

BTO 2015.016 | Maart 2015

BTO rapport

Schaliegas & Drinkwater:
Betrouwbaarheid

BTO

Schaliegas & Drinkwater: Betrouwbaarheid

BTO 2015.016 | Maart 2015

Opdrachtnummer

400695/040

Projectmanager

Dr. Gerard van den Berg

Opdrachtgever

BTO – Verkennend onderzoek

Kwaliteitsborgers

Prof. dr. Pieter Stuyfzand, Prof. dr. Annemarie van Wezel

Auteurs

Prof. dr. Annemarie van Wezel en Dr. ir. Gijsbert Cirkel (inhoudelijk trekkers en redacteurs).
Met bijdragen van: Dr. Niels Hartog, Beatriz de la Loma Gonzales MSc, Rosa Sjerps MSc, Jan van Lopik MSc en Dr. Stefan Kools.

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder BTO-participanten.

Een jaar na publicatie is het openbaar.

Samenvatting

In de discussie rondom schaliegas zijn drinkwaterbedrijven sterk betrokken. Er staat voor drinkwaterbedrijven mogelijk veel op het spel. Het gaat daarbij om de betrouwbaarheid van drinkwater. Om een helder inzicht te krijgen wat de precieze uitdagingen zijn, startte KWR in het Verkennend Onderzoek van het BTO een multidisciplinair onderzoeksproject 'Schaliegas en Drinkwater'. Het heeft tot *doel* de Nederlandse drinkwaterbedrijven en Vewin te ondersteunen bij de voorbereiding op:

1. Besluitvorming en deelname aan politieke, beleidsmatige en maatschappelijke discussies over schaliegas en de ondergrond: multidisciplinaire kennis over schaliegas en de ondergrond is een belangrijke bouwsteen voor gesprekken met het ministerie van EZ en I&M en andere partijen in bijvoorbeeld de totstandkoming van de plan-MER.
2. Mogelijke opsporing en/of winning van schaliegas: mocht dit gaan plaatsvinden, dan wil de drinkwatersector de betrokken partijen en met name de initiatiefnemer een programma van eisen meegeven waaraan de winning moet voldoen ten einde het grondwater optimaal te beschermen.

Bij betrouwbaarheid van drinkwater gaat het om de feitelijke kwaliteit van (de bronnen voor) drinkwater en de eventuele bedreigingen die de boring, inbouw, fracking, exploitatie en onderhoud van schaliegasputten met zich mee brengen. Centraal staat de vraag hoe de betrouwbaarheid van drinkwater gegarandeerd kan blijven. Hiertoe werd onderzoek gedaan naar faalkansen, effecten, risico's en monitoring. In het verlengde daarvan werden handelingsopties geformuleerd.

Faalkansen gekwantificeerd

Allereerst zijn de faalmechanismen geïdentificeerd. Het gaat om mechanismen veroorzaakt door menselijke fouten in schaliegasexploratie aan maaiveld of rond boringen. Vervolgens zijn de daarbij vrijkomende volumina met chemicaliën naar drinkwaterbronnen gekwantificeerd. Bronnen hiervoor zijn databases van overheden uit de VS. Het gaat hier om de frequentie en volumina van vermorsingen en lekkages over de laatste 5 jaar. Maximum waarden van frequenties van vermorsingen aan maaiveld betreffen geproduceerd water (4,4%), boorvloeistof (2,8%) en olie (2,8%). Maximum waarden van de gemiddelde volumina van vermorsingen aan maaiveld zijn gerelateerd aan boorvloeistof (294 m³) en blow outs (3206 m³ geproduceerd water). Maximum waarden van frequenties van vermorsingen door putfalen zijn respectievelijk 0,4%, 2,1% en 1,6% voor lekkage aan putaanluiting, door corrosie en door onvoldoende cementering. De volumina vrijkomend op putdiepte zijn kleiner dan volumina van de vermorsingen aan maaiveld. Zowel de frequenties als volumina zijn per type faalkans en stroom gegeven als bandbreedte. Voor zover de data vergeleken kunnen worden met literatuurgegevens komen de resultaten goed overeen.

Effecten en risico's betreffende toegevoegde en vrijkomende stoffen

Hoe zit het met de effecten en risico's betreffende toegevoegde en vrijkomende stoffen bij schaliegaswinning? Typische volumepercentages van toegevoegde chemicaliën in de frack vloeistoffen zijn laag. Maar, gezien de volumina vloeistoffen die per put gebruikt worden, gaat het toch om aanmerkelijke vrachten. De toegevoegde stoffen zijn veelal voor een deel openbaar gemaakt door betrokken industriële partijen. Dat gebeurde in de USA onder

andere via www.fracfocus.org. Hierin zijn ca. 750 verschillende stoffen opgenomen. Het registreren is echter geen vereiste. De schatting is dat in de meerderheid van de registraties één of meer stoffen geheim is gehouden. Er bestaat ook geen systematische review. Over de chemische samenstelling van vrijgekomen vloeistoffen is beperkt informatie beschikbaar. De geproduceerde waters zijn erg zout. Ze bevatten hoge concentraties organisch koolstof, koolwaterstoffen en anorganische elementen. Van 81 veelgebruikte fracking chemicaliën zijn de toxiciteitsgegevens in de literatuur geëvalueerd. Voor een derde van de stoffen was in de gebruikte bronnen geen toxiciteitsdata beschikbaar. Een groot deel van de stoffen was laag of matig toxisch, hoewel er ook sterk giftige of carcinogene verbindingen bij zijn. Onder andere biociden zijn een stofcategorie met zorg. Een meer verfijnde hazard assessment op basis van meer uitgebreide chronische toxiciteitsstudies gericht op verschillende eindpunten, is noodzakelijk om tot een meer gebalanceerde risicobeoordeling te komen. Hiervoor is echter een volledig overzicht van aard en concentraties van de chemicaliën die worden toegevoegd een randvoorwaarde.

Om ondanks het onvolledig overzicht van de gebruikte chemicaliën en de concentraties van stoffen in de verschillende stromen een onderbouwde uitspraak te doen over risico's, is teruggegrepen op het concept van de 'Threshold of Toxicological Concern' (TTC) als conservatieve maar realistische eerste schatter van de risico's. De TTC wordt als maximum gehanteerd voor concentraties grondwater. Dit wordt vergeleken met de geïdentificeerde bandbreedte aan volumes die bij incidenten vrijkomen, en de grondwateraanvulling via regenwater bij een bandbreedte van dichtheid van putten. Aangenomen is dat incidenten gelijkmatig verspreid voorkomen over ruimte en tijd, dat de ondergrond volledig doorlaatbaar is en er geen afname van concentraties van stoffen plaatsvindt. Omdat de exacte gebieden van schalie-exploratie niet gekend zijn, kan niet met locatiespecifieke bodemopbouw gemodelleerd worden. De modellering is zowel uitgevoerd per type fout, als cumulatief voor alle incidenten. De concentratie waarbij geen risico's te verwachten zijn wordt vergeleken met gegevens over volumefracties aan fracking chemicaliën, teneinde een uitspraak te doen over de mogelijkheid van het optreden van risico's voor de humane gezondheid. De som van de op volumefracties uit de literatuur gebaseerde concentratie in de frack vloeistof ligt in de worst-case berekeningen (hoge dichtheid putten en hoge spillvolumina) boven de maximale concentratie waarop geen risico's zijn te verwachten. Risico's zijn dus niet op voorhand verwaarloosbaar te achten of uit te sluiten. Dit geldt zowel als gerekend wordt met de cumulatie van verschillende spill-routes, als wanneer alleen gerekend wordt met de incidenten rond frack-vloeistof. In de best case berekeningen, zijn daarentegen geen risico's te verwachten.

Effecten op grondwatertemperatuur en grondwaterstroming

Zoet grondwater is de belangrijkste bron van drinkwater in Nederland. Het stabiel houden van het zoet-zout grensvlak en het vermijden van 'upconing' van brak water en verzilting van drinkwaterbronnen is van groot belang voor de Nederlandse drinkwaterbedrijven. Door het onttrekken of injecteren van hete vloeistoffen of gassen kan de directe omgeving van een injectie- en winput opwarmen, en kan convectieve stroming ontstaan waardoor de verschillende waterlagen mengen. Naast menging langs zoet - zoutgrensvlakken is ook het mengen van redox gradiënten van belang voor de productie van drinkwater.

Via een verkennende berekening is een temperatuurprofiel van een Nederlandse schaliegasput opgesteld. Als wordt uitgegaan van een productiedebiet van 200.000 m³/d en een temperatuur op winddiepte van 100 °C, resulteert dit in temperaturen tot boven 40 °C op een diepte van circa 50 m-mv. Na ca. 2 jaar zakt de productiesnelheid onder 50.000 m³/dag en zal de temperatuur in de gasput op deze diepte tot onder 20 °C dalen. De opwarming kan kwaliteitsveranderingen van het grondwater veroorzaken, vanwege effecten op de oplosbaarheid van mineralen en gassen, verandering van de microbiologische populaties ,

mobilisatie van geadsorbeerde neutrale en negatief geladen (oxy)anionen, adsorptie van positief geladen kationen (zoals zware metalen). Bij temperatuurverhoging neemt de oplosbaarheid van gassen in grondwater af, waardoor in bijzondere gevallen ontgassing kan optreden en de grondwaterstroming beïnvloed wordt.

Bij realistische aannames is voor conventionele olie- en gaswinning gemodelleerd dat door opwarming van het grondwater rond de putten vermenging van zoet-zout grensvlakken kan optreden. De mate waarin dergelijke vermenging van zoet- en zoutwaterlagen plaatsvindt hangt af van de temperatuur van de putverbuizing, het zoutconcentratieverschil, de permeabiliteit en mate van anisotropie. De verwachte temperatuur bij een schaliegasput is aanzienlijk lager dan bij conventionele winning. Modelleren van zoet-zout vermenging bij een voor schaliegasput realistische temperatuur van 40 °C voor de eerste 5 jaar en 20 °C voor de daaropvolgende jaren bij verschillende zoutconcentraties laat zien dat convectiestroming lager is en de verspreiding van zoutwater verwaarloosbaar is vergeleken met conventionele gas- en oliewinning en geothermische energiewinning.

Monitoring

De bij het boren en fracken gebruikte chemicaliën en de tijdens de productiefase opgepompte stoffen (olie, gas, formatiewater) zijn potentieel bedreigend voor de grondwaterkwaliteit en daarmee voor de kwaliteit van drinkwater. Monitoring van de effecten van schaliegaswinning op de grondwaterkwaliteit staat internationaal echter nog in de kinderschoenen. Verhoudingsgewijs zijn bodembescherming, monitoring en toezicht op Nederlandse mijnbouwlocaties waaronder toekomstige schaliegaslocaties, goed geregeld. Toch zijn ook bij de Nederlandse praktijk een aantal kanttekeningen te plaatsen. De huidige monitoring op mijnbouwlocaties is bijvoorbeeld beperkt tot een viertal monitoringsfilters in het freatische grondwater rond de productielocatie en het meten van annulaire drukken in de put. Deze metingen stoppen wanneer de put wordt afgedicht en verlaten. Monitoring van de grondwatersamenstelling in dieper gelegen watervoerende pakketten vindt in het geheel niet plaats, terwijl ook hier lekkages van gassen en vloeistoffen kunnen optreden. De annulaire drukmetingen geven hiervoor wellicht een indicatie, maar geven geen inzicht in de aard en omvang van de gelekte stoffen. Zeker na het verlaten van de putten, wanneer de annulaire drukmetingen worden gestaakt is monitoring in alle voor kwetsbare functies als drinkwatervoorziening relevante watervoerende pakketten cruciaal. Het huidige analysepakket is beperkt en dient te worden uitgebreid met minimaal analyse op opgeloste gassen en de isotopensamenstelling van methaan en hogere alkanen, aanvullende macro ionen en sporenelementen zoals bromide, arseen, boor etc. en specifieke aan schaliegasproductie gerelateerde chemicaliën. Voorliggende studie laat zien dat met de analyse van de stabiele isotopensamenstelling van methaan en hogere alkanen de herkomst van deze gassen eenduidig kan worden vastgesteld. Hiermee was het mogelijk om aan te tonen dat 50 jaar na de blowout bij Sleen nog steeds migratie van gassen van grote diepte naar het aardoppervlak plaatsvindt.

Bij effectmonitoring moet rekening worden gehouden met dichtheidsverschillen die de transporteigenschappen van gelekte stoffen beïnvloeden. Zoute formatievloeistoffen zijn zwaarder en zullen uitzakken, terwijl koolwaterstoffen juist naar de bovenkant van het watervoerende pakket zullen migreren. Monitoringsfilters moeten dan ook minimaal boven en onder scheidende (klei)lagen worden geplaatst. Gezien de mogelijkheid van sterke fluctuatie in zoutgehalte is frequente monitoring van het elektrisch geleidingsvermogen aan te bevelen. Om het proces van thermische convectie goed te kunnen bewaken, is tevens frequente monitoring van de temperatuur met de diepte, rond diepe putten gewenst. Voor succesvol identificeren van verontreinigingen is een gedegen nulmeting cruciaal. Juist het ontbreken van goede nulmetingen maakt het in de Verenigde Staten moeilijk om

waterkwaliteitsveranderingen als gevolg van schaliegaswinning hard aan te tonen en de veroorzaker aansprakelijk te stellen. In de Nederlandse situatie wordt de nulsituatie vooralsnog alleen vastgelegd voor het ondiepe grondwater en voor een beperkt aantal stoffen. Deze nulmeting moet worden uitgebreid naar alle relevante watervoerende pakketten en stoffen en moet een representatief beeld geven van ruimtelijke en temporele variatie.

Ten aanzien van het proces wordt aanbevolen om in te zetten op een officiële adviesrol van drinkwaterbedrijven bij vergunningverlening inclusief de beoordeling van zowel de monitoringsprogramma's als de grondwaterkwaliteitsrisico's bij eventuele incidenten. De initiatiefnemer is verantwoordelijk voor het opstellen, het laten uitvoeren en de kosten van het monitoringsprogramma. Aanbevolen wordt om de uitvoering van monsternamen en chemische analyses zowel bij nulmetingen als effectmonitoring uit te laten voeren door een gecertificeerde onafhankelijke partij. In het kader van transparantie wordt aanbevolen de analyserapporten gerelateerd aan de nulmeting en effect monitoring vrij beschikbaar te stellen voor belanghebbenden.

Handelingsopties

Gebaseerd op de bevindingen zijn aan het einde van deze studie praktische handelingsopties geformuleerd om de betrouwbaarheid van drinkwater onverminderd hoog te houden. De handelingsopties gaan vergezeld van vereisten gekoppeld aan vergunningverlening.

Openheid over de aard en hoeveelheid van toe te passen chemicaliën

Voor het borgen van de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwatervoorziening is volledig inzicht in de aard en hoeveelheid van toe te passen stoffen wenselijk. Het is gewenst dat de industrie initiatief neemt om binnen de REACH-verordening en de Biocidenrichtlijn specifieke blootstellingsscenario's voor het (diepe) grondwater uit te werken, zodat de toepassing van stoffen bij schaliewinning (en conventionele olie- en gaswinning) binnen deze kaders goed geëvalueerd kan worden.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende vereisten worden gekoppeld aan vergunningverlening:

- Aard en volumeklasse van toe te passen chemicaliën zijn openbaar gemaakt door de initiatiefnemer.
- De initiatiefnemer en de chemicaliën producent zijn verantwoordelijk voor het overleggen van stofdossiers van de toegepaste chemicaliën, deze bevatten o.a. informatie over de toxiciteit, persistentie en mobiliteit. De samenvatting en risicobeoordeling naar toepassing bij schaliegasexploratie van deze dossiers is openbaar inzichtelijk.
- De initiatiefnemer heeft een inspanningsverplichting om de hoeveelheden chemicaliën te beperken en waar nodig alternatieve chemicaliën te gebruiken met lage toxiciteit, beperkte mobiliteit en hoge afbreekbaarheid. Bij de afbreekbaarheid zijn gevormde omzettingen producten weinig schadelijk.

Locatiespecifieke risicobeoordeling met gedetailleerde opbouw van de ondergrond

Bij het beoordelen van risico's voor grondwater en daaruit geproduceerd drinkwater is locatiespecifiek gedetailleerd inzicht gewenst in de opbouw van de 'ondiepe' ondergrond (Noordzee groep). Het gaat hierbij om scheidende kleilagen, eventuele breuken en andere geohydrologisch relevante eigenschappen als stijghoogtes, doorlatendheden en weerstanden. Op basis hiervan kunnen modelmatig migratieroutes worden verkend naar kwetsbare functies zoals drinkwaterwinning en grondwaterafhankelijke natuur. Bij deze migratie zijn ook dichtheidseffecten van belang (zouten, gassen, et cetera). Op basis van faalkansen

(zoals verkend in deze studie), informatie over de reactiviteit van de ondergrond en stofeigenschappen, gecombineerd met informatie uit genoemde stofdossiers, kan een inschatting van de blootstelling en daarmee risico's worden bepaald. Een op dergelijke gegevens gebaseerde risicobeoordeling kent aanzienlijk minder onzekerheden dan de generieke en conservatieve risicobeoordeling die in eerdere hoofdstukken van dit rapport is beschreven.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende vereisten worden gekoppeld aan vergunningverlening:

- De initiatiefnemer brengt genoemde locatie specifieke hydrogeologische eigenschappen gedetailleerd in beeld, en deze zijn inzichtelijk voor en aanvulbaar door betrokken waterbedrijven.
- De initiatiefnemer stelt een locatiespecifieke risicobeoordeling op, met inachtneming van kwetsbare functies in de omgeving. Deze risicobeoordeling wordt ter toetsing overlegd aan de toezichthouder, met een adviesrol voor lokale overheden en drinkwaterbedrijven.

Nulmetingen van de grondwaterkwaliteit voorafgaand aan mijnbouwactiviteiten

Een groot probleem in gebieden waar momenteel schaliegas wordt gewonnen is het ontbreken van nulmetingen van de grondwaterkwaliteit. In de Nederlandse situatie wordt de nulsituatie alleen (beperkt) vastgelegd voor het ondiepe grondwater. Hierdoor kunnen eventuele veranderingen van de grondwaterkwaliteit als gevolg van de aanleg en winning niet eenduidig worden vastgesteld. Voorafgaand aan boringen naar schaliegas is een representatief beeld hiervan gewenst (inclusief lokale verschillen in watertype) rond de beoogde winlocatie, gebaseerd op bestaande gegevens van o.a. provincies, waterschappen en drinkwaterbedrijven en zo nodig nieuwe gegevens.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende vereisten worden gekoppeld aan vergunningverlening:

- Het is wenselijk het huidige monitoringprogramma rond mijnbouwlocaties voor de nulmeting uit te breiden naar opgeloste gassen, stabiele isotopen van methaan, hogere alkanen, macro ionen, sporenelementen en organische microverontreinigingen.
- De in de nulmeting meegenomen waarnemingen moeten een representatief beeld geven van de natuurlijke variatie over de tijd. Dit betekent dat voor parameters waarvan weinig of geen metingen beschikbaar zijn (zoals opgeloste gassen en isotopensamenstellingen) al ruim voor eventuele activiteiten gestart moet worden met bemonstering.
- De initiatiefnemer is verantwoordelijk voor de nulmeting, belanghebbenden zoals drinkwaterbedrijven kunnen bijdragen met bestaande informatie en monitoringexpertise en -ervaring. De monitoringinformatie wordt door de initiatiefnemer openbaar beschikbaar gesteld, gekoppeld aan bestaande openbare databases.
- Informatie over de chemische samenstelling (opgeloste stoffen en gassen) van diep (>500 m) formatiewater is gezien de doorboring van deze lagen eveneens van belang voor de nulsituatie.

