

VERANTWOORD OMGAAN MET ONZEKERHEID:

KOSTEN EFFECTIEF BEHEERSEN VAN
MOBIELE BODEMVERONTREINIGING

Dr.ir. G.A.M. van Meurs

Dr. F.H.M. Mischgofsky

Ir. E.O.F. Calle

GRONDMECHANICA DELFT

Postbus 69

2600 AB Delft

FEB@delftgeot.nl

ruimte geven, geven stellen
tijdschrift bodem 10/2000

VERANTWOORD OMGAAN MET ONZEKERHEID:

KOSTENEFFECTIEF BEHEERSEN VAN
MOBIELE BODEMVERONTREINIGING

Dr.ir. G.A.M. van Meurs
Dr. F.H.M. Mischgofsky
Ir. E.O.F. Calle

GRONDMECHANICA DELFT
Postbus 69
2600 AB Delft
FEB@delftgeot.nl

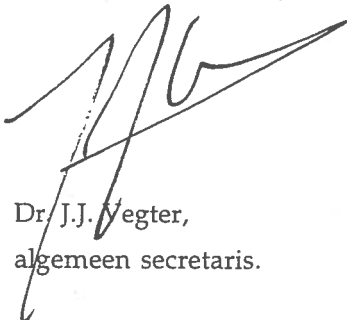
opgesteld in opdracht van de
Technische commissie bodembescherming

VOORWOORD VAN DE TCB

Bij de sanering van bodemverontreiniging doen zich situaties voor waar grondwaterverontreiniging of dreigende grondwaterverontreiniging moet worden beheerst. Hetzij als eindoplossing in het kader van een IBC-variant, hetzij als maatregel die de inzet van extensieve *in-situ*-reinigingstechnieken mogelijk maakt. Van de inzet van extensieve reinigingstechnieken wordt een grote kostenreductie verwacht. Maar de verontreinigingssituatie moet wel beheersbaar en controleerbaar blijven gedurende de tijd dat de reinigingsprocessen hun werk doen. Hierbij is het van groot belang dat rekening wordt gehouden met onzekerheden die worden veroorzaakt door de veelal gebrekkige kennis over de ondergrond. Het voorliggende rapport dat in opdracht van de Technische commissie bodembescherming is opgesteld, beschrijft een benadering om met dergelijke onzekerheden om te gaan. Deze benadering sluit aan bij ervaringen die zijn opgedaan in de geotechniek.

Kennis van bodemeigenschappen en bodemstructuur wordt belangrijk als men overdimensionering van maatregelen wenst te voorkomen. Het concept van Flexibele Emissiebeheersing, dat in dit rapport wordt beschreven, verschaft een denkkader waarmee onnodige kosten van beheersmaatregelen door overdimensionering kunnen worden voorkomen. De geotechnische benadering voor het karakteriseren van relevante bodemeigenschappen en bodemstructuur is als een noodzakelijke voorwaarde voor FEB te beschouwen. Toepassing op verontreinigde locaties waar gekozen wordt voor beheersing in plaats van verwijdering, zal de waarde ervan in de praktijk moeten aantonen.

Namens de commissie,



Dr. J.J. Vegter,
algemeen secretaris.

INHOUDSOPGAVE

SAMENVATTING	3
KNELPUNTEN BIJ DE TRADITIONELE IBC-BENADERING	3
HET NIEUWE BELEID BEVER.....	3
EEN KOSTEN-EFFECTIEF ALTERNATIEF VOOR IBC: FEB	4
PROBABILISTISCH ONTWERPEN VAN DE FEB-MAATREGELEN	4
CONCLUSIE.....	5
1 DOEL EN AANPAK VAN DE STUDIE	7
1.1 BEHOEFTE AAN SYSTEMATIEK VOOR KOSTENEFFECTIEVE EMISSIEBEHEERSING.....	7
1.2 PROBLEEMSTELLING: OMGAAN MET ONZEKERHEDEN	8
1.3 DOELSTELLING VAN HET ONDERZOEK.....	9
1.4 UITWERKING VAN HET ONDERZOEK.....	9
2 ONTWERP VAN EEN KOSTENEFFECTIEVE BEHEERSSYSTEMATIEK	11
2.1 GEDRAG EN VERSPREIDING	11
2.2 AANPASSING BENADERING 'BRON-PAD-BEDREIGD OBJECT'	11
2.3 AANPASSING IBC-CONCEPT: GEFASEERDE FLEXIBELE EMISSIE BEHEERSING (FEB)	12
2.4 DE KOSTEN VAN FEB-AANPAK.....	15
2.5 GEBIEDSGERICHTE BENADERING	16
3 PROBABILISTISCH ONTWERPEN VAN EEN SANERINGSPLAN	17
3.1 ANALOGIE MET TOEPASSINGEN IN DE CIVIELE TECHNIEK	17
3.2 BEGRIPPENKADER BIJ PROBABILISTISCH ONTWERPEN	17
3.2.1 <i>Opstellen van een ondergrondmodel</i>	17
3.2.2 <i>'Sterke' en 'zwakke' heterogeniteit</i>	19
3.2.3 <i>Heterogeniteit van de ondergrond</i>	19
3.2.4 <i>Basisopzet en detailopzet van een ondergrondmodel</i>	20
3.2.5 <i>Deterministische benadering</i>	21
3.2.6 <i>Stochastische benadering</i>	21
3.2.7 <i>Probabilistische benadering</i>	22
3.2.8 <i>Uitwerking van een voorbeeld uit de dijkbouw voor een ondergrondmodel</i>	23
3.3 PROBABILISTISCH ONTWERPEN VAN EEN DIJKLICHAAM	25
3.3.1 <i>Relevante faalmechanismen bij het ontwerpen</i>	25
3.3.2 <i>Opstellen ondergrondmodellen</i>	25
3.3.3 <i>A-priori bepaalde faalkans voor een dijklichaam</i>	26
3.3.4 <i>A-posteriori bepaalde faalkans voor een dijklichaam</i>	26
3.3.5 <i>Voorbeelden van ontwerpaanpassing op basis van terugkoppeling met meetgegevens</i>	27
3.3.6 <i>Analogieën voor het ontwerpen van een saneringsplan</i>	27
3.4 PROBABILISTISCH ONTWERPEN VAN EEN SANERINGSPLAN	27
3.4.1 <i>Ondergrondmodellen</i>	27
3.4.2 <i>Ontwerpen saneringsaanpak</i>	28
3.4.3 <i>Realiseren van de aanpak en monitoring</i>	30
3.4.4 <i>Voorbeeld: Toepassing op het verontreinigingsgeval Rids-terrein</i>	30
3.4.5 <i>Conclusie</i>	32
4 CONSEQUENTIES VOOR MEET- EN MONITORINGSTRATEGIEËN	33
4.1 NOODZAAK VOOR MONITORING.....	33
4.2 INITIËLE METINGEN.....	34
4.3 CONTROLERENDE METINGEN.....	34
4.4 VERIFIËRENDE METINGEN	34
4.5 VRACHTMETINGEN	34

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN.....	37
5.1 CONCLUSIES.....	37
5.2 AANBEVELINGEN.....	38
LITERATUUR	39
BIJLAGE 1: REKENVOORBEELD VOOR TOEPASSING BAYESIAANSE BENADERING.....	1
DE ONDERGRONDMODELLEN	1
CRITERIUM VOOR FALEN	1
VASTSTELLEN A-PRIORI FAALKANS.....	2
VASTSTELLEN A-POSTERIORI FAALKANS	3
BIJLAGE 2: VOORBEELDSITUATIE UITGEWERKT VOOR HET RIDS-TERREIN.....	1
VOORGESCHIEDENIS EN HUIDIGE SITUATIE.....	1
VERSPREIDING EN RISICO VERBONDEN AAN VERSPREIDING	1
<i>Prognose autonome verspreiding.....</i>	<i>1</i>
<i>Urgentie op basis van verspreidingsrisico.....</i>	<i>1</i>
PROBABILISTISCHE AANPAK	2
<i>Basisopzet ondergrondmodel en detailuitwerking.....</i>	<i>2</i>
<i>Probabilistische benadering</i>	<i>2</i>
<i>Detailuitwerking ondergrondmodel</i>	<i>4</i>
<i>Berekening van het gedrag en transport in de tijd.....</i>	<i>5</i>

Samenvatting

Knelpunten bij de traditionele IBC-benadering

Het IBC-concept wordt gebruikt uit preventieve overwegingen bij het inrichten en de nazorg van stortplaatsen en depots (baggerspecie en afval C3) en uit curatieve overwegingen bij het beheersen dan wel het saneren van reeds verontreinigde grond en grondwater. Het IBC-concept is momenteel sterk civiel-technisch ingevuld en gericht op maximale risicobeheersing. De knelpunten, die optreden bij de praktische uitvoering van IBC maatregelen in zijn huidige vorm, zijn (Schurink e.a., 1997):

- De praktische uitvoering van IBC in zijn huidige opzet is *kostbaar*. Als gevolg van *ontbrekende informatie* worden isolatiemaatregelen vaak overgedimensioneerd. Ook zijn de nazorgkosten hoog. Soms beslaan nazorgkosten al bijna de helft van het beschikbare provinciale saneringsbudget.
- Er bestaan *onzekerheden* en *tegenstrijdigheden* rond doelstellingen en criteria van isoleren, beheersen en controleren in praktijksituaties.
- *Onzekerheid* bestaat over de effectiviteit van IBC-maatregelen op langere termijn.

Kijkend naar maatregelen gericht op het beheersen van risico bij andere civieltechnische toepassingen, dan zien we dat zulke maatregelen vooral worden getroffen indien er sprake is van een kleine kans op het optreden van een gebeurtenis en er grote schadelijke gevolgen mee gemoeid zijn, die bovendien snel optreden. Een voorbeeld hiervan is het optreden van een dijkdoorbraak bij een hoge waterstand in de rivier.

Het nieuwe beleid BEVER

Het treffen van maatregelen bij bodemverontreiniging volgens het IBC-concept sloot aan bij de politieke en publieke perceptie die aanwezig was ten tijde van Lekkerkerk: bodemverontreiniging is een chemische tijdbom die vroeg of laat explodeert. De perceptie van bodemverontreiniging is de laatste jaren evenwel aan wijziging onderhevig. Het besef is groeiende dat:

- De processen traag verlopen mede als gevolg van het adsorberend vermogen van de ondergrond.
- Natuurlijke afbraak van organische verontreinigingen plaatsvindt waardoor de ondergrond een zeker zelfherstellend vermogen bezit.

Het nieuwe beleid van de overheid sluit hierop aan. De twee lijnen, die middels BEVER in gang zijn gezet, zijn:

- Functiegericht saneren van grond met een immobiele verontreiniging.
- Kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen uit grond en grondwater.

Bij het kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen staat het beleid open voor extensieve technieken waaronder het stimuleren van natuurlijke afbraak. De verwijdering mag binnen bestuurlijk hanteerbare termijnen (gedacht wordt aan een periode van 30 jaar) plaatsvinden en een tijdelijk grotere verspreiding onder specifieke voorwaarden lijkt te worden toegestaan. Vanuit deze optiek kan dan anders over IBC worden gedacht. Het anders denken geldt zowel bij het in stand houden van preventieve (bodembeschermende) maatregelen (zoals nazorg bij stortplaatsen en depots) als bij het treffen van curatieve (bodemsanerende) maatregelen.

Een kosten-effectief alternatief voor IBC: FEB

Het ontwerpen van kosteneffectieve saneringsmaatregelen om mobiele verontreinigingen te verwijderen vereist een meer flexibel IBC-denkkader. De systematiek van gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing (FEB) sluit hierop aan. FEB kan gezien worden als *aanvulling op en een uitbreiding* van het IBC-concept. Een gefaseerd FEB-ontwerp speelt in op aanwezige onzekerheden door eerst de hoogst noodzakelijke maatregelen te treffen (fase 1) en pas als blijkt dat, als gevolg van aanwezige onzekerheden (faalkans), dit niet afdoende is, worden aanvullende maatregelen getroffen (fase 2). De aanvullende maatregelen zijn afgestemd op het gedrag en de verspreiding die dan *daadwerkelijk aangetoond* zijn. FEB biedt daardoor een *grotere betrouwbaarheid* tegen in het algemeen *aanzienlijk lagere kosten*.

Door monitoring dient het vertrouwen geboden te worden dat de verontreiniging nimmer de limietgrens bereikt. Als de verspreiding sneller verloopt dan verwacht, wordt dit tijdig waargenomen en dienen er (interventie) maatregelen beschikbaar te zijn. In de ontwerpfase moet dan ook niet alleen aandacht worden geschonken aan (*eerstelijns*) maatregelen ter plaatse van de bron maar ook aan eventuele (*tweedelijns*) maatregelen. Deze aanvullende maatregelen zorgen dan, indien nodig, voor het terugdringen van de verspreiding. Op deze wijze is er sprake van een *'fail-safe' ontwerp* in tegenstelling tot de huidige IBC-systematiek (Schurink e.a., 1997).

Het kosteneffectief verwijderen van een mobiele verontreiniging bestaat dan uit het vergelijken van enerzijds de kosten van een gefaseerd FEB-ontwerp en het (eventuele) extra ruimtebeslag en anderzijds de kosten behorende bij een traditioneel IBC-ontwerp met een hoge ontwerpbetrouwbaarheid maar ook met hoge kosten. De hoge kosten zijn een gevolg van overdimensionering van de maatregel, en de kosten voor onderhoud en nazorg. Opgemerkt kan worden dat in het algemeen geen tweedelijnsmaatregelen zijn voorzien voor het geval de bestaande voorzieningen falen.

Probabilistisch ontwerpen van de FEB-maatregelen

Om een goede kostenafweging te kunnen maken, is kennis vereist van de verwachte faalkans van een ontworpen maatregel. De faalkans kan bepaald worden door gebruik te maken van modellen die het gedrag en transport van verontreinigingen in de ondergrond beschrijven. Bij het opstellen van de faalkans dient tevens rekening te worden gehouden met onzekerheid in kennis over de bodemopbouw

en de bodemeigenschappen (ondergrondmodel). Hierbij kan gebruik worden gemaakt van de kennis en ervaring die is opgedaan bij het (probabilistisch) ontwerpen en construeren van dijklichamen. Ook hier speelt onzekerheid een rol, bijvoorbeeld als gevolg van aanwezige bodemheterogeniteit. De onzekerheid kan zichtbaar worden gemaakt door meerdere ondergrondmodellen in beschouwing te nemen.

Bij het construeren van een ondergrondmodel wordt gebruik gemaakt van 'harde' gegevens, ontleend aan boringen en sonderingen, en 'zachte' informatie die bestaat uit interpretatie van meetgegevens en informatie over bijvoorbeeld de geologische ontstaansgeschiedenis van een gebied. Binnen de geotechniek wordt onderscheid gemaakt in een tweetal vormen van heterogeniteit: 'sterke' heterogeniteit, dat wil zeggen ernstige verstoringen in een profiel van bodemlagen (bijvoorbeeld een zandige insnijding in een kleilaag), en 'zwakke' heterogeniteit, dat wil zeggen variatie van eigenschappen binnen bodemlagen (bijvoorbeeld de variatie in dikte van een laag). Een extra ondergrondmodel wordt in beschouwing genomen indien het gedrag en het transport van verontreinigingen in dat ondergrondmodel significant afwijken van een eerder geselecteerd model. Op deze wijze wordt het aantal geselecteerde ondergrondmodellen beperkt gehouden terwijl de gevolgen van aanwezige onzekerheid worden meegenomen. De probabilistische methode is het meest geschikt voor het omgaan met onzekerheden.

In het proces van probabilistisch ontwerpen worden eerst verschillende ondergrondmodellen geïdentificeerd. Ieder ondergrondmodel past bij de beschikbare meetgegevens en beschikbare informatie bijvoorbeeld over de geologische ontstaansgeschiedenis van het gebied. Ieder ondergrondmodel krijgt zijn eigen waarschijnlijkheid. Dit is een maat voor het vertrouwen dat in het betreffende ondergrondmodel bestaat. Het toevoegen van een extra ondergrondmodel is pas interessant als de gevolgen van het saneringsontwerp binnen dit ondergrondmodel sterk afwijken van een eerder geïdentificeerd ondergrondmodel. De a-priori faalkans (voor de realisatie) van het ontwerp wordt nu bepaald voor ieder ondergrondmodel. Is de totale faalkans (dit is de sommatie van de a-priori faalkansen behorende bij de verschillende ondergrondmodellen) kleiner dan de vereiste faalkans, dan wordt het ontwerp uitgevoerd. Zo niet, dan vindt bijstelling plaats. Tijdens het realiseren van de saneringsmaatregel worden metingen uitgevoerd. De meetresultaten worden gebruikt om de waarschijnlijkheid van de verschillende ondergrondmodellen bij te stellen en de totale a-posteriori faalkans (na of tijdens de realisatie) te bepalen. Is deze faalkans groter dan de vereiste faalkans dan vindt bijstelling plaats van de saneringsmaatregel. Toepassing van de probabilistische methode is derhalve de *betrouwbaarste manier* van omgaan met onzekerheden bij het ontwerpen en realiseren van maatregelen voor de beheersing van grondwaterverontreinigingen.

Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat gefaseerde FEB in combinatie met een probabilistische benadering kan leiden tot een minstens even grote betrouwbaarheid tegen in het algemeen aanzienlijk lagere kosten en met een veelal aanzienlijk kortere nazorgperiode. Dit geldt zowel voor de sanering van reeds opgetreden grondwaterverontreiniging als ook voor de monitoring en nazorg van stortplaatsen en afvaldepots. Door FEB op regionale schaal toe te passen, kunnen de kosten nog verder afnemen. Dit

wordt ondersteund door de in kader van NOBIS uitgevoerde FEB studies naar de emissiebeheersing van de bodemverontreiniging op het Rids-terrein en van de stortplaats Emminkhuizerberg (Schurink e.a., 1998), alsmede door de regionale studie die voor de provincie Zuid-Holland is uitgevoerd naar beheersing van emissies van de 41 zellingen langs de Hollandsche IJssel (Weststrate e.a., 1998).

1 Doel en aanpak van de studie

1.1 Behoeftte aan systematiek voor kosteneffectieve emissiebeheersing

Het IBC-concept (Isoleren, Beheersen en Controleren) wordt gebruikt uit preventieve overwegingen bij het inrichten en de nazorg van stortplaatsen en baggerspecie- en afvaldepots en uit curatieve overwegingen bij het beheersen dan wel het saneren van reeds verontreinigde grond en grondwater. Het IBC-concept is momenteel sterk civiel-technisch ingevuld en gericht op maximale risicobeheersing. Desalniettemin vereist een IBC-aanpak nazorg en onderhoud van de getroffen voorzieningen. Beheersen volgens het IBC-concept is derhalve tot dusverre een belangrijke aanpak gebleken voor grootschalige verontreinigde bodems en voor de omgang met reststoffen. Het wordt gezien als een op grote schaal toepasbare, betrouwbare en kosteneffectieve oplossing die recht doet aan ketenbeheer en integrale milieuzorg, mits emissies met beheersmaatregelen voldoende worden teruggebracht en door de uitvoering van nazorg kunnen worden gecontroleerd.

Kijkend naar het toepassen van maatregelen gericht op het beheersen van risico's op andere terreinen dan zien we dat zulke maatregelen vooral worden getroffen indien er sprake is van een kleine kans op het optreden van een gebeurtenis en er grote en snelle schadelijke gevolgen mee gemoeid zijn. Voorbeelden hiervan zijn het optreden van een dijkdoorbraak bij een hoge waterstand in de rivier en van een fall-out bij een kerncentrale.

Het treffen van maatregelen bij bodemverontreiniging volgens het IBC-concept sloot aan bij de politieke en publieke perceptie die aanwezig was ten tijde van Lekkerkerk: bodemverontreiniging werd door sommigen gezien als een chemische tijdbom die vroeg of laat kon exploderen. De perceptie van bodemverontreiniging is de laatste jaren evenwel aan wijziging onderhevig. Het besef dringt door dat:

- De processen traag verlopen mede als gevolg van het adsorberend vermogen van de ondergrond.
- Natuurlijke afbraak van organische verontreinigingen plaatsvindt waardoor de ondergrond een zeker zelfherstellend vermogen bezit.

Het nieuwe beleid sluit hierop aan. De twee lijnen, die in het kader van de beleidsvernieuwing (BEVER) in gang zijn gezet, zijn:

- Functiegericht saneren van grond met immobiele verontreinigingen.
- Kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen uit grond en grondwater.

Bij het kosteneffectief verwijderen van mobiele verontreinigingen staat het beleid open voor extensieve technieken waaronder het stimuleren van natuurlijke afbraak. De verwijdering mag binnen bestuurlijk hanteerbare termijnen plaatsvinden (gedacht wordt aan 30 jaar) en een tijdelijk grotere verspreiding lijkt onder specifieke voorwaarden te worden toegestaan.

