PFAS-verdachte activiteiten	Ca. 123.200*	38% (o.b.v. 1201 dossiers)	Ca. 46.500*		Ca. 16.000-18.000*

*indien we aannemen dat 1 OBO/VBO = 1 perceel, dit is een sterke vereenvoudiging, in de meeste onderzoeken zullen meerdere percelen opgenomen zijn. Bovendien zal niet op alle 123.200 percelen met een VLAREM-rubriek die mogelijk gekoppeld kan worden aan het gebruik van PFAS, effectief PFAS zijn gebruikt. Dit cijfer is vermoedelijk een overschatting, dat zich ook door vertaalt in een overschatting van het aantal terreinen met BBO en BSP.

3.2.5 Uitvoering bodemsanering

3.2.5.1 Huidig beleid: Sanering en reiniging van grond en grondwater

Indien besloten wordt dat er een sanering noodzakelijk is, dient een bodemsaneringsproject te worden opgemaakt. Om de saneringstechniek en doelstelling te bepalen worden in een bodemsaneringsproject 3 mogelijke saneringsvarianten vergeleken in een multicriteria analyse. Hierin worden de kosten en baten van elke variant afgewogen, om de optimale variant te kiezen rekening houdend met het BATNEEC-principe. De criteria die hierbij worden gehanteerd worden weergegeven in Tabel 10.

Tabel 10. Overzicht multicriteria analyse toegepast bij het selecteren van een saneringstechniek bij de opmaak van een bodemsaneringsproject.

Criteria
Blok 1: Lokaal-milieu hygiënische criteria De mate waarin de decretale doelstellingen behaald worden voor het vaste deel van de aarde De mate waarin de decretale doelstellingen behaald worden voor het grondwater De totale vuilvrachtvermindering De rechtstreekse emissie naar andere milieucompartimenten De tijd die nodig is om de bodem te saneren, rekening houdend met eventueel geldende beleidsdoelstellingen
Blok 2: Regionaal/globaal-milieu hygiënische criteria Het verbruik van grondstoffen en gerecycleerde materialen De productie van niet-herbruikbaar afval tijdens de sanering
Blok 3: Technische en maatschappelijke criteria De mogelijke hinder voor de omgeving tijdens de sanering De eventuele beperkingen op het gebruik van de grond na de bodemsanering De mate waarin bij de uitvoering onbedoelde schade kan worden vermeden De noodzakelijke maatregelen om zowel de milieuveiligheid als de arbeidsveiligheid te verzekeren bij de uitvoering van de bodemsaneringswerken
Blok 4: Kosten De kosten van de uitvoering van de bodemsanering Eventuele bijkomende kosten die gekoppeld zijn aan de restverontreiniging

Gezien er voor PFAS geen normen zijn opgenomen in het VLAREBO, moet worden gesaneerd tot het risico (humaan, verspreiding en/of ecotoxicologisch) is weggenomen.

3.2.5.2 Saneringstechnieken PFAS-houdende gronden

In 2024 werd door CONCAWE een studie gepubliceerd met een overzicht van de beschikbare technieken voor het saneren van PFAS in de grond. Deze worden weergegeven in Figuur 8.

Naast civieltechnische isolatie en het bergen in een stortplaats, zijn thermische desorptie met naverbranding en fysicochemische reiniging bewezen saneringstechnieken voor PFAS-houdende gronden (Vrancken, 2022).

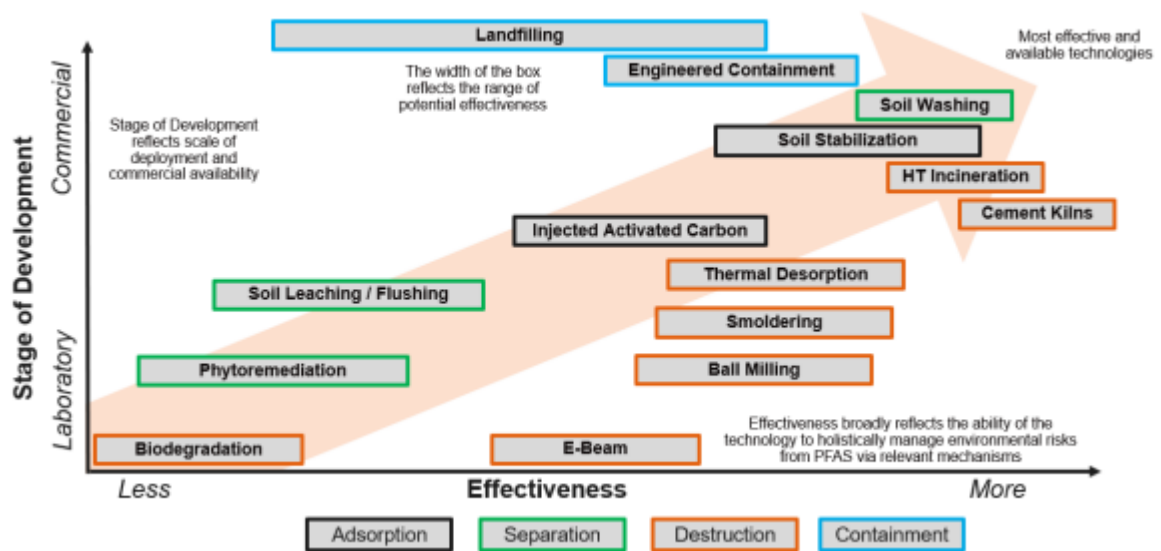
- In Vlaanderen is er een capaciteit van **300.000 ton/jaar fysicochemische reiniging** vergund. Voor het gebruiken van deze techniek moet de grond worden uitgegraven. Deze wordt vervolgens afgevoerd naar een verwerkingscentrum en gescheiden volgens korrelgrootte. Het overgrote deel van de verontreiniging hecht zich vast aan de grondfractie met de kleinste korrelgrootte. De grovere zandfractie kan vervolgens worden gebruikt. De fijne fractie, met verontreiniging, dient te worden gestort. Ook het proceswater dat hierbij wordt gebruikt dient te worden gereinigd. Het reinigingsrendement ligt op 95 tot 99%. Belangrijke voorwaarde is dat de partij grond een fijne fractie (< 63 µm) van maximaal 40%

bevat. PFAS uit de fijne fractie die wordt gestort, kunnen in het percolaatwater van stortplaatsen terecht komen, waardoor deze gronden in een zoutcel van de stortplaats dienen ondergebracht. Bij de reiniging van het waswater in het reinigingscentrum wordt een extra zuiveringsstap via actief kool of via ion-uitwisselingsharsen voorzien. (Vrancken, 2022). De kostprijs voor de reiniging (zonder uitgraving en transport), ligt in Vlaanderen tussen de 70 en 100 euro per ton, afhankelijk van de PFAS-concentratie en het aandeel van de fijne fractie in de grond.

- In Vlaanderen is er geen thermische grondreiniger. Thermische desorptie-installaties zijn actief in Nederland. Aandachtspunten zijn hier de onzekere afzet van gereinigde gronden en de reiniging van de gasfase. (Vrancken, 2022) Door de hoge bindingsenergie en chemische stabiliteit van PFAS-verbindingen zijn hoge verbrandingstemperaturen benodigd om PFAS te degraderen. De moeilijkst afbreekbare organische fluorverbinding is CF_4 , die 99% afbreekt bij temperaturen van $1380^\circ\text{C} - 2\text{s}$, en 99.99% bij $1440^\circ\text{C} - 1\text{s}$. Terwijl gasificatie al start rond 200°C bij PFOA en $400-600^\circ\text{C}$ voor PFOS, verloopt het destructieproces via verschillende tussenstappen, intermediairen en producten. Bij complete destructie (mineralisatie) wordt de volledige PFAS-molecule (alkylketen en functionele groep) gedefluoreerd en omgezet naar HF en CO/CO_2 (Vrancken, 2022).

De markt is in volle beweging, de overzichtsstudie van CONCAWE is een momentopname waarbij niet alle actoren bevraagd zijn. Een actualisatie is op vrij korte termijn wenselijk. Hierbij zal nagegaan worden of ook natuurgebaseerde technieken geschikt zijn. Immers, de aangehaalde bewezen technieken, vernietigen de bodemstructuur, de bodemorganische stof en het bodemleven. Hierdoor verliezen de gereinigde bodems ook hun rol als basis voor biodiversiteit en hun functie bij het verminderen van de gevolgen van klimaatopwarming (Vrancken, 2022).

Figuur 8. PFAS-behandelings technologieën voor de bodem beoordeeld op hun waarschijnlijke effectiviteit en het stadium van ontwikkeling (Concawe, 2024).



3.2.5.3 Behandeling van water

Ook voor de behandeling van de waterfase zijn diverse technieken bewezen (Vrancken, 2022):

- Sorptie op actief kool
- Sorptie op ion-uitwisselingsharsen
- Flocculatietechnieken, best in combinatie met één van bovenstaande technieken

Diverse andere technieken blijken succesvol op pilotschaal maar zijn nog niet op grote schaal toegepast. Algemeen kunnen de waterbehandelingstechnieken onderverdeeld worden in twee grote groepen: scheidings- en concentratietechnologieën en afbraak- en destructietechnologieën.

Momenteel worden in Vlaanderen scheidings- en concentratietechnologieën het meest toegepast voor het behandelen van met PFAS belast water. Meer specifiek worden granulaire actief kool, ionenuitwisseling en membraan gebaseerde technieken reeds tot op een bepaald niveau op grote en commerciële schaal toegepast.

Binnen de afbraak- en destructietechnologieën die PFAS kunnen mineraliseren, wordt momenteel enkel de rechtstreekse verbranding van bedrijfsafvalwater op commerciële schaal toegepast. Deze techniek wordt niet toegepast voor verontreinigd grondwater. Echter zijn er bijkomende waterbehandelingstechnieken die potentieel toepasbaar zijn in Vlaanderen, terwijl andere technieken minder ver ontwikkeld zijn en bijkomend onderzoek vereisen (VITO, 2023). Een overzicht is opgenomen in de BBT-studie voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater opgemaakt door VITO (VITO, 2023).

In een beperkt aantal cases kon aangetoond worden dat zuiveringen tot <20 ng/l voor alle kwantitatief te bepalen PFAS zoals opgenomen in WAC/IV/A/025 mogelijk zijn. Hoofdzakelijk met PFAS met kortere koolstofketens (minder 6 koolstofatomen), PFBA in het bijzonder en vermoedelijk ook alle ultrakorte ketens (met 1 tot 3 koolstofatomen), zoals bv. TFA worden moeilijkheden ervaren om deze te verwijderen onder deze grens. Voor lange keten PFAS zijn er reeds meerdere cases waarbij deze verwijderd konden worden tot onder 20 ng/l, echter bij zeer hoge influent concentraties en/of complexe matrices blijft dit moeilijk realiseerbaar. Er is bijkomend onderzoek nodig om te bepalen welke bijkomende inspanningen geleverd dienen te worden om met de momenteel toegepaste techniek(en) aan de huidige rapportagegrenzen (20 ng/l voor de kwantitatieve PFAS en 50 ng/l voor de indicatieve PFAS) te kunnen voldoen. (VITO, 2023). Ook dient bijkomende rekening gehouden te worden met mogelijk toekomstige lagere rapportagegrenzen en ultrakorte keten PFAS.

3.2.6 Oppervlakte, volumes, concentraties en vuilvrachten

In onderstaande paragrafen wordt getracht op basis van de verzamelde gegevens uit reeds uitgevoerde bodemonderzoeken een algemeen beeld te schetsen van de verwachte concentraties en vuilvrachten van PFAS in grond en grondwater in Vlaanderen.

3.2.6.1 Concentratie aan PFAS in grond en grondwater

Voor de berekening met concentraties werd steeds gerekend met beschikbare gegevens voor PFOS, PFOA en/of de som van de gemeten PFAS. Voor ultrakorte PFAS (bvb. TFA) zijn er nog zeer weinig meetgegevens in grond of grondwater beschikbaar, hiervoor werden bijgevolg geen berekeningen uitgevoerd.

Uit de evaluatie van de resultaten van onderzochte brandweersites, bleek reeds dat de concentraties aan PFAS in zowel grond als grondwater sterk variëren (OVAM, 2022).

Alle analyseresultaten van PFAS in decretale bodemonderzoeken worden beschikbaar gesteld op DOV. Deze gegevens (tot en met 5/11/2024) werden meer in detail bekeken. PFAS worden enkel onderzocht in een bodemonderzoek indien er activiteiten aanwezig zijn op het onderzochte terrein waarbij PFAS kunnen vrijkomen. De resultaten zijn bijgevolg afkomstig van zogenaamde PFAS-risicolocaties, en niet representatief voor alle gronden in Vlaanderen.

Het aantal records (individuele analyseresultaten voor de afzonderlijke PFAS componenten) voor grond en grondwater in deze databank op 5/11/2024 is weergegeven in Tabel 11. Deze gegevens zijn afkomstig uit 1.787 bodemdossiers.

Tabel 11. Overzicht beschikbare PFAS- analyseresultaten uit bodemonderzoeken voor grond en grondwater.

	Analyseresultaten grond	Analyseresultaten grondwater
Aantal records (individuele analyseresultaten)	609.101	494.552
Aantal records in correcte analyse-eenheid	606.854	407.042
Aantal records niet gekoppeld aan dossier PFAS productiesite	514.986	374.922

Bron: bodemverkenner – DOV (<https://www.dov.vlaanderen.be/portaal/?module=public-bodemverkenner>)

In Tabel 12 en Figuur 9 worden het aantal metingen, het gemiddelde en de mediaan voor som van de gemeten PFAS, PFOA, PFOS in grond en grondwater weergegeven. Gezien er in de databank relatief weinig resultaten voor de som van de gemeten PFAS beschikbaar zijn, maar vaak wel individuele analyseresultaten voor verschillende PFAS-componenten, werd de som van de gemeten PFAS ook berekend op basis van de individuele resultaten per analysemonster – zodat een representatiever aantal resultaten kon gebruikt worden in de verdere berekeningen.

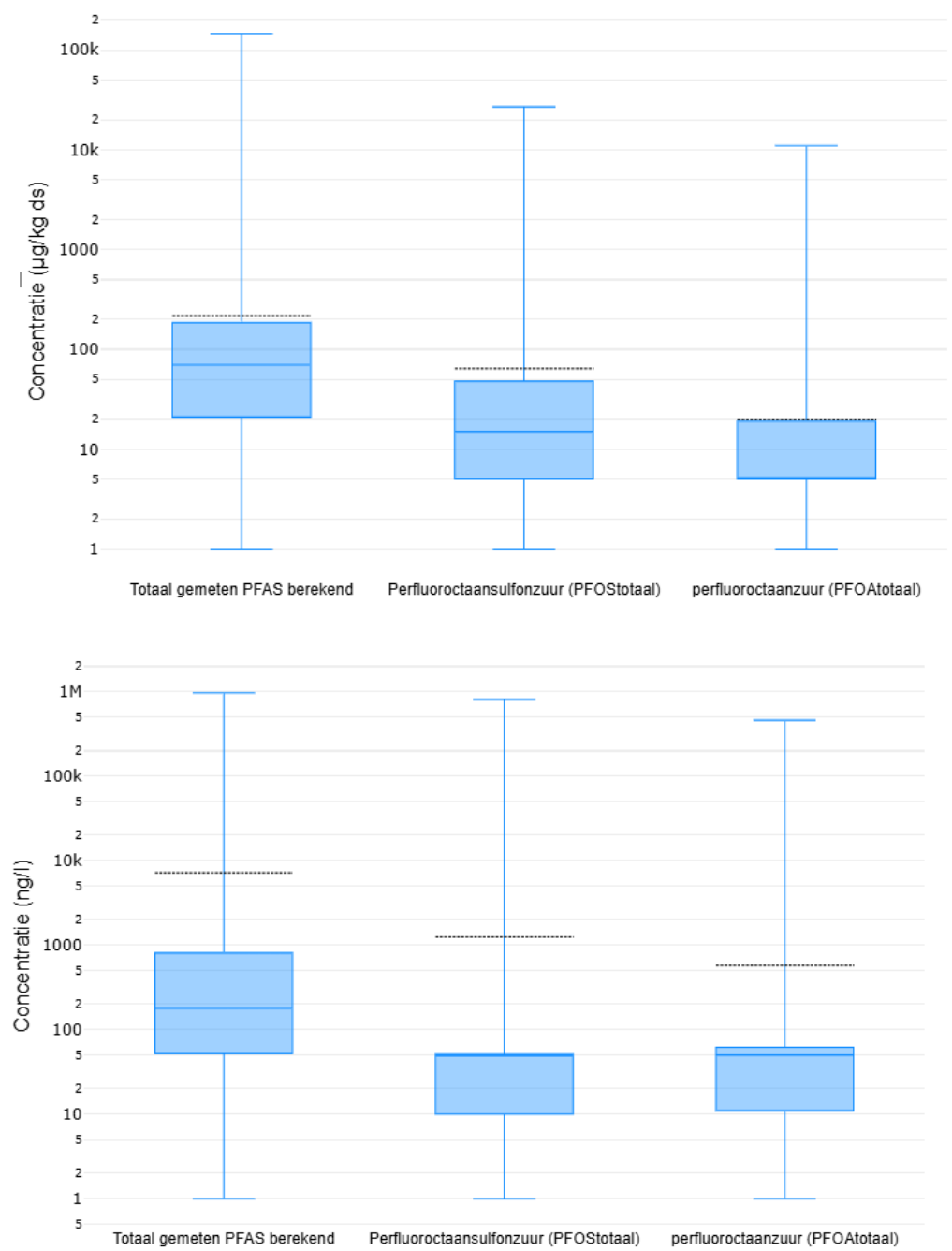
Hoewel er enkele dossiers zijn met zeer hoge waarden, ligt het grootste deel van de beschikbare metingen (90%) onder de 88 µg/kg ds, 48 µg/kg ds en 293 µg/kg ds en onder de 340 ng/l, 273 ng/l en 2.200 ng/l voor resp. PFOS, PFOA en de som van de gemeten PFAS.⁴

Tabel 12. Aantal beschikbare analyseresultaten, gemiddelde en mediaan voor PFAS totaal, PFOS en PFOA in grond (vaste deel van de aarde) en grondwater op basis van de uitgevoerde bodemonderzoeken in Vlaanderen.

	Grond				Grondwater				
	Aantal metingen	Aantal < RG	Gemiddelde concentratie (µg/kg ds)	Mediaan (µg/kg ds)	Aantal metingen	Aantal RG	<	Gemiddelde concentratie (ng/l)	Mediaan (ng/l)
Som van de gemeten PFAS	595	382	39	4	582	234		3.714	69
Som van de gemeten PFAS -berekend	13.277	4.515	130	19	8.654	1.524		5.913	105
PFOA _{totaal}	10.669	6.605	17	5	8.185	3.045		517	38
PFOS _{totaal}	11.346	3.666	58	14	8.136	3.891		1.102	31

⁴ Resultaten uit het dossier van een PFAS productiesite en 3 records met concentraties in het grondwater > 1.000.000 ng/l werden buiten beschouwing gelaten.

Figuur 9. Box plot van de gemeten concentraties aan totaal gemeten PFAS, PFOS en PFOA in grond (boven) en grondwater (onder) in de gekende decretaire bodemonderzoeken (min, max, rechthoek: interval 25-75 percentiel, zwarte stippellijn: gemiddelde waarde, blauw lijn: mediaan).

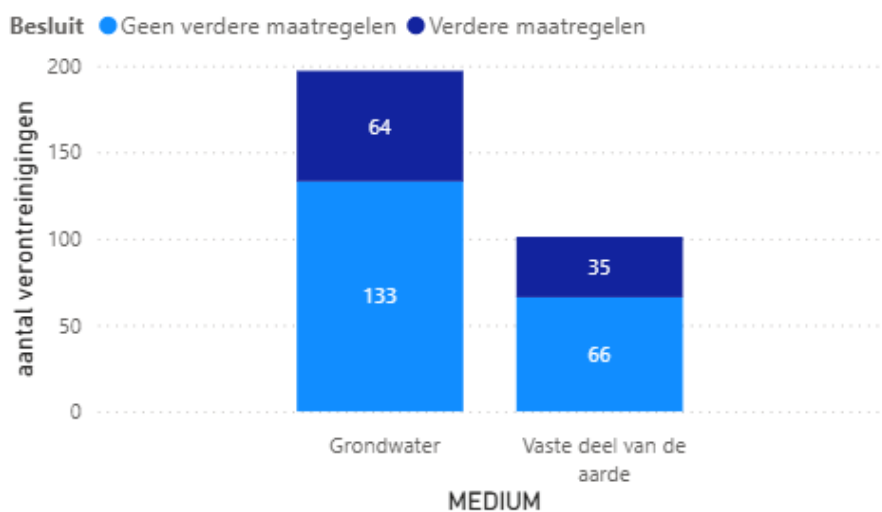


3.2.6.2 Vuilvracht in Vlaanderen: methode 1 – op basis van de vuilvracht berekend in goedgekeurde BBO's

Bij OVAM zijn reeds 234 BBO's of OBBO's met PFAS gekend, hiervan zijn er 162 goedgekeurd of conform. In deze 162 BBO's zijn in totaal 312 verontreinigingen met PFAS opgenomen. Op sommige terreinen zijn meerdere PFAS verontreinigingsvlekken aanwezig. Verontreiniging in grond, grondwater of de waterbodem worden ook apart geteld.. In totaal werden 298 verontreinigingen in grond of grondwater, en 14 in oppervlaktewater en waterbodem beschreven. Voor ca. 1/3 van de vastgestelde verontreinigingen in zowel grond als grondwater bleek er een noodzaak tot verdere maatregelen (Figuur 10). Figuur 11 geeft de vuilvracht weer die in deze BBO's werden berekend, opgeteld per medium en opgesplitst voor verontreinigingen met en zonder nood tot verdere maatregelen. Hoewel voor slechts 1/3 van het aantal verontreiniging er een noodzaak tot verdere maatregelen besloten wordt, vertegenwoordigen deze dossiers wel het grootste deel van de vuilvracht.

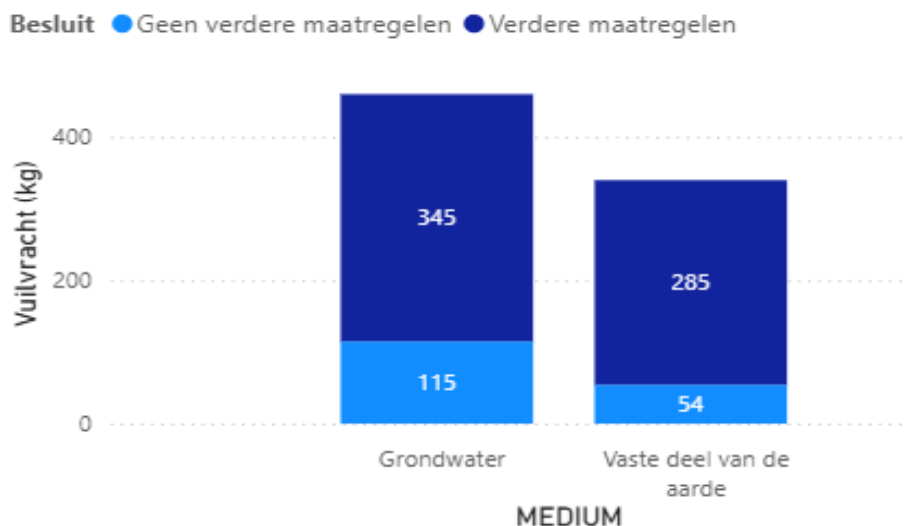
De totale, gemiddelde en mediane oppervlakte en volume van deze verontreinigingen wordt samengevat in Tabel B.4 en Tabel B.5⁵ in Bijlage 2: Tabellen gemiddelde oppervlakte, volume en vuilvracht per verontreiniging.

Figuur 10. Verdeling aantal verontreinigingen in goedgekeurde BBO's op basis van medium en noodzaak tot verdere maatregelen.



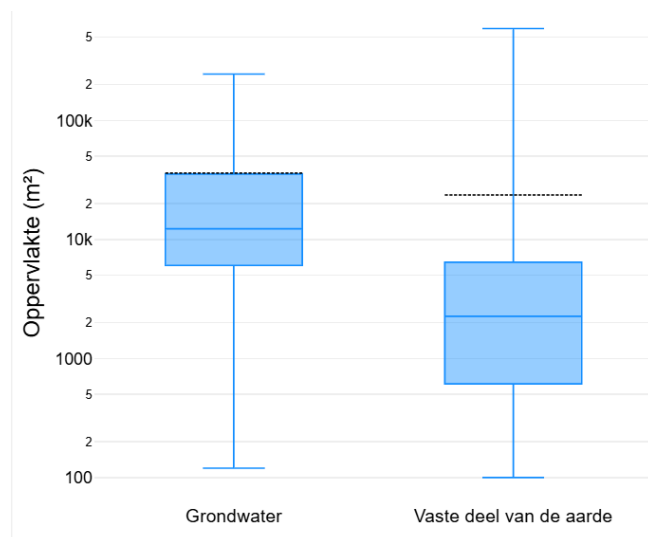
⁵ Gegevens van twee dossiers met zeer afwijkende vuilvrachten en gegevens afkomstig van het dossier gelinkt aan een PFAS-productiesite werden niet meegenomen in de berekeningen van oppervlaktes, volumes en vuilvrachten.

Figuur 11. Totale vuilvracht in goedgekeurde BBO's².

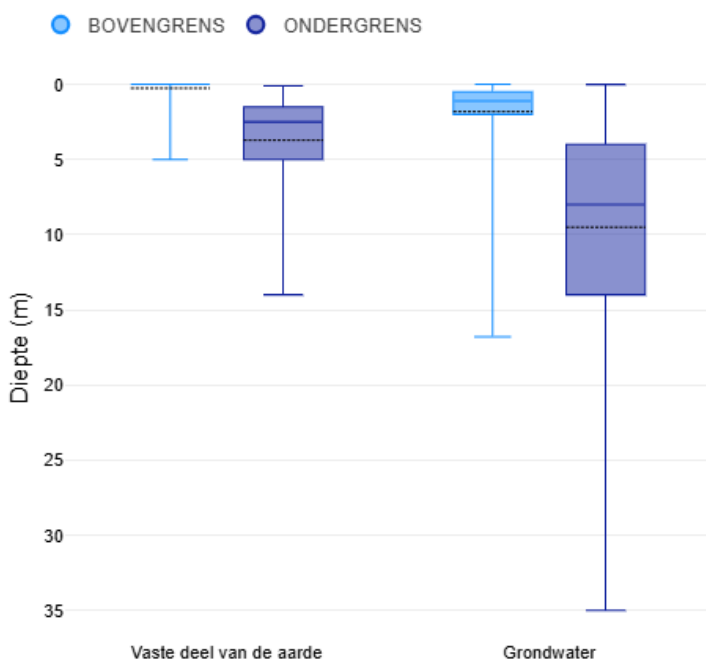


De spreiding van de oppervlaktes en dieptes voor de verontreinigingen in deze BBO's⁵ waarvoor verdere maatregelen noodzakelijk waren worden weergegeven in Figuur 12 en Figuur 13. Hieruit blijkt dat het 25-75 percentiel voor de oppervlakte van een verontreiniging in het grondwater waarvoor verdere maatregelen noodzakelijk zijn varieert tussen de 7.000 – 37.000 m², op een diepte startend tussen de 0 en 2,2 mv tot 5 à 14 m-mv. In de grond varieert in het 25-75 percentiel de oppervlakte tussen de 700 en 6.000 m², op een diepte startend vanaf het maaiveld tot 1,5 à 5 m-mv.

Figuur 12. Oppervlaktes van verontreinigingen in grond en grondwater in goedgekeurde BBO's waarvoor verdere maatregelen noodzakelijk zijn (min, max, rechthoek: interval 25-75 percentiel, zwarte stippellijn: gemiddelde waarde, blauwe lijn: mediaan).



Figuur 13. Spreiding van de boven- en ondergrens van de diepte van verontreinigingen in goedgekeurde BBO's waarvoor verdere maatregelen noodzakelijk zijn (min, max, rechthoek: interval 25-75 percentiel, zwarte stippellijn: gemiddelde waarde, blauw lijn: mediaan).



Uit bovenstaande cijfers kan heel indicatief berekend worden hoeveel PFAS aanwezig is per m² of per m³ verontreinigde grond of grondwater die opgenomen is in een goedgekeurd BBO (met of zonder noodzaak tot verdere maatregelen) (Tabel 13). Voor deze evaluatie werden de in het BBO (en mistral) gerapporteerde m³ en vuilvrachten overgenomen en werden geen nieuwe berekeningen uitgevoerd.

Tabel 13. Hoeveelheid PFAS per m² en m³ verontreinigde grond of grondwater opgenomen in een goedgekeurd BBO, op basis van de volumes, oppervlaktes en vuilvrachten gerapporteerd in deze individuele BBO's.

		Incl. data van een PFAS productiesite		Excl. data van een PFAS productiesite	
Grond	Totale vuilvracht in BBO's	40.929 kg PFAS		339 kg PFAS ⁽¹⁾	
	Totale oppervlakte in BBO's	19.263.000 m ²	2,125 g/m ²	1.019.000 m ²	0,333 g/m ²
	Totaal volume in BBO's	36.313.000 m ³	1,113 g/m ³ of 626 µg/kg	1.589.000 m ³	0,213 g/m ³ of 118 µg/kg
Grondwater	Totale vuilvracht in BBO's	17.661 kg PFAS		460 kg PFAS ⁽¹⁾	
	Totale oppervlakte in BBO's	30.313.000 m ²	0,582 g/m ²	1.770.714 m ²	0,260 g/m ²
	Totaal volume in BBO's	118.201.000 m ³	0,149 g/m ³	5.404.000 m ³	0,085 g/m ³

- (1) Op basis van de in Mistral gerapporteerde data. Bemerkt dat berekende vuilvracht voor grond en grondwater sterk bepaald wordt door de in de berekening gebruikte aannames zoals concentraties (maximale concentratie, gemiddelde, ...), (conservatieve) grootte contour en porositeit.

Indien we aannemen dat deze vuilvracht per oppervlakte (m²) ook representatief is voor alle toekomstige BBO's voor PFAS die in Vlaanderen zullen worden uitgevoerd, kan hieruit een schatting gemaakt worden van de totale vuilvracht in alle BBO's die in Vlaanderen voor PFAS zullen worden opgemaakt.

Uit paragraaf 3.2.3 werd geschat dat voor 39% van de te onderzoeken dossiers een BBO noodzakelijk zal zijn. In onderstaande berekening werd aangenomen dat dit eveneens overeenkomt met ca. 39% van de totale oppervlakte van de onderzoeksplichtige terreinen. Op basis van deze inschatting bedraagt de totale vuilvracht binnen de BBO contouren 169-771 ton PFAS.

Tabel 14. Inschatting vuilvracht PFAS in beschrijvende bodemonderzoeken – extrapolaties aangegeven in het groen

Opp verdachte terreinen	PFAS	Opp naar BBO (39%)	Berekeningswijze vuilvracht/m ²	Medium	Geschatte vuilvracht per m ²	Schatting PFAS vuilvracht alle BBO-plichtige terreinen
750,9 km ²		285 km ²	Inclusief data dossier	Grond	2,125 g/m ²	606 ton
			PFAS-productiesite	Grondwater	0,582 g/m ²	166 ton
				Totaal		771 ton
			Exclusief data dossier	Grond	0,333 g/m ²	95 ton
			PFAS-productiesite	Grondwater	0,246 g/m ²	74 ton
				Totaal		169 ton

Indien deze inschatting op een eenvoudigere manier gebeurt en we een vuilvracht van 0,8 ton, zoals vastgesteld in 159 BBO's excl. de PFAS-productiesites (Tabel 13, 339 kg in grond, 460 kg in grondwater), extrapoleren naar de verwachte 47.000 bronpercelen (750 km²) die zullen worden opgenomen in een BBO wordt hierin een vuilvracht van 236 ton verwacht voor grond en grondwater samen (excl. het dossier van de PFAS-productiesite). Dit is een sterke vereenvoudiging gezien een BBO gewoonlijk meerdere gronden omvat en omdat het aantal ingediende BBO's mogelijk nog geen representatief beeld geeft van de risico-locaties (grote versus beperkte PFAS kans). Bovendien wordt ook in bepaalde industriële regio's zoals havengebieden een grotere PFAS-problematiek verwacht.

3.2.6.3 Vuilvracht in Vlaanderen: methode 2 – op basis van de analyseresultaten uit alle decretale bodemonderzoeken (DOV)

Een andere manier om de totale vuilvracht aan PFAS in de bodem in Vlaanderen te schatten maakt gebruik van alle data in de gekende bodemdossiers. Uit de reeds goedgekeurde bodemdossiers kan berekend worden dat een PFAS-verontreiniging gemiddeld een pakket van 3 m dikte grond en 6 m dikte grondwater omvat. Rekening houdend met de mediaan van de som van de gemeten PFAS of het gemiddelde van de som van de gemeten PFAS in alle bodemdossiers en rekening houdend met de oppervlakte van alle PFAS-verdachte terreinen in Vlaanderen, wordt de totale vuilvracht (exclusief deze gerelateerd aan de productiesite) geschat op 73 tot 506 ton PFAS.

Tabel 15. Schatting vuilvracht PFAS o.b.v. gemiddelde en mediaan concentraties van de som van de gemeten PFAS uit alle bodemdossiers.

	Mediaan som gemeten PFAS	Gemiddelde som gemeten PFAS	Mediaan berekende som gemeten PFAS (excl. data productiesite)	Gemiddelde berekende som gemeten PFAS (excl. data productiesite)	Dikte verontreinigd pakket (m)
Grond	29 µg/kg	399 µg/kg ds	19 µg/kg	130 µg/kg ds	3
Grondwater	121 ng/l	9.541 ng/l	105 ng/l	5.913 ng/l	6
Oppervlakte PFAS verdachte bronterreinen (km²)	750,9	750,9	750,9	750,9	
Vuilvracht grond (ton)	111	1.528	73	498	
Vuilvracht grondwater (ton)	0.16	13	0,14	8	
Totale vuilvracht (ton)	111	1.541	73	506	

3.3 GRONDVERZET & BEMALING

3.3.1 Grondverzet

3.3.1.1 Beleid

Indien PFAS aanwezig zijn in grond die omwille van bijvoorbeeld wegenwerken moet worden uitgegraven, gelden er beperkingen voor de gebruiksmogelijkheden van deze grond.

Uit de cijfers van Grondbank vzw blijkt dat de hoeveelheid grond opgenomen in technische verslagen in de periode 2020 – 2023 30 tot 33 miljoen m³ per jaar bedraagt. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de volumes in het meest recente jaar steeds hoger lijken te liggen, dit kan verklaard worden doordat bepaalde graafwerken niet onmiddellijk worden uitgevoerd. Na enkele jaren dient het technisch verslag te worden geactualiseerd, waarna het volume bij het jaar van de actualisatie wordt meegerekend en geschrapt uit de cijfers voor het jaar van het oorspronkelijke technisch verslag.

Niet al de gronden opgenomen in een technisch verslag worden effectief uitgegraven. De hoeveelheden grond waarvoor een grondverzettoelating wordt afgeleverd geven een beter beeld van de hoeveelheid grond die werkelijk werd uitgegraven. Op basis van cijfers van Grondbank vzw gaat het gemiddeld gezien om ca. 11 miljoen m³ grond per jaar (Tabel 16).

Tabel 16. Hoeveelheid grond opgenomen in een technisch verslag en in grondverzettoelatingen in de periode 2019-2024 (cijfers Grondbank vzw)

	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Hoeveelheid grond in technische verslagen (m ³)	19.059.328	30.954.092	30.389.419	33.383.133	29.954.209	44.788.579
Hoeveelheid grond in grondverzettoelatingen (m ³)	10.585.792	13.094.861	10.245.067	11.198.556	9.848.511	11.930.911

Van de grond waarvoor een grondverzettoelating wordt afgeleverd, wordt ca 30% gebruikt op de werf zelf. Van de 70% grond die extern wordt afgevoerd, gaat bijna 20% naar een tijdelijke opslagplaats voor bodem of grondreinigingscentrum (experten-commissie, 2024). De overige grond wordt rechtstreeks afgevoerd voor gebruik op een nieuwe bestemming. Hierbij wordt ca. 35% gebruikt als bodem en ca. 15% in bouwkundige toepassingen of vormvast product (cijfers Grondbank vzw).

Het is momenteel nog niet duidelijk in hoeveel van deze grond PFAS aanwezig is en welke volumes enkel door deze aanwezigheid van PFAS niet vrij gebruikt kunnen worden en/of gereinigd moeten worden. Uit gedeeltelijke cijfers van Grondbank vzw uit het afgelopen jaar blijkt wel dat in slechts 34% van de stalen waarop PFAS worden geanalyseerd de rapportagegrens niet wordt overschreden. Dit betekent dat in 66% PFAS wordt gedetecteerd.

De verschillende kaders voor PFAS in het grondverzet van de afgelopen jaren leggen beperkingen op aan het gebruik van gronden, onder meer op basis van het uitlooggedrag, bestemmingstype, gebruik boven en ondergrondwater etc. Ook wanneer op basis van de richtinggevende kaders mogelijkheden tot gebruik zijn voor PFAS-houdende gronden, kan het moeilijk zijn om een afnemer te vinden, gezien de onzekerheden, perceptie en snel evoluerende richtlijnen. Dit kan resulteren in minder gebruik van gronden en een grotere nood aan reinigen of storten.

Het gebruik van uitgegraven gronden heeft vanuit het oogpunt van milieuzorg, duurzaamheid en circulariteit nochtans verschillende voordelen:

- Het stimuleert het gebruik van waardevolle⁶ bodemmaterialen en vermindert de nood voor het aanspreken van nieuwe delfstoffen.
- Bij gebruik ter plaatse kan men tevens de nood aan transport (CO₂-uitstoot) beperken.

Het reinigen van gronden heeft naast een financiële kost ook een hoge energievraag. Het reinigen van gronden is bovendien een scheidingstechniek (zie 3.2.5.2). Dit proces resulteert bijgevolg niet in kwaliteitsvolle grond, gezien het organisch materiaal, de structuur en de biodiversiteit die verloren gaat tijdens het reinigen.

Uit cijfers van de Grondbank vzw blijkt dat 94% van de op PFAS geanalyseerde stalen voldoet aan de toetsingswaarde waarden vrij gebruik type III t.e.m. V voor PFAS (volgens de omzendbrief dd. 2025). De laatste jaren is wel een beperkte stijging te merken in het percentage gronden dat dient te worden gereinigd of gestort (Tabel 17).

Tabel 17. Verdeling gebruiksmogelijkheden uitgegraven gronden.

	2019	2020	2021	2022	2023
% gronden vrij gebruik	59%	61%	45%	45%	55%
% reinigen of storten	1%	2%	4%	3%	5%
% overige toepassingen	40%	37%	51%	52%	40%

3.3.1.2 Gekende gegevens

Via Grondbank vzw werd een dataset bekomen van PFAS analyses uit verschillende technische verslagen met dossier-aanmaakdata tussen oktober 2023 en oktober 2024. Het aantal records in deze dataset wordt samengevat in Tabel 18.

Tabel 18. Aantal PFAS analyses in gebruikte data Grondbank vzw.

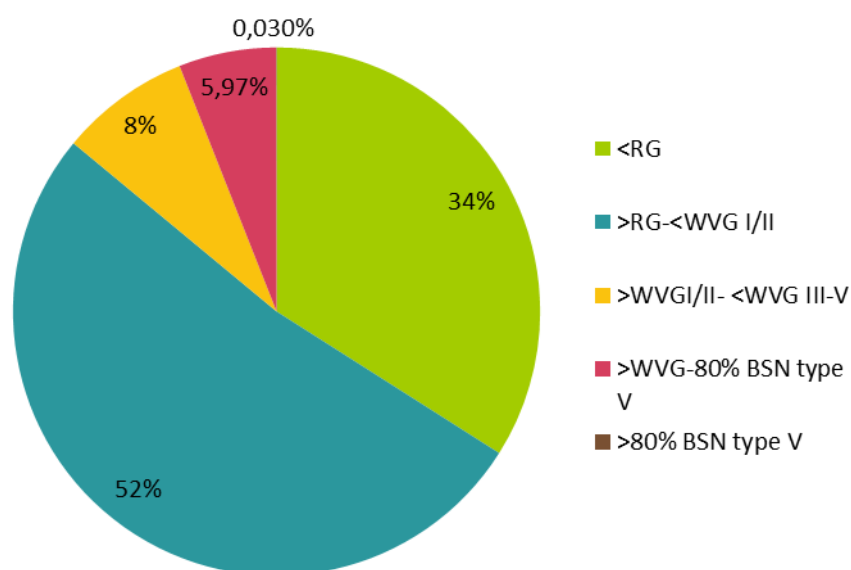
Aantal analyseresultaten in dataset:	49.827	
	Grond	Eluaat
PFOS totaal	14.727	1.673

⁶ Bv. Op vlak van organisch materiaal, structuur en biodiversiteit

PFOAtotaal	14.288	1.664
Som van de gemeten PFAS	15.756	1.719

Op basis hiervan werd nagegaan in hoeveel van de geanalyseerde bodemonsters de toetsingswaarde vrij gebruik, 80% van de toetsingswaarde bodemsaneringsnorm type V voor PFOS en de toetsingswaarde bodemsaneringsnorm type V voor PFOA werd overschreden (Figuur 14). Hierbij werd gebruik gemaakt van de toetsingswaarden zoals opgenomen in de omzendbrief dd. 2025 (Tabel 1, paragraaf 3.1.1). Mogelijk is het aandeel boven de toetsingswaarde BSN (0,03%) een onderschatting. Deze gronden worden vaak ook rechtstreeks afgevoerd voor reiniging of storten zonder een technisch verslag.

Figuur 14. Verdeling van het aantal stalen met PFAS analyses per concentratie-interval op basis van een data afkomstig van Grondbank vzw. (RG: rapportagegrens: 0,5 µg/kg ds, WVG type I/II: 1,5 µg/kg ds voor PFOS, 1 µg/kg ds voor PFOA en 4 µg/kg ds voor de som van de gemeten PFAS WVG type III_V;: 3µg/kg ds voor PFOS, 2 µg/kg ds voor PFOA en 8 µg/kg ds voor de som van de gemeten PFAS, gehanteerde toetsingswaarde BSN type V: 268 µg/kg ds).



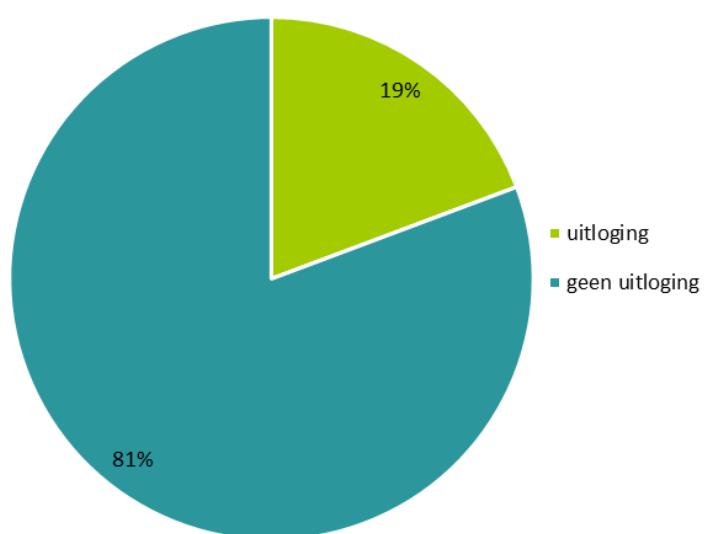
Volgens de omzendbrief dd. juli 2025 dienen gronden bij gebruik op een andere locatie ook te voldoen aan de POP-verordening. 99,5% van de analyses opgenomen in de dataset van Grondbank vzw voldoen hieraan.

Verder blijkt uit de data dat in ca. 19% van de beschikbare uitloogresultaten de som van de gemeten PFAS in het eluaat groter is dan 100 ng/l (Figuur 15). In deze dataset kon er databank-technisch geen verband worden gelegd tussen de grondconcentratie in een uitloogconcentratie van een staal, er werd daarom conservatief aangenomen dat bij 19% van de stalen uitlooging optreedt ongeacht of de concentratie in grond boven of onder de toetsingswaarde WVG of toetsingswaarde BSN ligt (Figuur 16). Er werd ook geen onderscheid gemaakt tussen

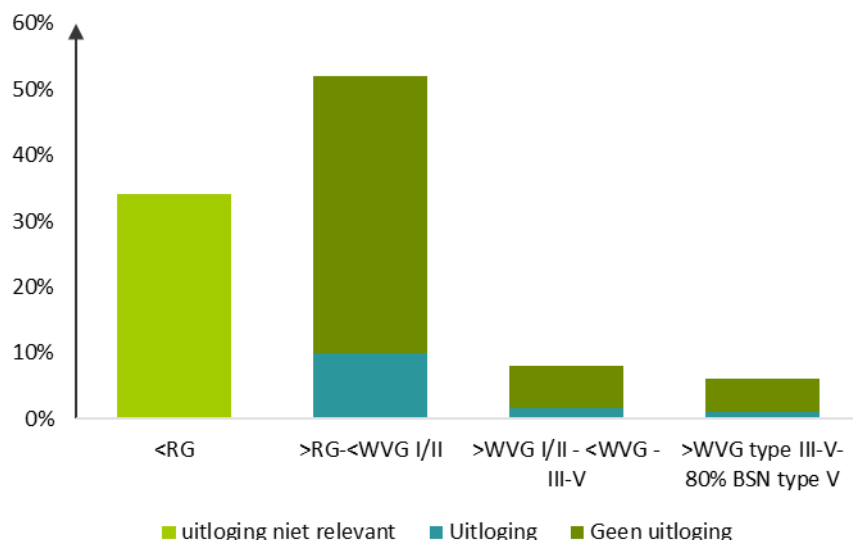
de gebruikte methode voor de uitloogproef. Bovendien is de hiervoor gebruikte beschikbare dataset aan eluaatconcentraties beperkt.

Op basis van deze cijfers werd een globale verdeling van de gronden uit de database van Grondbank vzw ingeschat. Hierbij werd aangenomen dat het aantal stalen evenredig is met het volume grond.

Figuur 15. Resultaat uitloogproeven databank Grondbank vzw (beperkte dataset eluaat).



Figuur 16. Verdeling gronden o.b.v. aantal stalen in databank grondbank (beperkte dataset eluaten).



Als aanvulling op deze cijfers werden 20 technische verslagen van variërende grootte met analyses verzameld via entiteiten van het Beleidsdomein Mobiliteit en Openbare Werken (MOW). Het aantal ontvangen gegevens wordt samengevat in Tabel 19. Een aantal van deze technische verslagen zijn afkomstig uit de omgeving van gekende PFAS-verontreinigingen.

Tabel 19. Aantal PFAS analyses in de geanalyseerde technische verslagen.

Aantal technische verslagen	20		
	Grond	Eluaat ultrapuur	Eluaat CaCl ₂
Aantal analyseresultaten - alle PFAS componenten	255.057		
PFOS _{totaal}	6.118	440	151
PFOA _{totaal}	6.118	441	151
Som van de gemeten PFAS	6.118	604	316

Ook hier werd nagegaan in hoeveel van de geanalyseerde bodemonsters de streefwaarde, toetsingswaarde vrij gebruik, 80% van de bodemsaneringsnorm type V en de bodemsaneringsnorm type V werd overschreden. Waar mogelijk werd dit ook (indicatief) gekoppeld aan de volumes van de deelpartijen opgenomen in het technisch verslag (Figuur 17 en

Figuur 18). Gedetailleerde tabellen zijn opgenomen in Bijlage 3: Tabellen steekproef grondverzet.

Wanneer we kijken naar het aantal stalen dat resp. onder rapportagegrens, tussen rapportagegrens en WVG type III-V, tussen WVG III-V en 80% van de BSN type V en > 80% van de BSN type V (Figuur 17) zien we dat er

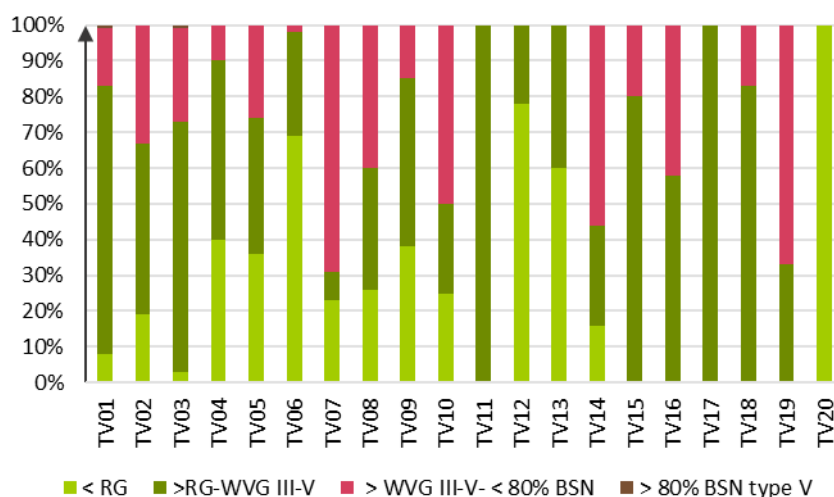
grote verschillen zijn tussen de technische verslagen in de steekproef. Er is bvb. een technisch verslag waarbij het gehele volume onder rapportagegrens ligt terwijl in andere technische verslagen het aandeel boven WVG oploopt tot 70% van de stalen. Het aantal stalen waarin meer dan 80% van de BSN type V wordt overschreden is klein.

Voor 14 van de 20 technische verslagen konden deze resultaten ook (indicatief) vertaald worden in volumes grond, op basis van de indeling van de uit te graven grond in verschillende deelpartijen. Indien de verdeling van de volumes gronden over de concentratieintervallen bekeken wordt (

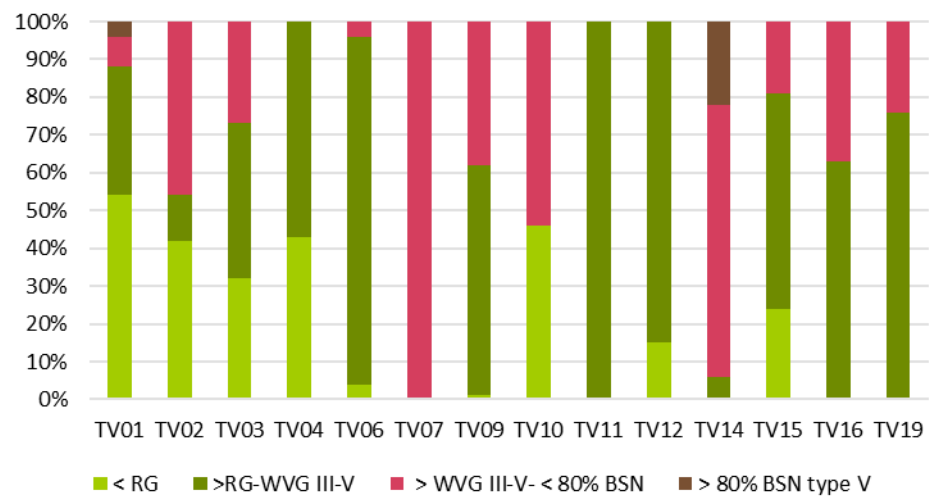
Figuur 18 en Figuur 19) wijkt dit beeld af van het beeld bij het aantal stalen. Hiervoor zijn verschillende verklaringen mogelijk:

- (geroerde) toplagen worden over het algemeen dichter bemonsterd en geanalyseerd dan dieperliggende lagen ongeroerde natuurlijke bodem.
- Deelpartijen worden ingedeeld op basis van de ligging van de gronden en hun eigenschappen. Bij wisselende resultaten kan de kwaliteit van een deelpartij bepaald worden door het “slechtste analyseresultaat”, bijvoorbeeld wanneer in een bepaalde partij grond 4 PFAS-resultaten bekomen worden boven WVG en 1 resultaat onder vrij gebruik.
- Indien verhoogde waarden worden vastgesteld, wordt vaak bijkomende afperkend onderzoek uitgevoerd, waardoor er relatief meer stalen worden geanalyseerd op een deel van het te ontgraven volume.

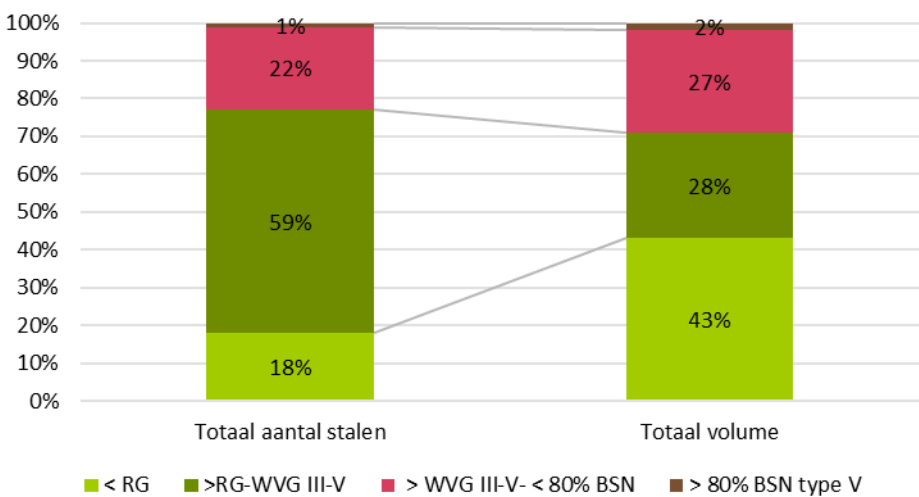
Figuur 17. verdeling van het aantal stalen met PFAS-analyses per concentratie-interval op basis van een steekproef van 20 technische verslagen



Figuur 18. Indicatieve verdeling van het volume grond met PFAS per concentratie-interval op basis van een steekproef van 20 technische verslagen.



Figuur 19. Vergelijking van de relatieve verdeling van de resultaten over verschillende concentratie-intervallen op basis van het aantal stalen en op basis van het totale volume in de technische verslagen uit de steekproef.

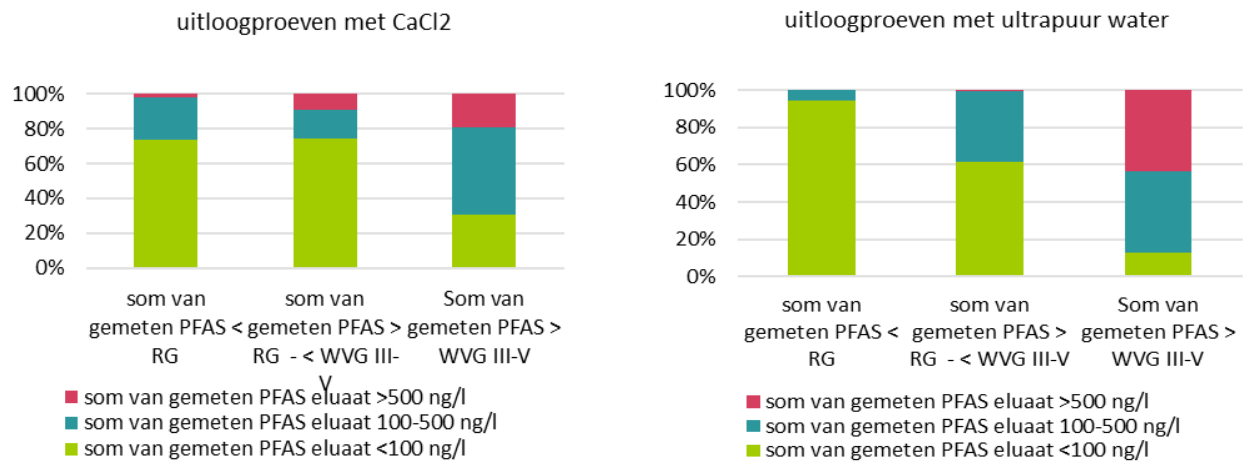


Volgens de omzendbrief dd. juli 2025 dienen gronden bij gebruik op een andere locatie ook te voldoen aan de POP-verordening. 98.5% van het volume grond opgenomen in de steekproef voldoen hieraan.

Uit de data van de uitloogproeven in deze technische verslagen kan het volgende worden besloten:

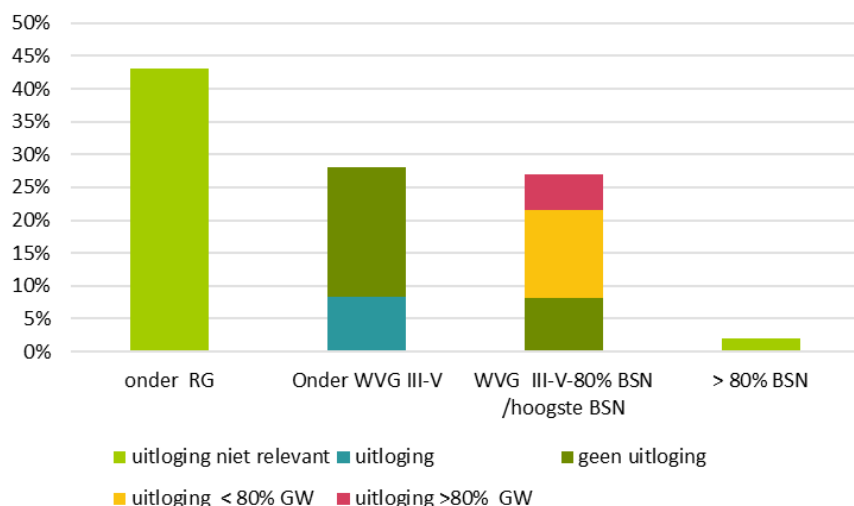
- Voor gronden met concentraties PFAS boven RG en die voldoen aan WVG III-V wordt in ca. 30%- 40% van de stalen eluaatconcentraties boven de toetsingswaarde BSN Som EU 20 (= 100ng/l) overschreden (uitloging met meest recente methodiek CaCl_2).
- Indien de WVG wordt overschreden liggen de eluaatconcentraties
 - o In 60-90% van de stalen boven de toetsingswaarde BSN voor de som EU 20 (=100 ng/l)
 - o in 20-40% van de stalen boven de toetsingswaarde BSN voor de PFAS totaal (= 500 ng/l)

Figuur 20. Resultaat uitloogproeven bij variërende concentraties PFAS in de grond.



Op basis van deze cijfers werd een globale verdeling van de gronden uit de 20 technische verslagen ingeschat, zoals weergegeven op Figuur 21.

Figuur 21. Verdeling volume grond in steekproef 20 TV (o.b.v. resultaten uitloging met CaCl₂ als uitloogvloeistof).



3.3.2 Raming vuilvracht

Op basis van de beschikbare gegevens kon een ruwe raming worden gemaakt van de vuilvracht aan PFAS die jaarlijks kan worden uitgegraven in het kader van grondverzet. Hierbij wordt aangenomen dat de verdeling van de gronden in de verschillende concentratie-intervallen kan worden doorgetrokken over alle uit te graven gronden. Dit wil niet noodzakelijk zeggen dat deze vuilvracht uit de bodem verwijderd wordt, gezien een deel van de gronden opnieuw wordt gebruikt.

De berekeningen werden uitgevoerd met zowel de verdeling op basis van de data van Grondbank vzw als uit de steekproef van technische verslagen (Tabel 20). Merk op dat er een aanzienlijk verschil is in de verdeling van de gronden over de verschillende concentratie-intervallen tussen de twee dataset. De totale vuilvracht per jaar varieert tussen de 0,05 en 0,3 ton PFAS per jaar (Tabel 21).

Tabel 20. Raming aandeel gronden per concentratie interval.