Effect-monitoring rond schaliegasputten tijdens en na opsporing en winning

Hoewel op mijnbouwlocaties voorzieningen worden getroffen om verontreiniging van de ondergrond te voorkomen, zijn incidenten niet uit te sluiten. Adequate monitoring maakt het mogelijk vroegtijdig in te grijpen om effecten te beperken. Momenteel wordt volstaan met

het monitoren van annulaire druk en de kwaliteit van het ondiepe grondwater direct rond de boorlocatie. De voorgeschreven ondiepe monitoringbuizen lijken bij uitbreiding van het analysepakket adequaat voor het signaleren van vermorsingen aan maaiveld, maar zijn niet toereikend voor de signalering van incidenten afkomstig uit dieper liggende pakketten. Het is daarom wenselijk deze monitoring uit te breiden naar alle voor de drinkwatervoorziening of andere functies relevante watervoerend pakketten. Daarnaast is het gewenst de monitoring (extensief) te continueren na het afdichten en verlaten van diepe boorputten om eventuele lekkages tijdig op te merken

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende uitgangspunten worden gehanteerd, onder andere bij vergunningverlening:

- Uitbreiding van standaard monitoringprogramma rond mijnbouwlocaties tijdens en na schaliegasactiviteit, zoals hierboven onder nulmeting beschreven, uitgebreid met temperatuur, EC en toegepaste chemicaliën die nadere zorg verdienen. Daarnaast monitoring van de samenstelling van geproduceerde gassen en terugstromende vloeistoffen op dezelfde parameters.
- De initiatiefnemer is verantwoordelijk voor de nulmeting, belanghebbenden zoals drinkwaterbedrijven kunnen bijdragen met bestaande informatie en monitoringexpertise en -ervaring. De monitoringsinformatie wordt door de initiatiefnemer openbaar beschikbaar gesteld, gekoppeld aan bestaande openbare databases.
- De initiatiefnemer meldt eventuele afwijkingen van de in de vergunning vastgelegde grenswaarden direct aan de toezichthouder, en neemt direct maatregelen om verontreiniging tegen te gaan.

Planmatig(e) hergebruik en verwerking van retourstromen

De analyse rond faalkansen laat zien dat incidenten rond retourstromen voor belasting van het grond en -oppervlaktewater kunnen zorgen. Ter voorkoming hiervan is afdoende behandeling van retourstromen essentieel alvorens deze in het watersysteem terug te brengen. In de trits 'discharge/diepe injectie/verwerking/verplichting voor goed hergebruik' verdienen de laatste opties de voorkeur om ruimtelijke afwenteling te voorkómen.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als het volgende uitgangspunt wordt gehanteerd, onder andere bij vergunningverlening:

- Een planmatige ontwikkeling ten behoeve van hergebruik van de retourstromen en van infrastructuur voor waterbehandeling en bijbehorend transport.

Inhoud

Samenvatting	2
Inhoud	8
1 Introductie	10
1.1 Aanleiding, doel en opzet	10
1.2 Relevantie van onderzoek naar betrouwbaarheid	10
1.3 Leeswijzer	12
2 Schaliewinning nader bekeken	13
2.1 Ontstaan van schaliegas	13
2.2 Schaliegas in Nederland	14
3 Faalkansen gekwantificeerd	19
3.1 Inleiding	19
3.2 Methode	19
3.3 Resultaten	21
3.4 Discussie	22
3.5 Samenvatting en conclusies	25
4 Effecten en risico's	26
4.1 Mogelijk vrijkomende chemische stoffen	26
4.2 Giftigheid van de gebruikte stoffen	28
4.3 Inschatting risico's voor mens en milieu	28
4.4 Effecten op grondwatertemperatuur en stromingspatronen	33
4.5 Samenvatting en conclusies	45
5 Monitoring rond schaliegaslocaties	47
5.1 Inleiding	47
5.2 Regelgeving t.a.v. monitoring bij schaliegasexploitatie	47
5.3 Handreiking voor monitoring rond schaliegasputten	50
5.4 Samenvatting, conclusies en aanbevelingen voor monitoring	58
5.5 Nulmeting samenstelling en isotopen ratio's opgeloste gassen	59
5.6 Samenvatting, conclusies en aanbevelingen voor nulmeting	65
6 Handelingsopties voor betrouwbaar drinkwater	67
6.1 Inleiding	67
6.2 De opties	67
Bijlage – Referenties	71

1 Introductie

1.1 Aanleiding, doel en opzet

In de discussie rondom schaliegas zijn drinkwaterbedrijven sterk betrokken. Er staat voor drinkwaterbedrijven mogelijk veel op het spel. Om een helder inzicht te krijgen in wat de precieze uitdagingen zijn, startte KWR in het Verkennend Onderzoek van het BTO een multidisciplinair onderzoeksproject 'Schaliegas en Drinkwater'. Het gaat om de feitelijke kwaliteit van (de bronnen voor) drinkwater en de eventuele bedreigingen die de boring, inbouw, fracking, exploitatie en onderhoud van schaliegasputten met zich mee brengen. Centraal staat de vraag hoe de betrouwbaarheid van drinkwater gegarandeerd kan blijven.

Het multidisciplinaire onderzoeksproject Schaliegas en Drinkwater heeft tot *doel* de Nederlandse drinkwaterbedrijven en Vewin te ondersteunen bij de voorbereiding op:

1. Besluitvorming en deelname aan politieke, beleidsmatige en maatschappelijke discussies over schaliegas en de ondergrond: multidisciplinaire kennis over schaliegas en de ondergrond is een belangrijke bouwsteen voor gesprekken met het ministerie van EZ en I&M en andere partijen in bijvoorbeeld de totstandkoming van de plan-MER.
2. Mogelijke opsporing en/of winning van schaliegas: mocht dit gaan plaatsvinden, dan wil de drinkwatersector de betrokken partijen en met name de initiatiefnemer een programma van eisen meegeven waaraan de winning moet voldoen ten einde het grondwater optimaal te beschermen.

Samen met de Nederlandse drinkwaterbedrijven en Vewin ontwikkelde KWR een kennisagenda om richting te geven aan het onderzoeksproject. Kennisvragen die bij drinkwaterbedrijven en Vewin leven zijn tijdens een bijeenkomst d.d. 17 oktober geïnventariseerd.

1.2 Relevantie van onderzoek naar betrouwbaarheid

Voldoende en veilig drinkwater is van groot maatschappelijk belang. De Nederlandse drinkwaterbedrijven zijn verantwoordelijk voor het produceren en leveren van dit water. Om de levering te garanderen is tijdig inzicht in mogelijke bedreigingen van de kwaliteit van de grondstof voor het Nederlandse drinkwater nodig. Het onderzoek richt zich op het in beeld brengen van faalmechanismen, effecten en risico's bij aan schaliegaswinning gerelateerde processen, en het uitwerken van de vraag hoe waterkwaliteitsmonitoring moet worden vormgegeven. De faalkansen, effecten en risico's enerzijds en de monitoring anderzijds kunnen niet los worden gezien van elkaar. Voor een effectief monitoringsprogramma en het stellen van eisen is immers een reëel beeld nodig van wat waar mis kan gaan, de omvang van incidenten (effecten) en de risico's. Om als drinkwatersector als volwaardige gesprekspartner te kunnen functioneren en voorwaarden aan te kunnen dragen bij boring, inbouw en exploitatie van schaliegasputten is kennisontwikkeling noodzakelijk. De kennisontwikkeling richt zich op het identificeren van kritische stoffen en processen voor de bescherming van de bronnen. In het maatschappelijk debat is de integriteit van de putten een belangrijk onderwerp van discussie. De faalkansen, effecten en risico's op het gebied van putintegriteit maken dan ook nadrukkelijk onderdeel uit van het onderzoek.

Inzicht in faalkansen, effecten en risico's

Schaliegaswinning en hiermee samenhangende bedrijvigheid vormt als industriële activiteit een mogelijke bedreiging voor de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater. Op basis van ervaringen in de VS lijken incidenten veelal samen te hangen met aaneenschakelingen van falend materieel, menselijke fouten en het tekortschieten van contingency plannen. Door de olie- en gasindustrie wordt veel geïnvesteerd in veiligheid en bescherming van het milieu. Ondanks 'best practices', gedegen training van personeel en toezicht en controle, kunnen incidenten echter niet geheel worden uitgesloten. In de VS lijken verontreinigingen voornamelijk plaats te vinden boven maaiveld, maar grondwatermonitoring rond schaliegasputten vond in de VS in het verleden slechts marginaal plaats. Het is dus niet uit te sluiten dat wel degelijk lekkages zijn opgetreden in de ondergrond. Inmiddels is er ook in de VS meer aandacht voor monitoring. Een aantal recente monitoring studies (Jackson et al., 2013; Osborn et al., 2011) geven sterke aanwijzingen voor het optreden van ondergrondse gaslekkages en falende integriteit van putten.

In algemene zin is informatie over incidenten beschikbaar, maar sterk verspreid over energiebedrijven, boorbedrijven en toezichthouders. Gezien de met schaliegaswinning gepaard gaande grote aantallen putten wordt speciale aandacht besteed aan de cumulatieve effecten van schaliegaswinning op het (grond)watersysteem. De cumulatieve faalkansen zullen kwalitatief worden vertaald naar mogelijke effecten en risico's van schaliegaswinning voor de drinkwatervoorziening.

Monitoring

Om eventuele kwaliteitsveranderingen op te merken is monitoring van de grondwaterkwaliteit cruciaal. Monitoring rond diepe putten is in de huidige wet- en regelgeving niet verplicht en wordt veelal achterwege gelaten. Echter de bij het boren en fracken gebruikte chemicaliën en de tijdens de productiefase opgepompte stoffen (olie, gas, formatiewater) zijn potentieel bedreigend voor de waterkwaliteit en daarmee voor de kwaliteit van drinkwater. Los van de vraag wie verantwoordelijk is voor de uiteindelijke uitvoering van monitoring, wensen drinkwaterbedrijven heldere eisen t.a.v. monitoring te kunnen stellen.

De bestaande monitoring van de grondwaterkwaliteit richt zich op kwaliteitsveranderingen aan maaiveld of in de ondiepe ondergrond. In het geval van een schaliegasput kan verontreiniging plaatsvinden vanaf maaiveld, maar ook op (grote) diepte door falen van de putcasings en cementeringen. Hoe hier een adequaat monitoringsnetwerk voor in te richten is niet triviaal, gezien de te verwachten dichtheidsverschillen tussen het natuurlijke grondwater en de mogelijk weglekkende geproduceerde vloeistoffen of gassen. Daarnaast treedt thermische verandering van het grondwater mogelijk op rond diepe putten, hetgeen ook de stromingspatronen in de nabijheid van de diepe putten kan beïnvloeden. Of en hoe deze thermische verandering optreedt wordt uitgewerkt, waarbij rekening wordt gehouden met verschillende eigenschappen van de geproduceerde stoffen (gas vs vloeistoffen).

Uit ervaringen in de VS blijkt dat het inventariseren van relevante kwaliteitsparameters en het uitvoeren van nulmetingen voorafgaand aan het boren en in productie nemen van putten cruciaal is (Brantley et al., 2013). Zonder deze kennis blijkt het nagenoeg onmogelijk om aan te tonen wie verantwoordelijk is voor een eventuele kwaliteitsverslechtering (zie o.a. de discussie rond het onderzoek van DiGiulio et al. (2011)).

Voor een effectieve monitoring moet vooraf bekend zijn welke van nature in de diepe ondergrond aanwezige stoffen indicatief zijn voor kwaliteitsveranderingen uit diepe putten en onderscheidend zijn ten opzichte van andere bronnen. Hierbij kan gedacht worden aan

(isotopen) karakterisering van opgeloste gassen (bijv. methaan, hogere alkanen, edelgassen), maar ook aan specifieke zouten (bijv. bromide, fluoride en zeldzame aardmineralen (lanthaniden)) en organische verbindingen (BTEX). Daarnaast moet vooraf inzicht worden verkregen in de chemische samenstelling van door de industrie veelgebruikte stoffen (additieven in boorspoeling, fracturing vloeistof etc.) en het gedrag van deze chemicaliën in de ondergrond. Van relevante parameters is onvoldoende kennis over de nul-situatie beschikbaar in de Nederlandse context. Zo is onbekend of thermogene gassen op natuurlijke wijze kunnen migreren naar ondiepe watervoerende lagen. Onderzoek in de Noordzee (Judd, 2001; Schroot et al., 2005) lijkt erop te wijzen dat dergelijke migratieroutes inderdaad aanwezig zijn. Natuurlijke achtergrondwaarden kunnen (indien onbekend) resulteren in vals positieve waarnemingen bij monitoring rond diepe putten.

1.3 Leeswijzer

Het volgende hoofdstuk presenteert een overzicht van **schaliewinning als proces**. Het maakt het ontstaan en de karakteristieken van schalie in Nederland inzichtelijk.

Vervolgens worden in drie hoofdstukken de bevindingen gepresenteerd:

- Hoofdstuk 3 geeft inzicht in de **faalkansen** rondom schaliegaswinning op basis van beschikbare literatuur.
- Hoofdstuk 4 gaat in op de **effecten en risico's** van schaliegaswinning voor betrouwbaar drinkwater.
- Hoofdstuk 5 gaat in op het vraagstuk van **monitoring** rond schaliegasputten en (vereisten aan een) zogenaamde **nulmeting**.

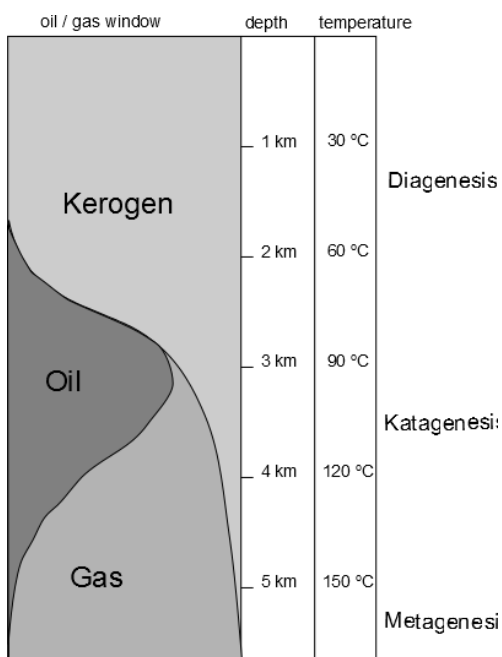
Hoofdstuk 6 sluit af met **handelingsopties**: wat kan de drinkwatersector doen om de betrouwbaarheid van drinkwater onverminderd hoog te houden? Deze handelingsopties zijn gebaseerd op de bevindingen uit de voorgaande hoofdstukken.

2 Schaliewinning nader bekeken

Waar hebben we het over als het gaat om schaliegas en de winning ervan? Dit hoofdstuk gaat in op het ontstaan en de lokalisering van schaliegas en het proces van schaliegaswinning.

2.1 Ontstaan van schaliegas

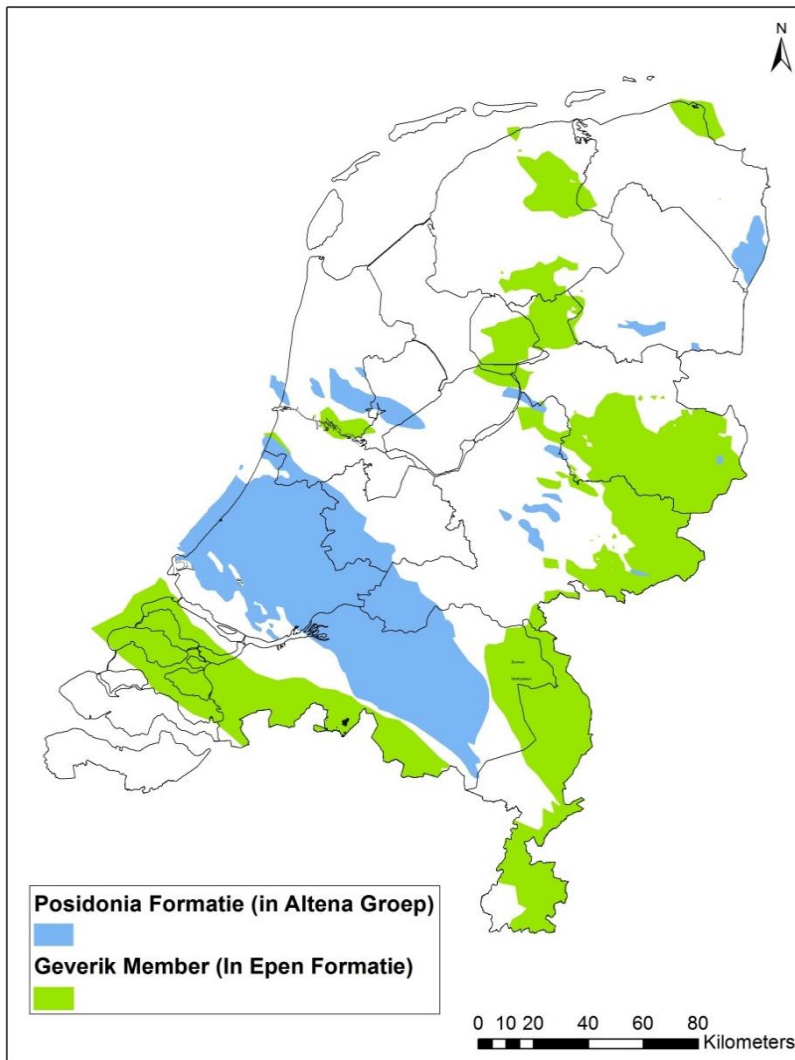
Schaliegas is natuurlijk gas dat is ontstaan in organische stofrijke schalielagen. Deze lagen ontstaan onder zuurstofarme omstandigheden in rustige mariene afzettingmilieus waar kleideeltjes en organische stof bezinken. Door regelmatig optredende zuurstofarme condities wordt maar weinig organisch materiaal afgebroken, zodat grote hoeveelheden organisch materiaal samen met klei op de zeebodem accumuleren. Deze afzettingen worden vervolgens volledig zuurstofloos, waardoor geaccumuleerd organisch materiaal nauwelijks verder afbreekt (Herngreen et al., 2003; Wong et al., 2007). In de loop van miljoenen jaren worden de zo ontstane zwarte kleien begraven onder uiteindelijk kilometers dikke, jongere afzettingen. Tijdens dit proces neemt de dichtheid en de temperatuur toe en de porositeit af. Vanaf ca. 60 °C zullen bij toenemende temperatuur de grote complexe organische moleculen afbreken in steeds kleinere verbindingen (Figuur 2.1). Organische stof rijke schalielagen vormen naast koollagen het brongesteente van olie en gas (De Jager et al., 1996). Over geologische tijdschalen zal een deel van de koolwaterstoffen uit de laag migreren naar het aardoppervlak, en accumuleert in poreuze gesteentes zoals zandsteen en kalksteen indien bedekt door een afsluitend gesteente. Deze reservoirs zijn de bron van conventioneel geproduceerd aardgas en aardolie. Bij gasschalies heeft niet al het gas kunnen ontsnappen, maar is nog aanwezig in zeer kleine poriën, geadsorbeerd aan het gesteente, opgelost in water of bitumen, of opgesloten in afgesloten holtes en scheuren in het gesteente. Door het gesteente te breken en een onderdruk aan te brengen kan het in de schalie aanwezige gas worden vrijgemaakt en geproduceerd.