Vanuit deze optiek kan dan anders over IBC worden gedacht. Het anders denken geldt zowel bij het treffen van preventieve (bodembeschermende) maatregelen bij het inrichten en de nazorg van stortplaatsen en depots als bij het treffen van curatieve (bodemsanerende) maatregelen. De knelpunten, die optreden bij de praktische uitvoering van IBC maatregelen in de huidige vorm, zijn (Schurink e.a., 1997):

- De praktische uitvoering van IBC in zijn huidige opzet is *kostbaar*. Als gevolg van *ontbrekende informatie* worden isolatiemaatregelen vaak overgedimensioneerd. Ook zijn de nazorgkosten hoog. Soms beslaan nazorgkosten al bijna de helft van het beschikbare provinciale saneringsbudget.
- Er bestaan *onzekerheden* en *tegenstrijdigheden* rond doelstellingen en criteria van isoleren, beheersen en controleren in praktijksituaties.
- *Onzekerheid* bestaat over de effectiviteit van IBC-maatregelen op langere termijn:
 - Wat is de intensiteit van de bronemissie en hoe lang duurt het?
 - Wat is de effectiviteit van het beheers- en monitoringsysteem en bestaat er een noodzaak voor aanvullende maatregelen?

Bij de traditionele IBC-aanpak blijkt in de meeste gevallen bijvoorbeeld geen vooraf bepaald plan aanwezig te zijn indien uit monitoring blijkt dat het IBC-systeem faalt. In veel gevallen is zelfs niet aangegeven bij welke meetwaarden geconcludeerd moet worden dat het IBC-systeem faalt (Schurink e.a., 1997).

Mede door de hoge kostbaar van IBC-maatregelen in zijn huidige vorm stagneert de bodemsanering. Maatschappelijke ambities op het vlak van de ruimtelijke ordening kunnen niet, of slechts bijzonder lastig, worden gerealiseerd. Het ontwerpen van kosteneffectieve saneringsmaatregelen om mobiele verontreinigingen te verwijderen, vereist derhalve een meer flexibel IBC-denkkader. De systematiek van gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing (FEB) sluit hierop aan. FEB kan gezien worden als een aanvulling op en een uitbreiding van het IBC-concept. Bij het uitwerken van de FEB-systematiek om adequaat rekening te houden met onzekerheden in bodemopbouw en bodemeigenschappen kan gebruik worden gemaakt van kennis en ervaring opgedaan in de civiele techniek zoals bij het ontwerpen van dijklichamen.

1.2 Probleemstelling: omgaan met onzekerheden

Resultaten van onderzoek en advies met betrekking tot de aanpak van bodemverontreiniging zijn met de nodige onzekerheden omgeven (Schurink e.a., 1997). Deze onzekerheden worden in hoge mate bepaald door:

- De grillige variabiliteit in *bodemopbouw* / bodemlagen.
- De ruimtelijke variabiliteit in *eigenschappen* binnen bodemlagen.
- Onzekerheden in *meetdata*; hoe representatief is een meetgegeven, meetfouten.
- Onzekerheden in het *conceptuele model*; processen niet onderkend of buitengesloten.

- *Rekenmodellen* gaan uit van een ruimtelijke schematisatie (= vereenvoudiging) van de werkelijkheid.
- Processen worden getoetst op *huidige* (bekende) omstandigheden en vervolgens met het rekenmodel geëxtrapoleerd naar *toekomstige* (extremere) situaties.
- Onzekerheden in *scenario's*; factoren niet onderkend of uitgesloten; bijvoorbeeld ontwikkelingen in externe omstandigheden zoals een klimaatsverandering die een gevolg voor de nuttige neerslag heeft.

Naarmate de bodem heterogener is, dat wil zeggen een grotere spreiding bezit in bodemopbouw en een grotere variatie heeft in eigenschappen binnen bodemlagen, is ook de mate van onzekerheid groter met betrekking tot de snelheid waarmee (fysische, biologische en chemische) processen verlopen. Deze onzekerheid werkt rechtstreeks door in de onzekerheid van het effect van een eenmaal gekozen saneringsmaatregel. De bodem is veelal zo complex, dat op voorhand deze onzekerheden niet vallen te elimineren. Het is beter om in te spelen op deze onzekerheden door een maatregel uit te voeren, het effect van de maatregel te volgen door middel van metingen en de resultaten van de metingen te gebruiken voor het treffen van eventuele aanvullende maatregelen (gefaseerde benadering).

1.3 Doelstelling van het onderzoek

De vraagstelling van deze studie is:

- De bruikbaarheid vaststellen van het karakteriseren van bodemheterogeniteit volgens geotechnische concepten en methodieken.
- Nagaan op welke wijze veiligheidsfactoren bij bodemsanering feitelijk worden gehanteerd en hoe het beter zou kunnen (afgestemd op de behoefte van actief bodem- en grondwaterbeheer).
- De mogelijkheden aangeven die beschikbaar zijn voor het verkleinen van de mate van onzekerheid. Hierbij wordt *modelvorming* toegepast. De resultaten worden vertaald naar een aangepaste strategie voor het *uitvoeren van metingen* en het *ontwerpen van een systeem van monitoring* bij bodemverontreiniging.
- De mogelijkheden aangeven tot het *terugkoppelen* van meetresultaten naar de kennis van de ondergrond en de *verwachte effectiviteit* van maatregelen op grond waarvan eventueel een aanpassing kan plaatsvinden in de metingen, de modelvorming dan wel de (beheers)maatregelen.
- De bijgestelde methodiek vergelijken met de *huidige traditionele* aanpak bij het inschatten van de effecten van heterogeniteit bij bodemverontreiniging.

1.4 Uitwerking van het onderzoek

Om de doelstelling te bereiken wordt het onderzoek uitgevoerd in de volgende stappen:

- Ingegaan wordt op het principe van een risicobenadering en de wijze waarop het IBC-concept aangepast en uitgebreid kan worden (gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing) opdat een kosteneffectieve beheerssystematiek wordt verkregen (Hoofdstuk 2).

- Er wordt stil gestaan bij de faalmechanismen die op kunnen treden bij het ontwerpen en construeren van een *dijklichaam* en het ontwerpen en implementeren van een *saneringsplan*. Er wordt stil gestaan bij het a-priori toetsen (*voordat* aanvullende meetgegevens beschikbaar zijn gekomen) en a-posteriori toetsen (*nadat* aanvullende meetgegevens beschikbaar zijn gekomen). (Hoofdstuk 3)
- Aangegeven wordt op welke wijze probabilistisch binnen de geotechniek wordt toegepast om adequaat in te spelen op aanwezige onzekerheden, bijvoorbeeld bij het ontwerpen van dijklichamen. Het begrippenkader wordt toegelicht dat gebruikt wordt bij het probabilistisch ontwerpen. Een toelichting wordt gegeven over de wijze waarop een ondergrondmodel tot stand komt. Bij het construeren van een ondergrondmodel wordt gebruik gemaakt van zogenaamde 'harde' gegevens en 'zachte' informatie. Onderscheid wordt gemaakt tussen 'zwakke' en 'sterke' *heterogeniteit*. (Hoofdstuk 3)
- De wijze waarop de aanpak van bodemverontreiniging probabilistisch kan worden ontworpen wordt beschreven. Tevens wordt een vergelijking gemaakt met de deterministisch en stochastische methodiek (Hoofdstuk 3).
- Aangestipt wordt de wijze waarop een Bayesiaanse benadering wordt gehanteerd bij het bepalen van a-priori en a-posteriori faalkansen. De bestaande mogelijkheden worden aangegeven die beschikbaar zijn bij het beschrijven van de eigenschappen van en processen in de ondergrond. (Hoofdstuk 3)
- Vervolgens wordt voor een geval van bodemverontreiniging (het Rids-terrein) aangegeven hoe een ondergrondmodel tot stand komt door gebruik te maken van 'harde' gegevens en 'zachte' informatie. Het gedrag en het transport, binnen de verschillende ondergrondmodellen, worden vervolgens berekend. Hierdoor ontstaat inzicht in spreiding van het eindresultaat als gevolg van onzekerheid in bodemeigenschappen. (Hoofdstuk 3)
- De gevolgen van probabilistisch ontwerpen voor het uitvoeren van metingen worden belicht. (Hoofdstuk 4)

De verschillende stappen worden, over het algemeen, op een kwalitatieve wijze doorlopen. Daar waar kwantificering nodig is wordt dit in een bijlage gepresenteerd: toepassing Bayesiaanse benadering in bijlage 1 en Voorbeeldsituatie uitgewerkt voor het Rids-terrein in bijlage 2. In hoofdstuk 5 worden de conclusies en bevindingen gepresenteerd.

2 Samenvatting literatuur observatiemethode

2.1 Inleiding: de observatiemethode in de geotechniek

De observatiemethode wordt reeds in verschillende landen toegepast in de geotechniek. De methode heeft groot potentieel om kostenbesparingen op te leveren en risico's te beheersen. Volgens Eurocode7 (1994) is het toegestaan om, onder bepaalde voorwaarden, de observatiemethode toe te passen. In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de mogelijke varianten van de observatiemethode, zoals die in de literatuur zijn beschreven. Ook wordt de bestaande theorie over toepassing van de observatiemethode behandeld.

2.2 De observatiemethode in de bouwfase en in de gebruiksfase

Volgens Peck (1969) beperkt toepassing van de observatiemethode zich tot de bouwfase. De gehanteerde definitie van de observatiemethode beperkt zich ook tot toepassing in de bouwfase. Volgens Powderham (1994) is het echter ook mogelijk om de observatiemethode toe te passen in de gebruiksfase. Hij wijst daarbij wel op de mogelijke problemen bij lange-termijn-monitoring en beheersing. Morgenstern (1994) noemt dit ook als een belangrijke beperking voor toepassing van de observatiemethode in de gebruiksfase. Bij een levensduur groter dan 50 jaar is de monitoring en beheersing van vooraf onbeheersbare factoren afhankelijk. Zo vergt lange-termijn-beheersing een stabiele maatschappij. Naast technische bestaan volgens hem ook ethische bezwaren bij toepassing van de observatiemethode in de gebruiksfase: men belast latere generaties met de verplichting tot monitoring en beheersing.

2.3 Varianten van de observatiemethode

2.3.1 Bewezen Sterkte Methode

Van de Bewezen Sterkte Methode bestaan twee uitvoeringen: een deterministische en een probabilistische [Calle, 1999]. Bij de deterministische methode worden veiligheidsfactoren die zijn gebruikt bij de oorspronkelijke dimensionering aangepast op basis van bewezen sterkte. Hiertoe worden opgetreden belastingeffecten vergeleken met opneembare belastingeffecten. De deterministische methode richt zich dus op bijstelling van de karakteristieke sterkte. De probabilistische methode richt zich op bijstelling van de faalkans. Daartoe wordt gebruik gemaakt van Bayesiaans updaten.

Feitelijk is de Bewezen Sterkte Methode geen variant maar een onderdeel van de observatiemethode waarbij de nadruk op de eindfase ligt. Men gebruikt weliswaar waarnemingen om exactere uitspraken te doen over de capaciteiten (niet het gedrag) van een constructie, maar integratie van ontwerp en uitvoering is afwezig.

2.3.2 Back Analysis

Bij Back Analysis worden waarnemingen gebruikt om de waarden van de variabelen die het proces beschrijven, te herleiden. Een toepassing van Back Analysis wordt gegeven door Bakker (1998). Hierbij wordt de theorie van Bayes gebruikt om parameters te fitten zodat een optimale beschrijving van de werkelijke vervorming van een damwand wordt verkregen.

Feitelijk is Back Analysis zelf geen variant maar een onderdeel van de observatiemethode. Waarnemingen worden bij observatiemethoden immers herleid tot waarden van variabelen of parameters die het proces beschrijven. Met de aldus verkregen waarden worden uitspraken gedaan over het gedrag van de constructie in de toekomst.

2.3.3 Observatiemethode van Peck

De observatiemethode van Peck [Peck, 1969] bestaat uit de volgende onderdelen:

1. Het verkrijgen van een beeld van de karakteristieke eigenschappen van de grond.
2. Het beschouwen van de meest waarschijnlijke (most probable) en de meest ongunstige condities.
3. Het maken van een ontwerp, gebaseerd op de werkhypothese dat het grondgedrag overeenkomt met de meest waarschijnlijke condities.
4. De selectie van meetgrootheden die het proces karakteriseren om de werkhypothese te kunnen toetsen en het berekenen van de waarden onder de werkhypothese.
5. Het berekenen van de waarden van de meetgrootheden onder de meest ongunstige condities.
6. Het vooraf selecteren van acties of aanpassingen indien een significante afwijking wordt geconstateerd tussen de waarnemingen en de waarden die zijn berekend op basis van de werkhypothese.
7. Het doen en evalueren van waarnemingen.
8. Het aanpassen van het ontwerp op basis van de waarnemingen.

De methode van Peck kent twee toepassingswijzen:

1. Best-way-out: de uitvoering is reeds begonnen, maar men wordt geconfronteerd met onverwachte problemen. De observatiemethode wordt dan toegepast om aanpassingen te motiveren en te monitoren. Deze variant komt in de praktijk vaak voor. Een toepassing wordt gegeven in Powderham (1994). Deze toepassingswijze wordt niet opgevat als het ontwerpen met observatiemethode (zie ook paragraaf 3.4).
2. Ab-initio: het gebruik van de observatiemethode wordt geheel geïntegreerd in het project: al in de ontwerpfase wordt uitgegaan van de observatiemethode. Toepassingen van deze variant zijn gegeven in Choa (1994), Harris e.a. (1994), Iwasaki e.a. (1994), Nicholson en Low (1994), Roberts en Preene (1994) en Young en Ho (1994).

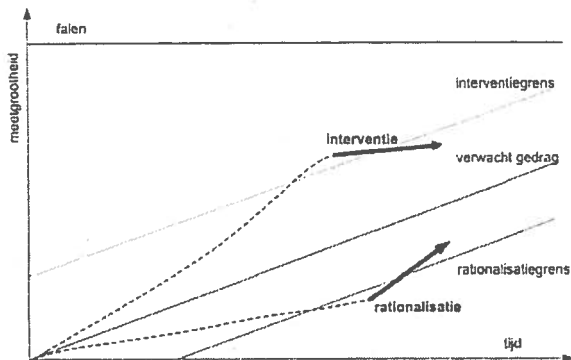
2.3.4 Observatiemethode met voortschrijdende aanpassing

Door Powderham (1994) is de observatiemethode met voortschrijdende aanpassing opgesteld. Deze methode gaat bij het bepalen van de werkhypothese uit van 'more probable conditions' in plaats van 'most probable conditions'. Vervolgens worden aanpassingen aan het ontwerp geleidelijk geïntroduceerd tijdens de uitvoering, in de richting van de 'most probable conditions'. Door Muir Wood (2000) is getoond dat het werken met 'more probable conditions' economisch gunstiger is dan het werken met 'most probable conditions'. Toepassingen van de observatiemethode met voortschrijdende aanpassing zijn gegeven in Glass (1994), Powderham (1994) en Powderham (1999).

2.3.5 Observatiemethode met scenario's

Door Van de Kamp (2003) is de observatiemethode met scenario's ontwikkeld. Bij deze methode wordt als volgt te werk gegaan:

1. Stel op basis van grondonderzoek en inzicht drie scenario's op: een positieve, een verwachte en een negatieve.
2. Maak voor elke situatie een ontwerp en geef aan hoe een ontwerp aangepast kan worden tot een van de overige ontwerpen.
3. Kies het startscenario.
4. Bepaal relevante meetgrootheden en ontwerp een monitoringssysteem.
5. Leg interventie- en rationalisatiegrenzen vast.
6. Start de uitvoering. Indien monitoring uitwijst dat de rationalisatiegrens wordt bereikt, kan worden overgeschakeld op een lichter ontwerp. Indien de interventiegrens wordt bereikt, moet worden overgeschakeld op een zwaarder ontwerp (zie figuur 1).



Figuur 1 Schematische weergave observatiemethode met scenario's volgens Van de Kamp (2003)

De methode is sterk verwant aan een toepassing van de observatiemethode bij een diepe ontgraving zoals beschreven door Ikuta e.a. (1994).

2.3.6 Analytische probabilistische observatiemethode

Door Hachich en Vanmarcke (1983) en Tang e.a. (1994) zijn aanzetten gegeven richting een analytische probabilistische observatiemethode. Beide artikelen behandelen onzekerheden in ruimtelijke spreiding. Door waarnemingen te doen kan deze ruimtelijke spreiding via Bayesiaans updaten exacter worden beschreven. De probabilistische observatiemethode is gebaseerd op het random field model (Vanmarcke, 1988). Dit model veronderstelt dat de waarde van een bepaalde variabele in een ruimtelijk veld wordt bepaald door de kansdichtheidsfunctie van deze variabele en de relatie (correlatie) met naburige punten.

2.3.7 Numerieke probabilistische observatiemethode

Door Delft Cluster is een onderzoek gestart naar een rationele monitoringsfilosofie: HerMes. Het onderzoeksprogramma richt zich op de invloed van waarnemingen op de verdelingsfunctie van de voorspelde resultaten.

Een toepassing wordt gegeven bij de aanleg van een zandlichaam [Hölscher, 2003; Molendijk en Dijkstra, 2003]. De benodigde hoeveelheden zand zijn gedurende het ophoogproces aangepast aan de verwachting van de eindzetting. Met een MonteCarlo simulatie zijn de 5% onder- en de 95%-bovengrens van de zetting berekend. Daartoe werden 10.000 zettingscurven berekend. Aangenomen werd dat de curven die binnen 0.1m van de meetresultaten vielen, een realistische zettingsvoorspelling gaven. Van de 83 curven die aan dit criterium voldeden, is vervolgens de variantie berekend. Aldus is de overschrijdingskans van de maximaal toelaatbare zetting berekend. In Bijlage 2 wordt een onvolkomenheid in deze berekening behandeld.

2.4 Bestaande voorwaarden voor toepassing observatiemethode

Door Van Baars en Vrijling (2003) zijn voorwaarden opgesteld waaraan toepassing van de observatiemethode dient te voldoen:

- 1 Toepassing van de observatiemethode moet contractueel en bij wet zijn toegestaan.
- 2 Er moeten grote onzekerheden bestaan ten aanzien van de werkelijke ondergrondcondities.
- 3 Tegenvallende, verwachte of gunstige ondergrondcondities moeten leiden tot een aanzienlijk verschil in de kosten of het risico van de constructie of uitvoeringswijze.
- 4 De onzekere ondergrondconditie moet goed meetbaar zijn.
- 5 De constructie of uitvoering moet kunnen worden aangepast nadat de data zijn verkregen. Dit punt is gerelateerd aan broos bezwijken.
- 6 Dit betekent dat de uitvoering uit ten minste twee fases bestaat.
- 7 De kosten van het veranderen van de constructie (extra kosten maal overschrijdingskans) moeten lager zijn dan de opbrengst (bespaard geld voor de lichtere constructie maal overschrijdingskans).
- 8 De reactieduur voor monitoring en implementatie moet afdoende zijn om het werk te beheersen.
- 9 Als de uitvoering wordt gestart met een lichter ontwerp, moet men zeker zijn dat gedurende de eerste fase geen maximale belasting kan voorkomen die tot falen leidt voor de constructie versterkt kan worden.

Deze lijst kan worden aangevuld met:

- 10 Grote variabele belastingen zijn niet toegestaan (Van de Kamp en Van Baars, 2003).
- 11 De totale tijdsduur van de omschakeling moet relatief kort zijn ten opzichte van het bouwproces (Van de Kamp en Van Baars, 2003).

In paragraaf 10.3.2 wordt deze lijst voorwaarden op grond van de verkregen inzichten van commentaar voorzien. Vervolgens wordt in paragraaf 10.3.3 een aangevulde en op enkele punten aangepaste lijst gepresenteerd.

2.5 Aanzet risicobenadering observatiemethode

In een conceptartikel van Van Baars en Vrijling (2003) wordt een eerste aanzet gegeven voor een risicobenadering bij de observatiemethode. Een risicobenadering combineert kansen en kostencomponenten, zodat de verwachtingswaarde van de kosten van een ontwerp met observatiemethode kan worden bepaald en vergeleken met die van een conventioneel Risk Based Optimised ontwerp. In Van Baars en Vrijling (2003) wordt gegeven:

0 Risk Based Optimised (RBO) ontwerp: normaal ontwerp

$$E(C_0) = S_0 + P_{F;0} \cdot F \quad (1)$$

1 Observational Method (OM) ontwerp: normaal startontwerp met mogelijk rationalisatie

$$E(C_1) = S_0 + P_{0 \rightarrow 2} \cdot S_{0 \rightarrow 2} + M + (P_{0 \rightarrow 2} \cdot P_{F;2} + (1 - P_{0 \rightarrow 2}) \cdot P_{F;0}) \cdot F \quad (2)$$

2 Observational Method (OM) ontwerp: licht startontwerp met mogelijk interventie

$$E(C_2) = S_2 + P_{2 \rightarrow 0} \cdot S_{2 \rightarrow 0} + M + (P_{2 \rightarrow 0} \cdot P_{F;0} + (1 - P_{2 \rightarrow 0}) \cdot P_{F;2}) \cdot F \quad (3)$$

Waarin:

- $E(C_z)$ verwachtingswaarde van de kosten van ontwerp z
 S_x totale constructiekosten (0 =normaal, 2 =licht)
 $S_{x \rightarrow y}$ totale constructiekosten voor aanpassing van ontwerp van x naar y (0 =RBO, 2 =licht)
 $P_{F;x}$ faalkans voor constructie x
 $P_{x \rightarrow y}$ kans op ontwerp aanpassing van x naar y
 M kosten van monitoring
 F faalkosten

De bronsterkte is afhankelijk van het karakter van de verontreiniging, de concentratie en de omvang. De ruimtelijke afstand tussen de 'bron' en het 'bedreigd object' en het gedrag van de verontreiniging (mobiliteit en afbraak) bepalen een eventuele bedreiging van het 'bedreigd object'. Onder een kwetsbaar of 'bedreigd object' kunnen verschillende voorbeelden worden begrepen (figuur 2.1); een put voor de onttrekking van grondwater, het grondwater zelf, het grondwater in dieper gelegen watervoerende lagen e.d.. Of grondwater zelf een bedreigd object is, is een beleidskeuze die onder meer afhankelijk kan zijn van de huidige kwaliteit en de huidige dan wel de toekomstige bestemming van het grondwater.