	<RG	>RG-<WVG type I/II		> WVG type I/II -< WVG III-V		>WVG-80% BSN type V		>80% BSN type V
		Uitloging	Geen uitloging	Uitloging	Geen uitloging	Uitloging	Geen uitloging	
Verdeling 1:								
Grondbank vzw	34%	10%	42%	1,5%	6,5%	1%	5%	0,03%
	34%		52%	8%		6%		0,03%
Verdeling 2:								
Steekproef	43%	5%	10%	4%	9%	19%	8%	2%
	43%		15%	13%		27%		2%

Tabel 21. Schatting hoeveelheid vuilvracht aan PFAS in de hoeveelheid gronden opgenomen in de technische verslagen van de afgelopen jaren – extrapolaties zijn aangeduid in het groen.

	2019	2020	2021	2022	2023	2024
m³ grond opgenomen in grondverzetstoelatingen	10.585.792	13.094.861	10.245.067	11.198.556	9.848.511	11.930.911
Schatting vuilvracht (ton) verdeling 1	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05	0,06
Schatting vuilvracht (ton) verdeling 2	0,27	0,34	0,26	0,29	0,25	0,31

Om een schatting te maken van de diffuse vuilvracht aan PFAS in Vlaanderen zouden we deze percentages kunnen extrapoleren naar de hele oppervlakte van Vlaanderen (13.626 km²), m.u.z. van de bronpercelen waar volgens paragraaf 3.2.6 een BBO noodzakelijk is (285 km²). Indien we ervan uitgaan dat de diffuse verontreiniging zich in de bodemlaag tot 1 m diepte bevindt, resulteert dit in een potentieel volume grond van 13.341.000.000 m³ met een totale potentiële PFAS-vuilvracht van 68-356 ton.

Wanneer gekeken wordt naar de berekening volgens verdeling 2 is het aandeel aan vuilvracht in het concentratie interval > 80% toetsingswaarde BSN type V groot, meer dan de helft van de geschatte vuilvracht is afkomstig van dit relatief kleine aandeel aan gronden. Deze concentraties zijn vermoedelijk eerder gerelateerd aan een puntbron. Aanpakken van deze puntbronnen met hoogste concentratie kan dus leiden tot een aanzienlijke vuilvrachtreductie.

Indien we de vuilvracht gerelateerd aan concentraties > 80% van de toetsingswaarde BSN type V niet meenemen in de raming van de diffuse vuilvracht, omdat we aannemen dat deze veroorzaakt zijn door een puntbron, resulteert dit in een schatting van 65- 177 ton aan diffuse verontreiniging. Deze totale hoeveelheid diffuse verontreiniging op een oppervlakte van ruim 13.000 km² ligt in dezelfde grootteorde als de totale hoeveelheid PFAS die werd geschat ter hoogte van de veel beperktere oppervlakte aan terreinen waar mogelijk een BBO zal nodig zijn (285 km²).

Tabel 22. Extrapolatie diffuse verontreiniging over Vlaanderen.

	Raming totale diffuse vuilvracht in Vlaanderen	Vuilvracht gronden >RG- <WVG type III-V	Vuilvracht gronden >WVG type III-V- <80% BSN type V	Vuilvracht gronden >80% BSN type V
Aandeel gronden obv verdeling 1		60%	6%	0,03%
Extrapolatie obv volume grond Vlaanderen ⁽¹⁾				
Schatting vuilvracht (ton) obv verdeling 1	68	29	36	3
Aandeel gronden obv verdeling 2		28%	27%	2%
Extrapolatie obv volume grond Vlaanderen ⁽¹⁾				
Schatting vuilvracht (ton) obv verdeling 2	356	14	163	179

(1) Extrapolatie volume grond Vlaanderen: oppervlakte Vlaanderen 13.626 km² verminderd met oppervlakte BBOs 285 km² resulteert in potentieel oppervlakte diffuse verontreiniging van 13.341 km² of een volume aan grond van 13.341.000.000 m³ rekening houdend met een gemiddelde diepte van 1 meter over de volledig oppervlakte.

3.3.3 Bemaling

Het bodembeleid heeft invloed op het aspect bemaling in zoverre dat (rest)verontreiniging in de bodem of grondwater die niet wordt aangepakt of diffuse grondwaterverontreiniging nog tot bijkomende kosten kan leiden indien er voor dergelijke zone bemaald moet worden en het bemalingswater moet worden geloosd of terug in de ondergrond worden gebracht. Door de van toepassing zijnde normen voor lozing en infiltratie van PFAS zal het water vaak eerst gezuiverd moeten worden. Dit kan dan tot bijkomende kosten leiden, die niet noodzakelijk door de veroorzaker gedragen worden.

De toegenomen kennis en bewustwording rond de aanwezigheid van PFAS in de ondergrond, hetzij diffuus, hetzij gekoppeld aan puntbronnen, maken dat de uitbouw van een werkingskader voor bemalingen zich opdringt. Retour van bemalingswater kan vaak wenselijk zijn. Puur kwantitatief lijkt dit in het kader van droogteproblematiek vanzelfsprekend voor het grootste deel van Vlaanderen. Ook kwalitatief kan retour van bemalingswater met PFAS in dezelfde watervoerende laag de voorkeur genieten op verplaatsing naar een ander milieucompartiment (door lozing in waterloop of riolering). Het blijft evenwel steeds noodzakelijk om lokaal af te wegen wat de beste piste is over de milieucompartimenten heen (Vrancken, 2022).

Een evaluatie van impact over bemalingen in Vlaanderen maakt geen onderdeel van deze studie uit.

3.4 DIFFUSE VERONTREINIGING

VMM voerde in 2022 onderzoek uit naar PFAS in het grondwater in Vlaanderen. De resultaten van het eerste verkennend onderzoek naar diffuse verspreiding van PFAS tonen aan dat er verspreid over heel Vlaanderen op

verschillende plaatsen PFAS worden gedetecteerd in het ondiepe (freatische) grondwater. Er zijn echter ook plaatsen waar geen PFAS werd gedetecteerd. De norm van de drinkwaterrichtlijn wordt in 6% van de locaties overschreden. Er komen geïsoleerde hogere concentraties voor die mogelijk gelinkt zijn aan al dan niet gekende puntbronnen, de zogenaamde puntverontreinigingen. Dit kan te wijten zijn aan lozingspunten, brandweersites of andere bronnen en moet verder worden onderzocht. De screening toonde aan dat in het freatisch grondwater in heel de provincie Antwerpen PFAS teruggevonden werden. Voor een inschatting van risico's voor blootstelling moet het verband gelegd worden met de productie van drinkwater (Vrancken, 2022).

De meest frequent voorkomende en in hoogste concentratie aangetroffen PFAS in het ondiepe grondwater zijn PFBA, PFBS, PFOA (vnl. lineair) en PFOS (vnl. vertakt).

In 2024 werd in opdracht van OVAM een meetcampagne uitgevoerd om na te gaan of PFAS ook werd aangetroffen in grond en grondwater op locaties waar geen puntbronnen in de onmiddellijke omgeving gekend zijn (OVAM, 2024). Hierin werd vastgesteld dat in 90% van dergelijke staalnamelocaties in Vlaanderen de gemeten waarden lager liggen dan de waarden voor de streefwaarden of antropogene achtergrondwaarden in Tabel 1 en Tabel 2. Deze waarden voor PFOS en PFOA in grond bevestigen de waarden uit een studie naar het bepalen van de streefwaarden uit 2021 (OVAM, 2021).

In deze studie op locaties zonder gekende puntbronnen in de omgeving (OVAM, 2024) werd de toetsingswaarde RW voor grond (3 µg/kg ds) voor PFOS in slechts 3 van de 73 (4%) locaties overschreden. Voor PFOA werd deze waarde in geen van de staalnamelocaties overschreden. De gemiddelde gemeten waarde voor de som EU 20 en de som van de gemeten PFAS in het grondwater, hangt af van de gehanteerde rapportagegrenzen maar bedraagt ca. 25 ng/l voor zowel som van de gemeten PFAS als som EU 20. De mediaan bedraagt ca. 12 ng/l (OVAM, 2024).

Er werd getracht om ook vertrekkende vanuit deze cijfers in te schatten welke grootteorde aan vuilvracht er als diffuse verontreiniging aanwezig is. Hiervoor werd gebruik gemaakt van het 90-percentiel en de gemiddelde waarde voor de som gemeten kwantitatieve PFAS uit de dataset die werd verzameld in het kader van het berekenen van antropogene achtergrondwaarden (OVAM, 2024). Er werd aangenomen dat de diffuse verontreiniging zich vooral in een ondieper pakket zou bevinden (resp. 1 m voor grond en 3 m voor grondwater). Hieruit wordt geschat dat er een grootteorde van 30 tot 60 ton PFAS als diffuse verontreiniging kan aanwezig zijn, dit ligt in de grootteorde van de schatting die gemaakt werd op basis van de verdeling van de gronden op basis van de databank van Grondbank vzw (

Tabel 22). Hierbij dient opgemerkt te worden dat in specifieke gebieden de diffuse grondwaterverontreiniging dieper kan aanwezig zijn (bv. industriegebied).

Tabel 23. Schatting diffuse vuilvracht op basis van antropogene achtergrondconcentraties – extrapolaties weergegeven in het groen.

	90-percentiel som gemeten PFAS	Gemiddelde som gemeten PFAS	Dikte verontreinigd pakket (m)
Grond (µg/kg ds)	2,6	1,6	1
Grondwater (ng/l)	58,5	25,7	3
Oppervlakte Vlaanderen (km ²)	13.522	13.522	
Vuilvracht grond (ton)	59,8	36,8	
Vuilvracht grondwater (ton)	0,71	0,31	
Totale vuilvracht (ton)	60,5	37,1	

3.5 WATERBODEM

PFAS kunnen ook in de waterbodem terechtkomen bv. via lozingen van afvalwater.

OVAM onderzoekt sinds 2018 ook locaties in Vlaanderen waar op basis van de activiteiten langs onbevaarbare waterlopen verontreiniging in de waterloop verwacht wordt (OVAM, 2021). Sinds 2020 worden hier ook PFAS expliciet in meegenomen.

Op basis van de resultaten t.e.m. 2023 (niet gepubliceerd) werden PFAS geanalyseerd in 455 waterbodemstalen verdeeld over 124 waterloopsegmenten. In 7 bijkomende segmenten werden enkel oeverstalen geanalyseerd. In 318 stalen (70%), verdeeld over 105 segmenten werd de detectielimiet voor minstens 1 PFAS component overschreden. De toetsingswaarden richtwaarde type III-V werden in 27 segmenten overschreden, d.i. 22% van de bemonsterde segmenten. In de meeste onderzochte onbevaarbare waterlopen, die reeds werden geselecteerd omdat er risico-activiteiten gelinkt aan PFAS naast waterloop liggen (hotspots), blijken na de bemonstering de concentraties in de meeste gevallen wel boven de detectielimiet (0,5 µg/kg ds) te liggen, maar onder de toetsingswaarden richtwaarde type III-V. In de oeverstalen daarentegen werd in de helft van de onderzochte segmenten de toetsingswaarde richtwaarde type III-V overschreden.

Tabel 24 toont dat wordt ingeschat dat in maximaal 3,5% van onbevaarbare waterlopen PFAS-concentraties boven de toetsingswaarde richtwaarde in de waterbodem worden gemeten die direct gelinkt kunnen worden aan risico-activiteit.

Tabel 24. Overzicht resultaten hotspotstudie waterbodems.

Aantal waterloopsegmenten geselecteerd in hotspotstudie	2.435
Aantal segmenten waarvoor een onderzoek (voorstudie/historisch onderzoek)werd opgestart	775
Aantal bemonsterd op PFAS	124 (16% van segmenten waarvoor onderzoek werd opgestart)
Aantal boven toetsingswaarde RW	27 (3,5% van de segmenten waarvoor een onderzoek (voorstudie/historisch onderzoek) werd opgestart, 22% van de segmenten die werden bemonsterd)

3.6 SAMENVATTEND OVERZICHT

Tabel 25 geeft een samenvattend overzicht van de cijfers verzameld in de probleemanalyse voor zowel onderzoek en sanering als grondverzet.

Tabel 25. Samenvatting van de probleemanalyse.

Inschatting doorstroom	Aantal te onderzoeken gronden (OBO/VBO)	OBO/VBO à BBO	Aantal gronden met BBO	BBO à BSP	Aantal gronden BSP
PFAS - brandweersites	1.082 (683 sites)	70% (o.b.v. 503 dossiers)	757 (Ca. 480 sites)	39%	Ca. 187
Aantal sites andere PFAS-verdachte activiteiten	Ca. 123.200		Ca. 46.500		Ca. 16.000-18.000
Totaal sites	Ca. 123.500	38% (o.b.v. 1201 dossiers)	Ca. 47.000	34%-39% (o.b.v. 55-93 BBO's)	Ca. 16.000-18.000
Oppervlakte bronpercelen (km²)	750,9 km²		285 km²		97-111 km²
Concentraties o.b.v. DOV op risicoterreinen					
		Grond (µg/kg ds)		Grondwater (ng/l)	
		Gemiddelde	Mediaan	Gemiddelde	mediaan
Som van de gemeten PFAS - gerapporteerd	39		4	3.714	69
Som van de gemeten PFAS - berekend	142		19	5.913	105
PFOA _{totaal}	17		5	517	38
PFOS _{totaal}	58		14	1.102	31
Aantal en omvang gekende verontreinigingen ⁷					
		Grond		Grondwater (ng/l)	
		Geen sanering noodzakelijk	Sanering noodzakelijk	Geen sanering noodzakelijk	Sanering noodzakelijk
Aantal afgeperkte verontreinigingen	66		33	133	62
					298

⁷ Excl. het dossier van PFAS-productiesite

Gemiddelde oppervlakte	4.000 m²		23.000 m²	5.370 m²	30.000 m²	12.000 m²						
Gemiddeld volume	4.800 m³		38.700 m³	7.770 m³	74.000 m³	24.000 m³						
Gemiddelde diepte	0-0,85 m-mv		0-3,7 m-mv	1,3-5,6 m-mv	1,8-9,5 m-mv							
Vuilvracht PFAS in Vlaanderen												
			Grond	Grondwater		Totaal						
puntbronnen												
Schatting 1: In alle BBO o.b.v. gekende BBO's			95 ton	74 ton		169 ton						
Schatting 2: In alle BBO o.b.v schatting oppervlakte bronpercelen waar BBO nodig zal zijn			/	/		236 ton						
Schatting 3: Op alle risicoterreinen o.b.v. concentraties DOV			73-498 ton	0.14 -8 ton		73-506 ton						
Diffuse verontreiniging												
Schatting 1: Diffuse verontreiniging o.b.v. achtergrondconcentraties			37-60 ton	0,7-0,3 ton		37-60 ton						
Schatting 2: Diffuse verontreiniging o.b.v. cijfers grondverzet			65-177 ton	/		65-177 ton						
Grondverzet – verdeling gronden												
		<RG	>RG-<WVG type I/II		> WVG type I/II -< WVG III-V		>WVG-80% BSN type V		>80% BSN type V			
	Uitloging		Geen uitloging		Uitloging	Geen uitloging		Uitloging	Geen uitloging			
Verdeling 1: Grondbank vzw	34%	10%	42%		1,5%	6,5%		1%	5%	0,03%		
Verdeling 2: Steekproef	43%	5%	10%		4%	9%		19%	8%	2%		
Schatting vuilvracht per jaar in technische verslagen (ton)												
	2019		2020		2021		2022		2023		2024	
verdeling 1	0,05		0,06		0,05		0,05		0,05		0,06	
verdeling 2	0,27		0,34		0,26		0,29		0,25		0,31	

Hoewel de berekeningen rond de vuilvracht berusten op extrapolatie en gemiddelde waarden, geven de verschillende benaderingswijzen aan dat de totale vuilvracht in de bodem in Vlaanderen, op basis van de momenteel beschikbare data, vermoedelijk niet hoger is dan enkele honderden ton PFAS (110-683 ton exclusief productiesite). Deze totale hoeveelheid diffuse verontreiniging op een oppervlakte van ruim 13.000 km² ligt in hierbij in dezelfde grootteorde als de totale hoeveelheid PFAS die werd geschat ter hoogte van de veel beperktere oppervlakte aan terreinen waar mogelijk een BBO zal nodig zijn (285 km²).

Ter indicatieve vergelijking werd steekproefsgewijs de vuilvracht uit enkele recente conform verklaarde BSP's opgelijst:

- Dossier 8293: 6 ton olie + BTEX
- Dossier 9850: 4,3 ton olie
- Dossier 5939: 4 ton olie
- Dossier 3052: 2 ton arseen
- Dossier 963: 65 ton zwavel, PAK en minerale olie, 147 ton zware metalen

3.7 BEPERKINGEN EN MOGELIJKHEDEN TOT VERFIJNING VAN DE PROBLEEMANALYSE

Voor het uitvoeren van de probleemanalyse werd vertrokken van de bestaande data en werden een aantal aannames gedaan om voeling te krijgen met de situatie in Vlaanderen en grootteordes van het betrokken aantal gronden, oppervlaktes, volumes, concentraties en vuilvrachten. Er zijn nog vele mogelijkheden om deze probleemanalyse te verfijnen, verder uit te breiden of hiaten aan te vullen als er meer data ter beschikking komt of er meer specifieke analyses gebeuren op de bestaande data. Hieronder worden enkele punten opgelijst.

Terreinen met PFAS-verdachte activiteiten

- Alle terreinen met mogelijk PFAS-verdachte activiteiten op basis van hun VLAREM-rubriek of omwille van hun registratie als brandweer(oefen)terrein werden meegenomen in de analyse. Zoals reeds gesteld zal niet op elk van deze terreinen PFAS zijn gebruikt, en is dit mogelijk een overschatting.
- Er zou reeds een verdere verfijning kunnen gebeuren door terreinen waar de activiteiten voor 1960 zijn stopgezet, uit de selectie te halen – bv. de oudste stortplaatsen.
- De oppervlaktes van de potentiële bronpercelen verwijzen naar de oppervlaktes van het gehele perceel, dit kan zowel een over- als een onderschatting zijn, gezien PFAS-verontreiniging zich kan beperken tot een deel van een perceel of zich kan verspreid hebben naar andere percelen.
- De doorstroomgetallen van OBO naar BBO en van BBO naar BSP werden bepaald op basis van het aantal ingediende onderzoeken, dit is niet noodzakelijk hetzelfde als het aantal onderzochte percelen. De vereenvoudiging werd gemaakt dat één onderzoek overeenkomt met één perceel. Er zou per uitgevoerd onderzoek kunnen worden nagegaan hoeveel percelen hierbij betrokken zijn en voor hoeveel van de betrokken percelen er effectief een noodzaak is tot BBO of BSP. Gezien het aantal percelen echter geen informatie geeft over de omvang van de effectieve verontreiniging, werd dit in deze studie niet verder uitgewerkt.
- De doorstroomcijfers werden ook gelijkgesteld voor alle terreinen, ongeacht het type activiteit en de kans op PFAS-verontreiniging die hiervoor wordt ingeschat. Er kan vermoed worden dat, bijvoorbeeld, voor terreinen met een zeer beperkte of beperkte kans op PFAS-verontreiniging, er minder doorstroom zal zijn naar BBO en/of BSP. Er zijn echter nog onvoldoende terreinen onderzocht om dit onderscheid gefundeerd te kunnen maken.
- Bij de studie waarin de doorstroomcijfers werden geanalyseerd in de periode tot 2018 werd opgemerkt dat er in de vroegste periode een hogere doorstroom was naar BBO en BSP dan in de recentere jaren.

Vermoedelijk omdat veel terreinen voor het eerst werden onderzocht, en mogelijk ook gestart werd met de terreinen waarvan verwacht werd dat er verontreiniging aanwezig was. Mogelijk speelt dit effect nu opnieuw voor PFAS en zijn vooral de meest verdachte terreinen eerst onderzocht. Dit kan echter niet met zekerheid worden gezegd. Mogelijk speelt er net een omgekeerd effect en zijn veel terreinen nog bezig met het uitvoeren van een onderzoek waardoor deze nog niet zijn ingediend.

- Bij het nagaan van het landgebruik in de omgeving werden alle terreinen in een straal van 50 m rond de perceelsgrenzen van de potentiële bronpercelen bekeken. Deze 50 m is een aanname, de afstand werd niet afgetoetst aan de omvang van de reeds gekende PFAS-verontreinigingen, er werd geen rekening gehouden met de grootte van de potentiële bronpercelen of andere terrein specifieke kenmerken zoals de grondwaterstromingsrichting. Ook hier werd geen onderscheid gemaakt tussen terreinen met een zeer grote, grote, beperkte of zeer beperkte kans op PFAS-verontreiniging.

Oppervlaktes, volumes, concentraties en vuilvrachten

- Voor berekening met concentraties werd steeds gerekend met beschikbare gegevens voor PFOS, PFOA en/of de som van de gemeten PFAS. Voor ultrakorte PFAS (bv. TFA) zijn er nog zeer weinig meetgegevens in grond of grondwater beschikbaar, hiervoor werden bijgevolg nog geen berekeningen uitgevoerd.
- Voor de oppervlaktes, volumes en vuilvrachten van de gekende verontreiniging werd gewerkt met de data uit Mistral, de database van OVAM, waar de gegevens door de bodemsaneringsdeskundigen werd ingegeven. Uit deze data zien we een grote spreiding qua vuilvrachten, zowel in grond als grondwater, wanneer deze worden uitgedrukt in aantal gram PFAS/m³. De berekening van de vuilvrachten gebeurt door de individuele deskundigen en kan afhangen van de aannames die in elk dossier apart werden gemaakt (bv. gerekend met hoogste concentraties of een gemiddelde concentratie? Contouren conservatief ingetekend of niet? ...)
- De oppervlaktes en volumes afkomstig uit de Mistral databank hebben steeds betrekking op de oppervlakte en het volume boven de toetsingswaarde BSN. Hierbij kan voor de grond niet worden nagegaan of dit boven toetsingswaarde BSN type I, II, III, IV of V gaat, hoewel de waarde van de BSN sterk verschilt per bestemmingstype. Om dit te kunnen nagaan zou per dossier een analyse moeten gebeuren van welk deel van de verontreiniging zich in welk bestemmingstype bevindt. Dit zou kunnen uitgevoerd worden aan de hand van een GIS analyse van de contouren – dewelke ook opgenomen zijn in Mistral.
- Gegevens over oppervlaktes en volumes van verontreinigingen boven toetsingswaarde RW zijn niet als apart veld opgenomen in Mistral. De contouren RW zijn wel opgenomen, deze werden in voorliggende studie niet geanalyseerd.
- Indien gerekend wordt met gemiddelde concentraties in het grondwater uit alle gekende onderzoeken ligt de geschatte vuilvracht in het grondwater aanzienlijk lager dan deze in grond (**methode 2**). Dit is niet het geval indien de totale vuilvracht in grond en grondwater in de gekende BBO's worden bekeken (**methode 1**). Verschillende aspecten kunnen dit verschil verklaren:
 - o Mogelijk zijn er in de BBO's kernzones in het grondwater aanwezig met zeer hoge concentraties, die de berekende vuilvracht naar boven bijstellen (**overschatting in methode 1**).

- Gezien er vaak meer afperkende peilbuizen zijn, met lage concentraties, dan kernpeilbuizen met zeer hoge concentratie, heeft dit een effect op de gemiddelde en mediaan concentraties, deze zullen lager liggen (**onderschatting in methode 2**).
- Voor het inschatten van de diffuse verontreiniging werd aangenomen dat de bovenste meter van de grond potentieel verontreinigd is. Dit omdat atmosferische depositie, verwaaiing en afspoeling de voornaamste verspreidingsroutes zijn. Dit is echter een aanname. Er zijn geen concrete cijfers beschikbaar die aangeven tot op welke diepte diffuse verontreiniging kan verwacht worden. Diffuse verontreiniging kan bovendien ook aanwezig zijn door bvb het vergraven of verplaatsen van gronden.
- De diffuse verontreiniging met PFAS ligt hoger indien deze wordt ingeschat op basis van de cijfers van grondverzet dan wanneer deze wordt ingeschat op basis van de antropogene achtergrondconcentraties. Mogelijk komt dit omdat grondverzet ook plaatsvindt binnen de zones met PFAS-bronnen, zoals nabij industriële terreinen. Niet alle PFAS verontreiniging aangetroffen in de grondverzetscijfers kan dan beschouwd worden als diffuse verontreiniging.

4 EFFECTEN

In dit hoofdstuk worden de effecten geïdentificeerd die relevant zijn bij een MKBA voor de aanpak van PFAS-vervuiling in bodem en grondwater, in het bijzonder voor de bodemsanering en grondverzet van PFAS-verontreinigde gronden.

4.1 METHODE VOOR SELECTIE EFFECTEN

Om een overzicht te verkrijgen van de maatschappelijke effecten van PFAS, werd gebruik gemaakt van zowel een literatuurstudie als expertinterviews. Deze combinatie bood inzicht in bestaande kennis, kennishiaten en uiteenlopende perspectieven op kosten en baten.

Voor het verzamelen van literatuur werd een zoekopdracht uitgevoerd op Web of Science (WoS) om relevante artikelen te identificeren met betrekking tot de verontreiniging door PFAS en bijhorende (maatschappelijke) effecten van de verwijdering. Volgende zoektermen werden gebruikt: “PFAS” OF “per-polyfluorinated substances” OF “per- and polyfluoroalkyl substances” EN “cost-benefit analysis” OF “socio-economic impact” OF “economic cost” OF “societal cost”. Dit resulteerde in een totaal van 46 artikelen. Vervolgens werden alleen de papers verder geanalyseerd die aan de volgende criteria voldeden: (1) focus op PFAS verontreiniging, en (2) (maatschappelijke) kosten en baten beschrijven of kwantificeren. Op basis van de criteria werden uiteindelijk 18 artikelen geselecteerd (zie Tabel 26).

Op basis van wetenschappelijke en grijze literatuur werden de maatschappelijke effecten van PFAS en hun berekeningsmethoden in kaart gebracht. Veel wetenschappelijke studies focussen op specifieke technologieën of casestudies, waarbij technische aspecten vaak centraal staan en maatschappelijke kosten en baten onderbelicht blijven. Toch worden in sommige technologie-specifieke studies al economische inschattingen gemaakt, zoals voor membraantechnologieën (Taher et al., 2024), adsorptietechnieken (Moeini et al., 2022), en innovatieve methodes zoals sono-chemische reactoren (Gole et al., 2018). Een aantal studies, zoals Drenning et al. (2023), houden ook rekening met maatschappelijke baten zoals vermeden gezondheidskosten en ecosysteemdiensten.

Enkele studies gaan breder in op gezondheidseffecten en gerelateerde kosten. Zo berekende Obsekov et al. (2022) de ziektelast van PFAS in de VS op miljarden dollars per jaar. Andere studies (Malits et al., 2018; Trasande et al., 2024) tonen substantiële gezondheidskosten aan, o.a. door laag geboortegewicht en ziektegerelateerde productiviteitsverliezen. De meeste van deze studies zijn Amerikaans, wat de overdraagbaarheid van de resultaten kan beperken.

Ook grijze literatuur draagt bij aan inzicht in maatschappelijke kosten en baten, zoals de Vlaamse studie over waterbodemsanering (OVAM, 2021) en de socio-economische analyse van PFAS-impact door Goldenman et al. (2019) voor de Noorse ministerraad.

Om de inzichten uit de literatuur aan te vullen en te verfijnen, werden eveneens interviews afgenomen met experts uit verschillende domeinen (zie Tabel B.8 in Bijlage 4: Bijkomende info effecten). Deze omvatten gezondheidsexperts, biologen, een expert in sociale impact en omtrent waterzuivering. De gesprekken boden waardevolle input over de actuele kennis en kennishiaten met betrekking tot PFAS, en gaven richting aan de selectie en inschatting van maatschappelijke kosten en baten. De experts benadrukten onder meer de onzekerheden rond langetermijneffecten op gezondheid en ecosysteemdiensten, de uitdagingen in het kwantificeren van sociale effecten, en de uiteenlopende kostenramingen afhankelijk van de gekozen sanerings- of zuiveringstechnologie. Hun input werd mee verwerkt in de verdere analyse en interpretatie van de literatuurrresultaten.

Tabel 26. Overzicht wetenschappelijke literatuur omtrent kosten-baten analyse PFAS verontreiniging.

Titel	Auteur(s)	Tijdschrift	Jaar van publicatie
Comparison of PFAS soil remediation alternatives at a civilian airport using cost-benefit analysis	Drenning, P; Volchko, Y; Ahrens, L; Rosén, L; Söderqvist, T; Norrman, J	Science of the Total Environment	2023
Per- and poly-fluoroalkyl substances in agricultural contexts and mitigation of their impacts using biochar: A review	Ramos, P; Ashworth, DJ	Science of the Total Environment	2024
Progress on remediation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from water and wastewater using membrane technologies: A review	Taher, MN; Al-Mutwalli, SA; Barisci, S; Koseoglu-Imer, DY; Dumeé, LF; Shirazi, MMA	Journal of Water Process Engineering	2024
Environmental, human health, and economic implications of landfill leachate treatment for per- and polyfluoroalkyl substance removal	Feng, DY; Song, CH; Mo, WW	Journal of Environmental Management	2021
Leveraging Systematic Reviews to Explore Disease Burden and Costs of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Exposures in the United States	Obsekov, V; Kahn, LG; Trasande, L	Exposure and Health	2023
Sorptive removal of short-chain perfluoroalkyl substances (PFAS) during drinking water treatment using activated carbon and anion exchanger	Riegel, M; Haist-Gulde, B; Sacher, F	Environmental Sciences Europe	2023
Sustainability assessment of PFAS adsorbents for groundwater remediation	Moeini, M; Modaresahmadi, K; Tran, T; Reddy, KR	Materials Today-Proceedings	2022
Analysis of the additional cost of addressing per- and polyfluoroalkyl substance contamination from landfill leachate by reverse osmosis membranes in Thailand	Kanchanapiya, P; Tantisattayakul, T	Journal of Water Process Engineering	2022
Elimination of microplastics, PFAS, and PPCPs from biosolids via pyrolysis to produce biochar: Feasibility and techno-economic analysis	Keller, AA; Li, WW; Floyd, Y; Bae, J; Clemens, KM; Thomas, E; Han, ZW; Adeleye, AS	Science of the Total Environment	2024
Updated review on current approaches and challenges for poly- and perfluoroalkyl substances removal using activated carbon-based adsorbents	Jais, FM; Ibrahim, MSI; El-Shafie, A; Choong, CE; Kim, M; Yoon, Y; Jang, M	Journal of Water Process Engineering	2024
Groundwater Treatment to Remove PFAS: Restoring Local Drinking Water Supply in Orange County, California	Plumlee, MH; Dadakis, JS; Versluis, P; Olsen, C	Journal AWWA	2022
Valuing drinking water quality after a PFAS contamination event: Results from a meta-analysis benefit transfer	Pintus, FJ	Journal of Environmental Management	2024
Sono-chemical treatment of per- and poly-fluoroalkyl compounds in aqueous film-forming foams by use of a large-scale multi-transducer dual-frequency based acoustic reactor	Gole, VL; Sierra-Alvarez, R; Peng, H; Giesy, JP; Deymier, P; Keswani, M	Ultrasonics Sonochemistry	2018
Perfluorooctanoic acid and low birth weight: Estimates of US attributable burden and economic costs from 2003 through 2014	Malits, J; Blustein, J; Trasande, L; Attina, TM	International Journal of Hygiene and Environmental Health	2018
Chemicals Used in Plastic Materials: An Estimate of the Attributable Disease Burden and Costs in the United States	Trasande, L; Krithivasan, R; Park, K; Obsekov, V; Belliveau, M	Journal of the Endocrine Society	2024
The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater	Cousins, IT; Vestergren, R; Wang, ZY; Scheringer, M; McLachlan, MS	Environment International	2016
An optimization model for the treatment of perfluorocarboxylic acids considering membrane preconcentration and BDD electrooxidation	Soriano, A; Gorri, D; Biegler, LT; Urtiaga, A	Water Research	2019
Using circular economy principles in the optimisation of sludge-based activated carbon production for the removal of perfluoroalkyl substances	Mohamed, BA; Nicomel, NR; Hamid, H; Li, LY	Science of the Total Environment	2023

4.2 BEGRIPPEN EN ASSUMPTIES

Hoofdstuk 4 geeft een overzicht van de mogelijke effecten van de aanwezigheid van PFAS in bodem en grondwater in Vlaanderen, en van de effecten die zich kunnen voordoen omwille van de sanering- en of grondverzetswerken. Voor dit overzicht van de effecten wordt gegeven, is het belangrijk om enkele begrippen uit te leggen en daarbij ook de assumpties van deze studie mee te geven.

4.2.1 Waardeketen en LCA

Een waardeketen omvat alle stappen die een product of proces doorloopt, van grondstoffen tot eindgebruik en afvalverwerking. In deze studie wordt de waardeketen van PFAS-sanering of PFAS-grondverzet bekeken, gaande van de nodige grondstoffen, transport, de verwijdering van PFAS, tot gebruik of recyclage van gronden.

In een levenscyclusanalyse (LCA), waarin de milieu-impact van een proces worden berekend, wordt doorgaans de volledige waardeketen meegenomen volgens het "cradle-to-grave" of "cradle-to-cradle" principe. Dit betekent dat alle inputs en outputs, inclusief emissies en hulpbronnenverbruik, in elke fase worden beoordeeld.

Milieueffecten worden in deze studie berekend volgens de LCA-methodologie. Wanneer wordt gesproken over, bijvoorbeeld, CO₂-emissies in een LCA, wordt doorgaans verwezen naar de emissies gecreëerd doorheen de waardeketen van PFAS-sanering en/of grondverzet. Als een LCA kan uitgevoerd worden voor de volledige waardeketen van PFAS-sanering en/of grondverzet, is het dan ook niet nodig om aparte categorieën te benoemen die gelinkt zijn aan een specifieke stap in de waardeketen. Bijvoorbeeld: transportemissies maken inherent deel uit van de LCA, en moeten daarom niet apart benoemd worden. Er ontbreekt echter nog heel wat data om een volledige LCA te kunnen uitvoeren voor de ganse waardeketen. Daarom zal bij de uitwerking van de cases (hoofdstuk 6 en 7) toch ingezoomd worden op enkele stappen in de waardeketen, nl. transport, het reinigingscentrum, en de reiniging van het grondwater.

4.2.2 Rechtvaardigheid

De sanering van PFAS-verontreinigde locaties roept vragen op over milieu- en sociale rechtvaardigheid, met name over wie de lasten en voordelen draagt van de sanerings- en/of grondverzetswerken. Dit speelt op verschillende niveaus, van de verdeling van kosten tot de impact op lokale gemeenschappen.

Een belangrijk aspect is de kostenverdeling. De financiële lasten van sanering worden vaak gedragen door overheden, bedrijven of de bredere samenleving via belastinggeld. Dit roept de vraag op in hoeverre de vervuiler verantwoordelijk wordt gehouden volgens het 'de vervuiler betaalt'-principe, en of de kosten eerlijk worden verdeeld tussen verschillende belanghebbenden.

Ook intergenerationele rechtvaardigheid speelt een rol. PFAS is een 'forever chemical', wat betekent dat de effecten en saneringskosten zich uitstrekken over meerdere generaties. Dit roept vragen op over hoe huidige beleidskeuzes toekomstige generaties beïnvloeden en in hoeverre preventie en verantwoorde sanering nu al de voorkeur moeten krijgen.

De mate van rechtvaardigheid bij de sanering van PFAS en/of grondverzetswerken kan geëvalueerd worden door te kijken naar de verdeling van kosten, baten en hinder tussen verschillende sociale groepen en generaties. Hoewel dit een bijzonder relevant aandachtspunt is, valt het buiten de scope van deze studie.

4.2.3 Ecosysteemdiensten

Ecosysteemdiensten verwijzen naar de voordelen die ecosystemen leveren aan de mens, zoals lucht- en waterzuivering, klimaatregulatie, bodemvruchtbaarheid en recreatiemogelijkheden. Deze diensten worden vaak onderverdeeld in vier categorieën:

- Producterende diensten (zoals voedsel en drinkwater)
- Regulerende diensten (zoals klimaat- en waterregulatie)
- Ondersteunende diensten (zoals bodemvorming en nutriëntenkringlopen)
- Culturele diensten (zoals recreatie en esthetische waarde)

Hoewel ecosysteemdiensten een waardevolle benadering bieden om milieueffecten te evalueren, nemen we ze niet apart op in de lijst van effecten. Dit komt doordat veel ecosysteemdiensten al vervat zitten in andere categorieën, zoals bodemgezondheid (wat direct gerelateerd is aan bodemvruchtbaarheid en biodiversiteit) en gezondheidsperceptie (die culturele en welzijnsaspecten omvat). Door deze overlap zou een aparte vermelding van ecosysteemdiensten leiden tot dubbele telling en complexiteit zonder extra toegevoegde waarde.

4.3 OVERZICHT VAN EFFECTEN

Tabel 27 geeft een overzicht van de effecten bij het (beheer van) PFAS in bodem en grondwater. Er wordt zowel gekeken naar de effecten omwille van de aanwezigheid van PFAS in bodem en grondwater (i.e., “PFAS-aanwezigheidseffecten”), als naar de effecten die zich voordoen omwille van de sanerings- en/of grondverzetsmaatregelen die getroffen worden (i.e., beheer-gerelateerde effecten).

De effecten worden onderverdeeld in economische, gezondheids-, milieu- en sociale effecten. Economische effecten zijn effecten op kosten, investering, werkgelegenheid of eender welke economische activiteit in het algemeen. Milieueffecten beschrijven de effecten op ecosystemen, biodiversiteit en natuurlijke hulpbronnen. Gezondheidseffecten gaat over de effecten op de volksgezondheid en ziektebelasting door blootstelling aan PFAS. Tot slot, sociale effecten omvatten de effecten op welzijn en publieke perceptie.

In deze tabel wordt ook aangegeven welke effecten zullen worden berekend voor de cases (Hoofdstuk 6 en 7).

Tabel 27. Overzicht van de effecten.

Effecten		Beheer-gerelateerde effecten	PFAS-aanwezigheids-effecten	Eenheid	Toegepast op cases
Economisch	Kosten voor sanerings- en/of grondverzetswerken	X		€	X
	Kosten drinkwaterzuivering		X	€	X
	Kosten door beperkingen op toekomstige ontwikkelingen		X	€	
	Waarde vastgoed		X	€	X
	Werkgelegenheid	X	X	€	
	Landbouw	X	X	€	
Gezondheid	Gezondheidseffecten gelinkt aan aanwezigheid PFAS in de bodem (buiten de sanering- of grondverzetswerken): • Prostaatkanker • Nierkanker • Testiculaire kankers • Verminderde immuunrespons • Leverschade • Dikkedarmontsteking • Astma • Hypertensie (bij zwangerschap) • Zwangerschapsvergiftiging • Vervroegde menopauze • Koortsdagen bij kinderen		X	€ of DALYs	X (nierkanker & leverkanker)
	Risicofactoren veroorzaakt door aanwezigheid PFAS in de bodem: • Verminderde vruchtbaarheid • Hypertensie (bij zwangerschap) • Laag geboortegewicht • Hormoonverstoring • Verhoogde cholesterol • Verstoring van de schildklier		X	€ of DALYs	
	Gezondheidseffecten gelinkt aan sanering- en/of grondverzetswerken (emissies, (tijdelijke) blootstelling aan PFAS, etc.)	X		€ of DALYs	X (fijn stof)

Milieu	Emissies gelinkt aan sanering en/of grondverzet (CO ₂ -emissies, NO _x , fijn stof, etc.)	X		€ of kg CO ₂ -eq	X (CO ₂)
	Ecosysteemeffecten	X	X	Bv. soortenverlies of €	
	Landgebruik voor stortplaatsen	X		m ²	
	Grondwaterkwaliteit	X	X	mg PFAS/m ³	X
Sociaal	Hinderbeleving	X		Bv. # gehinderde personen, klachten, ...	
	Psychosociaal welzijn		X	Bv. # bezorgde bewoners, cortisolniveau, of €	
	Vertrouwen in de overheid	X		Bv. # protesten	
	Sociaaleconomische kwetsbaarheid	X	X	Bv. % kwetsbare groepen in vervuilde gebieden,...	
	Leefbaarheid (waaronder recreatiemogelijkheden)		X	Bv. WTP of €	

4.4 BESCHRIJVING EN MEETMETHODEN EFFECTEN

4.4.1 Economische effecten

4.4.1.1 Kosten voor sanering- en/of grondverzetswerken

4.4.1.1.1 Beschrijving

De sanering en het grondverzet van PFAS-verontreinigde locaties brengt zowel kapitaalkosten (CAPEX) als operationele kosten (OPEX) met zich mee, evenals kosten voor lange-termijn monitoring en projectrisico's. Deze kosten zijn afhankelijk van de gekozen saneringstechniek, de schaal van de verontreiniging en de vereiste nazorg.

De kapitaalkosten (CAPEX) omvatten de eenmalige investeringen die nodig zijn voor de opstart en implementatie van de sanerings- en grondverzetsmaatregelen. Dit omvat onder andere de aankoop of installatie van saneringstechnologieën (zoals pompsystemen of waterzuiveringsinstallaties), de kosten voor graafwerken en infrastructuur, en de initiële studies en vergunningstrajecten.

De operationele kosten (OPEX) omvatten de terugkerende kosten die nodig zijn voor het uitvoeren en onderhouden van de sanering en grondverzet. Dit kan gaan om energiekosten voor pompsystemen, kosten voor chemicaliën of filtermaterialen in waterzuiveringsprocessen, personeelskosten voor monitoring en onderhoud, en de verwerking van afgevoerde grond of water. Bij langdurige werken kunnen deze kosten oplopen.

Daarnaast zijn er de lange-termijn monitoringskosten, die vaak noodzakelijk zijn om de effectiviteit van de sanering te beoordelen en te garanderen dat geen nieuwe risico's ontstaan (Drenning, et al., 2023). Dit omvat onder andere de periodieke bemonstering van grond- en grondwaterkwaliteit.

Daarnaast kunnen ook projectrisico's in rekening worden gebracht, aangezien deze onvoorziene kosten met zich mee kunnen brengen. Risico's kunnen voortvloeien uit technische onzekerheden, zoals onverwachte verspreiding van de PFAS verontreiniging of falende saneringstechnieken. Daarnaast kunnen juridische en administratieve risico's, zoals strengere milieuregelgeving of vertragingen in vergunningstrajecten, extra kosten veroorzaken. Ook externe factoren, zoals extreme weersomstandigheden of schommelingen in prijzen, kunnen financiële gevolgen hebben. Om deze risico's te beheersen, worden vaak risicobuffers voorzien.

4.4.1.1.2 Meten

Deze kosten kunnen worden omgerekend naar een totale kost, uitgedrukt in euro, waarmee de financiële impact van de sanering en het grondverzet op lange termijn in kaart wordt gebracht.

Voor het berekenen van de kosten voor de saneringswerken werd uitgegaan van technieken met bewezen effectiviteit en commerciële beschikbaarheid (zie ook 3.2.5) namelijk ontgraving en fysicochemische reiniging van de grond en zuivering van het grondwater met actief kool. Voor het berekenen van de kost prijs werd als volgt te werk gegaan:

- bereken het volume grond dat dient worden ontgraven. De grond met de hoogste concentraties wordt beschouwd als niet reinigbaar en wordt afgevoerd naar een stortplaats. De overige gronden worden afgevoerd naar een reinigingscentrum.
- Voor het berekenen van de kosten voor de sanering van het grondwater werd uit de oppervlakte van de te saneren zone het aantal benodigde onttrekkingsfilters berekend en het onttrekkingsdebiet geschat. Er werd gerekend met een zuivering via in serie geschakelde actief koolfilters, met een zandfilter als voorbehandeling.
- Voor de opvolging en monitoring wordt een kostprijs aangenomen van 15% van de prijs van de sanering. Voor alternatief 3 wordt uitgegaan van een raster van monitoringspeibuizen die jaarlijks worden opgevolgd.

Voor het berekenen van de kosten voor grondverzet wordt als volgt te werk gegaan:

- Per alternatief wordt berekend welk aandeel van de ontgraven grond in aanmerking komt voor welke gebruiksmogelijkheden
- Dit volume grond wordt vermenigvuldigd met een eenheidsprijs voor de afvoer van grond met dit type gebruiksmogelijkheden. Hierbij werd ook rekening gehouden met een verschillende gemiddelde transportafstand per gebruiksmogelijkheid.

4.4.1.2 Kosten drinkwaterzuivering

4.4.1.2.1 Beschrijving

PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater kan doorsijpelen naar drinkwaterbronnen, wat kan leiden tot verhoogde waterzuiveringskosten voor waterbedrijven (Plumlee, Megan H.; Dadakis, Jason S.; Versluis, Patrick; Olsen, Chris; 2022). Zonder remediëring moeten mogelijks extra zuiveringsmaatregelen worden genomen om het drinkwater aan de wettelijke normen te laten voldoen. Dit kan onder andere bestaan uit actieve koolfiltratie, omgekeerde osmose of ionenwisseling, die gepaard gaan met operationele en investeringskosten. Door sanering of grondverzet kan de concentratie van PFAS in grond- en oppervlaktewaterbronnen dalen, waardoor minder ingrijpende of langdurige zuiveringsmaatregelen nodig zijn. Dit vertaalt zich in gemedene kosten voor waterbedrijven en uiteindelijk voor consumenten via lagere waterprijzen, vooral op lange termijn. Wel moet benadrukt worden dat sanering vooral kan bijdragen aan het verminderen of vermijden van PFAS-gerelateerde zuivering, terwijl andere vormen van waterzuivering uiteraard noodzakelijk zullen blijven.

In Vlaanderen worden drinkwatermaatschappijen ondermeer geconfronteerd met strengere normen voor PFAS in het drinkwater. Concreet moeten zij tegen 2026 voldoen aan de Europese normen van een som $EU\ 20 < 0,1\ \mu\text{g/l}$ en een totale som van alle PFAS $< 0,5\ \mu\text{g/l}$. Deze normen vormen momenteel nog geen grote uitdaging voor de sector en de waterkwaliteit voldoet. Daarnaast geldt vanaf 2028 mogelijks een strengere drempel, gebaseerd op de richtlijn van de Europese voedselveiligheidsautoriteit (EFSA). Deze stelt een toelaatbare wekelijkse inname (TWI) vast van 4,4 nanogram per kilogram lichaamsgewicht voor de som van vier specifieke PFAS-verbindingen (de zgn. EFSA4). Deze EFSA-norm veroorzaakt nu al knelpunten bij enkele waterproductiecentra (WPC's), waar zuivering noodzakelijk zal zijn.

In Vlaanderen wordt op sommige locaties reeds PFAS-verwijdering toegepast. Er bestaan verschillende technieken, waaronder ionenwisseling (met harsen) en actieve koolfiltratie. De kostprijs van deze zuiveringsmaatregelen varieert sterk, afhankelijk van:

- De gekozen techniek: sommige technieken vereisen zwaardere investeringen dan andere;
- Het type PFAS-verontreiniging en de concentratie van de verontreiniging: de keuze van techniek hangt ook af van de samenstelling (korte vs. lange keten) van de aanwezige PFAS;
- De bestaande infrastructuur in het waterproductiecentrum (WPC): wanneer er bijvoorbeeld al actieve kool wordt ingezet, is de bijkomende investering mogelijks beperkter;
- Het volume en de aanvoerwijze van het vervuilde water: indien slechts een deelstroom van het binnenkomende water vervuild is, kan gerichte zuivering volstaan;
- De watermatrix: de samenstelling van het water heeft een grote invloed op de verwijdering van PFAS en de zuiveringstechniek die kan toegepast worden.

Afhankelijk van deze factoren kunnen de kosten voor PFAS-zuivering sterk variëren.

4.4.1.2.2 Meten

De berekening van de kosten voor PFAS-zuivering in een Vlaams WPC gebeurt op basis van een aantal technische en operationele parameters. De totale kost omvat zowel investeringskosten (CAPEX) als jaarlijkse operationele kosten (OPEX).

1. Bepaal het volume water dat moet worden gezuiverd: Bereken hoeveel kubieke meter water dat toekomt in een WPC gezuiverd moet worden.
2. Kies een zuiveringstechniek en bepaal de capaciteit per eenheid: Selecteer de zuiveringstechniek (bv. ionenwisseling of actieve kool) en bepaal het maximale debiet dat één eenheid kan verwerken. Dit is nodig om te weten hoeveel water één module per jaar aankan.
3. Bereken indien nodig het aantal benodigde zuiveringsmodules per WPC: Deze stap is alleen nodig als de waterstroom gezuiverd moet worden met modulaire eenheden.
4. Bereken de investeringskost (CAPEX): De investeringskost omvat de eenmalige uitgaven voor de aankoop en installatie van zuiveringsmodules. Deze kost bereken je door het aantal benodigde modules te vermenigvuldigen met de prijs per module. Als (een deel van) de benodigde infrastructuur al aanwezig is, kan de totale investeringskost lager uitvallen of zelfs grotendeels wegvallen.
5. Bereken de operationele kost (OPEX): De operationele kost omvat de terugkerende jaarlijkse uitgaven voor het zuiveringsproces, zoals het verbruik van filtermateriaal of andere werkingskosten. Deze bereken je op basis van de prijs per kubieke meter behandeld water of per kilogram verbruikte filterstof.
6. Eventueel nog doorrekenen naar impact op waterprijzen voor consument.

De exacte kost zal in de praktijk afhangen van meerdere factoren: bestaande infrastructuur, type PFAS-verontreiniging, type water (oppervlakte- of grondwater), en of alle binnenkomende waterstromen even zwaar vervuild zijn. Een belangrijk aandachtspunt bij kosten-batenanalyses is dat verontreiniging zelden uit één bron afkomstig is. In gevallen waar verschillende routes zoals bodem, grondwater en atmosferische depositie bijdragen aan de totale blootstelling, is een duidelijke allocatie van deze bronnen nodig om de kosten correct toe te wijzen. Dit geldt zeker ook voor de zuiveringskosten van drinkwater: het is methodologisch uitdagend om te bepalen welk deel van deze kost toe te schrijven is aan bodemverontreiniging versus andere routes, wat de interpretatie van de baten van bodemsanering bemoeilijkt.

4.4.1.3 Kosten door beperkingen op toekomstige ontwikkelingen

4.4.1.3.1 Beschrijving

Verdere wetenschappelijke inzichten rond toxiciteit en gedrag van PFAS-verontreiniging kan leiden tot strengere regelgeving en beperkingen bij toekomstige ontwikkelingen op en rondom de getroffen locaties. Door tijdige en grondige sanering kunnen deze beperkingen worden vermeden, wat kan resulteren in kostenbesparingen bij toekomstige ontwikkelingen. Belangrijke kosten die hierdoor kunnen worden vermeden, zijn:

- **Gemeden kosten zuiveren bemalingswater:** bij bouwprojecten of infrastructurele werken waar grondwater moet worden weggepompt, kan verontreiniging betekenen dat het bemalingswater eerst gezuiverd moet worden voordat het geloosd mag worden. Dit brengt extra behandelingskosten met zich mee. Voldoende vergaande sanering kan deze noodzaak verminderen of wegnemen. Bemerkt wel dat een volledige PFAS sanering tot onder lozingsnorm (zie paragraaf 3.1.4) weinig realistisch is en dat de lozingsnorm per individuele PFAS component lager is dan de toetsingswaarden bodemsaneringsnorm voor de som EU 20 en de som van de gemeten PFAS.
- **Gemeden kosten extra voorwaarden (in vergunning) bij restverontreiniging:** wanneer een terrein slechts gedeeltelijk wordt gesaneerd of nog restverontreiniging bevat, kunnen strengere omgevingsvergunningsvoorwaarden worden opgelegd voor toekomstige activiteiten. Dit kan gaan om verplichtingen zoals monitoring van grondwater, extra maatregelen bij bouwprojecten of restricties op het gebruik van bepaalde delen van het terrein. Een volledige sanering voorkomt deze kosten. Bemerkt dat een volledige PFAS sanering tot toetsingswaarde richtwaarde of toetsingswaarde bodemsaneringsnorm weinig realistisch is/niet BATNEEC is.
- **Vrijwaren ontwikkelen van omliggende terreinen:** PFAS-verontreiniging kan ook negatieve effecten hebben op naburige percelen, waardoor vergunningverlening voor nieuwe projecten in de omgeving bemoeilijkt wordt. Er bestaat een risico op een verminderde waarde van omliggende gronden (zie: waarde vastgoed), naast mogelijke extra kosten voor verontreinigingsbeheer. Door voldoende sanering van de PFAS verontreiniging, wordt dit risico beperkt, echter niet vermeden.
- **Gemeden kosten grondverzet:** Door de sanering van een site kunnen in de toekomst bijkomende of hogere kosten voor grondverzetsmaatregelen voor een deel vermeden worden. Aangezien niet gesaneerd wordt tot richtwaarde, kunnen bijkomende grondverzetskosten nooit volledig vermeden worden.

4.4.1.3.2 Meten

De gemeden kosten kunnen worden gekwantificeerd door:

- 1 De vermeden behandelingskosten voor bemalingswater te berekenen op basis van vergelijkingen met niet-verontreinigde gebieden, benodigde zuiveringstechnieken en opgepompte waterhoeveelheden.
- 2 De extra vergunningskosten en nalevingskosten in te schatten door monitoring, beschermingsmaatregelen en projectvertragingen te analyseren.
- 3 De impact op omliggende terreinen te bepalen door vastgoedwaardevermindering (zie: waarde vastgoed), bijkomende verontreinigingsbeheerkosten en alternatieve ontwikkelingskosten te ramen.

Deze kosten zijn eerder indirect gelinkt aan de PFAS-remediëring van een bepaald terrein en zijn daardoor moeilijker in te schatten, met grotere marges van onzekerheid.

4.4.1.4 Waarde vastgoed

4.4.1.4.1 Beschrijving

De aanwezigheid van PFAS-verontreiniging kan mogelijks een invloed hebben op de vastgoedwaarde in de getroffen gebieden (Drenning, et al., 2023). Er is steeds meer bewijs dat (de perceptie van) milieuvervuiling en waterverontreiniging de waarde van vastgoed kan beïnvloeden, maar specifiek onderzoek naar PFAS-vervuiling blijft tot nu toe beperkt. Gronden en woningen die worden geassocieerd met milieuproblemen, zoals bodem- en watervervuiling, kunnen minder aantrekkelijk worden voor kopers en investeerders, wat leidt tot een waardedaling (Leggett, et al., 2000). De meeste wetenschappelijke studies komen uit de Verenigde Staten en richten zich eerder op verontreinigende stoffen zoals lood of gevaarlijke afvalsites (zoals Superfund-sites). De gemeten effecten in verschillende studies verschillen sterk en zijn afhankelijk van de context, het type verontreiniging, de maatschappelijke perceptie ervan, en de fase van sanering. Sommige studies tonen zelfs prijsstijgingen onder bepaalde voorwaarden (EPA, 2009) (Jackson, 2001). Er is geen consensus of deze effecten op vastgoed eerder tijdelijk of permanent zijn (Jackson, 2001). In Tabel 28 volgt een overzicht van enkele belangrijke bevindingen uit verschillende studies over het effect op residentiële vastgoed.

Tabel 28. Overzicht literatuur over impact van verontreiniging op residentiële vastgoedwaarde.

Verontreiniging/ context	Locatie	Belangrijkste bevinding	Bron
Superfund gevaarlijke sites	VS	Gemiddelde daling in vastgoedwaarde van 8.7% (mediaan: 7.3%), variërend van 0–26.6%	(EPA, 2009)
Sanering van Superfund-site	VS	Waardeverlies vóór/tijdens sanering; stijging na afloop	(Dale, et al., 1999)
Loodverontreiniging	VS	2% daling per km dichterbij de site; sanering levert \$1140 stijging per woning op	(Affuso, et al., 2010)
Risicoperceptie grondwatervervuiling	VS	Gepercipieerd risico leidt tot een prijsdaling van 18–24%	(Guignet, 2012)
PFAS in drinkwater	VS	31–42% daling na media-aandacht; geen herstel na verwijdering van de bron	(Marcus, et al., 2024)
Milieuverontreiniging	VS	Ongeveer 8% daling in prijs	(Taylor, et al., 2016)
Loodverontreiniging	Noord-Frankrijk	12% daling op 500 m, 6.3% op 800 m, 3.5% op 1 km afstand van de site	(Darmendrail, et al., 2004)

In Vlaanderen is er behoorlijk wat transparantie over de toestand van de bodem en mogelijke vervuiling. Bij de verkoop van een perceel is een bodemattest verplicht. Dit attest bevat informatie over de bodemkwaliteit en kan, indien van toepassing, ook gegevens bevatten over de aanwezigheid van PFAS, zeker wanneer het perceel zich in een risicogebied bevindt. Deze mate van transparantie en informatie kan bijdragen aan meer duidelijkheid en rust bij omwonenden. Door proactief te informeren over eventuele risico's en maatregelen, kunnen onnodige bezorgdheden worden weggenomen. Dit kan er op zijn beurt toe bijdragen dat de impact op de vastgoedwaarden in de omgeving eerder beperkt blijft.

Hoewel het meeste onderzoek zich richt op residentieel vastgoed, kan milieuschade ook invloed hebben op de waarde van landbouwgrond, zoals blijkt uit bv de regionale studie van Peeters et al. (2015) (Peeters, et al., 2015). Daarnaast kan er ook impact zijn op commercieel vastgoed en verdere ontwikkeling van gronden. Dit valt buiten de scope van deze studie.

4.4.1.4.2 Meten

De waardevermindering van vastgoed (voor zowel commercieel, residentieel, als landbouw) kan worden gekwantificeerd door het vergelijken van transactie data van vastgoed/gronden in vervuilde gebieden met vergelijkbare, niet-vervuilde gebieden of via enquêtes en interviews met makelaars en bewoners over prijsontwikkelingen en verkoopbaarheid. “Hedonic pricing” is hiervoor een veelgebruikte waarderingsmethode. “Hedonic pricing” is een methode om de waarde van een goed – zoals een woning – te verklaren aan de hand van de kenmerken van dat goed (bv. Vervuiling), nabijheid van voorzieningen, en de oppervlakte van de woning. Via statistische analyse kan men nagaan hoeveel ieder van die kenmerken bijdraagt aan de waarde van de woning, en dus ook hoeveel de aanwezigheid van PFAS-verontreiniging de waarde van vastgoed zou verminderen.

Gezien het context specifieke karakter van deze effecten is er nood aan regio gebonden analyses. Via een hedonische prijsanalyse kan de impact van PFAS-vervuiling op residentieel vastgoed én op andere gronden, zoals landbouwgrond en commercieel vastgoed, op regionaal niveau worden ingeschat om het beleid rond PFAS beter te onderbouwen. Wanneer met een hedonische prijsanalyse een procentueel effect op de vastgoedwaarde wordt geschat, kan dit vervolgens worden gebruikt om de totale economische impact te berekenen. Voor de berekeningen van het effect op residentiële vastgoedwaarde werd in deze studie de volgende formule gebruikt:

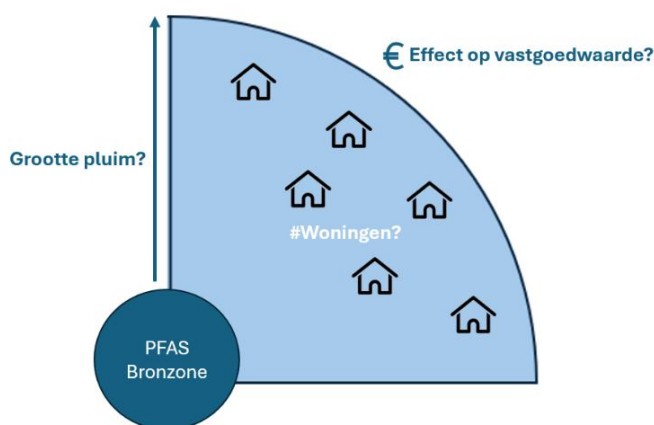
Effect vastgoedwaarde = % daling × (# woningen/ha × (grootte van de pluim)) × huisprijs

Waarin:

- % daling is de procentuele daling van de huisprijs
- # woningen/ha is het aantal woningen per hectare
- Grootte van de pluim (bv. vereenvoudigd als kwartcirkel) om aantal getroffen woningen te schatten.
- Huisprijs is de gemiddelde prijs van een woning in een bepaalde regio

In Figuur 22 wordt het effect en de nodige informatie visueel weergegeven.