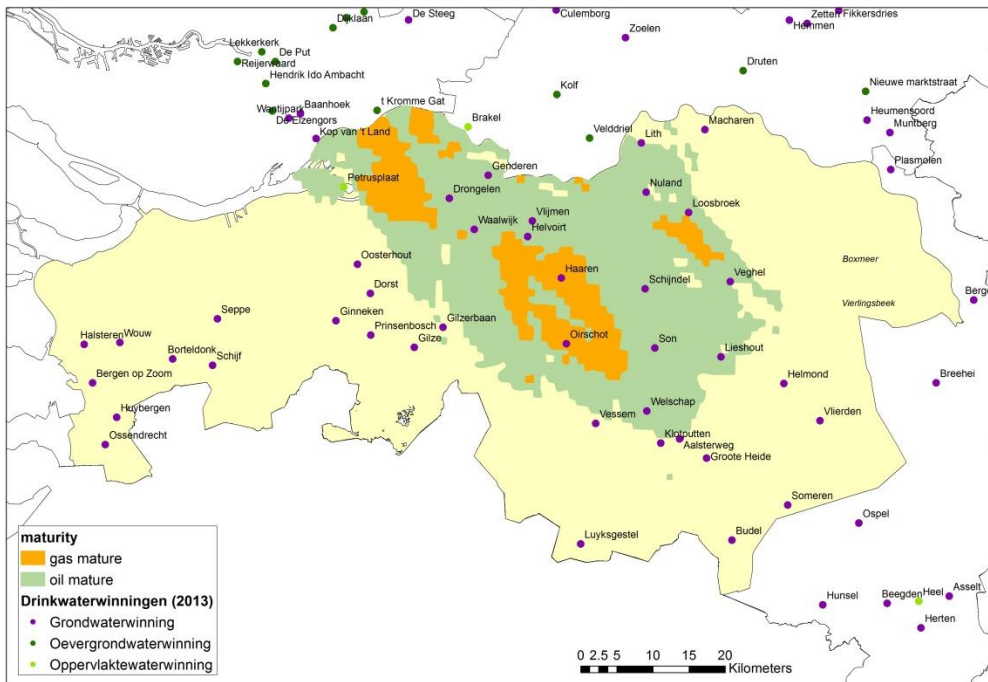
Figuur 2.1 Ontstaan van olie en gas (West, 2014)

2.2 Schaliegas in Nederland

In Nederland bevinden zich twee gesteentelagen met potentie voor de productie van schaliegas (van Bergen et al., 2013). Het gaat hierbij om de Posidonia schalie uit de Jura en de Epen Formatie (Geverik member) uit het Carboon (Figuur 2.2). De verbreiding van de gemiddeld 30 meter dikke Posidonia schalie is goed bekend uit een groot aantal boringen en door de goede zichtbaarheid bij seismisch onderzoek. De verbreiding van de Epen formatie is minder goed bekend, het aantal doorboringen is beperkt tot een handvol en daarom is ook de potentie ervan voor schaliegaswinning minder goed bekend. Van de Posidonia schalie zijn onder meer de maturiteit (Figuur 2.3), de gashoudenheid, de porositeit en de brosheid onderzocht. De meest geschikte lagen voor 'hydraulic fracturing', het breken van het gesteente bevinden zich in de diepere delen van het West Nederlandse Bekken, zoals in de omgeving van Boxtel en Haaren. Slechts een beperkt deel van het gesteente heeft voldoende maturiteit voor de vorming van gas (Figuur 2.3).



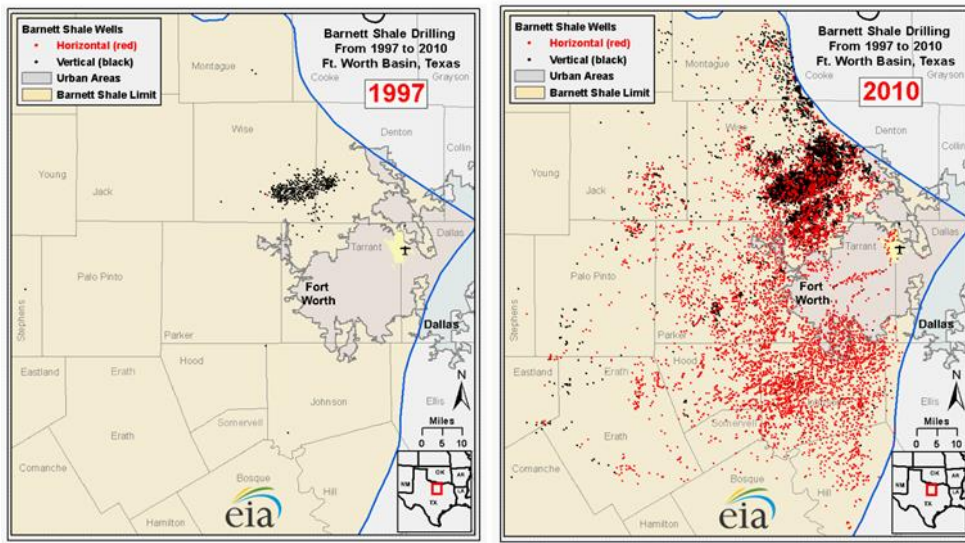
Figuur 2.2 Verbreiding schalielagen met potentie voor schaliegasproductie (www.NLOG.nl)



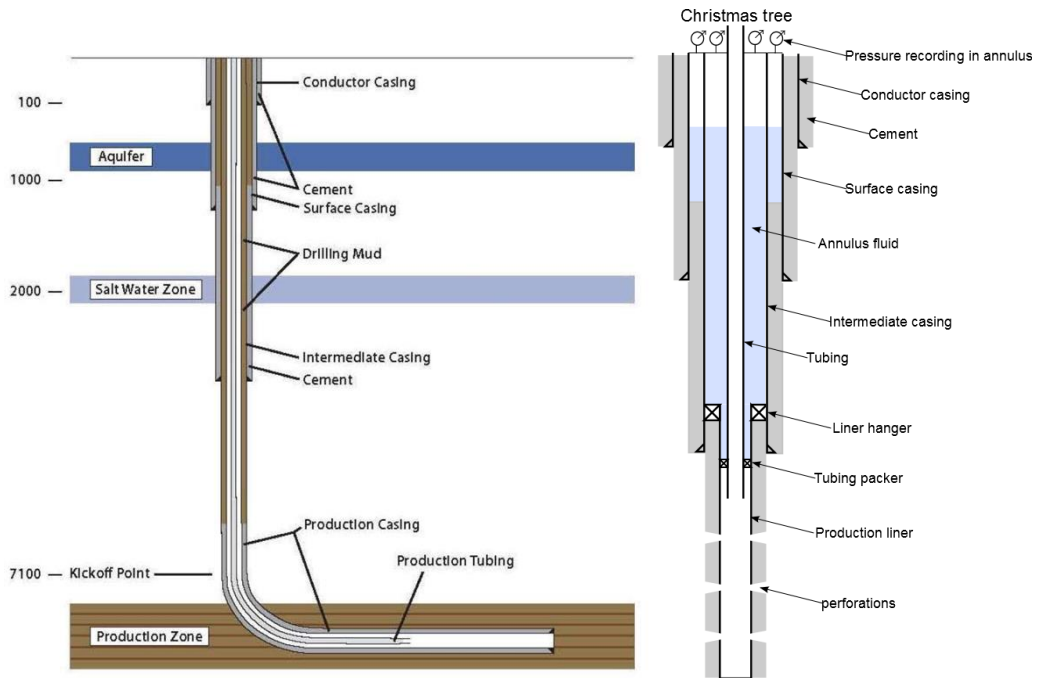
Figuur 2.3 Maturiteit Posidonia schalie in Noord-Brabant (van Bergen et al. (2013))

Schaliegaswinning

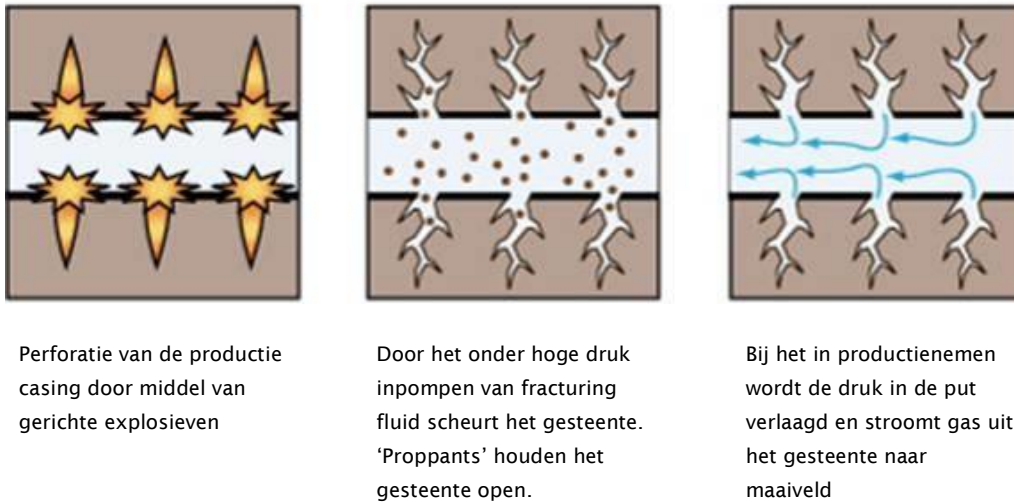
Het in de schalielagen aanwezige gas is lange tijd technisch onbereikbaar en onrendabel geacht voor exploitatie. Stijgende gasprijzen en technische ontwikkelingen hebben hier verandering in gebracht. Het gaat hierbij om de techniek van 'hydraulic fracturing' en het horizontaal gestuurd boren. Gezien de geologische opbouw in relatief dunne maar wijdverbreide lagen, maakt horizontaal boren het mogelijk om een veel groter deel van het gesteente te breken en daarmee meer gas vrij te maken dan met conventionele verticale putten. Schaliegas heeft in de Verenigde Staten een grote vlucht genomen (Figuur 2.4). Hoewel horizontale putten tegenwoordig de standaard zijn voor schaliegas productie, wordt veelal gestart met een verticale proefboring, om het potentieel voor schaliegaswinning en het breken van het gesteente te onderzoeken. Bij voldoende potentieel worden per boorlocatie vervolgens 8-10 horizontale boringen uitgevoerd. De lengte van de horizontale putsecties kan oplopen tot ruim 3 km. Voor Noord-Brabant gaat Halliburton (2011) uit van lengtes van 1500 tot 2500 meter.



Figuur 2.4 Toename van het aantal schaliegasputten rondom Fort Worth Texas (zwarte puntjes: verticale putten, rode puntjes horizontale putten) (U.S. Energy Information Administration)



Figuur 2.5 Schematische weergave (niet op schaal) van een (horizontale) gasput (All Consulting, 2008).



Figuur 2.6 Procesbeschrijving van 'hydraulic fracturing'

Tijdens aanleg van de put worden ter versterking stalen casings (verbuizingen) aangebracht en met cement in de ondergrond gefixeerd (Figuur 2.5). Dit geschiedt om te voorkomen dat er stroming van gas, olie of formatiewater optreedt door het boorgat naar ondieper gelegen lagen of het maaiveld. Als de integriteit van de put voldoende is geborgd wordt overgegaan op het 'fracken' van de schalie. Hierbij worden per sectie gaten in de productie casing geschoten en wordt een vloeistof onder zeer hoge druk geïnjecteerd, waardoor het gesteente breekt (Figuur 2.6). Om te voorkomen dat de breuken zich weer sluiten als de druk wordt verlaagd, worden met de vloeistof 'proppants' (zand of keramische korrels) meegevoerd die in de ontstane barsten en scheuren terecht komen. Als vervolgens na fracken de druk weer wordt verlaagd, knelt het samenpersende gesteente de proppants vast en blijven de gevormde scheuren open waarlangs het gas uit de schalielagen kan ontsnappen tijdens productie. De gebruikte vloeistof bestaat grotendeels uit water en 'proppants', maar bevat daarnaast additieven. De exacte samenstelling van de vloeistof verschilt per formatie en locatie. Om de effectiviteit van het fracken te controleren wordt gebruik gemaakt van microseismiek en wordt de drukontwikkeling goed gevolgd. Tenslotte wordt gebruik gemaakt van tracers. Op basis van hun verbreiding in de ondergrond door het fracken kan de effectiviteit van het fracken worden gekwantificeerd.

Bij het starten van de gasproductie wordt een onderdruk in de put aangebracht waardoor gas, resten fracturing vloeistof en formatiewater naar maaiveld stromen, en vervolgens worden gescheiden. Van de geïnjecteerde hoeveelheid frackvloeistof zal ongeveer 15-35% terugstromen naar maaiveld. Dit water is veelal zeer zout en bevat zware metalen, halogenen, een breed scala aan koolwaterstoffen en natuurlijk radioactief materiaal (Environmental Agency, 2011). De gasproductie zelf neemt na het in gebruik nemen van een schaliegasput relatief snel af. Door Halliburton (2011) wordt een volumestroom geprojecteerd van initieel 300.000 m³/d terugzakkend tot uiteindelijk ca. 17.000 m³/d na 15 jaar. De maximum productie van een schaliegasput in de Posidonia schalie is hiermee een factor 10 lager dan de productie van een conventionele "Groningen" gasput. Het afnemen van de productie verloopt snel: na 2 jaar is de productie al gedaald naar 50.000 m³/d en na 6 jaar naar 20.000 m³/d. Deze afname is in lijn met ervaringscijfers in Amerikaanse schaliegasgebieden (Baihy et al., 2011). Schattingen geven aan dat slechts 10% van het in het gesteente aanwezige gas gewonnen wordt na de eerste keer fracken, herfracken kan een aanvullende 8-10% van het aanwezige gas bereikbaar maken (Kennedy, 2007). Amerikaanse schalielagen zijn dikker dan de Posidonia schalie, dit bemoeilijkt doorvertaling van Amerikaanse

ervaringen naar de Nederlandse situatie. Voor nauwkeurigere schattingen zijn Nederlandse proefboringen noodzakelijk.

Het proces van hydraulisch fracken kost relatief veel water, hoewel over de gehele levensduur van de put het watergebruik laag is in vergelijking met conventionele winning. Door Nicot and Scanlon (2012) is een uitgebreide studie uitgevoerd naar waterverbruik bij fracken in verschillende schaliegasgebieden in Texas. Uit deze studie blijkt dat voor het fracken van een typische horizontale put met een laterale lengte van 1500 meter gemiddeld 20.000 m³ water nodig is en dat dit kan oplopen tot meer dan 25.000 m³ per put. Voor dit water wordt veelal zoet grond- of oppervlaktewater gebruikt, of hergebruikte frackvloeistof. In de VS wordt afvalwater vooralsnog grotendeels in de ondergrond geïnjecteerd of gecontroleerd geloosd op oppervlaktewater na gedeeltelijke zuivering (Cooley et al., 2012; NYSDEC, 2011; Warner et al., 2013). In Nederland voorziet Halliburton af- en aanvoer per pijpleiding naar een verwerkingslocatie. Een duidelijk plan voor de verwerking van het afvalwater ontbreekt echter vooralsnog.

3 Faalkansen gekwantificeerd

3.1 Inleiding

Het zoeken naar en produceren van schaliegas leidt mogelijk tot milieurisico's. De hoeveelheden aan chemicaliën, materieel en menselijke handelingen, en de volumina aan water en overige vloeistoffen creëren risico's op vermorsingen en lekkages. Incidenten, zoals vermorsingen en lekkages aan maaiveld, kunnen veroorzaakt worden door technisch en menselijk falen. De hierbij vrijkomende stromen (zoals het frack water, flowback water, productiewater, olie of gasproducten of boorgruis) kunnen een mengsel aan chemicaliën bevatten dat mogelijk schadelijke gevolgen heeft. Drinkwaterbronnen kunnen mogelijk verontreinigd raken door vermorsingen of lekkages naar oppervlaktewater, of via infiltratie in bodem en grondwater vanaf maaiveld (NYSDEC, 2011). Hoewel de richtlijnen voor putconstructie en ontwerp streng zijn, kan daarnaast ook putdegradatie mogelijk leiden tot verontreiniging van het grondwater.

Mogelijke milieueffecten, oorzaken en oplossingen hebben reeds aandacht gekregen in de media en in technische en wetenschappelijke artikelen (o.a. Zoback et al. 2010; Osborn et al. 2011; Myers 2012; Gordalla et al., 2013; Vidic et al., 2013, Ziemkiewicz, 2014). Echter, het aantal en de ernst van de verontreinigingen zijn slechts beperkt in beeld, de U.S. EPA is grootschalig onderzoek gestart om risico's voor de bronnen van drinkwater door hydraulisch fracken te kwantificeren (EPA, 2012). Een goede kwantitatieve schatting van het risico voor verontreiniging van drinkwaterbronnen door hydraulisch fracken ontbreekt voornamelijk (Jackson et al., 2013) en er is urgentie om bestaande data te verzamelen om het risico beter te kwantificeren (Rozell and Reaven, 2012).

Samenvattend, incidenten via vermorsingen en lekkages tijdens het zoeken naar en produceren van schaliegas zijn naar verwachting een belangrijke emissieroute voor de betrokken chemicaliën naar grond- en oppervlaktewater (Stringfellow et al., 2014; Gross et al., 2013). Gegevens over de frequentie van het voorkomen van incidenten door technisch en menselijk falen en de hierbij vrijkomende volumestromen zijn beschikbaar, maar sterk gedistribueerd over energie- en boorbedrijven en bij overheidsinstanties. De informatie is hier verzameld en geaggregeerd, en vervolgens gebruikt om een kwantitatieve inschatting te kunnen maken van verontreiniging door falen.