Het redeneren vanuit 'de bron' via het 'pad' naar het (potentieel) 'bedreigde object' wordt sinds het begin van de jaren tachtig als rationele basis gehanteerd voor het karakteriseren van risico's verbonden aan bodemverontreiniging. Nieuw is, om te starten bij het (potentieel) 'bedreigde object' en de maatregelen vast te stellen ter plaatse van de 'bron' dan wel langs het 'pad' opdat ter plaatse van het 'bedreigde object' sprake blijft van een acceptabele situatie. De methodiek van terugredeneren (in het engels soms wel 'backcasting' genoemd), wordt in de Amerikaanse literatuur 'Risk Based Corrective Action' (RBCA) genoemd. De systematiek van gefaseerde Flexibele Emissie beheersing, als uitbreiding van het huidige IBC-concept, vormt dan het kader waarbinnen deze methodiek wordt toegepast. Het ontwerp van maatregelen (saneren en beheersen) wordt gestuurd door (de reductie van) het resterende risico dat ermee wordt bereikt bij het bedreigde object. De afstand tussen de bron en het bedreigde object bepaalt de ruimte die beschikbaar is voor saneringsmaatregelen met een eventuele tijdelijke verspreiding van de verontreiniging zoals bij een extensieve aanpak op basis van natuurlijke afbraak.

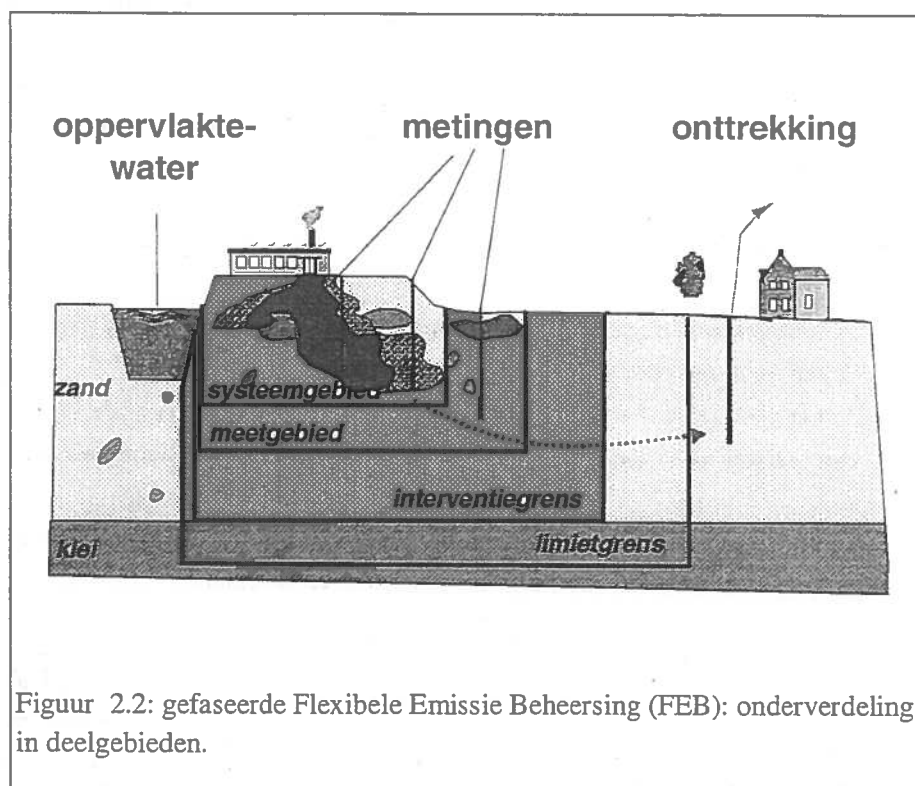
2.3 Aanpassing IBC-concept: gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing (FEB)

De systematiek van *gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing* (FEB) kan gezien worden als een aanvulling op en een verdere uitwerking van het IBC-concept (Isoleren, Beheersen en Controleren). FEB is een systematiek die onderzoek en uitvoering in fasen toestaat en flexibel is bij tussentijdse aanpassingen. Binnen vooraf vastgestelde grenzen tolereert FEB de emissie van verontreiniging. Beheersing wordt gerealiseerd door het treffen van eventuele (eerstelijns)maatregelen ter plaatse van de bron, door continue monitoring en door aanvullende maatregelen achter de hand te houden. De aanvullende maatregelen worden onmiddellijk in werking gesteld zodra de emissie een van tevoren bepaald niveau (de alarmwaarde) bij de meetgrens overschrijdt. Op deze wijze wordt een dubbele bescherming geboden, namelijk door de eerstelijnsmaatregelen en de aanvullende maatregelen.

Bij een aanpak volgens de FEB systematiek is sprake van een viertal deelgebieden met even zovele grenzen (Schurink e.a. 1997). De verschillende deelgebieden sluiten van binnen naar buiten op elkaar aan. Opeenvolgend zijn dat de volgende deelgebieden (figuur 2.2):

- *Limietgrens*: de grens waarover, onder geen enkele voorwaarde, emissie mag optreden boven de vooraf (door het bevoegd gezag) vastgestelde norm.

- *Interventiegrens*: deze grens is zo gekozen ten opzichte van de *limietgrens*, dat er voldoende ruimte is om zonedig tijdig (tweedelijns) interventie maatregelen te nemen opdat de normstelling ter plaatse van de *limietgrens* nimmer wordt overschreden.
- *Meetgebied* afgebakend door de *meetgrens*: het gebied waarbinnen metingen plaatsvinden naar het effect van maatregelen. Bij een vooraf bepaalde overschrijding van het emissieniveau worden interventie maatregelen ingangezet.
- *Systeemgebied* afgebakend door de *systeemgrens*: het gebied waarbinnen (eerstelijns) beheersmaatregelen plaatsvinden, zoals verwijdering van de bron (afpompen van puur product) of isolatie van de bron. Tevens worden in dit gebied de effecten van de ingrepen gemeten (verifiërende monitoring).



Figuur 2.2: gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing (FEB): onderverdeling in deelgebieden.

Deelgebieden omvatten elkaar: ook binnen het systeemgebied wordt gemeten. In het *systeemgebied*, ook wel actieve zone genoemd, ligt de verontreiniging (de 'bron') en worden de (eerstelijns)maatregelen getroffen. De toevoeging 'eerstelijns' betekent dat in dit gebied maatregelen worden getroffen indien van meet af aan zichtbaar is dat zonder deze maatregelen de limietwaarde overschreden zal gaan worden. Indien bijvoorbeeld natuurlijke afbraak plaatsvindt en het nog onzeker is in hoeverre dit afdoende is, kan worden volstaan met monitoring. Vooralsnog worden dan geen verdere maatregelen getroffen.

Binnen het *meetgebied* worden metingen uitgevoerd om de effecten van een plan van aanpak (beheersmaatregelen) te volgen. Metingen kunnen controlerend van karakter zijn: blijft de

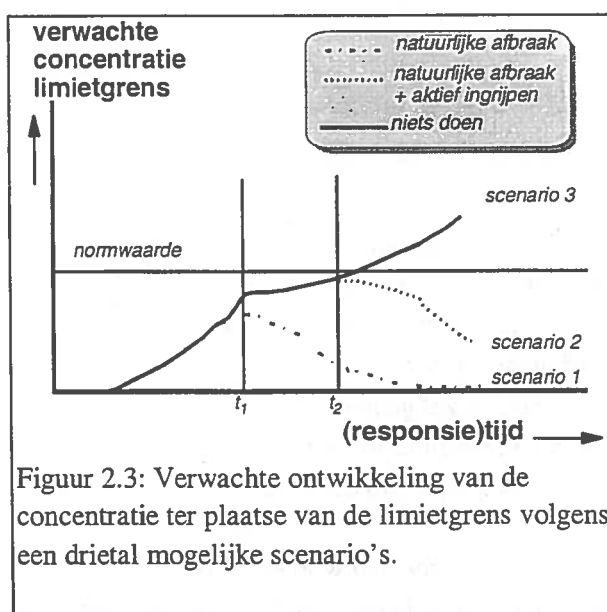
verplaatsingssnelheid van de pluim van de verontreiniging binnen de perken, of verifiërend van karakter zijn: komt de mate van natuurlijke afbraak overeen met de verwachting. In het *meetgebied* zijn de metingen derhalve enerzijds gericht op het vaststellen in hoeverre er kans is op een verspreiding van mobiele componenten waarbij de toegestane emissie of concentratie (bijvoorbeeld de interventiewaarde) ter plaatse van de limietgrens overschreden zal gaan worden. Anderzijds zijn de metingen bedoeld om vast te stellen of het model van de ondergrond, dat onze kennis over de bodemopbouw en het gedrag en de verspreiding van de verontreinigingen weergeeft, de problematiek voldoende nauwkeurig representeert. Indien dit niet het geval is, behoeft dit bijstelling.

De ligging van de *limietgrens* is een beleidsmatige keuze en hangt af van de verschillende functies die aan ondergrond en grondwater worden toegekend. Ter plaatse van de *limietgrens* mag de norm nimmer worden overschreden. Deze norm kan bijvoorbeeld de streefwaarde zijn, maar kan door het bevoegd gezag op beleidsmatige gronden ook anders worden gekozen, bijvoorbeeld de interventiewaarde. De aanpak van een bodemverontreiniging dient zodanig te zijn dat aan deze eis wordt voldaan. De gevolgen van aanwezige onzekerheden dienen ter plaatse van de limietgrens eveneens aan de norm te voldoen.

Volgens de FEB systematiek kan een saneringsplan bestaan uit de volgende onderdelen:

- Monitoring in het *systeemgebied*; in de kern van de pluim van de verontreiniging (de bron) en langs de rand van de pluim (de flanken).
- Monitoring in het *meetgebied*; stroomafwaarts van de pluim aan de voorzijde van het front.
- Het treffen van (eerstelijns) saneringsmaatregelen in het *systeemgebied* indien daar aanleiding toe bestaat.
- Het ontwerpen van (tweedelijns) saneringsmaatregelen in het *interventiegebied* opdat deze uitgevoerd kunnen worden indien de noodzaak daarvoor aanwezig is.

Afhankelijk van de concentratieontwikkeling die verwacht wordt ter plaatse van de limietgrens, worden eventueel (aanvullende) maatregelen uitgevoerd. De verwachting is gebaseerd op meetgegevens ter plaatse van de meetgrens en de kennis van het gedrag en de verspreiding van verontreinigingen. In figuur 2.3 worden een drietal scenario's gegeven. Indien natuurlijke afbraak in voldoende mate in staat is om de verontreiniging af te breken (scenario 1) dan zijn geen verdere maatregelen nodig. Volstaan kan worden met monitoring. Als afbraak evenwel onvoldoende (snel) plaatsvindt (scenario 2), is het nodig om (aanvullende) maatregelen te treffen. Want als



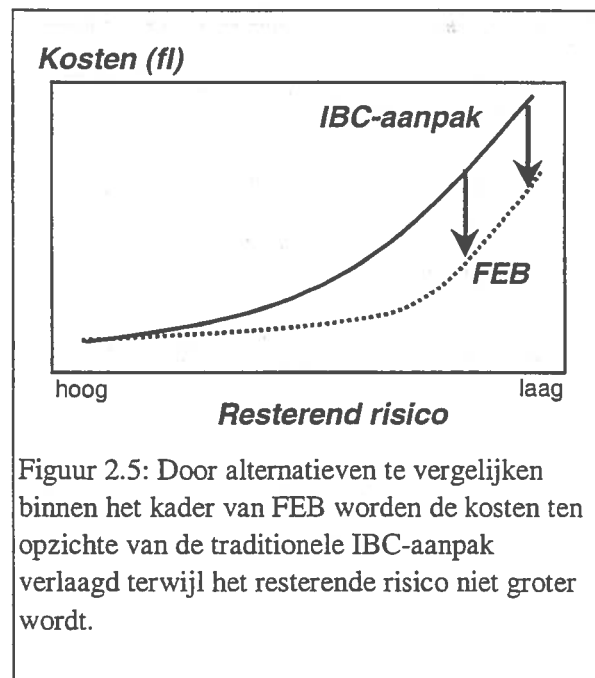
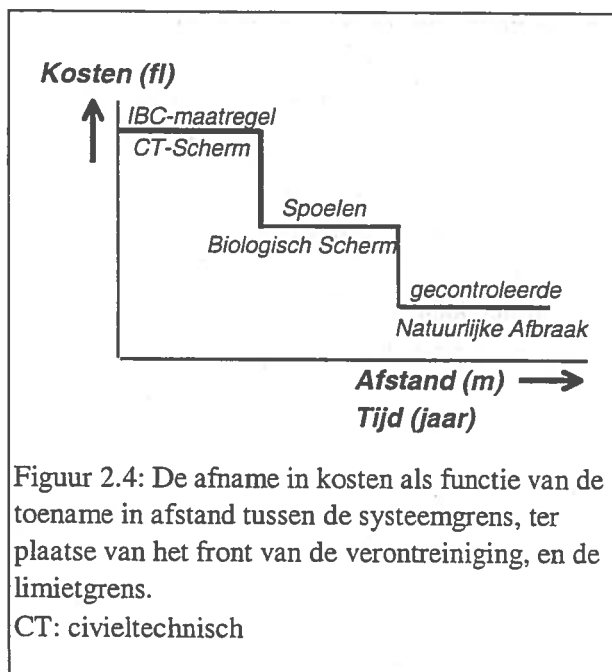
Figuur 2.3: Verwachte ontwikkeling van de concentratie ter plaatse van de limietgrens volgens een drietal mogelijke scenario's.

dit niet gebeurt (scenario 3), wordt naar verwachting de normwaarde ter plaatse van de limietgrens overschreden.

2.4 De kosten van FEB-aanpak

De kosten van noodzakelijke maatregelen zijn sprongsgewijs afhankelijk van de beschikbare ruimte gelegen tussen systeemgrens en limietgrens (figuur 2.4). Is er voldoende ruimte beschikbaar dan komen extensieve oplossingen in beeld. Een voorbeeld hiervan is (gecontroleerde) natuurlijke afbraak. Indien blijkt dat deze extensieve maatregelen niet afdoende zijn, omdat uit metingen aan de *meetgrens* blijkt dat door verspreiding de verontreiniging de meetgrens heeft bereikt, dan kunnen aanvullende maatregelen worden getroffen in het *interventiegebied*. Op deze wijze is binnen de FEB systematiek sprake van een 'fail-safe' benadering waarbij de omvang van de maatregelen afgestemd wordt op daadwerkelijk optredende verspreiding. Is er minder ruimte beschikbaar dan kan een intensievere aanpak worden toegepast. Hierbij kan gedacht worden aan bijvoorbeeld een intensievere behandeling van de bron door spoelen of aan het plaatsen van een biologische scherm stroomafwaarts van de bron.

Indien blijkt dat de *limietgrens* min of meer samenvalt met de *systeemgrens*, dat wil zeggen als het front van de bodemverontreiniging dicht bij de *limietgrens* ligt, dan valt de FEB-aanpak ongeveer samen met de traditionele IBC-aanpak. Gekozen dient dan te worden voor bijvoorbeeld een traditioneel civieltechnisch (CT) scherm of een diepwand. De FEB systematiek voegt er echter een betrouwbaar controlesysteem aan toe.



Het beschikbaar krijgen van ruimte en tijd betekent dat alternatieve saneringsoplossingen toegepast kunnen worden. De oplossingsruimte wordt hiermee vergroot. De alternatieven kunnen onderling met

elkaar worden vergeleken. De effectiefste en efficiëntste oplossing kan worden gekozen. Hiermee worden de kosten omlaag gebracht terwijl het resterende risico niet groter wordt (figuur 2.5).

2.5 Gebiedsgerichte benadering

Indien in een gebied meerdere bronnen van verontreiniging aanwezig zijn, dan is het kosteneffectief om een gebiedsgerichte, regionale benadering te kiezen. Hiermee worden gevolgen van ingrepen en maatregelen van de verschillende bronnen in samenhang met elkaar bekeken. Het risico van de resterende totale vracht aan verontreiniging vanuit de verschillende bronnen naar de omgeving, en de hier aanwezige kwetsbare objecten, is dan maatgevend.

De beschouwing is een integrale benadering van bestemmingsplannen en het effect van verspreiding van verontreiniging via het grondwater, interactie van grondwater en oppervlaktewater en de belasting via het oppervlaktewater. Zo'n afweging wordt momenteel door de provincie Zuid-Holland gedaan voor de 41 verontreinigde zellingen (de uiterwaarden) langs de Hollandsche IJssel (Weststrate e.a., 1998).

Door het gebied integraal te beschouwen wordt de oplossingsruimte vergroot. Dit biedt meer mogelijkheden om te komen tot een kosteneffectieve afweging. Zo kan er als doelstelling voor sanering (en dus als norm ter plaatse van de limietgrens) gekozen worden voor een hogere regionale waarde of voor het (eventueel tijdelijk) wijzigen van huidige of voorgenomen bestemmingen. Hierdoor komt de limietgrens verder van de verontreinigingsbron af te liggen. Een gebiedsgerichte benadering is vergelijkbaar met de benadering voor het opstellen van veiligheidseisen bij dijklichamen. Afhankelijk van de potentiële overstromingschade, wordt een overschrijdingskans van de *dijkhoogte* door hoogwater geaccepteerd die gebiedsafankelijk is. In de Wet op de waterkering (Wow) zijn deze overschrijdingskansen opgenomen (TAW, 1998). In Centraal Holland, met onder andere het industriegebied Europoort-Botlek, wordt een overschrijdingskans geaccepteerd van 1/10.000 keer per jaar terwijl in het Rivierengebied (bovenrivierdijken) en de zeedijken van Zeeland, Groningen en Friesland de geaccepteerde overschrijdingskansen 1/1.250 respectievelijk 1/4.000 keer per jaar bedraagt. Het economische optimum is voor deze gevallen kleiner dan het persoonlijk of maatschappelijk geaccepteerde risico (CUR, 1997) en dus maatgevend als toetsingscriterium.

3 Probabilistisch ontwerpen van een saneringsplan

3.1 Analogie met toepassingen in de civiele techniek

Bodemsanering is nog altijd een jong vak. In Nederland is het vak ontstaan in 1981 na de ontdekking van de bodemverontreiniging in Lekkerkerk. De strijd tegen hoogwater, die veel bedreigender is, is al eeuwen oud. Daarvoor is inmiddels een uitgebreid netwerk van dijken geconstrueerd om het risico van overstroming te beheersen. De sterkte van dijken bij hoogwater hangt af van het ontwerp, het gedrag van de (heterogene) ondergrond en de belasting die de dijk in een voorafgaande periode van hoogwater heeft ondergaan. Bij het ontwerp van een dijk spelen dezelfde *onzekerheden* als bij het ontwerp van beheersmaatregelen voor de aanpak van *verontreinigd grondwater*. De methodiek voor het omgaan met onzekerheden bij het (probabilistisch) ontwerpen van dijken kan vertaald worden naar een methodiek geschikt voor het ontwerpen van maatregelen om grondwaterverontreiniging aan te pakken. Daarmee kan op een verantwoorde manier, dat wil zeggen met een beheersbaar risico, *overdimensionering* van maatregelen voorkomen worden.

Het zal nog vele jaren duren voor alle dijken op de gewenste hoogte zijn. Bij een overstroming zal in zeer korte tijd een zeer grote schade optreden. Er zijn op dat moment geen andere maatregelen mogelijk dan evacuatie. Bij *grondwaterverontreiniging* is de mate van bedreiging en de mate van gevolgschade met een 'worst case' benadering goed in te schatten. Kijkende naar de grotere gevallen van bodemverontreiniging is het ontstaan van de verontreiniging reeds meer dan tien jaar oud: soms zelfs al tientallen jaren. Indien de oorzaak (de bron) van de verontreiniging bekend is, kan vastgesteld worden in hoeverre kwetsbare gebieden in de omgeving aanwezig zijn. De verspreidingsnelheid en de afstand van het kwetsbare gebied tot het front van de verontreiniging bepaalt dan de tijd beschikbaar voor het treffen van maatregelen.