Figuur 22. Visualisatie effect op residentiële vastgoedwaarde.



4.4.1.5 Werkgelegenheid

4.4.1.5.1 Beschrijving

De remediëring van PFAS-verontreiniging heeft zowel positieve als negatieve gevolgen voor werkgelegenheid. Positief is dat bodemonderzoek en -saneringen directe jobs creëren in verschillende sectoren, zoals bij bodemonderzoek, saneringstechnieken, grondverzet, en monitoring. Op lange termijn kan remediëring bijdragen aan economische activiteiten, doordat gesaneerde terreinen opnieuw ontwikkeld kunnen worden voor industrie, wonen of recreatie. Tegelijkertijd kunnen sanerings- en grondverzetswerken verstoringen veroorzaken, zoals de (tijdelijke) sluiting van bedrijven op (en rond) het vervuilde terrein, wat leidt tot inkomensverlies en werkloosheid. Daarnaast kunnen strengere milieunormen (zowel voor Vlaanderen als daarbuiten) en bijbehorende kosten een remmend effect hebben op investeringen en economische activiteit in vervuilde gebieden. Het kan ertoe leiden dat bedrijven hun activiteiten verplaatsen naar het buitenland of zelfs failliet gaan, wat bijkomend negatieve gevolgen heeft voor de werkgelegenheid in Vlaanderen.

4.4.1.5.2 Meten

Het netto-effect op werkgelegenheid kan worden gemeten door te berekenen hoeveel banen een bodemonderzoek- en saneringstraject oplevert per geïnvesteerde (miljoen) euro. Men zou daarnaast nog verder kunnen gaan en de indirecte impact op leveranciers inschatten via input-outputanalyses van de sector, hetzij specifiek voor de aanpak van PFAS, hetzij voor het volledige project.. Het aantal bedrijven en werknemers dat tijdelijk wordt getroffen door de saneringswerken, inclusief de duur van de verstoring, geeft inzicht in de eerder negatieve gevolgen. Op langere termijn kan dan de economische impact van herontwikkelde terreinen worden gevolgd aan de hand van nieuwe bedrijven, vastgoedontwikkeling en werkgelegenheidsstatistieken in de regio, waarbij ook rekening kan worden gehouden met eventueel verlies aan investeringen.

4.4.1.6 Landbouw

4.4.1.6.1 Beschrijving

De aanpak van PFAS-verontreiniging kan zowel positieve als negatieve gevolgen hebben voor de landbouwsector. Enerzijds kan het verwijderen van PFAS-houdende grond en waterbronnen bijdragen aan een veiligere en duurzamere landbouwomgeving. Dit voorkomt verdere verspreiding van verontreiniging en vermindert het risico dat gewassen en vee PFAS opnemen, wat de voedselveiligheid ten goede komt. Anderzijds kunnen saneringsmaatregelen tijdelijk negatieve effecten hebben op landbouwactiviteiten. Indien landbouwgrond wordt gesaneerd, kan dit bijvoorbeeld leiden tot een tijdelijke productiestop en bodemdegradatie door verwijdering van vruchtbare lagen met lange termijn gevolgen.

De impact van PFAS vervuiling op zich, maar ook de sanering en grondverzet op de land- en tuinbouwer manifesteert zich op verschillende vlakken:

- Omzetverlies door (tijdelijke) beperkingen op de verkoop van landbouwproducten uit vervuilde gronden (bijvoorbeeld melk, groenten of vlees) kunnen inkomsten van bedrijven dalen.
- Verlies aan arbeidstijd: extra tijd aan het opvolgen van saneringsmaatregelen, het aanvragen van analyses of het aanpassen van bedrijfsprocessen. Deze tijd kan ten koste gaan van reguliere werkzaamheden en leidt zo tot indirecte economische schade.
- Meerkosten in het productieproces: bedrijven moeten mogelijks (tijdelijk) overschakelen op alternatieve waterbronnen, zoals leidingwater in plaats van grond- of oppervlaktewater, wat hogere kosten met zich meebrengt. Ook worden gronden geanalyseerd op vervuiling, wat extra uitgaven met zich meebrengt. In sommige gevallen moeten gewassen vernietigd worden, kunnen dieren niet verkocht worden, of moet extra veevoeder aangekocht worden.
- Sanering en grondverzet bij PFAS-verontreiniging leiden vaak tot het verwijderen van vruchtbare bovengrond. Dit veroorzaakt bodemdegradatie doordat essentiële voedingsstoffen en bodemleven verloren gaan. Het resultaat is een verminderde landbouwproductiviteit en slechtere bodemkwaliteit.

4.4.1.6.2 Meten

De impact op landbouw kan worden gemeten door het kwantificeren van bovenstaande indicatoren zoals inkomensverlies, arbeidstijd, en extra kosten.

- Omzetverlies: de gemiddelde jaarlijkse omzet vóór vaststelling van PFAS-vervuiling – de werkelijke omzet tijdens de periode van beperking. Bij een tijdelijk verkoopverbod of verminderde afzet kan dit bedrag aanzienlijk oplopen.
- Verlies aan arbeidstijd: aantal extra uren door PFAS-problematiek × uurloon of loonkost per uur.
- Meerkosten in het productieproces.
 - Voor kosten voor overstap op leidingwater kunnen worden berekend door: Waterverbruik in m³ × meerprijs leidingwater t.o.v. oorspronkelijk water.
 - Voor kosten bodemanalyse/ analyse gewassen en/of vee: aantal percelen of staalnames × kostprijs per analyse.
 - Andere meerkosten nog mogelijk zoals aankoop nieuw veevoeder, zoeken naar alternatieve afzetkanalen etc.

4.4.2 Gezondheidseffecten

Voor de gezondheidseffecten, relevant voor deze studie, wordt een onderscheid gemaakt tussen drie types effecten:

- de gezondheidseffecten, die veroorzaakt worden door de blootstelling aan PFAS, via bodem of grondwater;
- de risicofactoren, die veroorzaakt worden door de blootstelling aan PFAS, via bodem of grondwater;
- de gezondheidseffecten, die te wijten zijn aan de sanerings- en grondverzetswerken.

Gezondheidseffecten zijn eindpunten in de gezondheidstoestand, zoals vastgestelde ziektes of aandoeningen. Risicofactoren zijn daarentegen intermediaire indicatoren – denk aan een verhoogde bloeddruk of verstoorde leverwaarden – die op termijn kunnen leiden tot ziekte, maar nog geen directe schade inhouden. Beide zijn relevant in een MKBA, maar ze vertegenwoordigen verschillende niveaus van impact. Daarnaast wordt een onderscheid gemaakt tussen de effecten op de gezondheid door de aanwezigheid van PFAS in bodem en grondwater (eerste twee types), en de gezondheidseffecten die veroorzaakt worden door het uitvoeren van de sanerings- en grondverzetswerken (bv. door het transport).

4.4.2.1 Gezondheidseffecten gelinkt aan aanwezigheid PFAS in de bodem

4.4.2.1.1 Beschrijving

Een groeiend aantal wetenschappelijke studies wijst erop dat blootstelling aan PFAS gepaard kan gaan met uiteenlopende gezondheidseffecten (Goldenman, et al., 2019). Tabel 29 biedt een overzicht van gezondheidseffecten die in verband zijn gebracht met PFAS-blootstelling, zoals gerapporteerd door onder meer het Environmental Protection Agency en de auteurs van *The Cost of Inaction* (Goldenman, et al., 2019). Deze effecten zijn vastgesteld in peer-reviewed wetenschappelijke literatuur.

De diversiteit van deze effecten toont aan dat de impact van PFAS-blootstelling verschilt tussen bevolkingsgroepen. Zo zijn bepaalde effecten vooral relevant voor mannen (bv. prostaatkanker), zwangere vrouwen (bv. zwangerschapsvergiftiging) of kinderen (bv. koortsdagen). Hierdoor kan PFAS-blootstelling bestaande gezondheidsongelijkheden binnen de samenleving versterken. Het is belangrijk om te benadrukken dat de effecten in Tabel 29 niet uitsluitend zijn toe te schrijven aan de blootstelling aan PFAS via bodem of grondwater; ze weerspiegelen de mogelijke gezondheidseffecten van algemene PFAS-blootstelling, ongeacht de blootstellingsroute.

Tabel 29. Gezondheidseffecten door blootstelling aan PFAS, geïdentificeerd in wetenschappelijke peer-reviewed studies.

Gezondheidseffect	Bron
Prostaatkanker	(EPA, 2024)
Nierkanker	(EPA, 2024; Goldenman, et al., 2019)
Testiculaire kankers	(EPA, 2024; Goldenman, et al., 2019)
Verminderde immuunrespons	(EPA, 2024; Goldenman, et al., 2019)
Leverschade	(Goldenman, et al., 2019)
Dikkedarmontsteking	(Goldenman, et al., 2019)
Astma	(Goldenman, et al., 2019)

Hypertensie (bij zwangerschap)	(Goldenman, et al., 2019)
Zwangerschapsvergiftiging	(Goldenman, et al., 2019)
Vervroegde menopauze	(Goldenman, et al., 2019)
Koortsdagen bij kinderen	(Goldenman, et al., 2019)

4.4.2.1.2 Meten

Om de gezondheidseffecten van PFAS in bodem en grondwater te kunnen kwantificeren en moneteriseren, zou idealiter het volgende stappenplan gevolgd worden:

1. Meten van de PFAS-concentraties in de bodem van de betrokken percelen, waarbij de concentraties worden gemeten per PFAS-component.
2. Bepalen van de interne blootstellingsdosis, d.i. de PFAS-concentraties in het serum, resulterend uit blootstelling aan PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater.
3. Koppelen van deze interne blootstellingsdosis aan gezondheidseffecten, die werden opgelijst in Tabel 29.
4. Moneteriseren van de gezondheidseffecten, bijvoorbeeld via de waarde van een Disability-Adjusted Life Year (DALY) of door de economische waarde van een verloren leven te hanteren (Value of a Statistical Life (VSL)).

De uitdaging hierbij is het isoleren van de blootstellingsroute aan PFAS via bodem en grondwater (stap 2). Figuur 23 maakt het verschil zichtbaar tussen de gangbare benadering in de literatuur en de methodologische vereisten van deze studie. In bestaande studies worden gezondheidseffecten doorgaans gemonetariseerd op basis van gemeten PFAS-concentraties in het serum (bovenste luik in Figuur 23). Deze benadering houdt echter geen rekening met de oorsprong van de blootstelling en laat dus niet toe om effecten toe te wijzen aan een specifieke route, zoals via bodem of grondwater.

Voor deze studie is nog een extra stap nodig: het modelleren of empirisch afleiden van de relatie tussen gemeten PFAS-concentraties in de bodem en de daaruit volgende interne blootstellingsdosis. Dit vereist een bijkomende vertaalslag van bodemconcentraties naar serumconcentraties – een cruciale, maar methodologisch uitdagende stap (onderste luik Figuur 23).

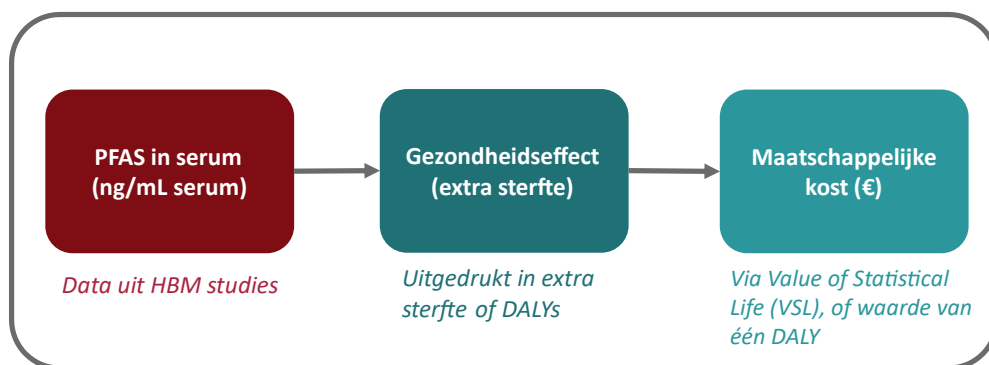
Om betrouwbare uitspraken te doen over de gezondheidseffecten van PFAS specifiek via bodem en grondwater, moet de blootstellingsroute via deze media geïsoleerd kunnen worden van andere bronnen zoals lucht, voeding of consumentenproducten. In de praktijk blijkt dit echter bijzonder complex. Uit gesprekken met experts in Vlaanderen, betrokken bij eerder onderzoek naar PFAS-blootstelling en de gezondheidseffecten, blijkt dat het isoleren van de blootstellingsroute van PFAS via bodem en grondwater zeer moeilijk is. Hiervoor zijn verschillende redenen:

- **Humane Biomonitoring (HBM)** studies meten de PFAS-concentraties in het serum (bloed) van de mens. Deze interne blootstellingsdosis geeft de totale blootstelling weer, zonder onderscheid te maken naar blootstellingsbron.

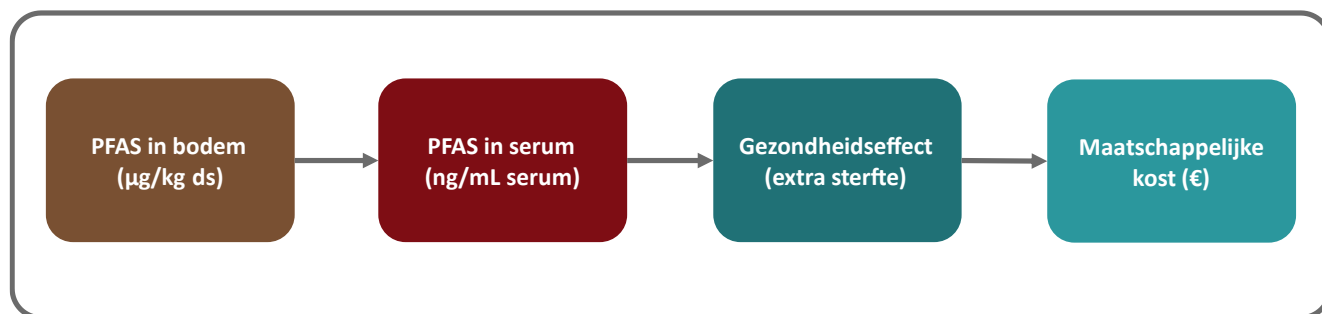
- **Verscheidenheid aan blootstellingsroutes via bodem en grondwater:** De PFAS-polluenten in de bodem en grondwater kunnen via verschillende routes in het lichaam van de mens terechtkomen; rechtstreeks, via ingestie van grond of gebruik van grondwater, maar ook onrechtstreeks, bijvoorbeeld via consumptie van eieren of groenten uit de eigen moestuin. Bovendien is het vaak nog onduidelijk of de PFAS in eieren en groenten uit de eigen moestuin, afkomstig zijn van de bodemverontreiniging, lucht of andere bronnen.

Figuur 23. Vergelijking van de methode voor de monetarisering van gezondheidseffecten door (algemene) blootstelling aan PFAS, gebaseerd op gemeten serumwaarden, en de methode die vereist is voor een MKBA van het beheer van PFAS in bodem en grondwater (gebaseerd op gemeten PFAS-concentraties in bodem en de daaruit afgeleide interne PFAS-doses).

**Monetariseren van gezondheidseffecten o.b.v.
interne blootstelling (d.i. de totale blootstelling)**



**Monetariseren van gezondheidseffecten o.b.v.
blootstelling aan PFAS via bodem en grondwater**



Omwille van deze uitdagingen, bestaan er tot op heden dus zeer weinig studies die de vertaalslag maken van PFAS-concentraties in de bodem naar PFAS-concentraties in het bloed. Een recent resultaat uit het grootschalig bloedonderzoek PFAS in de omgeving van de 3M-fabriek in Zwijndrecht (Consortium Eurofins, et al., 2025) geeft echter een belangrijke aanzet: “De PFOS-bodemconcentratie bleek een significante determinant voor lineair

*PFOS-serumconcentraties. Een toename van 1 µg/kg*ds in bodemconcentratie resulteerde in een 1,7% hogere lineair PFOS-serumwaarde [...]" (Consortium Eurofins, et al., 2025 p. 72).*

Hoewel dit geen causale relatie bewijst – andere factoren kunnen dit verband verklaren – vormt deze vaststelling voorlopig het best beschikbare aanknopingspunt. In deze studie zal bij de uitwerking van de cases (Hoofdstuk 6 en 7) een illustratieve berekening worden gemaakt op basis van deze assumptie, met de nodige wetenschappelijke voorbehouden.

Tabel 30 geeft een overzicht van enkele relevante wetenschappelijke studies die als basis dienden voor het trachten te kwantificeren van de gezondheidseffecten van PFAS afkomstig uit bodem en grondwater. De tabel beschrijft welke gegevens in deze studies beschikbaar zijn, hoe deze eventueel bruikbaar kunnen zijn in de context van een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA), en welke aannames of beperkingen de overdraagbaarheid naar een MKBA voor het beheer van PFAS in bodem en grondwater bemoeilijken.

Samengevat, het inschatten van gezondheidseffecten ten gevolge van PFAS-blootstelling via bodem en grondwater is complex, voornamelijk door het ontbreken van directe causale gegevens en de moeilijkheid om blootstellingsroutes te isoleren. Toch biedt de combinatie van bestaande HBM-gegevens, literatuurstudies en de voorlopige empirische relatie tussen bodem- en serumwaarden een werkbaar kader om in deze studie een eerste inschatting te maken. De stappen die werden beschreven in Figuur 23 worden in Hoofdstuk 6 uitgewerkt, voor de gezondheidseffecten nierkanker en leverkanker. Aanbevelingen voor toekomstig onderzoek en dataverzameling, nodig om ook andere gezondheidseffecten te kunnen berekenen en deze MKBA zo accuraat en volledig mogelijk uit te voeren, worden gemaakt in Hoofdstuk 10.

Tabel 30. Overzicht van bestaande studies, beschikbare data per stap in de berekening, de scope van de studie en beperkingen van de studie om te gebruiken in een MKBA.

Studie	Beschikbare data	Scope van studie en assumpties	Bron
Jongerenstudie HBM - omgeving 3M	- PFAS-concentraties in serum - Gemodelleerde bijdrage van bodem, huisstof, eieren, groenten, drinkwater en achtergrondblootstelling (commerciële voeding) aan de externe orale blootstellingsdosis (Figuur 40 in de Jongerenstudie) - Modellering van de externe blootstellingsdosis naar interne blootstellingsdosis (Figuur 49 in de Jongerenstudie)	Scope: adolescenten in de omgeving van 3M (Zwijndrecht) Beperkingen studie: - S-risk modellering voor externe orale blootstellingsdosis: achtergrondblootstelling reflecteert enkel inname PFAS via commerciële voeding (bv. niet via materialen, cosmetica) en de bijdrage van bodem verwijst hier enkel naar de bijdrage van PFAS via ingestie (inslikken van bodemdeeltjes). De indirecte blootstellingroutes van bodem, via eieren en groenten, worden hier apart gemodelleerd. - Modellering van externe naar interne blootstellingsdosis: we zien een onderschatting t.o.v. de gemeten waarden in serum – mogelijk te wijten aan achtergrondblootstelling die niet wordt meegenomen.	(Consortium UAntwerpen - VITO - PIH - UHasselt - VUB, 2023)
The Cost of Inaction	- Data over extra sterfte door PFAS-blootstelling, per gezondheidseffect (bv. nierkanker, hypertensie) - Value of life lost	Scope: berekenen van gezondheids- en milieueffecten ten gevolge van PFAS-blootstelling in Scandinavische landen Beperkingen studie: Berekening van gezondheidseffecten ten gevolge van totale blootstelling aan PFAS (niet specifiek voor bodem).	(Goldenman, et al., 2019)
Grootschalig bloedonderzoek PFAS in de omgeving van de 3M-fabriek in Zwijndrecht 2023-2025	- PFAS-concentraties in serum - Regressieanalyse voor blootstellingsdeterminanten	Scope: omwonenden in de omgeving van 3M (Zwijndrecht) in de periode 2023 – 2025 Beperkingen studie: - Regressiemodel toont welke variabelen de PFAS-concentraties in het serum kunnen verklaren. Bodem en grondwater zijn hier (indirect) opgenomen via de variabelen <i>grondwatergebruik</i> en <i>consumptie van eieren uit 5 km-zone</i>. - De relatie tussen PFAS-serumconcentraties en PFAS-concentraties in de bodem wordt hier ook onderzocht. Daaruit blijkt dat de PFOS-bodemconcentratie een belangrijke voorspeller zou zijn voor de PFOS-serumconcentratie (zie citaat uit rapport hierboven). Deze modellen houden echter geen rekening met het gedrag van de deelnemers (bv. wel of niet eieren eten uit moestuin), noch met het feit dat deelnemers die dichterbij 3M woonden ook via andere blootstellingroutes (bv. lucht) meer aan PFAS werden blootgesteld. Dit zijn twee belangrijke beperkingen van de regressieanalyse.	(Consortium Eurofins, et al., 2025)

4.4.2.2 **Risicofactoren veroorzaakt door aanwezigheid PFAS in de bodem**

4.4.2.2.1 Beschrijving

Met risicofactoren verwijzen we naar biologische of fysiologische veranderingen in het lichaam die de kans op het ontwikkelen van een ziekte verhogen. Dit betekent dat de risicofactoren intermediaire indicatoren zijn van de (mogelijke) gezondheidsschade. Tabel 31 geeft een overzicht van de mogelijke risicofactoren die kunnen gelinkt worden aan de blootstelling aan PFAS-polluenten. Deze factoren werden geïdentificeerd door het Environmental Protection Agency (EPA) en door de auteurs van The Cost of Inaction, in andere wetenschappelijke peer-reviewed studies.

Tabel 31. Risicofactoren door blootstelling aan PFAS, geïdentificeerd in wetenschappelijke peer-reviewed studies.

Risicofactor	Bron
Verminderde vruchtbaarheid	(EPA, 2024; Goldenman, et al., 2019)
Hypertensie (zwangerschap) ⁸	(EPA, 2024)
Laag geboortegewicht	(EPA, 2024; Goldenman, et al., 2019)
Hormoonverstoring	(EPA, 2024)
Verhoogde cholesterol	(EPA, 2024; Goldenman, et al., 2019)
Verstoring van de schildklier	(EPA, 2024)

4.4.2.2.2 Meten

Om de risicofactoren ten gevolge van blootstelling aan PFAS via bodem en grondwater te kunnen kwantificeren en moneteriseren, zou een gelijkaardig stappenplan gevolgd moeten worden als voor de gezondheidseffecten:

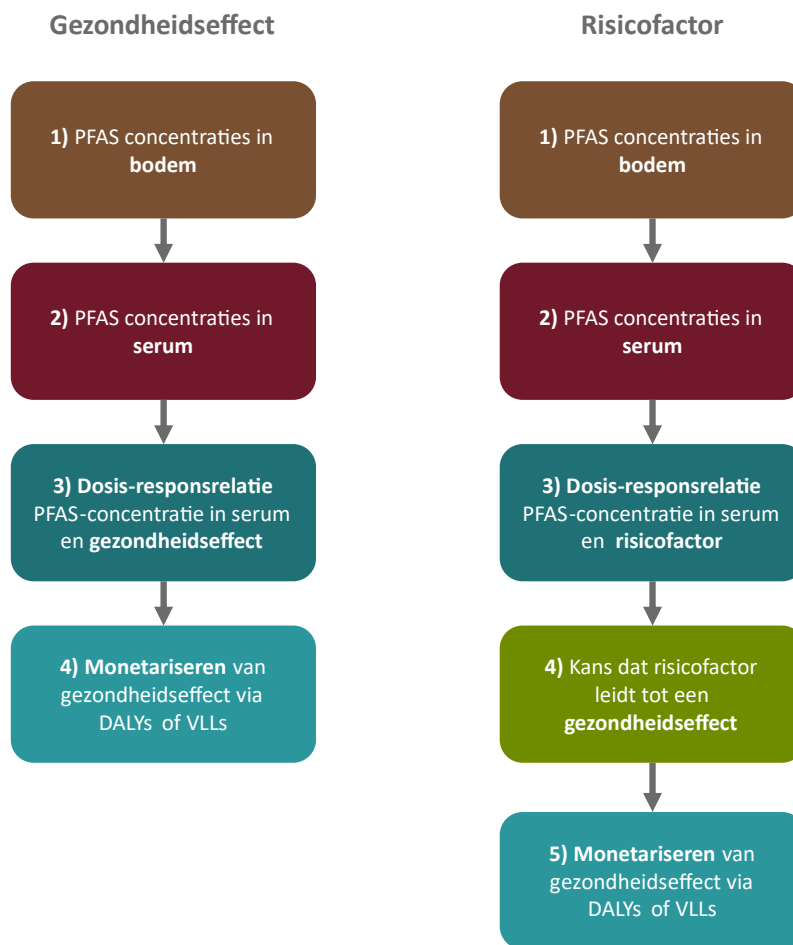
1. Meten van de PFAS-concentraties in de bodem, waarbij de concentraties worden gemeten per PFAS-component.
2. Bepalen van de interne blootstellingsdosis, d.i. de PFAS-concentraties in het serum, resulterend uit blootstelling aan PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater.
3. Koppelen van deze interne blootstellingsdosis aan de risicofactoren, die werden opgelijst in Tabel 31.
4. Bepalen van de kans dat de risicofactor resulteren in gezondheidseffecten, met kosten voor de maatschappij als gevolg.
5. Moneteriseren van de gezondheidseffecten, bijvoorbeeld via de waarde van een Disability-Adjusted Life Year (DALY) of door de economische waarde van verloren levensjaren te hanteren (Value of a Life Lost).

In vergelijking met het stappenplan voor de gezondheidseffecten, is hier dus nog een extra tussenstap nodig (stap 4). Dit betekent dat er aanvullend data moet verzameld worden over de relaties tussen de risicofactoren (als intermediaire indicatoren) en de gezondheidseffecten (als eindpunt, met een maatschappelijke kost).

Het stappenplan voor het moneteriseren van de gezondheidseffecten en de risicofactoren wordt weergegeven in Figuur 24.

⁸ Hypertensie (verhoogde bloeddruk) bij zwangere vrouwen werd ook reeds vermeld als gezondheidseffect. Hypertensie kan nl. het gevolg zijn van andere aandoeningen, zoals obesitas, maar tegelijkertijd is het ook een risicofactor voor andere aandoeningen, bv. hartaanval. Daarom wordt hypertensie bij beide categorieën vermeld.

Figuur 24. Te volgen stappenplan om de gezondheidseffecten en risicofactoren ten gevolge van blootstelling aan PFAS in bodem en grondwater te monetariseren.



4.4.2.3 Gezondheidseffecten gelinkt aan sanering en/of grondverzet

Sanering en grondverzet kunnen verschillende gezondheidsrisico's met zich meebrengen, afhankelijk van de groep die eraan wordt blootgesteld: werknemers op de werklocatie, omwonenden en de bredere samenleving.

4.4.2.3.1 Beschrijving

Voor de werknemers die de sanering of grondverzetswerken uitvoeren, of in de grondreinigingscentra werken, kunnen er in theorie gezondheidseffecten optreden als gevolg van directe blootstelling aan schadelijke stoffen en fysieke risico's tijdens de werken. Tijdens de werkzaamheden kan er contact zijn met PFAS-houdende grond of grondwater. Daarnaast kan stofvorming, of bij technieken met actieve beluchting, aerosolvorming optreden, wat de luchtkwaliteit op de werklocatie zou kunnen beïnvloeden. Werknemers kunnen ook risico lopen door het gebruik van zware machines, het hanteren van gevaarlijke stoffen en het werken op instabiele grondlagen, wat de kans op ongevallen verhoogt.

Omwonenden kunnen worden blootgesteld aan PFAS en fijn stof die vrijkomen tijdens de remediëring. Afhankelijk van de gekozen saneringsmethode kunnen ook geurhinder en geluidsoverlast een impact hebben op de leefbaarheid in de omgeving. Dit wordt nog verder besproken bij 4.4.4.

Al deze potentiële gezondheidsrisico's zijn rechtstreeks gekoppeld aan de uitvoeringswijze van de saneringswerken. De gezondheidsrisico's gerelateerd aan de lokale werkzaamheden worden in praktijk geminimaliseerd door het gebruik van beschermingsmiddelen voor werknemers, stofbeheersingsmaatregelen en veiligheidsprotocollen. In Vlaanderen is al jaren het Achilles zorgsysteem ingeburgerd, waarvoor alle saneringsaannemers zijn gecertificeerd. Dit systeem streeft ernaar om (1) een maximale beheersing van de

hinder voor mens en milieu, (2) de veiligheid en (3) kwaliteit van de on-site bodemsaneringswerken te garanderen (OVAM, 2017). Zo worden stofreducerende maatregelen, zoals het installeren van mobiele mistkanonnen of sproeischeren, frequent gebruikt tijdens saneringen. Bij saneringen waarbij stofhinder mogelijks een gevaar kan zijn voor betrokkenen, wordt telkens een stofactieplan voorgelegd en goedgekeurd door de opdrachtgever. In zulke plannen worden praktische en effectieve maatregelen besproken die stofhinder tot een absoluut minimum beperken. Bovendien worden ontgravingswerken (of andere geluid-hinderende activiteiten) zelden tot nooit buiten de standaard werkuren uitgevoerd, waarmee het aantal slaapgestoorden sterk gereduceerd wordt. Ook zijn vele aannemers bij een sanering gebonden aan het Achilles certificaat en andere VCA en ISO standaarden, die strenge eisen met betrekking tot veiligheid, kwaliteit en milieu stellen.

Voor de bredere samenleving zijn de belangrijkste gezondheidseffecten gelinkt aan emissies door transport en verwerking van verontreinigde grond. Het aan- en afvoeren van grond via vrachtwagens of andere transportmiddelen leidt tot extra uitstoot van NO_x, CO₂ en fijnstof, wat bijdraagt aan luchtverontreiniging. Blootstelling aan fijn stof, en PM_{2.5}⁹ in het bijzonder, verhoogt het risico op hart- en vaatziekten en ademhalingsziekten (Kim, et al., 2015). Een studie in Nederland toonde aan dat een stijging van 10 µg/m³ in PM_{2.5} gepaard ging met een toename van 0.8% in de algemene sterfte (95% BI 0.3 – 1.2) (Janssen, et al., 2013). Een studie uit 2016 berekende dat maar liefst 2.23 miljoen doden per jaar te wijten zijn aan antropogene PM_{2.5} emissies (Silva, et al., 2016). De toename in transport, en de bijbehorende toename in de concentraties van fijn stof, is slechts tijdelijk, voor de duur van de saneringswerken. Toch kan dit nog steeds een belangrijk gezondheidseffect teweegbrengen. Het overschrijden van de grenswaarden voor fijn stof, zelfs al is het voor korte duur op een specifieke locatie, is bepalend voor het gezondheidsrisico, volgens recent onderzoek (Izzotti, 2022).

Daarnaast kunnen stortplaatsen waar PFAS-houdende grond naartoe wordt gebracht op lange termijn een bron van verspreiding vormen, bijvoorbeeld via uitloging naar het grondwater.

4.4.2.3.2 Meten

Het gezondheidseffect voor werknemers en omwonenden door mogelijke blootstelling aan PFAS tijdens de sanerings- of grondverzetswerken, kan op gelijkaardige manier berekend worden als de gezondheidseffecten door de PFAS-vervuiling in de bodem (4.4.2.1). Het verschil is hier dat de blootstellingsroute vooral via de lucht zou verlopen. In principe moeten allerlei voorzorgsmaatregelen gerespecteerd worden, die het risico op blootstelling aan PFAS tijdens de sanerings- of grondverzetswerken ook zouden moeten minimaliseren (Achilles zorgsysteem).

De gezondheidseffecten van de blootstelling aan fijn stof (door het transport gerelateerd aan de werken) worden vaak uitgedrukt in Disability Adjusted Life Years (DALYs)¹⁰ of Quality Adjusted Life Years (QALYs)¹¹, of premature sterfte. Om deze te kunnen meten voor deze cases zouden volgende stappen moeten gevolgd worden:

1. Berekenen van de blootgestelde populatie aan de verhoogde fijnstofconcentraties. Hiervoor moet o.a. de transportroute en bevolkingsdichtheid langs de route gekend zijn.
2. Het verband tussen de fijnstofconcentratie en effecten zoals mortaliteit, DALYs of QALYs moet achterhaald worden. De meeste studies drukken het gezondheidseffect uit in DALYs of sterfte per µg/m³, bv. een stijging van 0,8% in de algemene sterfte bij een stijging van 10 µg/m³ in PM_{2.5} (Janssen, et al., 2013). Enkele drukken de impact in DALYS per kg PM_{2.5}, maar deze zijn zeer contextafhankelijk.
3. Berekenen van de stijging in fijnstofconcentratie door het transport voor de sanerings- of grondverzetswerken

⁹ PM_{2.5} zijn fijne stofdeeltjes met een diameter kleiner dan 2,5 µm.

¹⁰ DALY geeft de verloren levensjaren door sterfte en invaliditeit weer.

¹¹ 1 QALY staat voor een levensjaar in perfecte gezondheid.

Zo kan uiteindelijk het aantal DALYs of QALYs berekend worden dat verloren gaat door de stijging in fijnstofconcentratie, door de sanerings- en grondverzetswerken. Indien de economische waarde van 1 DALY of 1 QALY gekend is, kan ook de maatschappelijke kost berekend worden. Deze waarde is afhankelijk van het land en de context. Op gelijkaardige wijze kan ook de gezondheidssimpact van de extra ozonvorming door het transport berekend worden.

Een alternatieve methode is het modelleren van de gezondheidseffecten via een levenscyclusanalyse. Met behulp van de SimaPro software kunnen de impactcategorieën “*ozone formation, human health*” en “*fine particulate matter formation, human health*” berekend worden. Deze kunnen uitgedrukt worden in respectievelijk kg NO_x-eq en PM_{2.5}-eq (*midpoint*), of rechtstreeks in DALYs (*endpoint*). (Zie 4.4.3.1 en Figuur 25 voor meer uitleg over het verschil tussen *midpoint* en *endpoint* indicatoren). Het rechtstreeks berekenen van de gezondheidssimpact in DALYs via deze software kan eenvoudig, maar gaat gepaard met meer onzekerheid, omwille van de aggregatiestappen die dan gebeuren in de achtergrond.

In deze verkennende studie wordt de tweede aanpak, via een levenscyclusanalyse, toegepast op de cases sanering en grondverzet.

4.4.3 Milieu-effecten

4.4.3.1 Emissies gelinkt aan sanerings- en/of grondverzetswerken

4.4.3.1.1 Beschrijving

De interventiemaatregelen voor PFAS in de bodem en grondwater in Vlaanderen, zoals bodemsanering en grondverzetswerken, gaan gepaard met rechtstreekse emissies van o.a. koolstofdioxide (CO₂) en stikstofoxiden (NO_x). Deze emissies worden veroorzaakt door het transport van PFAS-verontreinigde gronden, het gebruik van zware machines, de behandeling van verontreinigde gronden en de behandeling van verontreinigd water. Een belangrijke bron van emissies is het gebruik van diesel-aangedreven apparatuur, zoals verwerkingsinstallaties, graafmachines, pompen of vrachtwagens die verontreinigde grond afvoeren naar stortplaatsen of reinigingscentra.

De CO₂- en NO_x-emissies die worden veroorzaakt door de sanerings- en grondverzetswerken dragen op hun beurt bij aan diverse milieu-impactcategorieën, zoals klimaatverandering, ozonvorming, fijnstofvorming en verzuring. In deze -studie beperken we ons tot het berekenen van de CO₂- en NO_x-emissies, met een toelichting van de milieu-effecten die daaruit volgen. In principe zijn alle milieu-impactcategorieën van een Levenscyclusanalyse (LCA) relevant en kunnen deze ook berekend worden, maar dat valt buiten de scope van deze studie. Een volledig overzicht van de milieu-impactcategorieën, volgens de LCA-ReCiPe methode, wordt gegeven in Bijlage 4: Bijkomende info effecten. Tabel B.9 toont ook het onderscheid tussen de impactcategorieën die milieu-effecten en die gezondheidseffecten reflecteren. De gezondheidseffecten die veroorzaakt worden door CO₂- en NO_x-emissies werden hierboven reeds in een aparte categorie besproken.

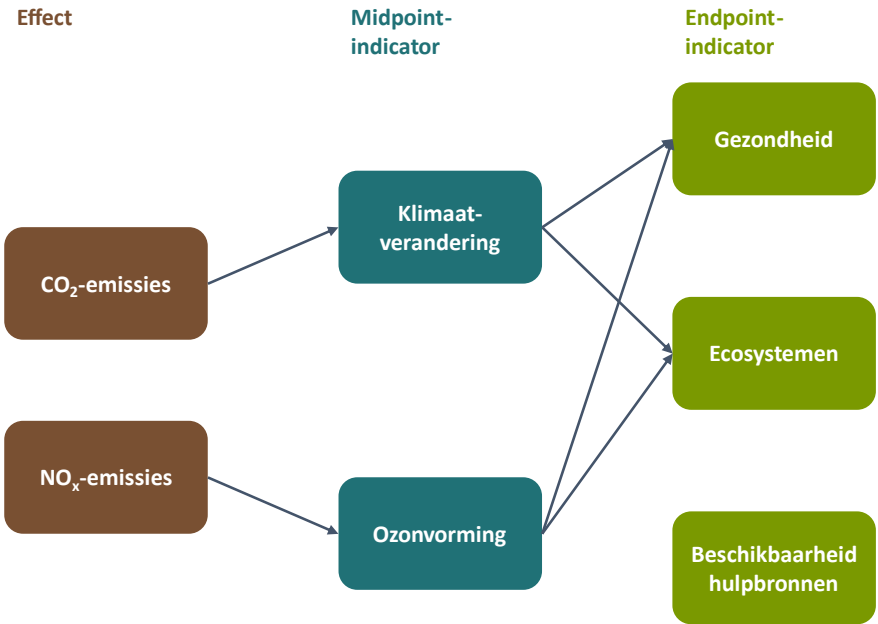
4.4.3.1.2 Meten

De effecten van deze emissies kunnen worden gekwantificeerd door de totale CO₂- en NO_x-uitstoot te berekenen, vaak op basis van brandstofverbruik, transportafstanden (van verontreinigde site naar stortplaats) en de energie-intensiteit van de toegepaste saneringstechnieken. Deze emissies kunnen vervolgens worden omgerekend naar *midpoint*-impactcategorieën, zoals *Global Warming*, *Photochemical Ozone Formation*, *Fine Particulate Matter Formation*, *Terrestrial Acidification* en *Freshwater Eutrophication*. Deze *midpoint*-impactcategorieën kunnen verder doorgerekend worden naar *endpoints*, nl. schade aan menselijke gezondheid, ecosystemen en beschikbaarheid van hulpbronnen. Deze relatie tussen de effecten (CO₂- en NO_x-emissies), de *midpoint*-impactcategorieën en de *endpoint*-indicatoren wordt geschetst in Figuur 25. Daarna zou men nog een verdere vertaaltap kunnen toepassen naar maatschappelijke kosten, bijvoorbeeld door het toepassen van kostenfactoren voor klimaatschade door CO₂-uitstoot of ecosystemen. Wij focussen in de beschrijving hierboven op CO₂ en NO_x, maar in principe zijn alle mogelijke emissies, de resulterende *midpoint*- en *endpoint*-indicatoren van een LCA interessant en relevant om te berekenen. Het volledig overzicht van de mogelijke

impactcategorieën wordt gegeven in Bijlage 4: Bijkomende info effecten. Voor meer informatie over de LCA-methode, verwijzen we naar ReCiPe (RIVM, 2024).

Bij de uitwerking van de cases (hoofdstuk 6 en 7) wordt gefocust op de maatschappelijke kost die gepaard gaat met de klimaatverandering als gevolg van CO₂-emissies, veroorzaakt door (1) het transport voor de sanerings- en grondverzetswerken, (2) het reinigingscentrum, en (3) het energieverbruik en verbruik van actief kool voor het zuiveren van grondwater. Tabel 32 illustreert hoe deze maatschappelijke kost, veroorzaakt door de klimaatverandering als gevolg van CO₂-emissies uit het transport voor sanerings- en grondverzetswerken, kan worden berekend.

Figuur 25. De relatie tussen het effect (emissies), de *midpoint*-impactcategorieën (klimaatverandering en ozonvorming als voorbeelden) en *endpoint*-impacten (gezondheid, ecosystemen, en beschikbaarheid hulpbronnen).



Tabel 32. Een voorbeeld van de berekening van de bijdrage aan klimaatverandering en de maatschappelijke kost, van de CO₂-emissies uit het transport voor saneringswerken.

Parameters	Eenheid	Bron
Afstand PFAS-verontreinigde site tot reinigingscentrum of stortplaats	km	Case-specifiek
Massa van de gronden die naar het reinigingscentrum of de stortplaats worden gevoerd	ton	Case-specifiek
Aantal tonkilometers (afstand x massa grond)	tkm	Case-specifiek
<i>Global Warming Potential</i> karakterisatiefactor	kg CO ₂ -eq/tkm	SimaPro, Ecoinvent database
Klimaatverandering gelinkt aan de CO ₂ -emissies van het transport voor saneringswerken	kg CO ₂ -eq	Eigen berekening (# tonkilometers x KF)
Maatschappelijke kost van klimaatverandering veroorzaakt door 1 ton CO ₂ (<i>Social Cost of Carbon</i>)	€/t CO ₂	Bv. (Rennert, et al., 2022)
Maatschappelijke kost voor de klimaatverandering gelinkt aan de CO₂-emissies van het transport voor saneringswerken	€	Eigen berekening (Klimaatverandering x maatschappelijke kost per ton CO₂)

4.4.3.2 Ecosysteemeffecten

4.4.3.2.1 Beschrijving

Ecosysteemeffecten verwijzen naar veranderingen in de structuur en werking van natuurlijke systemen, zoals bodem-, water- en plantengemeenschappen, die ontstaan door externe invloeden. Vanwege hun persistentie in het milieu is het belangrijk om de mogelijke effecten van PFAS op de bodemgezondheid en biodiversiteit in

overweging te nemen. Huidig wetenschappelijk onderzoek geeft aan dat de aanwezigheid van PFAS in de bodem zowel positieve als negatieve effecten zou kunnen hebben. Zo rapporteerden Xu et al. (2023) een positief effect op afbraakprocessen en de zuurtegraad van de bodem, terwijl de PFAS een negatief effect hadden op de bodemrespiratie en waterstabile aggregaten (Xu, et al., 2023). Onder bepaalde omstandigheden kunnen PFAS-stoffen de microbiële activiteit in de bodem verstoren. Een overzichtsstudie van Ehsan et al. (2024) toont aan dat PFAS- vervuiling in de bodem negatieve effecten kan hebben op zowel de microbiële activiteit in de bodem als de diversiteit (Ehsan, et al., 2024). Een studie van Groffen et al. (2019) vond echter geen significant verband tussen PFAS-concentraties en bodemrespiratie of microbiële activiteit (Groffen, et al., 2019). De impact van PFAS op biodiversiteit blijft ook nog onvoldoende duidelijk. Bij lage PFAS-concentraties zou de aanwezigheid van PFAS de groei van bepaalde planten zelfs kunnen stimuleren, een fenomeen dat *hormesis* wordt genoemd, maar dit is voorlopig nog onvoldoende bewezen (Groffen, et al., 2023). In een wetenschappelijke review paper wordt de bestaande informatie over de effecten van PFAS op dieren samengevat (Ankley, et al., 2021). Veel van de (negatieve) effecten op dieren die worden vastgesteld, zijn bij PFAS-concentraties hoger dan die gemeten op de 3M-site. Deze studies onderzoeken echter enkel de effecten van individuele PFAS-componenten, terwijl in de natuur eerder mengsels van PFAS (en andere contaminanten) voorkomen. Bovendien wordt enkel gekeken naar het effect op één generatie, terwijl effecten vaak pas duidelijk zullen worden over meerdere generaties. Samengevat lijken de ecosysteemeffecten van PFAS, in de concentraties waarmee deze vandaag aanwezig zijn in het milieu, eerder beperkt te zijn – althans op korte termijn. Aangezien PFAS een relatief recent milieuprobleem vormen, ontbreken monitoringstudies over langere termijn, waardoor er nog weinig bekend is over de mogelijke effecten op ecosystemen en biodiversiteit over meerdere generaties heen. Enkele studies wijzen op een mogelijk verband tussen migrerende vogels en de verspreiding van PFAS naar afgelegen gebieden, zoals Antarctica (Padilha, et al., 2022) (Léandri-Breton, et al., 2024). Dit illustreert dat lokale PFAS-vervuiling mogelijk internationale ecologische gevolgen kan hebben. Sanering van PFAS zou dus mogelijk internationale ecologische baten kunnen opleveren.

Anderzijds kunnen de uitvoering van sanerings- of grondverzetmaatregelen zelf ook een effect hebben op deze ecosystemen. Deze ecosysteemeffecten zijn afhankelijk van de gekozen saneringstechniek en grondverzetmaatregelen. Bij saneringstechnieken zoals fyto-remediatie worden bodemstructuur en biodiversiteit bewaard. Deze innovatievere saneringstechnieken worden momenteel nog verder onderzocht en ontwikkeld voor de sanering van PFAS. Saneringstechnieken zoals thermische of chemische behandeling kunnen een aanzienlijke negatieve impact hebben op het bodemleven, dat grotendeels verloren kan gaan, en gaan bovendien vaak gepaard met verlies aan organisch materiaal en aantasting van de bodemstructuur (bv. bij klei- en leemgronden) bij fysicochemische scheiding. Grondverzet leidt tot fysieke versterking of verwijdering van volledige bodemlagen, wat het ecosysteem structureel kan aantasten. In waardevolle natuurgebieden of biodiverse tuinen kan dit effect bijzonder ingrijpend zijn en herstel tientallen jaren duren. Bovendien speelt de bodem op grotere schaal een cruciale rol in klimaatregulatie, onder meer door de opslag van koolstof, waardoor versterking ook negatieve gevolgen kan hebben voor CO₂-captatie.

4.4.3.2.2 Meten

Het inschatten van ecosysteemeffecten is methodologisch complex. We stellen hier drie methoden voor om de ecosysteemeffecten te meten:

- de *Soil Biodiversity Index*;
- het uitvoeren van een levenscyclusanalyse, met relevante indicatoren zoals *Terrestrial ecotoxicity of Land use*;
- het evalueren van de ecotoxicologische risicogrenzen in bodem en grondwater.

Relevante biologische indicatoren zijn onder meer microbiële activiteit, bodembiodiversiteit (bv. regenwormen, springstaarten, schimmels) en veranderingen in vegetatiestructuur. Indices om de bodemgezondheid op ecosysteemniveau te meten zijn nog in ontwikkeling, zoals de *Soil Biodiversity Index* (SBI). Binnen initiatieven zoals *Biodiversity Friend* wordt de index toegepast om de aanwezigheid en verspreiding van functionele groepen van bodemdieren te analyseren, zoals detritivoren, herbivoren en predatoren (Biodiversity friend, 2025). De SBI combineert doorgaans meerdere indicatoren, waaronder soortenrijkdom, de aanwezigheid van bio-indicatoren,

en bodemfysische en -chemische parameters. Het resultaat is een geïntegreerde score die een inschatting geeft van de ecologische kwaliteit van de bodem. Deze index kan in principe gebruikt worden om bodembiodiversiteit vóór en na ingrepen zoals sanering of grondverzet te monitoren. Er bestaat echter nog geen geharmoniseerde SBI voor Vlaanderen of Europa, waardoor de gebruikte methoden sterk variëren per land of project, en de vergelijkbaarheid van resultaten momenteel beperkt is.

Een levenscyclusanalyse of *Life Cycle Assessment* (LCA) wordt ook gezien als een geschikte methodiek om ecosysteemeffecten binnen een MKBA-kader te kwantificeren, met name via indicatoren zoals *Terrestrial ecotoxicity* en *Land use*. Het voordeel van LCA is dat deze methode reeds breed aanvaard is voor het inschatten van milieu-impact. Toch vormt het huidige gebrek aan PFAS-specifieke data in bestaande LCA-databases een belangrijk knelpunt. Om dit knelpunt te overkomen, maakten onderzoekers in het verleden gebruik van polychloorbifenylen (PCBs) als een proxy voor PFAS, omdat deze gelijkaardige gezondheidseffecten zouden veroorzaken (Feng, et al., 2021). Volgens de experts die in het kader van deze studie werden bevraagd, zijn PCB's echter onvoldoende vergelijkbaar met PFAS. Dit komt door verschillen in chemisch gedrag (bv. vet- versus eiwitbinding) en door de grote diversiteit binnen de PFAS-groep zelf.

Een derde methode is het toetsen van de ecotoxicologische risicogrenzen voor PFAS in bodem en grondwater. Deze risicogrenzen geven aan bij welke concentraties van PFAS in de bodem en grondwater er schade verwacht wordt aan het milieu. Deze methode focust dus eerder op de negatieve effecten door de aanwezigheid van PFAS in de bodem en grondwater ("PFAS-aanwezigheidseffect" in Tabel 27), terwijl de vorige methoden ook de (mogelijk) negatieve effecten op ecosystemen van de sanerings- of grondverzetsswerken ("beheer-gerelateerde effect" in Tabel 27) kunnen berekenen. De ecotoxicologische normen voor PFOS en PFOA in de bodem werden afgeleid door RIVM, en overgenomen door VITO. Het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) in Nederland deed ook reeds uitvoerig onderzoek naar de humane en ecologische risicogrenzen voor PFAS in bodem én in grondwater. In een studie van het RIVM in 2020 werden ecotoxicologische risicogrenzen voor PFOS in bodem en grondwater afgeleid, waarmee bevoegde instanties kunnen beslissen of hergebruik van grond al dan niet veilig is voor het milieu (RIVM, 2020). Hier werd rekening gehouden met twee routes: (1) de directe ecotoxiciteit, d.i. de rechtstreekse effecten van PFOS (in bodem en grondwater) op planten en dieren in de bodem aanwezig zijn, en (2) doorvergiftiging, wat verwijst naar de onrechtstreekse effecten op vogels en zoogdieren die PFOS via hun voedsel binnenkrijgen, bv. door het eten van regenwormen. Voor het bepalen van de grenzen werd onderscheid gemaakt tussen twee risiconiveaus: het Ernstig Risiconiveau (ER) en het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR). Het ER is de concentratie waarbij ernstige effecten op vogels en zoogdieren kunnen verwacht worden, terwijl het MTR de concentratie waarbij er geen nadelige effecten meer te verwachten zijn. In eerdere studie in 2017 werden zowel humane als ecotoxicologische risicogrenzen voor PFOA in bodem en grondwater bepaald (RIVM, 2017). De waarden die werden afgeleid door het RIVM moeten echter met de nodige voorzichtigheid gebruikt worden, in het bijzonder voor grondwater. Zoals vermeld in de studie van RIVM (2020) werd er geen uitgebreid literatuuronderzoek voor de aquatische ecotoxiciteitsgegevens van PFOS uitgevoerd, en werden voornamelijk gegevens uit een studie van 2010. Ook in de studie van RIVM (2017) voor de ecotoxiciteit van PFOA, wordt vermeld dat er geen aanvullend literatuuronderzoek voor de ecotoxiciteit in water werd uitgevoerd.

Samengevat, zowel het gebruik van de SBI als de toepassing van LCA lijken relevante en zinvolle pistes om ecosysteemeffecten van PFAS-beheer te kwantificeren, maar beide benaderingen kampen met methodologische en data-technische beperkingen. Zo ontbreekt het aan een gestandaardiseerde SBI voor Vlaanderen, en is er een gebrek aan PFAS-specifieke data in LCA-databases. Aanvullend ecologisch veldonderzoek is dan ook essentieel om context-specifieke input te verzamelen en ecosysteemeffecten correct te kunnen inschatten en monetariseren. Het toepassen van de ecotoxicologische risicogrenzen is relevant voor het inschatten van de ecosysteemeffecten van PFAS-aanwezigheid in bodem en grondwater, maar kan niet gebruikt worden om de ecosysteemeffecten te monetariseren. Het toetsen van de risicogrenzen kan wel een eerste indicatie geven van mogelijke schade die kan vermeden worden aan een ecosysteem door bepaalde maatregelen te nemen.

4.4.3.3 Landgebruik voor stortplaatsen

4.4.3.3.1 Beschrijving

Niet-reinigbare met PFAS-verontreinigde gronden, evenals restfracties die na reiniging overblijven, worden in laatste instantie afgevoerd naar stortplaatsen. Hoewel dit noodzakelijk is voor het beheer van sterk verontreinigde materialen, brengt het storten van deze gronden belangrijke milieueffecten met zich mee, voornamelijk op vlak van ruimtegebruik en duurzame capaciteitsbenutting. Stortplaatsen nemen aanzienlijke oppervlaktes in beslag en vormen zo een permanente bestemming van ruimte, wat conflicteert met andere potentiële functies zoals natuur, landbouw of recreatie. Bovendien zijn de resterende vergunde stortcapaciteiten beperkt in Vlaanderen. Naast het ruimtegebruik kan de opslag van PFAS-houdende gronden bijdragen aan verontreiniging van percolaatwater (uitlogingswater), dat beheerd moet worden om te voorkomen dat PFAS in het oppervlakte- of grondwater terechtkomt.

4.4.3.3.2 Meten

De impact van het gebruik van stortplaatsen voor niet-reinigbare gronden kan worden gemeten via:

1. De hoeveelheid PFAS-houdende grond die niet kan worden gereinigd en dus gestort moet worden (bv. op basis van saneringsprojecten of pilootstudies).
2. De impact op restcapaciteit: vergelijking van het te storten volume met de actuele beschikbare capaciteit.
3. De locatie-specifieke druk: inschatting van welke stortplaatsen het meeste extra volume zouden moeten opnemen.
4. De versnelling van capaciteitsbenutting: inschatting van hoeveel sneller bestaande stortplaatsen volgeraken door PFAS-grond.
5. Monitoring van percolaatwater (uitlogingswater) op PFAS-concentraties bij bestaande stortplaatsen waar PFAS-houdende gronden worden aanvaard.

4.4.3.4 Grondwaterkwaliteit

4.4.3.4.1 Beschrijving

De aanwezigheid van PFAS-verontreiniging in bodem en grondwater kan een directe impact hebben op de kwaliteit van het grondwater. Hoe deze verontreiniging uiteindelijk leidt tot economische kosten – met name extra kosten voor drinkwaterzuiveringsinstallaties – werd eerder reeds besproken bij de economische effecten.

Daarnaast is het belangrijk om de kwaliteit van grondwater op zichzelf als een effectcategorie te beschouwen, zeker wanneer we als maatschappij waarde hechten aan zuiver en gezond grondwater. Dit belang wordt onderstreept door recente burgerwetenschappelijke initiatieven zoals het Watermonsters-project, waarbij vrijwilligers metingen uitvoeren in kanalen en rivieren om de waterkwaliteit op te volgen.

Ook op beleidsniveau leeft de aandacht voor waterkwaliteit sterk. Eén van de belangrijkste beleidsinstrumenten in dit domein is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW), met de dochterrichtlijn Grondwater, die sinds 2000 van kracht is en gericht is op een geharmoniseerd waterbeleid binnen de Europese Unie (Integraal waterbeleid, 2025).

4.4.3.4.2 Meten

De grondwaterkwaliteit kan beoordeeld worden in het kader van de KRW. In oktober 2022 stelde de Europese Commissie een milieukwaliteitsnorm voor die de som van 24 PFAS-stoffen (inclusief PFOS) beperkt tot 4,4 ng/l uitgedrukt als PFOA-equivalent, in zowel grond- als oppervlaktewater (European Environment Agency, 2024). De voorgestelde norm van 4,4 ng/l PFOA-eq. wordt nog verder onderzocht en onderhandeld door het Europese Parlement en de Europese Raad. Indien deze standaard wordt gehanteerd in een MKBA, geldt de grondwaterkwaliteit als "goed" zolang de concentratie voor de som van de 24 PFAS onder de 4,4 ng/l PFOA-eq blijft, en als "slecht" wanneer deze drempel wordt overschreden. Hierbij kan worden opgemerkt dat door te werken met PFOA-eq er ook sprake kan zijn van een slechte kwaliteit wanneer uit de analyseresultaten blijkt dat de concentraties voor alle geanalyseerde PFAS onder de rapportagegrens opgenomen in het WAC (vaak 10 ng/l) liggen. Indien een combinatie van PFAS-componenten met een hoge PFOA-equivalentie factor in zeer lage

concentraties van enkele nanogram per liter aanwezig is in het grondwater, kan dit leiden tot een PFOA-eq van ver boven de 4,4 ng/l. De huidige rapportagegrenzen in het WAC zijn in dit geval niet laag genoeg om de grondwaterkwaliteit correct te kunnen beoordelen.

Zoals hierboven beschreven in 4.4.3.2 Ecosysteemeffecten, bestaan er ook ecotoxicologische risicogrenzen voor PFAS in bodem en grondwater. De ecotoxicologische risicogrenzen voor PFOAS en PFOA in grondwater werden afgeleid door RIVM (RIVM, 2017; RIVM, 2020). Voor het bepalen van de grenzen maakt RIVM onderscheid tussen twee risiconiveaus: het Ernstig Risiconiveau (ER) en het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR). Het ER is de concentratie waarbij ernstige effecten op vogels en zoogdieren kunnen verwacht worden, terwijl het MTR de concentratie waarbij er geen nadelige effecten meer te verwachten zijn.

Volgens de studies van RIVM, zou voor grondwater een norm van 0,023 µg/l PFOS en 30 µg/l PFOA moeten gehanteerd worden, indien men geen nadelige effecten meer wil op planten en dieren door de PFOS-vervuiling (MTR) (RIVM, 2020; RIVM, 2017). Vanaf een concentratie van 1.000 µg/l PFOS of 7.000 µg/l PFOA per liter worden er wel nadelige effecten verwacht op planten en dieren (ER) (RIVM, 2020; RIVM, 2017). Deze afgeleide risicogrenzen voor PFOS liggen duidelijk hoger dan de voorgestelde norm van 4,4 ng/l voor de som van de 24 PFAS in PFOA-equivalenten. De voorgestelde Europese norm is dus strenger dan de berekende ecotoxicologische risicogrenzen volgens het RIVM. Zoals eerder vermeld in 4.4.3.2, moeten de waarden die werden afgeleid door het RIVM echter met de nodige voorzichtigheid gebruikt worden, in het bijzonder voor grondwater. Er werd geen uitgebreid literatuuronderzoek voor de aquatische ecotoxiciteitsgegevens van PFOS uitgevoerd, en werden voornamelijk gegevens uit een studie van 2010 gebruikt voor de afleiding van de waarden (RIVM, 2020). Ook in de studie van RIVM (2017) voor de ecotoxiciteit van PFOA, wordt vermeld dat er geen aanvullend literatuuronderzoek voor de ecotoxiciteit in water werd uitgevoerd.