3.2 Methode

Via verschillende routes kunnen schaliegas gerelateerde activiteiten drinkwaterbronnen verontreinigen:

- A. Vermorsing en lekkage van vloeistoffen aan maaiveld
- B. Verontreiniging van bodem en grondwater in het boorgat
- C. Verontreiniging vanuit diepe ondergrond waar fracken plaatsvindt

Deze routes zijn verder onder te verdelen in verschillende verontreinigingspaden, zie Tabel 3.1. De focus voor het kwantificeren van faalmechanismen ligt op de routes veroorzaakt door technisch en menselijk falen. Oorzaken als aardbevingen zijn niet gekwantificeerd, de beschikbare informatie komt vooral uit de USA en laat zich niet goed vertalen naar de Europese situatie door verschillen in geologische opbouw van de ondergrond.

Bij het verzamelen van gegevens zijn wetenschappelijke literatuur, publiekelijk beschikbare databases van gerapporteerde incidenten aan overheden, en technische rapporten van energie- en boorbedrijven gebruikt.

Er zijn databases van overheden uit diverse landen beschikbaar met informatie over de frequentie en vrijkomende volumina bij incidenten in de olie en gas industrie, waaronder schaliegaswinning (Tabel 3.2). Niet alle gegevens hebben uitsluitend betrekking op schaliegas. Ook informatie over incidenten tijdens on-shore conventionele exploratie en productie kan echter een indicatie geven over de te verwachten frequenties van incidenten. De beschikbare internationale databases zijn beoordeeld op hun bruikbaarheid (Sjerps et al., in prep), gezien de hoeveelheid gegevens, de doorzoekbaarheid, de tijdsperiode waarop de gegevens betrekking hebben, en of het gebieden betreft waar schaliegaswinning aanzienlijk is.

Voor de mechanismen A1-4 (Tabel 3.1) zijn de databases doorzocht met de termen 'frac water', 'drilling mud', 'produced water' en 'oil products'. Voor mechanisme A5 is doorzocht op oorzaak 'blowout'. Voor faalmechanismen B21 zijn de databases doorzocht met de termen 'coupling' en 'fitting', voor mechanisme B22 met 'corrosion' en voor B23 met 'improper cementing'. Deze incidenten zijn gerelateerd aan putconstructie, maar ook aan 'flow line', 'injection header', 'pipeline', 'pump', 'valve (frac/water) tank'.

Per faalmechanisme is een frequentie van voorkomen en het gemiddelde vrijkomend volume berekend, op basis van gegevens over de meest recente 5 jaar. De frequentie van een incident is het aantal incidenten per tijdseenheid per actieve put. De potentiële belasting is berekend door het gemiddelde volume te vermenigvuldigen met de frequentie. Alleen de gegevens over de laatste vijf jaar zijn gebruikt, omdat dit reeds een zeer aanzienlijk aantal putten betrof en zowel technologie als regelgeving zich snel ontwikkelen en daarmee de kans op incidenten afneemt in de tijd. De gegevens betreffen alle incidenten rond putten, zowel incidenten die ontstaan tijdens fracken als bij navolgende handelingen, waaronder ook het herfracken.

Tabel 3.1 Faalmechanismen bij het zoeken naar en produceren van schaliegas die kunnen leiden tot waterverontreiniging (Cirkel en Hartog, 2013).

Route	Code	Verontreinigingspad
Verontreiniging van bodem, oppervlakte- en grondwater aan maaiveld	A1	Vermorsing van frack vloeistof
	A2	Vermorsing van boorvloeistof
	A3	Vermorsing van geproduceerd water
	A4	Vermorsing van olie producten
	A5	Blow out
Verontreiniging van grondwater via de boorgatwand	B1	Putconstructie en ontwikkeling
	B2	Onvoldoende integriteit put
		<i>B21 Lekkende aansluiting</i>
		<i>B22 Corrosie putcasing</i>
		<i>B23 Onvoldoende cementering</i>

Tabel 3.2 Beschikbare databases van overheden (in grijs: niet gebruikt)

Incidenten database	Informatie	Alleen gerelateerd aan schaliegas	Aantal incidenten in database
National Response Center (NRC), USA	Type en oorzaak incident, oorzaak, incl. materiaal en medium beïnvloed	Nee, wel zoekbaar op 'frac'	31 805(2012)
Colorado Oil and Gas Commission (COGC), Colorado, USA	Grond of oppervlakte water beïnvloed, oppervlak	Nee, gemiddeld 12% van gas productie is schaliegas in Colorado (EIA, 2014a)	2369 (2009-2013)
Oil Conservation Division (OCD), New Mexico, USA	Materiaal, oorzaak en bron incident, volume, impact oppervlaktewater en grondwater	Nee, gemiddeld 6% van gas productie is schaliegas in New Mexico (EIA, 2014a). Zoekbaar op 'frac' materiaal	4559 (2009-2013)
Department of Environmental Protection's (PA DEP), Pennsylvania, USA	(On)conventionele exploratie, overtredingen incl.type overtreding, beschrijving	Ja	2263 (2009-2013)
Railroad Commission, Texas, USA	Datum, type bedrijf, type vloeistof, volume, oorzaak incident, aantasting water	Nee, gemiddeld 33% van gas productie is van schaliegas in Texas (EIA, 2014a)	4555 (2008-2012)
Department of Environmental Quality (DEQ), Wyoming, USA	Locatie, status	Nee, <0,5% van gas productie is van schaliegas in Wyoming (EIA, 2014a)	17 handhavings-acties (2013)
Department of Environmental Conservation, New York, USA	Datum, locatie	Geen schaliegas productie in New York State (EIA, 2014a)	12156 (2013)
Energy Resources Conservation Board (ERCB), Alberta, Canada	Type faciliteit, product, volume, status	Nee, 15% van gas productie in Canada is van schaliegas (2012)	205 (jun-dec 2013)
Emergency Management BC, British Columbia, Canada	Aantal gevaarlijke stoffen en olie verontreinigingen	Nee, 15% van gas productie in Canada is van schaliegas (2012)	90(per week)
Government of Western Australia Department of Mines and Petroleum, Western Australia, Australia	Explosieven, opslag en behandeling, transport incidenten. oorzaken, volume	Nee	+/- 100 (per jaar)
SodM: Staatstoezicht op de Mijnen, Nederland	Incidenten met bodemverontreiniging op mijnbouwlocaties. Type materiaal	Nee	129 (2008-2012)

3.3 Resultaten

Tabel 3.3 geeft per faalmechanisme een frequentie van voorkomen en het gemiddelde vrijkomend volume, met de daaruit resulterende verwachte belasting per jaar.

Maximum incident frequenties per put per jaar aan maaiveld bedragen voor geproduceerd water 4,4%, en voor boorvloeistof 2,8%. Maximum waarden van vrijkomende volumina aan maaiveld worden gevonden voor boorvloeistof met 294 m³, en blow outs met 3206 m³ geproduceerd water. Maximum incident frequenties door putfalen bedragen respectievelijk 0,4%, 2,1% en 1,6% voor lekkende aansluiting, corrosie van de casing en voor onvoldoende cementering. De vrijkomende volumina in de put zijn kleiner dan bij incidenten aan maaiveld, met uitzondering voor vrijkomend methaangas.

Tabel 3.3 Frequentie en volumina van incidenten, gebaseerd op databases van overheden

	Verontreinigingspad	Frequentie (voorkomen per put per jaar)	Uitbijter ^a	Spill volume (m ³)	Belasting per put per jaar (L)	Vermorst materiaal
A1	Vermorsing van frack vloeistof	0,02-0,1%		24 ± 28	5-24	Frack vloeistof
A2	Vermorsing van boorvloeistof	0,005-2,8%	37%	294 ± 1857	15-8232	Boorvloeistof
A3	Vermorsing van geproduceerd water	0,02-4,4%		12 ± 291	2,4-528	Geproduceerd water
A4	Vermorsing van olie producten	0,05-2,8%	37%	1 ± 6	0,5-28	Olie producten
A5	Blow out	0,002-0,03%				Alle materialen
		0,002-0,01%		49 ± 243	1-5	Olie producten
		0,004%		185 ± 256	7	Boorvloeistof
		0,006%		934 ± 1618	93	Methaan gas
		0,0002-0,01%		3 206 ± 7843	6-320	Geproduceerd water
B21	Lekkende aansluiting	0,4%				Alle materialen
		0,01%		43 ± 50	4	Boorvloeistof
		0,1%		6 ± 14	6	Olie producten
		0,004%		12 000 ± 14 000	480	Methaan gas
		0,2%		12 ± 26	2	Geproduceerd water
B22	Corrosie putcasing	0,05-2,1%				Alle materialen
		0,05-0,7%		9 ± 20	5-63	Olie producten
		0,001-0,004%		4 ± 4	0,04-2	Boorvloeistof
		0,002-1%		11 ± 41	0,2-11	Geproduceerd water
		0,03%		35 000 ± 171 000	10 500	Methaan gas
B23	Onvoldoende cementering	1,6%		-	-	-

^aDe uitbijter geeft de faalkans in een enkele database die sterk afwijkt van overige databases.

3.4 Discussie

De databases die de basis vormen onder de faalkansen geven mogelijk een onderrapportage van daadwerkelijke incidenten, gezien de gebrekkige handhavingscapaciteit (Centner en O'Connell, 2014).

Voor zover literatuurgegevens beschikbaar zijn, zijn deze met de resultaten van de huidige studie vergeleken. De beschikbare literatuurgegevens zijn op minder uitgebreide

onderliggende data gebaseerd, en bevatten doorgaans weinig of geen informatie over de bij de incidenten vrijkomende volumina vloeistof (Tabel 3.4 t/m Tabel 3.7).

Het resultaat dat vrijkomende volumina aan maaiveld groter zijn dan in de put komt overeen met Jackson et al. (2012) die stelt dat vermorsingen en lekkages aan maaiveld de grootste oorzaak zijn van bodem en grondwaterverontreiniging. De kans op incidenten aan maaiveld (A1-A4) varieert van 1 tot 30% in de literatuur (Tabel 3.4), vooral de gevonden resultaten door Rozell en Reaven (2012) liggen hoger dan de in de huidige studie gevonden frequenties (0,005-4,4%).

De kans op een blowout is varieert in de literatuur van 0,0001% tot 0,1%, een wat grotere spreiding dan de in de huidige studie gevonden 0,0002-0,03% (Tabel 3.5).

Er zijn geen literatuurgegevens gevonden voor putfalen bij putaan sluitingen. Literatuurstudies naar putfalen door corrosie laten een zeer grote variatie van de frequentie met 0,000002-61%, aanzienlijk groter dan de variatie uit de huidige studie van 0,001-2,1% (Tabel 3.6). Dit geldt ook voor falende cementering, met een variatie in de literatuur van 0,015-28% (Tabel 3.7). Dit wordt waarschijnlijk mede verklaard omdat de huidige studie zich alleen baseert op gegevens van de meest recente 5 jaar, waar de literatuur zich ook op oudere data baseert. De mate van corrosie, net als falende cementeringen wordt sterk bepaald door ouderdom (Jackson et al., 2013, Lobdil, 2011). Strengere wetgeving voor putaanleg minimaliseert de kans op verontreiniging, inclusief vroegtijdige detectie van lekkages door monitoring van de druk in de put.

Tabel 3.4 Incidenten aan maaiveld, frequentie en vrijkomende volumina uit literatuur

Referentie	Type data	Kans op spill	Spill volume (m ³)
Bishop, 2010	Schatting o.b.v. grondwater verontreinigingsdata New York State	1-2%	-
Bishop, 2010	Schatting o.b.v. oppervlaktewater data New York State	5-8%	-
Rozell and Reaven (2012)	Incidenten Marcellus shale	30% (10-50%)	3
Huidige studie, A1-A4	Gecombineerde databases	0.005-4,4%	1 (olie product) tot 294 (boorvloeistof)

Tabel 3.5 Blow-out frequentie uit literatuurbronnen.

Referentie	Type data	Kans op blow out
OGP, 2010	SINTEF en Scandpower databases	0.0001-0.1%
Groat en Grimshaw, 2012	Schatting bij putten waar geen BOP is geïnstalleerd	0.01-0.1%
Meiners, 2012	Frequentie uit OGP data van 87944 on-shore gas onttrekkingen 1975-1990 in Alberta	0.05%
Meiners, 2012	Kans op blow out van Exxon Mobile	0.1%
Meiners, 2012	Kans op blow out in off-shore putten onder standaard condities (DNV, NPNT data)	0.02%
Meiners, 2012	Kans op blow out in off-shore putten onder condities met hoge druk en temperatuur (DNV, NPNT data)	0.09%
Huidige studie	Gecombineerde databases	0.0002-0.03%

Tabel 3.6 Kans op putfalen door corrosie uit literatuurbronnen.

Referentie	Type data	Kans op Putfalen
Caswell, 1988	571 putten	10%
Michie en Associates (API), 1989	Olie en gas afvalwater injectie putten in de VS	0.000002-0.002%
Oliphant, 2011	87944 actieve on-shore putten in Alberta, data 1980-2008	0.05%
Vidic, 2013	Onconventionele gasputten	1-3%
Yuan, 2013	61% van de putten had een beschadigde casing tijdens de levensduur in productie	61%
Huidige studie	Lekkende aansluitingen, gecombineerde databases	0,004-0,4%
Huidige studie	Corrosie putcasing, gecombineerde databases	0.001-2.1%

Tabel 3.7 Kans op putfalen door cementering uit literatuurbronnen.

Referentie	Type data	Kans op lekkage door onvoldoende cementering
Bexte et al. 2008	Ruim 1000 putten in West Canada (2005-2007), gasmigratie annulaire ruimte	7-19%
Bexte et al. 2008	Ruim 1000 putten in West Canada (2005-2007), gasmigratie door de surface casing openingen	9-28%
Dusterhoft et al. 2002	Falende cement afdichtingen in 1995, USA	15%
Lobdill, 2011, Schlumberger	22.000 off-shore putten in the Golf van Mexico	40% ~10 jaar, 50% ~ 15 jaar, 60% ~ 30 jaar,
Browning en Smith (1993)	43 olie en gas injectieputten	10%
Underground Injection Practices Council (UICP)	Kans op lekkage naar grondwaterbronnen van drinkwater, Klasse I afvalwater injectie putten.	2%
Rozell & Reaven, 2012	2004-2009, 71000 actieve gasputten in Pennsylvania	0.015%
Huidige studie	Overtredingen met falen door onvoldoende cementering, PA DEP	1,6%

3.5 Samenvatting en conclusies

Dit hoofdstuk identificeert mechanismen door menselijke of technische fouten bij het zoeken naar en produceren van schaliegas, zowel aan maaiveld als in de put. Gegevens over de frequentie van incidenten, en de daarbij vrijkomende volumestromen zijn hier verzameld en geaggregeerd. Hiervoor werden gegevens uit databases van overheden gebruikt over de meest recente 5 jaar. Zowel de frequenties als volumina zijn per type faalkans en materiaalstroom gegeven als bandbreedte per put per jaar.

Maximum incident frequenties per put per jaar aan maaiveld bedragen voor geproduceerd water 4,4%, en voor boorvloeistof 2,8%. Maximum waarden van vrijkomende volumina aan maaiveld worden gevonden voor boorvloeistof met 294 m³, en blow outs met 3206 m³ geproduceerd water. De vrijkomende volumina in de put zijn kleiner dan bij incidenten aan maaiveld, met uitzondering voor vrijkomend methaangas.

Voor zover literatuurgegevens beschikbaar zijn, zijn deze met de resultaten van de huidige studie vergeleken. De beschikbare literatuurgegevens zijn op minder uitgebreide onderliggende data gebaseerd, en bevatten doorgaans geen informatie over de bij de incidenten vrijkomende volumina vloeistof. De in de literatuur gerapporteerde bandbreedtes voor de frequentie van incidenten ligt veelal hoger dan in de huidige studie, waarschijnlijk omdat de literatuur zich ook op oudere data baseert. Inmiddels is in veel staten waar schaliegas zich ontwikkelt heeft strengere wetgeving ingegaan voor aanleg van putten en voor vroegtijdige detectie van lekkages.

4 Effecten en risico's

4.1 Mogelijk vrijkomende chemische stoffen

4.1.1 Type stoffen

De verschillende stromen zoals gekwantificeerd in het vorig hoofdstuk kunnen verontreinigd zijn met stoffen. Het gaat daarbij om de volgende categorieën:

- chemicaliën die zijn toegevoegd aan de frack vloeistof;
- stoffen die van nature voorkomen in de schalie en tijdens de frack- en productiefase boven maaiveld komen;
- (resten van) de gewonnen gas- en olieproducten.

De frackvloeistof bestaat vooral uit water (>98-99,5%) en 'proppants' (zand, basalt of synthetische chemicaliën) om de gecreëerde scheurtjes open te houden. Verdere toevoegingen zijn stoffen als zuren, viscositeitsverhogers (bv. guar, boraat), viscositeitsverlagers (bv. ammonium persulfaat), corrosieremmers (bv. isopropanol, acetaldehyde), stoffen ter controle van ijzerprecipitatie (bv. citrus zuur), biociden (bv. glutaraldehyde), zuurstof scavengers (bv. ammonium bisulfiet), stoffen om aanslag te voorkomen (bv. acryl en carboxyl polymeren) en frictieverminderaars (bv. surfactanten, ethyleen glycol, polyacrylamide) (Vengosh et al. In press; Vidic et al., 2013). Een standaard recept voor de frack vloeistof is er niet. De samenstelling wordt beïnvloed door de kwaliteit van het beschikbare water, de fase van boring, de eigenschappen van de ondergrond en de schalie, en de bedrijfsvoering van de aannemer (ALL consulting, 2009; Cirkel en van Leeuwen, 2012).

Typische volumepercentages van de toevoegingen zijn laag in de frack vloeistoffen, variërend van 0.00001 tot 0.02 % (Aminto and Olson, 2012). Gezien de grote volumina vloeistoffen die – zeker bij het fracken van een put – gebruikt worden, gaat het toch om aanmerkelijke vrachten.

4.1.2 Registratie van stoffen in frackvloeistoffen

USA

De stoffen die door de betrokken industriële partijen worden toegevoegd aan de frackvloeistof zijn inzichtelijk via een openbaar toegankelijke website: www.fracfocus.org. Hierin hebben 14 olie- en gasbedrijven van ruim 72.000 putten de gegevens geregistreerd. In de database zijn ongeveer 750 verschillende stoffen opgenomen, die 2500 verschillende formuleringen vormen (Soeder et al., 2014).