3.2 Begrippenkader bij probabilistisch ontwerpen

3.2.1 Opstellen van een ondergrondmodel

Van de ondergrond kan geen foto worden genomen die een exacte weergave is van de werkelijkheid. We moeten het doen met een interpretatie van de werkelijkheid. De interpretatie vormt ons beeld van de werkelijkheid. Dit beeld wordt ook wel model (het *ondergrondmodel*) genoemd. Het model komt tot stand door gebruik te maken van meetgegevens (zoals boringen, sonderingen en bemonsteringen) en beschikbare informatie (zoals de geologische ontstaansgeschiedenis). Gegevens over de ondergrond worden dan ook onderverdeeld in:

- 'Harde' gegevens (meetgegevens).
- 'Zachte' informatie (interpretatie van meetgegevens plus aanvullende informatie).

Het opstellen van een ondergrondmodel (figuur 3.1) gebeurt allereerst door gegevens te verzamelen over de ondergrond en over de processen die zich daarin afspelen (**verzamelen van gegevens**). De meetgegevens zijn altijd te beperkt om de werkelijkheid exact te representeren. Het ondergrondmodel is dan ook een vereenvoudigd beeld.

Als tussenstap wordt nu een **conceptueel model** gemaakt. Een conceptueel model bestaat uit een beschrijving van de ondergrond inclusief de relevante (fysische, geochemische en / of biologische) processen of mechanismen die de toestand in de bodem bepalen. Het conceptuele model bestaat uit twee onderdelen (Tsang, 1987):

- Geometrische informatie.
- Procesidentificatie (relevante fysische, chemische en biologische processen).

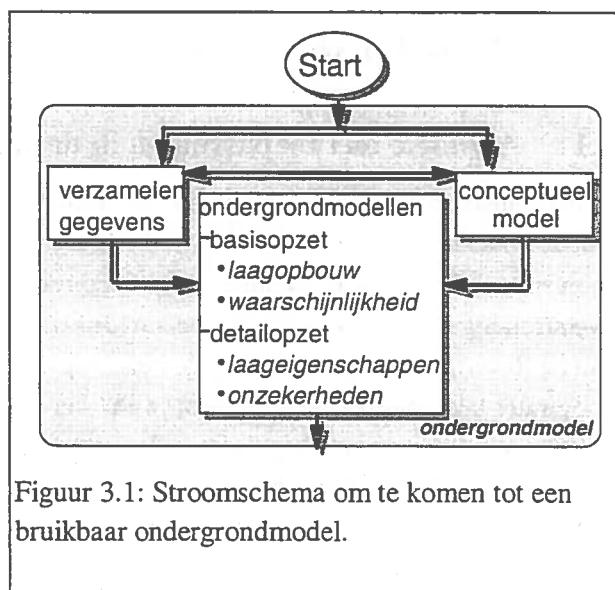
Geometrische informatie bevat gegevens over de bodemopbouw, de dikte van de verschillende bodemlagen en het gebied waarin het gedrag en de verspreiding van de verontreiniging zich afspelen.

Procesidentificatie bevat informatie over:

- De relevante mechanismen die gedrag en transport van verontreinigingen bepalen.
- De verdeling van eigenschappen binnen bodemlagen die van belang zijn voor de relevante mechanismen.
- Randvoorwaarden die van belang zijn voor de relevante mechanismen.

De nauwkeurigheid die vereist wordt van het ondergrondmodel wordt afgestemd op de betrouwbaarheid waarmee binnen de geotechniek bijvoorbeeld een dijklichaam en waarmee binnen de milieugeotechniek een saneringsplan voor de aanpak van een bodemverontreiniging moet worden gerealiseerd. Dit betekent dat detaillering van *bodemheterogeniteit* niet verder gaat dan noodzakelijk is om de vereiste betrouwbaarheid van de constructie (dijklichaam dan wel een saneringsaanpak) te bereiken en dus te garanderen. Daarbij wordt gestreefd naar een evenwicht in de extra kosten voor het uitvoeren van (bodem)onderzoek en de besparingen die zijn te realiseren in het ontwerp als gevolg van deze extra informatie.

Op grond van 'harde' gegevens en 'zachte' informatie wordt een model van de ondergrond geconstrueerd. Het ondergrondmodel bestaat uit de verschillende bodemlagen (we noemen dit de



Figuur 3.1: Stroomschema om te komen tot een bruikbaar ondergrondmodel.

basisopzet) met de respectievelijke laagdiktes en de eigenschappen binnen de onderscheiden bodemlagen (we noemen dit de *detailopzet*). Tevens wordt bij de *detailopzet* aandacht geschonken aan verdeling van eigenschappen binnen de verschillende bodemlagen en aan variaties in de dikte van de bodemlagen. Dit laatste is een direct gevolg van aanwezige heterogeniteit in de ondergrond.

3.2.2 'Sterke' en 'zwakke' heterogeniteit

Binnen de geotechniek wordt onderscheid gemaakt tussen een tweetal vormen van heterogeniteit in de ondergrond: 'sterke' heterogeniteit en 'zwakke' heterogeniteit. Onder 'sterke' heterogeniteit worden verstoringen in een profiel van bodemlagen verstaan: het lokaal afwezig zijn van een laag door aanwezigheid van geulen, insnijdingen of breuken en dergelijke. Onder 'zwakke' heterogeniteit wordt verstaan de variatie van bodemeigenschappen binnen de lagen en de variatie in de dikte van de respectievelijke lagen.

'Sterke' heterogeniteit geeft derhalve een kwalitatieve beschrijving van de ondergrond: een opdeling van de ondergrond in de verschillende aanwezige bodemlagen. De geïdentificeerde bodemlagen hebben sterk vergelijkbare eigenschappen. Ook het lokaal aanwezig zijn van een zandige insnijding in een kleilaag wordt aangegeven. Onzekerheid is alleen aan te geven door de kans dat een verstoring aanwezig is die niet door het grondonderzoek is aangetoond.

'Zwakke' heterogeniteit gaat in op de (gekwantificeerde) eigenschappen van de bodemlagen in relatie tot de verschillende relevante processen. Onzekerheid kan nu alleen worden aangegeven door de kans dat een bodemeigenschap afwijkt van de waarde die als representatief wordt verondersteld voor die laag of door een kansdichtheidsfunctie. Op deze wijze wordt een representatief ondergrondmodel kwantitatief beschreven.

3.2.3 Heterogeniteit van de ondergrond

Heterogeniteit komt op verschillende schalen voor: *microscopische inhomogeniteit* en *macroscopische heterogeniteit*. Binnen een klein bodemvolume variëren de gemiddelde bodemeigenschappen sterk. Het toevoegen van enkele poriën of korrels is van invloed op een gemiddelde bodemeigenschap over dit volume. We noemen dit het gebied van *microscopische inhomogeniteit*. Voor granulair materiaal beslaat dit gebied enkele tientallen korreldiameters. Indien de afstand verder toeneemt zal de variatie in eigenschappen gering zijn. Het toevoegen van extra korrels en poriën aan het volume waarover middeling plaatsvindt, zorgt slechts voor een minimale verandering. Kortom binnen dit gebied kan de bodem als redelijk homogeen worden gekarakteriseerd. Het verder toenemen van de afstand zal er in resulteren dat ook andere bodemmaterialen binnen het volume kunnen komen te liggen, bijvoorbeeld de overgang van zand naar klei. We noemen dit de *macroscopische heterogeniteit*.

Bodemeigenschappen variëren derhalve ruimtelijk sterk. Ruimtelijke variatie beïnvloedt in hoge mate grondwaterstroming en migratie van opgeloste verontreinigingen (Koltermann & Gorelick, 1996). De aanwezige ruimtelijke variatie in geohydrologische eenheden (variatie op relatief grote schaal) is bepalend voor de paden waarlangs het grondwater stroomt en dus ook waarlangs advectieve

(meevoering met de grondwaterstroming) migratie van opgeloste verontreinigingen plaatsvindt. De snelheid van spreiding (dispersie) die optreedt wordt daarentegen bepaald door zowel variaties op grote (*macroscopische*) schaal (bijvoorbeeld geohydrologische structuren) als ook variaties op kleine (*microscopische*) schaal (variatie van korrelgrootte, korrelverdeling en korreloriëntatie binnen een geohydrologische eenheid).

De laatste paar jaar zijn verschillende studies tot stand gekomen over bodemheterogeniteit. Koltermann & Gorelick (1996) geven een overzicht van verschillende benaderingen om heterogeniteit te beschrijven. Een samenhang dient evenwel te worden aangebracht tussen de mate van benodigde detaillering in de beschrijving van bodemheterogeniteit en de effectiviteit van een plan van aanpak om bodemverontreiniging te beheersen. Bosma (1994) gaat vooral in op het feit dat verontreinigingen chemisch reactief zijn. Zij kunnen complexen vormen met ander verbindingen die eventueel kunnen neerslaan en ze kunnen reageren met de vaste fase (het bodemmateriaal). Dit adsorptieproces heeft vertraging in verspreiding tot gevolg ten opzichte van de waterbeweging. Met name is gekeken naar de wijze waarop adsorptie soms als een niet-lineair proces beschreven kan worden. Vos (1997) gaat in op de uitspoeling van nutriënten, waaronder fosfaat en natrium, in landbouwgronden. Vanwege deze doelstelling is de diepte van de ondergrond waarover het onderzoek zich uitstrekt beperkt.

Grondwaterstroming en transport van verontreinigingen in de ondergrond worden derhalve sterk beïnvloed door de geologische variaties op verschillende schaalniveaus. De natuurlijke variatie van geohydrologische parameters en de beperkte informatie over de ruimtelijke verdeling ervan suggereren dat een stochastische beschrijving van deze parameters realistischer is dan een deterministische (Elfeki, 1996). Traditionele stochastische modellen zijn veelal gebaseerd op auto-gecorrleerde random velden en op principes van stationariteit. Deze modellen zijn aantrekkelijk vanuit statistisch oogpunt maar minder geschikt voor een praktische toepassing bij het ontwerpen van maatregelen ter beheersing van grondwaterverontreiniging, omdat ze de geologische structuur slecht beschrijven. Ook vereisen ze veel nauwkeurige gegevens om betrouwbare resultaten op te leveren (Elfeki, 1996).

3.2.4 Basisopzet en detailopzet van een ondergrondmodel

Uitgaande van informatie betreffende de '*sterke*' heterogeniteit van de ondergrond kan worden gekomen tot een *basisopzet* van het ondergrondmodel. De *basisopzet* legt de grote lijnen vast. In de *basisopzet* worden verschillende mogelijke ondergrondmodellen opgesteld die alle passen bij de '*harde*' meetgegevens en de '*zachte*' veronderstellingen.

In beginsel is de *basisopzet* van een ondergrondmodel sterk deterministisch van aard. Grove fouten met betrekking tot de laagopbouw en de systeemkenmerken leiden tot een onbetrouwbaar ontwerp van een ondergrondmodel. Echter, het is niet volledig uit te sluiten dat niet geïdentificeerde potentiële mechanismen in de *basisopzet* toch een rol spelen en dus belangrijk zijn. Het is daarom belangrijk aandacht te besteden aan de vraag of en hoe een kwantitatieve karakterisering van onzekerheden ten aanzien van de betrouwbaarheid van de *basisopzet* mogelijk is en op welke manier die onzekerheden kunnen worden meegenomen in de faalkansanalyses voor de verschillende mechanismen. De beste waarborg voor een goede *basisopzet* lijkt vooralsnog vakmanschap van de ontwerper / adviseur en

bekendheid en ervaring met de ondergrond van het betreffende gebied en de processen die zich in de ondergrond af (kunnen) spelen.

In de *basisopzet* wordt aangegeven welke mechanismen / processen een rol spelen (*proceidentificatie*) en in welke mate zij bepalend kunnen zijn voor de haalbaarheid (*effectiviteit*) van een saneringsstrategie (bijvoorbeeld wel of niet verspreiden van de verontreiniging door een lek in de kleilaag, het wel of niet optreden van natuurlijke afbraak) terwijl de nauwkeurigheid van het inschatten van de bodemeigenschappen behorende bij deze processen voornamelijk effect heeft op het al of niet scherper kunnen ontwerpen (*efficiency*).

De *basisopzet*, vastgesteld op grond van beschikbare informatie moet voldoende betrouwbaar zijn om geaccepteerd te kunnen worden. Voor de vereiste betrouwbaarheid zijn geen objectieve criteria aan te geven. Een basisopzet zal acceptabel gevonden worden indien de kans op het missen van belangrijke afwijkingen voldoende klein is. Een afwijking is *belangrijk* indien het missen van deze afwijking zou betekenen dat het belang van mechanismen aanzienlijk onjuist wordt ingeschat, en dus zou leiden tot een verkeerde keuze van een saneringsstrategie (effectiviteit).

3.2.5 Deterministische benadering

Een ondergrondmodel (de *basisopzet* tezamen met de *detailopzet*) kan bestaan uit een verzameling gegevens waar de grootheden gebaseerd zijn op gemiddelde waarden. We noemen dit een *deterministisch model*. Verschillende lagen worden onderscheiden. Voor iedere laag worden de bodemeigenschappen gebaseerd op een waarde die voor de betreffende laag als karakteristiek wordt verondersteld (De Vos 1997). Ook bij het berekenen van risico's verbonden aan bodemverontreiniging en voor het ontwerpen van een plan van aanpak (saneringsplan) is dit thans de gebruikelijke benadering. In een wat extremere maar veel gebruikte vorm krijgt iedere laag een dikte die voor het gehele modelgebied uniform verondersteld wordt en worden ook de betreffende bodemeigenschappen homogeen verondersteld binnen een laag. Met het deterministische ondergrondmodel kan vervolgens een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd.

3.2.6 Stochastische benadering

Een *stochastisch ondergrondmodel* is een model waar de dikte van een laag en iedere bodemeigenschap een kansverdeling bezit. In een (klassieke) stochastische aanpak wordt bijvoorbeeld verondersteld dat de kansdichtheidsfunctie van de waterdoorlatendheid en het adsorberend vermogen lognormale verdelingen zijn. Tevens kunnen beide eigenschappen gecorreleerd zijn (Bosma, 1994; Te Stroet, 1995). Door trekkingen uit de kansverdeling uit te voeren (bijvoorbeeld met de Monte Carlo techniek), worden de eigenschappen in de betreffende laag gekwantificeerd. Vervolgens kan het gedrag en het transport van de verontreiniging worden berekend. De resultaten kunnen vervolgens worden gebruikt voor het opstellen van ontwerpregels of voor het toetsen of een bepaald plan van aanpak voldoet aan de gestelde richtlijnen.

In tegenstelling tot deterministische modellen, willen geostatistische modellen meer dan één mogelijke weergave van de ondergrond realiseren. In de modellen zijn onregelmatigheden gebaseerd op statistische karakteristieken van de ondergrond. Verschillende modellen kunnen gemaakt worden gebaseerd op dezelfde karakteristieke parameters. Deze meervoudigheid is een gevolg van de onzekerheid en is inherent aan de onvolledige kennis van de ondergrond (Herweijer, 1997, p. 28).

3.2.7 Probabilistische benadering

Indien een risicoanalyse volledig gebaseerd wordt op de modeluitkomsten van slechts een enkel ondergrondmodel, is het zeer riskant aan te nemen dat dit ene model de werkelijkheid exact weergeeft. Het is om die reden essentieel om verschillende ondergrondmodellen te analyseren (Herweijer, 1997, p. 227). Hiermee wordt tevens de beperking aangegeven van het gebruiken van één enkel deterministische model.

In een (klassieke) stochastische aanpak wordt slechts naar één laag gekeken. Deze modellen zijn aantrekkelijk vanuit statistisch oogpunt maar minder geschikt voor praktische toepassing, omdat ze de geologische structuur slecht beschrijven. Ook vereisen ze veel nauwkeurige gegevens om betrouwbare resultaten op te leveren (Elfeki, 1996).

De *probabilistische* methode maakt onderscheid tussen de lagen en de (verdeling van) eigenschappen in een laag. Het is essentieel om de juiste laagopbouw te kennen (*basisopzet* ondergrondmodel). Een onjuiste *basisopzet* tast de *effectiviteit* van saneringsmaatregelen aan. Het nauwkeurig beschrijven van eigenschappen binnen een bodemlaag (*detailontwerp*) kan eventueel stochastisch. Onnauwkeurige beschrijving van het *detailontwerp* leidt tot een *minder efficiënte* saneringsmaatregel.

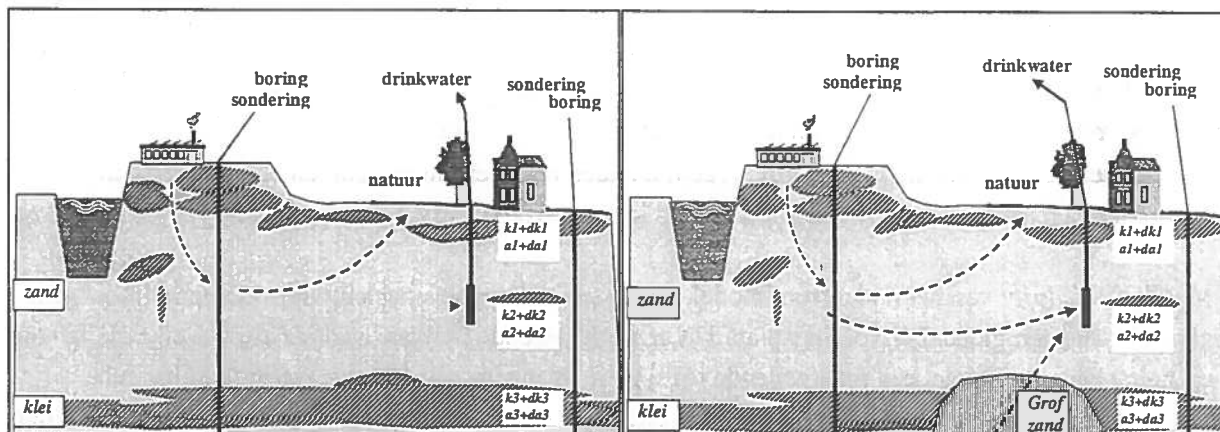
De probabilistische methode bestaat uit:

- Het identificeren van verschillende ondergrondmodellen ('basisopzet' en 'detailuitwerking').
- Een aanvullend ondergrondmodel is pas interessant als het drastische gevolgen heeft voor een saneringsplan en dus de effectiviteit in hoge mate aantast.
- Ieder ondergrondmodel heeft een eigen waarschijnlijkheid.
- Ieder ondergrondmodel wordt gebruikt om a-priori de faalkans van een saneringsplan vast te stellen.
- Alle ondergrondmodellen worden meegenomen bij het vaststellen van de te verwachten faalkans van een saneringsplan.
- Aanvullende meetresultaten worden gebruikt om de waarschijnlijkheid van ieder ondergrondmodel te toetsen en om a-posteriori de faalkans van een saneringsplan vast te stellen.
- De a-posteriori faalkans wordt gebruikt om de realisatie van het saneringsplan eventueel bij te stellen.

Toepassing van de probabilistische methode is derhalve de *betrouwbaarste manier* van omgaan met onzekerheden bij het ontwerpen en realiseren van maatregelen voor de beheersing van grondwaterverontreinigingen.

3.2.8 Uitwerking van een voorbeeld uit de dijkbouw voor een ondergrondmodel

Voor een bepaalde situatie zijn op een tweetal locaties boringen en sonderingen beschikbaar (figuur 3.2). Op deze locaties zijn derhalve 'harde' gegevens beschikbaar over de ondergrond. Het gebied liggende tussen de meetpunten (boring / sondering, figuur 3.2) wordt geïnterpoleerd om eigenschappen in het tussenliggende gebied te bepalen. Interpolatie kan bijvoorbeeld plaatsvinden met Kriging. Op deze wijze wordt één unieke weergave van de ondergrond gecreëerd. Het levert evenwel een 'gladde' structuur van de ondergrond op. Dit is niet realistisch in vergelijking met de van nature aanwezige onregelmatigheden (Herweijer, 1997, p. 28). Zo'n interpolatie is onder andere gebaseerd op interpretatie van gegevens: de 'zachte' informatie. De inbreng van 'zachte' informatie bij het opstellen van een ondergrondmodel is een *subjectief* proces. Het wordt namelijk bepaald door opleiding, kennis en ervaring van de ontwerper of modelleur. Bij de *probabilistische methode* worden *verschillende* ondergrondmodellen geselecteerd die *alle in overeenstemming* zijn met de 'harde' gegevens en de 'zachte' informatie. Vervolgens worden *waarschijnlijkheden* toegekend aan ieder ondergrondmodel.



Figuur 3.2: Op grond van 'harde' gegevens en 'zachte' informatie lijkt dit, voor een bepaald geval, a-priori *de meest waarschijnlijke* bodemopbouw (bijvoorbeeld 80% waarschijnlijkheid dat hiermee de bodemopbouw wordt gerepresenteerd).

Figuur 3.3: Op grond van 'harde' gegevens en 'zachte' informatie lijkt een grofzandige insnijding in de onderste kleilaag a-priori *de minst waarschijnlijke* bodemopbouw (bijvoorbeeld 20% waarschijnlijkheid dat hiermee de bodemopbouw wordt gerepresenteerd).