Een alternatieve manier om de impact op grondwaterkwaliteit te evalueren is via Levenscyclusanalyse (LCA). Binnen deze methodologie is de midpoint-indicator '*Freshwater ecotoxicity*' relevant. Deze indicator evalueert de potentiële ecotoxicologische impact van chemische stoffen op organismen die leven in zoetwatermilieus – zoals vissen, algen en macro-invertebraten. In tegenstelling tot de binaire classificatie binnen de KRW (goed/slecht), laat deze indicator toe om de impact te kwantificeren en op te nemen in bredere duurzaamheidsanalyses. Deze berekening kan momenteel echter nog niet uitgevoerd worden, aangezien er in de Ecoinvent-database nog geen karakterisatiefactoren beschikbaar zijn voor PFAS-emissies naar water.

4.4.4 Sociale effecten

4.4.4.1 Hinderbeleving

4.4.4.1.1 Beschrijving

Tijdens de uitvoering van sanerings- en grondverzetswerken kunnen omwonenden tijdelijke hinder ervaren, wat een (tijdelijk) negatief effect heeft op hun welzijn. Via het Achilles zorgsysteem wordt reeds getracht dergelijke hinder maximaal te vermijden. Deze hinderbeleving kan zich voornamelijk manifesteren via drie kanalen: geluid, geur en stof. Elk van deze vormen van hinder is direct gekoppeld aan de aanwezigheid en werking van machines, transportbewegingen en bodemingrepen op de werf. Bij saneringswerken komt deze hinder vaak bovenop de nulsituatie, m.u.v. herontwikkelingswerken, terwijl bij grondverzetswerken veel van deze activiteiten sowieso gepland zijn en de hinder dus niet rechtstreeks verband houdt met de aanwezigheid van PFAS. Enkel wanneer de PFAS-verontreiniging ertoe leidt dat er bijkomende grond moet worden aan- en afgevoerd, kan dit aanleiding geven tot extra hinder ten opzichte van de oorspronkelijke situatie. Hoewel deze effecten tijdelijk zijn en verdwijnen na afronding van de werken, kunnen ze lokaal als storend worden ervaren.

- **Geluidshinder**

Geluidshinder ontstaat door het gebruik van zware machines zoals pompen voor grondwaterzuivering, vrachtwagens voor grondtransport, boren en het plaatsen van installaties. Deze verhoogde geluidsniveaus

kunnen leiden tot slaapverstoring en algemene hinder (zie ook: <https://www.departementzorg.be/nl/geluidshinder>).

- **Geurhinder**

Geurhinder wordt veroorzaakt door het beluchten of verplaatsen van verontreinigde grond, het oppompen van vervuild grondwater, dampen uit bodem of water, en uitlaatgassen van dieselmachines en vrachtwagens. Dit kan leiden tot irritatie en een afname van het ervaren comfort in de omgeving (zie ook: <https://www.departementzorg.be/nl/geur>).

- **Stofhinder**

Stofhinder ontstaat door het droogleggen en manipuleren van (vervuilde) grond, transportbewegingen over onverharde wegen en het gebruik van machines op de werf. Fijn stof kan zich verspreiden in de directe omgeving en aanleiding geven tot irritatie van ogen en luchtwegen, en tot klachten over zichtbare verontreiniging op terrassen, ramen of voertuigen.

4.4.4.1.2 Meten

De mate van hinderbeleving kan op verschillende manieren worden gekwantificeerd:

- Geluidshinder: via het aantal slaapgestoorden, berekend op basis van geluidsmodellen en epidemiologische drempelwaarden voor slaapverstoring.
- Geurhinder: via het aantal geïrriteerde personen, bepaald op basis van geurmodellen, drempelwaarden voor geurperceptie, of via bevragingen bij de lokale bevolking.
- Stofhinder: via metingen van fijn stofconcentraties (PM10/PM2.5) op en rond de werf, in combinatie met klachtenregistratie of bevragingen van buurtbewoners.

4.4.4.2 Psychosociaal welzijn

4.4.4.2.1 Beschrijving

Naast de feitelijke gezondheidsrisico's als gevolg van PFAS-blootstelling, speelt ook de perceptie van (gezondheids)risico's en de impact daarvan op het psychosociaal welzijn een belangrijke rol. Wanneer een gebied als verontreinigd wordt bestempeld, kan dit leiden tot zorgen en angst bij de lokale bevolking, zelfs als de feitelijke blootstellingsrisico's eerder beperkt zijn. Dit fenomeen staat bekend als "perceived risk" of risicoperceptie, waarbij de subjectieve inschatting van een (gezondheids)risico niet altijd overeenkomt met de wetenschappelijke beoordeling ervan (Grasmück, et al., 2005).

Risicoperceptie, en wellicht ook de impact van risicoperceptie op psychosociaal welzijn, is sterk afhankelijk van diverse contextfactoren. Zo kunnen bijvoorbeeld onvrijwilligheid of een oneerlijke verdeling van lusten en lasten bijdragen aan een negatieve risicoperceptie. Omgekeerd kunnen transparante communicatie, inspraak, compensatieregelingen of een duidelijk handelingsperspectief de risicoperceptie positief beïnvloeden. Wanneer individuen weten dat ze het risico kunnen beperken, bijvoorbeeld door het vermijden van lokaal voedsel of door simpelweg de handen te wassen na contact met mogelijk besmette grond of water, kan dit de ervaren stress en onzekerheid aanzienlijk verminderen. Het gevoel controle te hebben over de situatie speelt hierbij een cruciale rol.

Uit perceptieonderzoek in Vlaanderen blijkt dat de ongerustheid over milieublootstelling inderdaad groter is in gebieden met een gekende milieudruk (zie onder meer vergelijkend onderzoek van het Steunpunt Omgeving en Gezondheid). In een bevraging van 14-15 jarige jongeren in de regio rond 3M in Zwijndrecht (in 2022) gaf 28% van de jongeren aan ongerust te zijn over de PFAS-vervuiling in hun leefomgeving. Gevoelens die daarbij het meest werden gerapporteerd waren boosheid, piekeren en angst (Jongerenstudie HBM-omgeving 3M, 2023). Uit een gelijkaardige bevraging bij 8050 volwassenen in de omgeving van 3M (2023-2025) bleek dat 57% van de deelnemers aangeeft "bezorgd" tot "zeer bezorgd" te zijn over de lokale PFAS-verontreiniging (Grootschalig bloedonderzoek in de omgeving van 3M, 2025).

Ook de relatie tussen chronische milieuverontreiniging en psychosociaal welzijn is reeds bestudeerd in wetenschappelijk onderzoek, maar vooralsnog beperkt (Schmitt, et al., 2021) (Reuben, et al., 2022). Specifiek inzake PFAS-verontreiniging toonde bijvoorbeeld een Australische studie aan dat psychische stress aanzienlijk vaker voorkwam in PFAS-getroffen gemeenschappen dan in controlegroepen, en suggereerde dat vooral de

perceptie van gezondheidsrisico's – en niet de blootstelling aan PFAS zelf – bijdraagt aan deze stress (Lazarevic, et al., 2023). Een studie in Italië, met een gekende PFAS case in de Veneto regio, toonde gelijkaardige bevindingen. Deze studie wees vooral op de negatieve impact van onzekerheid en de grotere impact bij ouders van (jonge) kinderen (Menegatto, et al., 2022). Ook in het grootschalig bloedonderzoek rond 3M in Zwijndrecht werd het mentaal welzijn van de deelnemers bevraagd. Er leek daarbij geen significant verschil te zijn met algemeen Vlaanderen, hoewel de auteurs zelf wijzen op de beperkingen van deze vergelijking. Ook de relatie tussen bezorgdheid en mentaal welzijn werd niet onderzocht.

Deze verschillende studies tonen aan dat psychosociaal welzijn niet enkel beïnvloed wordt door ongerustheid over blootstelling en gezondheid. Ook bijvoorbeeld de impact op vastgoedprijzen, onzekerheid, stigma, impact op sociale gemeenschappen en sociaal netwerk kunnen daarin een rol spelen. Bodemsanering kan leiden tot ongerustheid en stress (Vandermoere, 2008). Hoewel dit laatste wellicht een meer tijdelijk karakter zal hebben en ook verbonden was met het gevoel weinig inspraak te hebben in het besluitvormingsproces. Daarnaast kan psychosociaal welzijn worden beïnvloed door ongenueanceerde berichtgeving (bv. via sociale media) die soms in strijd lijkt te staan met informatie van opdrachtgevers van de bouwwerken of overheidscommunicatie.

4.4.4.2.2 Meten

Enerzijds kan de relatie tussen PFAS-verontreiniging en welzijn worden onderzocht. Dit kan op verschillende manieren gebeuren:

- Via enquêtes, (diepte-)interviews of focusgesprekken om de risicobeleving en het welzijn van bewoners te achterhalen.
- Langdurige chronische stress kan ook bepaald worden met cortisolmetingen in speeksel of haar, zoals gebeurde in enkele Vlaamse Humanbiomonitoringsstudies. Maar tot op heden is het niet gebruikelijke om dergelijke meetgegevens in verband te brengen met perceptie.

Anderzijds kan het inschatten van de maatschappelijke kosten die samenhangen met deze risicoperceptie en mentaal welzijn worden uitgevoerd via:

- Het bepalen van de bereidheid tot betalen van bewoners voor verbeterde grond- en waterkwaliteit. Zo toonde een Italiaanse studie aan dat huishoudens gemiddeld €250,80 per jaar zouden willen betalen voor schoner drinkwater in PFAS-vervuilde gebieden (Pintus, 2024). Voor een regio met 50.000 huishoudens komt dit neer op een maatschappelijke waarde van ongeveer €12,5 miljoen per jaar.
- Het in kaart brengen van hogere kosten door stress-gerelateerde klachten, zoals extra gezondheidszorgkosten en productiviteitsverlies door ziekteverzuim als gevolg van mentale gezondheidsproblemen.

4.4.4.3 Vertrouwen in de overheid

4.4.4.3.1 Beschrijving

De manier waarop PFAS-vervuiling wordt aangepakt, kan een grote invloed hebben op het vertrouwen van burgers in de overheid en andere betrokken actoren, zoals saneringsaannemers of de vervuilende bedrijven. Een trage of onduidelijke communicatie (incl. berichtgeving via sociale media), het minimaliseren van risico's of het ontbreken van zichtbare actie kan leiden tot onzekerheid, frustratie en uiteindelijk institutioneel wantrouwen (Calloway, et al., 2020). Zulke gevoelens kunnen het draagvlak voor saneringsmaatregelen ondermijnen en zorgen voor maatschappelijke weerstand. Daarentegen kan een responsieve en transparante overheid – die risico's benoemt, luistert naar zorgen en actief handelt – het vertrouwen versterken en stress bij burgers verminderen (Jacob, et al., 2011) (Calloway, et al., 2020). Vertrouwen is dus niet alleen een waarde op zich, maar ook een voorwaarde voor een vlotte uitvoering van beleid rond sanering en grondverzet. Daarnaast kan het vertrouwen van burgers ook beïnvloed worden door de mate waarin een zekere achtergrondconcentratie van antropogene stoffen wordt geaccepteerd of geminimaliseerd.

4.4.4.3.2 Meten

Vertrouwen kan gemeten worden via bevragingen bij betrokken burgers, waarin percepties over transparantie, eerlijkheid, betrokkenheid en doeltreffendheid van de overheid worden gepeild. Ook kwalitatieve methoden,

zoals interviews of focusgroepen, bieden waardevolle inzichten in de beleving van overheidsoptreden (Calloway, et al., 2020). Aanvullend kunnen indicatoren zoals publieke participatie, mediaberichtgeving, juridische stappen of protesten wijzen op stijgend of dalend vertrouwen.

4.4.4.4 Sociaaleconomische kwetsbaarheid

4.4.4.4.1 Beschrijving

Verontreinigde gebieden trekken mogelijk sociaal kwetsbare bewoners aan, onder andere door lagere grond- en woningprijzen (EEA, 2018). Tegelijk verlaten kapitaalkrachtigere groepen zulke buurten, waardoor bestaande sociaal-economische ongelijkheden zich verdiepen. Dit proces leidt ertoe dat net die groepen die het minst weerbaar zijn – zoals gezinnen in armoede, ouderen of etnische minderheden – disproportioneel worden blootgesteld aan milieugevaren zoals PFAS in bodem en grondwater (Pasetto, et al., 2019) (Bernardini Papalia, et al., 2023). Het niet aanpakken van bodemvervuiling kan daardoor de gezondheidsgloof tussen bevolkingsgroepen verder vergroten. Dit biedt echter ook een beleidsopportunity: investeren in een gezonde leefomgeving via sanering of grondverzet kan bijdragen aan het verminderen van structurele gezondheids- en omgevingsongelijkheden.

Daarnaast zijn er specifieke kwetsbare doelgroepen – zoals kinderen, ouderen en gebruikers van voorzieningen zoals scholen, crèches of zorginstellingen – die gevoeliger zijn voor milieuschade. Hun aanwezigheid in of nabij een vervuilde zone vormt een extra reden om in te grijpen.

4.4.4.4.2 Meten

De baten van sanering voor kwetsbare groepen kunnen worden in kaart gebracht door te analyseren waar PFAS-vervuilde gebieden samenvallen met sociaal kwetsbare wijken en gevoelige locaties zoals scholen en zorginstellingen. De effecten op gezondheid en vastgoed worden elders in dit rapport behandeld; maar hier ligt de nadruk op het inzicht krijgen in de verdeling van deze baten en het verkleinen van sociale ongelijkheid. Dit kan door verdelingsanalyses van milieubelasting en -baten, gecombineerd met kwalitatieve bevestigingen van bewoners om hun ervaringen en behoeften in kaart te brengen.

4.4.4.5 Leefbaarheid (waaronder recreatiemogelijkheden)

4.4.4.5.1 Beschrijving

Sanering en grondverzet kunnen leiden tot een toename of daling in het leveren van ecosysteemdiensten, zowel op de saneringslocatie zelf als in de omliggende gebieden. Dit zorgt voor effecten op recreatie, biodiversiteit en andere ecosysteefuncties die bijdragen aan menselijk welzijn. We focussen hier op recreatie, aangezien biodiversiteit al in een andere categorie wordt besproken.

Een mogelijk effect is de toename van recreatiemogelijkheden op de saneringslocatie (Drenning, et al., 2023). Na het verwijderen van PFAS-verontreiniging kan de site een nieuwe functie krijgen, zoals een natuurgebied, park of recreatiezone. Dit verhoogt de toegankelijkheid voor wandelaars, fietsers of andere recreanten en draagt bij aan een gezondere en aangename leefomgeving.

Daarnaast kan er ook een toename zijn van recreatiemogelijkheden in de omgeving (Drenning, et al., 2023). Een gesaneerd gebied kan aansluiten op bestaande groene infrastructuur, waardoor bredere recreatieve netwerken ontstaan. Dit versterkt de aantrekkelijkheid van de omgeving en kan indirect economische voordelen opleveren, bijvoorbeeld voor toerisme en lokale ondernemers.

Naast recreatie draagt sanering en grondverzet ook bij aan de toename van andere ecosysteemdiensten. Een herstelde bodem en waterkwaliteit kunnen leiden tot verbeterde waterzuivering en biodiversiteit, door de PFAS-contaminatie weg te halen. Anderzijds kan het ook net leiden tot een afname van de biodiversiteit, door verarming van de bodem. Deze voordelen worden echter al in andere effecten opgenomen (zie Ecosysteemeffecten).

4.4.4.5.2 Meten

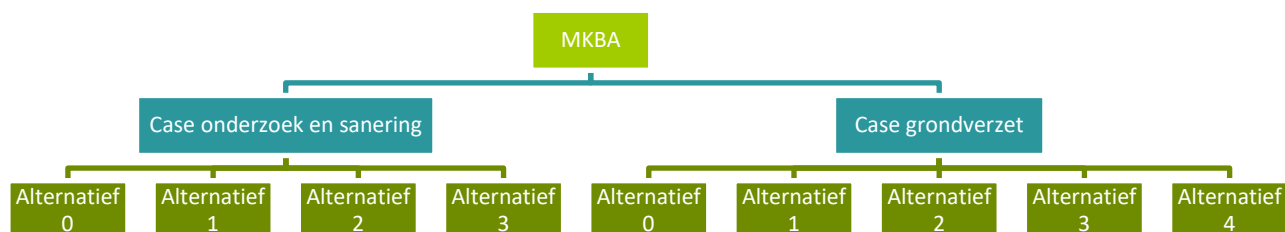
De impact van deze verbeteringen kan worden gekwantificeerd door indicatoren zoals het aantal potentiële bezoekers of de waarde van ecosysteemdiensten in monetaire termen aan de hand van een 'bereidheid tot betalen' (i.e., 'willingness to pay', WTP). Voor de waardering van ecosysteemdiensten die door bomen worden geleverd, kan gebruik gemaakt worden van de i-Tree software ontwikkeld door de USDA Forest Service. De software kan inzicht geven in de voordelen die verloren gaan bij bijvoorbeeld ontbossing.

5 DEFINIËRING VAN DE CASES, SITUATIES EN BELEIDS-ALTERNATIEVEN

Voorliggende studie heeft als doel een methode te ontwikkelen voor het uitvoeren van een MKBA m.b.t. het beleid rond PFAS-verontreiniging in grond en grondwater. Hierbij wordt getracht aan te geven welke lacunes er nog zijn op vlak van data en kennis. Om de relevante effecten te identificeren en in beeld te brengen welke data noodzakelijk zijn, wordt de verkennende MKBA uitgewerkt op basis van een concrete situatie of case. Op deze situatie worden verschillende beleidsalternatieven toegepast en wordt getracht de effecten in te schatten, hetzij kwantitatief hetzij kwalitatief (Figuur 26).

Er wordt een case voorzien rond bodemonderzoek en sanering en een case rond grondverzet. Deze cases kunnen echter niet los van elkaar worden gezien. Keuzes in het beleid rond sanering zullen steeds een effect hebben op mogelijke toekomstige kosten en baten in het kader van grondverzet – afhankelijk van de hoeveelheid (rest)verontreiniging die achterblijft in de bodem.

Figuur 26. Schematische voorstelling van terminologie: cases en alternatieven.



Het aanpassen van de situatie (bv. een site in landbouwgebied of industriegebied, andere saneringsaanpak, betere kennis over aanwezige PFAS-concentraties of toxicologische eigenschappen, ...) zal leiden tot een andere inschatting van effecten: mogelijk spelen er dan bijkomende effecten of zijn andere effecten van groter, kleiner of geen belang. In deze studie wordt voor 1 situatie met betrekking tot “bodemonderzoek en -sanering” en 1 situatie met betrekking tot “grondverzet” een methodologie uitgewerkt en waar mogelijk berekend.

5.1 BODEMONDERZOEK EN -SANERING

5.1.1 Situatie woonzone

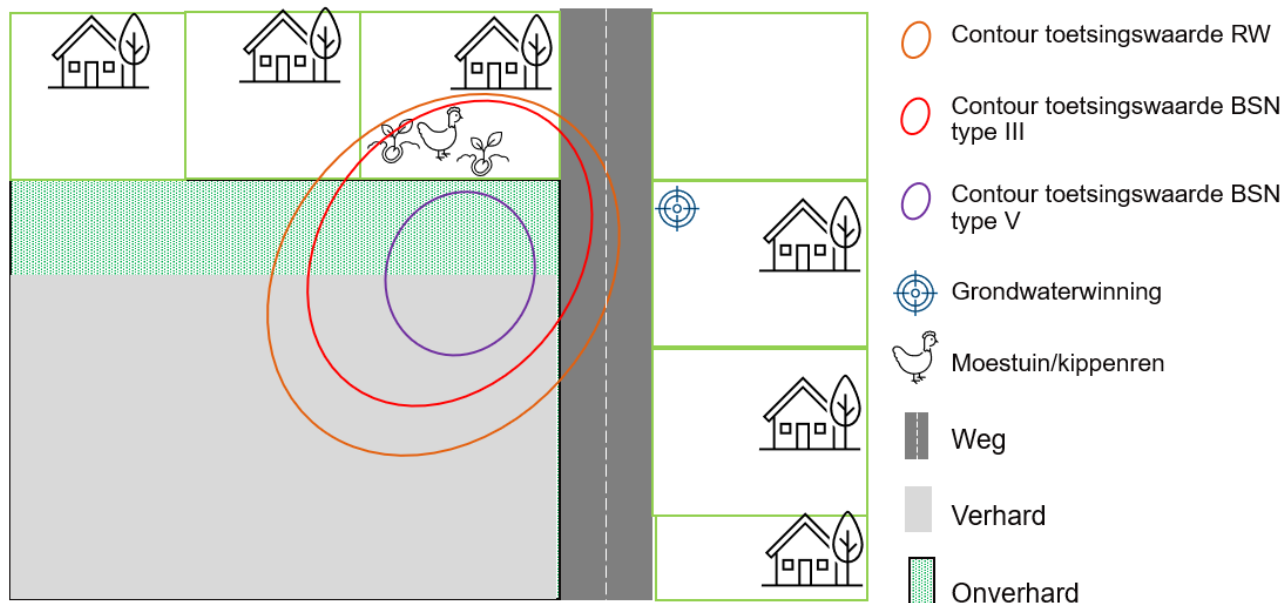
Voor bodemonderzoek en -sanering wordt gekeken naar een hypothetische situatie waarbij een PFAS verontreiniging zich verspreid heeft naar een woonzone. Er is een PFAS-verontreiniging ontstaan op een terrein dat PFAS houdende producten of brandblusschuimen heeft gebruikt. Het bronterrein behoort tot bestemmingstype V (industriezone). Grenzend aan het terrein ligt een woonzone met tuinen. De verontreiniging is aanwezig in grond en grondwater.

De hypothetische situatie wordt getoond in Figuur 27 en Figuur 28.

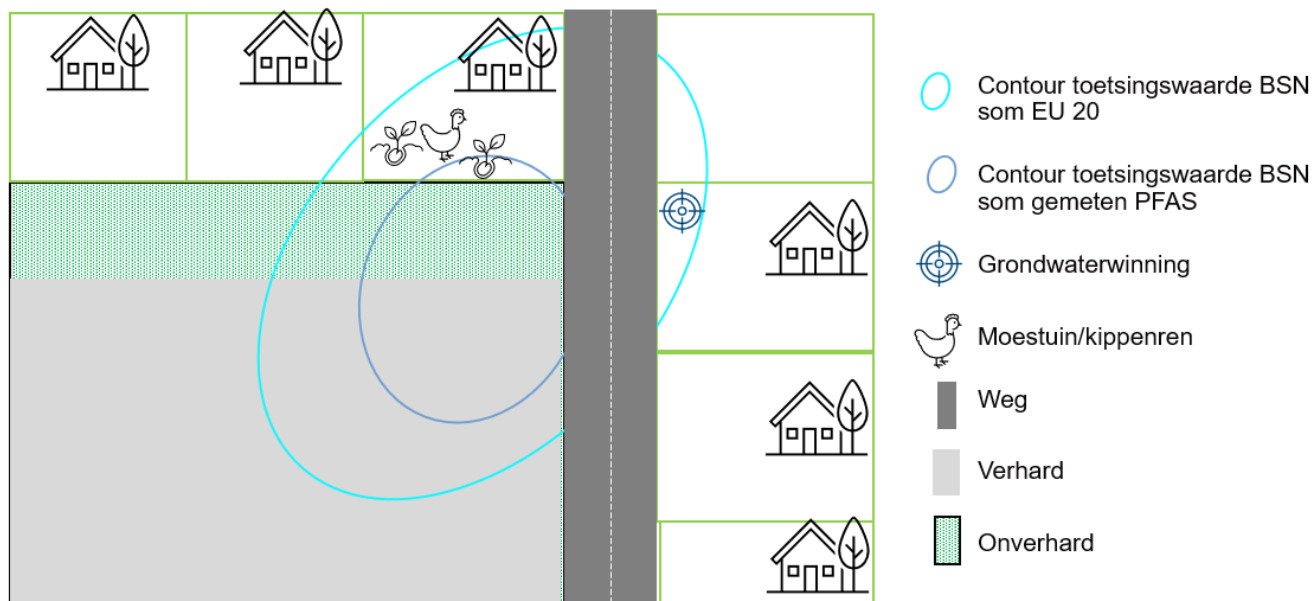
- Het bronterrein is niet volledig verhard, hierdoor kan er uitloging en verwaaiing optreden.
- Er is een moestuin of kippenren aanwezig in de aangrenzende tuin. De toetsingswaarde BSN voor woonzone wordt hier overschreden in de grond.
- Er is een waterput (grondwaterwinning) aanwezig in de aangrenzende tuin, die gebruikt worden voor het besproeien van een moestuin. De toetsingswaarde BSN voor som EU 20 voor grondwater wordt hier overschreden.

- De verontreiniging heeft zich deels verspreid tot onder een weg.

Figuur 27. Schets situatie woonzone – grond.



Figuur 28. Schets situatie in woonzone – grondwater.



Voor de situaties geschetst in Figuur 27 en Figuur 28 **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.**, werden op basis van de data uit de probleemanalyse representatieve kengetallen of ranges afgeleid om verder te gebruiken in de case bodemonderzoek en -sanering:

- De inschattingen van de oppervlaktes, volumes en concentraties van de verontreiniging worden gebaseerd op de verzamelde data van reeds ingediende BBO's voor PFAS en op de analyseresultaten voor PFAS beschikbaar in DOV.
- Bij het kwantificeren van de effecten wordt gevarieerd met de oppervlaktes, volumes en dieptes volgens het 25-, 50- en 75- percentiel van de gegevens bekomen uit de BBO's.

Deze gegevens worden samengevat in Tabel 33.

Voor de berekening van de percentielen van de concentraties in grond en grondwater werden enkel waarden < 100.000 µg/kg ds en <100.000 ng/l in rekening gebracht. Het dossier van een PFAS productiesite werd buiten beschouwing gelaten.

Tabel 33. Kengetallen verontreiniging gebruikt voor de case onderzoek en sanering.

Variabele	25-percentiel	Mediaan	75-percentiel
Grond			
Oppervlakte verontreiniging in grond (m ²)	691	2.581	6.323
Volume verontreinigde grond (m ³)	1.037	5.807	31.615
Diepte van (m)	0	0	0
Diepte tot (m)	1,5	2,25	5
Grondwater			
Oppervlakte verontreiniging in grondwater (m ²)	7.268	15.457	37.593
Volume verontreinigd grondwater (m ³)	10.902	39.183	133.079
Diepte van (m)	0	1,3	2,2
Diepte tot (m)	5	9,75	14

5.1.2 Beleidsalternatieven

– Nulalternatief: Geen sanering

In het nulalternatief wordt ervan uitgegaan dat de situatie niet wordt gesaneerd. In dit nulalternatief zal er humane blootstelling zijn en een mogelijke impact op de gezondheid via de moestuin, kippen en de waterput. De verontreiniging kan bovendien verder verspreiden. Bij eventueel toekomstig grondverzet en bemaling zullen er ook bijkomende kosten zijn als gevolg van de verontreiniging.

– Alternatief 1: Risicogebaseerde sanering (RBS)

In dit alternatief wordt nagegaan wat de kosten en baten zijn als dit type verontreiniging gesaneerd wordt tot risicogebaseerde terugsaneerwaarden. De verontreiniging wordt gesaneerd tot het punt waar er geen sprake meer is van humaan toxicologisch, verspreidings- of ecotoxicologisch risico¹², op een manier die voldoet aan het BATNEEC-principe.

In deze situatie wordt aangenomen dat dit het volgende betekent:

- Het grondwater in de kernzone wordt gesaneerd door middel van het oppompen en zuiveren (*pump and treat*) van het grondwater met behulp van actief koolfilters en vervolgens geloosd.
- Het grondwater wordt vervolgens enkele jaren gemonitord – tot aangetoond is dat een stabiele toestand is bereikt.
- De onverharde delen binnen de verontreinigingscontour worden ontgraven tot een diepte van 0,5 m-mv om rechtstreeks blootstelling, blootstelling via eieren en groenten van eigen kweek- en verwaaiing te voorkomen.
- De grond wordt waar mogelijk fysicochemisch gereinigd, de grond met hoogste concentraties en de restfractie na reiniging wordt gestort.
- Er wordt aangenomen dat 50% van de vuilvracht in de grond zich in de toplaag (0-50 cm-mv) bevindt.

Er blijft een restverontreiniging achter, ook onder de weg. Gezien enkel toplaag (0,5 m) van de onverharde delen van de verontreinigde zone ontgraven worden, blijven ook concentraties tot boven de BSN type V (op het bronperceel) en type III (op de verspreidingspercelen) achter in de bodem. Bij eventueel toekomstig grondverzet en bemaling zullen er ook bijkomende kosten zijn als gevolg van de restverontreiniging.

– Alternatief 2: Sanering tot toetsingswaarde BSN in grond en grondwater

In dit alternatief wordt nagegaan wat de kosten en baten zijn als dit type verontreiniging gesaneerd wordt, tot de toetsingswaarde bodemsaneringsnorm.

¹² Bepaald conform de code van goede praktijk methodologie DAEB, risico-evaluatie en risicogebaseerde terugsaneerwaarden (OVAM)

In deze situatie wordt aangenomen dat dit het volgende betekent:

- Het grondwater wordt gesaneerd door middel van het oppompen en zuiveren (*pump and treat*) van het grondwater met behulp van actief kool filters over de gehele oppervlakte van de verontreiniging
- Het grondwater wordt vervolgens enkele jaren gemonitord – tot aangetoond is dat een stabiele toestand is bereikt.
- De verontreiniging in grond wordt volledig ontgraven over gehele diepte en oppervlakte tot de toetsingswaarde BSN van het overeenkomstige bestemmingstype (type V voor het bronperceel, type III voor de verspreidingspercelen)
- De grond wordt waar mogelijk fysicochemisch gereinigd, de grond met hoogste concentraties en de restfractie na reiniging wordt gestort.

Er blijft een restverontreiniging achter, ook onder de weg met concentraties boven de toetsingswaarde richtwaarde voor het vaste deel van de aarde. Bij eventueel toekomstig grondverzet en bemaling zullen er ook bijkomende kosten zijn als gevolg van de restverontreiniging.

– Alternatief 3: Risicobeheer

In dit alternatief worden de kosten en baten nagegaan indien er zou gekozen worden om het risico te beheren i.p.v. te saneren. Dit wel zeggen dat:

- De onverharde zone op het bronterrein wordt beplant om verwaaiing en uitloging te beperken
- Er gebruiksbeperkingen worden opgelegd om humane blootstelling te voorkomen: verbod op moestuinen en eten van eieren, verbod op gebruik van grondwater.
- De verontreiniging wordt gemonitord om de verspreiding op te volgen.

Bij eventueel toekomstig grondverzet en bemaling zullen er ook bijkomende kosten zijn als gevolg van de verontreiniging.

5.2 GRONDVERZET

5.2.1 Situatie infrastructuurwerken

De situatie rond grondverzet betreft infrastructuurwerken aan een weg. Voor de berekeningen wordt aangenomen dat de verdeling van de gronden tussen de verdelingen opgenomen in paragraaf 3.3.1.2 ligt (Tabel 34).

De gronden zijn op basis van hun concentratie aan PFAS ingedeeld in kadastrale werkzones. Er worden voor deze case volgende aannames gedaan:

- de PFAS gehalten zijn bepalend voor het bepalen van de gebruiksmogelijkheden. Er zijn geen andere verontreinigende stoffen aanwezig in concentraties die vrij hergebruik van de grond in de weg staan.
- het gaat om een volume van 10.000 m³ grond
- het project ligt in bestemmingstype V
- het project ligt niet in drinkwaterwingebied of beschermingszone
- in het grondwater er gemiddeld 625 ng/l PFAS aanwezig is.
- in elke kadastrale werkzone een grondvraag van 20% van het te ontgraven volume aanwezig is.
- er zijn geen kippen of moestuin aanwezig
- alle gronden die voldoen aan 80% van de BSN type V ook voldoen aan de POP-verordening.

Er wordt aangenomen dat de concentraties in grond zich verhouden zoals aangegeven in Tabel 34. Hierbij werd gekozen voor een verdeling die het midden houdt tussen de gegevens op basis van de analyses in de dataset van grondbank en deze van de steekproef van technische verslagen (zie paragraaf 3.3.1.2)

Tabel 34. verdeling van de gronden over de verschillende concentratie-intervallen.

	<RG	>RG-<WVG type I/II		> WVG type I/II -< WVG III-V		>WVG-80% BSN type V		>80% BSN type V
		Uitloging	Geen uitloging	Uitloging	Geen uitloging	Uitloging	Geen uitloging	
Verdeling 1: Grondbank vzw	34%	10%	42%	1,5%	6,5%	1%	5%	0,03%
Verdeling 2: Steekproef	43%	5%	10%	4%	9%	19%	8%	2%
Verdeling doorgerekende situatie	37%	7,5%	27%	3%	8%	9,5%	7%	1 %

5.2.2 Beleidsalternatieven

Voor deze situatie worden een aantal beleidsalternatieven doorgerekend, geïnspireerd op de verschillende richtinggevend kaders van de afgelopen jaren. Deze resulteren telkens in aantal verschillende gebruiksmogelijkheden voor de gronden, afhankelijk van de concentratie aan PFAS en het al dan niet uitlogen van de PFAS componenten. De hoeveelheid grond die in elk van de alternatieven kan gebruikt worden, verschuift hierdoor per alternatief. Dit wordt schematisch samengevat in Tabel 35.

– Nulalternatief: PFAS niet meegenomen in grondverzet

In dit nulalternatief nemen we aan dat er geen PFAS-analyses werden uitgevoerd bij de opmaak van het technisch verslag. Dit nulalternatief laat toe om het verschil in kosten en baten te duiden tussen hoe een bepaald grondverzetproject vóór 2020 werd uitgevoerd en hoe dit is geëvolueerd omwille van de recente beleidsontwikkelingen sinds de verhoogde aandacht voor PFAS.

– Alternatief 1 (kader '23a): Aanpak volgens het tijdelijk handelingskader PFAS

Dit alternatief bekijkt wat de kosten en baten zijn als er bij het grondverzet rekening werd gehouden met PFAS zoals opgenomen in het tijdelijk handelingskader. De gebruiksmogelijkheden van de grond buiten de KWZ zijn beperkt gezien een deel van de gronden uitloogt. Hierdoor dient een deel te worden gereinigd. Het grondverzet leidt niet tot bijkomende humane blootstelling of tot een bijkomend effect op grondwater op korte en lange termijn.

Bij het doorrekenen van dit alternatief werden volgende aannames gemaakt:

- Gronden > WVG worden maximaal gebruikt binnen de kadastrale werkzone.
- Voor gronden < WVG, maar met te hoge uitloogwaarden, die enkel boven de grondwatertafel mogen worden gebruikt wordt een afzet gevonden – de grond moet door de beperkingen wel verder worden getransporteerd.

– Alternatief 2 (kader '23b): Aangepast handelingskader PFAS: geen onderscheid boven en onder grondwatertafel

Hierdoor zijn de gebruiksmogelijkheden van gronden groter. Er wordt eenvoudiger een afzet gevonden en grond dient minder ver te worden getransporteerd. Een deel van de grond moet nog steeds worden gereinigd.

Dit alternatief leidt niet tot bijkomende humane blootstelling en, op lange termijn ook niet tot een bijkomend effect op het grondwater.

Bij het doorrekenen van dit alternatief werden volgende aannames gemaakt:

- Gronden > WVG worden maximaal gebruikt binnen de kadastrale werkzone.

– **Alternatief 3 (gebiedsgericht): Gebruik buiten de KWZ bij concentraties > WVG**

In dit alternatief wordt het gebruik van gronden met concentraties boven de WVG, als bodem mogelijk gemaakt buiten de KWZ, in een specifieke zone of toepassing, bijvoorbeeld binnen de werf of in een straal van 5 km er rond.

De zones of toepassing waar het gebruik wordt mogelijk gemaakt moeten zodanig zijn bepaald dat er hier geen bijkomend effect is op het grondwater door het gebruik van de gronden en er geen bijkomende gezondheidsrisico's optreden. Hierdoor moet minder grond worden gereinigd.

Bij het doorrekenen van dit alternatief werden volgende aannames gemaakt:

- Gronden > WVG worden maximaal gebruikt binnen de kadastrale werkzone.
- Er wordt binnen een straal van 5 km effectief een afzet gevonden voor de gronden met concentraties boven de WVG en onder 80% van de BSN type V, met concentraties in het eluaat die lager zijn dan 80% van de concentraties in het grondwater in het ontvangende gebied.

Hierbij dient opgemerkt te worden dat deze aannames ook in praktijk moeten kunnen worden gebracht. Niet rond elke werf zal in realiteit op korte afstand een afzet kunnen worden gevonden. De randvoorwaarden om dergelijke afzetmogelijkheden te creëren dienen nog te worden vastgelegd.

– **Alternatief 4 (kader '25): omzendbrief Juli 2025:**

Dit alternatief bekijkt de gebruiksmogelijkheden van de gronden volgens het richtinggevend kader uit de omzendbrief dd. juli 2025 (zie ook paragraaf 3.1.3.2). Gezien de recente publicatie van deze omzendbrief was het niet steeds mogelijk om voor dit alternatief alle effecten kwantitatief te berekenen. Er wordt wel steeds een kwalitatieve inschatting gemaakt.

Tabel 35. Situatie grondverzet –gebruiksmogelijkheden van de verschillende gronden i.f.v. de concentratie aan PFAS en de uitloging (BBG: bouwkundig bodemgebruik, GW: grondwater).

<RG		>RG-<WVG type I/II	> WVG type I/II -< WVG III-V	>WVG III-V-<80% BSN type V				>80% BSN type V	
		Geen Uitloging	Uitloging	Geen Uitloging	Uitloging	Geen uitloging	Met uitloging < 80% gemiddelde concentratie PFAS in het GW	Met uitloging > 80% gemiddelde concentratie aan PFAS in het grondwater GW	
KWZ	KWZ1	KWZ2	KWZ3	KWZ2	KWZ3	KWZ4	KWZ5		
Verdeling doorgerekende situatie	37%	27%	7,5%	8%	3%	7%	7%	2,5%	1%
Gebruiksmogelijkheden									
Alt 0	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik
Alt 1 (kader '23a)	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik Binnen KWZ buiten KWZ: Boven water	Vrij gebruik	Vrij Binnen KWZ buiten KWZ: Boven water	Vrij binnen KWZ Buiten KWZ: BBG	Binnen KWZ: boven water Niet buiten KWZ	Reinigen	Storten
Alt 2 (kader '23b)	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij binnen KWZ Buiten KWZ: BBG	Vrij gebruik binnen KWZ Niet buiten KWZ	Reinigen	Storten
Alt 3 (gebiedsgericht)	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij binnen KWZ Buiten KWZ: • BBG • In specifiek gebied/ specifieke toepassing	Vrij gebruik binnen KWZ Buiten KWZ: in specifiek gebied/specifieke toepassing	Reinigen	Storten
Alt 4 (kader '25)	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik	Vrij gebruik binnen KWZ Buiten KWZ: • Vrij gebruik type III-V • SOG type I-II • BBG	Vrij binnen KWZ Buiten KWZ: • Vrij gebruik type III-V	Vrij gebruik binnen KWZ Buiten KWZ: • SOG (max 80% BSN type III) • BBG	Vrij gebruik binnen KWZ Niet buiten KWZ	Reinigen	Storten

Legende:

- Vrij gebruik binnen KWZ: vrij gebruik van de grond binnen de kadastrale werkzone is mogelijk
- Buiten KWZ, boven water: de gronden mogen buiten de kadastrale werkzone enkel boven de gemiddelde grondwatertafel worden gebruikt
- Niet buiten KWZ: gebruik van de gronden buiten de KWZ is niet mogelijk

6 CASE BODEMONDERZOEK EN -SANERING

In dit hoofdstuk worden enkele effecten berekend voor de case bodemonderzoek en -sanering. Bij het berekenen wordt duidelijk of het om een kost of een baat gaat; een negatieve impact is een kost, een positieve impact is een baat voor de maatschappij.

6.1 ECONOMISCHE EFFECTEN

6.1.1 Kosten voor saneringswerken

Voor het berekenen van de kosten voor de saneringswerken werd uitgegaan van technieken met bewezen effectiviteit en commerciële beschikbaarheid (zie ook 3.2.5) namelijk ontgraving en fysicochemische reiniging van de grond en zuivering van het grondwater met actief kool.

Hierbij is het belangrijk om op te merken dat deze steeds kost-afhankelijk is van een aantal factoren, waarover een aanname werd gedaan zoals bv. de duur van de grondwateronttrekking en zuivering, de doorlaatbaarheid van de bodem en als gevolg hiervan de invloedstraal van de onttrekkingsfilters, het aandeel fijne fractie in de bodem, de diepte van de verontreiniging etc. Hierdoor is het belangrijk om enkel de alternatieven onderling te vergelijken. Deze getallen zijn niet extrapolerbare naar andere cases.

De omvang van de verontreiniging werd gebaseerd op de oppervlaktes, volumes en dieptes tussen het 25- tot 75- percentiel van de gegevens bekomen uit de BBO's (Tabel 33, paragraaf 5.1.2). Volgende aannames werden gemaakt:

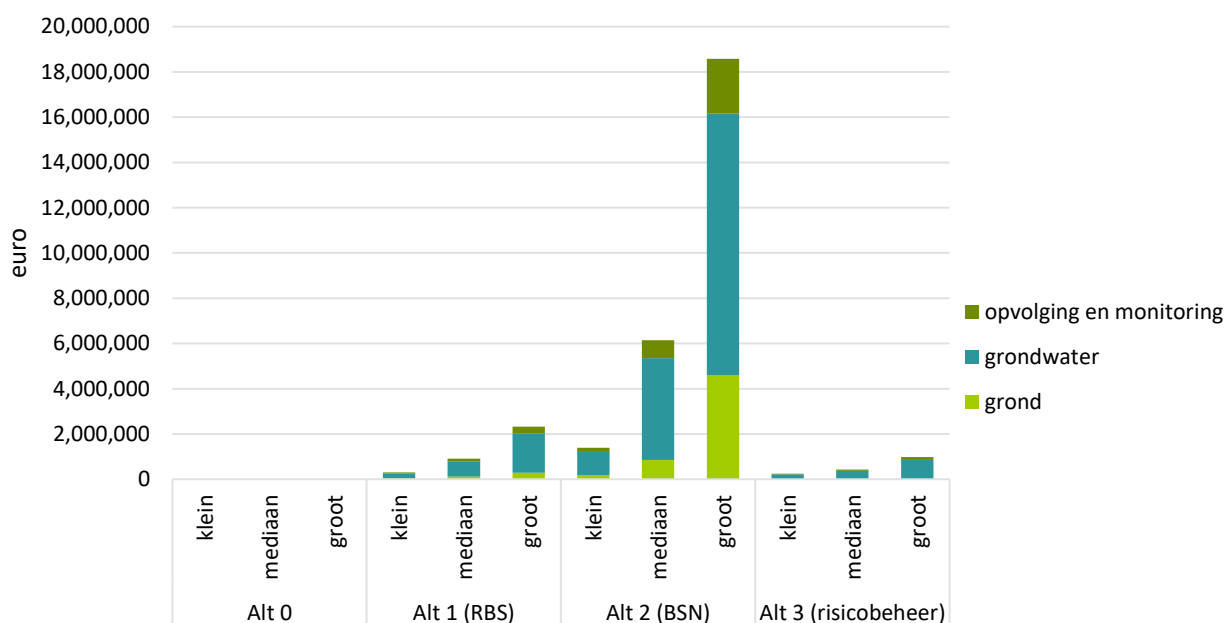
- Er wordt gerekend met een reinigingskost van 85 euro per ton en een stortkost van 55 euro per ton.
- 25% van de oppervlakte van de contour in het vaste deel van de aarde wordt beschouwd als "kernzone". deze grond wordt rechtstreeks afgevoerd naar een stortplaats. De overige gronden worden afgevoerd naar een reinigingscentrum
- Voor alternatief 1 wordt 15% van de oppervlakte van de verontreinigingscontour in het grondwater beschouwd als de aan te pakken kernzone.
- De filters hebben een invloedstraal heeft van 3 m. Er werd gerekend met een onttrekkingsdebiet van 10-15 m³/h
- Voor de opvolging en monitoring wordt een kostprijs aangenomen van 15% van de prijs van de sanering. Voor alternatief 3 wordt uitgegaan van een raster van monitoringspeilbuizen met een tussenafstand van 20 m, die gedurende 25 jaar, jaarlijks worden bemonsterd.

De berekende kosten voor deze case worden weergegeven in Figuur 29, Tabel 36 en Tabel 37.

Tabel 36. Overzicht kostenberekening saneringswerken.

	Alt 0	Alt 1 (RBS)			Alt 2 (BSN)			Alt 3 (risicobeheer)		
		P25 - kleine verontreiniging	P50 mediaan	P75 - grote verontreiniging	P25 - kleine verontreiniging	P50 mediaan	P75 - grote verontreiniging	P25 - kleine verontreiniging	P50 mediaan	P75 - grote verontreiniging
Volume uit te graven grond (m³)		173	645	1.581	1.037	5.807	31.615	-	-	-
Volume te storten (m³)		43	161	395	259	1.452	7.904	-	-	-
Volume te reinigen (m³)		130	484	1.186	777	4.355	23.711	-	-	-
Kost grondafvoer (€)		24.000	91.000	225.000	147.000	825.000	4.500.000	-	-	-
Mobilisatie/demobilis atie (€)		11.000	13.000	30.000	17.000	18.000	35.000	-	-	-
Uitvoeren graafwerken + aanvulgrond (€)		3.000	12.000	27.000	17.000	110.000	1.000.000	-	-	-
Oppervlakte te saneren zone grondwater (m²)		1.090	2.319	5.639	7.268	15.457	37.593	-	-	-
Aantal filters/peilbuizen		39	83	200	258	547	1.330	23	49	120
Kost plaatsen filters/peilbuizen (€)		44.000	140.000	445.000	300.000	930.000	2.500.000	15.000	50.000	170.000
Huur en onderhoud installatie (€)		80.000	300.000	800.000	500.000	2.520.000	6.000.000	-	-	-
Kost actief kool (€)		40.000	105.000	300.000	40.000	156.000	450.000	-	-	-
Mobilisatie/demobilis atie (€)		30.000	60.000	150.000	195.000	400.000	950.000	-	-	-
Elektriciteit (€)		3.000	11.000	23.000	15.000	480.000	1.100.000	-	-	-
Coördinatie, opvolging en monitoring (€)		40.000	110.000	300.000	180.000	800.000	2.400.000	225.000	385.000	810.000
Totaal (€)		275.000	842.000	2.300.000	1.409.000	6.239.000	18.835.000	240.000	435.000	980.000

Figuur 29. Saneringskosten (in euro) bij de verschillende beleidsalternatieven - voor een verontreiniging met omvang volgens resp. het 25-percentiel (kleine verontreiniging), 50-percentiel (mediaan verontreiniging) en 75-percentiel (grote verontreiniging) van de oppervlakte en diepte uit de reeds gekende BBO's .



In deze case zijn de absolute kosten voor het behandelen van het grondwater hoger dan de kosten voor het saneren van de grond. De absolute kosten liggen bij risicogebaseerde aanpak een factor 10 lager dan wanneer gesaneerd wordt tot de toetsingswaarde BSN.

Wanneer de kosten worden uitgedrukt per m³ verontreinigde grond of grondwater ligt de kost lager voor grondwater dan voor grond. De kost per gram verwijderde PFAS ligt het hoogst bij alternatief 2 (saneren tot toetsingswaarde BSN). Dit is te verklaren omdat bij dit alternatief relatief grote hoeveelheden grond en grondwater met lage concentraties aan PFAS worden behandeld. Indien gekozen wordt voor nog lagere terugsaneerwaarden (bv. toetsingswaarde richtwaarde) zal deze kost per gram verwijderde PFAS verder stijgen.

Merk op dat in alle alternatieven een restverontreiniging achterblijft, met concentraties boven de toetsingswaarde richtwaarde in het vaste deel van de aarde en boven de lozingsnormen in het grondwater. Dit impliceert dat:

- bij grondverzet in de gesaneerde zone er nog steeds beperkingen zullen zijn voor het gebruik van de gronden of in het kader van toekomstige ontwikkelingen
- Er bij bemalingen mogelijk nog steeds kosten zullen zijn voor het zuiveren van het bemalingswater

De kostprijs is evenredig met het volume grond en grondwater dat dient te worden behandeld. Dit impliceert dat bij strengere terugsaneerdoelen een groter volume grond en grondwater dient te worden behandeld en de kost zal toenemen.

Tabel 37. Vergelijking remediëringskosten case sanering. De “-” duidt aan dat het een kost is t.o.v. het nulalternatief.

Case sanering	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Absolute kost (€)*	0	-[275.000 tot 2.300.000]	-[1.400.000 tot 18.500.000]	-[240.000 tot 1.000.000]
Kost per m ³ verontreinigde grond (€/m ³)	0	-[10 tot 43]	-[167 tot 187]	- [27 tot 204]
Kost per m ³ verontreinigd grondwater (€/m ³)	0	-[15 tot 23]	-[100 tot 132]	- [6 tot 19]
Kost per gram verwijderde PFAS (€/gram PFAS) globaal	/	-[444 tot 3.852]	-[1.167 tot 7.179]	/

* o.b.v. omvang verontreiniging volgens het 25 tot 75-percentiel van gekende BBO's (zie Tabel 33).

6.1.2 Kosten drinkwaterzuivering

Het is mogelijk dat één of meerdere waterproductiecentra (WPCs) in Vlaanderen (75 WPCs in Vlaanderen, met een totale waterwinning van 320,2 miljoen m³ waarvan 52,7% uit oppervlaktewater en uit 47,3% grondwater (VMM, 2023)), vervuild raakt door een plaatselijke PFAS-bron, zeker wanneer grondwaterwinning gebeurt in de nabijheid van verontreinigde site(s). PFAS zijn persistent en mobiel in het milieu, waardoor ze via infiltratie in het grondwater kunnen terechtkomen. Dit is dus mogelijk in alternatief 0 en alternatief 3, waar geen sanering plaatsvindt. Belangrijke kanttekening hierbij is dat het in de praktijk moeilijk te bepalen is in welke mate de totale verontreiniging via de bodem, het grondwater of bijvoorbeeld atmosferische depositie (zoals via de lucht) is binnengekomen. De bijdrage van elke route is niet altijd duidelijk te onderscheiden. Maar: vanaf het moment dat een grenswaarde wordt overschreden – ongeacht de herkomst van de vervuiling – zal er een kost zijn voor bijkomende investeringen in drinkwaterzuivering. In deze analyse gaan we ervan uit dat in de alternatieven 0 en 3 de overschrijding van de grenswaarde het gevolg is van een lokale bodemvervuiling.

Ter illustratie werken we twee technologie-scenario's uit: één met ionenwisselaar (scenario 1, SC1) en één met actieve kool filtratie (scenario 2, SC2), beiden voor één WPC in Vlaanderen (zie Tabel 38). De berekening verloopt in volgende stappen:

1. Bepaal het volume water dat moet worden gezuiverd

Vlaanderen telt 75 WPC's. We veronderstellen dat een gemiddeld Vlaams WPC ongeveer 1,5 miljoen m³ per jaar produceert (assumptie besproken met expert). We gaan er hierbij van uit dat het om een WPC

gaat dat zijn drinkwater uit grondwater wint, en dit WPC zijn volledige waterproductievolume zal moeten zuiveren van PFAS.

2. Kies een zuiveringstechniek en bepaal de capaciteit per eenheid

Scenario 1: voor ionenwisseling wordt bijvoorbeeld één vaste filterkolom met een debiet van maximaal 90 m³/u genomen (EMIS/VITO). Dat geeft $90 \text{ m}^3/\text{u} \times 24 \text{ u/dag} \times 365 \text{ dagen/jaar} = 788.400 \text{ m}^3$ per jaar

Scenario 2: Voor actieve kool filtratie kan je het debiet bepalen dat nodig is om het volume te behandelen: $1.500.000 \text{ m}^3/\text{jaar} \div (365 \times 24) \approx 171,23 \text{ m}^3/\text{uur}$

3. Bereken indien nodig het aantal benodigde zuiveringsmodules per WPC

Scenario 1: Voor ionenwisseling: stel we gaan er vanuit dat de volledige stroom gezuiverd moet worden. Om 1,5 miljoen m³/jaar te behandelen zijn ongeveer: $1.500.000/788.400 \approx 2$ filterkolommen nodig. Dit is echter een theoretische benadering; in de praktijk zorgen onderhoud, reiniging en storingen voor onbeschikbaarheid, waardoor waarschijnlijk een extra (N+1) filterkolom vereist is.

Scenario 2: Voor actieve koolfiltratie werken we ook in serie. Maar voor de berekeningen van CAPEX en OPEX kennen we de prijs per m³ behandeld water. Hierdoor is moet het aantal GAC filters niet apart berekend worden (zie Tabel 38).

4. Bereken de investeringskost (CAPEX)

Scenario 1: Volgens EMIS/VITO kost één kolom ongeveer €2.000.000. Dus: $2 \times €2.000.000 = €4.000.000$

Scenario 2: Volgens EMIS/VITO valt dit debiet in de 0,60 – 1,25 m³/u-categorie, met een installatiekost van €3/m³ (exclusief kool). Dit komt dan naar op een totaal van $1.500.000 \text{ m}^3 \times €3/\text{m}^3 = €4.500.000$. Maar we kunnen er vanuit gaan dat er al met actieve koolfiltratie wordt gewerkt in de WPC en deze investeringskost daarom (deels) kan wegvallen.

5. Bereken de operationele kost (OPEX)

Scenario 1: Bij gebruik van single-use harsen is de operationele kost ongeveer €0,25 per m³ behandeld water (EMIS/VITO). Dus: $1.500.000 \times €0,25 = €375.000$ per jaar

Scenario 2: Stel dat er ruwweg 30 gram actieve kool per m³ nodig is (ter indicatie: volgens de US EPA is voor PFAS-verwijdering tussen de 16 en 50 g actieve kool per m³ water nodig, afhankelijk van het gewenste verwijderingsrendement (EPA, 2024)). Dan is de totale hoeveelheid kool per jaar: $1.500.000 \text{ m}^3 \times 0,03 \text{ kg} = 45.000 \text{ kg}$. Dan is de jaarlijkse kost: $45.000 \text{ kg} \times €2,70 = €121.500$. Deze kost kan lager uitvallen indien actieve kool wordt gerecycleerd. In dat geval dient zowel een regeneratiekost als een recyclagepercentage te worden bepaald.

De exacte kost zal in de praktijk afhangen van meerdere factoren: bestaande infrastructuur, type PFAS-verontreiniging, type water (oppervlakte- of grondwater), en of alle binnenkomende waterstromen even

zwaar vervuild zijn. De raming van scenario 1 situeert zich aan de bovenkant van de mogelijke kostenschaal, aangezien hier uitgegaan wordt van een relatief dure techniek (ionenwisseling met single-use harsen, eerder voor korte keten PFAS) en een groot te zuiveren watervolume. In de praktijk zal niet elk WPC met dergelijke hoge volumes of even zware verontreiniging te maken hebben, waardoor de werkelijke kosten in veel gevallen lager zullen uitvallen. De raming van scenario 2 (actieve kool, eerder voor lange keten PFAS), ervan uitgaand dat er geen bijkomende investering nodig is en recyclage mogelijk is, is dan weer eerder aan de lage kant voor dergelijk volume te zuiveren water. Deze berekeningen tonen aan dat bodemsanering in verontreinigde zones een belangrijke preventieve maatregel kan zijn. Tijdige sanering kan toekomstige zuiveringskosten in het drinkwaterproces vermijden of beperken. Wanneer PFAS zich eenmaal verspreid heeft in het grondwaterlichaam dat als bron voor drinkwater dient, kunnen de kosten voor waterzuivering uitkomen op een investeringskost in de orde van miljoenen euro's en operationele kosten die kunnen oplopen tot enkele honderdduizenden euro's per jaar (Tabel 39).

Tabel 38. Overzicht data en berekeningen ionenwisselaar/actieve koolfiltratie. [SC1] = scenario 1 en [SC2] = scenario 2.

Parameters	Cijfer	Unit	Bron
Productie/WPC/jaar	1,50	Miljoen m ³	Eigen berekening
CAPEX 1 ionenwisselaar [SC1]	2.000.000	Euro	EMIS VITO
Max debiet 1 ionenwisselaar [SC1]	90	m ³ /uur	EMIS VITO
Capaciteit 1 ionenwisselaar/ jaar [SC1]	788.400		Eigen berekening
Hoeveelheid ionenwisselaars/ WPC [SC1]	2		Eigen berekening
Gemiddelde OPEX/ jaar ionenwisselaar [SC1]	0,25	Euro/m ³	EMIS VITO
OPEX/WPC/jaar ionenwisselaar [SC1]	375.000	Euro	Eigen berekening
CAPEX/WPC ionenwisselaar [SC1]	4.000.000	Euro	Eigen berekening
Te behandelen debiet/uur [SC2]	171,23	m ³ /uur	Eigen berekening
CAPEX actieve koolfiltratie (excl. kool) [SC2]	3	€/m ³	EMIS VITO
Gemiddelde OPEX/ jaar actieve koolfiltratie [SC2]	2,70	Euro/kg	EMIS VITO
Actieve kool nodig/ m ³ [SC2]	30	g/m ³	Assumptie
Hoeveelheid actieve kool/jaar [SC2]	45.000	Kg	Eigen berekening
OPEX/WPC/jaar actieve koolfiltratie [SC2]	121.500	Euro	Eigen berekening
CAPEX/WPC actieve kool [SC2]	4.500.000	Euro	Eigen berekening

Bronnen:

- <https://www.eurowater.com/en/references/pfas-removal-with-ion-exchange>
- https://www.aquaflanders.be/public/downloads/Strategisch_plan_openbare_drinkwaterbevoorrading_2020_versie_feb_2021_TW.pdf
- <https://vmm.vlaanderen.be/feiten-cijfers/water/drinkwater/kwaliteit-drinkwater-per-leveringsgebied-1>
- <https://ibbt.emis.vito.be/content/ionenwisselingsharsen>
- <https://emis.vito.be/nl/bbt/bbt-tools/techniekfiches/techniek-actieve-koolfiltratie-voor-water#:~:text=Actieve%20koolfiltratie%20vindt%20plaats%20door,en%20kalkneerslag%20deels%20verwijderd%20worden>
- <https://www.epa.gov/sciencematters/reducing-pfas-drinking-water-treatment-technologies>

Tabel 39. Kosten drinkwaterzuivering voor de case sanering, met één WPC boven drempelwaarde in Alt 0 en Alt 3. De “-” duidt aan dat het een kost is.

Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
- 4.000.000 CAPEX -[100.000-400.000] OPEX	0	0	- 4.000.000 CAPEX -[100.000-400.000] OPEX

Bij alternatief 2 (BSN) zal de kans op het vermijden van kosten voor drinkwaterzuivering hoger liggen dan bij alternatief 1 (RBS), aangezien er in dit scenario meer bronmaatregelen worden genomen die de verspreiding van verontreiniging naar het grondwater beperken. Deze verhoogde kans op het vermijden van zuiveringskosten zou expliciet als percentage kunnen worden opgenomen in de maatschappelijke kosten-batenanalyse, zodat de potentiële baten beter worden meegewogen in de totale beoordeling. In onze case gaan we ervan uit dat in alternatief 1 en 2 de volledige kosten van drinkwaterzuivering, die samenhangen met deze bodemverontreiniging, worden vermeden.

In Nederland en de Verenigde Staten zijn ook studies gepubliceerd over PFAS en drinkwaterzuivering. Deze rapporten worden in Bijlage 5 besproken en vergeleken met onze berekeningen.