Het registreren van de gebruikte chemicaliën is echter geen vereiste op het federale niveau van de USA, en er is vanuit de overheid geen systematische review van de geregistreerde data in de fracfocus database. Verschillende individuele staten hebben van deze openheid wel een vereiste gemaakt om de benodigde milieuvergunningen te verkrijgen, maar meestal zijn uitzonderingen mogelijk gezien eigendomsrecht en handelsgeheim. Geschat is dat in tenminste 65% van de openbaarmakingen, één of meer van de gebruikte stoffen geheim wordt gehouden. Ook wordt de openbaarmaking soms uitgesteld tot na het boren en fracken van een put (Centner and O'Connell, 2014).

Europa

Veel, maar niet alle, van de chemicaliën die worden toegepaste in fracking vloeistoffen, zijn in Europa binnen het kader van REACH (voor)geregistreerd (Cirkel en van Leeuwen, 2012). In deze REACH dossiers wordt een indicatie van de toxiciteit aangeleverd door de producent van de stoffen. Het detail van de vereiste informatie hangt af van het productievolume, en kan gebaseerd zijn op modelmatige inschatting van de toxiciteit, op in vitro assays bijvoorbeeld op gekweekte cellen, of op dierstudies. Het proces van indienen en verwerken van alle REACH dossiers is gaande en nog niet volledig. In deze dossiers is een toepassing bij schaliegaswinning geen gestandaardiseerd onderdeel van de risicobeoordeling. Ook zijn er geen blootstellingsscenario's uitgewerkt, bijvoorbeeld naar grondwater.

4.1.3 Concentraties van stoffen in flowback water

Geïnjecteerd water komt na het fracken binnen weken tot maanden voor een ongeveer een kwart weer naar terug boven, en bevat dan ook stoffen die afkomstig zijn uit de ondergrond. Onder flowback water wordt dan ook een mengsel van de fracking vloeistof en het formatiewater verstaan. Het flowback water heeft een verhoogde concentratie aan opgeloste stoffen, zouten en natuurlijk voorkomende stoffen zoals radioactief materiaal (NORM) en methaan.

Experimentele studies naar de verontreiniging met organische verbindingen van flowback water zijn beperkt beschikbaar, meer inzicht zal beschikbaar komen vanuit de EPA studies eind 2014 (U.S. Environmental Protection Agency, 2013). De reeds beschikbare peer reviewed studies aan flowback water zijn veelal van Amerikaanse oorsprong (Haluszczak 2013; Soeder et al., 2014; Stringfellow et al., 2014; Vengosh et al. in press). Niet peer-reviewed publicaties geven aanvullend Europese informatie, zoals de gegevens door ExxonMobil in Duitsland over fracking vloeistoffen en flowback water (Meiners et al. 2012) en een studie aan formatiewater uit de Bowland shale in Groot-Brittanie (Environmental Agency, 2011).

Het flowback water is vaak sterk salien (25-180 g/L; tot vijf maal zeewater) en kan daarnaast hoge concentraties anorganische en organische stoffen als koolwaterstoffen bevatten (tot 5,5 g/L) (Haluszczak et al., 2013; Vengosh et al. in press; Soeder et al., 2014; Meiners et al., 2013). Flowback- en productiewater van drie verschillende Noord-Amerikaanse schalieformaties laten veel hogere concentratie aan anorganische elementen (Cl, Br, Ca, Na, Sr) zien dan oppervlaktewater: tot een factor 6700 verschil werd gevonden (Warner et al., 2013; Haluszczak et al., 2013). Recent zijn kwalitatieve gegevens gepubliceerd waar met LC-QTOF en GC-MS fracking vloeistof, flowback water en productiewater is doorgemeten (Cluff et al., 2014). Concentraties zijn niet gegeven en de informatie over de gehanteerde methodiek is beperkt weergegeven, maar o.a. diverse benzenen, naftaleen, toluen, dodecaan en geethoxylerde surfactanten zijn teruggevonden (Cluff et al., 2014). De monitoring in Lancashire, UK, bevestigt het beeld uit de wetenschappelijke literatuur van hoge gehalten aan zout en anorganische elementen, rapporteerde dat één sample van flowback water 0.05 µg/L acrylamide bevatte (Environmental Agency, 2011). Ook in Duitsland werd in flowback water veel ijzer en mangaan aangetroffen (Meiners et al., 2012).

De in de literatuur beschikbare metingen geven helaas geen betrouwbaar inzicht in de exacte concentraties van (organische) chemicaliën in de diverse vrijkomende vloeistofstromen.

Naast experimentele studies, zijn ook modelstudies bruikbaar om een inschatting te maken van te verwachten concentraties. Een gebruikelijke aanpak bij het inschatten van milieulotgevallen voor stoffen is om gebruik te maken van een zogenaamde

fugaciteitsmodellering. Aminto en Olson (2012) rekenden met een incident waarbij ruim 4500 L aan fracking vloeistof vrijkomt, en op basis van informatie uit de schaliegasboringen in Pennsylvania, USA. Hieruit schatten zij welke concentraties in oppervlaktewater en bodem ontstaan, gebaseerd op locatiespecifieke informatie zoals de bodemgesteldheid. Voor 12 verschillende stoffen rekenden concentraties in oppervlaktewater uit die varieerden tot maximaal 0,1 mg/L voor NaOH, andere stoffen liggen ordegrottes lager (Aminto and Olson, 2012).

4.2 Giftigheid van de gebruikte stoffen

Voor een goede risicobeoordeling is allereerst kennis over de intrinsieke giftigheid van de te beoordelen stoffen nodig, op basis van toxiciteitsgegevens. Het risico wordt beoordeeld op basis van zowel de giftigheid als de kans dat er daadwerkelijk blootstelling (van de mens of organismen in het milieu) plaatsvindt.

In een recente review zijn toxiciteitsgegevens geëvalueerd van 81 veelgebruikte fracking chemicaliën (Stringfellow et al. 2014). De lijst werd samengesteld op basis van informatie uit openbare databases, zoals fracfocus. Op basis van algemene openbare bronnen, zoals het wereldwijde systeem van classificatie en labeling van stoffen, zijn toxiciteitsgegevens van acute zoogdierstudies met orale dosering, gegevens over biodegradatie en algemene fysisch-chemische gegevens (K_{ow} , H, etc.) verzameld. Dit is basale informatie, voor geavanceerde risicobeoordeling wordt doorgaans gewerkt met gegevens voor verschillende typen toxicologische werkingsmechanismen en chronische blootstelling van proefdieren. Voor een derde van de geëvalueerde chemicaliën was desondanks in de gebruikte bronnen geen toxiciteitsdata beschikbaar. Voor de stoffen waarvoor wel data beschikbaar was, is een groot deel laag of matig toxisch hoewel er ook sterk giftige verbindingen bij zijn, zoals propargyl alcohol, thiourea en tetramethyl ammonium chloride. Daarnaast zijn tenminste vijf van de 81 stoffen verdacht carcinogeen (ethanol, naftaleen, diethanolamine, acetaldehyde en thiourea) (Stringfellow et al. 2014). De auteurs noemen met name de biociden als stofcategorie met zorg.

Cirkel en van Leeuwen (2012) noemen specifiek de stof 2-butooxythanol, een als surfactant toegevoegde stof, als risicovol omdat deze in relatief hoge hoeveelheden kan worden toegepast (7,2 g/L) en zorgen baart voor humane gezondheid. Gegevens van deze stof in monitoring van wells is echter niet gevonden.

De stoffen die door de U.S. EPA zijn geselecteerd als mogelijk relevant bij schalie exploratie en -winning hebben een breed spectrum aan fysisch-chemische eigenschappen (Lavalle et al., 2013), en daarmee per stof verschillende relevante blootstellingsroutes naar de mens.

Een meer verfijnde hazard assessment op basis van meer uitgebreide chronische toxiciteitsstudies gericht op verschillende eindpunten, en daarnaast ook gericht op ecotoxiciteit, is noodzakelijk om tot een meer gebalanceerde risicobeoordeling te komen.

4.3 Inschatting risico's voor mens en milieu

Zoals hiervoor aangegeven is er, ondanks de gegevens uit fracfocus, geen volledig overzicht van de bij het fracken gebruikte chemicaliën. Van de wel bekende stoffen ontbreekt veelal een goede analyse van hun giftigheid bij langdurige blootstelling. Ook zijn er slechts zeer gefragmenteerd gegevens over concentraties van stoffen in de verschillende stromen, die via de diverse incidenten hun weg vinden naar het milieu.

4.3.1 Toepassing Threshold of Toxicological Concern als schatter van humane risico's

Om desondanks toch een onderbouwde indicatieve uitspraak te doen over mogelijk problematische situaties, is teruggegrepen op het concept van de 'Threshold of Toxicological Concern' (TTC, Kroes et al., 2004). Dit concept is speciaal ontwikkeld om voor stoffen waarvoor niet of nauwelijks toxiciteitdata beschikbaar zijn toch – op basis van stofstructuur en het daaruit af te leiden vermoedelijke werkingsmechanisme – een eerste conservatieve uitspraak te doen over risico's. Hiermee kan een blootstellingsniveau aangegeven worden waaronder ongewenste humane gezondheidseffecten niet waarschijnlijk zijn. Deze benadering wordt inmiddels breed toegepast in verschillende sectoren (Dewhurst en Renwick, 2013). De TTC-benadering is ook vertaald naar drinkwater, zie Tabel 4.1 (Mons et al. 2013). Wanneer een daadwerkelijke risicobeoordeling wordt uitgevoerd op basis van experimentele toxicologische gegevens, blijkt dat de TTC een conservatieve maar realistische eerste schatter is van de risico's. Acceptabele blootstellingsniveaus kunnen tot ordegrottes hoger blijken te liggen, maar er zijn ook stoffen waarbij de eerste schatting via TTC dicht wordt benaderd (Schriks et al., 2010).

Tabel 4.1 Drempelwaarden voor organische verontreinigingen in drinkwater gebaseerd op TTC, waaronder geen schadelijke effecten zijn te verwachten (Mons et al. 2013)

Compound group	Target Value (µg/l)
Single genotoxic organic chemicals	0.01
Single (synthetic) steroid hormones	0.01
All other single organic chemicals	0.1
Total sum of genotoxic compounds	0.01
Total sum of (synthetic) steroid hormones	0.01
Total sum of all other organic chemicals	1.0

4.3.2 Gehanteerde scenario's en aannames bij risico-inschatting

Omdat de precieze samenstelling en concentraties van de stoffen in de verschillende stromen die vrijkomen bij incidenten onbekend is, worden TTC waarden als een maximum gehanteerd voor acceptabele concentraties grondwater. Dit wordt vergeleken met de in hoofdstuk 1 geïdentificeerde volumina die bij incidenten vrijkomen, de grondwateraanvulling via regenwater, en de gegevens over volumefracties aan gebruikte fracking chemicaliën om een eerste uitspraak te doen over de mogelijkheid van het optreden van risico's voor de humane gezondheid.

Bij deze modellering is gewerkt met bandbreedtes om inzicht te krijgen in onzekerheden, en zijn de volgende aannames gemaakt. De faalkansen zijn uitgedrukt per put per jaar. Er is een aanname gemaakt over de dichtheid van putten, gebaseerd op scenario's zoals gemaakt door Halliburton voor EBN (beschikbaar via ebn.nl), en gegevens uit Vengosh et al. (2014, SI) uit de praktijk in Pennsylvania. Deze studies geven respectievelijk putdichtheden van 0,5 tot 1 put/km², en 0,1 tot 0,7 put/km². De gekozen bandbreedte voor putdichtheid bestaat uit 0,1 tot 1 put/km².

Daarnaast is rekening gehouden met de bandbreedte van de volumina die bij incidenten vrijkomen (zie Tabel 3.3).

In de inschatting van mogelijke risico's is gerekend met zowel de realistische worst case situatie van 1 put/km² en de hoogste bij incidenten vrijkomende volumina per put per jaar, als met de realistische best case situatie van 0,1 put/km² en de laagste volumina. Daartussen is een gemiddeld scenario berekend voor een putdichtheid van 0,5 put/km² voor tevens het

hoogste als het laagste totale volume. De verschillende scenario's zijn samengevat in Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Scenario's voor de berekening van maximale gewenste concentraties in bronnen van drinkwater

	Putdichtheid (put/km ²)	Totale spill volume (L/put/jr)
Worst case	1	9232 (max volume)
Average worst case	0,5	9232 (max volume)
Average best case	0,5	54 (min volume)
Best case	0,1	54 (min volume)

Aangenomen is dat de bij incidenten vrijkomende volumina het freatisch grondwater bereiken en volledig mengen, en niet voordien worden opgeruimd of tegengehouden door bijvoorbeeld afdichtende lagen aan maaiveld. Alle vrijkomende stromen bij incidenten worden verdund met de grondwateraanvulling via regenwater, en leiden zo tot een grondwaterconcentratie. Voor de grondwateraanvulling via regenwater is uitgegaan van 300 mm/jaar of L/m², een algemene waarde voor gebied met gras en landbouw percelen in Nederland (Bot, 2011). Aangenomen is dat de incidenten gelijkmatig verspreid worden over ruimte en tijd, dat de bodem en ondergrond volledig doorlaatbaar zijn, en er geen afname van concentraties van stoffen is wegens afbraak of sorptie.

Dit zijn zeker niet overal realistische aannames en is een vrij extreme worst case benadering, maar omdat de exacte gebieden van schalie-exploratie niet bekend zijn kan niet met locatie-specifieke bodemopbouw gemodelleerd worden. In het algemeen is de bodemopbouw van de Nederlandse ondergrond tussen maaiveld en 350 m diepte een complex geheel met een hoge variatie op kleine schaal in doorlaatbaarheid, (semi-)afsluitende lagen, reactiviteit, breuken en migratiepaden. Tijdens bodempassage spelen in werkelijkheid onder andere dispersie, adsorptie, en afbraak een rol bij concentratieverdelingen in de ondergrond tijdens stroombanen van maaiveld naar put. De stoffen die vrijkomen bij de incidenten zullen daardoor niet allemaal in dezelfde mate en gelijktijdig de winput bereiken. Tevens kunnen preferente stroombanen of kortsluitstromingen zorgen voor lokaal hogere concentraties in grondwater.

Aangenomen is ook dat het freatische grondwater de basis is voor drinkwater, en er geen afname van de concentraties plaatsvindt tijdens de drinkwaterzuivering. De modellering is zowel uitgevoerd per type incident, als cumulatief voor alle incidenten. De laatste gegevens worden hier gepresenteerd. Gegevens zijn uitgedrukt per individuele stof en voor gesommeerde stoffen, zowel voor carcinogene stoffen en hormoonverstoorders met een lagere TTC als voor overige stoffen.

4.3.3 Resultaten van de indicatieve risicoinschatting

Tabel 4.3 geeft de maximale toelaatbare concentraties in de stromen die bij incidenten vrijkomen (i.e. concentraties in frackvloeistof en andere afvalwaterstromen ofwel het input signaal). Deze concentraties zullen op basis van de geschetste aannames geen significant risico vormen. Deze concentraties liggen in de best case situatie, met lagere volumina die het grondwater bereiken, hoger dan in de worst case situatie.

Deze op basis van de modelberekeningen afgeleide maximale toelaatbare concentraties in het input signaal, zijn vergeleken met te verwachten concentraties in de frack-vloeistof, op basis van volumefracties van chemicaliën uit de literatuur (Cluff et al. 2014 SI, Aminto et al

2012). Op basis hiervan komt de som van de verwachte concentraties van de verschillende stoffen uit op 482 mg/L in de frack vloeistof.

Bij de in tabel 4.3 rood weergegeven concentraties overschrijdt de verwachte somconcentratie in frack-vloeistof de maximaal toelaatbare concentratie in het inputsignaal, Bij deze scenario's zijn risico's dan ook niet op voorhand uit te sluiten.

De concentratie in de frackvloeistof (i.e. de gemodelleerde concentratie van Aminto & Olsen (2012)) ligt in alle scenario's met lage putdichtheid en lage vrijkomende volumina bij incidenten (best case) onder de maximale concentratie waaronder geen schadelijke effecten zijn te verwachten; onder de gehanteerde best case condities zijn risico's dus niet waarschijnlijk. Dit geldt niet voor de worst case situatie.

Tabel 4.3 Gegevens voor gesommeerde stoffen: maximaal toelaatbare concentraties in alle stromen die bij incidenten vrijkomen, en in alleen het volume aan frack vloeistof dat vrijkomt. De met rood aangegeven maximaal toelaatbare concentraties worden overschreden door de somconcentratie in de frackvloeistof. Bij deze scenario's zijn risico's dus niet uit te sluiten.

Gemodelleerde concentratie van Aminto & Olsen (2012)	Scenario	Gewenste maximale somconcentratie van alle stoffen in het totale volume dat via alle incidenten vrijkomt		Gewenste maximale somconcentratie van alle stoffen in het volume dat via incidenten met frack vloeistof vrijkomt	
		Niet-carcinogeen	Carcinogeen	Niet-carcinogeen	Carcinogeen
482 mg/L	Worst case	30 mg/L	0,3 mg/L	13 g/L	0,1 g/L
	Gemiddeld worst case	65 mg/L	0,7 mg/L	25 g/L	0,3 g/L
	Gemiddeld best case	11 g/L	0,1 g/L	120 g/L	1 g/L
	Best case	55 g/L	0,5 g/L	600 g/L	6 g/L

De gemodelleerde concentraties van Aminto en Olson zijn ook gebruikt om de maximale concentraties per stof in frack-vloeistof te berekenen (zie Tabel 4.4). Tevens zijn de volume-percentages van Cluff et al. (2014) gebruikt voor het berekenen van de maximale concentraties van de ingrediënten van frack-vloeistof (zie Tabel 4.5). Ook bij deze inschattingen zijn onder de worst-case aanname risico's niet op voorhand zijn uit te sluiten (geel gemarkeerd in Tabel 4.5).