De pijlen geven stroombanen weer van het grondwater met daarin eventueel opgeloste verontreinigingen.

k_i is de doorlatendheid van laag i en dk_i is de variatie daarvan in laag i .

a_i is de adsorptiecoëfficiënt van laag i en da_i is de variatie daarvan in laag i .

Sommige modellen worden waarschijnlijker geacht dan andere modellen op grond van geologisch inzicht en kennis van en ervaring met het gebied. Aan het ene model wordt dan bijvoorbeeld een waarschijnlijkheid toegekend van 80% (figuur 3.2) terwijl aan het andere model een waarschijnlijkheid van 20% wordt toegekend (figuur 3.3). Theoretisch kunnen er oneindig veel ondergrondmodellen worden geselecteerd. Het toevoegen van een extra ondergrondmodel is evenwel pas interessant, indien het transport en gedrag van verontreinigingen in dat ondergrondmodel *significant* afwijkt van een eerder geselecteerd model. Het aantal geselecteerde ondergrondmodellen wordt beperkt gehouden en de som van de waarschijnlijkheden van de verschillende ondergrondmodellen wordt gesteld op 100%.

Tijdens de constructie van een dijklichaam kunnen vervolgens metingen worden uitgevoerd. Hiermee wordt vastgesteld hoe de ondergrond reageert op de constructie. Tevens kan getoetst worden in hoeverre de geschatte waarschijnlijkheden van de beide ondergrondmodellen juist zijn, dan wel *bijstelling behoeven* en of het ontwerp moet worden aangepast opdat de betrouwbaarheid gegarandeerd blijft.

Vervolgonderzoek moet vervolgens leiden tot gedetailleerde informatie over de processen en de 'zwakke' *heterogeniteit* zodat de *detailopzet* van het ondergrondmodel kan worden bepaald. Hierbij moet onder andere worden nagegaan:

- In hoeverre onzekerheid over de geometrie van de bodemlagen en de bodemeigenschappen van invloed is op de uitkomsten van de processen (gevoeligheidsanalyse).
- In hoeverre de bodemeigenschappen (gemiddelden en spreidingen) binnen de afzonderlijke bodemlagen met redelijke betrouwbaarheid kunnen worden vastgesteld.

Met de *basisopzet* van het ondergrondmodel, wordt een referentie(voor)ontwerp van een dijklichaam gemaakt met een globaal uitvoeringsplan. Uit een oriënterende faalkansanalyse blijkt welke elementen uit het ondergrondmodel een maatgevende rol spelen. Wanneer voor de analyse probabilistische rekenmodellen worden gebruikt, kan worden nagegaan in welke mate het reduceren van onzekerheden van de belangrijkste parameters bijdraagt aan het behalen van de vereiste betrouwbaarheid van het plan van aanpak, dan wel aan het bereiken van kostenbesparende ontwerp-aanpassingen. Aan de hand daarvan kan worden nagegaan:

- De noodzaak dan wel zinvolheid van aanvullend bodemonderzoek om bepaalde parameters van het ondergrondmodel met kleinere onzekerheidsmarges vast te stellen.
- De mate waarin deze onzekerheidsmarges dienen te worden teruggebracht.

Dit laatste hangt af van de aard en omvang van het aanvullend bodemonderzoek dat daarvoor nodig is, en het feit of de kosten opwegen tegen de te behalen besparingen in het bijgestelde plan van aanpak.

Statistische technieken kunnen behulpzaam zijn bij het vaststellen van de benodigde aard en omvang van het aanvullend bodemonderzoek. Bijvoorbeeld, met behulp van Kriging-achtige technieken kan een relatie gelegd worden tussen de onderlinge afstand tussen locaties waar sonderingen of boringen

zijn uitgevoerd enerzijds en de onzekerheden met betrekking tot de overgangen tussen bodemlagen en de dikten van bodemlagen in het ondergrondmodel anderzijds. Met statistiek van proevenverzamelingen kan de relatie gelegd worden tussen reductie van onzekerheden over de grootte en variatie van de procesparameters binnen de onderscheiden bodemlagen en de grootte van de steekproeven die daarvoor nodig zijn.

De bovenstaande methodiek kan op een analoge manier worden toegepast bij het ontwerpen en realiseren van maatregelen bij het beheersen van grondwaterverontreiniging (zie paragraaf 3.4).

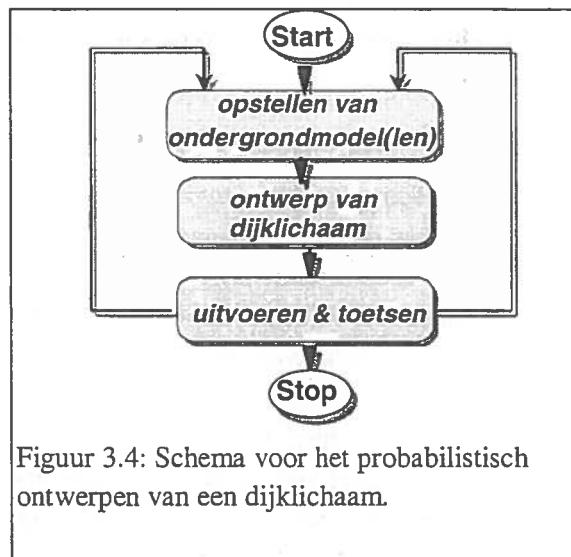
3.3 Probabilistisch ontwerpen van een dijklichaam

3.3.1 Relevante faalmechanismen bij het ontwerpen

Het construeren van een dijklichaam betekent het aanbrengen van een bovenbelasting. Deze bovenbelasting heeft tot gevolg dat aanwezige slappe lagen (bijvoorbeeld klei en veen) worden samengedrukt (consolidatie). De samendrukbaarheid van het bodempakket bepaalt de eindsituatie en de doorlatendheid (een maat voor de snelheid waarmee het poriewater kan wegstromen) bepaalt de snelheid waarmee de eindsituatie wordt bereikt. De schuifsterkte (de spanning die de bodem kan opnemen alvorens ze vervormt) bepaalt of het dijklichaam een extreme belasting gedurende het bouwproces dan wel in het gebruiksstadium (bijvoorbeeld hoogwater) zonder instabiliteiten (dat wil zeggen afschuiving) kan doorstaan.

3.3.2 Opstellen ondergrondmodellen

Bij het ontwerpen van een dijklichaam wordt het stroomschema gevolgd van figuur 3.4. Gebaseerd op gegevens over de ondergrond wordt de verzameling van mogelijke *ondergrondmodellen* vastgesteld. Zowel 'zwakke' als 'sterke' *heterogeniteit* (variatie in bodemopbouw en variatie van eigenschappen binnen bodemlagen) worden hierbij meegenomen. Op deze wijze komt een kwantitatief beeld van de ondergrond in de vorm van een ondergrondmodel beschikbaar (Calle e.a., 1997).



Figuur 3.4: Schema voor het probabilistisch ontwerpen van een dijklichaam.

Uitgaande van de verschillende ondergrondmodellen wordt vervolgens een dijklichaam ontworpen (*ontwerp dijklichaam*). Het doorrekenen van het ontwerp gegeven de verschillende ondergrondmodellen kan aanleiding zijn het ontwerp bij te stellen, zie volgende paragraaf. Als laatste stap wordt het ontwerp geconstrueerd en tijdens de constructie wordt gemeten (*uitvoeren en toetsen*), zie paragraaf 3.3.4. Als de toetsing nadelig uitvalt leidt dit tot een bijstelling van de constructie in de uitvoeringsfase

3.3.3 A-priori bepaalde faalkans voor een dijklichaam

Voor de verschillende ondergrondmodellen worden vervolgens de effecten doorgerekend van een bepaald ontwerp van een dijklichaam. Aangezien de rekenresultaten geformuleerd zijn in kansdichtheidsfuncties, bieden ze tevens de mogelijkheid om *a-priori* (voordat de constructie is gerealiseerd) de faalkans te bepalen van de constructie (het dijklichaam). Dit wordt gedaan voor ieder ondergrondmodel. De totale faalkans wordt vervolgens berekend door de faalkansen te sommeren behorende bij de verschillende ondergrondmodellen. Bij de sommatie wordt als gewichtsfactor de waarschijnlijkheid van het betreffende ondergrondmodel, dit is een maat voor het vertrouwen, gehanteerd (Calle e.a., 1997).

De kans dat de waarschijnlijkheid van de verschillende mogelijke ondergrondmodellen (vastgesteld op basis van metingen en interpretatie) de juiste zijn, zijn afhankelijk van de mate van onderzoeksinspanning. Het volgende voorbeeld wordt gegeven. In een dijktraject van 1 km wordt op grond van kennis van de geologie gesteld dat er een kans is op het aanwezig zijn van één of meer geulen (loodrecht op de dijk) met slappe afzetting. De verwachte breedte van de geulen bedraagt in het algemeen 50 à 70 m. De inschatting van de geoloog is dat de kans op één of meer geulen 50% bedraagt. Stel dat om de 200 m wordt gesondeerd en hierbij geen geul wordt aangetroffen. Dit betekent niet, dat er geen geul is. Een geul kan namelijk liggen tussen twee meetpunten. Er is dus ondanks de meting een kans dat er een geul is. Deze kans ligt vermoedelijk niet ver van 50%. Wordt in plaats van om de 200 m, om de 100 m gesondeerd en wordt daarbij geen geul aangetroffen, dan is de kans dat er toch een geul zit al aanmerkelijk kleiner. Wordt om de 50 m gesondeerd en er wordt geen geul aangetroffen dan is de kans dat er wel een geul aanwezig is al erg klein. Omdat geulen ook smaller kunnen zijn dan 50 m, is de kans evenwel niet 0 (nul).

3.3.4 A-posteriori bepaalde faalkans voor een dijklichaam

De totale faalkans van een ontwerp van een constructie wordt vergeleken met de maximaal toelaatbare faalkans. Indien de totale faalkans groter is dan de maximaal toelaatbare faalkans, dan wordt het ontwerp van de constructie bijgesteld. Bijstelling vindt zodanig plaats tot aan de vereiste betrouwbaarheid is voldaan. Vervolgens wordt (een deel van) de constructie gerealiseerd. Tijdens het aanleggen van de dijk worden de waterspanning en de zetting gemeten. De meetresultaten worden vergeleken met de verwachting zoals die uit de verschillende ondergrondmodellen naar voren is gekomen. Indien de meetresultaten **niet** in overeenstemming zijn met de modeluitkomsten dan kan dit reden zijn de waarschijnlijkheid van het betreffende ondergrondmodel te verlagen ten faveure van een ander ondergrondmodel. Vervolgens wordt wederom de totale faalkans berekend. Dit wordt de *a-posteriori* (achteraf) berekende faalkans genoemd.

Indien de *a-posteriori* berekende faalkans groter is dan de maximaal toelaatbare faalkans, vindt een bijstelling van het ontwerp van de constructie plaats. Op deze wijze wordt de aanleg van het dijklichaam aangepast aan de lokale omstandigheden. *Overdimensionering* blijft derhalve achterwege (Calle e.a., 1997). Tevens wordt de *kans op falen* verminderd.

3.3.5 Voorbeelden van ontwerpaanpassing op basis van terugkoppeling met meetgegevens

Een tweetal voorbeelden wordt gegeven van a-posteriori metingen, benut binnen de geotechniek, om de wijze van uitvoering (in de ontwerpfase dan wel in de realisatiefase) van een dijklichaam bij te stellen.

Tijdens de aanleg van dijklichamen worden zettingen en waterspanningen gemeten in de ondergrond. Als uit metingen blijkt dat de afname van de waterspanning te langzaam verloopt, wordt de snelheid van de aanleg van de dijk vertraagd.

Bij de beoordeling van dijken wordt tevens gekeken naar belastingen als gevolg van hoogwaterstanden die de dijk in het verleden heeft doorstaan. Als de dijk bijvoorbeeld al een hoogwaterstand goed heeft doorstaan dan geeft dit vertrouwen dat een toekomstige hoogwaterstand eveneens goed wordt doorstaan. Daarom wordt dit gegeven meegenomen bij de beoordeling in welke mate versterkingsmaatregelen voor de dijk benodigd zijn om toekomstige hoogwaterstanden wederom goed te doorstaan.

3.3.6 Analogieën voor het ontwerpen van een saneringsplan

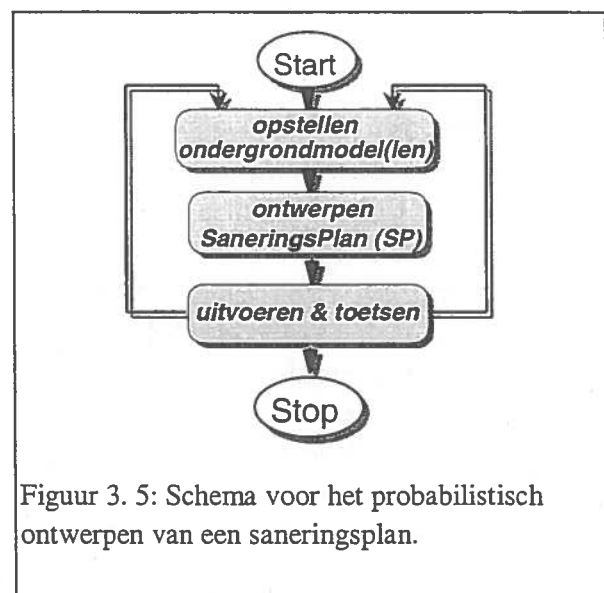
Bij het ontwerpen van een saneringsplan draait het ook om resterende risico's die aanwezig zijn nadat maatregelen zijn getroffen en de wijze waarop ingespeeld kan worden op aanwezige onzekerheid als gevolg van bodemheterogeniteit. Derhalve kan op een vergelijkbare wijze waarop het proces verloopt van ontwerpen, construeren en de gevolgen meten van aanleg bij een dijklichaam, ook het proces verlopen van ontwerpen, (gedeeltelijk) realiseren van maatregelen en de gevolgen meten van de maatregelen bij de aanpak van bodemverontreiniging.

3.4 Probabilistisch ontwerpen van een saneringsplan

Het ontwerpen van een saneringsplan volgens de FEB systematiek kan op een vergelijkbare wijze verlopen als het ontwerpen van een dijklichaam in de geotechniek (stroomschema van figuur 3.5). Figuur 3.6 geeft een verdere uitwerking van figuur 3.5.

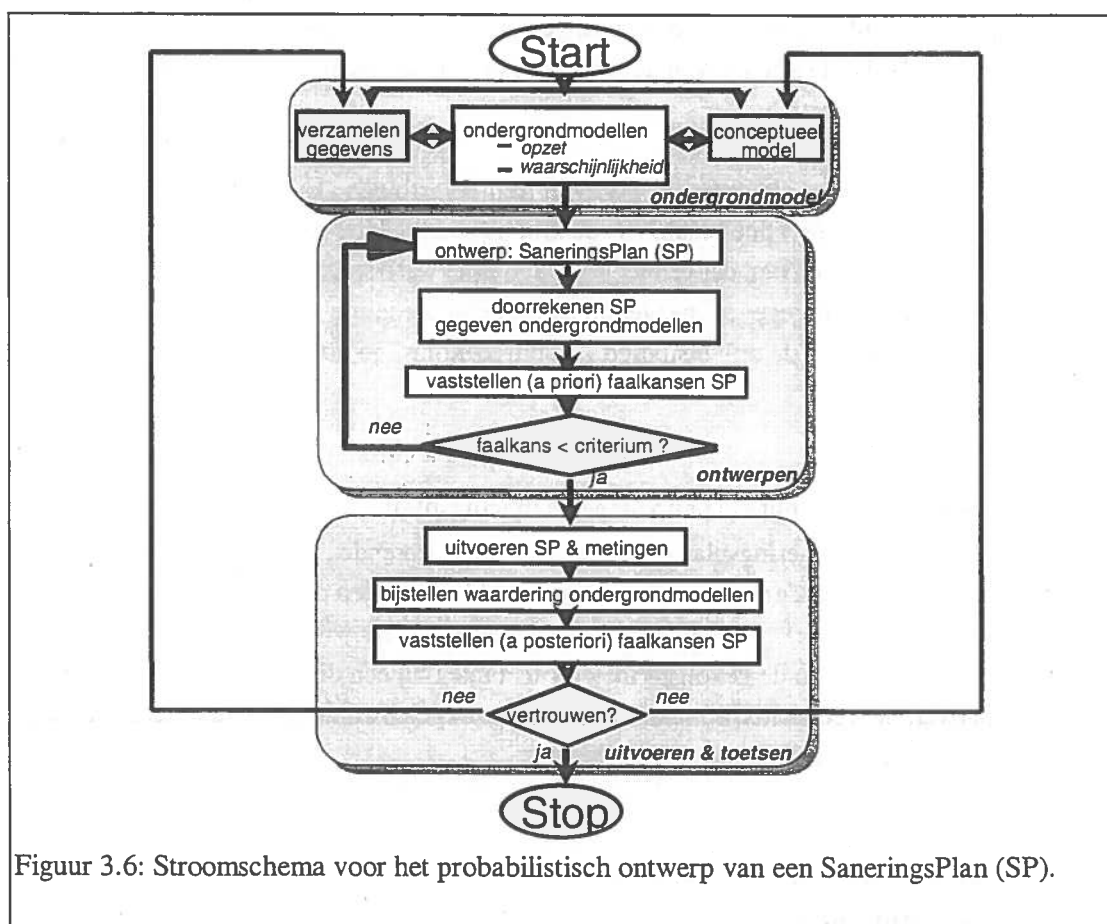
3.4.1 Ondergrondmodellen

Gebaseerd op gegevens over de ondergrond ('harde' meetgegevens en 'zachte' informatie) wordt de verzameling van mogelijke ondergrondmodellen vastgesteld (figuur 3.5; opstellen ondergrondmodellen). Beschrijving van heterogeniteit vindt plaats door de twee



Figuur 3. 5: Schema voor het probabilistisch ontwerpen van een saneringsplan.

onderscheiden vormen ('sterke' en 'zwakke') mee te nemen. De beschrijving van heterogeniteit is afgestemd op alle geselecteerde relevante mechanismen die het gedrag en de verspreiding van de verontreiniging bepalen. Op deze wijze komt een kwantitatief beeld van de ondergrond in de vorm van één of meerdere ondergrondmodellen beschikbaar.



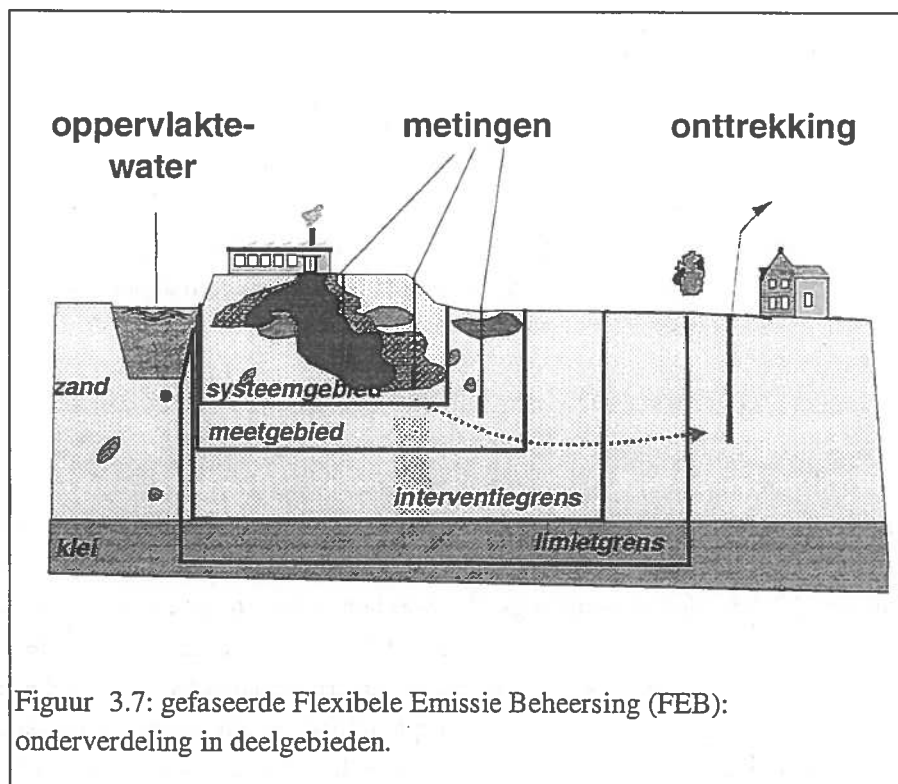
Figuur 3.6: Stroomschema voor het probabilistisch ontwerp van een SaneringsPlan (SP).