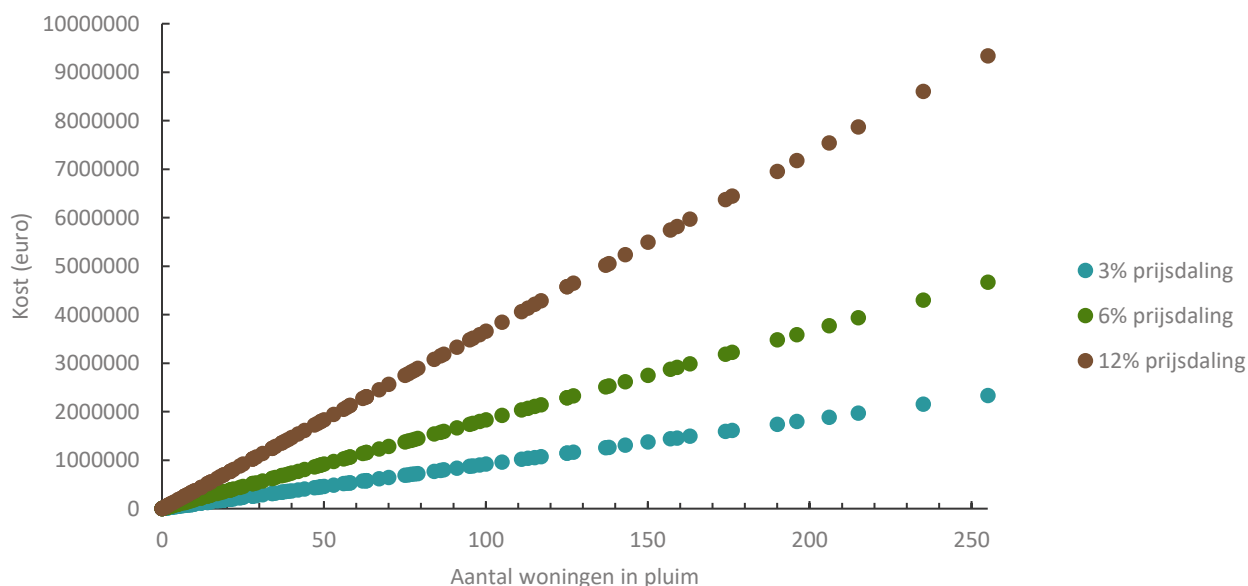
6.1.3 Waarde vastgoed

De formule zoals beschreven in sectie 4.4.1.4.2. werd gebruikt om een inschatting te maken van het effect op vastgoedwaarde bij de case sanering. De berekening voor alternatief 0 en alternatief 3, waarbij geen sanering plaatsvindt, toont aan dat het potentiële effect op de vastgoedwaarde sterk kan variëren. Deze variatie is het gevolg van onzekerheden rond meerdere parameters, zoals de omvang van de verontreinigingspluim, de woningdichtheid en de veronderstelde prijsdaling (zie Tabel 40). In beide scenario's wordt ervan uitgegaan dat de verontreiniging publiek gekend is, wat doorgaans leidt tot een negatieve impact op de vastgoedwaarde.

Tabel 40. Overzicht onzekere parameters. Een regio-specifieke studie in Vlaanderen omtrent waardedaling van PFAS is niet beschikbaar. Daarom wordt gekeken naar gemiddelde waarden in andere studies (zie Tabel 28).

Parameters	Bereik
Straal pluim (in m)	50-500
Woningdichtheid (in woningen/hectare)	3-13
Prijsdaling (in %)	0-12

Figuur 30. Potentieel effect vastgoedwaarde bij PFAS vervuiling (o.b.v. scenarioanalyse in Excel). Voor het Vlaams Gewest: huizen in gesloten of halfopen bebouwing gemiddeld 305000 euro (Statbel, 2024).



Uit de scenarioanalyse blijkt dat de totale impact op de vastgoedwaarde in het getroffen gebied sterk afhankelijk is van de schaal en context (Figuur 30). Zo is de schade beperkt wanneer de pluim klein is en weinig woningen omvat. Bij een pluim van 50 meter en een woningdichtheid van 6 woningen per hectare, is er slechts één woning rechtstreeks getroffen. In het geval van een maximale prijsdaling van 12% komt dit neer op een waardeverlies van ongeveer 36.600 euro. Wanneer de pluim zich uitbreidt tot 500 meter, kan het aantal getroffen woningen aanzienlijk toenemen. In een scenario waarbij ongeveer 60 woningen binnen het vervuilde gebied vallen, kan de totale impact oplopen tot zo'n 2,1 miljoen euro (bij waardedaling van 12%). In het meest extreme scenario, waarbij 255 woningen binnen de pluim liggen en er sprake is van een waardedaling van 12%, kan het totale verlies oplopen tot ongeveer 9,3 miljoen euro — al is de kans op dit scenario aanzienlijk kleiner. In het algemeen geldt dat de verontreinigingspluim zich op lange termijn verder kan uitbreiden, wat de kans op bijkomend waardeverlies in de toekomst verhoogt. De uiteindelijke impact op de vastgoedwaarde hangt sterk af van de effectieve prijsdaling in een specifiek gebied in Vlaanderen als gevolg van PFAS-vervuiling. Om deze impact nauwkeurig te bepalen, is een afzonderlijke hedonische prijsanalyse noodzakelijk, waarbij rekening wordt gehouden met lokale marktkennmerken en het type vervuiling.

De impact op de residentiële vastgoedwaarde wordt in sterke mate bepaald door perceptie: negatieve beeldvorming kan leiden tot bijkomend waardeverlies. Fysieke parameters zoals woningdichtheid, woningwaarde en de omvang van de verontreinigingspluim spelen daarbij een ondersteunende rol. Duidelijke, transparante communicatie en doortastend optreden van de overheid kan het vertrouwen van bewoners versterken en zo waardeverlies vermijden (zie: sociale effecten). Deze perceptie wordt beïnvloed door factoren zoals (onjuiste en/of onvoldoende genuanceerde) media-aandacht, communicatie vanuit de overheid naar

bewoners, en het vertrouwen in overheidsmaatregelen. Daarnaast kunnen er bredere sociale effecten optreden, zoals een toename van sociale ongelijkheid of een grotere impact op kwetsbare groepen (zie: sociale effecten). Hoewel ook waardeverlies van industrieel vastgoed en landbouwgronden mogelijk is, valt dit buiten de scope van de huidige case, die zich specifiek richt op residentieel vastgoed.

6.2 GEZONDHEIDSEFFECTEN

6.2.1 Gezondheidseffecten gelinkt aan de PFAS-contaminatie in de bodem

Een overzicht van de gezondheidseffecten door blootstelling aan PFAS die tot nu toe werden geïdentificeerd in wetenschappelijke peer-reviewed studies werd gegeven in Tabel 29. Voor de berekening van deze gezondheidseffecten zijn verschillende stappen nodig, zoals weergegeven in Figuur 23. Zoals eerder besproken in Hoofdstuk 4, is de relatie tussen de waargenomen bodemconcentratie van PFAS en de gemeten serumconcentratie bij omwonenden enkel gekend voor PFOS. Daarom zullen in de volgende paragrafen enkel de gezondheidseffecten ten gevolge van de aanwezigheid van PFOS in de bodem berekend worden. De stappen uit Figuur 23 worden nu gezamenlijk overlopen voor de twee gezondheidseffecten die zullen berekend worden: nierkanker en leverkanker.

1. Bepaal de PFOS-bodemconcentratie ($\mu\text{g/kg ds}$)

De veronderstelde PFOS-bodemconcentratie voor de case sanering, in de kernzone en daarbuiten, worden samengevat in Tabel 41 voor de verschillende alternatieven.

In alternatieven 0 en 3 worden geen saneringswerken uitgevoerd, waardoor de PFOS-bodemconcentratie dezelfde blijft. Deze ligt hoger in de kernzone dan daarbuiten. In alternatieven 1 en 2 worden wél saneringswerken uitgevoerd, waardoor de PFOS-bodemconcentratie daalt tot maximaal $4,9 \mu\text{g/kg ds}$ ¹³ rond de ontgravingszone. Er wordt geen verschil gemaakt in de PFOS-bodemconcentratie tussen alternatieven 1 en 2, omdat in beide alternatieven dezelfde onverharde oppervlakte wordt behandeld.¹⁴ Dit zou de blootstelling aan PFOS via bodem binnen de ontgraven zone moeten wegnemen. In alternatief 2 wordt er dieper ontgraven dan in alternatief 1, maar dit zou voor de blootstelling aan PFOS – en de rechtstreekse gezondheidseffecten – via de bodem op die locatie dus geen verschil maken.

Tabel 41. PFOS-bodemconcentraties in alternatieven 0 t.e.m. 3 voor de case sanering (mediaan uit probleemanalyse).

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
PFOS-concentratie buiten kernzone ($\mu\text{g/kg ds}$)	30	4,9	4,9	30
PFOS-concentratie in kernzone ($\mu\text{g/kg ds}$)	55	4,9	4,9	55

¹³ Toetsingswaarde BSN type III volgens het tijdelijk handelingskader voor PFAS-houdende bodemmateriaal gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad op 10 oktober 2023 (niet in voege getreden)

¹⁴ Voor de gezondheidseffecten worden de verharde oppervlakten als niet relevant beschouwd; hier is geen (rechtstreekse) blootstelling via de bodem.

2. Bepaal de PFOS-serumconcentratie ($\mu\text{g/l}$ serum)

De volgende stap is het berekenen van de PFOS-serumconcentratie, ten gevolge van de blootstelling aan PFOS via de bodem. Het grootschalig bloedonderzoek PFAS in de omgeving van de 3M-fabriek in Zwijndrecht (Consortium Eurofins, et al., 2025) gaf volgend verband tussen de PFOS-bodem en -serumconcentratie:

“De PFOS-bodemconcentratie bleek een significante determinant voor lineair PFOS-serumconcentraties. Een toename van $1 \mu\text{g/kg} \cdot \text{ds}$ in bodemconcentratie resulteerde in een 1,7% hogere lineair PFOS-serumwaarde [...]” (Consortium Eurofins, et al., 2025 p. 72).

Dit betekent dat – na correctie voor de andere covariaten in dit model, zoals leeftijd – de verwachte PFOS-serumconcentratie stijgt met 1,7% bij een stijging van $1 \mu\text{g/kg ds}$ in de bodemconcentratie. De resulterende PFOS-serumconcentratie wordt dus bepaald door de aangetroffen PFOS-bodemconcentratie, en de ‘startwaarde’ van de PFOS-serumconcentratie, i.e. de hoeveelheid PFOS die reeds wordt aangetroffen in serum via andere blootstellingsroutes dan de bodem.

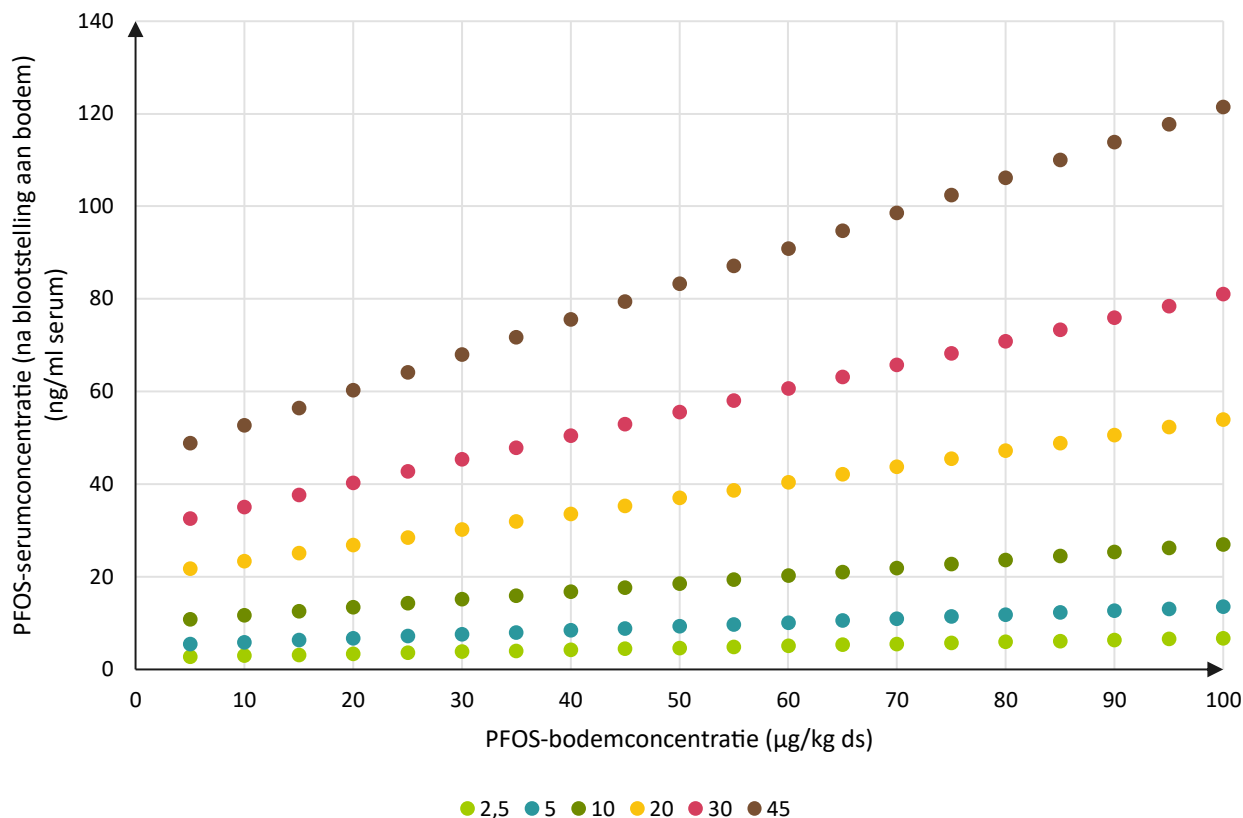
Figuur 31 toont het verband tussen PFOS-bodemconcentratie (x-as) en de resulterende PFOS-serumconcentratie na blootstelling aan de bodem (y-as), voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentraties (legende).

In een studie naar PFAS-serumconcentraties bij Europese tieners werd voor PFOS een geometrisch gemiddelde van $2,13 \mu\text{g/l}$ berekend (Richterová, et al., 2023). Deze waarde lag hoger in de noordelijke en westelijke regio's van Europa, met respectievelijk $2,62 \mu\text{g/l}$ en $2,22 \mu\text{g/l}$. Uit het grootschalig bloedonderzoek in Zwijndrecht bleek PFOS de dominante PFAS-component aanwezig in het serum van de deelnemers aan het onderzoek. Het geometrisch gemiddelde voor de PFOS-serumconcentratie was gelijk aan $5,28 \mu\text{g/l}$, met een 95^{ste}-percentielwaarde van $23,35 \mu\text{g/l}$ (Consortium Eurofins, et al., 2025). In de jongerenstudie rond 3M is de mediaan voor de PFOS-serumconcentratie gelijk aan $2,5 \mu\text{g/l}$, en bedraagt de 95^{ste}-percentielwaarde $30 \mu\text{g/l}$. De 95^{ste}-percentielwaarde voor PFOS_{totaal} bedraagt hier zelfs $45 \mu\text{g/l}$. Omwille van deze waarnemingen in eerdere studies, wordt op

Figuur 31 het verband tussen de PFOS-bodem en PFOS-serumconcentratie getoond voor met vier startwaarden: $2,5 \mu\text{g/l}$, $5 \mu\text{g/l}$, $10 \mu\text{g/l}$, $20 \mu\text{g/l}$, $30 \mu\text{g/l}$ en $45 \mu\text{g/l}$. Door het procentuele verband, stijgt de PFOS-serumconcentratie sneller bij een hogere startwaarde.

Om het belang van de overige blootstelling aan PFAS, en de gemaakte aannames hierover, te illustreren, werken we in de berekeningen we verder met drie verschillende startwaarden voor de PFOS-serumconcentratie, nl. $2,5 \mu\text{g/l}$, $20 \mu\text{g/l}$ en $45 \mu\text{g/l}$.

Figuur 31. PFOS-serumconcentratie (ng/ml serum) in functie van de PFOS-bodemconcentratie ($\mu\text{g/kg ds}$), voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie (ng/ml serum, zie legende).

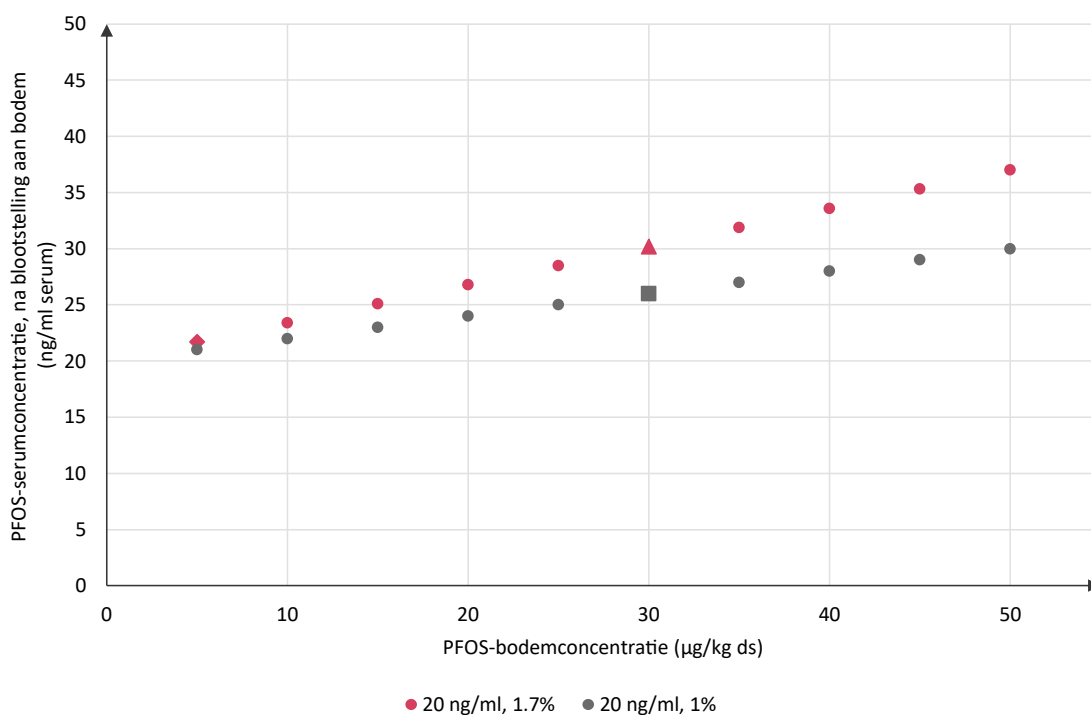


Het is belangrijk op te merken dat het model, waaruit het lineair verband tussen PFOS-bodemconcentratie en PFOS-serumconcentraties werd afgeleid, niet corrigeert voor individueel gedrag of voor de afstand van de omwonenden tot de bron van vervuiling. Zo wordt er bijvoorbeeld geen rekening gehouden met de consumptie van groenten of eieren uit de eigen moestuin. Dergelijke consumptie kan echter een belangrijke determinant zijn voor PFAS-serumconcentraties. In de studie naar PFAS-serumconcentraties bij Europese tieners werd vastgesteld dat de consumptie van eieren, minstens tweemaal per week, leidde tot een stijging van de PFOS-serumconcentratie met 11% (Richterová, et al., 2023). In alternatief 3 worden geen saneringswerken uitgevoerd, maar worden wel enkele risicobeheersmaatregelen getroffen. Eén van deze maatregelen is het afraden aan omwonenden om eieren of groenten uit eigen tuin te consumeren, met als doel de blootstelling aan PFOS te verminderen. Uitgaande van het verband van 1,7% per toename van 1 $\mu\text{g/kg ds}$ en de onveranderde PFOS-bodemwaarde in alternatief 3, vertaalt deze gedragsmaatregel zich echter niet direct in lagere berekende PFOS-serumconcentraties. Daarom wordt in alternatief 3 nu verondersteld dat het verband tussen PFOS-bodem- en -serumconcentraties lager ligt dan in de andere scenario's, als gevolg van de getroffen maatregelen. Concreet wordt aangenomen dat de serumconcentratie met slechts 1% toeneemt bij een stijging van 1 $\mu\text{g/kg ds}$ in de

bodemconcentratie (grijze reeks op Figuur 32), in plaats van met 1,7%. Het is belangrijk om te benadrukken dat dit een arbitraire keuze is. Dit zou in de toekomst verder moeten onderzocht worden, door bv. een regressiemodel op te stellen waar een variabele wordt opgenomen die corrigeert voor de consumptie van eieren of groenten uit eigen moestuin.

Op basis van deze assumpties kunnen de resulterende PFOS-serumconcentraties nu berekend worden voor alle alternatieven, bij verschillende startwaarden. Op Figuur 32 worden de berekende PFOS-serumconcentraties aangeduid voor de verschillende alternatieven, bij een startwaarde van 20 ng/ml: 30,20 ng/ml voor alternatief 0 (driehoek op Figuur 32), 21,67 ng/ml in alternatieven 1 en 2 (ruit op Figuur 32), en 26 ng/ml voor alternatief 3 (vierkant op Figuur 32), buiten de kernzone. Deze waarden worden ook weergegeven in Tabel 42, samen met de PFOS-serumconcentraties bij een startwaarde van 2,5 ng/ml en 45 ng/ml.

Figuur 32. PFOS-serumconcentratie (ng/mL serum) in functie van de PFOS-bodemconcentratie ($\mu\text{g/kg ds}$), bij een startwaarde van 20 ng/mL, voor een verschillend verband tussen de PFOS-serum en -bodemconcentratie (zie legende).



Tabel 42. PFOS-serumconcentraties na blootstelling aan bodem voor alternatieven 0 t.e.m. 3 in de case sanering, buiten de kernzone, voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie. De PFOS-serumconcentraties bij startwaarden van 20 ng/mL zijn aangeduid op Figuur 32.

Startwaarde PFOS-serumconcentratie	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
2,5 ng/mL	3,78	2,71	2,71	3,25
20 ng/mL	30,20 Δ	21,67 $\diamond$	21,67 $\diamond$	26 $\square$
45 ng/mL	67,95	48,75	48,75	58,5

RBS = risicogebaseerd saneren

3. Bereken het gezondheidseffect door de blootstelling aan PFOS via de bodem (extra sterfte)

In deze stap moet het verband tussen de PFOS-serumconcentratie en het gezondheidseffect (nierkanker, leverkanker en hypertensie) in kaart gebracht worden.

Verschillende wetenschappelijke studies vinden een relatie tussen de blootstelling aan PFOS en het risico op **nierkanker**. Een wetenschappelijke studie beschrijft een trapsgewijs verband tussen de PFOS-serumconcentratie en de *odds ratio* (OR) op niercelkanker (Shearer, et al., 2021). Dit verband wordt weergegeven in Tabel 43. De *odds ratio* beschrijft hoeveel hoger de kans op de ziekte is in de blootgestelde groep, ten opzichte van de niet-blootgestelde groep: de kans op niercelkanker in de groep met een PFOS-serumconcentratie tussen de 26,3 en 38,4 ng/ml ligt dus hoger dan in de groep met een PFOS-serumconcentratie lager dan 26,3 ng/ml. Dit verband tussen de PFOS-serumconcentratie en de *odds ratio* op niercelkanker wordt verder doorgerekend in deze studie, uitgaande van een algemene sterfte in een populatie door nierkanker die gelijk is aan 0,01% (Goldenman, et al., 2019).

Tabel 43. De odds ratio voor niercelkanker, afhankelijk van de PFOS-serumconcentratie (Shearer, et al., 2021).

PFOS-serumconcentratie (μ g/l of ng/ml)	Odds Ratio (OR)
$\leq 26,3$ (referentiecategorie)	1
$> 26,3 - 38,4$	1,67
$> 38,4 - 49,9$	0,92
$> 49,9 - 154$	2,51

Naast nierkanker, kan blootstelling aan PFOS ook het risico op **leverkanker** doen toenemen. Een stijging met één eenheid in de PFOS-serumconcentratie (op logaritmische schaal) zou gepaard gaan met een toegenomen *odds ratio* voor leverkanker van 2,609 (Cao, et al., 2022). Op basis van dit verband kan ook het gezondheidseffect van leverkanker berekend worden voor de cases.

4. Bereken de maatschappelijke kost via Value of a Statistical Life (€)

Om de maatschappelijke kost te kunnen berekenen van het verhoogde risico op nierkanker en leverkanker, moet eerst berekend worden hoeveel mensen blootgesteld worden aan de verhoogde PFOS-bodemconcentraties in de case sanering. Hiervoor worden dezelfde assumpties gebruikt als voor het berekenen van het effect van de

vastgoedprijzen. Tabel 44 toont hoe het aantal omwonenden in de case sanering berekend wordt. Een belangrijke assumptie hierbij is dat er geen woningen in de kernzone van de vervuiling zijn.

Tabel 44. Het aantal omwonenden in de case sanering dat blootgesteld wordt aan de PFOS-vervuiling in de bodem.

Parameter	Eenheid	Waarde (mediaan uit probleemanalyse)
Oppervlakte van de verontreiniging (buiten de kernzone)	m ²	1.935,75
Oppervlakte van de verontreiniging (kernzone)	m ²	645,25
Woningdichtheid (buiten kernzone)	# woningen/hectare	13
Woningdichtheid (in de kernzone)	# woningen/hectare	0
Aantal personen per woning	# mensen/woning	2,5
Aantal omwonenden	# mensen	6,29

Op basis van het aantal omwonenden en de berekende effecten uit de vorige stap, kan berekend worden hoeveel extra sterfte verwacht wordt ten gevolge van nierkanker, leverkanker of hypertensie, door de blootstelling aan PFOS via de bodem, in de case sanering.

Tot slot kan de maatschappelijke kost berekend worden door dit te vermenigvuldigen met de *Value of a Statistical Life (VSL)*. In deze studie wordt een waarde van 4 miljoen euro verondersteld. De VSL is afhankelijk van de context, land, en methodologie. In 2014 schatte het Europese Agentschap voor Chemische Stoffen (ECHA) de VSL op 3,5 miljoen euro (ECHA, 2016). De berekeningsstappen, die werden toegelicht op voorgaande pagina's, worden nogmaals samengevat in Tabel 45. Dit is een voorbeeld van de berekeningen voor de gezondheidsbaat in Alt 1 (RBS) t.o.v. Alt 0, bij een startwaarde van de PFOS-serumconcentratie van 20 ng/ml.

Figuur 33 toont de gezondheidsbaten voor **nierkanker** in alternatieven 1, 2 en 3 t.o.v. alternatief 0. Bij een PFOS-serumconcentratie van 2,5 ng/ml blijft de serumconcentratie – ook na blootstelling aan PFOS via de bodem – onder de drempelwaarde van 26,3 ng/ml in alle alternatieven (zie Tabel 42 en Tabel 43). De blootstelling aan PFOS veroorzaakt hier dan geen bijkomende kans op niercelkanker. Bij een initiële concentratie van 20 ng/ml, stijgt de PFOS-serumconcentratie in alternatief 0 tot 30,20 ng/ml (Tabel 42), waardoor er een verhoogde odds ratio is voor niercelkanker (Tabel 43). In alternatieven 1, 2 en 3 blijft de PFOS-serumconcentratie onder de drempelwaarde, waardoor er gezondheidsbaten optreden door de genomen maatregelen t.o.v. alternatief 0. Bij een initiële PFOS-serumconcentratie van 45 ng/ml, treden er enkel gezondheidsbaten op in alternatieven 1 en 2.

Figuur 33 toont zo duidelijk aan dat de gemaakte assumpties – over het verband tussen PFOS-bodem en -serumconcentraties, en de initiële PFOS-serumconcentratie – de berekende gezondheidsbaten voor nierkanker in de alternatieven beïnvloedt. Daarnaast toont Figuur 33 ook dat de keuze tussen risicobeheer of sanering zou moeten afhangen van de mate waarin de omwonenden reeds blootgesteld worden aan PFOS: als deze

omwonenden reeds een hoge concentratie aan PFOS in hun bloed hebben, kan het nodig zijn om te saneren om te vermijden dat ze een verhoogd risico op nierkanker lopen.

Figuur 34 toont de gezondheidsbaten voor **leverkanker** in alternatieven 1, 2 en 3 t.o.v. alternatief 0, bij verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie. Het is duidelijk te zien op Figuur 34 dat de gezondheidsbaten hier niet afhankelijk zijn van de startwaarde. Dit is toe te wijzen aan het logaritmische verband dat werd verondersteld tussen de PFOS-serumconcentratie en de *odds ratio* op leverkanker (zie stap 3). De gezondheidsbaten liggen hoger in alternatief 1 en 2 dan in alternatief 3.

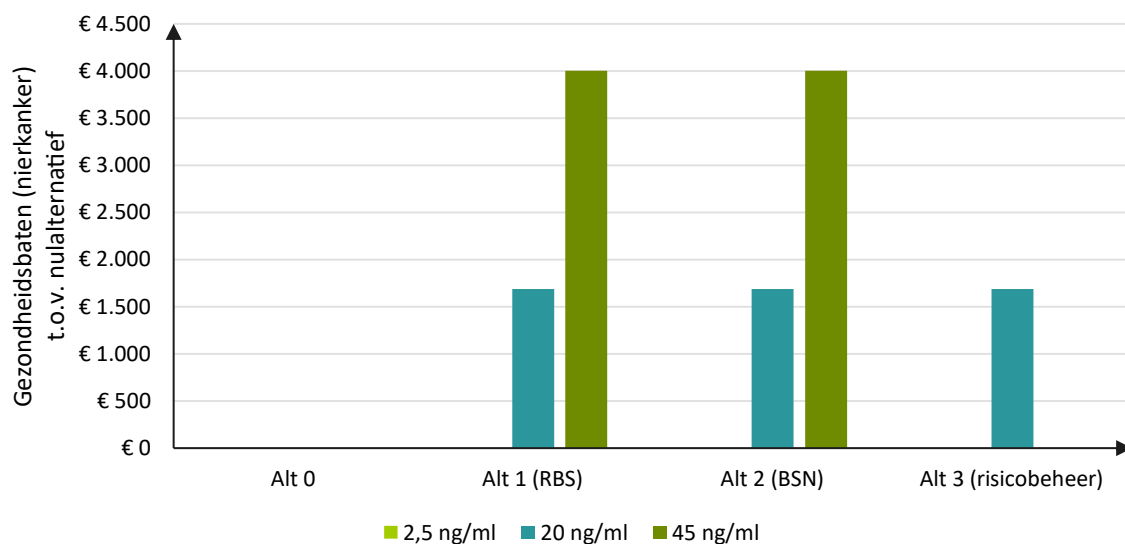
Tabel 45. Overzicht van de berekeningsstappen voor de gezondheidsbaat (nierkanker) in Alt 1 (RBS), t.o.v. Alt 0, bij een startwaarde van de PFOS-serumconcentratie van 20 ng/ml.

Berekening gezondheidsbaat	Eenheid	Alt 0	Alt 1 (RBS)	
'startwaarde' PFOS-serumconcentratie	ng/ml	20,00	20,00	<i>Assumptie</i>
PFOS-serumconcentratie na blootstelling bodem	ng/ml	30,20	21,67	<i>O.b.v. verband in (Consortium Eurofins, et al., 2025)</i>
OR nierkanker		1,67	1	<i>(Shearer, et al., 2021)</i>
Baseline risico nierkanker	%	0,01	0,01	<i>(Goldenman, et al., 2019)</i>
Nieuw risico nierkanker	%	0,0167	0,01	
Aantal omwonenden	#	6,29	6,29	<i>Zelfde assumptie als bij vastgoed</i>
Extra sterfte	#	0,00042	0	
VSL	€	4,000,000	4,000,000	<i>O.b.v. (ECHA, 2016)</i>
Gezondheidskost	€	- 1.686,04	0,00	
Gezondheidsbaat (t.o.v. Alt 0)		0	1.686,04	

RBS = risicogebaseerd saneren

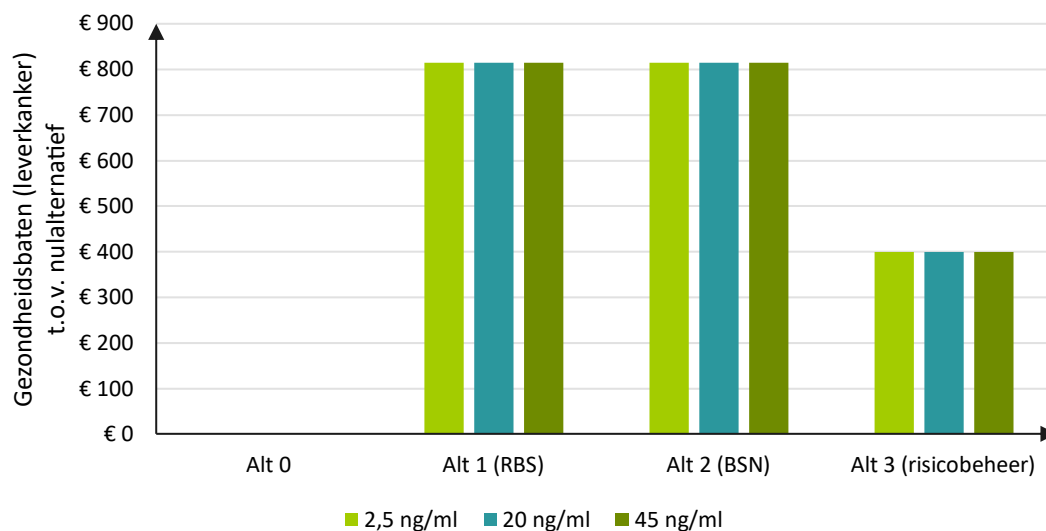
Opmerking van de auteurs: Deze tabel dient eerder ter illustratie van de methode die gevolgd kan worden om de gezondheidsbaat te berekenen, dan om de berekende gezondheidsbaat te interpreteren. De gekozen en berekende waarden in iedere stap zijn onderhevig aan assumpties en onzekerheden, zoals uitgebreid beschreven in bovenstaande paragrafen.

Figuur 33. Gezondheidsbaten voor nierkanker t.o.v. alternatief 0, voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie.



RBS = risicogebaseerd saneren

Figuur 34. Gezondheidsbaten voor leverkanker t.o.v. alternatief 0, voor verschillende startwaarden van de PFOS-serumconcentratie.



RBS = risicogebaseerd saneren

Tabel 46 vat de gezondheidsbaten samen voor alternatieven 1, 2 en 3, door de extra sterfte die zou kunnen vermeden worden t.o.v. alternatief 0, bij een initiële PFOS-serumconcentratie van 20 ng/mL. Het niveau van

deze gezondheidsbaten is echter afhankelijk van vele parameters: het verband tussen de PFOS-bodem en -serumconcentratie, de startwaarde van de PFOS-serumconcentratie, en de relatie tussen de PFOS-serumconcentratie en het gezondheidseffect. Ieder van deze parameters is onzeker, bijgevolg moeten de waarden in Tabel 46 ook met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden.

Tabel 46. Gezondheidsbaten in alternatieven 1, 2 en 3 t.o.v. alternatief 0, voor de case sanering, bij een startwaarde voor de PFOS-serumconcentratie van 20 ng/ml.

Gezondheidsbaten t.o.v. Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Door vermeden extra sterfte aan nierkanker, door blootstelling aan PFOS (via bodem)	€ 1.686,04	€ 1.686,04	€ 1.686,04
Door vermeden extra sterfte aan leverkanker, door blootstelling aan PFOS (via bodem)	€ 815,20	€ 815,20	€ 399,82

6.2.2 Gezondheidseffecten gelinkt aan de saneringswerken

Zoals beschreven in 4.4.2.3 zijn er verschillende gezondheidseffecten die gelinkt zijn aan de saneringswerken. Bij de uitwerking van de cases wordt nu enkel het gezondheidseffect door de ozonvorming en de vorming van fijnstof, afkomstig van het extra transport dat nodig is voor de gronden te reinigen en te storten, berekend. Dit gezondheidseffect wordt gemodelleerd via een levenscyclusanalyse, met behulp van de SimaPro software (Ecoinvent database (3.10)).

Tabel 47 toont de stappen die nodig zijn voor de berekening van dit gezondheidseffect, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken. Met behulp van de SimaPro software, kan dit effect zowel gemodelleerd worden als *midpoint* (in kg NO_x-eq per tkm en) en als *endpoint* (in DALYs per tkm).

De resultaten voor het gezondheidseffect door de ozonvorming en de vorming van fijnstof in de verschillende alternatieven worden getoond in respectievelijk Tabel 48 en Tabel 49. In deze tabellen worden de gezondheidseffecten en hun bijhorende maatschappelijke kost berekend, zowel via de kost per NO_x-eq of PM_{2.5}-eq (*midpoint*), en de kost per DALY (*endpoint*). De aannames over de afstanden tussen de sites (verontreinigde site, reinigingscentrum en stortplaats) worden in meer detail besproken in 4.4.3.1 (Figuur 36).

Tabel 47. De berekeningsstappen van het gezondheidseffect door ozonvorming en fijn stofvorming, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken.

Parameters	Eenheid	Bron
Afstand PFAS-verontreinigde locatie tot stortplaats	km	Case-specifiek
Massa van de grond die naar de stortplaats wordt gevoerd	ton	Case-specifiek
Aantal tonkilometers (afstand x massa grond)	tkm	Case-specifiek
<i>Ozone formation, human health</i> karakterisatiefactor	kg NO _x -eq/tkm of DALYs/tkm	SimaPro, Ecoinvent database (3.10)

Gezondheidseffecten door ozonvorming gelinkt aan transport grondverzet (# tonkilometers x KF)	kg NO _x -eq of DALYs	Eigen berekening
<i>Fine particulate matter formation</i> karakterisatiefactor	kg PM _{2.5} -eq/tkm of DALYs/tkm	SimaPro, Ecoinvent database (3.10)
Gezondheidseffecten door de vorming van fijnstof gelinkt aan transport grondverzet (# tonkilometers x KF)	kg PM _{2.5} -eq of DALYs	Eigen berekening

Tabel 48. Het gezondheidseffect door ozonvorming, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat.

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Aantal tonkilometers (tkm)	0	60.742,22	546.680,00	0
Gezondheidseffect door ozonvorming gelinkt aan transport (kg NO _x -eq)	0	35,96	323,61	0
Maatschappelijke kost (via NO _x -eq) (€) ^a	0	- 970,82	- 8737,37	0
Gezondheidseffect door ozonvorming gelinkt aan transport (DALYs)	0	0,000033	0,00029	0
Maatschappelijke kost (via DALYs) (€) ^b	0	- 1,31	- 11,79	0

^a Uitgaande van een waarde van 27 €/kg NO_x-eq

^b Uitgaande van een waarde van 40.000 €/DALY (Opasnet, 2011)

Tabel 49. Het gezondheidseffect door de vorming van fijn stof, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat.

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Aantal tonkilometers (tkm)	0	60.742,22	546.680,00	0
Gezondheidseffect door de vorming van fijn stof gelinkt aan transport (kg PM _{2.5} -eq)	0	11,07	99,61	0
Maatschappelijke kost (via PM _{2.5}) ^a	€ 0	- € 443,80	- € 3.994,23	€ 0
Gezondheidseffect door de vorming van fijnstof gelinkt aan transport (DALYs)	0	0,007	0,063	0
Maatschappelijke kost (via DALY) ^b	€ 0	- € 279,41	- € 2.514,73	€ 0

^a Uitgaande van een waarde van 40.1 €/kg PM_{2.5}-eq

^b Uitgaande van een waarde van 40.000 €/DALY (Opasnet, 2011)

In Tabel 48 valt op hoe de berekende kost voor de maatschappij door de ozonvorming, gelinkt aan het transport, sterk verschilt afhankelijk van de gevolgde route (*midpoint* vs. *endpoint*). De berekende maatschappelijke kost voor de vorming van fijnstof, ligt wel in dezelfde grootteorde voor beide methoden.

Er zijn dan ook verschillende beperkingen bij de berekening van dit effect:

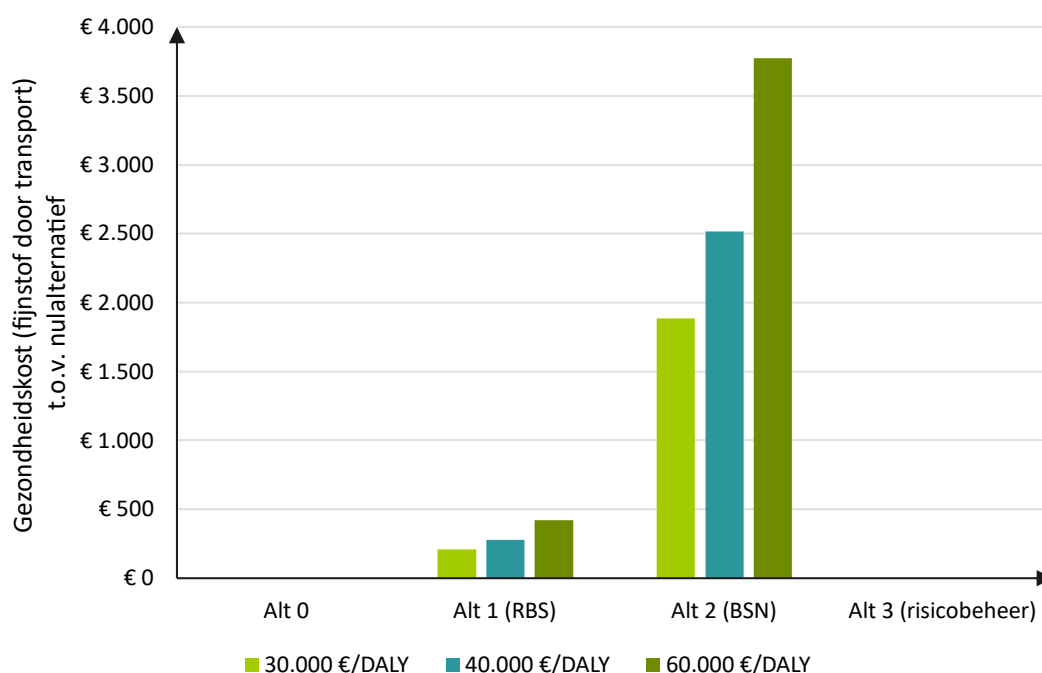
- Er moet een assumptie gemaakt worden over de kost per kg NO_x-eq, en per kg PM_{2.5}-eq
- Er moet een assumptie gemaakt worden over de kost per DALY

- Bij het berekenen van de DALYs in de SimaPro software, wordt de *endpoint*-methode gevolgd. Dit houdt in dat er ook assumpties gemaakt worden over de gewichten van verschillende effecten, om deze te kunnen aggregeren tot het 'eindpunt' (i.e. DALYs).

De vele assumpties die gemaakt moeten worden, dragen bij tot de onzekerheid bij het berekenen van dit effect.

Figuur 35 toont de berekende gezondheidscost voor de vorming van fijnstof, gelinkt aan het transport voor de saneringswerken, voor verschillende waarden van één DALY. Deze figuur illustreert hoe bepalend de keuze voor de waarde van 1 DALY is voor de berekende kost.

Figuur 35. Gezondheidskost (via DALYs) door de vorming van fijn stof t.o.v. nulalternatief, bij verschillende waarden van de DALY.



Deze paragraaf illustreert hoe de gezondheidscost van het transport, dat nodig is voor de saneringswerken, kan berekend worden. De resultaten tonen dat deze gezondheidscost mogelijk substantieel kan zijn, zeker bij de vorming van fijn stof. Het is belangrijk om te benadrukken dat de berekende kosten sterk zullen afhangen van de gemaakte assumpties over de waarde van één DALY, of de kost per kg NO_x-eq of per kg PM_{2.5}-eq. De grote verschillen in de berekende kost voor de ozonvorming (Tabel 48) tonen aan dat deze berekeningen nog niet robuust zijn. Meer onderzoek (en consensus) is nodig naar de waarde van 1 kg NO_x-eq of de waarde van één DALY.

6.3 MILIEUEFFECTEN

Milieueffecten beschrijven de effecten op ecosystemen, biodiversiteit en natuurlijke hulpbronnen. In de uitwerking van de case sanering zullen volgende milieueffecten berekend en besproken worden:

- De CO₂-emissies gelinkt aan het transport, dat nodig is bij sanering- en grondverzetswerken
- De CO₂-emissies gelinkt aan het energieverbruik van het reinigingscentrum
- De CO₂-emissies gelinkt aan het energieverbruik voor het zuiveren van grondwater
- De grondwaterkwaliteit

6.3.1 CO₂-emissies van het transport

In de case sanering moeten de gronden vervoerd worden naar een reinigingscentrum om gesaneerd te worden, of rechtstreeks vervoerd worden naar de stortplaats. Volgende assumpties worden gemaakt:

- De verontreinigde grond, afkomstig van buiten de kernzone, wordt vervoerd naar een reinigingscentrum dat op 40 km ligt van de PFAS-verontreinigde site
- 15% van deze grond moet na de reiniging toch nog afgevoerd worden naar de stortplaats
- De verontreinigde grond uit de kernzone wordt rechtstreeks afgevoerd naar de stortplaats, die zich op 70 km bevindt

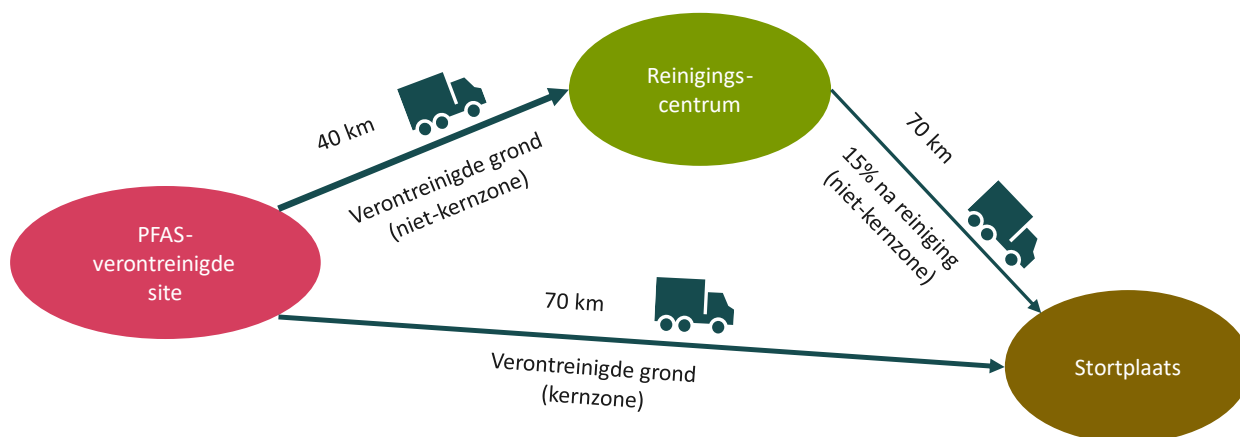
De afstanden en transportbewegingen worden visueel weergegeven in Figuur 36.

Om de CO₂-emissies en de bijhorende maatschappelijke kost te kunnen berekenen die veroorzaakt worden door deze transportbewegingen, moeten volgende stappen gevolgd worden:

- Berekenen van het aantal tonkilometers
- Berekenen van het *Global Warming Potential*, uitgedrukt in CO₂-eq emissies
- Maatschappelijke kost van CO₂-emissies berekenen via Social Cost of Carbon

Deze stappen worden nu één voor één overlopen.

Figuur 36. Afstanden en transportbewegingen van de gronden van de PFAS-verontreinigde site naar het reinigingscentrum en de stortplaats.



1. Berekenen van het aantal tonkilometers

Het aantal tonkilometers wordt berekend door het aantal ton grond dat vervoerd wordt te vermenigvuldigen met het aantal kilometers dat deze grond aflegt. Tabel 50 toont hoe het aantal tonkilometers kan berekend worden voor ieder alternatief. De hoeveelheden grond zijn gebaseerd op de probleemanalyse voor bodemonderzoek en sanering (3.2). Er wordt een massadichtheid verondersteld van 1700 kg ds/m³. In alternatieven 0 en 3 worden er geen sanerings- of grondverzetswerken uitgevoerd. In alternatieven 1 en 2 wordt er respectievelijk 60.742,22 tkm en 546.680 tkm afgelegd. In alternatief 2 wordt er dieper ontgraven dan in alternatief 1, waardoor er ook grotere hoeveelheden grond moeten vervoerd worden.

Tabel 50. Berekening van het aantal tonkilometers voor sanering- en grondverzetswerken in ieder alternatief.

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Oppervlakte verontreinigde grond (m ²)	2.581			
Aandeel kernzone (%)	25			
Diepte ontgraving (m)	-	0,5	2,25	-
Massa te storten grond (rechtstreeks) (ton)	-	274,23	2.468,08	-
Massa te reinigen grond (ton)	-	822,69	7.404,24	-
Massa te storten grond (na reiniging) (ton)	-	123,40	1.110,64	-
Afstand tot stortplaats (km)	70			
Afstand tot reinigingscentrum (km)	40			
Afstand van reinigingscentrum tot stortplaats (km)	70			
Aantal tonkilometers (tkm)	0	60.742,22	546.680	0

2. Berekenen van het *Global Warming Potential*

Het *Global Warming Potential* is één van de impactcategorieën van een levenscyclusanalyse, en geeft weer hoeveel het proces of het product bijdraagt aan de klimaatverandering, uitgedrukt in kg CO₂-eq. De Ecoinvent database (3.10) wordt geraadpleegd, met behulp van de SimaPro software, om de karakterisatiefactor voor het *Global Warming Potential* van één tonkilometer terug te vinden. We veronderstellen hiervoor dat de grond wordt vervoerd in een vrachtwagen met een capaciteit van 16 tot 32 ton, die voldoet aan de EURO5-norm.¹⁵ Op deze manier kan het *Global Warming Potential* berekend worden voor ieder alternatief. Het berekende *Global Warming Potential* voor ieder alternatief wordt weergegeven in Tabel 51.

Tabel 51. Global Warming Potential (kg CO₂-eq) van het nodige transport voor ieder alternatief, bij de case sanering.

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
<i>Global Warming Potential</i> (kg CO ₂ -eq)	0	12.128,37	109.155,30	0

3. Maatschappelijke kost van CO₂-emissies berekenen via Social Cost of Carbon

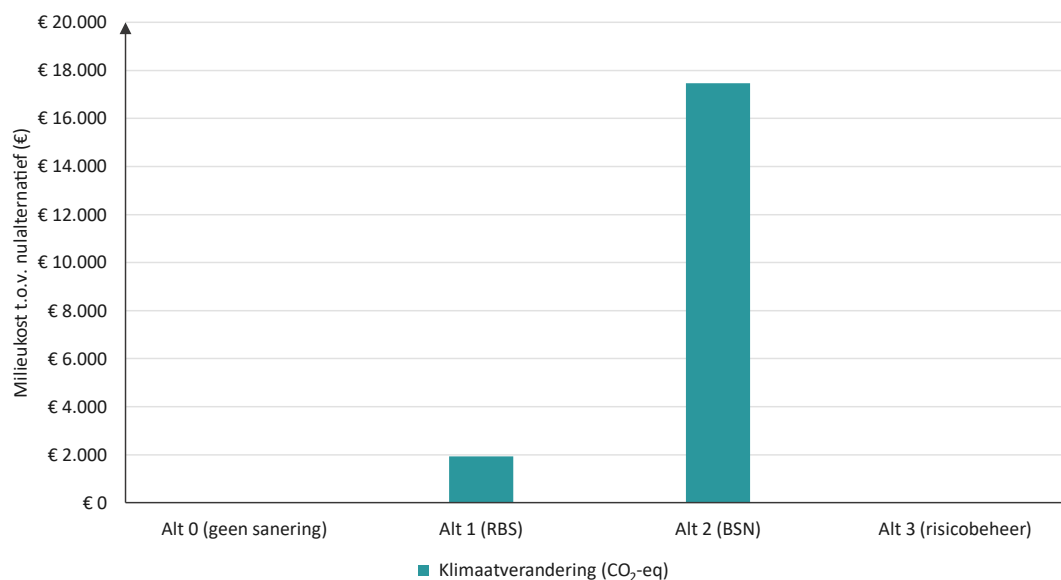
De bijdrage aan klimaatverandering, veroorzaakt door het transport van de gronden naar het reinigingscentrum en de stortplaats, gaat gepaard met een maatschappelijke kost. De *Social Cost of Carbon (SCC)* is een maatstaf die de schade, die wordt toegebracht aan de maatschappij door de uitstoot van een extra ton CO₂, reflecteert in monetaire termen. Een waarde voor de SCC van 185 \$ per ton CO₂ werd berekend in een wetenschappelijke studie (Rennert, et al., 2022). In deze berekening werken we verder met een waarde van 160 euro per ton CO₂. Figuur 37 toont de milieukost t.o.v. alternatief 0, die wordt veroorzaakt door de bijkomende CO₂-emissies van het transport van gronden naar het reinigingscentrum en de stortplaats.

Figuur 37 toont de milieukost t.o.v. alternatief 0, voor de totale hoeveelheid grond die wordt vervoerd. Deze milieukost kan ook genormaliseerd worden weergegeven, bijvoorbeeld per hoeveelheid grond die gereinigd en gestort wordt, of per hoeveelheid PFAS die verwijderd wordt.

Tabel 52 geeft weer hoe de kost verandert bij zo'n berekening. De totale milieukost is het hoogst in alternatief 2, omdat daar de grootste hoeveelheid grond wordt afgevoerd. Wanneer we de kost uitdrukken per m³ gereinigde en gestorte grond, blijken alternatieven 1 en 2 dezelfde milieukost te hebben. Kijken we echter naar de kost per gram verwijderd PFAS, dan ligt deze in alternatief 2 nog steeds vier keer hoger dan in alternatief 1. Dat komt doordat de diepere ontgraving in alternatief 2 wel meer PFAS verwijdert, maar de toename in verwijderde hoeveelheid niet in verhouding staat tot de extra hoeveelheid afgegraven grond.

¹⁵ De input in SimaPro is: "Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 {RoW}" | market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO5 | Cut-off, U"

Figuur 37. Milieukost (transport) t.o.v. nulalternatief, met een SCC van 160 euro per ton CO₂.



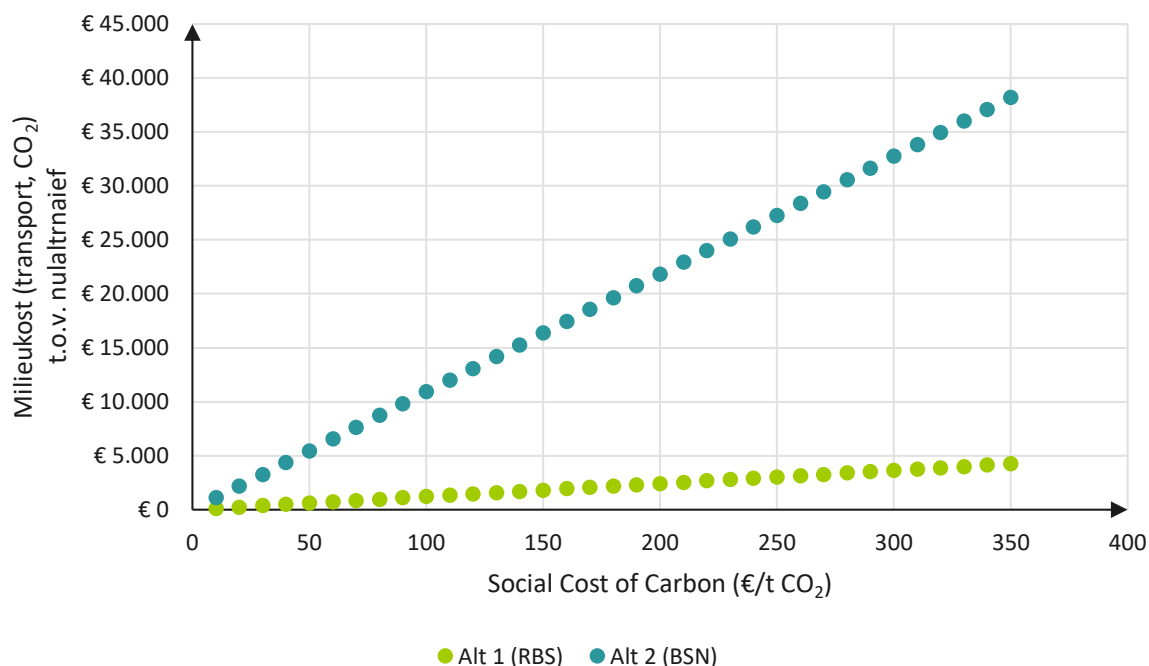
RBS = risicogebaseerd saneren

Tabel 52. Milieukost van het transport van de gronden in de alternatieven, t.o.v. alternatief 0 en de genormaliseerde kost. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Milieukost t.o.v. alternatief 0 (€)	-	- 1.940,54	- 17.464,85	0
Kost per gereinigde en gestorte m³ grond (€/m³)	-	- 3,01	- 3,01	0
Kost per g PFAS verwijderd (€/g PFAS)	-	- 2,90	- 11,38	0

De veronderstelde waarde van de SCC is natuurlijk bepalend voor het berekenen van de milieukost. Figuur 38 toont hoe de berekende milieukost in alternatieven 1 en 2 wijzigt, afhankelijk van de gekozen waarde voor de SCC.

Figuur 38. Milieukost (transport) in alternatieven 1 en 2, in functie van de waarde van de Social Cost of Carbon.



RBS = risicogebaseerd saneren

Het transport van de gronden gaat ook gepaard met het creëren van fijn stof en ozonvorming. De maatschappelijke kost hiervan kan op gelijkaardige manier berekend worden, door het volgen van de stappen hierboven. In de ecoinvent-database moet dan een karakterisatiefactor voor de *fine particulate matter formation* (PM_{2.5}) en *ozone formation (terrestrial ecosystems)* (kg NO_x-eq) per tonkilometer gevonden worden. Er moet dan ook data beschikbaar zijn over de maatschappelijke kost per kg PM_{2.5}-eq en per kg NO_x-eq die gevormd worden.

6.3.2 CO₂-emissies van het reinigingscentrum

Wanneer de gronden aangekomen zijn in het reinigingscentrum, worden deze gesaneerd. De verwerking van de gronden vraagt ook energie, gebruik van land en andere materialen. Dit gaat gepaard met een milieu-impact en een bijhorende kost voor de maatschappij. Arcadis voerde reeds een levenscyclusanalyse uit voor het zuiveren van gronden (Dalla Vechia, et al., 2023). De resultaten uit deze studie worden gebruikt om de *Global Warming Potential* van het reinigen van de gronden in de verschillende alternatieven te berekenen.

Uit de resultaten blijkt dat het *Global Warming Potential* per ton vervuilde grond die gereinigd wordt, gelijk is aan 4,43 kg CO₂-eq (Dalla Vechia, et al., 2023). De hoeveelheden te reinigen grond werden reeds berekend in 6.3.1. Gecombineerd met de SCC van 160 euro per ton CO₂-eq, kan de milieukost van het reinigingscentrum in

de alternatieven berekend worden. Tabel 53 vat de milieukost van de werking van het reinigingscentrum in de case sanering samen.

Tabel 53. Berekeningen voor de milieukost van het reinigingscentrum, voor de alternatieven in de case sanering. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Massa te reinigen grond (ton)	-	822,69	7404,24	0
Global Warming Potential (kg CO₂-eq)	-	3.644,53	32.800,80	0
Milieukost t.o.v. alternatief 0 (€)	-	- 583,13	- 5.248,13	0
Kost per g PFAS verwijderd (€/g PFAS)	-	- 5,45	- 21,37	0

De berekende kost is hier – naast de assumptie over de SCC – ook sterk afhankelijk van het *Global Warming Potential* per ton grond die gereinigd wordt. In het rapport van Arcadis wordt ook een andere studie vermeld, die een milieu-impact rapporteert van 96,62 kg CO₂-eq per ton vervuilde grond die gereinigd wordt. Indien deze waarde zou gebruikt worden om de milieukost te berekenen, vinden we een milieukost voor het reinigingscentrum van 12.718,19 euro in alternatief 1, en 114.463,68 euro in alternatief 2. Deze waarde zal afhankelijk zijn van de gekozen reinigingstechniek in het centrum.