Tabel 4.4 Gemodelleerde concentraties van de stoffen in frack-vloeistof (Aminto & Olson, 2012), en de berekende maximale concentraties per stof in de verschillende scenario's. Concentraties zijn in mg/L

Stof	Gemodelleerde concentraties (Aminto & Olson, 2012)	Cumulatief verontreinigingsvolume (alle spills)		Frack vloeistof volume	
		Worst case / carcinogeen	Best case / niet-carcinogeen	Worst case / carcinogeen	Best case / niet-carcinogeen
Gesommeerde concentratie	482	0,32	55 000	125	60 000
sodium hydroxide	5	0,004	603	1,4	658
ethylene glycol	53	0,04	6029	14	6577
4,4-dimethyl Oxazolodine	185	0,12	21102	48	23020
3,4,4-Trimethyl Oxazolodine	13	0,01	1507	3,4	1644
2-amino-2-methyl-1-propanol	2	0,002	271	0,62	296
Formamide	1	0,001	151	0,34	164
Glutardehyde	26	0,02	3015	6,85	3289
Benzalkonium Chloride	8	0,01	904	2,1	987
Ethanol	1	0,0004	60	0,14	66
Hydrochloric Acid	185	0,12	21102	48	23020
Methanol	2	0,00	241	0,55	263
Propargyl Alcohol	0,1	0,00009	15	0,03	16

Tabel 4.5 Berekende maximale concentraties in de verschillende scenario's aan de hand van de volumepercentages gegevens door Cluff et al. (2014)

Constituenten	Vermelde ingrediënten	Cluff et al. Maximale concentratie (% van massa)	Cumulatief verontreinigingsvolume		Frack vloeistof volume	
			Worst case / carcinogeen	Best case / niet-carcinogeen	Worst case / carcinogeen	Best case / niet-carcinogeen
Alle constituenten	Alle ingrediënten		0,32	55 000	125	60 0000
Basis vloeistof	zoet water, gerecycled water	90	0,3	50 000	100	54 000
Proppant	Kristallijne silica kwarts	10	0,03	5000	10	6 000
verkalkingsremmer	ethylene glycol	0,01	0,00003	6	0,01	6
Ijzer controle	ethylene glycol	0,01	0,00002	3	0,01	3
Wrijvings remmer	Waterstof behandeld licht destillaat	0,02	0,00008	13	0,03	10
Droge gel	guar gum	0,03	0,0001	17	0,04	20
Corrosie remmer	2-ethyl hexanol, short chqined glycol ether	0,0005	0,0000	0,3	0,0008	0,4
Breker	ethylene glycol	0,0004	0,0000	0,2	0,0005	0,2
zuur	2,2-dibromo-3-nitrilopropionamide, dibromoacetonitrile, polyethylene glycol hydrochloric acid	0,03	0,00009	15	0,03	20
		0,1	0,0003	60	0,1	60

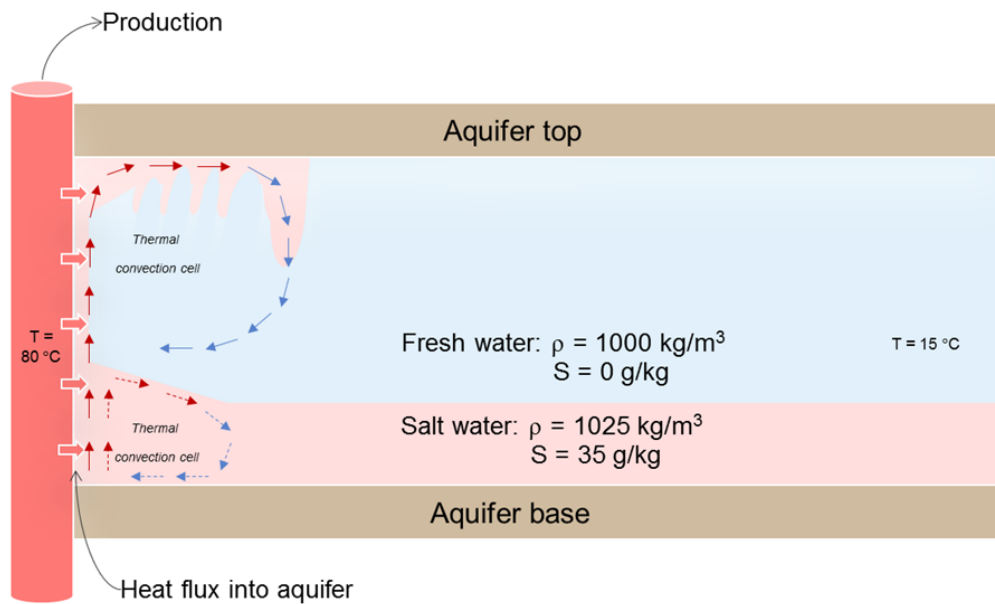
4.4 Effecten op grondwatertemperatuur en stromingspatronen

4.4.1 Achtergrond

Zoet grondwater is de belangrijkste bron van drinkwater in Nederland. Op veel plaatsen in Nederland is er echter binnen watervoerende pakketten een gelaagdheid met zoet grondwater bovenin en brak paleo-grondwater met een hogere dichtheid onderin. Vanuit kwaliteitsoogpunt van de grondstof is het stabiel houden van het zoet-zout grensvlak en het vermijden van 'upconing' van brak water en verzilting van drinkwaterbronnen dan ook van groot belang voor de Nederlandse drinkwaterbedrijven. Door het onttrekken of injecteren van hete vloeistoffen of gassen kan de directe omgeving van een injectie- en winput opwarmen. Door de hiermee gepaard gaande dichtheidsveranderingen kan vervolgens convectieve stroming ontstaan waardoor de verschillende waterlagen gaan mengen. Naast menging langs zoet - zoutgrensvlakken is ook het mengen ter plaatse van redox gradiënten van belang voor de productie van drinkwater. In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de mogelijke rol die diepe (gas)putten kunnen spelen bij de opwarming en menging van grondwater in watervoerende pakketten.

Zoals in hoofdstuk 2 is aangegeven zijn de Posidonia schalie en de Geverik schalie de potentieel meest geschikte formaties voor schaliegaswinning in Nederland. De mogelijk winbare gasvoorraden in deze formaties liggen op een gemiddelde diepte van respectievelijk 3 en 4 km. De windiepte van schaliegas is dus vele malen dieper dan de tot ca. 300 m-mv gelegen grondwaterpakketten die worden benut voor drinkwaterwinning. De gemiddelde geothermische gradiënt in Nederland bedraagt ongeveer 30 °C/km. De temperatuur van schaliegas op windiepte kan dus worden geschat op 90 -120 °C. Tijdens de productie van schaliegas zal er warmtetransmissie plaatsvinden tussen het warme schaliegas in de gasput en de koudere omringende pakketten. De mate waarin de gas- of vloeistofstroom afkoelt over het traject van windiepte tot aan maaiveld, is bepalend voor de mate van opwarming van ondiepe watervoerende pakketten. De mate van afkoeling is onder meer afhankelijk van het productiedebiet, de specifieke warmte van het opgepompte product (olie/gas/water), de mengverhouding tussen gassen en vloeistoffen, de opbouw en materiaal eigenschappen van de putverbuizing en de drukafname. De processen rond warmteverlies uit putten gedurende de productie van gas, olie en geothermische energie, maar ook de injectie van stoom bij olieproductie is beschreven in verschillende studies, b.v. Ramey Jr (1962); Eickmeier et al. (1970a); Hagoort (2005); Wu and Pruess (1990) en Hasan and Kabir (2010). Voor de in deze paragraaf beschreven bevindingen is gebruik gemaakt van de door Ramey Jr (1962) opgestelde semi-analytische vergelijking. Onze studie focust vervolgens op de effecten van deze warmtetransmissie vanuit de put op grondwaterstroming in grondwaterpakketten boven 300 m-MV.

Warmtetransmissie door middel van warmtegeleiding vanuit de putverbuizing naar het omringende grondwaterpakket resulteert in een verhoogde temperatuur van het grondwater in de nabijheid van de boorput. Hierdoor is de dichtheid van het grondwater direct rondom de put lager dan die van het niet verwarmde grondwater op grotere (radiale) afstand. Bij een significant verschil in grondwaterdichtheid zal het warme grondwater gaan opdrijven. Zo ontstaat er een thermisch gedreven convectiecel. In de in deze paragraaf beschreven studie is het effect van warmtetransmissie vanuit een diepe put op opdrijving van brak water in een gestratificeerd grondwaterpakket modelmatig onderzocht (Figuur 4.1). Hiervoor is gebruik gemaakt van het programma SEAWATv4. Dit programma kan warmte- en zout transport simuleren waarbij de dichtheid van het grondwater kan variëren op grond van variabele temperatuur en zoutconcentratie (Langevin, 2008). Een niet-lineaire vergelijking tussen dichtheid van het grondwater enerzijds en de zout concentratie en temperatuur anderzijds (Sharqawy et al., 2010) is in de SEAWATv4 code geïmplementeerd.



Figuur 4.1 Thermisch gedreven stroming ten gevolge van warmtetransmissie van de diepe put en de effecten daarvan op ondiep grondwater met een zoet-zout stratificatie

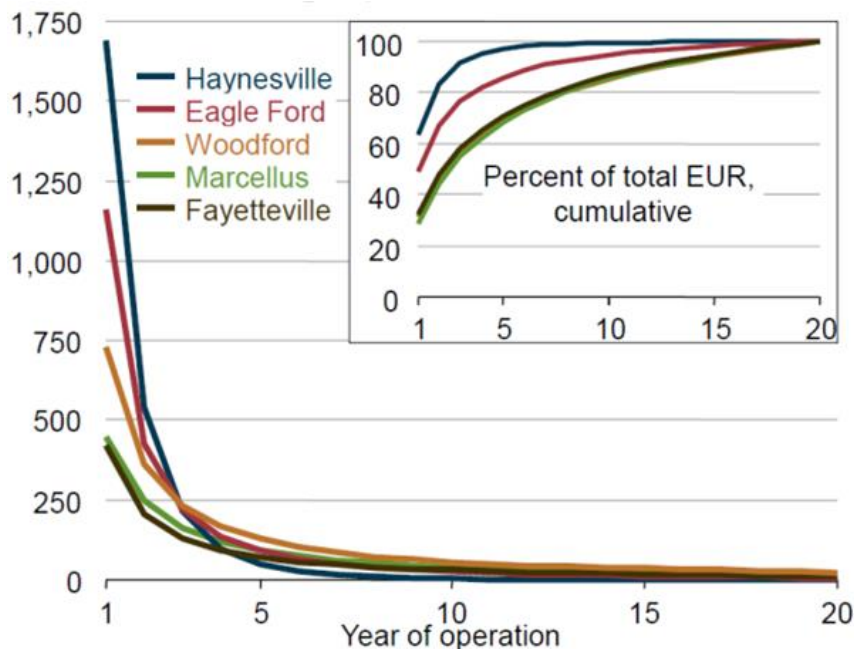
4.4.2 Warmtetransmissie vanuit een diepe put

De mate van warmteverlies tijdens de winning van gas, olie en geothermische energie, maar ook bij de injectie van stoom tijdens olie-exploratie, is beschreven in verschillende studies e.g. Eickmeier et al. (1970a); Wu and Pruess (1990) en Hasan and Kabir (2010). De basis voor het rekenen aan warmteverliezen bij diepe putten is gelegd door Ramey Jr (1962), die het warmtetransport vanaf de vloeistoffen en gassen in de put naar de omringende formaties beschrijft met een set semi-analytische vergelijkingen. Ramey's vergelijkingen blijken goed te voldoen voor een constante injectie- en productie-snelheid en een injectie/productie-tijd groter dan een week (Ramey Jr, 1962).

Met Ramey's vergelijking kan de temperatuur van de vloeistof of het gas in de boorput op elke willekeurige diepte worden bepaald. De mate van warmteverlies naar de omringende formaties hangt af van drie belangrijke factoren: (1) Het temperatuurverschil tussen vloeistof/gas in de boorput en de omringende formatie; (2) de distributie van temperatuur over tijd en diepte in de formatie zelf, en; (3) de thermische weerstand van de verschillende onderdelen van de boorputverbuizing. Warmtegeleiding vanuit de boorput naar de omringende formaties vindt plaats door de verschillende onderdelen van de putverbuizing, bestaande uit meerdere gecementeerde casings. De annuli van de binnenste verbuizingen zijn gevuld met een vloeistof en/of gas om eventuele drukopbouw te kunnen meten, terwijl de annuli van de buitenste verbuizingen vaak volledig zijn gevuld met cement (Figuur 2.5). De thermische weerstand van deze (verschillende) lagen bepaalt de totale thermische weerstand van de verbuizing op een bepaalde diepte. Dit betekent dat de temperatuur aan de buitenkant van de verbuizingen niet noodzakelijkerwijs gelijk is aan de temperatuur van vloeistof/gas in de stijgleiding van de put. Daarnaast is de mengverhouding vloeistof/gas van belang. Ramey's vergelijking gaat echter uit van productie van of gas of vloeistof. Voor de berekeningen bij gasputten wordt dan ook uitgegaan van de versimpeling dat enkel gas geproduceerd wordt.

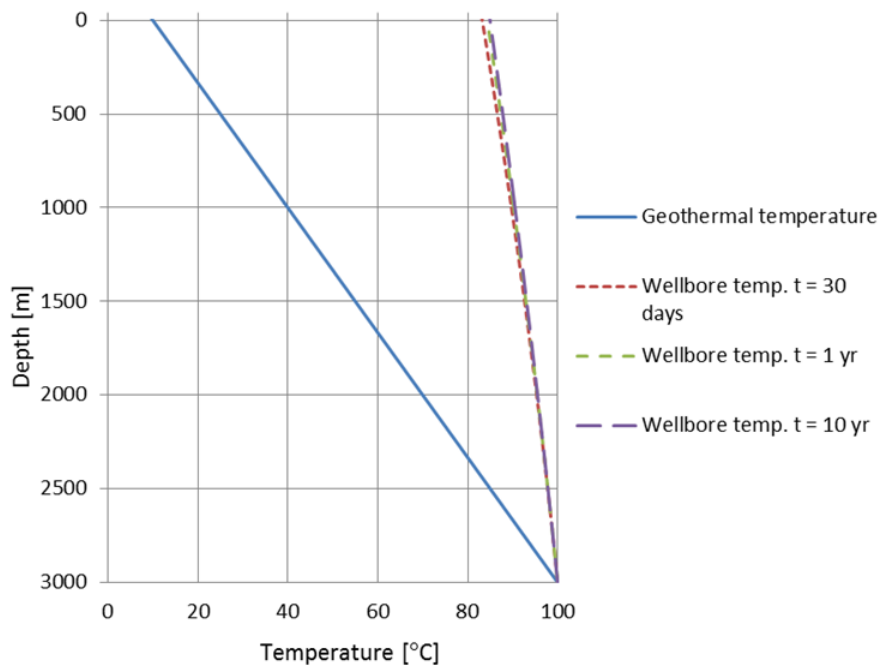
De totale thermische weerstand van een put met meerdere annuli zal groter zijn dan die van een put met één enkele gecementeerde stalen verbuizing. Wanneer de thermische weerstand van de verbuizingen laag is, zal de temperatuur aan de buitenkant van de verbuizing ongeveer gelijk zijn aan de temperatuur in de stijgleiding van de put. Het tegenovergestelde geldt voor een verbuizing met een hoge thermische weerstand (Tarom and Hossain, 2012). Voor de berekeningen is uitgegaan van een constante temperatuur aan de buitenkant van de put.

Bij conventionele gas- en oliewinning en geothermische energieproductie kan de temperatuur van de vloeistof in de boorput ter hoogte van ondiepe grondwaterpakketten oplopen tot 80-90 °C (Eickmeier et al., 1970b; Valberg, 2006). Dit komt doordat de productievolumes en de snelheden tijdens de conventionele gas- en oliewinning relatief hoog zijn en daarmee de verblijftijd van de vloeistof in de put kort. Hierdoor treedt er weinig warmteverlies op naar de omringende formaties. In Figuur 4.2 is een voorbeeld gegeven van een theoretische temperatuurdistributie over diepte en tijd voor een conventionele gasput. Bij schaliegaswinning zijn de productiesnelheden veel lager dan bij conventionele winning. Daarnaast nemen de productievolumes van een schaliegasput snel af in de eerste paar jaar dat een put operationeel is. Ter illustratie zijn in Figuur 4.2 de gemiddelde productievolumes per put (in miljoen ft³ per jaar) voor vijf grote schaliegasvelden in de Verenigde Staten weergegeven. De productie van de Haynesville schalie komt in het eerste jaar overeen met ca. 1.32.000 m³/d. Ter vergelijking, de productie van een gasput in het Groningen gasveld bedraagt met 3 miljoen m³ per dag bijna het dertigvoudige van dit maximale productiedebiet. Voor de Posidonia schalie heeft Halliburton (2011) een projectie opgesteld voor het productiedebiet per schaliegasput. Hierbij wordt in het basisscenario uitgegaan van een initieel productiedebiet van 300.000 m³/d, met een daling naar 70.000 m³/d aan het einde van het eerste jaar en een verdere daling naar 20.000 m³/d na 10 jaar.

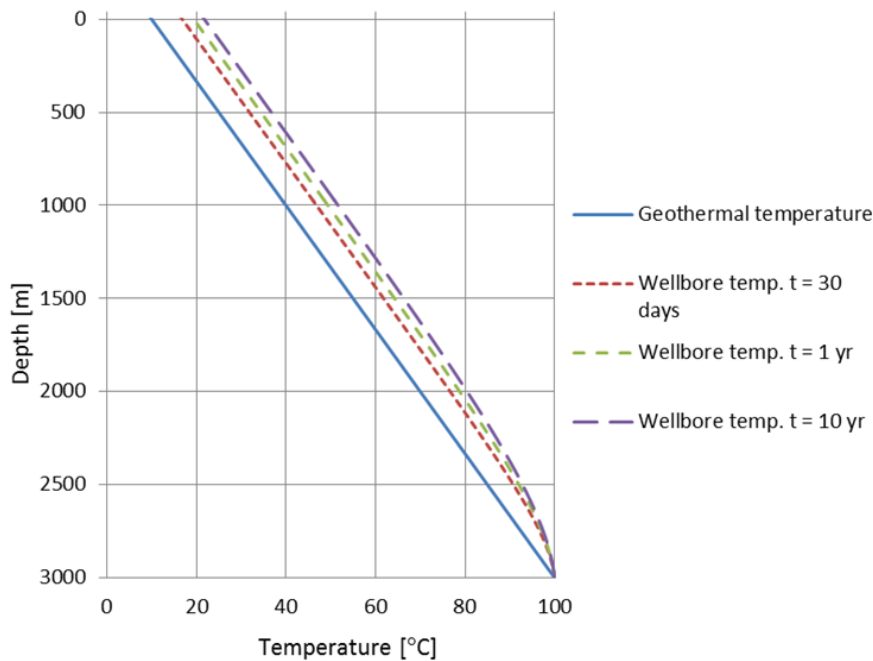


Figuur 4.2 Gemiddelde productie (miljoen ft³ per jaar) voor schaliegasputten in 5 grote schaliegasvelden in de U.S.A (U.S. EIA, 2012). Met EUR wordt de Estimated Ultimate Recovery aangeduid ofwel het percentage van de totale geprognostiseerde opbrengst.

In deze studie zijn de simulaties van Halliburton gebruikt om met behulp van Ramey's vergelijkingen een temperatuurprofiel van een Nederlandse schaliegasput op te stellen. Benadrukt wordt dat het hierbij gaat om een verkennende berekening. Als wordt uitgegaan van een productiedebiet van 200.000 m³/d resulteert dit, uitgaande van een temperatuur op winddiepte van 100 °C, in temperaturen tot boven 40 °C op een diepte van circa 50 m-mv. Al snel (na ca. 2 jaar) zakt de productiesnelheid onder 50.000 m³/dag en zal de temperatuur in de gasput op deze diepte tot onder 20 °C dalen (Figuur 4.4). Gezien de in verhouding met conventioneel gas beperkte productievolumes en de snelle achteruitgang in productie, is een schaliegasput temperatuur van 40 °C ter plaatse van watervoerende pakketten een veilige schatting. Na enkele jaren is gezien de terugval in productie zelfs een temperatuur van maximaal 20 °C een realistische schatting.