3.4.2 Ontwerpen saneringsaanpak

De volgende stap is het ontwerpen dan wel formuleren van een saneringsplan (SP). Voor de verschillende ondergrondmodellen worden vervolgens de effecten doorgerekend van een bepaald saneringsplan. Idealiter dienen de rekenresultaten geformuleerd te zijn in kansdichtheidsfuncties. De resultaten bieden dan tevens de mogelijkheid om *a-priori* (voordat een plan van aanpak is gerealiseerd) de faalkans te bepalen behorende bij ieder ondergrondmodel (figuur 3.6; vaststellen *a-priori* faalkansen). De totale faalkans wordt vervolgens berekend door de faalkansen te sommeren behorende bij de verschillende ondergrondmodellen. Bij de sommatie wordt als gewichtsfactor de waarschijnlijkheid van het ondergrondmodel gehanteerd (zie bijlage 1). De huidige generatie rekenmodellen die gangbaar is (bijvoorbeeld MODFLOW in combinatie met MT3D), werkt echter met gemiddelde waarden voor proces- en bodemeigenschappen. De rekenresultaten zijn dan verwachtingswaarden volgens slechts één ondergrondmodel. Indien een drietal ondergrondmodellen

relevant geacht worden en tevens zijn doorgerekend, zijn drie verschillende resultaten beschikbaar gekomen. Op deze wijze wordt gevoel gekregen van de onzekerheid die verbonden is aan een bepaald saneringsplan (SP).

Binnen de benadering van het vraagstuk van bodemverontreiniging volgens de FEB systematiek richt de aandacht zich op twee locaties waar de faalkans dient te worden bekeken: namelijk ter plaatse van de *limietgrens* en ter plaatse van de *meetgrens* (figuur 3.7 is een herhaling van figuur 2.2). Het betreft dan allereerst de (faal)kans dat een hoeveelheid verontreiniging ('vuilvracht') de *limietgrens* passeert. Indien de totale faalkans, gesommeerd over alle ondergrondmodellen, groter is dan de maximaal toelaatbare faalkans, dan moet het plan van aanpak worden bijgesteld. De tweede te bepalen (faal)kans betreft de kans dat een hoeveelheid verontreiniging ('vuilvracht') de *meetgrens* passeert. Is deze totale faalkans groter dan de maximaal toelaatbare faalkans, dan is het te verwachten dat (op termijn) aanvullende maatregelen in het *interventiegebied* (waar het systeemgebied een onderdeel van vormt) noodzakelijk zijn.



Figuur 3.7: gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing (FEB): onderverdeling in deelgebieden.

In de realiteit is de (faal)kans ter plaatse van de *limietgrens* gekoppeld aan de (faal)kans ter plaatse van de *meetgrens*. Uitgaande van een normwaarde, die ter plaatse van de *limietgrens* niet mag worden overschreden, kan, afhankelijk van de lokale bodemomstandigheden en het transport en het gedrag van de verontreinigingen, een *alarmwaarde* (of *signaleringswaarde*) gesteld worden die ter plaatse van de *meetgrens* niet mag worden overschreden. Rekenmodellen worden gebruikt om een uitspraak te doen wat een adequate waarde is voor deze drempelwaarde. Stel dat een saneringsplan (SP) (gedeeltelijk)

wordt uitgevoerd. Gezien het feit dat we met tijdsafhankelijke processen te maken hebben, zal het toetsen of de maatregelen falen het snelst kunnen gebeuren daar waar de veranderingen het grootst zijn, veelal aan de rand van het systeemgebied (de systeemgrens), dat wil zeggen aan de rand van de pluim van de grondwaterverontreiniging (figuur 3.7). Bij falen is er vervolgens voldoende tijd beschikbaar voor aanvullende maatregelen opdat ter plaatse van de limietgrens de limietwaarde niet overschreden zal worden.

3.4.3 Realiseren van de aanpak en monitoring

Vervolgens wordt (een deel van) het saneringsplan gerealiseerd. Als eerste stap zal dit vaak de monitoring zijn binnen het *systeemgebied* en het *meetgebied*. Met de monitoring wordt het actuele gedrag en de actuele verspreiding van de verontreiniging gevolgd (figuur 3.6; uitvoeren en toetsen). De meetresultaten worden vergeleken met de verwachting zoals die uit de verschillende ondergrondmodellen naar voren is gekomen. De traagheid van de bodemprocessen is van dien aard dat er ook tijd beschikbaar is om deze gefaseerde aanpak uit te voeren.

Bij het vergelijken van de meetresultaten met de verwachting wordt gebruik gemaakt van een Bayesiaanse benadering. Bij een *Bayesiaanse benadering* wordt gewerkt met conditionele kansen. Gegeven een ondergrondmodel wordt de kans geschat van het falen van een plan van aanpak. Gebaseerd op meetgegevens wordt vooraf gekomen tot een (a-priori) inschatting van de kans. Bij het (gedeeltelijk) uitvoeren van een plan van aanpak komen aanvullende meetgegevens (waarnemingen) beschikbaar. Door het meenemen van de waarneming kan achteraf, dat wil zeggen bijvoorbeeld na afloop (a-posteriori) van het uitvoeren van een onderdeel, de inschatting van de kans worden bijgesteld. In bijlage 1 is dit als rekenvoorbeeld uitgewerkt.

Indien de meetresultaten **niet** in overeenstemming zijn met de modeluitkomsten dan kan dit reden zijn de waarschijnlijkheid van het betreffende ondergrondmodel te verlagen (figuur 3.6; bijstellen waarschijnlijkheid ondergrondmodel) ten faveure van een ander ondergrondmodel. Vervolgens wordt wederom de totale faalkans berekend. Dit wordt de *a-posteriori* berekende faalkans genoemd (figuur 3.6). Indien de *a-posteriori* berekende faalkans groter is dan de maximaal toelaatbare faalkans, vindt een bijstelling van het plan van aanpak (sanerings- dan wel beheersmaatregelen) plaats. Is voldoende vertrouwen aanwezig in de combinatie van ondergrondmodel en saneringsplan, dan wordt het saneringsplan volledig gerealiseerd. Op deze wijze kan het saneringsplan adequaat worden aangepast aan de lokale omstandigheden. Tevens kan het saneringsplan voortdurend worden aangepast aan de actuele omstandigheden. Omdat deze fasering gebaseerd is op het terugkoppelen van de uitvoering en van het meten van de gevolgen verbonden aan de uitvoering, worden de maatregelen optimaal afgestemd op de lokale omstandigheden. *Overdimensionering* blijft derhalve achterwege.

3.4.4 Voorbeeld: Toepassing op het verontreinigingsgeval Rids-terrein

De probabilistische methode is toegepast op de situatie van het Rids-terrein te Haarlem. In bijlage 2 wordt een meer gedetailleerde uiteenzetting gegeven van de wijze waarop de toepassing is uitgevoerd en van de resultaten die behaald zijn. De toepassing heeft betrekking op twee elementen.

- Het *opstellen van verschillende ondergrondmodellen*. Hierbij zijn verschillende deelverzamelingen gehanteerd van de verzameling 'harde' meetgegevens.
- Het *berekenen van het gedrag en transport* van een maatgevende verontreiniging voor ieder ondergrondmodel. Hierbij zijn gangbare rekenmodellen toegepast.

Enkele conclusies kunnen uit deze toepassing worden getrokken.

Rendement van het opstellen van verschillende ondergrondmodellen

De verzameling 'harde' gegevens (meetdata) zijn van het begin af gecombineerd met 'zachte' informatie over de ontstaansgeschiedenis van het betreffende gebied. Daarbij is als uitgangspunt gehanteerd dat het beschouwen van een extra ondergrondmodel pas interessant is indien:

- Het gedrag en het transport van aanwezige bodemverontreiniging binnen dit extra ondergrondmodel significant af kunnen wijken van het gedrag en het transport binnen het meest waarschijnlijke ondergrondmodel.
- Er enig vertrouwen bestaat in het werkelijk aanwezig kunnen zijn van dit ondergrondmodel al klinkt dit min of meer vanzelfsprekend.

Door deze benadering ontstaat er een beter inzicht in welke informatie ontbreekt om de grootste onzekerheden te kunnen wegnemen. Toekomstige metingen worden op deze wijze gestuurd. Metingen worden enkel uitgevoerd indien de toegevoegde waarde van de meetresultaten significant is.

Berekenen van het gedrag en transport

De resultaten van de berekeningen van het gedrag en het transport van bodemverontreiniging binnen het meest waarschijnlijke ondergrondmodel (dit is het model waar het meeste vertrouwen in bestaat) geeft informatie over de meest waarschijnlijke *verwachtingswaarden*. De resultaten behorende bij de andere ondergrondmodellen geven dan inzicht in de spreiding die aanwezig is. Deze spreiding is een gevolg van de onzekerheid in het daadwerkelijke ondergrondmodel. Indien deze spreiding gering is, kunnen met meer zekerheid conclusies worden getrokken. Het toevoegen van een nieuw ondergrondmodel gebeurt indien het model past bij de 'harde' gegevens en de 'zachte' informatie, *en* het gedrag en transport van verontreinigingen binnen dit model wezenlijk afwijken van de eerder geselecteerde modellen. Derhalve kan gesteld worden dat indien, ongeacht het gehanteerde ondergrondmodel, geen verspreiding te verwachten is, het minder zinvol is een uitgebreid monitoringsysteem te ontwerpen. Voor die locaties waar daarentegen op termijn wel sprake zal zijn van verspreiding, worden de resultaten van de berekeningen voor de verschillende ondergrondmodellen gebruikt voor het ontwerpen van monitoring. Toekomstige meetpunten kunnen op deze wijze worden gekozen en de meetfrequentie worden bepaald.

Bij het uitvoeren van de berekeningen van het transport en het gedrag wordt gebruik gemaakt van gangbare rekenmodellen waarin verwachtingswaarden gehanteerd worden voor bodem- en

proceseigenschappen. Een verfijning hierop kan zijn het toepassen van stochastische rekenmodellen in combinatie met een Bayesiaanse benadering. Aldus ontstaat de mogelijkheid om nauwkeurig faalkansen te bepalen van een vooraf gedefinieerd plan van aanpak in combinatie met de verschillende onderscheiden ondergrondmodellen.

3.4.5 Conclusie

Op andere terreinen van de civiele techniek is kennis opgedaan en ervaring verzameld in het omgaan met onzekerheid. Deze kennis en ervaring met probabilistisch ontwerpen kan gebruikt worden bij het aanpakken van verontreinigd grondwater.

Het actief aanpakken van bodemverontreiniging volgens de FEB systematiek met gebruikmaking van probabilistisch ontwerpen betekent dat het bepalen en het ontwerpen van de meest effectieve aanpak van bodemsanering stapsgewijs plaatsvindt. Hierdoor ontstaat een beter inzicht in ontbrekende informatie ten behoeve van het wegnemen van de grootste onzekerheden. Toekomstige metingen worden op deze wijze gestuurd. Metingen worden enkel uitgevoerd indien de toegevoegde waarde van de meetresultaten significant is. Op deze wijze wordt verantwoord en kosteneffectief omgegaan met aanwezige onzekerheden bij het ontwerpen van beheersmaatregelen. Het milieu- en gebruiksrendement van een probabilistische aanpak kan nog vergroot worden door gebiedsgerichte criteria te ontwikkelen. Dit is dan analoog aan de criteria die worden gehanteerd bij het vaststellen van de dijkhoogte. De criteria zijn afhankelijk van het gebied waarin het dijklichaam is gelegen (zie paragraaf 2.5).

4 Consequenties voor meet- en monitoringstrategieën

4.1 Noodzaak voor monitoring

Wanneer we overdimensionering van bodemsaneringsmaatregelen willen voorkomen, zullen we moeten kiezen voor een gefaseerde aanpak, zoals FEB. De onzekerheden dienen dan te worden ingeperkt door metingen in de verschillende fasen. Daarbij gaat het om de sterkte van de emissie. Dus eigenlijk willen we dan de vracht per tijdseenheid meten die een bepaald vlak passeert. Momenteel kunnen we die alleen afleiden uit puntmetingen langs het vlak (zie verder paragraaf 4.5).

Door de gefaseerde aanpak wordt in eerste instantie een minimaal pakket aan maatregelen uitgevoerd. Hierbij wordt met name gedacht aan monitoring. De tijd wordt actief gebruikt om de effecten van aanwezige onzekerheid op het gedrag en de verspreiding van de verontreiniging vast te stellen. De meetresultaten dienen dan voor het verkleinen van de aanwezige onzekerheid (*verifiëren*) en het bepalen of aanvullende maatregelen noodzakelijk zijn (*controleren*). Binnen deze gefaseerde aanpak worden derhalve op de volgende momenten metingen uitgevoerd.

- Metingen ten behoeve van het opstellen van de *a-priori voorspelling* van de emissie en de *faalkans* van het ontwerp van de (eerstelijns)maatregelen (**initiële metingen**).
- Metingen ten behoeve van het *toetsen van de a-priori voorspelling* opdat gekomen wordt tot een *a-posteriori* vaststelling van de betrouwbaarheid (**verifiërende metingen**).
- Metingen ter bewaking van *het effect en de voortgang* van (eerstelijns- dan wel tweedelijns) saneringsmaatregelen (**controlerende metingen**).
- Metingen als *controle bij de meetgrens* ten behoeve van het opstellen van een verwachting met betrekking tot het lange termijngedrag ter plaatse van de limietgrens (**controlerende metingen**).

De keuze van de locaties, waar metingen plaats gaan vinden, zal moeten aansluiten bij de doelstelling. Als metingen eenmaal zijn uitgevoerd, kunnen de meetresultaten leiden tot bijstelling van het inzicht in het ondergrondmodel en de wijze waarop het gedrag en verspreiding van verontreiniging plaatsvindt. Bij de volgende 'meetronde' kan dit dan ook leiden tot het meten op andere locaties. Kortom, het systeem van monitoring wordt bijgesteld. Dit betekent dat monitoring dynamischer wordt. Een vast netwerk van peilbuizen is dan minder geschikt. Na verloop van tijd, als het vertrouwen in kennis van de (processen in de) ondergrond voldoende groot is, kan een vast netwerk van meetpunten worden gebruikt om de ontwikkeling in de tijd te volgen.

Bij de verschillende metingen moet onderscheid worden gemaakt tussen enerzijds het meten van hoge concentraties in en nabij de bron, waarin de onzekerheid en spreiding relatief gering is, en anderzijds het meten ter *controle* van relatief lage concentraties (rond de detectiegrens en / of de achtergrondwaarde) in een schoon gebied. Bij de laatste metingen bestaan altijd grote fluctuaties en onzekerheden.

4.2 Initiële metingen

Initiële metingen dienen voor het verzamelen van informatie over de bodemopbouw en de bodemprocessen voor zover die relevant zijn voor het gedrag en de verspreiding van aanwezige bodemverontreiniging. Indien onzekerheid in de basisopzet van het ondergrondmodel een grote invloed heeft op de kans van slagen van een saneringsplan, dan kunnen geotechnische meetmethoden worden gebruikt om de onzekerheid te verkleinen. Een voorbeeld is het uitvoeren van een sondering met gelijktijdige meting van de waterdruk (een piëzocone sondering).

4.3 Controlerende metingen

De hoofddoelstelling van *controlerende metingen* is vooral bewaken. Controlerende metingen worden uitgevoerd:

- In het *systeemgebied*: vaststellen in hoeverre de pluim van verontreiniging zich ontwikkelt zoals verwacht. In dit gebied kunnen hogere concentraties over een langere periode worden gemeten. Daardoor kan dit een betrouwbaarder beeld opleveren van de trend (afname, toename) van de emissie.
- Op de *meetgrens*: vaststellen in hoeverre de verontreiniging onder de toegestane signaalwaarde blijft opdat op termijn de limietgrens niet wordt bedreigd.

Tevens zijn er enkele nevendoelestellingen van controlerende metingen te noemen. De nevendoelestellingen komen voort uit de zorg om de omstandigheden waaronder de maatregelen opereren. Daartoe worden de volgende zaken vastgesteld:

- Of er geen nieuwe bron van verontreiniging is die voor een verstoring zorgt van de effectiviteit van saneringsmaatregelen zoals bijvoorbeeld de natuurlijke afbraak.
- Of er veranderingen in bodemomstandigheden plaatsvinden (geohydrologisch, geochemisch, microbiologisch e.d.).
- Wanneer de doelstellingen van de sanering bereikt zijn.

4.4 Verifiërende metingen

Verifiërende metingen vinden plaats om het effect vast te stellen van uitgevoerde (eerstelijns)-saneringsmaatregelen bij de bron. De metingen dienen bijvoorbeeld aan te geven dat natuurlijke afbraak optreedt en in overeenstemming is met de verwachting. De metingen dienen tevens om eventuele toxische afbraakproducten te identificeren. In algemene zin hebben verifiërende metingen als doel om meer informatie te geven over de ondergrond en de processen die hier plaatsvinden, bijvoorbeeld adsorptie en afbraak. Het meten is dan gericht op het verzamelen van procesgegevens.

4.5 Vrachtmetingen

Tot dusverre wordt onder emissiebeheersing verstaan het beheersen van de ontwikkeling van de concentratie opdat de norm voor de concentratie niet wordt overschreden. Veelal gebeurt de bewaking

door het meten van de concentratie in enkele punten gelegen in het vlak van interesse. Aangezien er sprake is van relatief lage concentraties (rond de detectiegrens en / of de achtergrondwaarde) in een schoon gebied bestaan er altijd grote fluctuaties en onzekerheden. De concentratie over dit vlak zal dan met pieken en dalen verlopen. De vraag of we ons zorgen moeten maken bij het passeren van een piek dan wel of we ons gerust mogen voelen bij het passeren van een dal kan pas beantwoord worden als de emissie over het vlak beschikbaar is. Emissiebeheersing gaat dan ook over het beheersen van de totale vracht die per tijdseenheid het vlak passeert. Als de emissie bekend is, kan de (potentiële) schade die het teweegbrengt in een watervoerende laag worden ingeschat.

Het gaat bij emissiemetingen om het vaststellen van de totale vracht, uitgedrukt in kilogrammen, die per tijdseenheid een vlak passeert. Het verdient de voorkeur om middels een directe meetmethode deze hoeveelheid te meten. Momenteel zijn die (nog) niet beschikbaar. Derhalve wordt emissie op een indirecte wijze gemeten. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de (volume gemiddelde) concentratie gemeten in een groot aantal punten. De gemeten concentraties worden vermenigvuldigd met het waterdebiet waar de concentratie representatief voor wordt geacht.

De meetmethode maakt dus gebruik van gemeten concentraties die dan representatief dienen te zijn voor een bepaald bodemvolume. Bij de traditionele methode van bemonsteren en analyseren, is de representativiteit beperkt. De volgende mogelijkheden zijn denkbaar om een meetwaarde voor de concentratie te krijgen die representatief is voor een groter bodemvolume:

- In het meetsysteem langere filterlengtes hanteren (aanwezigheid van minder doorlatende laagjes in een watervoerend pakket worden 'uitgemiddeld').
- Het meetsysteem uitvoeren met grotere diameter van het boorgat.
- Het filter van een meetsysteem wordt vervangen door een actief koolfilter (adsorbeert verontreinigingen) en geeft totale hoeveelheid over een tijdsperiode.
- Een sleuf graven en een mengmonster aan het grondwater in de sleuf onttrekken.
- Dezelfde sleuf vullen met adsorberend materiaal (verontreiniging accumuleert in het materiaal).
- Strengen aanbrenge met goedkope sensoren voor het meten van het snelheidsveld.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Er een aantal knelpunten verbonden aan het uitvoeren van het IBC-concept in zijn huidige vorm. Een van de knelpunten is het omgaan met onzekerheden als gevolg van aanwezige bodemheterogeniteit. In de traditionele IBC-aanpak is dan ook sprake van *overdimensionering*, een concept dat *niet 'fail-safe'* is en leidt tot *kostbare nazorg*. Binnen de geotechniek, een veel ouder vakgebied dan saneringstechniek, is inmiddels ruime ervaring opgedaan in het omgaan met onzekerheden ten gevolge van aanwezige bodemheterogeniteit bij het ontwerpen en construeren van dijklichamen. Hier wordt inmiddels een aanpak gevolgd waarbij overdimensionering op een betrouwbare manier wordt voorkomen.