6.3.3 CO₂-emissies voor zuivering grondwater

Naast de grond, zal ook het grondwater gezuiverd moeten worden. Ook dit zal gepaard gaan met een milieueffect. We berekenen hier in het bijzonder het *Global Warming Potential* van het energieverbruik en het verbruik van actief kool voor de zuivering van grondwater.

Het elektriciteitsverbruik voor het zuiveren van grondwater is gekend uit eerdere studies.¹⁶ De Ecovinent database werd opnieuw geraadpleegd, ditmaal voor de karakterisatiefactor voor het *Global Warming Potential* van één kWh elektriciteit geconsumeerd in België.¹⁷ Samen met de SCC van 160 euro per ton CO₂, kan de milieukost van het energieverbruik van het reinigingscentrum nu berekend worden. Tabel 54 toont de resultaten voor het *Global Warming Potential* en de resulterende milieukosten in alternatieven 1 en 2 t.o.v. alternatief 0.

Tabel 54. Berekening van de milieukost van het energieverbruik voor het zuiveren van grondwater. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Elektriciteitsverbruik oppompen grondwater (kWh)	-	56.414,40	2.418.460,80	0
Global Warming Potential (kg CO₂-eq)	-	11.664,90	500.069,40	0
Milieukost t.o.v. alternatief 0 (€)	-	- 1.866,38	- 80.011,10	0

RBS = risicogebaseerd saneren

¹⁶ Dit elektriciteitsverbruik is gebaseerd op berekeningen die standaard worden uitgevoerd bij het opstellen van een BSP. Volgende assumpties werden gemaakt voor de case sanering: in alternatief 1 gaan we uit van 83 pompompen en één bovengrondse pomp, die samen maximaal 10 m³/h zuiveren, twee jaar lang; in alternatief 2 veronderstellen we dat 457 pompompen nodig zijn, en één bovengrondse pomp, die samen maximaal 15 m³/h zuiveren, twee jaar lang. Het elektriciteitsverbruik per pomp komt uit de CO₂ calculator van OVAM (OVAM).

¹⁷ De input in SimaPro is: “Electricity, medium voltage {BE}| market for electricity, medium voltage | Cut-off, U”.

Bij het zuiveren van grondwater wordt ook actief kool verbruikt. Ook hiervoor kan de karakterisatiefactor voor het *Global Warming Potential* gevonden worden m.b.v. de Ecoinvent database, in kg CO₂-eq per kg actief kool.¹⁸ De milieukost hiervan wordt berekend en getoond in Tabel 55.

Tabel 55. Berekening van de milieukost van het verbruik van actief kool voor het zuiveren van grondwater.

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
Verbruik actief kool (<i>activated carbon</i>) (kg)	-	14.848	22.272	0
Global Warming Potential (kg CO₂-eq)	-	50.780,16	76.170,24	0
Milieukost t.o.v. alternatief 0 (€)	-	- 8.124,83	- 12.187,24	0

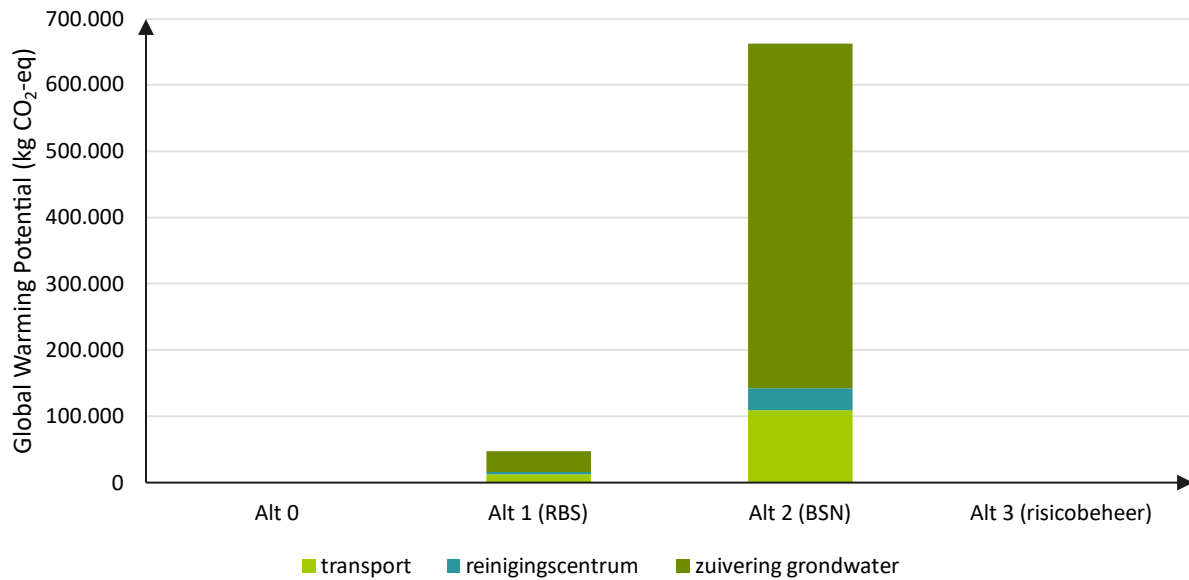
RBS = risicogebaseerd saneren

In de voorbije paragrafen werd steeds het *Global Warming Potential* berekend van de verschillende stappen die nodig zijn voor de sanering van de gronden. Figuur 39 toont de bijdrage van het transport, de werking van het reinigingscentrum en het zuiveren van grondwater aan het *Global Warming Potential* van de verschillende alternatieven.

Figuur 40 geeft weer hoe de totale milieukost – som van de milieukost van het transport, de werking van het reinigingscentrum en het zuiveren van grondwater – evolueert in alternatieven 1 en 2, afhankelijk van de gekozen waarde voor de SCC. In de voorgaande berekeningen werd steeds een waarde van 160 €/t CO₂ verondersteld (ruit symbool op Figuur 40).

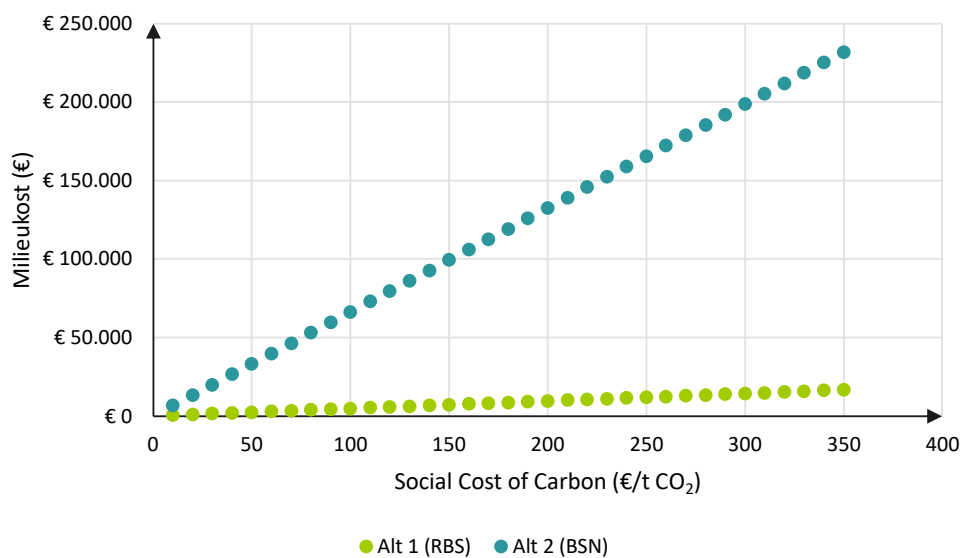
¹⁸ De input in SimaPro is: Activated carbon, granular {GLO}| market for activated carbon, granular | Cut-off, U".

Figuur 39. Het Global Warming Potential (kg CO₂-eq) van het transport, het reinigingscentrum, en het zuiveren van het grondwater in de alternatieven.



RBS = risicogebaseerd saneren

Figuur 40. De milieukost (transport, reinigingscentrum, en zuivering grondwater) in functie van de Social Cost of Carbon voor alternatieven 1 en 2.



RBS = risicogebaseerd saneren

6.3.4 Grondwaterkwaliteit

De impact op de grondwaterkwaliteit wordt niet gemonetariseerd maar kwalitatief beschreven. Om de impact van de verschillende alternatieven te vergelijken wordt berekend hoeveel vuilvracht aan PFAS er bij elk alternatief achterblijft in de bodem. Dit is de maximale hoeveelheid PFAS die in het grondwater kan terechtkomen.

Belangrijk om op te merken is dat de grondwaterkwaliteit ook een impact heeft op andere effecten. Bij een slechtere grondwaterkwaliteit is er een grotere kans op verspreiding, wat een effect heeft op de kans dat een drinkwaterwinning of infrastructuurproject wordt beïnvloed, de zone waarin er een effect is op de vastgoedprijzen wordt groter, de zone waarin de kosten voor bemalingen stijgen groter en de kans dat de verontreiniging het oppervlaktewater bereikt is eveneens groter.

In de case sanering is, afhankelijk of we met het 25-percentiel of 75-percentiel rekenen van de gekende dossiers voor de omvang en concentratie van de verontreiniging, tussen de 0,2 en 16 kg PFAS aanwezig binnen de verontreinigde zone.

- Bij alternatief 0 en 3 blijft deze volledig vuilvracht aanwezig in de bodem en kan deze potentieel een effect hebben op de grondwaterkwaliteit.
- Bij de risicogebaseerde aanpak (alternatief 2), waar enkel de toplaag wordt ontgraven over de gehele verontreinigingsvlek en de het grondwater enkel in de kernzone wordt aangepakt, blijft nog 46-60% van de oorspronkelijke vuilvracht achter in de bodem. De vuilvrachtverwijdering in dit alternatief kan geoptimaliseerd worden door in de kernzone meer verontreinigde grond weg te nemen dan enkel de toplaag.
- Indien gesaneerd wordt tot de toetsingswaarde bodemsaneringsnorm van de betrokken bestemmingstypes, blijven nog steeds concentraties boven de toetsingswaarde richtwaarde aanwezig. de resterende vuilvracht wordt daarom geschat op 2% van de oorspronkelijke vuilvracht.

Tabel 56. Schatting resterende vuilvracht in grond en grondwater.

	Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)
In grond (kg)	0,17 ¹ - 14,5 ² (100%)	0,09 ¹ -9,2 ² (53-63%)	0,003 ¹ -0,3 ² (2%)	0,17 ¹ - 14,5 ² (100%)
In grondwater (kg)	0,02 ¹ -1,35 ² (100%)	0,006 ¹ -0,4 ² (29-33%)	0,001 ¹ -0,013 ² (1-6%)	0,02 ¹ -1,35 ² (100%)
Totaal (kg)	0,2 ¹ -16 ² (100%)	0,096 ¹ -9,6 ² kg (46-60%)	0,004 ¹ -0,31 ² (2%)	0,2 ¹ -16 ² (100%)
Per m³ grond binnen de verontreinigde zone	192 ¹ -5.000 ² mg/m ³	92 ¹ -303 ² mg/m ³	3,8 ¹ - 10 ² mg/m ³	192 ¹ -5.000 ² mg/m ³

¹bij omvang verontreiniging volgens het 25-percentiel (kleine verontreiniging) van de gekende BBO's.

²bij omvang verontreiniging volgens de mediaan (kleine verontreiniging) van de gekende BBO's.

Zoals beschreven in paragraaf 4.4.3.2, kan de grondwaterkwaliteit getoetst worden aan de hand van de ecotoxicologische risicogrenzen die bepaald werden, en aangeven wanneer er schade kan optreden bij planten en dieren. Deze ecotoxicologische risicogrenzen werden voor grondwater specifiek reeds bepaald door het

RIVM, voor PFOS (RIVM, 2020) en PFOA (RIVM, 2017). Van zodra de PFOS of PFOA-concentratie in het grondwater het Ernstig Risiconiveau (ER) overschrijdt, zal er schade optreden voor planten en dieren en zou dit kunnen worden aangeduid in het rood. Wanneer de concentratie tussen het ER en het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) ligt, is sprake van kans op schade en zou dit kunnen worden aangeduid in het oranje. Wanneer de concentratie lager ligt dan het MTR, wordt schade voor planten en dieren vermeden en is de grondwaterkwaliteit goed. Dit zou kunnen gemarkeerd worden in het groen. Om deze evaluatie te kunnen maken, zouden de PFOS- en PFOA-concentraties ook gemeten moeten worden voor de case. De oefening wordt hier nog niet gemaakt, omwille van de voorzichtigheid die nog geboden moet worden bij de ecotoxicologische risicogrenzen die werden bepaald door het RIVM (lees eerder bij 4.4.3.2 en 4.4.3.4).

6.4 SOCIALE EFFECTEN

Hoewel sociale effecten zoals hinderbeleving, psychosociaal welzijn, vertrouwen in de overheid, sociaaleconomische kwetsbaarheid en leefbaarheid relevant zijn in het kader van PFAS-verontreiniging, worden deze in deze case niet verder kwantitatief doorgerekend. De voornaamste reden is het gebrek aan beschikbare en consistente data in Vlaanderen die een betrouwbare inschatting mogelijk maken. Bovendien zijn deze sociale effecten vaak sterk case-specifiek, afhankelijk van lokale context, bevolkingsamenstelling, communicatieprocessen en andere omgevingsfactoren, waardoor algemene aannames moeilijk te verantwoorden zijn. Tot slot zijn internationale methoden voor maatschappelijke waardering van deze effecten vaak nog in ontwikkeling en niet altijd toepasbaar op de Vlaamse situatie.

6.5 OVERZICHT CASE SANERING

Tabel 57 geeft een kwalitatief overzicht van de effecten per alternatief t.o.v. het nulalternatief voor de case sanering. **Deze tabel laat toe de alternatieven binnen eenzelfde effect te vergelijken. Het is echter nog niet mogelijk om de effecten per alternatief te aggregeren. Hiervoor zijn de onzekerheden en beperkingen qua data nog te groot, zelfs voor de berekende effecten. Bovendien konden nog niet alle effecten uit Tabel 27 worden gekwantificeerd. Tot slot bleken de kosten gemakkelijker te kwantificeren dan de baten, wat tot een vertekend beeld kan leiden wanneer men toch reeds effecten zou beginnen aggregeren.**

Tabel 57. Overzicht van de effecten voor de case sanering. - is een negatief effect t.o.v. alt 0, -- zeer negatief effect t.o.v. alt 0, +: positief effect t.o.v. alternatief 0, ++ zeer positief effect t.o.v. alternatief 0.

Case sanering		Alt 0	Alt 1 (RBS)	Alt 2 (BSN)	Alt 3 (risicobeheer)	Afhankelijk van... [PFAS-concentratie, drempelwaarde, perceptie]
Economisch	Kosten saneringswerken		-	--	-	PFAS-concentratie
	Drinkwaterzuivering		+	+	=	Drempelwaarde
	Vastgoedprijzen		+	+	?	Perceptie

Gezondheid	Nierkanker		++	++	+	
	Leverkanker		++	++	+	PFAS-concentratie
	Gezondheidseffecten gelinkt aan werken		-	--	=	PFAS-concentratie
Milieu	CO ₂ -emissies (transport, reinigingscentrum, grondwaterzuivering)		-	--	=	PFAS-concentratie
	Grondwaterkwaliteit		+	++	=	PFAS-concentratie/Drempelwaarde

Op basis van het overzicht in Tabel 57 en de berekende effecten voor de case sanering (6.1-6.4), kunnen volgende afwegingen gemaakt worden tussen de alternatieven, voor de berekende effecten.

Economische effecten:

- De kosten voor de saneringswerken zijn het hoogst in alternatief 2, waarin wordt gesaneerd tot BSN en dus de grootste hoeveelheid PFAS wordt verwijderd, gevolgd door alternatief 1, risicogebaseerd saneren.
- De baten gelinkt aan de gemeden kosten voor drinkwaterzuivering zijn het hoogst in alternatief 2, gevolgd door alternatief 1. De grootte van de baat hangt nauw samen met de vraag of een drempelwaarde wordt overschreden en in welke mate deze overschrijding toe te schrijven is aan lokale PFAS-vervuiling die door sanering kan worden weggenomen.
- De kans op waardeverlies van vastgoed is het grootst in de alternatieven zonder sanering (alternatieven 0 en 3), maar de uiteindelijke impact hangt sterk af van lokale prijseffecten. Bij alternatief 1 en 2 is er dus een economische baat. Belangrijke opmerking hierbij is dat nog geen studie is uitgevoerd naar de lokale effecten van PFAS verontreiniging op de waarde van residentieel vastgoed in Vlaanderen. De effecten zijn daarom gebaseerd op studies in andere landen, gelinkt aan PFAS maar ook andere verontreinigingen.

Gezondheidseffecten

- Enkel de gezondheidsbaten van vermeden sterfte door nierkanker en leverkanker, gelinkt aan PFOS-bodemconcentratie, werden berekend. De gezondheidsbaten zijn even groot in alternatieven 1 en 2; dit komt ook door de assumptie dat de saneringswerken in alternatief 1 en 2 leidden tot dezelfde maximale PFOS-bodemconcentratie in de toplaag. Ook in alternatief 3 werden gezondheidsbaten gecreëerd door de risicobeheermaatregelen, al lagen deze iets lager dan in alternatieven 1 en 2.
 - *De gezondheidsbaten die hier berekend werden, zijn een onderschatting van de werkelijke gezondheidsbaten; slechts enkele effecten werden bereken (nierkanker en leverkanker), voor slechts één PFAS-component (PFOS), en voor slechts één generatie. Deze beperkingen worden uitgebreider besproken in Hoofdstuk 8.*
- De gezondheidseffecten gelinkt aan werken worden o.a. veroorzaakt door de vorming van fijnstof, gecreëerd door het extra transport dat nodig is voor de saneringswerken. Deze gezondheidskost was het grootst in alternatief 2, gevolgd door alternatief 1. De hogere gezondheidskost van de

saneringswerken in alternatief 2 is te wijten aan het extra transport, energieverbruik en verbruik van actief kool dat nodig is. Omdat er enkel risicobeheermaatregelen worden getroffen in alternatief 3, is hier geen effect t.o.v. alternatief 0.

Milieueffecten

- Enkel de milieueffecten die het gevolg zijn van de saneringswerken konden gekwantificeerd worden. De milieukosten die gelinkt zijn aan de CO₂-emissies, afkomstig van het transport, het reinigingscentrum en de zuivering van grondwater, zijn het grootst in alternatief 2, gevolgd door alternatief 1. In alternatief 3 zijn er geen milieukosten.
- De milieubaat voor grondwaterkwaliteit kon niet gekwantificeerd worden, maar zal het meest positief zijn bij alternatief 2 (BSN).

Op basis van deze afwegingen tussen de effecten, lijken de kosten en baten het evenredigst verdeeld bij een risicogebaseerde saneringsaanpak (alternatief 1). Zoals aangehaald in de probleemanalyse wordt bij de opmaak van een bodemsaneringsproject reeds een multicriteria analyse uitgevoerd, die rekening houdt met verschillende technische en maatschappelijke criteria (Tabel 10, Hoofdstuk 3). Het nastreven van een evenwicht hierin is al ingebouwd in de huidige regelgeving en kan dus ook voor PFAS toegepast worden.

Het is opnieuw belangrijk om te benadrukken dat nog niet alle effecten in deze studie konden gekwantificeerd worden. Voor de gezondheidseffecten werden bv. enkel de gezondheidsbaten van nierkanker en leverkanker berekend. Andere gezondheidseffecten die hier mogelijk nog relevanter zijn, zoals hypertensie en een verstoord immuunsysteem, konden nog niet berekend worden in deze studie. De berekende gezondheidsbaten zijn daardoor een onderschatting van de werkelijke gezondheidsbaten die kunnen optreden door PFAS-beheer. Ook de mogelijke milieubaten (of milieukosten) voor ecosystemen door de saneringswerken en verminderde PFAS-contaminatie in de bodem konden (nog) niet berekend worden. Deze beperkingen van de MKBA worden in meer detail opgelijst in Hoofdstuk 9. In Hoofdstuk 10 worden aanbevelingen gemaakt voor toekomstig onderzoek, om deze beperkingen op te lossen.

7 CASE GRONDVERZET

7.1 ECONOMISCHE EFFECTEN

7.1.1 Kosten voor grondverzetswerken

Bij grondverzet hangen de kosten verbonden aan PFAS af van de gebruiksmogelijkheden van de PFAS houdende gronden, de afzetmogelijkheden en van eventuele kosten voor het zuiveren van PFAS-houdend bemalingswater.

De gebruiksmogelijkheden van de PFAS-houdende gronden hangen af van de PFAS-concentraties, het bestemmingstype van het ontvangend terrein en terrein van afkomst, de concentraties in eluaat en de grondbalans (hoeveelheid grond die praktisch binnen de werf kan hergebruikt worden). Zoals (vereenvoudigd) samengevat in Tabel 35 in paragraaf 5.2.2 bieden de verschillende alternatieven een heel aantal gebruiksmogelijkheden voor uitgegraven gronden binnen en buiten de kadastrale werkzone, gebonden aan bepaalde randvoorwaarden.

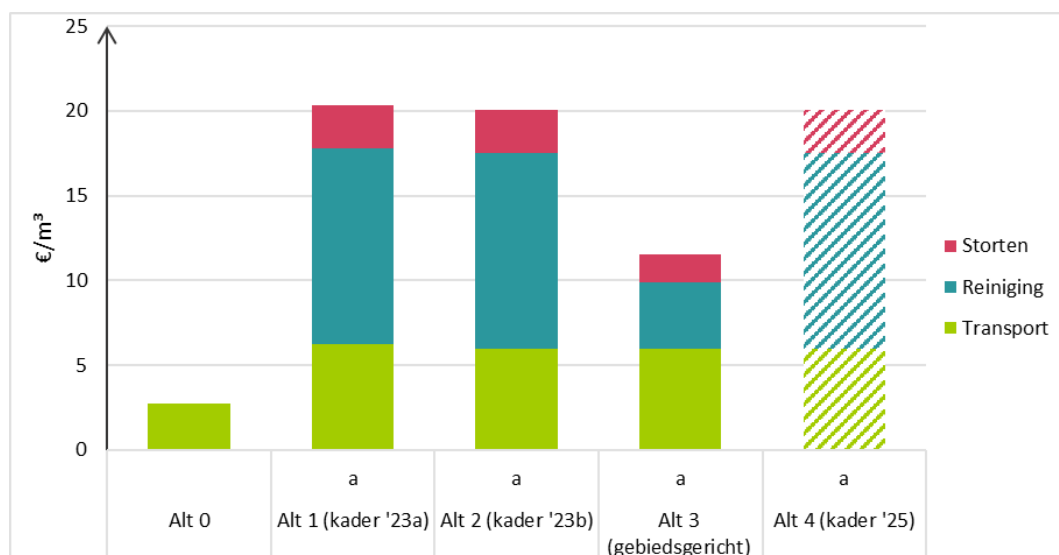
Er werd aangenomen dat PFAS gehalte in de grond verdeeld is zoals aangegeven in Tabel 35 (hoofdstuk 5). Vervolgens werd per alternatief berekend welk aandeel van de ontgraven grond in aanmerking voor komt welke gebruiksmogelijkheden. Om dit om te rekenen naar een kost werden volgende aannames gemaakt:

- Er wordt gerekend met een reinigingskost van 85 euro per ton en een stortkost van 55 euro per ton.
 - Er wordt aangenomen dat de gemiddelde afstand waarover grond moet worden getransporteerd verschilt per gebruiksmogelijkheid:
 - Vrij gebruik: 20 km
 - Vrij gebruik boven grondwater of bouwkundig bodemgebruik of vormvast product: 50 km
 - Reiniging: 40 km
 - Storten: 70 km
 - Afstand tot specifiek gebied voor (alt 3): 5 km
 - Kostprijs afvoer bouwstof: 35 euro/ton
 - Kostprijs afvoer grond vrij gebruik: 0 euro/ton
 - Kostprijs transport: 0,1 euro/ton/km
- a. Indien we aannemen dat voor alle gronden, waar op basis van de PFAS-concentraties en uitlooggedrag een gebruiksmogelijkheid voor bestaat, ook in praktijk een afzetlocatie wordt gevonden, kunnen de kosten samengevat worden zoals weergegeven in Figuur 41. Hierbij worden enkele aannames gedaan:
- Binnen elke kadastrale werkzone is er ruimte om 20% van de grond opnieuw te gebruiken.
 - Er wordt een afzet gevonden voor alle gronden die in alternatief 1 (kader '23a) buiten de KWZ enkel boven het gemiddeld grondwaterniveau mogen gebruikt worden, maar door deze extra randvoorwaarde moet de grond wel dubbel zo ver worden getransporteerd. Hierdoor is er slechts een

klein verschil tussen de kosten voor alternatief 1 (kader '23a) en 2 (kader '23b). In praktijk is het onzeker of dergelijke afzet wordt gevonden. Daarnaast brengt het onderscheid tussen gebruiksmogelijkheden boven en onder een gemiddelde grondwaterstand ook praktische moeilijkheden met zich mee: hoe bepaal je de gemiddelde grondwaterstand op een ontvangend terrein? Dit vraagt ook extra onderzoeksinspanningen en kosten die niet zijn meegenomen in de berekening.

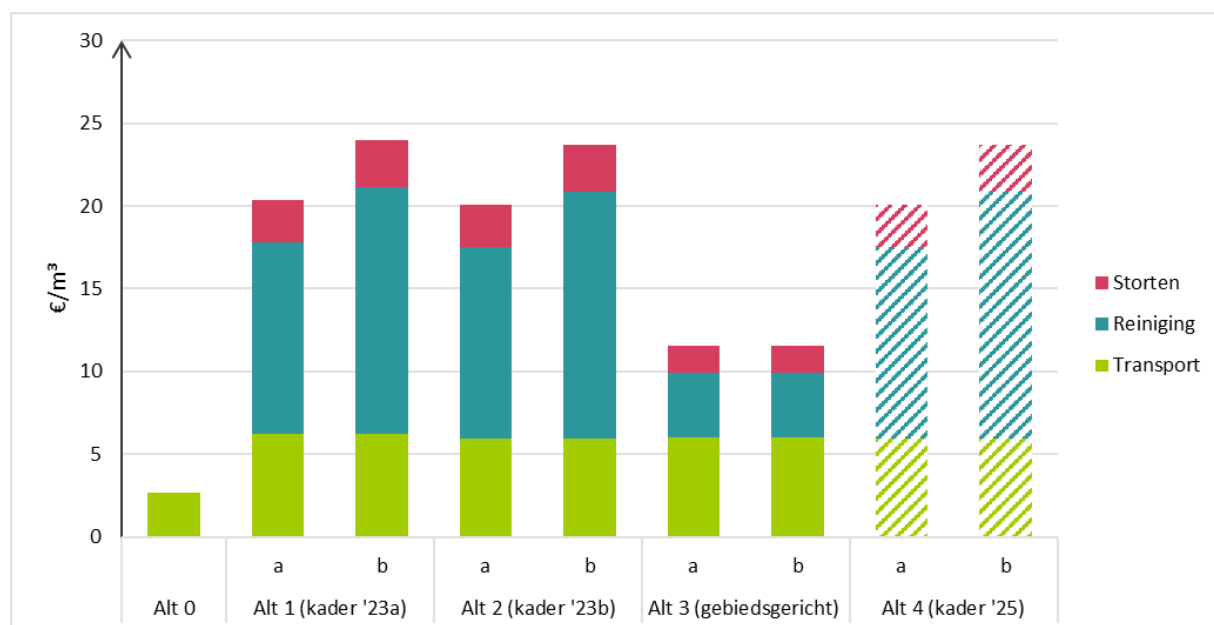
- Bij alternatief 3 (gebiedsgericht) wordt een bijkomende afzetmogelijkheid voorzien buiten de kadastrale werkzone voor grond met uitloging en boven de toetsingswaarde vrij gebruik type III-V. Dit zorgt ervoor dat er minder gronden moeten worden afgevoerd voor reiniging. Dit leidt tot de laagste kost.
- Voor deze berekeningen werden aannames gedaan omtrent de prijs voor het afvoeren van grond die vrij kan worden hergebruikt, voor het afvoeren van grond voor bouwkundig bodemgebruik etc. In praktijk zijn deze tarieven ook afhankelijk van een zekere marktwerking. De prijs voor bv. de afvoer van grond geschikt voor bouwstof zal hoger liggen als er in de omgeving op het moment van de werken weinig vraag is naar dergelijke grond. Voor vrij te hergebruiken grond kan bij een grote vraag zelfs sprake zijn van een opbrengst bij de afvoer van de gronden.
- Voor alternatief 4 (kader '25) werd nog geen specifieke kostenberekening uitgevoerd. In dit alternatief zijn er enkele bijkomende randvoorwaarden voor het gebruik van gronden met concentraties tussen de toetsingswaarde vrij gebruik type I/II en III-V. Indien we ook hier de aanname maken dat voor deze gronden een afzet mogelijkheid wordt gevonden zal de kost gelijkaardig zijn aan alternatief 2 (kader '23b). Zonder deze aanname zal door de verstrenging van de waarde vrij gebruik in bestemmingstype I/II en drinkwaterwingebied de kost mogelijk hoger liggen in dan in alt 1 (kader '23a) en 2 (kader '23b), gezien in deze gebieden minder gronden kunnen worden gebruikt.

Figuur 41. Kost per m³ grondverzet - indien gebruik kan gemaakt worden van alle gebruiksmogelijkheden. a: voldoende afzetmogelijkheden. b: geen grondvraag binnen KWZ. Alt 4 (kader '25) kwalitatieve inschatting.



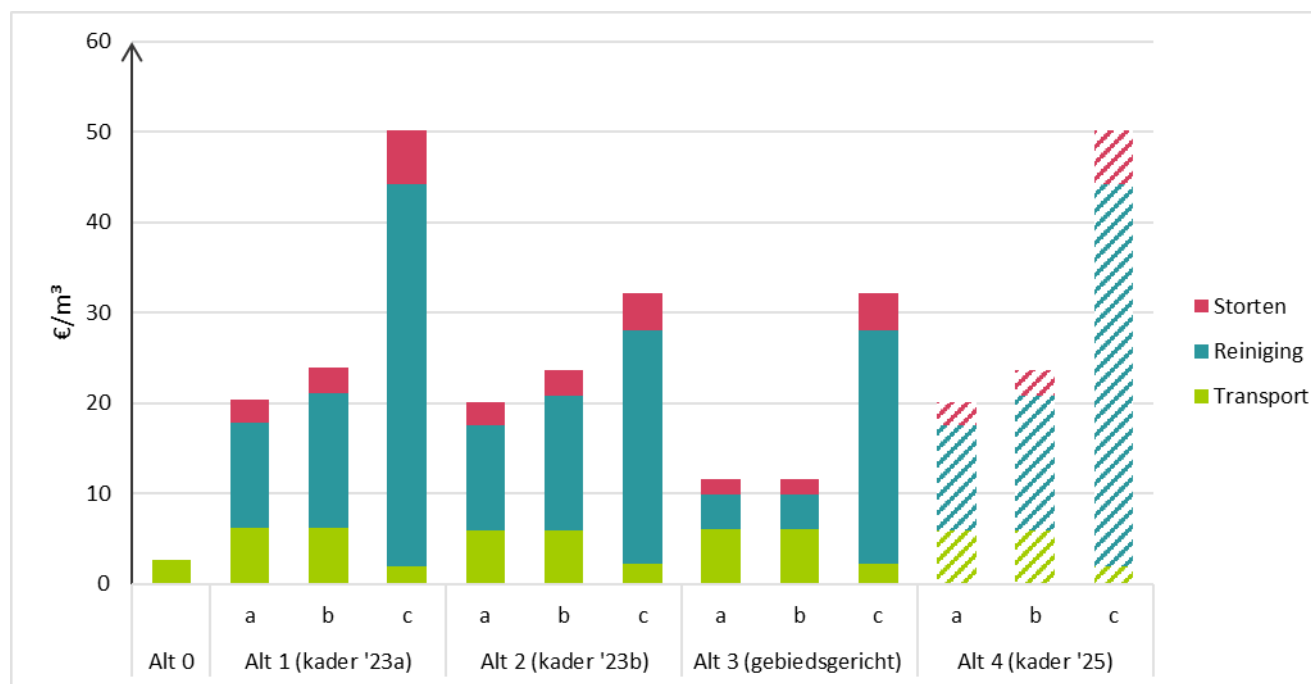
- b. Niet bij elke werf zal er binnen de kadastrale werkzones de mogelijkheid zijn om grond opnieuw te gebruiken. Afhankelijk van het type project kan de uitgegraven ruimte bijvoorbeeld volledig worden ingenomen door constructies. In dit geval vallen de gebruiksmogelijkheden voor grond binnen de KWZ opgenomen in Tabel 35 in paragraaf 5.2.2 weg. Dit betekent dat bij alternatief 1 (kader '23a), 2 (kader '23b) en 4 (kader '25) gronden die uitlogen met PFAS-concentraties > de toetsingswaarde vrij gebruik type III-V dienen te worden afgevoerd voor reiniging, gezien er geen andere gebruiksmogelijkheden meer zijn. Dit resulteert in een stijging van de kosten (Figuur 42).

Figuur 42. Verschuiving kost per m³ grondverzet - indien er geen grondvraag is binnen de kadastrale werkzone. a: voldoende afzetmogelijkheden, b: geen grondvraag binnen KWZ. Alt 4 (kader '25): kwalitatieve inschatting.



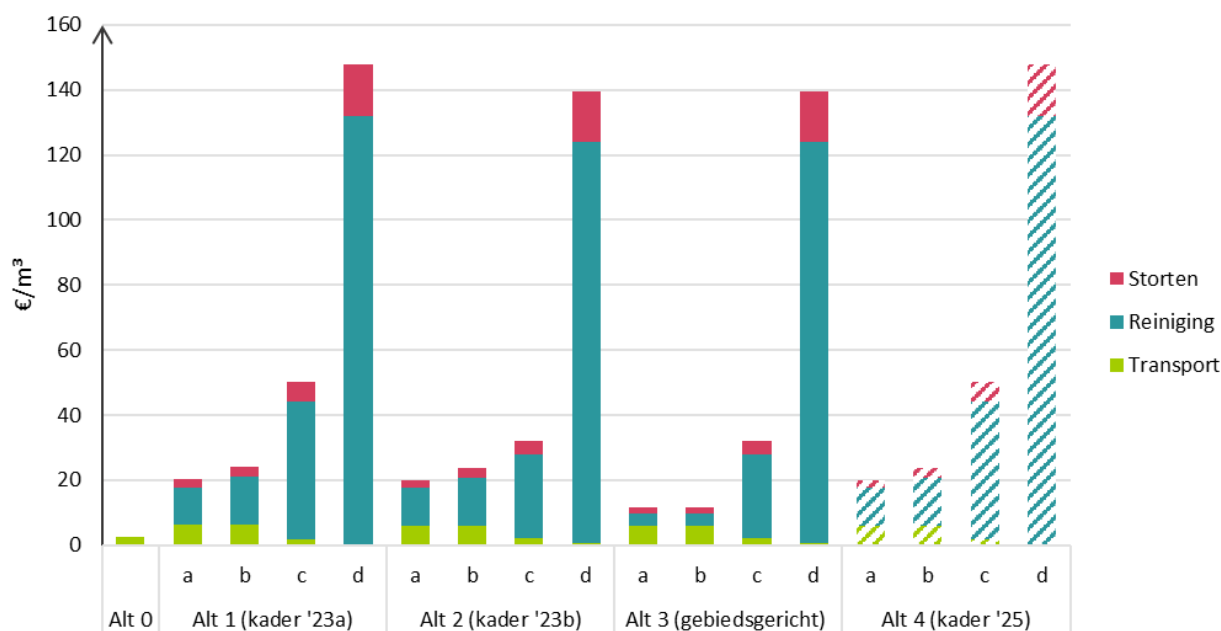
- c. Stel dat er in praktijk geen grondvraag is binnen de KWZ en in praktijk er ook geen afzet als bouwkundig bodemgebruik of vormvast product wordt gevonden, geen locatie waar gronden enkel boven de gemiddelde grondwatertafel kunnen worden hergebruikt en geen locatie binnen de werf of gebied om de grond te gebruiken. Dan vallen de overgebleven gebruiksmogelijkheden eveneens weg en dienen deze gronden te worden gereinigd. Bij alternatief 4 zal er een kleiner aandeel grond in aanmerking komen voor vrij gebruik (gronden waar de concentraties tussen WVG type I-II en type III-V liggen) (Figuur 43).

Figuur 43. Verschuiving kost per m³ grondverzet - indien er geen grondvraag is binnen de kadastrale werkzone en er geen afzet als bouwkundig bodemgebruik of boven de grondwatertafel wordt gevonden. a: voldoende afzetmogelijkheden, b: geen grondvraag binnen KWZ, c: geen grondvraag binnen KWZ, geen afzet als BBG, geen afzet boven grondwatertafel, geen afzet binnen gebied. Alt 4 (kader '25): kwalitatieve inschatting.



- d. Uit de steekproef van technische verslagen (paragraaf 3.3.1.2) blijkt dat er ook sites zijn waar een veel groter aandeel van de gronden PFAS gehalten heeft boven de toetsingswaarde vrij gebruik type III-V; voor deze sites zal de kost per m³ hoger liggen (Figuur 44), gezien meer gronden moeten worden gereinigd.

Figuur 44. Verschuiving kost per m³ grondverzet – indien op een site een groot aandeel van gronden concentraties PFAS hoger dan de toetsingswaarde vrij gebruik type III-V bevat. a: voldoende afzetmogelijkheden, b: geen grondvraag binnen KWZ, c: geen grondvraag binnen KWZ, geen afzet als BBG, geen afzet boven grondwatertafel, geen afzet binnen gebied, d: hoger aandeel gronden > WVG type III-V en geen grondvraag binnen KWZ, geen afzet als BBG, boven grondwatertafel, of binnen gebied. Alt 4 (kader '25): kwalitatieve inschatting.



Tabel 58. Overzicht economische meerkosten grondverzet omwille van PFAS – ifv de afzetmogelijkheden in euro/m³.

Case grondverzet					
	Alt 0 (kader '22)	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)	Alt 4 (kader '25) - kwalitatief
a. Afzet gevonden voor alle mogelijkheden (€/m ³ grond ontgraven)	0	18	17	9	Gelijkaardig aan alt 1- 2
b. Geen afzet binnen KWZ (€/m ³ grond ontgraven)	0	21	21	9	Gelijkaardig aan alt 1-2
c. Geen afzet buiten de KWZ (€/m ³ grond ontgraven)	0	48	30	30	Gelijkaardig aan alt 1
d. Werf met een groot aandeel van gronden > toetsingswaarde vrij gebruik type III-V (€/m ³ grond ontgraven)	0	145	137	137	Gelijkaardig aan Alt 1

Tabel 59 toont de resulterende kosten als we uitgaan van een jaarlijks grondverzet in Vlaanderen van 11 miljoen m³ per jaar. Indien afzetmogelijkheden worden gevonden voor alle gronden die kunnen gebruik worden (rij a) ligt de kostprijs van de alternatieven tussen 100 en 200 miljoen euro. Hiermee zou (zie ook paragraaf 7.3.2) naar schatting 69 tot 77 kg PFAS worden verwijderd uit de bodem doordat gronden die niet in aanmerking komen voor gebruik worden gereinigd of gestort. Met hetzelfde bedrag zouden 40-80 verontreinigingen gelijkaardig aan de case sanering (grote variant) risicogebaseerd kunnen worden gesaneerd met een vuilvrachtverwijdering van ca. 270-540 kg PFAS (3.5-6.5 x meer).

Tabel 59. Schatting economische meerkosten grondverzet in Vlaanderen omwille van PFAS – ifv de afzetmogelijkheden - in euro/jaar.

Case grondverzet					
	Alt 0 (kader '22)	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)	Alt 4 (kader '25) - kwalitatief
a. Afzet gevonden voor alle mogelijkheden (€/jaar)	- €	198.000.000 €	187.000.000 €	99.000.000 €	187.000.000 €
b. Geen afzet binnen KWZ (€/jaar)	- €	231.000.000 €	231.000.000 €	99.000.000 €	231.000.000 €
c. Geen afzet buiten de KWZ (€/jaar)	- €	528.000.000 €	330.000.000 €	330.000.000 €	528.000.000 €

Samengevat kan gesteld worden dat de kost voor grondverzet met PFAS houdende gronden sterk afhankelijk is van de afzetmogelijkheden en of deze in praktijk kunnen worden gevonden. Dit geldt voor alle verontreinigende stoffen maar komt bij PFAS sterker tot uiting omdat voor deze stofgroep de randvoorwaarden voor hergebruik moeilijk te halen zijn door de lage toetsingswaarden en gezien PFAS gemakkelijk uitloggen. Doordat in alternatief 4 (kader '25) strengere voorwaarden worden opgelegd voor bestemmingstype I/II en drinkwaterwingebieden kan het bij dit alternatief nog moeilijker worden om een geschikte afzet te vinden voor gronden en anderzijds om, wanneer er een grondvraag is binnen deze landgebruiken, geschikte grond te vinden om hieraan te voldoen.

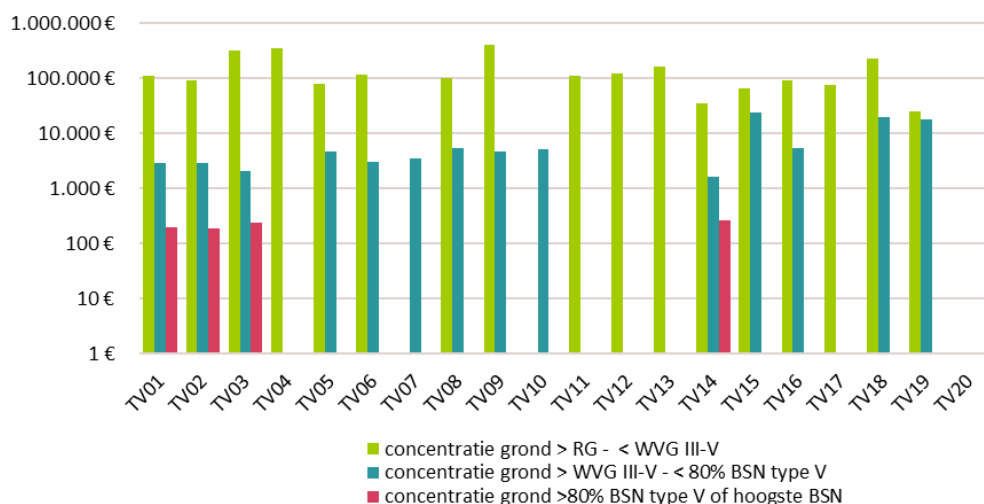
Ook de perceptie speelt een rol bij het vinden van een afzetmogelijkheid. Potentiële afnemers van gronden kunnen door de verhoogde aandacht voor PFAS de afgelopen jaren mogelijk weigerachtig staan t.o.v het aanvaarden van PFAS houdende gronden ook al voldoet deze aan de randvoorwaarden opgelegd in het richtinggevend kader. In het geval van groeves leeft er ook een bezorgdheid om bij het uitvoeren van een OBO bij einde van de exploitatie met een grondwaterverontreiniging en bijhorende saneringsplicht geconfronteerd te worden – wat gezien de toetsingswaarden voor grondwater een reëel risico is.

Om de kosten van alternatieven nauwkeuriger te kunnen inschatten dienen er meer cijfers verzameld te worden over het type locaties waar er binnen Vlaanderen een grondvraag is.

In het slechtste geval kan een gebrek aan afzetlocaties of nuttige toepassingsmogelijkheden leiden tot de noodzaak van het afvoeren van gronden met beperkte concentraties aan PFAS naar een reinigingscentrum. Uit de steekproef van technische verslagen kon worden geschat dat de kost voor het afvoeren voor reiniging van

gronden met PFAS onder de toetsingswaarde vrij gebruik type III-V resulteert in een kost van ca. 100.000 euro per gram verwijderde PFAS (Figuur 45). Voor gronden > toetsingswaarde vrij gebruikt maar onder 80% van de toetsingswaarde BSN type V voor PFOS bedraagt de kost ca. 1000 euro per gram verwijderde PFAS. Voor hogere concentraties ligt de kost rond de 100 euro per gram verwijderde PFAS. Indien gestreefd wordt naar kostenefficiëntie dient de reiniging van gronden met concentraties < de toetsingswaarde vrij gebruik dus vermeden te worden. In zowel het richtinggevend kader dd. 2023 (alt 1) als dd. 2025 (alt 4) worden er randvoorwaarden opgelegd voor het gebruik van een deel van de gronden met dergelijke lage concentraties.

Figuur 45. Schatting van de kost per gram verwijderde PFAS in een steekproef van technische verslagen, indien de gronden worden afgevoerd voor reiniging.



7.1.2 Kosten drinkwaterzuivering

Bij de case grondverzet hanteren we in essentie dezelfde redenering als bij de case sanering (Hoofdstuk 6).

- Indien er géén onderzoek naar PFAS in het grondverzet plaatsvindt (zoals in alternatief 0), bestaat de kans dat verontreinigde gronden worden gebruikt op locaties waar grondwaterwinning plaatsvindt, met als gevolg een verhoogd risico op verontreinigd drinkwater.
- Indien binnen drinkwaterwingebieden graafwerken plaatsvinden waarbij binnen de te ontgraven zone de met PFAS verontreinigde gronden met de hoogste concentraties worden verwijderd (alternatief 1-4), verdwijnt het risico dat vanuit het ontgraven deel van de bodemverontreiniging een impact op het drinkwater optreedt.

Deze kans op een effect wordt bij een scenario met grondverzet wel kleiner ingeschat dan bij sanering.

7.1.3 Waarde vastgoed

Voor grondverzet kan een vergelijkbare redenering worden gehanteerd als bij de bodemsanering (Hoofdstuk 6). Ook hier kan een mogelijke impact op de vastgoedwaarde optreden, maar de kans dat er daadwerkelijk een significante waardevermindering optreedt, wordt als kleiner ingeschat. Daarom schatten we voor de case grondverzet in dat er geen effect zal zijn op de vastgoedwaarde. Belangrijk om hierbij te vermelden is dat, net als bij de saneringswerken, ook hier perceptie van bewoners en de bredere publieke opinie een cruciale rol speelt.

7.2 GEZONDHEIDSEFFECTEN

7.2.1 Gezondheidseffecten gelinkt aan de PFAS-contaminatie in de bodem

De methode voor het berekenen van gezondheidseffecten door PFAS-contaminatie in de bodem werd toegepast op de case sanering (zie 6.2.1). Voor deze case is het betrokken gebied duidelijk afgebakend, waardoor aannames mogelijk zijn over het aantal inwoners dat aan deze effecten kan worden blootgesteld.

Bij de case grondverzet is zo'n afbakening veel moeilijker. Daarom worden de gezondheidseffecten in dit scenario niet kwantitatief berekend, maar enkel kwalitatief besproken.

Indien wordt aangenomen dat in het nulalternatief PFAS-verontreinigde grond terechtkomt in een woonzone en de PFOS-bodemconcentratie hierdoor stijgt tot 4,9 µg/kg ds, kan dit leiden tot extra gezondheidskosten. Door dezelfde stappen te volgen als beschreven in paragraaf 6.2.1, kan deze kost worden berekend:

1. De PFOS-bodemconcentratie wordt omgezet naar een PFOS-serumconcentratie, en er wordt berekend hoeveel mensen geïmpacteerd zouden worden door de verhoogde PFOS-contaminatie in de bodem
2. Het verband tussen de PFOS-serumconcentratie en het gezondheidseffect (extra sterfte door bv. nierkanker of leverkanker) moet gekend zijn
3. Het gezondheidseffect kan dan vertaald worden in een maatschappelijke kost.

Alle andere alternatieven staan niet toe dat gronden met meer dan 80% van de toetsingswaarde BSN worden gebruikt als bodem. In deze alternatieven wordt dus een gezondheidsbaat, t.o.v. het nulalternatief, verwacht. Dezelfde gezondheidsbaat wordt verwacht in alternatieven 1 t.e.m. 4.

7.2.2 Gezondheidseffecten gelinkt aan de grondverzetswerken

Zoals beschreven in 4.4.2.3 zijn er verschillende gezondheidseffecten die gelinkt zijn aan de grondverzetswerken. Bij de uitwerking van de cases wordt nu enkel het gezondheidseffect door de ozonvorming en de vorming van fijnstof, afkomstig van het extra transport dat nodig is om gronden met PFAS te reinigen en te storten, berekend. Dit gezondheidseffect wordt gemodelleerd via een levenscyclusanalyse, met behulp van de SimaPro software (Ecoinvent database (3.10)).

De te volgen berekeningsstappen voor de gezondheidseffecten van de saneringswerken werden beschreven in Tabel 47. Deze stappen zijn gelijkaardig voor de gezondheidseffecten van de grondverzetswerken.

Bij de case sanering werd opgemerkt dat de gezondheidskost van de saneringswerken, m.b.t. ozonvorming, sterk afhankelijk was van de gevolgde methode (Tabel 48). De berekeningen voor de gezondheidskost m.b.t. de vorming van fijnstof leken robuuster (Tabel 49). Vandaar dat in deze paragraaf nog enkel de resultaten voor de gezondheidskosten van de vorming van fijnstof, door het extra transport dat gepaard gaat met de grondverzetswerken wordt getoond.

De gezondheidskosten door de vorming van fijnstof bij het transport voor de grondverzetswerken worden samengevat in Tabel 60, voor de verschillende alternatieven. De kosten worden uitgedrukt t.o.v. alternatief 0. Deze berekende kosten zijn opnieuw afhankelijk van de assumpties over de maatschappelijke kost van 1 kg PM_{2.5}-eq en de kost per DALY.

Het effect is moeilijk in te schatten voor alternatief 4 (kader '25). Enerzijds wordt in dit alternatief geen onderscheid meer gemaakt tussen het gebruiken van grond boven en onder de grondwatertafel, wat aansluit bij alt 2 (kader '23b). Anderzijds zijn er strengere toetsingswaarden vrijgebruik opgenomen in dit alternatief voor gronden gebruikt in bestemmingstypes I en II. Dit kan zorgen voor meer transport gezien in deze gebieden mogelijk meer gronden moeten worden aan- en afgevoerd, en dus tot een groter gezondheidseffect dan alternatief 2.

Tabel 60. Het gezondheidseffect door de vorming van fijn stof, gelinkt aan het transport voor de grondverzetswerken. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).

	Alt 0	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)
Aantal tonkilometers	357.675	434.469	405.909	368.007,50
Gezondheidseffect door de vorming van fijn stof gelinkt aan transport (kg PM _{2.5} -eq)	65,17	79,16	73,96	67,05
Maatschappelijke kost (via PM _{2.5}) ^a t.o.v. alternatief 0 (€)	0	- 561,08	- 352,41	- 75,49
Gezondheidseffect door de vorming van fijnstof gelinkt aan transport (DALYs)	0,0411	0,0500	0,0467	0,0423
Maatschappelijke kost (via DALY) ^b t.o.v. alternatief 0 (€)	0	- 353,25	- 221,88	- 47,53

^a Uitgaande van een waarde van 40.1 €/kg PM_{2.5}-eq

^b Uitgaande van een waarde van 40.000 €/DALY (Opasnet, 2011)

7.3 MILIEUEFFECTEN

7.3.1 CO₂-emissies van het transport

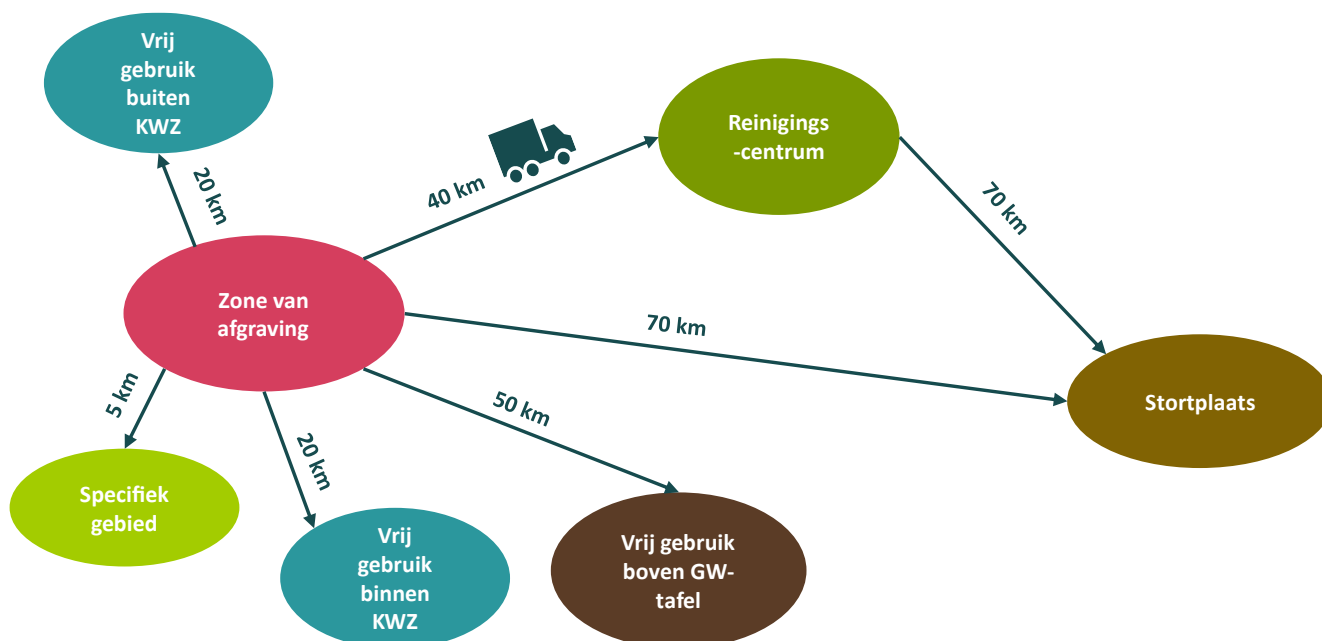
In de case grondverzet kunnen de gronden hergebruikt worden in specifieke gebieden, moeten de gronden vervoerd worden naar een reinigingscentrum om gesaneerd te worden, of rechtstreeks vervoerd worden naar de stortplaats. De afstanden en transportbewegingen worden visueel weergegeven in Figuur 46.

De volumes van de gronden en de hergebruiksmogelijkheden worden samengevat in Tabel 61, per alternatief. Meer details over de gebruiksmogelijkheden van de gronden voor de verschillende beleidsalternatieven is terug te vinden in Tabel 35.

Om de CO₂-emissies en de bijhorende maatschappelijke kost te kunnen berekenen die veroorzaakt worden door deze transportbewegingen, moeten volgende stappen gevolgd worden:

- Berekenen van het aantal tonkilometers
- Berekenen van het *Global Warming Potential*, uitgedrukt in CO₂-eq emissies
- Maatschappelijke kost van CO₂-emissies berekenen via Social Cost of Carbon

Figuur 46. De aannames over de afstanden en transportbewegingen van de gronden vanaf de zone van ontgraving in de case grondverzet.



Tabel 61. Overzicht van de volumes gronden en de hergebruikmogelijkheden, per alternatief.

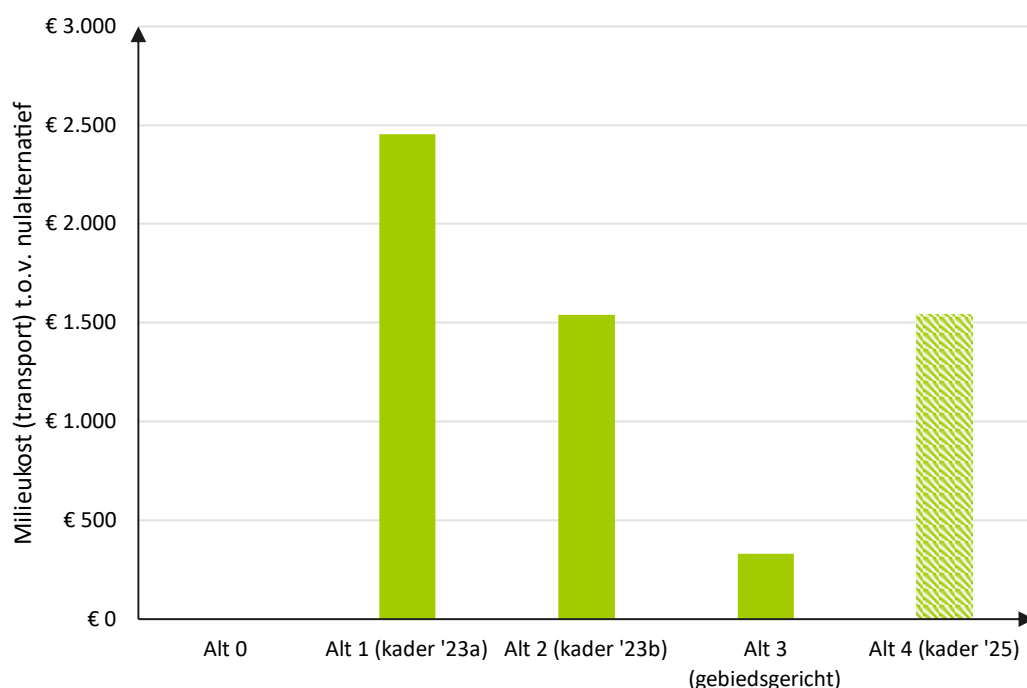
Volumes (m³)	Alt 0	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)
Vrij hergebruik binnen KWZ	2.000	2.000	2.000	2.000
Vrij hergebruik buiten KWZ	8.000	5.760	6.600	6.600
Vrij hergebruiken boven GW-tafel	0	840	0	0
Vrij hergebruik bouwkundig	0	560	560	560
Hergebruik in specifiek gebied	0	0	0	490
Te reinigen	0	740	740	250
Te storten	0	100	100	100
Totaal	10.000	10.000	10.000	10.000

Deze stappen werden reeds één voor één overlopen bij de case sanering (6.3.1). De gedetailleerde berekeningen van de CO₂-emissies voor het transport kunnen daar geraadpleegd worden. Hier worden enkel de resultaten voor de case grondverzet overlopen. Figuur 47 toont de milieukost gelinkt aan de CO₂-emissies die veroorzaakt worden door het bijkomende transport in de case grondverzet, t.o.v. alternatief 0. Het is hierbij belangrijk op te merken dat er ook reeds transport van gronden gebeurt in alternatief 0. De milieukost in Figuur 49 geeft dus weer welke extra milieukost verwacht wordt in de alternatieven 1 t.e.m. 3, t.o.v. alternatief 0. Alternatief 4 is niet weergegeven op deze figuur, omdat deze voorlopig enkel kwalitatief kan besproken worden.

Figuur 47 toont de milieukost t.o.v. alternatief 0, voor de totale hoeveelheid grond die wordt vervoerd. Deze milieukost kan ook relatief worden weergegeven, bijvoorbeeld per hoeveelheid grond die gereinigd en gestort wordt. Tabel 62 geeft weer hoe de kost verandert bij zo'n relatieve berekening. De absolute milieukost is het hoogst in alternatief 1 (kader '23a). Wanneer we de kost uitdrukken per m³ gereinigde en gestorte grond, blijken alternatieven 1 en 2 dezelfde milieukost te hebben.