Figuur 4.3 Temperatuurprofiel bij een (theoretisch) productiedebiet van 5 miljoen m³/dag (factor honderd hoger dan een gemiddelde schaliegasput)



Figuur 4.4 Temperatuurprofiel bij een theoretisch productiedebiet van 50 duizend m^3/d

4.4.3 Modelling van thermisch gedreven grondwaterstroming rond diepe putten

Voor het modelleren van de thermisch gedreven grondwaterstroming door warmtetransmissie van een put naar het omringde grondwaterpakket is gebruik gemaakt van de SEAWATv4 code. De methode van Langevin (2008) is gebruikt om een axi-symmetrisch, afgesloten, grondwaterpakket te modelleren. Er is uitgegaan van een homogeen zandig watervoerend pakket met een dikte van 50 meter. Het modeldomein heeft een radius van 500 meter en de grid resolutie is $\Delta r = 1$ m bij $\Delta z = 1$ m. In het watervoerende pakket bevindt zich een zoet-zout grensvlak op een diepte van 40 meter beneden de bovenkant van het pakket. Verder is uitgegaan van een constante warmtecapaciteit en thermische geleidbaarheid van zowel water als vaste matrix. Een overzicht van de modelparameters is weergegeven in Tabel 4.6.

De toestandsvergelijking voor de dichtheid kan in de SEAWATv4 code alleen worden ingevoerd als een lineaire functie van zowel de zoutconcentratie als de temperatuur, maar is in werkelijkheid niet-lineair. Om deze reden is de empirische vergelijking voor de dichtheid versus saliniteit en temperatuur van Sharqawy et al. (2010) in de code geïmplementeerd om de variabele dichtheidsgedreven stroming van het grondwater zo accuraat mogelijk te simuleren. De viscositeit wordt in de modelopzet beschreven als een functie van zowel temperatuur als saliniteit (Voss, 1984).

Tabel 4.6 Overzicht van modelparameters referentie situatie

Properties	Parameter value
Horizontal hydraulic conductivity	$k^h = 15 \text{ m/d}$
Vertical hydraulic conductivity	$k^v = 1.5 \text{ m/d}$
Porosity	$\theta = 0.35$
Specific storage	$S^s = 1E-4 \text{ m}^{-1}$
Solid matrix density	$\rho^s = 2650 \text{ kg/m}^3$
Heat capacity of the fluid	$c^{pf} = 4186 \text{ J/kg } ^\circ\text{C}$
Heat capacity of the solid	$c^{ps} = 800 \text{ J/kg } ^\circ\text{C}$
Thermal distribution factor	$K^{dT} = 1.911E-4 \text{ m}^3/\text{kg}$
Thermal conductivity of the fluid	$\lambda^s = 0.58 \text{ W/m } ^\circ\text{C}$
Thermal conductivity of the solid	$\lambda^s = 3.0 \text{ W/m } ^\circ\text{C}$
Bulk thermal diffusivity	$D^T = 0.127 \text{ m}^2/\text{d}$
Molecular diffusion	$D^m = 1E-10 \text{ m}^2/\text{d}$
Longitudinal dispersivity	$\alpha^l = 0.1 \text{ m}$
Transversal dispersivity	$\alpha^T = 0.01 \text{ m}$

4.4.4 Resultaten en discussie

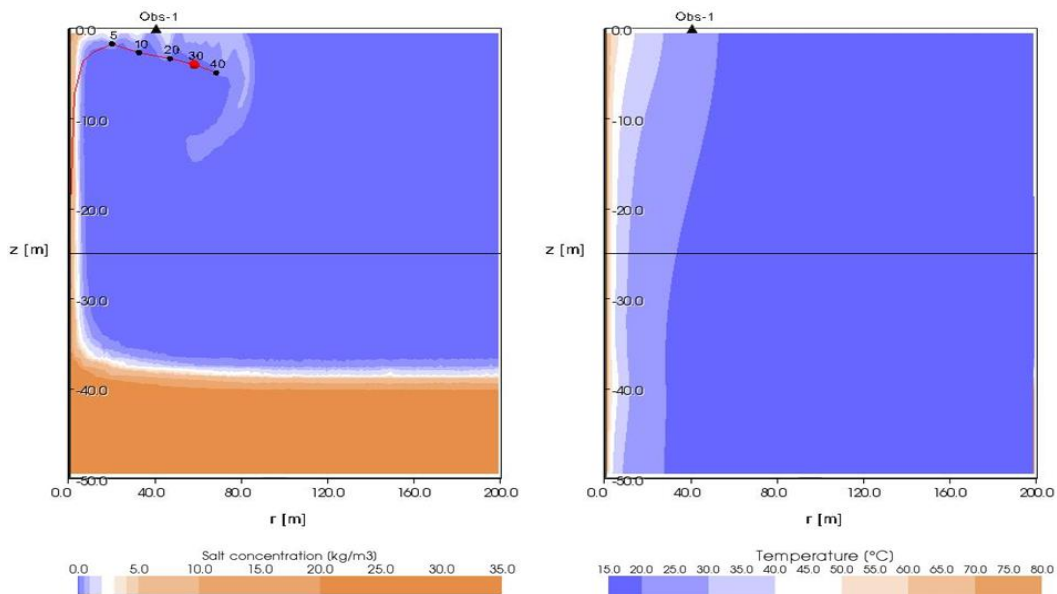
Als eerste stap is het model doorgerekend met een constante, effectieve temperatuur van 80 °C voor de putverbuizing en een zoutconcentratie van 35 kg/m³ onderin het watervoerende pakket (verder aangeduid als het referentiescenario). Dergelijke temperaturen voor de putverbuizing kunnen worden verwacht bij conventionele gas- en oliewinning en geothermische energieproductie, wanneer de winningsdiepte groot en de thermische weerstand van de verbuizing laag zijn. Voor de initiële grondwatertemperatuur is 15 °C aangehouden. Door de opwarming van het grondwater rondom de put neemt de dichtheid van dit water af. Dit effect kan dusdanig groot zijn dat het zoute water (35 kg/m³) onderin het watervoerende pakket begint op te drijven (Figuur 4.5). In het modeldomein kunnen twee gescheiden thermische convectiecellen worden onderscheiden: één in de zoutwater laag en één in de zoetwater laag. Bij een temperatuur van 15 °C is de initiële dichtheid van het grondwater ongeveer 1025 kg/m³ voor de zoutwaterlaag en 1000 kg/m³ voor de zoetwaterlaag. Wanneer het zoute water rond de boorput opwarmt tot een temperatuur van 60-70 °C door warmtegeleiding van de boorput naar het watervoerende pakket, zal de dichtheid van dit zoute water afnemen tot circa 1004 kg/m³. Dit is echter niet laag genoeg om directe opwaartse grondwaterstroming van de zoutwaterlaag naar de zoetwaterlaag te genereren. Hierdoor ontstaan er twee gescheiden thermische convectiecellen. Vermenging van het zoute water met het zoete water langs het zoet-zout grensvlak zorgt ervoor dat een deel van het zoute water naar de bovenkant van het watervoerende pakket wordt getransporteerd onder invloed van de thermische convectiecel in het zoete water. De zoutconcentratie van dit opwaarts stromende grondwater langs de putwand is echter maar 10 kg/m³.

Uit de verplaatsing van het massazwaartepunt blijkt echter dat het zouttransport onder invloed van thermische convectie naar de bovenkant van het grondwaterpakket een traag proces is. Pas na 20 jaar bevindt het massazwaartepunt zich op een radiale afstand van meer dan 40 meter van de put en is het slechts enkele meters gedaald. Het opwaartse transport van zout rond de boorput is een instabiel proces, waardoor de hoeveelheid zoutmassa dat naar boven worden getransporteerd niet constant is in de tijd. Deze instabiliteit vertaalt zich in de doorbraakcurve van zout in een eventuele monitoringsput in de nabijheid van de diepe

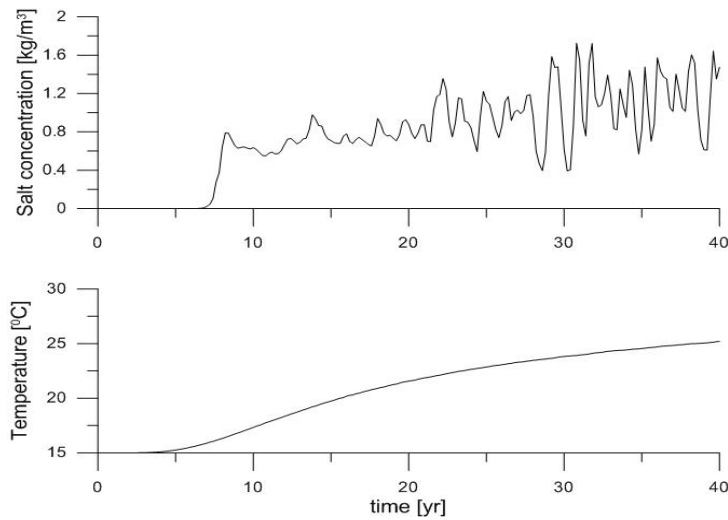
put. Dit proces wordt versterkt door het effect van 'double-diffusive fingering' gedurende lateraal zout transport bovenin het watervoerende pakket. Door afkoeling van het grondwater neemt de dichtheid van het water toe en zakt het zoute water in karakteristieke vingers naar beneden (Diersch and Kolditz, 2002; Imhoff and Green, 1988; Taunton et al., 1972). Ter illustratie is een monitoringsput op een radiale afstand van 38 meter geplaatst met een filter in de bovenste halve meter van het watervoerende pakket. Na ca. 4 jaar is een eerste temperatuurstijging waarneembaar in het waarnemingsfilter, waarna de temperatuur constant blijft stijgen (Figuur 4.6). Pas enkele jaren later is de eerste verhoging van het zoutgehalte zichtbaar, waarna een snelle stijging naar een gemiddelde concentratie van circa 0.6 kg/m^3 optreedt (Figuur 4.6). De navolgende jaren zet de concentratiestijging door tot een gemiddelde zout concentratie van circa 1.2 kg/m^3 . Daarnaast neemt de radiale afstand waarover het zoute water wordt getransporteerd naar de bovenste 25 m van het watervoerende pakket toe terwijl de opwaartse stroomsnelheid langs de boorput gelijk blijft en nemen tevens de concentratieschommelingen toe. Tijdens het monitoren van een veldsituatie moet met bovengenoemde processen rekening worden gehouden. Een frequente meting van de zoutconcentratie in de gedurende de productieve levensduur van de put is nodig om de gemiddelde zoutconcentratie en trends in opgeloste stoffen te kunnen bepalen.

Om de gevoeligheid van het proces te onderzoeken zijn enkele varianten doorgerekend waarbij relevante waarbij relevante parameters zijn gevarieerd ten opzichte van de hierboven besproken referentiesituatie. In

Tabel 4.6 is een overzicht gegeven van de doorgerekende varianten. De resultaten van de analyse zijn opgenomen in Figuur 4.7.



Figuur 4.5 Zout concentratie en temperatuur bij een putcasing temperatuur van $80 \text{ }^\circ\text{C}$ en een zoutconcentratie van 35 kg/m^3 onderin het watervoerende pakket na 30 jaar. Met de punten in de linker figuur is de verschuiving met de tijd van het massa middelpunt in het bovenste deel van het watervoerende pakket weergegeven.



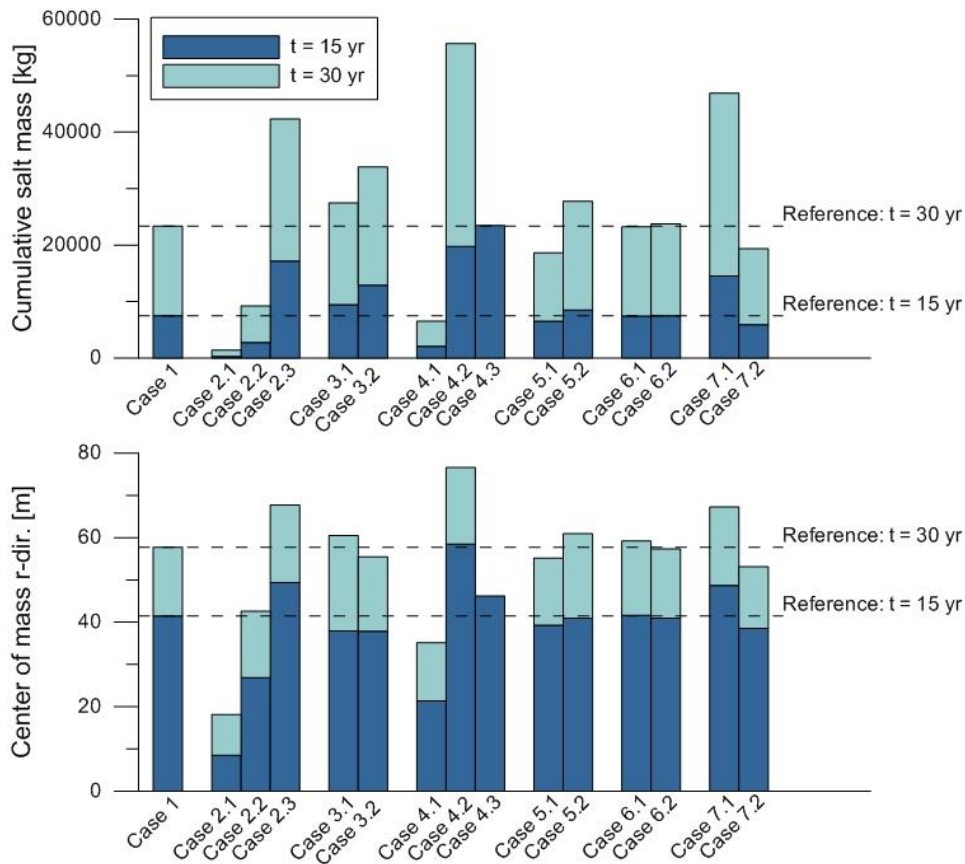
Figuur 4.6 Doorbraakcurves voor zoutconcentratie en temperatuur in Obs-1 (casing temperatuur 80 °C, zoutconcentratie onderin watervoerend pakket: 35 kg/m³)

Tabel 4.6 Ten opzichte van de referentiesituatie gevarieerde parameters

Variant (Case)	Variabele	Subnr.	Parameterwaarde
1	Referentie scenario		
2	Temperatuur putcasing	1	40 °C
		2	60 °C
		3	100 °C
3	Zout concentratie	1	1 kg/m ³
		2	10 kg/m ³
4	Permeabiliteit/anisotropie	1	k_h 5 m/d
		2	k_h 40 m/d
		3	anisotropie: 0.5 ($K_v = 0.5 K_h$)
5	Thermische geleidbaarheid (λ_s)	1	2 W/m°C
		2	4 W/m°C
6	Warmte capaciteit	1	720 J/kg°C
		2	880 J/kg°C
7	Porositeit	1	0.21
		2	0.42

Een hogere effectieve temperatuur van de putverbuizing (Case 2.3) versterkt de thermisch gedreven grondwaterstroming en opwaarts transport van zout rond de boorput. Het tegenovergestelde geldt voor de varianten met een lagere temperatuur voor de putverbuizing. Na 30 jaar is er slechts 1.4 kg zout naar de bovenste 25 meter van het watervoerende pakket getransporteerd bij een constante, effectieve verbuizingstemperatuur van 40 °C (Case 2.1), terwijl dit 23.4 kg is voor het referentiescenario (Case 1). De radiale spreiding van het zoute water is echter ook bij lage temperaturen nog steeds groot. In het geval van case 2.1 bedraagt de radiale spreiding van het verzilte water (concentratie 0.1 kg/m³) circa 50 meter. De cumulatieve zoutmassa in de bovenste 25 meter van het watervoerende pakket is hoger voor de doorgerekende scenario's met een ten opzichte van de referentiesituatie lager zoutconcentratieverschil tussen de zoet- en zoutwaterlaag (cases

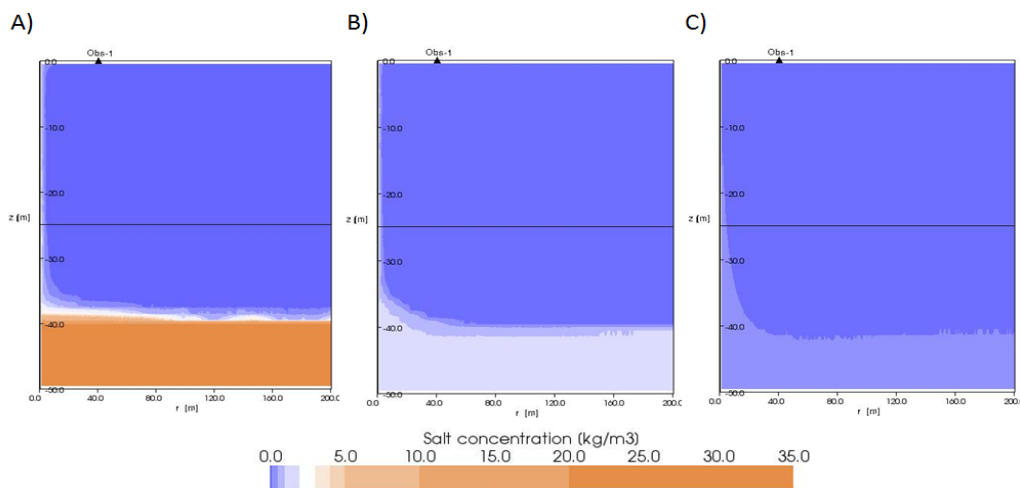
3, Figuur 4.7). Wanneer het zoute water met een concentratie van 10 kg/m^3 (case 3.2) door de putwand verwarmd wordt tot een temperatuur van $60\text{-}70 \text{ }^\circ\text{C}$ dan neemt de grondwaterdichtheid af tot slechts 985 kg/m^3 . Door de dichtheidsafname zal het zoute water opdrijven en ontstaat direct opwaarts transport van zout water rond de putwand. Ook de permeabiliteit en mate van anisotropie zijn sterk bepalend voor het proces. Het met een factor drie verhogen van de permeabiliteit (case 4.2) resulteert in een sterke verhoging van de hoeveelheid verplaatste zoutmassa en resulteert in een factor 3 toename van de radiale afstand van het massazwaartepunt. Ook het verlagen van de anisotropie (case 4.3) resulteert in versterkt verticaal transport.