Vervolgens is gekeken naar de methoden die binnen de geotechniek gebruikt worden voor het omgaan met onzekerheden en de mogelijkheden om deze methoden ook voor het ontwerpen van saneringsmaatregelen toe te passen. De conclusies, die getrokken kunnen worden, zijn:

1. De gevolgen van hoogwater worden bestreden met dijken. De sterkte van dijken bij hoogwater hangt af van het ontwerp, het gedrag van de (heterogene) ondergrond en de belasting die de dijk in een voorafgaande periode van hoogwater heeft ondergaan. Analoge onzekerheden spelen bij het ontwerp, de uitvoering en de interactie van beheersmaatregelen met de ondergrond bij de aanpak van verontreinigd grondwater. De *systematiek voor het omgaan met onzekerheden (probabilistiek)* voor dijkontwerpen kan vertaald worden naar die voor het beheersen van grondwaterverontreiniging. Daarmee kan op een *verantwoorde manier overdimensionering van maatregelen voorkomen* worden.
2. Voor het aanpakken van verontreinigd grondwater zijn thans voldoende methodieken beschikbaar om *verantwoord* en *kosteneffectief* met aanwezige *onzekerheden* bij het ontwerpen van beheersmaatregelen om te gaan. De *systematiek van gefaseerde Flexibele Emissie Beheersing, in combinatie met het toepassen van probabilistiek* voor het beheersen van de onzekerheden die het gevolg zijn van aanwezige bodemheterogeniteit, is een goede methodiek voor het aanpakken van bodemverontreiniging en voor het vermijden van overdimensionering.
3. Afhankelijk van de potentiële overstromingschade, wordt een overschrijding van de dijkhoogte door *hoogwater* geaccepteerd van 1/10.000 voor Centraal Holland à 1/1.250 keer per jaar voor de zeedijken langs de kust van Zeeland, Groningen en Friesland. Bij *grondwaterverontreiniging* is de mate van bedreiging en de mate van gevolgschade met een 'worst case' benadering goed in te schatten. Kijkende naar de grotere gevallen van bodemverontreiniging is het ontstaan van de verontreiniging reeds meer dan tien jaar oud: soms zelfs tientallen jaren. Tot nu toe heeft dit niet geleid tot *acute problemen*. *Derhalve is er tijd beschikbaar* om (aanvullende) beheersmaatregelen te treffen. Het milieu- en gebruiksrendement van deze aanpak kan nog aanzienlijk vergroot worden door, in analogie met de criteria voor het bepalen van de dijkhoogte van dijkringen, *gebiedsgerichte criteria* te ontwikkelen voor de regionaal na te streven grondwaterkwaliteit.

Probabilistisch ontwerpen stelt andere eisen aan monitoring. Afhankelijk van meetresultaten zullen de locaties waar gemeten gaat worden, worden aangepast (*dynamisch meetsysteem*). De gefaseerde aanpak betekent dat een monitoringsysteem niet langer statisch zal zijn: eenmaal ontwerpen en vervolgens gedurende een groot aantal jaren bemonsteren en analyseren. Monitoren bij probabilistisch ontwerpen zal in eerste instantie gericht zijn op het wegnemen van de onzekerheid met de grootste impact op het gedrag en transport van verontreiniging. Een aantal meetpunten zal daartoe slechts een beperkt aantal maal worden gebruikt.

Een gedeelte van de metingen is gericht op het *controleren* of de saneringsdoelstellingen bereikt worden en of de pluim van verontreiniging zich ontwikkelt zoals verwacht en binnen acceptabele grenzen beperkt blijft. Aanvullend dienen de metingen ook voor het *verifiëren* of de effectiviteit van de saneringsmaatregel in overeenstemming is met de verwachting. Hiermee wordt getoetst of de beschrijving van de ondergrond in overeenstemming is met de verschillende ondergrondmodellen en of het gedrag van de verontreinigingen (met name de processen van adsorptie en biologische afbraak) in overeenstemming is met de verwachting.

Geconcludeerd kan worden dat gefaseerde FEB in combinatie met een probabilistische benadering kan leiden tot een *minstens even grote betrouwbaarheid* als met een aanpak met het IBC-concept in zijn huidige vorm maar tegen in het algemeen *aanzienlijk lagere kosten* en met een *veelal aanzienlijk kortere nazorgperiode*. Dit geldt zowel voor de sanering van reeds opgetreden grondwaterverontreiniging als ook voor de monitoring en de nazorg van *stortplaatsen* en *afvaldepots*. Door FEB op *regionale schaal* toe te passen, kunnen de kosten nog verder afnemen. Dit wordt ondersteund door de in kader van NOBIS uitgevoerde FEB studies naar de emissiebeheersing van de bodemverontreiniging op het Rids-terrein en van de stortplaats Emminkhuizenberg (Schurink e.a., 1998), alsmede door de regionale studie die voor de provincie Zuid-Holland is uitgevoerd naar beheersing van emissies van de 41 zellingen langs de Hollandsche IJssel (Weststrate e.a. 1998).

5.2 Aanbevelingen

Het toepassen van probabilistiek bij het aanpakken bodemverontreiniging is nu reeds goed mogelijk maar kan nog doeltreffender gemaakt worden door een verdere ontwikkeling van nieuwe meetconcepten en meettechnieken en het verder ontwikkelen van rekenprogramma's opdat deze nauwkeuriger de processen beschrijven en nauwer aansluiten bij de methodiek van probabilistisch ontwerpen.

Het verder ontwikkelen van meettechnieken spitst zich vooral toe op het meten van procesgegevens en het *direct meten van vrachten* opdat de *controlerende* en *verifiërende* functie optimaal kan worden vervuld. Het verdient dan ook aanbeveling om de verschillen in effectiviteit te onderzoeken die bereikt kan worden met het meten van concentraties ten behoeve van normstelling en die welke bereikt kan worden door het ontwikkelen van emissiemetingen (vrachtmetingen).

Literatuur

- Bosma, J.W. (1994)**; Transport of Reactive Solutes in Heterogeneous Porous Formations, PhD Thesis Wageningen, Agricultural University, ISBN 90-5485-313-1, 229 p.
- CUR (1997)**; Kansen in de civiele techniek, deel 1: probabilistisch ontwerpen in theorie, Stichting CUR, Gouda, publicatie nr. 190, maart 1997.
- Calle, E.O.F. en M.T. van der Meer (1997)**; Probabilisme in de Geotechniek, onderdeel Ruimtelijke variabiliteit, Grondmechanica Delft rapport 361410/95
- Elfeki, A.M.M. (1996)**; Stochastic Characterisation of Geological Heterogeneity and It's Impact on Groundwater Contaminant Transport, PhD Thesis, Delft University of Technology, 301 p.
- Herweijer, J.C. (1997)**; Sedimentary Heterogeneity and Flow Towards a Well (assessment of flow through heterogenous formations), PhD Thesis, Amsterdam Free University, 277 p.
- Holdgate, M.W. (1979)**; A perspective of environmental pollution, Cambridge University Press, London, pp. 278.
- Koltermann, C.E. and S.M. Gorelick (1996)**; Heterogeneity in sedimentary deposits: A review of structure-imitating, process-imitating and descriptive approaches, Water Resources Research, Vol. 32, No. 9, pp. 2617-2658.
- Tsang, C.F. (1987)**; Comments on model validation, Transport in porous media, Vol. 2, pp. 623-629.
- Schurink, E., R. Heijer en F.H.M. Mischgofsky (1997)**; IBC en Nazorg door Flexibele Emissie Beheersing, CUR-NOBIS rapport, november 1997.
- Schurink, E. en R. Heyer (1998)**; Flexibele Emissie Beheersing (FEB), Handleiding bestaande uit 4 delen, conceptrapportage, CUR/NOBIS opdracht nummer N 112, Gouda augustus 1998.
- Stroet, C.B.M. te (1995)**; Calibration of stochastic groundwater flow models, PhD Thesis, Delft, University of Technology, 207 p.
- TAW, (1998)**; Technische Adviescommissie voor de Waterkeringen, Balkema Rotterdam, januari 1998.
- Vos, J.A. de (1997)**; Water flow and Nutrient transport in a layered silt loam soil, PhD Thesis Wageningen Agricultural University, p. 287, oktober 1997
- Weststrate, F.A., R.P. Heijer en F.H.M Mischgofsky (1998)**; Integrale herafweging emissies Hollandsche IJssel (interim rapport), GD CO-378560/32, Provincie Zuid-Holland, juli 1998.

BIJLAGEN

Bijlage 1
Rekenvoorbeeld voor toepassing Bayesiaanse benadering

Bijlage 1: Rekenvoorbeeld voor toepassing Bayesiaanse benadering

De ondergrondmodellen

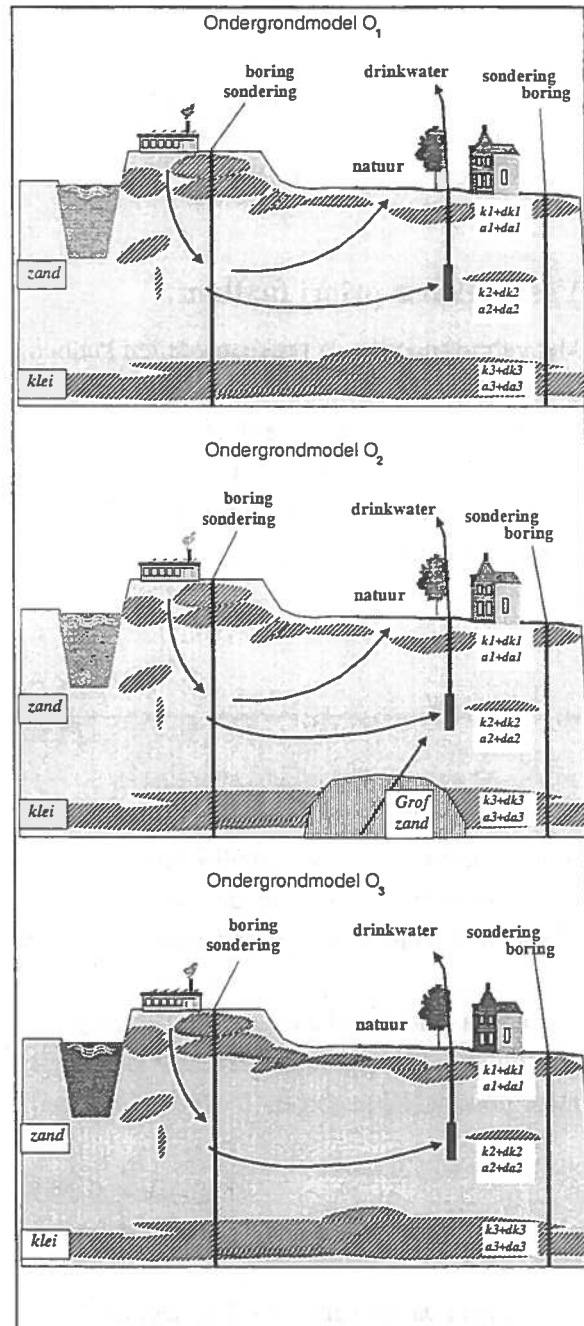
Op een gefingeerd voorbeeld wordt de toepassing uitgewerkt van een Bayesiaanse benadering bij een situatie met bodemverontreiniging. Stel dat er drie mogelijke ondergrondmodellen op basis van bodemonderzoek zijn afgeleid. De drie ondergrondmodellen geven we aan met O_1 , O_2 en O_3 (figuur B1). Vooralnog worden de drie ondergrondmodellen even waarschijnlijk geacht. De karakteristieke verschillen tussen de verschillende ondergrondmodellen zijn als volgt:

- O_1 : ondergrondmodel gebaseerd op twee boringen en regionale informatie over de geologische ontstaansgeschiedenis resulterend in een min of meer uniforme opdeling van de ondergrond in bodemlagen
- O_2 : een grofzandige doorbreking van de scheidende laag.
- O_3 : de deklaag is continue en bestaat uit klei: hierdoor vervalt de stroombaan voor kwel (dat wil zeggen er is geen verticaal opwaarts gerichte grondwaterstroming).

Tevens zijn scores aangegeven voor de mate van vertrouwen waarmee het betreffende ondergrondmodel correct wordt geacht: we noemen dit de mate van waarschijnlijkheid. De mate van waarschijnlijkheid van de verschillende ondergrondmodellen wordt gesteld op respectievelijk $P(O_1) = 1/3$, $P(O_2) = 1/3$ en $P(O_3) = 1/3$. In feite vinden we dat geen van de modellen boven de andere geprefereerd kan worden.

Criterium voor falen

We moeten nu een criterium voor falen definiëren. Het ligt voor de hand falen op te hangen aan de kans dat op de limietgrens de concentratie of de emissie een zekere (van tevoren vastgestelde) *normwaarde* overschrijdt. Toepassing van rekenmodellen



Figuur B1: Op grond van 'harde' gegevens en 'zachte' informatie zijn een drietal modellen voor de ondergrond geselecteerd.

Toepassing van rekenmodellen

(een model dat het transport en gedrag beschrijft in plaats en tijd) geven de mogelijkheid vast te stellen welke eis opgelegd moet worden ter plaatse van de meetgrens opdat de *normwaarde* (ook in de toekomst) op de limietgrens *onderschreden* blijft. De waarde die ter plaatse van de meetgrens onderschreden moet blijven noemen we de *signaleringswaarde*. Het vaststellen van een *signaleringswaarde* biedt vervolgens de mogelijkheid de (ontwikkeling van) metingen op de meetgrens hiermee te vergelijken. Indien de meetwaarde de *signaleringswaarde* overschrijdt, dienen in ieder geval aanvullende maatregelen getroffen te worden binnen het interventiegebied. Evenwel zal in eerdere instantie reeds zijn vastgesteld dat de meetwaarde en de verwachting op de meetgrens significant verschillen. Dit vereist een bijstelling van de waarschijnlijkheden van de verschillende ondergrondmodellen en het treffen van aanvullende maatregelen op het saneringsplan.

Vaststellen a-priori faalkans

Met gebruikmaking van rekenmodellen kunnen faalkansen van een saneringsplan (SP) worden berekend. We spreken dan over a-priori faalkansen: berekende faalkansen alvorens (onderdelen van) een saneringsplan zijn uitgevoerd. De faalkans van een saneringsplan wordt voor ieder ondergrondmodel apart bepaald. We noemen het de *a-priori faalkans* gegeven een ondergrondmodel O . Wiskundig wordt het uitgedrukt als $P(f_{SP}|O)$. Het wordt ook wel *conditionele kans* genoemd. Stel dat de conditionele kansen als volgt berekend zijn:

$$\begin{aligned} P(f_{SP}|O_1) &= 0,0009 \\ P(f_{SP}|O_2) &= 0,09 \\ P(f_{SP}|O_3) &= 0,9 \end{aligned} \tag{B1}$$

De faalkans ' $P(f_{SP}|O_3) = 0,9$ ' betekent dat de faalkans van het saneringsplan gegeven ondergrondmodel O_3 90% bedraagt. Ofwel een 90% kans dat (op termijn) ter plaatse van de limietgrens de limietwaarde wordt overschreden. Kortom de kans van slagen van het saneringsplan is voor ondergrondmodel O_3 beduidend kleiner dan voor ondergrondmodel O_1 .

De totale a-priori faalkans voor het saneringsplan SP is de som van de faalkansen behorende bij de verschillende ondergrondmodellen. Als gewichtsfactor wordt de waarschijnlijkheid van ieder ondergrondmodel genomen. De totale (a-priori) faalkans laat zich dan berekenen als:

$$P(f_{SP}) = \frac{1}{3} \cdot 0,0009 + \frac{1}{3} \cdot 0,09 + \frac{1}{3} \cdot 0,9 = 0,3303 \tag{B2}$$

Dit betekent dat de kans 33% bedraagt dat het saneringsplan zal (gaan) falen. De grootste bijdrage aan falen wordt geleverd door ondergrondmodel O_3 . Vinden we een faalkans van 33% te hoog, dan wordt het saneringsplan aangepast of wordt veldonderzoek uitgevoerd voor het nauwkeuriger inschatten van de betrouwbaarheid van de verschillende ondergrondmodellen (zie paragraaf 6.5).

Vaststellen a-posteriori faalkans

Stel nu dat het saneringsplan (gedeeltelijk) wordt uitgevoerd en dat de meetresultaten zodanig zijn dat (op termijn) geen falen optreedt. Kortom, ter plaatse van de meetgrens blijft de gemeten concentratiewaarde lager dan op grond van de verschillende ondergrondmodellen verwacht werd. Dit betekent dat de waarschijnlijkheid van ieder ondergrondmodel berekend kan worden, gegeven het feit dat het saneringsplan SP niet faalt. Wiskundig wordt dit uitgedrukt als $\{ P(O_i | \overline{f_{SP}}) \}$ en dit kan als volgt worden bepaald.

$$P(O_i | \overline{f_{SP}}) = \frac{P(O_i) - P(f_{SP} | O_i) \cdot P(O_i)}{1 - P(f_{SP})} = \frac{P(O_i) \cdot [1 - P(f_{SP} | O_i)]}{1 - P(f_{SP})} \quad (B3)$$

Voor ieder ondergrondmodel kan nu (*a-posteriori*) de waarschijnlijkheid worden bepaald met behulp van vergelijking (B3). Dit levert op:

$$\begin{aligned} P(O_1 | \overline{f_{SP}}) &= \frac{\frac{1}{3}(1 - 0,0009)}{0,6696} = 0,497 \\ P(O_2 | \overline{f_{SP}}) &= \frac{\frac{1}{3}(1 - 0,09)}{0,6696} = 0,453 \\ P(O_3 | \overline{f_{SP}}) &= \frac{\frac{1}{3}(1 - 0,9)}{0,6696} = 0,049 \end{aligned} \quad (B4)$$

De resultaten geven aanleiding tot enkele gevolgtrekkingen. Door de feitelijke waarneming (het niet falen van het saneringsplan) is het vertrouwen in de verschillende ondergrondmodellen sterk gewijzigd. De waarschijnlijkheid dat ondergrondmodel O_3 aanwezig is, is afgenomen van $1/3$ naar $0,049$. Het vertrouwen in de beide andere ondergrondmodellen neemt ongeveer in gelijke mate toe van $1/3$ naar $0,497$ en $0,453$ voor ondergrondmodel O_1 respectievelijk O_2 . Ten aanzien van de keuze van (het discrimineren tussen) de ondergrondmodellen O_1 of O_2 is het gegeven dat falen uitblijft dus niet bepalend. De algemene constatering luidt dat de mate van vertrouwen in de verschillende ondergrondmodellen pas significant wijzigt, wanneer de uitkomst van de waarneming conflicteert met één van de conditionele faalkansen, die met die ondergrondmodellen corresponderen. Het uitblijven van falen conflicteert in het voorbeeld in ernstige mate met de faalkans bij ondergrondmodel O_3 , waardoor het vertrouwen in dit ondergrondmodel sterk afneemt.

Stel nu dat het resultaat van de metingen bij het (gedeeltelijk) gerealiseerde saneringsplan "falen" is en dat de gemeten concentratie dan wel emissie ter plaatse van de meetgrens dus wel hoger is dan de signaleringswaarde. Op basis van de volgende vergelijking kunnen dan de *a-posteriori* vertrouwenscores worden gevonden:

$$P(O_i | f_{SP}) = \frac{P(O_i) \cdot P(f_{SP} | O_i)}{P(f_{SP})} \quad (B5)$$

Voor het voorbeeld kan dit worden uitgewerkt tot:

$$\begin{aligned}P(O_1|f_{SP}) &= \frac{\frac{1}{3} \cdot 0,0009}{0,3303} = 0,0009 \\P(O_2|f_{SP}) &= \frac{\frac{1}{3} \cdot 0,09}{0,3303} = 0,091 \\P(O_3|f_{SP}) &= \frac{\frac{1}{3} \cdot 0,9}{0,3303} = 0,908\end{aligned}\tag{B6}$$

Door de waarneming dat falen daadwerkelijk optreedt neemt het vertrouwen in de ondergrondmodellen O_1 en O_2 sterk af (van $1/3$ naar $0,0009$ en $0,091$ voor ondergrondmodel O_1 respectievelijk O_2). De waarneming conflicteert sterk met de a-priori faalkansen die met deze ondergrondmodellen corresponderen. Doordat de faalkans die correspondeert met ondergrondmodel O_3 strookt met het daadwerkelijke falen neemt het vertrouwen in dit model daarentegen sterk toe. De waarschijnlijkheid is toegenomen van $1/3$ naar $0,9$

Bijlage 2
Voorbeeldsituatie uitgewerkt voor het Rids-terrein

Bijlage 2: Voorbeeldsituatie uitgewerkt voor het Rids-terrein

Voorgeschiedenis en huidige situatie

Het Rids-terrein bevindt zich op het industrieterrein 'Waarder- en Veerpolder'. Dit terrein heeft nu en in de toekomst de bestemming 'industrie'. Het industrieterrein bevindt zich langs het Spaarne in de Waarderpolder te Haarlem. In de jaren 1947-1957 is de bodem verontreinigd geraakt als gevolg van incidenten bij de voormalige 'NV Chemische Industrie Rids'. Dit bedrijf produceerde insecticiden en springstoffen.

De situatie van de verontreiniging wordt gekarakteriseerd door benzeen, chloorbenzenen en chloorfenolen. In 1996 is de verontreiniging van het Rids-terrein door het bevoegd gezag in een beschikking als zeer urgent beschouwd op basis van verspreidingsrisico's. Er is geen sprake van een actueel humaan risico of een risico voor het ecosysteem.

Verspreiding en risico verbonden aan verspreiding

Prognose autonome verspreiding

In het nader onderzoek zijn transportberekeningen uitgevoerd voor de stof benzeen. Hierbij is met adsorptie, dispersie en diffusie rekening gehouden maar niet met afbraak. In dat licht bezien geven de resultaten een bovenwaarde voor de te verwachten concentratieontwikkeling in de bodem en in de tijd. De bronterm (de 'nulsituatie') die bij de berekeningen is aangehouden, is gebaseerd op de gemeten grondwaterkwaliteit zoals die in 1995 (éénmaal) is vastgesteld.