Alternatief 4 (kader '25) sluit enerzijds aan bij alternatief 2 (kader '23b) gezien de voorwaarden voor het hergebruik van gronden geen onderscheid meer maken tussen gebruik boven en onder het grondwatervniveau. Anderzijds worden er strengere waarden vrij gebruik gehanteerd in bestemmingstypes I en II en drinkwaterwingebied; waardoor hier minder gronden kunnen worden gebruikt en deze mogelijk verder moeten worden getransporteerd. Om hier een kwantitatieve inschatting van te kunnen maken zijn er echter meer gegevens nodig over hoeveel gronden typisch in deze bestemmingen worden gebruikt in Vlaanderen. Daarom wordt alternatief 4 op Figuur 47 (gearceerd) weergegeven op hetzelfde niveau als alternatief 2, maar dit geeft dus enkel een kwalitatieve inschatting weer.

Figuur 47. Milieukost verbonden aan de CO₂-emissies van het transport, in de case grondverzet.



Tabel 62. Milieukost van het transport van de gronden in de alternatieven bij case grondverzet, in absolute en relatieve termen. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat (t.o.v. alternatief 0).

	Alt 0	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsggericht)
Milieukost t.o.v. alternatief 0 (€)		- 2.453,35	- 1540,94	- 330,09
Kost per m³ ontgraven grond (€/m³)	- 1,14	- 1,39	- 1,30	- 1,18
Kost per m³ ontgraven grond (€/m³) t.o.v. alternatief 0		- 0,25	- 0,15	- 0,03

7.3.2 CO₂-emissies van het reinigingscentrum

Wanneer de gronden aangekomen zijn in het reinigingscentrum, worden deze gesaneerd. De verwerking van de gronden vraagt ook energie, gebruik van land en andere materialen. Dit gaat gepaard met een milieu-impact en een bijhorende kost voor de maatschappij. Arcadis voerde reeds een levenscyclusanalyse uit voor het zuiveren van gronden (Dalla Vechia, et al., 2023). De resultaten uit deze studie worden gebruikt om de *Global Warming Potential* van het reinigen van de gronden in de verschillende alternatieven te berekenen.

Uit de resultaten blijkt dat het *Global Warming Potential* per ton vervuilde grond die gereinigd wordt, gelijk is aan 4,43 kg CO₂-eq (Dalla Vecchia, et al., 2023). De hoeveelheden te reinigen grond werden reeds berekend in 7.3.1. Gecombineerd met de SCC van 160 euro per ton CO₂-eq, kan de milieukost van het reinigingscentrum in de alternatieven berekend worden. Tabel 63 vat de milieukost van de werking van het reinigingscentrum in de case grondverzet samen.

Tabel 63. Berekeningen voor de milieukost van het reinigingscentrum, voor de alternatieven in de case grondverzet.

	Alt 0	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)	Alt 4 (kader '25)
Massa te reinigen grond (ton)	350	1.258	1.258	425	Idem alt 1 en 2
Global Warming Potential (kg CO₂-eq)	1.550,5	5.572,94	5.572,94	1.882,75	Idem alt 1 en 2
Milieukost t.o.v. alternatief 0 (€)	-	643,59	643,59	53,16	Idem alt 1 en 2

Net zoals eerder vermeld bij 6.3.2, is de berekende kost hier – naast de assumptie over de SCC – ook sterk afhankelijk van het *Global Warming Potential* per ton grond die gereinigd wordt. Deze waarde zal ook afhankelijk zijn van de gekozen reinigingstechniek in het centrum. In het rapport van Arcadis wordt ook een andere studie vermeld, die een milieu-impact rapporteert van 96,62 kg CO₂-eq per ton vervuilde grond die gereinigd wordt. Dit zou uiteraard de berekende milieukost voor de case grondverzet sterk wijzigen.

7.3.3 CO₂-emissies voor zuivering water

Voor de case sanering werden ook de CO₂-emissies voor de zuivering van het grondwater berekend. In de case grondverzet zou het gaan om het zuiveren van bemalingswater. Dit valt buiten de scope van deze studie. In hoofdstuk 8 wordt nog kort verwezen naar deze beperking van de studie, en er wordt een indicatieve berekening van de economische en milieukosten van het zuiveren van bemalingswater meegegeven.

7.3.4 Grondwaterkwaliteit

Indien de gebruiksmogelijkheden van PFAS-houdende grond maximaal worden ingezet zal een deel van de vuilvracht in de ontgraven grond opnieuw in de bodem terechtkomen. Dit is de maximale hoeveelheid PFAS die na het grondverzet nog in het grondwater kan terechtkomen.

- Op basis van de concentraties in de steekproef en in de data van Grondbank, wordt ingeschat dat 1 m³ grond, die de aangenomen verdeling volgt, ca. 9 mg PFAS bevat – bij het nulalternatief wordt (indien geen andere verontreinigende parameters aanwezig zijn) alle grond opnieuw gebruikt en blijft deze hoeveelheid aanwezig in de bodem.
- Bij alternatief 1 (kader '23a) en 2 (kader '23b) worden de gronden met concentraties > de toetsingswaarde vrij gebruik type III-V, die uitlogen en waarvoor geen ruimte is binnen de KWZ, afgevoerd voor reiniging of storten. Hierdoor zal slechts ca. 20% van de vuilvracht achterblijven in de bodem.
- Bij alternatief 3 (gebiedsgericht) zal een deel van deze grond kunnen gebruikt worden in een zone buiten de KWZ, hierdoor kan meer grond opnieuw gebruikt worden en blijft meer PFAS in de bodem aanwezig.
- Alternatief 4 (kader '25) wordt gelijkaardig ingeschat aan alternatief 1 en 2.

Voor alternatief 1 tem 4 zal het grondverzet altijd zorgen voor een vermindering van de hoeveelheid PFAS in de bodem in vergelijking met wanneer er geen graafwerken zouden worden uitgevoerd. Gronden met de hoogste concentratie aan PFAS worden immers steeds afgevoerd voor reinigen of storten in al deze alternatieven. Als we de grondwaterkwaliteit beoordelen op basis van hoeveel PFAS achterblijft in de grond en dus potentieel in het grondwater kan terechtkomen is het effect van grondverzet op de grondwaterkwaliteit is bij alternatief 1 tem 4 positief in vergelijking met nulalternatief. Het effect op globale grondwaterkwaliteit in Vlaanderen als geheel is echter moeilijk te extrapoleren.

Tabel 64. Schatting van de hoeveelheid PFAS die na grondverzet achterblijft in de bodem.

	Alt 0	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)	Alt 4 (kader '25)
PFAS in hergebruikte grond/m ³ ontgraven grond	9 mg/m ³ (100%)	2 mg/m ³ (22%)	2 mg/m ³ (22%)	2,7 mg/m ³ (30%)	Gelijkaardig aan alt 1 en 2

Bij gebruik van de gronden buiten de kadastrale werkzone zal een deel van deze vuilvracht op een andere locatie terechtkomen. De vraag kan gesteld worden of hergebruik van gronden met concentraties die slechts beperkt de WVG type III-V overschrijden een meetbaar effect zullen hebben op de grondwaterkwaliteit. Een aftoetsing van dit risico zou als voorwaarde kunnen verwerkt worden bij het uitvoeren van een studie ontvangende grond voor het gebruik van de gronden buiten de KWZ. Merk op dat dit volgens het richtinggevend kader van juli 2025, niet mogelijk is, eluaatconcentraties van gronden moeten voldoen aan de drinkwaternormen, ook wanneer een studie ontvangende grond is opgemaakt.

De vuilvrachten per m³ grondverzet liggen aanzienlijk lager (verschillende grootteordes) dan de gemiddelde vuilvracht die bij sanering per m³ verontreinigde zone zal achterblijven. Indien als doel gesteld wordt om de hoeveelheid PFAS die in het grondwater kan terecht komen te minimaliseren zal het efficiënter zijn om te focussen op zones met hoge grond- en grondwaterconcentraties

7.4 SOCIALE EFFECTEN

Ook bij grondverzet in het kader van PFAS-verontreiniging spelen sociale effecten zoals hinderbeleving, psychosociaal welzijn, vertrouwen in de overheid, sociaaleconomische kwetsbaarheid en leefbaarheid een rol. Om dezelfde redenen als bij de case sanering – met name het gebrek aan consistente en bruikbare data in Vlaanderen, de sterke case-specifieke contextafhankelijkheid en het ontbreken van breed toepasbare waarderingsmethoden – worden deze effecten hier niet kwantitatief doorgerekend.

7.5 OVERZICHT CASE GRONDVERZET

Tabel 65 geeft een kwalitatief overzicht van de effecten per alternatief ten opzichte van het nulalternatief voor de case grondverzet.

Deze tabel laat toe de alternatieven binnen eenzelfde effect te vergelijken. Het is echter nog niet mogelijk om de effecten per alternatief te aggregeren. Hiervoor zijn de onzekerheden en beperkingen qua data nog te groot, zelfs voor de berekende effecten. Bovendien konden nog niet alle effecten uit Tabel 27 worden gekwantificeerd. Tot slot bleken de kosten gemakkelijker te kwantificeren dan de baten, wat tot een vertekend beeld kan leiden wanneer men toch reeds effecten zou beginnen aggregeren.

Voor alle alternatieven geldt dat grondverzet een positief effect heeft op de hoeveelheid PFAS in de bodem. De grondwerken leiden in elk scenario tot een (soms beperkte) afname van de PFAS-verontreiniging, zowel in vergelijking met het nulalternatief als met een situatie waarin geen graafwerken plaatsvinden. Dit komt doordat de grond met de relatief hoogste concentraties in alle alternatieven wordt afgevoerd voor reiniging of storten.

Op basis van het overzicht in Tabel 57 en de berekende effecten voor de case grondverzet (7.1-7.4), kunnen volgende afwegingen gemaakt worden tussen de alternatieven, voor de berekende effecten.

Economische effecten:

- De economische kosten voor de grondverzetswerken worden voornamelijk bepaald door de gebruiksmogelijkheden van de grond. Hoewel de alternatieven verschillende gebruiksmogelijkheden voorzien voor het gebruik van PFAS houdende gronden, betekent dit niet dat deze in praktijk ook worden gevonden. Bijvoorbeeld voor PFAS-houdende gronden met eluaatconcentraties boven de toetsingswaarde BSN voor grondwater zijn er weinig gebruiksmogelijkheden buiten de KWZ. Indien voor dergelijk type gronden gebruiksmogelijkheden zouden gecreëerd worden, onder voorwaarden om bijkomende blootstelling en uitloging te vermijden, kan dit kosten beperken en baten behouden. De economische kosten van de grondverzetswerken liggen daarom lager in alternatief 3 (gebiedsgericht), dan in alternatieven 1 en 2.
- De economische baten van de gemeden drinkwaterzuiveringskosten zijn in alle alternatieven gelijk, aangezien in elk scenario het risico dat vanuit de bodemverontreiniging een impact op het drinkwater optreedt, volledig wordt weggenomen. De omvang van deze baten blijft wel sterk afhankelijk van de vraag of de drempelwaarden al dan niet worden overschreden.
- We verwachten geen impact op de vastgoedwaarde. Belangrijke opmerking hierbij is dat nog geen studie is uitgevoerd naar de lokale effecten van PFAS verontreiniging en grondverzet op de waarde van residentieel vastgoed in Vlaanderen.

Gezondheidseffecten:

- De gezondheidseffecten gelinkt aan de PFAS-contaminatie in de bodem konden niet gekwantificeerd worden voor de case grondverzet. We gaan er van uit dat er in alternatieven 1 t.e.m. 4, waar de BSN gerespecteerd wordt, geen bijkomend gezondheidseffect optreedt. In alternatief 0, waar geen onderzoek naar PFAS gebeurt, treedt wel een gezondheidseffect op. Daardoor verwachten we dus gezondheidsbaten in alternatieven 1 t.e.m. 4. De grootte van deze baten kon nog niet becijferd worden.

- De gezondheidseffecten veroorzaakt door de grondverzetswerken werden wel berekend. Deze gezondheidskost t.o.v. alternatief 0 ligt het hoogst in alternatief 1 (kader '23a), gevolgd door alternatief 2 (kader '23b) en alternatief 3 (gebiedsgericht). Deze gezondheidskost lijkt eerder beperkt te zijn.

Milieueffecten

- De milieukost van de grondverzetswerken ligt het laagst in alternatief 3 (gebiedsgericht), en is ongeveer gelijk voor alternatieven 1 (kader '23a) en 2 (kader '23b).

Om de effecten nauwkeuriger te kunnen berekenen dient er meer inzicht verkregen te worden over de grondafzet: hoeveel grond wordt er jaarlijks afgezet in welke bestemmingstype en voor welke toepassingen. Doordat in alternatief 4 (kader '25) strengere voorwaarden worden opgelegd voor bestemmingstype I/II en drinkwaterwingebieden kan het bij dit alternatief nog moeilijker worden om een geschikte afzet te vinden voor gronden en anderzijds om, wanneer er een grondvraag is binnen deze landgebruiken, geschikte grond te vinden om hieraan te voldoen. Daarnaast stelt zich de vraag of het in praktijk, rekening houdend met meetfouten en variabiliteit in de bodem, mogelijk zal zijn partijen grond met concentraties rond de toetsingswaarde vrij gebruik voor bestemmingstype I, II en drinkwaterwingebieden te onderscheiden van partijen met concentraties die voldoen aan de toetsingswaarde vrij gebruik voor bestemmingstype III tot V.

Net zoals bij de case sanering, is het opnieuw belangrijk om te benadrukken dat nog niet alle effecten in deze studie konden gekwantificeerd worden. Deze beperkingen van de MKBA worden in meer detail opgelijst in Hoofdstuk 9. In Hoofdstuk 10 worden aanbevelingen gemaakt voor toekomstig onderzoek, om deze beperkingen op te lossen.

Tabel 65. Overzicht van de effecten voor de case grondverzet, - negatief effect tov alt 0, -- zeer negatief effect tov alt 0, +: positief effect tov alternatief 0, ++zeer positief effect tov alternatief 0).

	Case grondverzet	Alt 0	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)	Alt 4 (kader '25)	Afhankelijk van... [PFAS- concentratie, drempelwaarde, perceptie]
Economisch	Kosten grondverzet		---	--	-	--	PFAS-concentratie
	Drinkwaterzuivering		+	+	+	+	Drempelwaarde
	Vastgoedprijzen		?	?	?	?	Perceptie
Gezondheid	Gezondheidseffecten gelinkt aan werken		---	--	-	?	PFAS-concentratie
Milieu	CO ₂ -emissies (transport, reinigingscentrum)		---	--	-	?	PFAS-concentratie
	Grondwaterkwaliteit		+++	++	+	++	PFAS-concentratie/ Drempelwaarde

8 AANNAMES EN HIATEN

In dit hoofdstuk worden de belangrijkste aannames samengevat per effect, en worden ook de belangrijkste hiaten bij het uitvoeren van de verkennende MKBA opgelijst.

8.1 OVERZICHT PER EFFECT

Tabel 66 geeft een overzicht van de aannames per effect. In deze tabel wordt ook nogmaals kort samengevat waarom deze aanname gemaakt wordt, en wordt aangegeven in welke mate dit effect al kon gemonetariseerd worden. In deze tabel worden ook de effecten opgenomen die nog niet berekend werden voor de cases.

Deze aannames, en de reden waarom de aanname gemaakt werd, kwamen ook reeds aan bod in de voorgaande delen van dit rapport. Door deze samen te vatten in een tabel, wordt een beknopt overzicht gegeven van alle assumpties die gemaakt werden tijdens het berekenen van de effecten.

Zoals eerder vermeld in dit rapport, was het nog niet zinvol om deze effecten te aggregeren. Ten eerste konden nog niet alle effecten berekend worden, waardoor een aggregatie een vertekend beeld zou kunnen geven. Gelet op het feit dat de kosten van het beheer eenvoudiger konden berekend worden dan de baten, zou een aggregatie op dit moment mogelijk nog tot een foutieve afweging kunnen leiden. Ten tweede zijn er ook nog heel wat onzekerheden, zelfs voor de effecten die reeds berekend werden in deze verkennende studie. De assumpties die hieronder worden opgelijst in Tabel 66, illustreren ook enkele van deze onzekerheden. Daarom werd ervoor gekozen om de effecten nog niet te aggregeren in deze verkennende MKBA-studie.

Tabel 66. Overzicht van de aannames per effect.

Effect	Aannames	Reden aanname
Economische effecten		
Kosten saneringswerken	Saneringstechniek/concept	Beperkt aantal bewezen en betrouwbare technieken beschikbaar
Kosten grondverzetswerken	Afzetmogelijkheden grond	Data over grondvraag per toepassing in Vlaanderen is niet voldoende gedetailleerd beschikbaar
Drinkwaterzuivering	Aandeel van de verontreiniging dat resulteert in een overschrijding van de drempelwaarde	Duidelijk overzicht van alle bronnen van verontreiniging die leiden tot overschrijding drempelwaarde bestaat zelden.
Vastgoedprijzen	Percentage waardeverlies	Afhankelijk van lokale perceptie
Gezondheidseffecten		
Gezondheidseffecten gelinkt aan aanwezigheid PFAS in de bodem (buiten de sanering- of grondverzetswerken): - Nierkanker - Leverkanker	Verband tussen PFOS-bodemconcentratie en PFOS-serumconcentratie; startwaarde voor de PFOS-serumconcentratie woningdichtheid; aantal personen per woning; baseline risico voor nierkanker en leverkanker; waarde van VLS	Verband is gebaseerd op een model, maar er werd in dit model nog niet gecorrigeerd voor alle variabelen, bv. gedrag van de deelnemers. De PFOS-serumconcentratie is ook afhankelijk van andere blootstellingsroutes, dus moet er een bepaalde 'beginwaarde' gekozen, waarop dan de 'extra' toename in de PFOS-serumconcentratie door de bodem berekend wordt. Om het gezondheidseffect (extra sterfte) te kunnen berekenen, zijn aannames nodig over woningdichtheid en aantal woningen (situatie-specifiek). De waarde van VSL is contextafhankelijk, dus ook hier moet een aanname gemaakt worden.
Overige gezondheidseffecten gelinkt aan aanwezigheid PFAS in de bodem (buiten de sanering- of grondverzetswerken), bv. hypertensie, of verminderde immuunrespons	-	-
Risicofactoren veroorzaakt door aanwezigheid PFAS in de bodem, bv. verhoogde cholesterol	-	-
Gezondheidseffecten gelinkt aan werken (ozonevorming en vorming van fijn stof door transport)	Af te leggen afstanden, maatschappelijke kost van 1 kg NO _x -eq en 1 kg PM _{2.5} -eq, de waarde van één DALY	De af te leggen afstanden zullen sitespecifiek zijn. Er is nog geen consensus over de kost van 1 kg NO _x -eq of 1 kg PM _{2.5} -eq. Ook de waarde van één DALY is contextafhankelijk.

Milieueffecten		
CO ₂ -emissies (transport, reinigingscentrum, grondwaterzuivering)	Af te leggen afstanden, waarde van <i>Social Cost of carbon</i>	De af te leggen afstanden zullen sitespecifiek zijn. De gekozen waarde voor SCC is ook zeer context-afhankelijk (bv. land).
Grondwaterkwaliteit	Aandeel PFAS uit de grond die op lange termijn in het grondwater terecht komt	Verband tussen PFAS in bodem en grondwater nog onvoldoende gekend
Ecosysteemeffecten	-	-
Landgebruik voor stortplaatsen	-	-
Sociale effecten		
Hinderbeleving	-	-
Psychosociaal welzijn	-	-
Vertrouwen in de overheid	-	-
Sociaaleconomische kwetsbaarheid	-	-
Leefbaarheid (recreatiemogelijkheden)	-	-

8.2 ANDERE SITUATIES/LANDGEBRUIKEN

De kosten en baten in deze studie werden berekend aan de hand van de situatie en terreingebruik zoals beschreven in hoofdstuk 5. Bij andere situaties of landgebruiken zullen de kosten en baten zich anders verhouden of zullen sommige effecten van groter of net geen belang zijn.

Tabel 67 geeft een overzicht van welke van de besproken effecten relevant zijn in woonzones, industriezones en op landbouwgronden.

Tabel 67. relevante effecten bij verschillende landgebruiken

Effecten		Relevant bij woonzone	Relevant bij industriezone	Relevant bij landbouw
Economisch	Kosten voor sanering- en/of grondverzetswerken	X	X	X
	Kosten drinkwaterzuivering	X	X	X
	Kosten door beperkingen op toekomstige ontwikkelingen	X	X	X
	Waarde vastgoed	X	X	X
	Werkgelegenheid	?	X	X
	Landbouw			X
Gezondheid	Gezondheidseffecten gelinkt aan aanwezigheid PFAS in de bodem (buiten de sanering- of grondverzetswerken): • Prostaatkanker • Nierkanker • Testiculaire kankers • Verminderde immuunrespons • Leverschade • Dikkedarmontsteking • Astma • Hypertensie (bij zwangerschap) • Zwangerschapsvergiftiging • Vervroegde menopauze • Koortsdagen bij kinderen	X	x*	x**
	Risicofactoren veroorzaakt door aanwezigheid PFAS in de bodem: • Verminderde vruchtbaarheid • Hypertensie (bij zwangerschap) • Laag geboortegewicht • Hormoonverstoring • Verhoogde cholesterol • Verstoring van de schildklier	X	x*	x**

	Gezondheidseffecten gelinkt aan sanering- en/of grondverzetswerken (transport)	X	X	
Milieu	Emissies gelinkt aan sanering en/of grondverzet (CO ₂ -emissies, NO _x , fijn stof, etc.)	X	X	X
	Ecosysteemeffecten	X	X	X
	Landgebruik voor stortplaatsen	X	X	X
	Grondwaterkwaliteit	X	X	X
Sociaal	Hinderbeleving	X		
	Psychosociaal welzijn	X		X
	Vertrouwen in de overheid	X	X	X
	Sociaaleconomische kwetsbaarheid	X		X
	Leefbaarheid (recreatiemogelijkheden)	X		

*: Er kan een gezondheidseffect optreden in industrie, bij de werknemers, door stofopwaaiing. Dit effect zal wellicht veel kleiner zijn dan de blootstelling in woonzone.

** : Er kan een gezondheidseffect optreden door PFAS-contaminatie in de bodem bij landbouwgebieden. Op deze manier zou PFAS via commerciële voeding kunnen opgenomen worden door de mens. Dit gezondheidseffect berekenen vereist echter een heel andere methodiek dan in deze studie, waar het gezondheidseffect door de blootstelling aan PFAS via de bodem (bv. ingestie, consumptie van groenten of eieren uit eigen tuin) werd berekend bij omwonenden. Het gezondheidseffect bij landbouwgebieden zou verder gaan dan enkel omwonenden.

8.3 BEMALINGEN

Naast de kost voor PFAS-houdende gronden is ook de kost voor het zuiveren van PFAS-houdend bemalingswater tijdens graafwerken vaak een belangrijk factor. Deze kost is echter, naast de aanwezige concentratie aan PFAS in het grondwater, ook sterk afhankelijk van andere factoren:

- De duur en diepte van de bemaling, dit is afhankelijk van het project en bepaalt het debiet en totale volume grondwater dat moet worden gereinigd en bijgevolg ook de kost
- De kwaliteitsnorm die dient te worden gehaald, deze bepaalt samen met het debiet, het volume te reinigen grondwater en de concentratie de benodigde hoeveelheid actief kool voor de zuivering.

Om een raming van de kost voor zuiveringskost van het bemalingswater te maken moeten er aannames gedaan worden over bovenstaande punten, alsook over hoe de concentraties aan PFAS in het bemalingswater zullen evolueren. Er zijn momenteel weinig gegevens beschikbaar over in hoeveel gevallen zuivering van het bemalingswater noodzakelijk is, hoelang een typische bemaling duurt en welke volumes grondwater moeten worden gezuiverd.

In het kader van deze studies werden een aantal gegevens voor specifieke werven aangereikt. Er werd ook gebruik gemaakt van de informatie verzameld in het document “PFAS-verwijdering uit bemalingswater” (VITO, 2025). Op basis hiervan wordt een voorbeeldcase uitgewerkt ter illustratie van de problematiek. Er moet echter voorbehoud worden gemaakt bij het extrapoleren van deze kosten over Vlaanderen.

Voor een werf van 10.000 m³ grondverzet, waarbij 4 weken dient te worden bemaald aan 20 m³/h, waarbij de helft van het debiet dient te worden gezuiverd wordt de totale geschatte kost voor de verschillende

alternatieven weergegeven in Tabel 68. Hierbij wordt geen rekening gehouden met de aanwezigheid van ultrakorte keten PFAS componenten. In deze case bedraagt het aandeel van de kosten voor de bemaling ca. 30-40 % van de totale aan PFAS gerelateerde kosten van het grondverzetsproject (afhankelijk van het alternatief). Tabel 69 geeft een indicatieve berekening van de milieukost van het actief kool verbruik voor de zuivering. Let op, andere effecten, zoals bv. ecosysteemeffecten, gezondheidseffecten of kosten voor zuivering van drinkwater werden voor deze case niet berekend.

Tabel 68. Overzicht kosten grondverzet en bemaling omwille van PFAS voor een werf van 10.000 m³. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat.

	Alt 0	Alt 1 (kader '23a)	Alt 2 (kader '23b)	Alt 3 (gebiedsgericht)
Kost afvoer en grond (€)	0	- 180.000	- 170.000	- 90.000
Zuivering bemalingswater (€)	0	- 67.200	- 67.200	- 67.200
Kost t.o.v. Alt 0 (€)	0	- 247.200	- 257.200	- 157.200

Tabel 69. Berekening van de milieukost van het verbruik van actief kool voor het zuiveren van bemalingswater. De “-” duidt aan dat het om een kost gaat.

	Alt 0	Alt 1 – Alt 3
Verbruik actief kool (<i>activated carbon</i>) (kg)	-	5.880
Global Warming Potential (kg CO ₂ -eq)	-	20.109,60
Milieukost t.o.v. alternatief 0 (€)	-	- 3.217,54

9 BEPERKINGEN AAN EEN MKBA EN ALTERNATIEVE METHODES

9.1 KRITISCHE KANTTEKENINGEN BIJ TOEPASSING VAN MKBA

Een MKBA biedt een nuttige basis om kosten en baten systematisch in beeld te brengen. Een belangrijke reden om MKBA te gebruiken, is dat deze methode probeert een beslissing te ondersteunen op een rationele manier. Een MKBA brengt verschillende dimensies samen, zodat op basis van meerdere aspecten een beslissing genomen kan worden, kijkend naar winnaars en verliezers en rekening houdend met ruimtelijke en tijdsaspecten. Alternatieven kunnen niet alleen gerangschikt worden, er kan ook gezocht worden naar een schaal waarbij de netto-baat maximaal is.

Ondanks dat MKBA veelvuldig gebruikt wordt, is deze methode en het ethisch kader waaronder deze methode valt, niet toereikend om de complexiteit van de PFAS-problematiek volledig te vatten. Andere methodieken – waaronder het voorzorgsprincipe, risico-acceptatie en multi-attribuutanalyse – kunnen daarom complementair worden ingezet of verder ontwikkeld worden om beleidsbeslissingen beter te ondersteunen. Hieronder beschrijven we de beperkingen van een MKBA en de mogelijke alternatieven.

De vier voornaamste kritieken op kostenbatenanalyse zijn de volgende (Gasparatos, et al., 2008):

1. De waardering in monetaire eenheden

De uitvoering van een MKBA houdt in dat alle effecten in een monetaire eenheid uitgedrukt worden. Echter, niet voor alle effecten zijn er marktprijzen beschikbaar. Binnen de milieueconomie -en gezondheidseconomie bestaan er verschillende methoden om een monetaire waarde te bepalen voor deze effecten, veelal gebruik makend van bevragingstechnieken. De validiteit van deze waarden wordt echter in twijfel getrokken. Zo zijn er bijvoorbeeld bronnen van strategische vooringenomenheid (*strategic bias*), en hypothetische vooringenomenheid (*hypothetical bias*). Zo blijkt dat mensen doorgaans een hogere compensatie vereisen om een negatief effect te tolereren (*willingness to accept*) dan zij bereid zijn te betalen om datzelfde effect te verminderen (*willingness to pay*), terwijl beide waarden in theorie gelijk zouden moeten zijn. Daarnaast kan ook de betrouwbaarheid van het resultaat in twijfel getrokken worden, omdat de monetaire waarde telkens bepaald wordt in een specifieke context. Het waarderingsresultaat van een bepaalde studie kan bijgevolg niet zomaar gebruikt worden voor een andere studie. Daarnaast zijn er ook ethische bezwaren om een mensenleven, goederen, en diensten die niet op een markt verhandeld worden, toch een economische waarde te geven. Daarbij wordt hun intrinsieke waarde, de complexiteit van het systeem en de relaties tussen mens en natuur genegeerd.

2. Het verdisconteren

Het volledig uitwerken van een MKBA vereist toepassing van verdiscontering. Verdiscontering is een belangrijk maar controversieel onderdeel van de MKBA, dat wordt toegepast om toekomstige kosten en baten te

vergelijken met huidige kosten en baten, en in wezen de afweging weergeeft tussen het genot van huidige en toekomstige baten. Hoe hoger de toegepaste disconteringsvoet, hoe groter de devaluatie van verre toekomstige effecten (zowel kosten als baten). Als gevolg daarvan tellen toekomstige effecten weinig mee in projecten of beleidsmaatregelen die zich uitstrekken over verschillende generaties. Dit kan worden gezien als strijdig met de belangen van toekomstige generaties, wat leidt tot een oneerlijke verdeling van kosten en baten in de tijd omdat toekomstige generaties gedwongen worden onevenredig hoge kosten te dragen. Wat echter nog belangrijker is, is dat vragen over intergenerationele rechtvaardigheid in het algemeen moeten worden beoordeeld op basis van ethische waarden, iets wat conceptueel verschilt van 'economische efficiëntie', het concept waarop MKBA is gebaseerd.

De verdiscontering van alle kosten en baten heeft pas zin als deze (zo volledig mogelijk) berekend kunnen worden. In deze verkennende studie werd daarom (nog) niet tot verdiscontering overgegaan.

3. Het optellen/vergelijken van de verschillende effecten

Een ander belangrijk probleem in MKBA-studies vloeit voort uit de criteria die worden gebruikt voor het specificeren van welvaartsverbetering als gevolg van een project/beleid. De meeste MKBA-analisten gebruiken het Kaldor-Hicks-criterium, in wezen een noodzakelijke voorwaarde van het Pareto-criterium, ondanks het ontbreken van enige ethische rechtvaardiging. Het Kaldor-Hicks-criterium stelt dat een project/beleid kan worden uitgevoerd als de omvang van de voordelen zodanig is dat de winnaars de verliezers in theorie zouden kunnen compenseren, hoewel de compensatie niet daadwerkelijk hoeft te worden uitgevoerd. Het Kaldor-Hicks-criterium waarborgt het welzijn van de samenleving, waardoor een project/beleid kan worden uitgevoerd, zelfs als sommige sociale actoren verliezen en niet worden gecompenseerd, op voorwaarde dat de samenleving als geheel erbij wint. Bij het meten van de betalingsbereidheid van personen, zal hun bezit -en inkomenspositie een belangrijke impact hebben op de waarde die men bereid is te betalen voor een bepaald goed. Er wordt daarbij verondersteld dat de waarde van een bijkomend 'nut' voor iedereen hetzelfde is, terwijl dit in werkelijkheid niet het geval is. Rechtvaardigheidsaspecten worden niet meegenomen.

4. Omgaan met onzekerheden

Een bijkomende opmerking is dat MKBA (in tegenstelling tot het voorzorgsprincipe) volledige zekerheid met betrekking tot de gebruikte data veronderstelt, terwijl deze data per definitie nooit zeker zijn. Er kan onzekerheid zijn over de kosten -en bateninschatting, maar ook over de milieurisico's. Om rekening te houden met onzekerheid kan er sensitiviteitsanalyse toegepast worden, maar dit vereist kennis over de onzekerheid. Ook als er onzekerheid is over onzekerheden, wordt een MKBA gezien als problematisch (Pindyck, 2007). De toepassing van het voorzorgsprincipe bij milieurisico's weerspiegelt de bezorgdheid dat een MKBA onvoldoende geschikt is als het gaat om case studies die gekenmerkt worden door grote wetenschappelijke onzekerheden. Bij een MKBA wordt er impliciet uitgegaan van risiconutraliteit en worden kosten en baten gelijk gewogen. Bij toepassing van het voorzorgsprincipe wordt er uitgegaan van risico-aversie (Munda, 2006). Een mogelijke manier om hieraan tegemoet te komen, is toepassing van een kwalitatieve MKBA (Van den Bergh, 2004).

9.2 BESLUITVORMING ONDER ONZEKERHEID – VERSCHILLENDE ETHISCHE STROMINGEN

Binnen besluitvorming onder onzekerheid zijn er twee vragen die geëvalueerd dienen te worden: (i) wat zijn de toekomstige gevolgen en de daarbij horende onzekerheden van een actie en (ii) wat is een goede (of juiste) beslissing. De eerste vraag is gelinkt aan kennis terwijl de laatste vraag een ethisch vraag is, gelinkt aan moreel en normen. Er bestaan verschillende benaderingen om risico's te beheren en elk van die benaderingen hebben een andere ethische basis (Ersdal, et al., 2008).

Twee van de belangrijkste ethische stromingen zijn deontologie en consequentistische (gevolg) theorieën. Deontologie is de opvatting dat moraliteit handelingen verbiedt of toestaat, terwijl consequentistische theorieën stellen dat de juistheid van een handeling afhangt van de gevolgen van de handeling. Binnen de consequentistische theorieën is het utilitarisme de belangrijkste ethische theorie. De MKBA-methode is gekoppeld aan het utilitaristisch ethische kader. Het belangrijkste probleem met het utilitarisme, is dat het toestaat dat de rechten van sommige mensen worden opgeofferd voor het grotere voordeel van anderen, zolang het totale geluk maar toeneemt. Besluitvorming onder onzekerheid binnen een deontologische kader houdt in dat er op voorhand goede en foute beslissingen zijn, ongeacht de gevolgen. Daarbij kan beweerd worden dat het nooit juist is om een persoon aan een bepaald risico bloot te stellen, zelfs niet als het gevolg een verhoogd welzijn van de samenleving als geheel is (Ersdal, et al., 2008).

9.3 BESLUITVORMING GEBASEERD OP EEN DEONTOLOGISCHE ETHISCH KADER

9.3.1 Risico acceptatie

Beslissingen op basis van risicoacceptatiecriteria impliceren dat er op een bepaalde manier een aanvaardbaar risiconiveau wordt gedefinieerd en dat de berekende risico's met dit niveau worden vergeleken. De criteria hebben meestal betrekking op mensenlevens en het milieu. Binnen een deontologisch kader wordt vaak uitgegaan van het principe dat men moreel verplicht is om schade en risico's voor anderen zoveel mogelijk te vermijden. In theorie zou dit kunnen leiden tot een streven naar een nul-risico, hoewel dit in de praktijk moeilijk te realiseren is. Elliot en Taig (2003) ontwikkelen een meer praktische, pragmatische implementatie door te stellen dat "geen enkele persoon of organisatie het morele recht heeft om een ander aan risico's bloot te stellen" (Elliot, et al., 2003). Dit is het eerste deontologische principe. Vervolgens worden enkele redelijke uitzonderingen op deze stelling genoemd:

1. Het is moreel aanvaardbaar om een andere persoon aan risico's bloot te stellen als het doel van de actie is om het netto-risico voor deze persoon te verminderen, bv. een patiënt die een operatie ondergaat voor een medische aandoening. Er wordt erkend dat de risicoveroorzaker in dergelijke situaties een morele verplichting heeft om het risico uit te leggen aan de persoon die ermee te maken krijgt en om geïnformeerde toestemming te krijgen voordat hij begint.

2. Het is moreel aanvaardbaar om een matig risico te nemen om het risico voor anderen te verminderen, bv. het werk van een reddingsploeg of de brandweer.
3. Het is moreel aanvaardbaar om iemand te vragen een bescheiden gezondheids- of veiligheidsrisico te nemen om andere, niet-gezondheids- of veiligheidsvoordelen voor anderen te verkrijgen, bv. mensen die gevaarlijk werk doen. Dit vereist echter wel dat degenen die risico lopen, waar mogelijk, hun geïnformeerde toestemming geven en dat degenen die risico's creëren of beheren, competent zijn in het minimaliseren ervan, binnen redelijke grenzen.

De algemene principes voor de verantwoordelijkheid van organisaties die in dergelijke situaties zouden moeten gelden, zijn de volgende:

- Zorg voor openheid en transparantie over risico's en hoe deze worden beheerst.
- Zoek voortdurend naar manieren om risico's te verminderen.
- Gebruik middelen deskundig en effectief om risico's te beheersen.
- Betrek mensen zoveel mogelijk bij beslissingen die op hen van invloed zijn.
- Werk over het hele spectrum van domeinen waarvoor de organisatie verantwoordelijk is, domeinen waarvoor zij de verantwoordelijkheid deelt met anderen en domeinen die zij kan beïnvloeden maar niet kan controleren.

Bovenstaande voorbeelden illustreren hoe er pragmatisch omgegaan kan worden met risico's. Het gaat hierbij eerder om het vermijden van risico gecreëerd door toekomstige handelingen. Milieuverontreiniging vormt risico's, die zijn ontstaan door handelingen uit het verleden. Het wegnemen van deze risico's vereist een handeling.

Dergelijke pragmatische manieren van deontologisch denken kunnen in veel verschillende richtingen worden uitgebreid. Het punt is dat het niveau van risicoaanvaarding moeilijk te bepalen is zonder naar het volledige spectrum van risico-attributen te kijken. Het gebruik van risico acceptatiecriteria focust op het bereiken van deze criteria, in plaats van te focussen op het verkrijgen van alternatieven. Het gebruik van risico acceptatiecriteria is ook gebaseerd op de aanname dat risico nauwkeurig kan worden bepaald en vergeleken met de criteria (Ersdal, et al., 2008).

9.3.2 Het voorzorgsprincipe

De meest gebruikte referentie van het voorzorgsprincipe is terug te vinden als principe 15 in de Verklaring van Rio inzake milieu en ontwikkeling (UNEP, 1992):

“Als er een gevaar bestaat voor ernstige of onomkeerbare schade mag wetenschappelijke onzekerheid niet als reden gebruikt worden om kosteneffectieve maatregelen ter voorkoming van achteruitgang van het milieu, uit te stellen.”

PFAS verontreiniging leidt tot moeilijk omkeerbare blootstelling en risico's, evenals hoge sanerings- en grondverzetskosten voor de samenleving. Binnen huidige wetenschappelijk literatuur wordt er beargumenteerd

om het voorzorgsprincipe toe te passen bij het beheer van PFAS om het gebruik en lozing van deze zeer persistente en mobiele chemicaliën te voorkomen (Brendel, et al., 2018) (Cousins, et al., 2016) (Obolovich, 2023). In situaties van bodem- en grondwaterverontreiniging is de milieuschade aanwezig en kan deze niet meer voorkomen worden. Als het voorzorgsprincipe doorgetrokken wordt naar bestaande verontreinigingen, dan kan onzekerheid over de risico's van de verontreiniging en de impact op mens en milieu niet als reden gebruikt worden om kosteneffectieve maatregelen uit te stellen om mens en milieu te beschermen.

Vlek (2010) geeft de volgende omschrijving van het voorzorgsprincipe: Het voorzorgsprincipe is van toepassing wanneer mensen (een of meer personen, een groep, organisatie, samenleving) worden geconfronteerd met een situatie van ernstig onzeker risico of dreiging (Vlek, 2010). Het omvat:

- een analyse en evaluatie van geloofwaardige 'worst case'-scenario's
- het maken van beoordelingen op basis van onvolledig bewijs
- de neiging om een voorzichtige beslissing te nemen over een voorlopige richting van handelen
- de tijdige selectie en implementatie van proportionele voorzorgsmaatregelen
- een evaluatie van de verwachte kosten, risico's en baten van de beoogde activiteit en de haalbare alternatieven;

waarbij:

- de initiatiefnemer van de betreffende activiteit een bijzondere verantwoordelijkheid heeft om de waarschijnlijkheid van veiligheid aan te tonen
- verder onderzoek wordt gedaan om onzekerheden te verminderen
- beslissingen over risicobeheer kunnen worden herzien wanneer nieuwe informatie beschikbaar komt
- het hele proces van risicobeoordeling, besluitvorming en veiligheidsbeheer onderwerp is van open communicatie en informatie-uitwisseling tussen relevante belanghebbenden
- onder toezicht en coördinatie van een passende onafhankelijke autoriteit.

Voorbeelden van beslismodellen en -regels die beschouwd worden als toepassing van het voorzorgsprincipe zijn (Vlek, 2010): maximin, maximax, gewogen maximin/maximax, minimax spijt, maximin rejoice, gelijkgestelde kansen op mogelijke uitkomsten.

Het voorzorgsprincipe wordt ook onderschreven door de Europese Commissie. Om beleidsmakers te ondersteunen bij het toepassen van dit principe, schreef de Europese Commissie een mededeling met enkele handvaten bij het toepassen van het voorzorgsprincipe (Europese Commissie, 2000). De Europese Commissie onderschrijft drie specifieke voorwaarden, voor het toepassen van het voorzorgsprincipe:

- het bepalen van de mogelijke schadelijke gevolgen van niet-handelen;
- het uitvoeren van een evaluatie van de wetenschappelijke informatie die beschikbaar is, en de onzekerheid die ermee gepaard gaat;
- en het betrekken van de stakeholders aan de studie over de voorzorgsmaatregelen.

Pas wanneer deze drie specifieke voorwaarden voldaan zijn, kan over gegaan worden tot het toepassen van het voorzorgsprincipe. Men kan argumenteren dat deze voorwaarden voldaan zijn voor de problematiek rond PFAS in bodem en grondwater. Bij het toepassen van het voorzorgsprincipe moeten aanvullend enkele andere

basisbeginselen van risicobeheer nageleefd worden, volgens de Europese Commissie. Deze beginselen zijn: proportionaliteit, geen discriminatie, samenhang van de maatregelen, het bestuderen van de voordelen en lasten van al dan niet handelen, het bestuderen van de wetenschappelijke ontwikkeling en de bewijslast. Voor meer informatie verwijzen we naar de mededeling van de Europese Commissie (Europese Commissie, 2000). Wat het voorzorgsprincipe en de bijhorende basisbeginselen concreet betekenen voor het beheer en de aanpak van PFAS in bodem en grondwater in Vlaanderen, zou het onderwerp kunnen zijn van verder onderzoek.

9.3.3 Multi-attribuutanalyse

Bij toepassing van een multi-attribuutanalyse wordt elk kenmerk van een bepaald alternatief apart geëvalueerd. Er wordt geen poging gedaan om elk kenmerk om te zetten naar een meeteenheid die vergelijkbaar is. De alternatieven worden vervolgens kwalitatief beoordeeld, rekening houdend met de beperkingen en veronderstellingen die gemaakt werden bij de evaluatie. Deze methode is gebaseerd op een combinatie van de deontologische en consequentialistische ethische kaders waarbij morele dilemma's niet verborgen worden in het beslismodel. Het is daarbij noodzakelijk dat de argumentatie van de genomen beslissing gedocumenteerd wordt inclusief de discussie met betrekking tot de aanwezige dilemma's (Ersdal, et al., 2008).

10 BESLUIT VERKENNENDE STUDIE EN MOGELIJKE VERDERE STAPPEN

10.1 ALGEMEEN BESLUIT

Dit rapport beschrijft een verkennende maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA) op de hoofdlijnen voor de aanpak van PFAS in bodem en grondwater, inclusief het aangeven van lacunes in kennis en data. Het probleem wordt in kaart gebracht, de kosten en baten worden geïdentificeerd en beschreven, en uitgewerkt voor een case rond bodemonderzoek en sanering en een case rond grondverzet. Een MKBA maakt het mogelijk om kosten en baten van sanerings- en grondverzetmaatregelen op een rationele manier tegen elkaar af te wegen. Tegelijkertijd zijn er belangrijke kanttekeningen en beperkingen die voor ogen moeten worden gehouden.

In dit rapport is een uitgebreide opsomming gemaakt van alle relevante effecten van PFAS-verontreiniging, opgesplitst naar economische, gezondheids-, milieu- en sociale effecten. Voor enkele van deze effecten zijn gedetailleerde berekeningen uitgewerkt in de cases rond sanering en grondverzet. Een overzicht van de berekende effecten werd gegeven in Hoofdstuk 6.5 voor de case sanering, en in Hoofdstuk 7.5 voor de case grondverzet. Hoewel er nog heel wat hiaten zijn in de beschikbare data en wetenschappelijke kennis, bestaat er geen twijfel dat bodemverontreiniging met PFAS aanzienlijke maatschappelijke kosten met zich meebrengt, ongeacht het gekozen alternatief, op economisch, milieu-, gezondheid- en sociaal vlak. Deze maatschappelijke kosten kunnen vermeden worden door in eerste instantie te voorkomen dat PFAS in de bodem en het grondwater terechtkomt.

Niet alle effecten werden gekwantificeerd in het rapport. Waar data beschikbaar waren, zijn effecten wel gekwantificeerd en waar mogelijk gemonetariseerd, zodat een eerste inschatting van enkele kosten en baten gemaakt kon worden. In de uitgewerkte cases bleken de kosten van het beheer van PFAS steeds eenvoudiger in te schatten dan de baten die het zou creëren. Bij de economische effecten, is er bijvoorbeeld al meer data beschikbaar om de kosten van de sanerings- of grondverzetswerken in te schatten, terwijl mogelijke economische baten, zoals de waarde van vastgoed en zuiver drinkwater, met nog veel meer onzekerheid gepaard gaan. Ook bij de gezondheidseffecten bleken de kosten eenvoudiger in te schatten dan de baten. De gezondheidskosten die worden veroorzaakt door het extra transport van de sanerings- en grondverzetswerken kunnen relatief eenvoudig berekend worden, terwijl er nog heel wat assumpties en onbekenden zijn om de gezondheidsbaten van de verminderde PFAS-vervuiling te kunnen berekenen. Daarnaast zijn er nog heel wat baten die niet kunnen worden gekwantificeerd op dit moment, zoals de gezondheidsbaten van hypertensie of verstoord immuunsysteem, of de mogelijke milieubaten op ecosystemen door het verwijderen van PFAS. Dit houdt als risico in dat maatregelen zoals sanering of grondverzet te snel als maatschappelijk niet zinvol worden bestempeld.

Het aggregeren van de verschillende effecten werd dan ook bewust nog niet gedaan, door de vele hiaten en onzekerheden die nog aanwezig zijn om bepaalde effecten te berekenen. Bovendien rijst ook de vraag of economische kosten altijd legitiem kunnen worden afgewogen tegen gezondheids- en milieubaten. Bij de uitwerking van de cases in deze studie werden ook de sociale effecten nog niet in rekening gebracht.

Ook de volgende stap, namelijk het verdisconteren van alle toekomstige verwachte kosten en baten naar vandaag, kon daarom nog niet uitgevoerd worden. Dit betekent bv. ook dat de gezondheidsbaten bij de uitwerking van de case sanering maar voor één generatie (nl. de huidige omwonenden) werden berekend. In theorie zal het uitvoeren van de saneringswerken voor gezondheidsbaten zorgen, voor alle toekomstige generaties die daar zouden gaan wonen. Dit betekent dat het persistente karakter van PFAS ('forever chemical') nog onvoldoende erkend wordt in deze verkennende studie. Als deze volgende stap – het aggregeren en verdisconteren van kosten en baten – wordt uitgevoerd in een MKBA, is de keuze van de discontovoet zeer belangrijk. Een lage discontovoet geeft daarbij toekomstige generaties een zwaarder gewicht, terwijl een hoge discontovoet vooral de huidige generatie vooropstelt.

Verder speelt perceptie een belangrijke rol bij de evaluatie van sociale en economische effecten van PFAS-verontreiniging. Aan de sociale kant kan perceptie leiden tot gevoelens van angst of onzekerheid bij betrokken burgers, wat op zijn beurt het welzijn beïnvloedt en indirect ook gezondheidseffecten kan hebben. Aan de economische kant kan perceptie invloed hebben op de waarde van vastgoed, de afzetmogelijkheden van vervuilde grond en andere marktwaardes, zelfs als de feitelijke risico's beperkt zijn. De vraag is of deze perceptie-effecten kunnen worden ondervangen.

Het is ook belangrijk om het verschil te erkennen tussen PFAS-beheerseffecten en PFAS-aanwezigheidseffecten, zoals aangegeven bij het overzicht van de effecten in Tabel 27. De PFAS-beheerseffecten doen zich typisch enkel op korte termijn, of éénmalig voor, terwijl de PFAS-aanwezigheidseffecten spelen op langere termijn en vaak lopen over meerdere generaties. Daarbij dient men voorzichtig te zijn met de vergelijking tussen eenmalige kosten (zoals economische kosten voor saneringswerken) en baten die zich over meerdere generaties kunnen opstapelen (zoals gezondheidsbaten door lagere blootstelling).

De inzichten rond PFAS evolueren bovendien snel, op meerdere vlakken, zoals het onderzoek naar (innovatieve) saneringstechnieken, analysetechnieken (methodes, kwantificatielimieten, analyseerbare parameters) en (voorstellen voor) wetgevende kaders, bijvoorbeeld rond de milieukwaliteitsnorm in het grondwater op Europees niveau.

Deze studie moet daarom niet worden gezien als een einddoel, maar eerder als een middel om het debat over PFAS-beleid te voeden. Belangrijk is om te vermijden dat slechts één kost en één baat worden afgewogen (bijvoorbeeld saneringskosten versus gemeden drinkwaterkosten), maar om steeds het bredere plaatje van economische, gezondheids-, milieu- en sociale effecten mee te nemen. Voor het PFAS-dossier betekent dit dat deze studie vooral inzichten biedt in de relevante effecten en in de omvang van onzekerheden. Het rapport wijst daarbij ook op de nood aan bijkomende en consistentere data om toekomstige analyses te versterken. Ten slotte moet worden benadrukt dat naast MKBA ook andere benaderingen – zoals toepassing van het

voorzorgsprincipe, risico-acceptatiecriteria of multi-attribuantanalyse – verder onderzocht kunnen worden om een robuust en maatschappelijk gedragen beleid rond PFAS-verontreiniging uit te werken.

10.2 AANBEVELINGEN

Op basis van deze studie kunnen reeds enkele aanbevelingen worden geformuleerd, zowel voor beleid als voor de verzameling van data en kennis die nodig is om een MKBA in meer detail te kunnen uitvoeren in de toekomst. De aanbevelingen worden toegelicht voor de probleemanalyse, de verschillende effecten, en enkele case-specifieke aanbevelingen.

Probleemanalyse

- De probleemanalyse werd uitgevoerd o.b.v. de data die momenteel beschikbaar is in Vlaanderen. Naarmate er meer analyseresultaten, bodemonderzoeken en saneringen worden uitgewerkt kan de probleemanalyse worden geactualiseerd en verfijnd om een betere inschatting te maken van de situatie. De inschattingen en extrapolaties uit de probleemanalyse kunnen periodiek worden herbekeken. Het gestructureerd verzamelen van bijkomende gegevens (bv. op vlak van grondverzet: resultaten van uitlooggegevens, verband met grond en grondwaterconcentraties, andere aanwezige parameters in een partij grond, ...) zal ook toelaten om de probleemanalyse en de hieruit volgende berekeningen van kosten en baten te verfijnen.
- Recent is er ook steeds meer aandacht voor de aanwezigheid van ultrakorte keten PFAS, waaronder TFA, in het milieu. Om de ultrakorte ketens PFAS mee te nemen in de probleemanalyse en MKBA is het noodzakelijk bijkomende gegevens te verzamelen. Momenteel is er weinig kennis omtrent de concentraties van deze stoffen in bodem en grondwater, specifiek voor Vlaanderen.

Economische effecten

- Door prioriteit te geven aan de sanering van ernstige bodemverontreiniging in drinkwaterwingebieden, kan men vermijden dat extra kosten ontstaan voor de zuivering van drinkwater. Het is echter belangrijk te erkennen dat de verontreiniging van het drinkwater ook via andere routes kan veroorzaakt worden (bv. lucht). Om het voordeel (van de vermeden kosten) correct te kunnen toewijzen, zou moeten onderzocht worden welk deel van de verontreiniging via de bodem wordt veroorzaakt. De sanering van PFAS in de bodem kan wel nog steeds helpen om te voorkomen dat de drempelwaarde in drinkwater wordt overschreden, wat een duidelijke baat vormt van de sanering. Deze baat kan echter ook via andere maatregelen worden bereikt, zoals het beperken van andere emissiebronnen. Het is echter belangrijk op te merken dat deze kosten mede afhankelijk zullen zijn van toekomstige drinkwaternormen, ook voor ultrakorte keten PFAS. In dergelijke zones strengere voorwaarden hanteren voor het gebruik van gronden kan ook bijdragen aan het vermijden van deze kosten, al wordt het mogelijke effect veel kleiner ingeschat dan het effect van de aanpak van de saneringsplichtige terreinen binnen deze beschermde zones.

- Wat betreft de vermeden kosten voor drinkwater is het moeilijk exact te bepalen welk aandeel een site-specifieke verontreiniging in de bodem heeft in het overschrijden van de drempelwaarde. Wel staat vast dat, zodra deze drempel wordt overschreden, de kosten hoog oplopen en de baten van het wegnemen van de verontreiniging dus aanzienlijk zijn. Dit thema rond drinkwater vraagt echter om verder onderzoek, aangezien de uiteindelijke kosten en baten sterk afhangen van de gekozen zuiveringstechniek en andere contextfactoren, zoals ook uitgebreid in dit rapport besproken.
- Inzet op onderzoek en ontwikkeling van innovatieve sanerings- of grondreinigingstechnieken of beheersmaatregelen, die minder invasief zijn, kan de economische en milieukost drukken, en door sanering haalbaarder te maken vermoedelijk ook een positief effect hebben op de gezondheidseffecten.
- Daarnaast is aandacht nodig voor de bredere economische effecten op werkgelegenheid, landbouw en toekomstige ontwikkelingen. Sanering- en grondverzetswerken kunnen ook nieuwe jobs creëren en herontwikkeling van gesaneerde terreinen stimuleren, maar kunnen verstorend werken voor lokale bedrijven en landbouwactiviteiten. In de landbouw kan sanering bijdragen aan voedselveiligheid, maar ook tot productieverlies en meerkosten leiden. Sanering kan bovendien helpen om toekomstige ontwikkelingskosten te beperken en waardeverlies van omliggende gronden te voorkomen. Deze werden niet meegenomen in de cases uitgewerkt in deze studie, maar zouden in vervolgonderzoek wel kunnen worden opgenomen om een volledig beeld van de kosten en baten te verkrijgen.

Gezondheidseffecten

- De gezondheidseffecten gelinkt aan de PFAS-contaminatie in de bodem bleken erg moeilijk te kwantificeren. In deze verkennende studie, werden enkel de gezondheidsbaten voor nierkanker en leverkanker berekend, voor de case sanering. Deze gezondheidsbaten bedroegen slechts enkele honderden tot duizenden euro's voor alternatieven 1 (risicogebaseerd saneren) en 2 (BSN). Het is belangrijk op te merken dat heel wat andere gezondheidseffecten nog niet berekend werden, zoals hypertensie. Ook de risicofactoren werden nog niet gekwantificeerd en gemonetariseerd, bv. een verstoord immuunsysteem. Bovendien werden de gezondheidseffecten tot nu toe berekend voor één generatie (de huidige omwonenden). Wanneer saneringswerken plaatsvinden, wordt de PFAS-vervuiling in de bodem ook weggenomen voor alle toekomstige generaties die daar zouden wonen, en worden dus ook de gezondheidseffecten voor die generaties vermeden. Kortom, de cijfers die in dit rapport getoond werden voor de gezondheidsbaten van sanering zijn een onderschatting van de gezondheidsbaten die kunnen optreden.
- Om deze gezondheidsbaten beter te kunnen berekenen, is nog meer onderzoek nodig over volgende aspecten. Het verband tussen de PFAS-concentraties in de bodem, en de PFAS-serumconcentraties moet nauwgezet onderzocht worden. Omdat het gezondheidseffect ook sterk afhankelijk is van het type PFAS, is het nodig dat dit verband gekend zou zijn voor de verschillende PFAS-componenten (bv. ook voor PFOA). Ook het verband tussen de PFAS-serumconcentraties en het gezondheidseffect is nog niet altijd goed gedocumenteerd in wetenschappelijke literatuur. Om het gezondheidseffect op hypertensie te berekenen, was bv. wel data aanwezig over het verband tussen PFOA-serumconcentratie en de kans

op hypertensie, maar ontbrak dan weer het verband tussen PFOA-bodemconcentratie en PFOA-serumconcentraties.

- Voor deze gezondheidseffecten van de aanwezigheid van PFAS in bodem en grondwater, is het ook belangrijk te benadrukken dat in deze -studie enkel de 'rechtstreekse' gezondheidsbaten werden berekend, i.e. de baten voor de dichte omwonenden door de verminderde blootstelling aan PFAS via de bodem. Hierdoor zijn de berekende gezondheidsbaten in alternatief 1 (risicogebaseerd saneren) en alternatief 2 (BSN) bij de case sanering toch gelijk, ook al wordt er in alternatief 2 meer PFAS verwijderd. De mogelijke (extra) gezondheidsbaten in alternatief 2 worden gecreëerd door het tegengaan van uitloging en verspreiding van PFAS via grondwater, wat hier dus nog niet gecapteerd wordt. Dit moet ook deel uitmaken van een volledige MKBA, om dit 'onrechtstreekse' effect te berekenen en waarderen.

Milieueffecten

- Om de milieu-impact van het uitvoeren van sanerings- of grondverzetswerken uit te voeren, is de meest correcte en complete manier het uitvoeren van een volledige Levenscyclusanalyse (LCA). Dit viel buiten de scope van deze studie. De milieu-impact van enkele stappen in de waardeketen, zoals transport, reinigingscentrum en zuivering van grondwater, werden wel berekend via een LCA. Om deze milieukost correcter te kunnen berekenen, moet een volledige LCA uitgevoerd worden over de ganse waardeketen.
- Vanwege hun persistentie in het milieu is het belangrijk om de mogelijke effecten van PFAS op de bodemgezondheid en biodiversiteit (i.e., ecosysteemeffecten) in overweging te nemen. Anderzijds kunnen de uitvoering van sanerings- of grondverzetmaatregelen zelf ook een effect hebben op bodemstructuur en biodiversiteit. Deze ecosysteemeffecten konden nog niet gekwantificeerd worden. De sanerings- en grondverzetswerken kunnen een negatief effect hebben op de ecosystemen ("PFAS-beheerseffect"), zoals beschreven in 4.4.3.2.2. Dit zou gekwantificeerd kunnen worden via de *Soil Biodiversity Index*, of een Levenscyclusanalyse. Bij een LCA is het probleem dat er nog geen PFAS-specifieke data is opgenomen in de database. Hiervoor zou dus eerst wetenschappelijk onderzoek nodig zijn. Daarnaast kan het wegnemen van de PFAS-vervuiling in de bodem ook een positief effect hebben op ecosystemen ("PFAS-aanwezigheidseffect"). Deze mogelijke milieubaat kan geëvalueerd worden a.d.h.v. de ecotoxicologische risicogrenzen, maar er lijkt nog geen methode om deze effecten te monetariseren.

Sociale effecten

- Genuanceerde communicatie, duidelijke regelgeving en transparantie – ook op lange termijn, bijvoorbeeld voor ontvangers van gronden met lage concentraties PFAS – kunnen de impact van negatieve percepties aanzienlijk verminderen. Daarnaast is het belangrijk om risico's in perspectief te plaatsen door communicatie te koppelen aan relatieve risico's in de maatschappij, zodat het publiek een realistisch beeld krijgt van de werkelijke gevaren.

Cases grondverzet en sanering

- Het risicogebaseerd saneren (alternatief 1) lijkt op basis van de case in deze studie globaal gezien het meest evenwichtige van de vergeleken alternatieven. Hierbij dient te worden opgemerkt dat een goed begrip van het uitlooggedrag van PFAS belangrijk is voor het opstellen van risicogebaseerde grenswaarden in grond en grondwater, om een correcte inschatting van het verspreidingsrisico te maken. Ook bij de opstelling van de BSN voor grond wordt geen rekening gehouden met uitloging.
- Bij de opmaak van een bodemsaneringsproject wordt in de huidige regelgeving reeds een multicriteria analyse uitgevoerd (Tabel 10), waarbij ook rekening wordt gehouden met het BATNEEC principe. Een focus op het weghalen van de hoogste vuilvrachten zal het meest kostenefficiënt zijn op vlak van economische en milieukosten.
- De bijkomende kosten (economische en milieukosten) als gevolg van PFAS in het grondverzet wordt bepaald door gebruiksmogelijkheden van de grond en de afzetmogelijkheden. Hierbij dragen de gronden met uitloging tot eluaatconcentraties boven de drinkwaternormen voor PFAS toe bij omdat er voor deze gronden zeer weinig gebruiksmogelijkheden zijn in alle alternatieven. Verschillende oplossingsrichtingen kunnen worden onderzocht.
 - Onderzoek naar nuttige toepassingen voor deze gronden die niet of minder gevoelig zijn aan uitloging (inpakken van gronden, stabilisatie, ...) en zo geen negatief effect hebben op de grondwaterkwaliteit.
 - Verder onderzoek naar de effecten van PFAS gehalten in grond op de effectieve concentraties in het grondwater: eluaatconcentraties zijn immers vaak een worst case benadering van de werkelijkheid. Vanaf welke uitloging kan effectief een meetbaar effect op het grondwater worden vastgesteld? Hierbij kan een sitespecifieke beoordeling zowel ter hoogte van de uit te graven zone als de ontvangende zone nuttig zijn, gezien het effect ook van verschillende sitespecifieke factoren zoals volume grond, stapelhoogte, PFAS-concentratie, PFAS componenten, reeds aanwezige concentratie in het grondwater, eigenschappen van het grondwaterlichaam etc. afhankelijk zal zijn. Door het effectieve uitlooggedrag van de verschillende PFAS-componenten verder te onderzoeken kan gestreefd worden naar onderbouwde uitloogbaarheidswaarden i.p.v. te streven naar drinkwaterkwaliteit voor het eluaatwater.
- Om de effecten van de verschillende alternatieven bij grondverzet nauwkeuriger in te schatten is het nodig bijkomende data te verzamelen over de grondafzet. Waar en welke type gronden zijn er nodig voor toepassing in Vlaanderen? Ontstaan er door de voorwaarden voor gebruik enerzijds grondoverschotten die gereinigd moeten worden en anderzijds tekorten voor bepaalde andere gebieden met strenge voorwaarden voor gebruik van gronden (zoals bestemmingstype I/II en drinkwaterwingebieden in alternatief 4), waardoor er meer primaire grondstoffen moeten worden aangesproken? Blijkt het in praktijk mogelijk om, rekening houdend met meetfouten en variabiliteit in

de bodem, partijen grond met concentraties rond de toetsingswaarde vrij gebruik voor bestemmingstype I, II en drinkwaterwingebieden te onderscheiden van partijen met concentraties die voldoen aan de toetsingswaarde vrij gebruik voor bestemmingstype III tot V?

- Bij onderzoek en sanering zitten risico's en afweging kosten en baten reeds vervat in het onderzoekstraject (DAEB methodiek, risico-evaluatie in BBO, multicriteria analyse in bodemsaneringsprojecten). In grondverzet is deze manier van denken minder ingebed in de huidige procedures. Een methodiek voor dergelijke kosten -baten afweging of multicriteria-analyse zou ook kunnen uitgewerkt worden in de grondverzetsregeling op project- of gebiedsniveau, waarbij wordt nagegaan welk deel van de PFAS-houdende grond binnen het project kostenefficiënt (waarbij de kosten breder zijn dan de economische kost) kan worden verwijderd. Hierbij kan de te evalueren zone verder gaan dan de kadastrale werkzone (gebiedsgerichte aanpak), bijvoorbeeld de gehele werf of een bepaald gebied, waarbij gestreefd wordt om de globale toestand na de graafwerken te verbeteren.
- Eenzelfde redenering kan gevolgd worden bij de studie ontvangende grond. Ook hier kan een methodiek ontwikkeld worden om de kosten en baten van het gebruik van een terrein als ontvangende grond projectspecifiek te evalueren. De studie ontvangende grond is een van de gebruiksmogelijkheden volgens alternatief 4 (kader '25) maar onder de randvoorwaarden dat de concentraties in de bodem lager liggen dan 80% van de BSN type III en het eluaat voldoet aan de drinkwaterrichtlijn. Dit betekent in praktijk dat een grond met bv. een concentratie van 15 µg/kg ds PFOS in industriegebied niet kan hergebruikt worden op een aangrenzend terrein, eveneens in industriegebied en met gelijkaardige grond- en grondwaterconcentraties – hoewel de toetsingswaarde BSN type V voor PFOS 829 µg/kg ds bedraagt. Een methodiek voor de evaluatie van de risico's bij dergelijke situaties kan vermijden dat gronden onnodig verder verplaatst of gereinigd worden met alle bijhorende economische, gezondheids- (extra uitstoot en transport) en milieukosten.
- De toetsingswaarden en randvoorwaarden voor gebruik van gronden in het kader van grondverzet zijn in alle alternatieven veel strenger dan de voorwaarden die typisch gesteld worden voor een sanering. Dit vanuit de doelstelling om te voorkomen dat verontreinigde gronden niet verspreid worden naar andere terreinen. De grondverzetregeling is niet bedoeld als kostenefficiënte oplossing voor de aanpak van de verontreinigingsproblematiek. Indien als doelstelling wordt gesteld om zoveel mogelijk PFAS uit de bodem te verwijderen zal er, met dezelfde middelen, sneller resultaat geboekt worden door te focussen op zones met hoge concentraties.
- De kostprijs van bijkomende grondwaterzuiveringen voor het bemalingswater heeft een belangrijk aandeel in de kosten. Een vergelijking van beleidsalternatieven voor lozingen en het weer in de ondergrond brengen van bemalingswater is echter geen deel van voorliggende studie. Algemeen kan gesteld worden dat ook hier onderzocht kan worden of een afweging van de kosten en baten per project mogelijk is. Bemalingswater moet momenteel gezuiverd worden tot strengere waarden dan typische risicogrenswaarden bij sanering, ook hier kan bijvoorbeeld bestudeerd wordt of er nood is aan een methodiek om per werf af te wegen of het kosten-baten verdedigbaar is om slechts te zuiveren tot een

projectspecifieke risicogrenswaarde en het bemalingswater vervolgens weer in de ondergrond te brengen. De werken leiden in dit geval nog steeds tot een netto verbetering van de grondwaterkwaliteit en het sluit aan bij de beleidsdoelstelling in Vlaanderen om water maximaal terug in de ondergrond te brengen. Limiterende factoren hierbij zijn andere wetgevende kaders zoals de kaderrichtlijn water en het hanteren van de drinkwaternorm als bodemsaneringsnorm voor het grondwater.

Bijkomende cases

- In deze verkennende MKBA-studie werden twee cases gedefinieerd (bodemonderzoek en -sanering en grondverzet), die beiden focusten op de problematiek van PFAS vervuiling in bodem en grondwater in woonzone. Tijdens de Klankbordgroepen die werden georganiseerd in het kader van deze verkennende studie, werd het ook duidelijk dat het nodig is om dit soort analyses uit te voeren voor industrie- of landbouwgebied. In hoofdstuk 8 werd eerder aangehaald welke effecten wel/niet van toepassing zijn bij een ander landgebruik. Voor het kwantificeren van deze effecten is bijkomend onderzoek nodig.

BIBLIOGRAFIE

- Affuso, Ermanno, et al. 2010.** The impact of hazardous waste on property values: The effect of lead pollution. *Urbani Izziv.* 2010, Vol. 21, 2.
- Ankley, G.T., et al. 2021.** Assessing the Ecological Risks of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Current State-of-the Science and a Proposed Path Forward. 2021, Vol. 40, 3.
- Arcadis. 2018.** *Evaluatie en Analyse doorstroom bodemonderzoeken - inschatting werkvoorraad 2036.* 2018.
- Bernardini Papalia, R. e Scognamiglio, G. 2023.** Environmental justice: geostatistical analysis of environmental hazards and socioeconomic factors—the case of Italy. *GeoJournal.* 2023, Vol. 88.
- Bil, Wieneke, et al. 2021.** Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry.* 2021, Vol. 40, pp. 859–870.
- Biodiversity friend. 2025.** Soil Biodiversity Index. [Online] 2025. <https://biodiversityfriend.org/en/biodiversity-indices/sbi-bf/>.
- Brendel, S., et al. 2018.** Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environmental Sciences Europe.* 2018, Vol. 30, 1.
- Calloway, E.E., et al. 2020.** Exploring Community Psychosocial Stress Related to Per- and Poly-Fluoroalkyl Substances (PFAS) Contamination: Lessons Learned from a Qualitative Study. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH.* 2020, Vol. 17, 23.
- Cao, L., et al. 2022.** Per-/polyfluoroalkyl substance concentrations in human serum and their associations with liver cancer. 2022, Vol. 296.
- Concawe. 2024.** *PFAS soil treatment processes - A review of operating ranges and constraints.* 2024.
- Consortium Eurofins, et al. 2025.** *Grootschalig PFAS bloedonderzoek in de buurt van de 3M-fabriek in Zwijndrecht-Resultatenrapport, in opdracht van Departement Zorg.* 2025.
- Consortium UAntwerpen - VITO - PIH - UHasselt - VUB. 2023.** *Jongerenstudie HBM - omgeving 3M – Resultatenrapport, in opdracht van het Departement Omgeving, Vlaams Planbureau voor Omgeving.* Brussel : s.n., 2023.
- Cousins, I. T., et al. 2016.** The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater. *Environment International.* 2016, Vol. 94.
- Dale, L., et al. 1999.** Do Property Values Rebound from Environmental Stigmas? Evidence from Dallas. *Land Economics.* 1999, Vol. 75, 2.
- Dalla Vechia, Daniele, Rosas, Belen e Verhoest, Chrystelle. 2023.** *Life cycle assessment report, soil washing process.* 2023.
- Darmendrail, D., et al. 2004.** *Assessing the Economic Impacts of Soil Degradation - Volume 2 Case Studies and Database Research.* 2004.
- departement omgeving. 2021.** *Ruimterapport Vlaanderen 2021 - een ruimtelijke analyse van Vlaanderen.* 2021.
- Departement Omgeving, afdeling Vlaams Planbureau voor Omgeving. 2022.** *Per- en polyfluoralkylverbindingen in en rond de woning.* 2022.

- Drenning, P., et al. 2023.** Comparison of PFAS Soil Remediation Alternatives at a Civilian Airport Using Cost-Benefit Analysis. *Science of The Total Environment*. 2023, Vol. 882.
- ECHA. 2016.** *Valuing selected health impacts*. 2016.
- EEA. 2018.** *Unequal exposure and unequal impacts: social vulnerability to air pollution, noise and extreme temperatures in Europe*. Luxembourg : Publications Office of the European Union, 2018.
- Ehsan, M. N. , et al. 2024.** PFAS contamination in soil and sediment: Contribution of sources and environmental impacts on soil biota. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*. 2024, Vol. 9, p. 100643.
- Elliot, C. e Taig, T. 2003.** Ethical basis of rail safety decisions. *UK: Rail Safety and Standards Board*. 2003.
- EPA. 2009.** *Challenges in Applying Property Value Studies to Assess the Benefits of the Superfund Program*. 2009.
- . **2024.** Our Current Understanding of the Human Health and Environmental Risks of PFAS. [Online] 2024. <https://www.epa.gov/pfas/our-current-understanding-human-health-and-environmental-risks-pfas>.
- . **2024.** *PFAS drinking water regulation and treatment methods*. 2024.
- Ersdal, G. e Aven, T. 2008.** Risk informed decision-making and its ethical basis. *Reliability Engineering & System Safety*. 2008, Vol. 93, 2.
- EU. 2020.** RICHTLIJN (EU) 2020/2184 VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 16 december 2020 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water . 2020.
- European Environment Agency. 2024.** PFAS pollution in European waters. *European Environment Agency*. [Online] 2024. [https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-pollution-in-european-waters#:~:text=The%20proposed%20standard%20for%20surface,weight%20\(as%20PFOA%20equivalents\)..](https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-pollution-in-european-waters#:~:text=The%20proposed%20standard%20for%20surface,weight%20(as%20PFOA%20equivalents)..)
- Europese Commissie. 2000.** Mededeling van de Commissie over het voorzorgsbeginsel. 2000.
- experten-commissie. 2024.** *evaluatie bodemdecreet, bodemsanering, bodembeheer, op weg naar bodemzorg in 4D*. 2024.
- Feng, Danyi, Song, Cuihong e Mo, Weiwei. 2021.** Environmental, human health, and economic implications of landfill leachate treatment for per- and polyfluoroalkyl substance removal. 2021, Vol. 289, p. 112558.
- FOD volksgezondheid, veiligheid van de voedselketen en leefmilieu. 2025.** *Fluorex - evaluatie van de blootstelling van de Belgische bevolking aan per- en polyfluoralkylstoffen (PFAS) via de voeding en de bijhorende risico's*. 2025.
- Gasparatos, A., El-Haram, M. e Horner, M. 2008.** A critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*. 2008, Vol. 28, 4.
- Goldenman, Gretta, et al. 2019.** *The cost of inaction*. Copenhagen : Nordisk Ministerråd, 2019. p. 191.
- Grasmück, D and Scholz, Roland W. 2005.** Risk perception of heavy metal soil contamination by high-exposed and low-exposed inhabitants: the role of knowledge and emotional concerns. *Risk Analysis*. 2005, Vol. 25, 3.
- Groffen, T., et al. 2019.** Influence of soil physicochemical properties on the depth profiles of perfluoroalkylated acids (PFAAs) in soil along a distance gradient from a fluorochemical plant and associations with soil microbial parameters. *Chemosphere*. 2019, p. 124407.
- Groffen, Thimo, et al. 2023.** Accumulation and effects of perfluoroalkyl substances in *Arabidopsis thaliana* in a temperature-dependent manner: an in vitro study. *Environmental Science and Pollution Research*. 2023, pp. 68732-68742.

- Guignet, Dennis. 2012.** The impacts of pollution and exposure pathways on home values: A stated preference analysis. *Ecological Economics*. 2012, Vol. 82, p. 53-63.
- IARC. International Agency for research on cancer.** [Online] [Riportato: 21 mei 2025.] <https://www.iarc.who.int/news-events/iarc-monographs-evaluate-the-carcinogenicity-of-perfluorooctanoic-acid-pfoa-and-perfluorooctanesulfonic-acid-pfos/>.
- . **2025.** *Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctanesulfonic Acid (PFOS)*. 2025.
- INBO.** Biologische waarderingskaart versie 2. [Online] <https://www.vlaanderen.be/inbo/de-biologische-waarderingskaart/bwk-beschikbaarheid/>.
- Integraal waterbeleid. 2025.** Europese Kaderrichtlijn Water. *Integraal waterbeleid*. [Online] 2025. <https://www.integraalwaterbeleid.be/nl/regelgeving/kaderrichtlijn-water>.
- Izzotti, A., Spatera, P., Khalid, Z., & Pulliero, A. 2022.** Importance of Punctual Monitoring to Evaluate the Health Effects of Airborne Particulate Matter. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2022, Vol. 19.
- Jackson, Thomas. 2001.** The Effects of Environmental Contamination on Real Estate: A Literature Review. *Journal of Real Estate Literature*. 2001, Vol. 9, 2, p. 91-116.
- Jacob, Casey J., Corie Lok, Katija Morley e Powell, Douglas A. 2011.** Government management of two media-facilitated crises involving dioxin contamination of food. *Public understanding of science*. 2011, Vol. 20, 2.
- Janssen, N.A.H., et al. 2013.** Short-term effects of PM2.5, PM10 and PM2.5–10 on daily mortality in the Netherlands. *Science of The Total Environment*. 2013, Vol. 463-464.
- Kim, Ki-Hyun, Kabir, Ehsanul e Kabir, Shamin. 2015.** A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*. 2015, Vol. 74.
- Lazarevic, N., et al. 2023.** Psychological distress in three Australian communities living with environmental per- and polyfluoroalkyl substances contamination. *Science of The Total Environment*. 2023, Vol. 874.
- Léandri-Breton, Don-Jean, et al. 2024.** Winter Tracking Data Suggest that Migratory Seabirds Transport Per- and Polyfluoroalkyl Substances to Their Arctic Nesting Site. *Environmental Science & Technology*. 2024, Vol. 58, 29, p. 12909-12920.
- Leggett, Christopher G. and Bockstael, Nancy E. 2000.** Evidence of the Effects of Water Quality on Residential Land Prices. *Journal of Environmental Economics and Management*. 2000, pp. 121-144.
- Marcus, Michelle and Mueller, Rosie. 2024.** Unregulated contaminants in drinking water: Evidence from PFAS and housing prices. *Journal of Environmental Economics and Management*. 2024, Vol. 125, p. 102987.
- Menegatto, Marialuisa, et al. 2022.** The Psychological Impact of Per- and Poly-Fluoroalkyl Substances (PFAS) Pollution in the Veneto Region, Italy: A Qualitative Study with Parents. *Environmental Research and Public Health*. 19, 2022, Vol. 22.
- Munda, G.. 2006.** Social multi-criteria evaluation for urban sustainability policies. *Land Use Policy*. 2006, Vol. 23, 1.
- Obolevich, V. 2023.** One Step Closer to Zero Chemical Pollution: The Legal Adoption and Implications of the Per- and Polyfluoroalkyl Substances Restriction Proposal. *European Journal of Risk Regulation*. 2023, Vol. 14, 4.
- Opasnet. 2011.** DALY to money conversion. *Opasnet*. [Online] 2011. https://en.opasnet.org/w/DALY_to_money_conversion.
- OVAM. 2022.** *Aanwezigheid van PFAS in grond en grondwater op brandweerlocaties*. 2022.
- . **2017.** *Achilles - veiligheid, gezondheid en milieuzorgsysteem voor on-site bodemsaneringswerken*. 2017.

- . **2021.** Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminants'. Deel 2. Afleiden streefwaarden voor perfluorverbindingen. 2021.
- . **2016.** Basisinformatie voor risico-evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden. 2016.
- . **2024.** Bepalen van streefwaarden voor PFAS in grond en grondwater. 2024.
- . **2024.** code van goede praktijk: aanvullende richtlijnen BBO voor bodemverontreinigingen met PFAS. 2024.
- . **2023.** Evaluatie en bijstelling methodiek uitloging om verspreidingsrisico's van PFAS te beoordelen. 2023.
- . https://ovam.vlaanderen.be/documents/177281/0/CO2_rekenmodel_versie_1-3-1-VL_0.xls/89fbab4d-c593-d70b-0113-5889788fb4d9?version=1.0&t=1648473693624&download=true. [Online]
- . **2021.** Identificeren van hotspots met waterbodemverontreiniging gelinkt aan risico-activiteiten. 2021.
- . **2018.** Onderzoek naar aanwezigheid van PFAS in grondwater, bodem en waterbodem ter hoogte van risicoactiviteiten in Vlaanderen. 2018.
- . **2024.** PFAS verdachte activiteiten voor grond- grondwater en waterbodemverontreiniging. 2024.
- . **2025.** richtinggevende toetsingswaarden voor bodemonderzoek en sanering voor PFAS . 2025.
- . **2024.** Richtlijn PFAS-onderzoek - herziening november 2024. 2024.
- . **2022.** Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. 2022.
- Padilha, Janeide, et al. 2022.** Perfluoroalkylated compounds in the eggs and feathers of resident and migratory seabirds from the Antarctic Peninsula,. *Environmental Research*. 2022, Vol. 214, 4, p. 114157.
- Pasetto, R., Mattioli, B. e Marsili, D. 2019.** Environmental Justice in Industrially Contaminated Sites. A Review of Scientific Evidence in the WHO European Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019, Vol. 16, 6.
- Peeters, Ludo, Schreurs, Eloi and Van Passel, Steven. 2015.** Heterogeneous Impact of Soil Contamination on Farmland Prices in the Belgian Campine Region: Evidence from Unconditional Quantile Regressions. *Environmental and Resource Economics*. 66, 2015, pp. 135-168.
- Pindyck, R.S. 2007.** Uncertainty in Environmental Economics. *Review of Environmental Economics and Policy*. 2007.
- Pintus, Francesco Jacopo. 2024.** Valuing drinking water quality after a PFAS contamination event: Results from a meta-analysis benefit transfer. *Journal of Environmental Management*. 2024, Vol. 360.
- Plumlee, Megan H.; Dadakis, Jason S.; Versluis, Patrick; Olsen, Chris. 2022.** Groundwater Treatment to Remove PFAS: Restoring Local Drinking Water Supply in Orange County, California. *JournalAWWA*. 2022, Vol. 114, 8.
- Rennert, Kevin, et al. 2022.** Comprehensive evidence implies a higher social cost of CO2. 2022, Vol. 610, 7933.
- Reuben, Aaron, et al. 2022.** The Interplay of Environmental Exposures and Mental Health: Setting an Agenda. *Environmental Health Perspectives*. 120, 2022, Vol. 2.
- Richterová, D., et al. 2023.** PFAS levels and determinants of variability in exposure in European teenagers – Results from the HBM4EU aligned studies (2014–2021). 2023, Vol. 247.
- RIVM. 2020.** Ecotoxicologische risicogrenzen voor PFOS in bodem en grondwater. 2020.
- . **2024.** LCIA: the ReCiPe model. [Online] 2024. <https://www.rivm.nl/en/life-cycle-assessment-lca/recipe>.
- . **2017.** Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater. 2017.
- Saneringsverbond. 2025.** Beheercomité. 2025.

- Schmitt, Harrison J., et al. 2021.** Chronic environmental contamination: A systematic review of psychological health consequences. *Science of The Total Environmen.* 772, 2021.
- Shearer, J. J., et al. 2021.** Serum Concentrations of Per- and Polyfluoroalkyl Substances and Risk of Renal Cell Carcinoma. 2021, Vol. 113, 5.
- Silva, R.A., et al. 2016.** The Impact of Individual Anthropogenic Emissions Sectors on the Global Burden of Human Mortality due to Ambient Air Pollution. *Environmental Health Perspectives.* 2016, Vol. 124.
- Taylor, Laura O., Phaneuf, Daniel J. e Liu, Xiangping. 2016.** Disentangling property value impacts of environmental contamination from locally undesirable land uses: Implications for measuring post-cleanup stigma. *Journal of Urban Economics.* 2016, Vol. 93.
- UNEP. 1992.** *Rio Declaration on Environment and Development, in the Report of the United Nations Conference on Environment and Development.* 1992.
- Van den Bergh, J. C. J. M. 2004.** Optimal climate policy is a utopia: from quantitative to qualitative cost-benefit analysis. *Ecological Economics.* 2004, Vol. 48, 4.
- Vandermoere, Frédéric. 2008.** Psychosocial health of residents exposed to soil pollution in a Flemish neighbourhood. *Social Science & Medicine.* 66, 2008, Vol. 7.
- VITO. 2023.** *BBT voor de zuivering van met PFAS belast bedrijfsafvalwater en bemalingswater.* 2023.
- . **2022.** *Bindend normenkader voor PFOS.* 2022.
- . **2022.** *Bindend normenkader voor PFOS en PFOA.* 2022.
- . **2025.** *PFAS-verwijdering uit bemalingswater.* 2025.
- . **2020.** *Proposal for soil remediation values for Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA).* 2020.
- Vlek, C. 2010.** Judicious management of uncertain risks: II. Simple rules and more intricate models for precautionary decision-making. *Journal of Risk Research.* 2010, Vol. 13, 4.
- VMM. 2022.** *KWaliteit van het drinkwater.* 2022.
- . **2021.** *PFAS in de bronnen voor de productie van drinkwater.* 2021.
- Vrancken, Karl. 2021.** *Aanpak PFAS-problematiek - Eerste tussentijds rapport van de opdrachthouder aangesteld door de Vlaamse regering.* s.l. : Vlaamse Overheid, 2021.
- . **2022.** *De cirkel rond? - eindrapport van de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS problematiek aangesteld door de Vlaamse regering.* s.l. : Vlaamse overheid, 2022.
- . **2022.** *Van kennis naar actie - tweede tussentijds rapport van de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS-problematiek aangesteld door de Vlaamse Regering.* 2022.
- . **2022.** *Verspreiding en risico's van PFAS in Vlaanderen - derde tussentijds rapport van de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS-problematiek aangesteld door de Vlaamse regering.* s.l. : Vlaamse overheid, 2022.
- Xu, B., et al. 2023.** Effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on soil structure and function. *Soil Ecology Letters.* 2023, Vol. 5, 1.

BIJLAGEN

BIJLAGE 1: TABELLEN VERDELING LANDGEBRUIK

Tabel B.1. Percelen met PFAS-risico-activiteiten per landgebruik volgens het gewestplan.

Landgebruik o.b.v. gewestplan	Aantal terreinen	bronpercelen/ %	bron	Gezamenlijke oppervlakte van dit landgebruik (km ²)	% van totale verdachte oppervlak
Industrie	35.089	30%	313		45%
Agrarisch gebied	25.252	22%	113		16%
Wonen	56.912	49%	64,5		9%
Gemeenschapsvoorziening en openbaar nut	4.866	4%	50,5		7%
Natuur	5.806	5%	49		7%
OVG (vnl. groengebied en bufferzones)	6.675	6%	35		5%
Autosnelwegen, luchtvaartterreinen, waterwegen, militaire gebieden	1.554	1%	32		5%
Recreatie	3.228	3%	26		4%
Bos	1.828	2%	15,5		2%
Ontginningsgebied	145	0,12%	0,7		0,10%
Blanco	167	0,14%	0,1		0,01%
Totaal	116.044*			699 km²	

*een perceel kan meerdere landgebruiken omvatten.

Tabel B.2. Percelen met brandweeractiviteiten per landgebruik volgens het gewestplan.

Specifiek voor de brandweerterrainen:	Brandweerterrainen (km ²)	Incidenten (km ²)
Industrie	8	15,5
Landbouw	1	1
Wonen	1,3	0,5
Gemeenschapsvoorziening en openbaar nut	3	1,3
Natuur	0,09	0,09
OVG (vnl. groengebied en bufferzones)	0,6	0,23
Autosnelwegen, luchtvaartterreinen, waterwegen, militaire gebieden	2,9	0,02
Recreatie	0,4	0,01
Bos	0,09	0,12
Ontginningsgebied	0	0
Totaal	17.6	18.9

Tabel B.3. Percelen met PFAS-risico-activiteiten per landgebruik volgens de biologische waarderingskaart.

Landgebruik o.b.v. biologische waarderingskaart	Aantal bronpercelen/ terreinen	% bronpercelen	Gezamenlijke oppervlakte van dit landgebruik (km ²)	% totale verdachte oppervlakte
Industrie	37.148	32%	309,6	44%
Open bebouwing	52.413	45%	77,4	11%
Grasland	18.893	16%	62,9	9%
Landbouw	10.145	9%	35,1	5%
Braak	4.625	4%	29,3	4%
Loofbos	6.716	6%	26,1	4%
Vijver	3.300	3%	24,0	3%
Naaldbos	2.331	2%	21,2	3%
Recreatie/park	3.481	3%	17,7	3%
Dichte bebouwing	15.886	14%	16,9	2,4%
Struweel	3.967	3%	13,2	1,9%
Vliegveld	646	0,6%	10,5	1,5%
Ontginningslandschap	1.104	1,0%	7,8	1,1%
Droge heide	423	0,4%	7,1	1,0%
Kleine landschapselementen	6.171	5,3%	5,6	0,8%
Wegen en spoorwegen	3.976	3,4%	5,2	0,7%
Populieraanplant	1.717	1,5%	5,1	0,7%
Stort	446	0,4%	3,6	0,5%
Moeras	1.052	0,9%	3,3	0,5%
Niet gekarteerd	193	0,2%	1,8	0,3%
Ven	157	0,1%	0,8	0,12%
Waterloop	1.010	0,9%	0,8	0,11%
Laagstam	320	0,3%	0,7	0,10%
Duinen, slikken en schorre	238	0,2%	0,7	0,10%
Fort	15	0,01%	0,5	0,07%
Natte heide	31	0,03%	0,4	0,06%
Terril	17	0,01%	0,4	0,06%
Blanco – geen koppeling	1.268	1.1%	11	1,6%
Totaal	116.044*		699 km²	

*een perceel kan meerdere landgebruiken omvatten.

BIJLAGE 2: TABELLEN GEMIDDELDE OPPERVLAKTE, VOLUME EN VUILVRACHT PER VERONTREINIGING

Tabel B.4. Samenvatting gekende PFAS-verontreinigingen in goedgekeurde beschrijvende bodemonderzoeken.

Aantal BBO's	Aantal goedgekeurd/conform				
234	162				
Goedgekeurde BBO's	Grond		Grondwater		Totaal
	Geen sanering	Sanering	Geen sanering	Sanering	
Aantal verontreinigingen	66	35	133	64	298
Totale opp	263.000 m ²	19.000.000 m ²	714.000 m ²	30.000.000 m ²	50.000.000 m ²
Totale volume	313.000 m ³	36.000.000 m ³	1.034.000 m ³	118.000.000 m ³	156.000.000 m ³
Totale vuilvracht	54 kg **	40.875 kg	115 kg	17.000 kg	58.000 kg (58 ton)
Gemiddelde opp	4.000 m ²	542.000 m ²	5.370 m ²	481.000 m ²	168.000 m ²
Gemiddelde volume	4.800 m ³	1.040.000 m ³	7.770 m ³	1.876.000 m ³	512.000 m ³
Gemiddelde vuilvracht	0,84 kg	1.168 kg	0,86 kg	280 kg	196 kg
Mediane opp	0	2.552 m ²	530 m ²	9.280 m ²	927 m ²
Mediane volume	0	7.600 m ³	492 m ³	16.520 m ³	1.320 m ³
Mediane vuilvracht	0 kg*	0,79 kg	0 kg*	0,06 kg	0,01 kg

* Indien er geen sprake is van saneringsnoodzaak wordt er vaak geen vuilvracht berekend in een BBO.

** waarvan 33 kg in 1 dossier.

Eén bodemdossier, ter hoogte van en rondom een PFAS-productiesite vertegenwoordigt een zeer groot aandeel van de gekende vuilvracht en verontreinigde oppervlaktes en volumes. Gezien dit de enige productiesite is in Vlaanderen is deze niet representatief voor andere terreinen. Bovenstaande gegevens werden daarom ook herrekend met uitsluiting van de data uit dit dossier (Tabel B.5).

Tabel B.5. Samenvatting gekende PFAS-verontreinigingen in goedgekeurde beschrijvende bodemonderzoeken - met uitsluiting van het dossier van een PFAS-productiesite.

Aantal BBO's	Aantal goedgekeurd/conform				
227	159				
Goedgekeurde BBO's	Grond		Grondwater		Totaal
	P-zin	Q-zin	P-zin	Q-zin	
Aantal verontreinigingen	66	33	133	62	4
Totale opp	263.000 m ²	756.000 m ²	714.000 m ²	1.770.000 m ²	3.500.000 m ²
Totale volume	313.000 m ³	1.276.000 m ³	1.034.000 m ³	4.370.000 m ³	7.000.000 m ³
Totale vuilvracht	54 kg **	285 kg	115 kg	345 kg	800 kg (0,8 ton)
Gemiddelde oppervlakte	4.000 m ²	23.000 m ²	5.370 m ²	30.000 m ²	12.000 m ²
Gemiddelde volume	4.800 m ³	38.700 m ³	7.770 m ³	74.000 m ³	24.000 m ³
Gemiddelde vuilvracht	0,84 kg	8,65 kg	0,86 kg	5,84 kg	2,76 kg
Mediane opp	0 m ²	1.970 m ²	530 m ²	9.280 m ²	900 m ²
Mediane volume	0 m ³	6.260 m ³	492 m ³	16.520 m ³	1.223,00 m ³
Mediane vuilvracht	0 kg*	0,70 kg	0 kg*	0,05 kg	0,01 kg

* Indien er geen sprake is van saneringsnoodzaak wordt er vaak geen vuilvracht berekend in een BBO.

**waarvan 33 kg in 1 dossier.

BIJLAGE 3: TABELLEN STEEKPROEF GRONDVERZET

Tabel B.6. Verdeling van het aantal geanalyseerde PFAS-stalen over verschillende concentratie-intervallen o.b.v. steekproef technische verslagen.

TV	< RG	>RG-< SW	>RG-WVG type III-V	> WVG - < 80% BSN	> 80% BSN type V
TV01	8%	62%	75%	16%	1%
TV02	19%	37%	48%	33%	0%
TV03	3%	59%	70%	26%	1%
TV04	40%	47%	50%	10%	0%
TV05	36%	22%	38%	26%	0%
TV06	69%	24%	29%	2%	0%
TV07	23%	23%	8%	69%	0%
TV08	26%	16%	34%	40%	0%
TV09	38%	24%	47%	15%	0%
TV10	25%	42%	25%	50%	0%
TV11	0%	100%	100%	0%	0%
TV12	78%	22%	22%	0%	0%
TV13	60%	40%	40%	0%	0%
TV14	16%	18%	28%	56%	0%
TV15	0%	40%	80%	20%	0%
TV16	0%	32%	58%	42%	0%
TV17	0%	67%	100%	0%	0%
TV18	0%	17%	83%	17%	0%
TV19	0%	0%	33%	67%	0%
TV20	100%	0%	0%	0%	0%

Tabel B.7. Verdeling grondvolumes over verschillende concentratie-intervallen o.b.v. steekproef technische verslagen.

TV	Aandeel <RG	Aandeel RG-SW	Aandeel RG-WVG type III-V	Aandeel > WVG III-V - <80% BSN	Aandeel > 80%BSN
TV01	54%	22%	34%	8%	4%
TV02	42%	7%	12%	46%	0%
TV03	32%	11%	41%	27%	0%
TV04	43%	9%	57%	0%	0%
TV06	4%	62%	92%	4%	0%
TV07	0%	0%	0%	100%	0%
TV09	1%	8%	61%	38%	0%
TV10	46%	0%	0%	54%	0%
TV11	0%	100%	100%	0%	0%
TV12	15%	85%	85%	0%	0%
TV14	0%	0%	6%	72%	22%
TV15	24%	48%	57%	20%	0%
TV16	0%	26%	63%	37%	0%
TV19	0%	0%	76%	24%	0%
Totaal	43%	15%	28%	27%	2%

BIJLAGE 4: BIJKOMENDE INFO EFFECTEN

Tabel B.8. Overzicht van de experts die geconsulteerd werden voor verschillende types effecten en de probleemanalyse.

Effect	Organisatie
Probleemanalyse	Data van OVAM, Grondbank vzw, departement MOW
Economische effecten	Essenscia
	De Watergroep
Gezondheidseffecten	VPO, Departement Omgeving, team omgeving en gezondheid
	VITO
Milieu-effecten	Universiteit Antwerpen
Sociale effecten	Universiteit Antwerpen

Tabel B.9. Overzicht van de midpoint-indicatoren, uit de ReCiPe 2016-methode, met onderscheid tussen de indicatoren die verwijzen naar milieu- of gezondheidseffecten.

	Midpoint Indicator (ReCiPe 2016)	Eenheid
Milieu-effecten	Global warming	kg CO ₂ -eq
	Ozone depletion	kg CFC-11 eq
	Terrestrial acidification	kg SO ₂ -eq
	Freshwater eutrophication	kg P-eq
	Marine eutrophication	kg N-eq
	Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq
	Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq
	Marine ecotoxicity	kg 1,4-DCB eq
	Land use	m ² a crop eq
	Mineral resource scarcity	kg Cu-eq
	Fossil resource scarcity	kg oil-eq
	Water consumption	m ³
Gezondheidseffecten	Human toxicity (cancer effects)	CTU _h
	Human toxicity (non-cancer effects)	CTU _h
	Particulate matter formation	kg PM _{2.5} eq
	Ionizing radiation	kBq Co-60 eq
	Photochemical ozone formation	kg NMVOC-eq

Bijlage 5: PFAS in drinkwater – analyse en vergelijking met effect in verkennde MKBA PFAS in grond en grondwater

Deze bijlage heeft als doel een overzicht te bieden van documenten uit Nederland en de Verenigde Staten die betrekking hebben de impact van PFAS-verontreiniging op drinkwaterzuivering. Deze documenten worden bekeken in het kader van de reeds uitgevoerde verkennde Maatschappelijke Kosten-Batenanalyse (MKBA) over de aanpak en het beheer van PFAS in bodem en grondwater in Vlaanderen.

Het is belangrijk te benadrukken dat de doelstellingen van de bestudeerde onderzoeken per land en per studie verschillen. Hierdoor is een volledige en directe vergelijking niet mogelijk met de verkennde MKBA-studie in Vlaanderen. Desondanks kunnen uit de analyses waardevolle lessen worden getrokken die relevant zijn voor het Vlaamse beleid en de aanpak van PFAS in bodem en grondwater. Deze bijlage richt zich daarom op het identificeren van belangrijke inzichten en aanbevelingen die kunnen bijdragen aan een beter begrip van de effecten van PFAS op drinkwater en mogelijke beleidsopties.

De onderstaande tabel (Tabel B.10) geeft een overzicht van de documenten die in deze bijlage worden besproken en toont tevens hoe ernaar wordt verwezen in de tekst. In de tabel wordt in de kolom 'Naam' de benaming weergegeven waarmee naar het document wordt verwezen in deze bijlage. In de kolom 'Referentie en toelichting' wordt de bijbehorende referentie vermeld, aangevuld met een korte beschrijving van het document.

Tabel B.10. Overzicht documenten.

Naam document		Referentie en toelichting
Verkennde studie)	MKBA(-	De huidige rapport waar deze bijlage deel van uitmaakt. Verkennde maatschappelijke kosten baten analyse- aanpak en het beheer van PFAS in bodem en grondwater in Vlaanderen (2025) - Een studie uitgevoerd door de Universiteit van Antwerpen in samenwerking met Arcadis BE in opdracht van OVAM in 2024-2025.
Arcadis adviesrapport		PFAS in Drinkwater: een Technische en Maatschappelijke Uitdaging Adviesrapport beleidskompas regulering PFAS in het drinkwaterbesluit Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat – DGWB (2025) – een studie uitgevoerd door Arcadis NL.
Black & Veatch drinkwaterrapport		Estimating the National Cost to Remove PFAS from Drinking Water using UCMR 5 Data (2024) – een studie uitgevoerd door Black & Veatch.
Co-pilot search		Financial Impact of PFAS Contamination on U.S. Drinking Water Producers – Word document verkregen van OVAM Augustus 2025.

Bespreking Arcadis adviesrapport omtrent PFAS in drinkwater

Scope van het Arcadis adviesrapport

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat onderzoekt de haalbaarheid en gevolgen van **het opnemen van een PFAS-norm in het Drinkwaterbesluit**. In Nederland heeft het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), op basis van Europese wetenschappelijke inzichten (van EFSA), een **indicatieve richtwaarde van 4,4 ng/l Perfluorooctaan- zuur-equivalenten (PEQ)** opgesteld om de volksgezondheid te beschermen. In oppervlaktewater komen PFAS-concentraties vaak boven deze waarde voor, terwijl ondiep grondwater doorgaans nog lagere concentraties bevat. Het is echter te verwachten dat deze stoffen zich op termijn ook naar diepere grondwaterlagen verspreiden.

Deze studie heeft als **doel de voor- en nadelen van het implementeren van de RIVM-richtwaarde als formele norm in het Drinkwaterbesluit** in kaart te brengen. Hierbij ligt de focus op de effecten voor de drinkwatersector, inclusief technische, financiële en maatschappelijke aspecten. Het onderzoek is uitgevoerd volgens de methodiek van het Beleidskompas, waarmee verschillende beleidsopties zijn uitgewerkt en de impact ervan is ingeschat. De centrale vraag is hoe de invoering van een norm van 4,4 ng PEQ/l voor PFAS in drinkwater **het functioneren van drinkwaterbedrijven beïnvloedt** en welke adviezen hieruit volgen voor een verantwoorde omgang met deze voorgestelde norm.

Het rapport behandelt bovendien bredere overwegingen, zoals onzekerheden over toxiciteit en Europese normering, beschikbaarheid van zuiveringstechnieken, investerings- en operationele gevolgen, duurzaamheidseffecten, en de noodzaak van een integrale aanpak van PFAS-blootstelling via verschillende bronnen. Hiermee biedt de studie een fundering voor beleidsbeslissingen over toekomstige normstelling en de timing en wijze van implementatie binnen de drinkwatersector.

Het Arcadis adviesrapport beschrijft drie beleidsalternatieven voor PFAS-normering in drinkwater. De eerste optie, **directe en maximale normstelling**, voert een somnorm van 4,4 ng PEQ/l voor alle PFAS inclusief TFA vanaf 2028 in, wat maximale bescherming biedt maar hoge kosten en technische uitdagingen met zich meebrengt. De tweede optie, **toekomstige normstelling op basis van de DWR**, hanteert dezelfde somnorm voor een beperkte PFAS-lijst zonder TFA tot 2040, wat de uitvoerbaarheid vergroot maar het beschermingspotentieel verlaagt. De derde optie, **gefaseerde normstelling**, introduceert een gefaseerde invoering van de norm voor PFAS inclusief TFA tussen 2035 en 2040, waardoor drinkwaterbedrijven meer tijd krijgen voor technologische aanpassingen, terwijl de kosten en uitdagingen grotendeels vergelijkbaar blijven.

Vergelijking met verkennende MKBA-studie

Hoewel de scope van de verkennende MKBA-studie verschilt van die van het Arcadis-adviesrapport, vormt het Arcadis-rapport een waardevolle aanvulling. In de verkennende MKBA-studie vormt drinkwaterzuivering slechts één van de vele effecten die in de kosten-batenanalyse worden meegenomen, waarbij de nadruk ligt op het kwantificeren en omzetten van effecten in monetaire termen. De belangrijkste overlap met het Arcadis adviesrapport ligt daarom in de financiële consequenties van het zuiveren van PFAS uit water, zowel naar

investeringsbehoeften als naar operationele kosten. Daarnaast biedt het Arcadis adviesrapport aanvullende kennis over technische haalbaarheid, implementatietermijnen, afvalverwerking en duurzaamheidseffecten, die gebruikt kan worden om de praktische haalbaarheid en tijdsaspecten van PFAS-verwijdering uit drinkwater beter te begrijpen, ook al zijn deze aspecten niet het primaire focuspunt van de verkennende MKBA-studie.

De financiële cijfers uit beide rapporten werden indicatief met elkaar vergeleken om een eerste inschatting te maken van de orde van grootte van de kosten. Een directe vergelijking blijft echter moeilijk, aangezien de studies uitgaan van verschillende aannames, kostendefinities en een uiteenlopende scope. In het adviesrapport van Arcadis worden twee technieken onderzocht: omgekeerde osmose (RO, *reversed osmosis*) en actiefkoolinstallaties. In de verkennende MKBA lag de focus echter op ionenwisseling en actiefkoolinstallaties. Het Arcadis adviesrapport bestudeert omgekeerde osmose omdat deze techniek ook effectief is voor de verwijdering van TFA uit oppervlaktewater, een aspect dat buiten de scope van de verkennende MKBA-studie valt.

Voor de berekening van de **CAPEX** en **OPEX** van ionenwisseling werd in de verkennende MKBA-studie gebruikt gemaakt van informatie van EMIS/VITO: “voor een vaste filterkolom met een inhoud van 4,5 m³ en een maximaal debiet van 65–90 m³/u worden de installatiekosten geschat op € 2 000 000, terwijl de jaarlijkse operationele kosten bij gebruik van single-use harsen ongeveer € 100 000 per jaar bedragen, oftewel € 0,25 per m³ behandeld water”. Het Arcadis-rapport schat daarnaast de kosten in voor omgekeerde osmose, wat hogere CAPEX-kosten heeft dan de ionenwisseling (meer dan een factor 2 hoger). Bij het berekenen van de CAPEX houden ze ook rekening houden met bijkomende infrastructuur zoals gebouwen, pompen, leidingen en uitbreiding van de voorzuivering. Voor de OPEX werden lagere kosten geschat voor de omgekeerde osmose (ongeveer een factor 5 lager), maar dit betreft enkel het elektriciteitsgebruik (andere kosten zoals onderhoud en chemicaliën ontbreken wegens beperkte data).

Net zoals in de verkennende MKBA worden kosten voor actieve koolinstallaties bekeken, en wordt aangegeven dat die sterk afhangt van de bestaande infrastructuur en de mogelijkheid tot hergebruik van actieve kool. In de verkennende MKBA werd voor actieve kool een brede benadering van de kosten gehanteerd: zowel een scenario waarbij een volledig nieuwe installatie nodig is, als met een situatie waarin slechts beperkte aanpassingen aan de bestaande infrastructuur volstaat. Daarnaast werd gewerkt met jaarlijkse operationele kosten (OPEX) die uitgaat van het gebruik van niet-gerecycleerde actieve kool. In de praktijk liggen deze kosten vaak lager, omdat actieve kool gedeeltelijk kan worden geregenereerd en hergebruikt. Hierdoor komen de berekeningen uit op een jaarlijkse OPEX van ongeveer €121.500, terwijl in het Arcadis-adviesrapport een veel lagere OPEX wordt gehanteerd — omgerekend naar eenzelfde behandelingscapaciteit van 1,5 miljoen m³/jaar zou dit ongeveer €44.000 per jaar bedragen¹⁹. Dit verschil illustreert de uiteenlopende aannames tussen beide studies en onderstreept dat de verkennende MKBA eerder een brede kostenrange weergeeft dan een exacte kostprijsinschatting.

¹⁹ Ter simplificatie werd gebruik gemaakt van de cijfers uit het Arcadis adviesrapport rond beleidsoptie 1 (de ondergrens). De CAPEX en OPEX zijn herberekend van een basisvolume van 500 miljoen m³/jaar naar 1,5 miljoen m³/jaar door lineaire schaling van de kosten.

Een snelle **NCW-berekening** (Netto Contante Waarde) voor één waterproductiecentrale (WPC) in Vlaanderen met een capaciteit van 1,5 miljoen m³/jaar (zoals in de verkennende MKBA) die werkt met omgekeerde osmose (met de cijfers van het adviesrapport van Arcadis) over een periode van 25 jaar (discontovoet 5%), resulteert in **-€13,3 miljoen (1) als de getallen uit het Arcadis adviesrapport worden gebruikt (p. 36 en verdere in adviesrapport Arcadis²⁰)**. Ter vergelijking, de berekeningen met het gebruik van ionenwisseling (met de cijfers van de verkennende MKBA) leveren voor een vergelijkbare periode en context een NCW van ongeveer **-€9 miljoen (2)**.

$$NCW = -12.330.000 + \sum_{t=1}^{25} \frac{-69.000}{(1 + 0,05)^t} \cong -13.300.000 \quad (1)$$

$$NCW = -4.000.000 + \sum_{t=1}^{25} \frac{-375.000}{(1 + 0,05)^t} \cong -9.300.000 \quad (2)$$

De resultaten liggen in een vergelijkbare ordegrrootte, al moet worden opgemerkt dat er nog aanzienlijke verschillen blijven door de uiteenlopende aannames en scope van beide studies.

Voor een meer gedetailleerde en geval-specifieke kosteninschatting voor Vlaanderen verwijzen we naar het lopende onderzoek van AquaFlanders, dat zich richt op de concrete technische en financiële haalbaarheid van PFAS-verwijdering in Vlaamse drinkwaterproductie.

Overzicht relevante bevindingen Arcadis adviesrapport

- **Omschakeling naar omgekeerde osmose (RO) voor oppervlaktewaterbedrijven:**
Voor drinkwaterbedrijven die oppervlaktewater gebruiken, zal het naleven van een strikte PFAS-norm waarschijnlijk een overstap naar RO vereisen. Belangrijke uitdagingen hierbij zijn:
 - Het verkrijgen van vergunningen voor de afvoer van PFAS-houdend concentraat.
 - De extra hoeveelheid ruw water die nodig is voor de RO-installatie.
 - Hoge investerings- en operationele kosten.
- **Alternatief bij minder strikte normen:**
Wanneer de norm minder streng is, kan optimalisatie van bestaande actief-koolinstallaties volstaan. Dit kan technisch interessant zijn, maar het is onzeker of het volledig haalbaar is en ook in dit geval blijven de kosten hoog.
- **Gefaseerde aanpak:**
Een gefaseerde invoering van de norm kan drinkwaterbedrijven meer tijd geven om benodigde technologische aanpassingen door te voeren, waardoor de uitvoerbaarheid en planning verbeteren.
- **Specifieke aandacht voor TFA:**
TFA kan niet worden verwijderd met actief kool en vereist altijd RO voor effectieve verwijdering. Dit

²⁰ Ter simplificatie werd gebruikt gemaakt van de cijfers uit het Arcadis adviesrapport rond beleidsoptie 1 (de ondergrens). De CAPEX en OPEX zijn herberekend van een basisvolume van 500 miljoen m³/jaar naar 1,5 miljoen m³/jaar door lineaire schaling van de kosten.

betekent dat zelfs bij gedeeltelijke normering of gefaseerde aanpak, RO noodzakelijk kan zijn voor bepaalde componenten.

- **Deelstroom-RO kan volstaan:**

Het rapport benadrukt dat niet overal volledige RO-installaties nodig zijn; het behandelen van een deelstroom kan vaak voldoende zijn om aan de norm te voldoen, wat de kosten en technische belasting beperkt.

- **Duurzaamheidsaspecten:**

De overstap naar RO brengt aanzienlijke duurzaamheidsoverwegingen met zich mee, zoals:

- Grote hoeveelheden PFAS-houdend concentraat die verwerkt moeten worden.
- Vragen over lozingslocaties en milieu-impact.
- Verhoogd energie- en waterverbruik.

Bespreking Black & Veatch drinkwaterrapport in de VS (Costs Fact Sheet)

Black & Veatch (2024) schatten **de nationale jaarlijkse kosten voor PFAS-verwijdering in de Verenigde Staten** op 2,7 tot 3,5 miljard USD, afhankelijk van de gehanteerde aannames en dataverwerking in de UCMR 5-analyse. Dit ligt aanzienlijk hoger dan de 1,5 miljard USD die de EPA zelf in haar finale regelgevingsanalyse rapporteerde, voornamelijk door verschillen in onderliggende parameters zoals de discontovoet (2 % versus 3 %), de levensduur van installaties (82 jaar versus 30 jaar) en de verwerking van niet-detecteerbare meetwaarden. Het rapport rekent met dezelfde grenswaarden als de officiële federale drinkwaternormen van de EPA, waarbij vooral de limiet van 4 ng/L voor PFOA en PFOS de bepalende factor is voor de kostenberekeningen. Daarnaast toont het rapport aan dat ionenwisseling en actief kool doorgaans de goedkoopste behandelopties blijven, en dat schaalvoordelen sterk doorwegen: kleine drinkwatersystemen (< 1.000 inwoners) zouden jaarlijks gemiddeld ca. 1.300 USD per huishouden betalen, terwijl dit bij grote systemen (> 100.000 inwoners) daalt tot ongeveer 50 USD. Deze bevindingen onderstrepen dat verschillen in aannames, schaal en methodologie een aanzienlijke invloed hebben op kostenramingen — een conclusie die ook relevant is bij de vergelijking tussen de berekeningen in de verkennende MKBA en het Arcadis adviesrapport.

Het rapport van Black & Veatch bespreekt daarbij dezelfde zuiveringstechnologieën als in het Arcadis adviesrapport en in de verkennende MKBA-studie, met name ionenwisseling, omgekeerde osmose, en actieve kool. Hierdoor vormt het een waardevolle bijkomende referentie voor de inschatting van investerings- en exploitatiekosten. Bovendien laat het rapport zien hoe deze technieken zich financieel gedragen op verschillende schalen en onder uiteenlopende regelgevende kaders — inzichten die ook voor de Vlaamse context relevant kunnen zijn bij het inschatten van de haalbaarheid en kosteneffectiviteit van PFAS-verwijdering uit drinkwater.

Vergelijking cijfers drinkwaterzuivering over rapporten heen

Om een indruk te krijgen van de cijfers, werd de verkennende MKBA, het Arcadis-adviesrapport en het Black & Veatch-rapport naast elkaar gezet (zie Tabel B.11). Dit is echter niet eenvoudig, omdat beide rapporten gebruikmaken van totaal verschillende aannames: gebaseerd op andere landen, hanteren verschillende uitgangspunten en nemen uiteenlopende kostenposten mee (bijvoorbeeld bij de CAPEX kan het gebouw en de

leidingen wel of niet zijn inbegrepen). Een vergelijking moet daarom met uiterste voorzichtigheid worden bekeken. Voor deze analyse werden alle cijfers geschaald naar een capaciteit van 1,5 miljoen m³/jaar, zoals gehanteerd in de verkennende MKBA. Hierbij is lineair schalen toegepast, wat uiteraard een vereenvoudiging is. Wat opvalt, is dat het sterk afhangt van het rapport hoe bepaalde kosten en aannames worden ingeschat. Vervolgens werd voor elk van de geschaalde cijfers de NCW berekend over een periode van 25 jaar met een discontovoet van 5 %. De resultaten voor de ionenwisselaar en omgekeerde osmose liggen steeds rond de 10 miljoen euro. Voor actieve kool variëren de NCW's tussen ongeveer 1 en 6 miljoen euro, afhankelijk van de aanwezigheid van bestaande infrastructuur. Het Black & Veatch-rapport hanteert daarbij gemiddelde kosten, onafhankelijk van de toegepaste technologie.

Tabel B.11. Vergelijking Vlaamse, Nederlandse en Amerikaanse studie omtrent drinkwaterzuiveringskosten

	Verkennde MKBA (IW)	Verkennde MKBA (AK)	Arcadis adviesrapport (RO)	Arcadis adviesrapport (AK)	Black & Veatch drinkwaterrapport
Capaciteit in rapport	1,5 Mm ³ /jaar	1,5 Mm ³ /jaar	500 Mm ³ /jaar	135 Mm ³ /jaar	"For service population: 10.001 – 50.000"
CAPEX (in miljoen euro)	4,50	4	4.110	75	9,480*
OPEX (in miljoen euro)	0,38	0,13	23	4	0,164*
Capaciteit 1,5M m³/jaar	1,5 Mm ³ /jaar	1,5 Mm ³ /jaar	1,5 Mm ³ /jaar	1,5 Mm ³ /jaar	1,5 Mm ³ /jaar
Lineair schalen	1	1	0,0030	0,0111	1
CAPEX (in miljoen euro)	4,50	4	12,33	0,83	9,480*
OPEX (in miljoen euro)	0,38	0,13	0,07	0,04	0,164*
NCW (levensduur 25 jaar, discontovoet 5%) (in miljoen euro)	-9,86	-5,83	-13,32	-1,39	-11,79

*wisselkoers gebruikt van 1 USD = 0,8616 EUR

Note: IW = ionenwisselaar, AK = actieve kool, RO = omgekeerde osmose, M = miljoen

Co-pilot search

Het document "Financial Impact of PFAS Contamination on U.S. Drinking Water Producers" (2024) bespreekt de financiële gevolgen van de nieuwe federale PFAS-normen in de VS. Sinds 2024 gelden EPA-grenswaarden van 4 ng/L voor PFOA en PFOS, en een hazard index ≤ 1 voor mengsels van vier andere PFAS. Deze normen verplichten duizenden waterbedrijven tot investeringen in (nieuwe) zuiveringstechnieken zoals actieve kool, ionenwisseling en omgekeerde osmose. De jaarlijkse nationale kosten worden geschat tussen \$1,5 en \$3,8 miljard, met een totale investeringsbehoefte van \$30–50 miljard over de komende decennia. Ondanks federale financiering ($\pm$ \$9 miljard via het Infrastructure Law) en schikkingen met producenten (o.a. 3M en DuPont – samen > \$12 miljard), blijft er een aanzienlijk financieringstekort. Vooral kleine en rurale waterbedrijven lopen het risico financieel overbelast te worden, terwijl grotere nutsbedrijven vaker toegang hebben tot leningen of rechtsherstel. De Amerikaanse casussen bieden opnieuw enkele duidelijke parallellen en leerpunten. Ten eerste benadrukt dit, net zoals het Black & Veatch-rapport over drinkwater, het belang van schaal en lokale context. Net zoals in de VS kleine, landelijke waterbedrijven relatief zwaar worden getroffen door PFAS-normen, zal ook in Vlaanderen

de impact per waterproductiecentrale sterk afhangen van de kwaliteit van het bronwater, het type installatie en de grootte van het waterbedrijf. Ten tweede bevestigen de Amerikaanse cijfers de significante financiële lasten van PFAS-verwijdering, inclusief hoge CAPEX voor installatie van omgekeerde osmose, actieve kool of ionenwisseling en aanzienlijke OPEX voor exploitatie en afvalverwerking. Dit sluit nauw aan bij zowel de verkennende MKBA-inschattingen als de investeringsramingen van Arcadis, en benadrukt dat de orde van grootte van de kosten vergelijkbaar is, ook in een andere context. Ten derde laat de VS zien hoe externe financiering en juridische acties (*polluter pays*) een cruciale rol kunnen spelen bij het beperken van lasten voor consumenten, een aspect dat in Vlaanderen ook nog in de beleidsdiscussie zit. Tot slot bieden de VS-case studies inzichten in gefaseerde implementatie en prioritering van technologieën per bron of deelstroom, een aanpak die ook in het Arcadis adviesrapport wordt besproken. Kortom, de Amerikaanse ervaring bevestigt de noodzaak van een geïntegreerde aanpak die technische haalbaarheid, financiële haalbaarheid en maatschappelijke draagkracht in balans brengt, en biedt nuttige benchmarks voor Vlaamse scenarioanalyses.

Conclusie

De analyse van PFAS in drinkwater, in vergelijking met de verkennende MKBA over PFAS in bodem en grondwater, toont aan dat PFAS-verwijdering zowel technisch als financieel een aanzienlijke uitdaging vormt. Zowel de Nederlandse als de Amerikaanse studies bevestigen dat investeringen in zuiveringstechnieken zoals ionenwisseling, actieve kool en omgekeerde osmose noodzakelijk zijn om aan strikte PFAS-normen te voldoen. De kosten, zowel CAPEX als OPEX, zijn significant en hangen sterk af van de schaal van het waterbedrijf, de bronwaterkwaliteit en het type installatie.

De vergelijking tussen de Arcadis- en Black & Veatch-rapporten met de verkennende MKBA laat zien dat de orde van grootte van de kosten voor PFAS-verwijdering vergelijkbaar is, ondanks verschillen in aannames, scope en technieken. Kleine en rurale waterbedrijven worden relatief zwaarder getroffen, terwijl grotere systemen schaalvoordelen kunnen benutten. Daarnaast benadrukken de internationale voorbeelden het belang van gefaseerde implementatie, prioritering van technologieën per bron, en de rol van externe financiering en juridische mechanismen om de financiële last te beperken.

Voor Vlaanderen onderstreept deze analyse de noodzaak van een geïntegreerde aanpak die technische haalbaarheid, financiële draagkracht en maatschappelijke effecten in balans brengt. De inzichten uit de buitenlandse rapporten kunnen dienen als nuttige benchmarks en bieden handvatten voor het verfijnen van toekomstige beleidskeuzes rond PFAS-beheer in drinkwater.