Urgentie op basis van verspreidingsrisico

In tabel B1 staan enkele 'kentallen' vermeld die betrekking hebben op de verspreiding. Deze kentallen zijn de poriewatersnelheid (de snelheid waarmee waterdeeltjes gemiddeld stromen in de poriën), de toename van het volume bodem gelegen binnen de I-contour (de contour behorende bij de interventiewaarde), de snelheid van verplaatsing van de I-contour (verschuiving) en de toename van de omtrek van de I-contour. Deze kentallen zijn van belang bij een beleidsmatige beoordeling van de ernst van de optredende verspreiding.

Op basis van de intensiteit van verspreiding is de verontreiniging ter plaatse van het Rids-terrein door het bevoegd gezag in een beschikking als zeer urgent beschouwd.

Watervoerende pakket	Poriewater- snelheid *1 [m/jaar]	Toename volume binnen I-contour *2 [m ³ /jaar]	Contour interventiewaarde (I-contour) *3 VERSCHUIVING / TOENAME OMTREK [M/JAAR] / [M/JAAR]
ophooglaag	n.v.t.	n.v.t.	2,00 en 13,75
strandwalpakket	11	6.900	4,00 en 5,00
eerste watervoerende pakket	6	25.900	5,50 en 12,50

*1/2 berekend met formule 'poriewatersnelheid is Darcy snelheid gedeeld door de porositeit'

*2 interpolatie uit verplaatsing contourlijnen

*3 vergelijking berekende situatie anno 1997 (na 2 jaar) en anno 2005 (na 10 jaar)

Tabel B1 Kentallen met betrekking tot de verspreiding van benzeen

Probabilistische aanpak

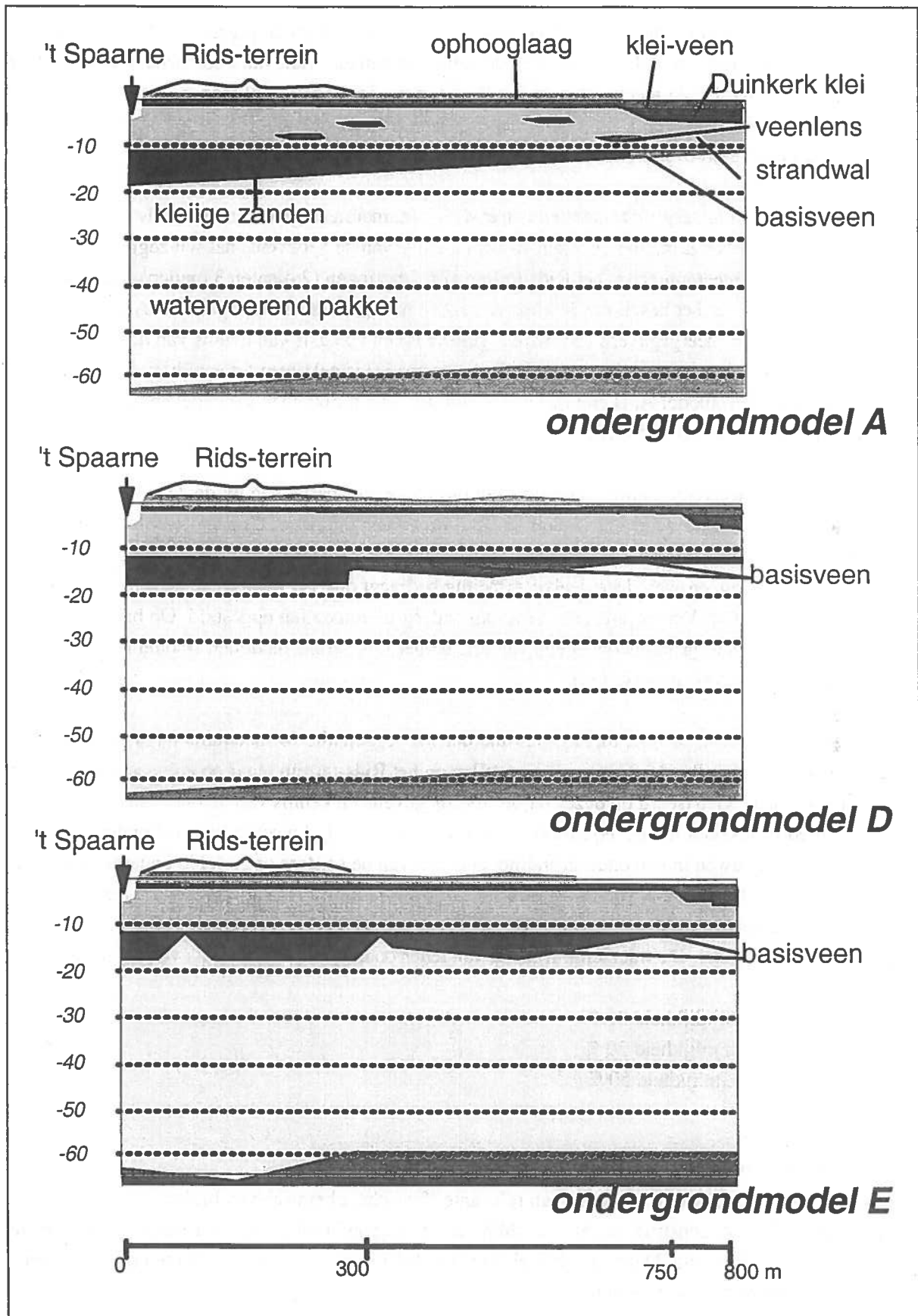
Basisopzet ondergrondmodel en detailuitwerking

Van het terrein zijn meerdere boringen en sonderingen beschikbaar (harde gegevens). Het totaal aantal bedraagt 24. De boringen en sonderingen zijn voornamelijk gelegen in een vlak evenwijdig aan de stromingsrichting van het grondwater. De lengte waarover de gegevens beschikbaar zijn, bedraagt zo'n 300 m. Tevens is er nog een boring van de RGD beschikbaar. Deze boring ligt op 450 m afstand.

Relatief gesproken zijn er veel gegevens beschikbaar. Met gebruikmaking van deze gegevens is een basisopzet gemaakt van de ondergrond. De basisopzet bevat de indeling in bodemlagen (of bodemgebieden). De indeling is voornamelijk gebaseerd op de geologische kenmerken.

Probabilistische benadering

Gebaseerd op de beschikbare (zachte) informatie kan het reëel zijn om in het gebied gelegen tussen de meetpunten een totaal afwijkend beeld (ondergrondmodel) te veronderstellen. Afwijkingen zijn met name interessant als ze een drastische invloed hebben op (de intensiteit van) het gedrag en (de snelheid en richting van) de verspreiding van aanwezige verontreinigingen. Een plan van aanpak dat ontworpen wordt voor het eerste ondergrondmodel kan dan niet afdoende zijn als (achteraf) blijkt dat het tweede ondergrondmodel de realiteit beter weergeeft.



Figuur B2: Drie ondergrondmodellen gebaseerd op 'harde' gegevens en 'zachte' informatie.

Voor het Rids-terrein zijn relatief veel gegevens (21 boringen en 3 sonderingen) beschikbaar. Het merendeel van de meetpunten ligt langs of in de nabijheid van een vlak van doorsnede evenwijdig aan de grondwaterstroming. De 23 meetpunten op het Rids-terrein liggen allemaal binnen een afstand van 300 m vanaf 't Spaarne (zie figuur B2). Er is één (diepe) boring buiten het Rids-terrein beschikbaar. Dit is een RGD boring en deze boring ligt op 750 m afstand van 't Spaarne.

Bij het opstellen van ondergrondmodellen is met deelverzamelingen gewerkt. Dit is als volgt gedaan. Allereerst is een deelverzameling gekozen van circa 25 % van de gegevens, dat wil zeggen 6 meetpunten. De geselecteerde 5 meetpunten op het Rids-terrein zijn 5 boringen (2 diep en 3 ondiep) liggen zo goed mogelijk verdeeld over het beschouwde vlak. Als zesde meetpunt is de diepe RGD-boring meegenomen. Gebaseerd op deze 6 meetgegevens (de 'harde' gegevens) en op basis van kennis van de ontstaansgeschiedenis van het gebied (de 'zachte' informatie) is gekomen tot een drietal ondergrondmodellen (model A, B en C). Tevens zijn waarschijnlijkheden aangegeven als maat voor het vertrouwen in de ondergrondmodellen.

Vervolgens is een deelverzameling opgesteld van meetgegevens bestaande uit de 25% verzameling aangevuld met 40 % extra gegevens (totaal 65 %). Dat wil zeggen dat er 8 meetpunten zijn bijgekomen. Deze 8 meetpunten bestaan uit 3 diepe en 4 ondiepe boringen en 1 sondering. Het aantal meetpunten (boringen en sonderingen) van deze deelverzameling bedraagt dus 14. Kortom de dichtheid van meetpunten is vergroot. Vervolgens zijn wederom ondergrondmodellen opgesteld. Op basis van vertrouwen in een ondergrondmodel is één van drie eerder opgestelde modellen (model B) verworpen en er is een model bijgekomen (model D).

Tenslotte is de volle 100 % verzameling gebruikt dat wil zeggen alle 24 meetpunten (21 boringen en 3 sonderingen). De aanvullende gegevens liggen allen op het Rids-terrein maar op enige afstand van het vlak van doorsnede. Gebaseerd op deze 'harde' meetgegevens en kennis van de ontstaansgeschiedenis van het gebied is gekeken in hoeverre de eerdere modellen bevestigd worden dan wel onderuitgehaald. Op basis van vertrouwen in een ondergrondmodel is één van de eerdere opgestelde ondergrondmodellen verworpen (model C) terwijl er een ondergrondmodel is bijgekomen (model E). De drie resulterende ondergrondmodellen staan weergegeven in figuur B2. De lengte van het dwarsprofiel van doorsnede bedraagt circa 800 meter. De waarschijnlijkheid van ieder ondergrondmodel is als volgt geschat:

- model A waarschijnlijkheid 20 %
- model D waarschijnlijkheid 30 %
- model E waarschijnlijkheid 50 %.

Detailuitwerking ondergrondmodel

Ieder ondergrondmodel wordt voorzien van relevante (fysische, chemische en biologische) eigenschappen. Bij het construeren van verschillende ondergrondmodellen is met name variabiliteit in bodemmateriaal van belang. Deze variabiliteit kan (mogelijk) een spreiding in effecten op gedrag en transport van verontreiniging tot gevolg hebben.

Ondergrondmodel D kan gekarakteriseerd worden als het ondergrondmodel waarin de gehanteerde waarden voor adsorptie en afbraak overeenkomen met verwachtingswaarden ('best guess'). Voor ondergrondmodel A zijn waarden gehanteerd voor adsorptie en afbraak die aan de hoge kant zijn. Dit betekent dat het front van de verontreiniging zich minder snel verspreidt en dat de afbraak relatief voorspoedig verloopt ('best case'). Bij ondergrondmodel E is voor adsorptie een waarde gehanteerd die aan de lage kant is terwijl afbraak niet is meegenomen. Hiermee wordt uit het oogpunt van verspreiding een 'worst case' in beschouwing genomen.

Berekening van het gedrag en transport in de tijd

Voor elk ondergrondmodel wordt vervolgens het gedrag en de verspreiding van benzeen vanuit de bron als functie van de tijd bepaald. De berekening gebeurt met het (numerieke) model VERA.

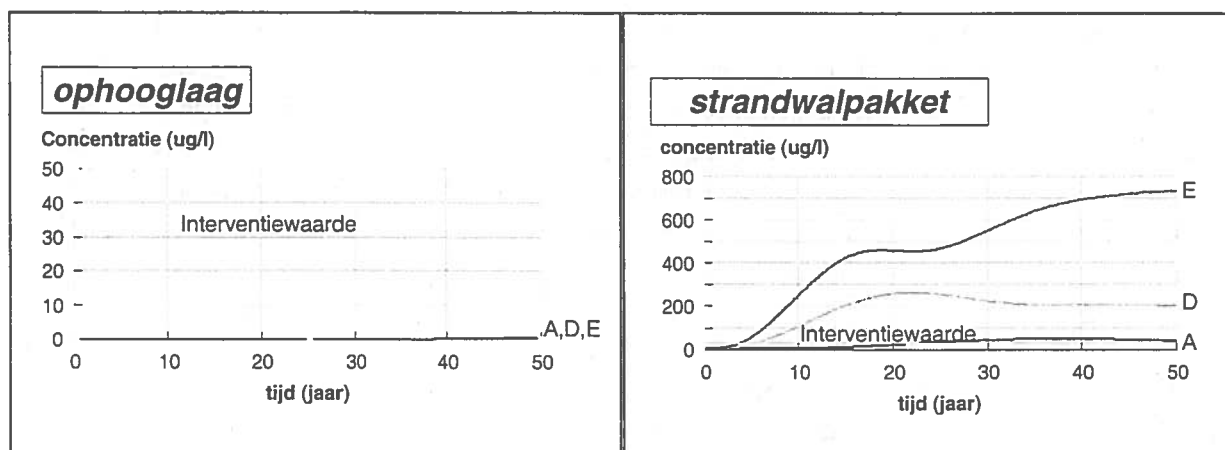
Als nauwkeurige informatie beschikbaar is over de locatie van de bron en de bronsterkte, dan kan de berekening hiermee starten. De rekenresultaten kunnen dan worden vergeleken met huidige metingen. Voor het Rids-terrein ontbreekt evenwel nauwkeurige informatie over de bron. De meetresultaten uit 1995 (één meetronde langs geplaatste peilbuizen) zijn daarom als vertrekpunt gehanteerd bij de verspreidingsberekeningen.

De resultaten van de verspreidingsberekeningen kunnen op verschillende wijzen worden gepresenteerd. De volgende mogelijkheden zijn beschikbaar:

- De ontwikkeling van de pluim van de verontreiniging in de tijd
- De concentratie op geselecteerde punten
- De vracht (massa per tijdseenheid) die een vlak passeert.

Bij de laatste twee mogelijkheden gaat het vooral om de ontwikkelingen ter plaatse van de *systeemgrens*, daar waar het front van de bodemverontreiniging zich bevindt, en de *limietgrens*. Voor het Rids-terrein bedraagt de onderlinge afstand tussen de *systeemgrens* en de *limietgrens* in het strandwalpakket (figuur B2) slechts circa 20 m. Dit heeft tot gevolg dat de berekende ontwikkeling van de concentratie op beide grenzen weinig van elkaar verschillen. De berekende ontwikkeling van de concentratie op de limietgrens staat weergegeven in de figuren B3 tot en met B6.

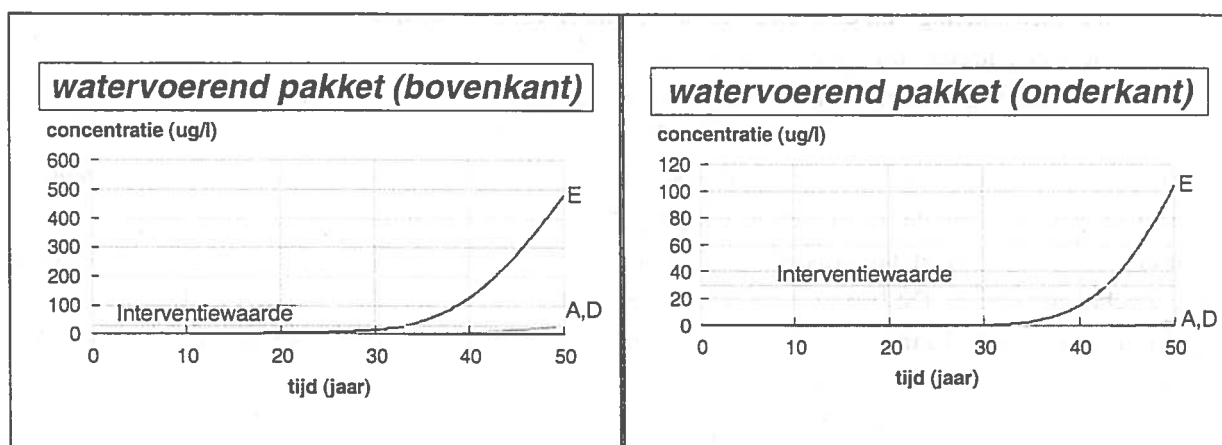
Kijkend naar de ontwikkeling van de concentratie valt op dat in de ophooglaag (figuur B3) en het watervoerend pakket (figuur B5 en figuur B6) op korte termijn, minimaal tot circa 30 jaar, de concentratie de interventiewaarde niet zal overschrijden op de limietgrens. Dit is ongeacht het gehanteerde ondergrondmodel. Alleen voor het strandwalpakket (figuur B4) zal de concentratie de interventiewaarde kunnen overschrijden binnen deze termijn. Dit gebeurt na circa 5 jaar en dan nog alleen voor het geval ondergrondmodel D of E maatgevend is. De reden is de korte afstand tussen het front van verontreiniging en de limietgrens in dit pakket.



Figuur B3: Concentratie-ontwikkeling van benzeen in $\mu\text{g/l}$ op de limietgrens in de ophooglaag voor de drie ondergrondmodellen A, D en E.

Figuur B4: Concentratie-ontwikkeling van benzeen in $\mu\text{g/l}$ op de limietgrens in het strandwalpakket voor de drie ondergrondmodellen A, D en E.

Conform de methodiek van het probabilistisch ontwerpen, kunnen de bovenstaande rekenresultaten als *a-priori* verkregen resultaten worden beschouwd. Om het vertrouwen in de ondergrondmodellen te toetsen (uitgedrukt in een waarschijnlijkheid van voorkomen) dienen aanvullende metingen uitgevoerd te worden.



Figuur B5: Concentratie-ontwikkeling van benzeen in $\mu\text{g/l}$ op de limietgrens aan de *bovenkant* van het watervoerend pakket voor de drie ondergrondmodellen A, D en E.

Figuur B6: Concentratie-ontwikkeling van benzeen in $\mu\text{g/l}$ op de limietgrens aan de *onderkant* van het watervoerend pakket voor de drie ondergrondmodellen A, D en E.

Bij veel significante gevallen van bodemverontreiniging, heeft de ondergrond een historie: de verontreiniging is reeds sinds een aantal jaren aanwezig. Voor sommige van deze gevallen zal de verontreiniging in kaart gebracht zijn door middel van aard- en omvangonderzoek over een langere periode. Is dit niet het geval, dan kan een meting van de huidige situatie worden gebruikt om overeenkomsten dan wel verschillen vast te stellen tussen de rekenresultaten en de gemeten verdeling op

vergelijkbare tijdstippen. Op deze wijze kan *a-posteriori* bijstelling plaatsvinden van de waarschijnlijkheid van ieder ondergrondmodel. Deze *gefaseerde* aanpak betekent dat een monitoringsysteem niet langer statisch zal zijn: eenmaal ontwerpen en vervolgens gedurende een groot aantal jaren bemonsteren en analyseren. Monitoren bij probabilistisch ontwerpen zal in eerste instantie gericht zijn op het wegnemen van de onzekerheid met de grootste impact op het gedrag en transport van verontreiniging. Een aantal meetpunten zal daartoe slechts een beperkt aantal maal worden gebruikt.

Het opstellen van verschillende ondergrondmodellen en het berekenen van het gedrag en het transport van bodemverontreiniging leveren in een cyclisch proces steeds betere informatie over de nog benodigde saneringsmaatregelen en over de locaties waar de effectiviteit van deze maatregelen het beste kan worden gemeten.

Opstellen van verschillende ondergrondmodellen

De verzameling 'harde' gegevens (meetdata) zijn van het begin af gecombineerd met 'zachte' informatie over de ontstaansgeschiedenis van het betreffende gebied. Tevens is steeds in gedachte gehouden het feit dat een extra ondergrondmodel pas interessant is indien het gedrag en het transport van aanwezige bodemverontreiniging binnen dit extra ondergrondmodel significant af kunnen wijken van het meest waarschijnlijke ondergrondmodel en er enig vertrouwen bestaat in het reëel aanwezig kunnen zijn van dit ondergrondmodel. Hierdoor ontstaat een beter inzicht in ontbrekende informatie ten behoeve van het wegnemen van de grootste onzekerheden. Toekomstige metingen worden op deze wijze gestuurd. Metingen worden enkel uitgevoerd indien de toegevoegde waarde van de meetresultaten significant is (zie paragraaf 6.5).

Berekenen van het gedrag en transport

De resultaten van de berekeningen van het gedrag en het transport van bodemverontreiniging binnen het meest waarschijnlijke ondergrondmodel (dit is het model waar het meeste vertrouwen in bestaat) geeft informatie over de meest waarschijnlijke verwachtingswaarde. De resultaten behorende bij de andere ondergrondmodellen geven dan inzicht in de spreiding die aanwezig kan zijn. Deze spreiding is een gevolg van aanwezige onzekerheid in het daadwerkelijke ondergrondmodel. Indien deze spreiding gering is, kunnen met meer zekerheid conclusies worden getrokken. Daar waar, ongeacht het gehanteerde ondergrondmodel, geen verspreiding te verwachten is, is het minder zinvol om een uitgebreid monitoringsysteem te ontwerpen. Volstaan kan worden met een controle meting. Het ontwerpen van monitoring gebeurt voor die locaties waar daarentegen op termijn wel sprake zal zijn van verspreiding. Toekomstige meetpunten en meetfrequentie kunnen op basis van de verwachtingen worden bepaald.