Figuur 4.7 Resultaten gevoeligheidsanalyse

Tot nu toe is het effect van opwarming door hete putverbuizingen in algemene zin beschouwd. Hierbij is uitgegaan van een constante productie van de diepe put en een hieraan gerelateerde constante temperatuur van de put verbuizing. Zoals al eerder bleek is de verwachte effectieve temperatuur van de putverbuizing bij een schaliegasput aanzienlijk lager dan de doorgerekende scenario's. In het eerste jaar van productie kan de temperatuur van de put nog oplopen tot ca. $40 \text{ }^\circ\text{C}$ ter hoogte van ondiepe watervoerende pakketten. Na twee jaar is de productie echter al ver teruggezakt, waardoor de temperatuur nog maar ca. $20 \text{ }^\circ\text{C}$ bedraagt. Verdere daling van de productie resulteert in een temperatuur van de verbuizing die nog maar enkele graden van de geothermische gradiënt afwijkt. Om de mate van verzilting in de nabijheid van schaliegasputten door te rekenen is een afnemende temperatuur van de putverbuizing aangenomen. Hierbij is uitgegaan van een temperatuur van $40 \text{ }^\circ\text{C}$ voor de eerste 5 jaar en $20 \text{ }^\circ\text{C}$ voor de daaropvolgende jaren. Daarnaast zijn drie

scenario's voor de zoutconcentratie onderin het pakket doorgerekend. (A) 35 kg/m^3 , (B) 1 kg/m^3 en (C) 0.1 kg/m^3 (Figuur 4.8). De convectiestroming is aanzienlijk lager voor een schaliegasput, en de verspreiding van zoutwater is verwaarloosbaar vergeleken met de scenario's voor conventionele gas- en oliewinning en geothermische energiewinning. Als echter na enkele jaren steeds opnieuw wordt gefracked en de productie weer stijgt waardoor de temperatuur rond $40 \text{ }^\circ\text{C}$ blijft schommelen, kunnen ook bij schaliegaswinning (beperkte) effecten optreden.



Figuur 4.8 Zout concentratie na 30 jaar bij een 'schaliegasput'. Resultaten voor drie zoutconcentraties onderin het pakket: A) 35 kg/m^3 , B) 1 kg/m^3 en C) 0.1 kg/m^3 .

Het mengen van watertypen binnen watervoerende pakketten is niet alleen relevant vanuit het oogpunt van verzilting. Andere aspecten zoals de positie van redox grensvlakken zijn eveneens bepalend voor de kwaliteit van de grondstof, het functioneren van productiemiddelen en de vereiste zuiveringsinspanning. Daarnaast compliceert het aantrekken van verschillende typen grondwater de drinkwater zuivering. Verder kan de maximale reikwijdte van de grondwaterkwaliteit groter zijn dan nu is bepaald op basis van de verziltingsberekeningen. Deze studie kan worden gebruikt als indicatie voor de mate van verzilting en daarbij de schatting voor maximale spreiding onder invloed van thermische convectie bij verschillende verbuizingstemperaturen.

Een ander aspect is dat de opwarming zelf kwaliteitsveranderingen van het grondwater kan veroorzaken. Bepaalde mineralen zijn bij hogere temperaturen slechter oplosbaar (o.a. carbonaten) terwijl andere mineralen juist beter oplosbaar zijn (zoals silicaten). Bonte et al. (2013a) laten zien dat een stijgende temperatuur resulteert in verandering van de microbiologische populaties in het grondwater. Zo resulteerde een stijging van 10 naar 25°C in competitief voordeel voor sulfaat reducerende en methanogene bacteriepopulaties. Bij verdere stijging naar $>45^\circ\text{C}$ ontstond zelfs een thermofiele bacteriepopulatie die in staat was tot fermentatie van organisch materiaal en sulfaatreductie. Verder resulteert een toename van de temperatuur in mobilisatie van geadsorbeerde neutrale en negatief geladen (oxy)anionen, terwijl positief geladen kationen (zoals zware metalen) juist versterkt worden geadsorbeerd. Van specifiek belang is de mobilisatie van arseen en borium. Uit de experimenten en modellering van Bonte et al. (2013b) blijkt dat bij een temperatuuroename naar 25°C tot 80% meer arseen in oplossing kan gaan. Tenslotte zal bij temperatuurverhoging de oplosbaarheid van gassen in grondwater afneemt, waardoor in bijzondere gevallen (bv. Grondwater met hoge methaan gehalten) ontgassing kan optreden. Deze

ontgassing kan van invloed zijn op de grondwaterstroming, hetzij door verstopping (blokkade van verticaal transport door gasbellen) of juist versterkte opwaartse stroming door dichtheidsverlaging in een gasbellenstroom.

Opwarming van ondiep grondwater rond olie-, gas of geothermieputten is een lokaal fenomeen. De beïnvloeding van het grondwater beperkt zich tot enkele tientallen meters rond de put. Gezien de beperkte dichtheid van bestaande (conventionele) gasputten en de genoemde invloedsschaal is significante beïnvloeding op de schaal van watervoerende pakketten niet aan de orde. Bij schaliegasputten zal de dichtheid hoger zijn, maar is de beïnvloeding door de geringe opwarming erg klein waardoor op de schaal van watervoerende pakketten de invloed eveneens gering zal zijn. Verder is in de berekening uitgegaan van een diepte van ca 3 km. De door TNO als kansrijk aangewezen Geverik lagen (Figuur 2.2) liggen in Limburg echter soms aanmerkelijk ondieper. Als schaliegaswinning hier zal plaatsvinden is de opwarming van het ondiepe grondwater veel geringer of te verwaarlozen.

4.4.5 Conclusies en aanbevelingen

Op basis van de modelberekeningen kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Warmtetransmissie vanuit een diepe put kan bij putcasingtemperaturen van 40-100 °C leiden tot significante thermische convectie in grondwaterpakketten. Na dertig jaar bedraagt bij een T_c van 40 °C de cumulatieve naar de bovenste 25 meter van het pakket getransporteerde zoutmassa 1,400 kg met een massazwaartepunt op een radiale afstand van 18 m. Voor een T_c van 80 °C is dit respectievelijk 23,300 kg en 59 m.
- De mate van zouttransport langs de putwand hangt af van de dichtheid en de zoutconcentratie van het getransporteerde water. Wanneer het zoutcontrast laag is, is het dichtheidsverschil dat moet worden overwonnen langs de boorput ook laag. Dit resulteert (bij gelijkblijvende verbuizingstemperatuur) in opwaarts zout transport over een groter gebied langs de putwand dan bij een hoger zoutcontrast.
- Tijdens horizontaal transport bovenin het pakket ontstaan sterk fluctuerende zoutconcentraties door 'double-diffusive fingering'
- Door de relatief kleine initiële productie en sterk teruglopende debieten is de opwarming door schaliegasputten vele malen kleiner dan bij conventionele olie- en gasputten, geothermie onttrekkingsbronnen en putten voor stoominjectie.
- Door de geringe opwarming is ook de thermische convectie rond schaliegasputten beperkt en is verzilting als gevolg van menging door convectiecellen waarschijnlijk te verwaarlozen als de productie blijft dalen met de tijd (niet herfracken)
- Naast thermische convectie resulteert de opwarming rond diepe putten ook in biologische en chemische veranderingen van het watervoerende pakket. Belangrijke aandachts parameters zijn hierbij de mobilisatie van borium en arseen. Daarnaast kan door opwarming ontgassing optreden. De mate waarin dit optreedt en de effecten hiervan op de grondwaterstroming dienen nader te worden onderzocht.
- Bij grondwaterkwaliteitsmonitoring rond diepe gas-, olie- en geothermie putten moet rekening worden gehouden met dichtheidseffecten. Het is daarom aan te bevelen om zowel bovenin als onderin elk watervoerend pakket monitoringsfilters te plaatsen.
- Gezien de mogelijkheid van sterke fluctuaties in zoutgehalte is frequente monitoring van het elektrisch geleidingsvermogen aan te bevelen. Om het proces van thermische convectie goed te kunnen volgen, is tevens frequente monitoring van de temperatuur met de diepte, rond diepe putten gewenst.

4.5 Samenvatting en conclusies

Effecten en risico's

Typische volumepercentages van toegevoegde chemicaliën in de frack vloeistoffen zijn laag, gezien de volumina vloeistoffen die per put gebruikt worden gaat het toch om aanmerkelijke vrachten. De toegevoegde stoffen zijn veelal openbaar gemaakt, in de USA onder andere via www.fracfocus.org waarin ca. 750 verschillende stoffen zijn opgenomen. Geschat is echter dat in de meerderheid van de registraties één of meer stoffen geheim is gehouden.

Er is beperkt informatie over de chemische samenstelling van vrijgekomen vloeistoffen; de geproduceerde waters zijn sterk salien, met hoge concentraties organisch koolstof, koolwaterstoffen en anorganische elementen.

Toxiciteitsgegevens zijn in de literatuur geëvalueerd van 81 veelgebruikte fracking chemicaliën. Voor een derde van de stoffen was in de gebruikte bronnen geen toxiciteitsdata beschikbaar. Een groot deel van de stoffen was laag of matig toxisch, hoewel er ook sterk giftige of carcinogene verbindingen bij zijn. Een meer verfijnde hazard assessment op basis van meer uitgebreide chronische toxiciteitsstudies gericht op verschillende eindpunten, is noodzakelijk om tot een meer gebalanceerde risicobeoordeling te komen. Hiervoor is echter een volledig overzicht van aard en concentraties van de chemicaliën die worden toegevoegd noodzakelijk.

Om ondanks het onvolledig overzicht van de gebruikte chemicaliën en de concentraties van stoffen in de verschillende stromen een onderbouwde uitspraak te doen over risico's, is teruggespreken op het concept van de 'Threshold of Toxicological Concern' (TTC) als conservatieve maar realistische eerste schatter van de risico's. De TTC wordt als maximum gehanteerd voor concentraties grondwater.

Dit wordt vergeleken met de geïdentificeerde bandbreedte aan volumes die bij incidenten vrijkomen, en de grondwateraanvulling via regenwater bij een bandbreedte van dichtheid van putten. Aangenomen is dat incidenten gelijkmatig verspreid voorkomen over ruimte en tijd, dat de ondergrond volledig doorlaatbaar is en er geen afname van concentraties van stoffen plaatsvindt. Omdat de exacte gebieden van schalie-exploratie niet gekend zijn kan niet met locatiespecifieke bodemopbouw gemodelleerd worden.

Dit wordt vergeleken met gegevens over volumefracties aan fracking chemicaliën teneinde een uitspraak te doen over de mogelijkheid van het optreden van risico's voor de humane gezondheid. De concentratie in de frack vloeistof ligt in de worst case berekeningen (hoge dichtheid putten en hoge vrijkomende volumina bij incidenten) boven de maximale concentratie waarop geen risico's zijn te verwachten. Risico's zijn dus niet uit te sluiten, zowel als gerekend wordt met de cumulatie van verschillende spill-routes, als wanneer alleen gerekend wordt met de incidenten rond frack-vloeistof. In de best case berekeningen, zijn daarentegen geen risico's te verwachten.

Effecten op grondwatertemperatuur en grondwaterstroming

Zoet grondwater is de belangrijkste bron van drinkwater in Nederland. Het stabiel houden van het zoet-zout grensvlak en het vermijden van 'upconing' van brak water en verzilting van drinkwaterbronnen van groot belang voor de Nederlandse drinkwaterbedrijven. Door het onttrekken of injecteren van hete vloeistoffen of gassen kan de directe omgeving van een injectie- en winput opwarmen, en kan convectieve stroming ontstaan waardoor de verschillende waterlagen mengen. Naast menging langs zoet - zoutgrensvlakken is ook het mengen van redox gradiënten van belang voor de productie van drinkwater.

Via een verkennende berekening is een temperatuurprofiel van een Nederlandse schaliegasput opgesteld. Als wordt uitgegaan van een productiedebiet van 200.000 m³/d en een temperatuur op winddiepte van 100 °C, resulteert dit in temperaturen tot boven 40 °C op een diepte van circa 50 m-mv. Na ca. 2 jaar zakt de productiesnelheid onder 50.000 m³/dag en zal de temperatuur in de gasput op deze diepte tot onder 20 °C dalen. De opwarming kan kwaliteitsveranderingen van het grondwater veroorzaken, vanwege effecten op de oplosbaarheid van mineralen en gassen, verandering van de microbiologische populaties, mobilisatie van geadsorbeerde neutrale en negatief geladen (oxy)anionen, adsorptie van positief geladen kationen (zoals zware metalen). Bij temperatuurverhoging neemt de oplosbaarheid van gassen in grondwater af, waardoor in bijzondere gevallen ontgassing kan optreden en de grondwaterstroming beïnvloed wordt.

Bij realistische aannames is voor conventionele winning gemodelleerd dat door vermenging langs het zoet-zout grensvlak een deel van het zoute water naar de bovenkant van het watervoerende pakket transporteert middels een traag en instabiel proces. De mate waarin dergelijke vermenging van zoet- en zoutwaterlagen plaatsvindt, hangt af van de temperatuur van de putverbuizing, het zoutconcentratieverschil, de permeabiliteit en mate van anisotropie. De verwachte temperatuur bij een schaliegasput is aanzienlijk lager dan bij conventionele winning. Modelleren van zoet-zout vermenging bij een voor schaliegasput realistische temperatuur van 40 °C voor de eerste 5 jaar en 20 °C voor de daaropvolgende jaren bij verschillende zoutconcentraties laat zien dat convectiestroming lager is en de verspreiding van zoutwater verwaarloosbaar is vergeleken met conventionele gas- en oliewinning en geothermische energiewinning. Als echter na enkele jaren opnieuw wordt gefracked en de productie weer stijgt, kunnen ook bij schaliegaswinning significante effecten optreden.

Gezien de mogelijkheid van sterke fluctuaties in zoutgehalte is frequente monitoring van het elektrisch geleidingsvermogen aan te bevelen. Om het proces van thermische convectie goed te kunnen bewaken, is tevens frequente monitoring van de temperatuur met de diepte, rond diepe putten gewenst.

5 Monitoring rond schaliegaslocaties

5.1 Inleiding

Om mogelijke verontreinigingen afkomstig van schaliegas productielocaties tijdig op te merken is monitoring van de grondwaterkwaliteit cruciaal. De bij het boren en fracken gebruikte chemicaliën en de tijdens de productiefase opgepompte stoffen (olie, gas, formatiewater) zijn potentieel bedreigend voor de grondwaterkwaliteit en daarmee voor de kwaliteit van drinkwater. De bestaande monitoring van de grondwaterkwaliteit richt zich echter op verontreinigingen ontstaan aan maaiveld of in de ondiepe ondergrond. In het geval van een schaliegasput kan verontreiniging plaatsvinden aan maaiveld, maar ook op (grote) diepte door falen van de putcasings en cementeringen. Hoe hier een adequaat monitoringsnetwerk voor in te richten is niet triviaal, gezien stromingseffecten door dichtheidsverschillen tussen het natuurlijke grondwater en de geproduceerde vloeistoffen of gaslekkages. Daarnaast treedt thermische verontreiniging van het grondwater op rond diepe putten, wat ook de stromingspatronen en de waterkwaliteit in de nabijheid van de diepe putten kan beïnvloeden. Uit ervaringen in de VS blijkt verder dat het inventariseren van relevante kwaliteitsparameters en het uitvoeren van 0-metingen voorafgaand aan het boren en in-productie-nemen van putten cruciaal is (Brantley et al., 2013). Zonder deze kennis blijkt het nagenoeg onmogelijk om aan te tonen wie verantwoordelijk is voor een eventuele kwaliteitsverslechtering (DiGiulio et al., 2011).

Paragraaf 5.2 geeft een overzicht van beschikbare informatie aangaande de huidige praktijk en regelgeving ten aanzien van monitoring rond schaliegasputten in binnen- en buitenland. Op basis van beschikbare informatie worden vervolgens in paragraaf 5.3 handreikingen gedaan voor eisen die drinkwaterbedrijven kunnen stellen aan monitoring rond schaliegasputten. In delen van de VS is bij significante aantallen olie- en gasputten sprake van gaslekage of is de kans aanzienlijk dat ze op termijn gaan lekken (waarschijnlijk tot 40% van de putten in delen van Pennsylvania (NE counties) volgens Ingraffea et al. (2014)). Daarom wordt in paragraaf 5.4 specifieke aandacht besteed aan nulmeting van in grondwater opgeloste gassen.

5.2 Regelgeving t.a.v. monitoring bij schaliegasexploitatie

5.2.1 Buitenland

Schaliegaswinning heeft in de VS een stormachtige ontwikkeling doorgemaakt. Deze enorme toename heeft geleid tot bezorgdheid over de veiligheid en milieueffecten van de activiteiten. Regulering verschilt van staat tot staat en dekt grofweg de inrichting van boorlocaties, het ontwerp van putten, boorprocedures, transport van materialen en producten en procesmonitoring. Continue monitoring van grond- en oppervlaktewater is in de meeste gevallen niet verplicht. Langzaam aan begint hier verandering in te komen. Het verst hierin is de staat California, waar wetgeving is geïmplementeerd gericht op verplichte monitoring en rapportage (DOGGR, 2013). Vanaf januari 2014 is het voor landeigenaren mogelijk om op kosten van de uitvoerder van de boring/eigenaar van de put, nulmetingen uit te voeren voorafgaand aan de booractiviteiten. Ook aanvullende waterkwaliteitsmetingen dienen door deze partij te worden betaald. Verder is vastgelegd dat waterkwaliteitsmetingen na stimulatie van de put worden uitgevoerd volgens hetzelfde schema als druktesten van de put.

Als geen druktesten worden uitgevoerd moet minimaal één extra monster worden genomen. Uitvoering van de monitoring vindt plaats door een gekwalificeerde derde partij, aangewezen en gecontroleerd door de lokale Water Board. Daarnaast zijn de Water Boards (~waterschappen) in California bezig met het opstellen van criteria voor monitoring rond putten en regionale monitoring ter bescherming van grondwater voor drinkwater in het bijzonder. Ook in Canada staat monitoring rond olie- en gaswinning nog in de kinderschoenen. De Canadian Association of Petroleum producers (CAPP) heeft een richtlijn uitgegeven waarin ondermeer wordt gesproken over nulmetingen van de grondwaterkwaliteit en bewaking van de putintegriteit (CAPP, 2012). Daarnaast biedt de CAPP een review van bestaande federale en provinciale regelgeving, en geeft aanbevelingen voor het ontwerp van monitoringsprogramma's. Deze aanbevelingen zijn echter zeer breed en niet bindend.

Binnen de EU worden de lidstaten door de Europese Commissie uitgenodigd om een zevental uitgangspunten vast te leggen in de eigen wet- en regelgeving (European Commission, 2014). Eén hiervan is de aanbeveling om nulmetingen uit te voeren als uitgangspunt voor toekomstige monitoring. Daarnaast wordt aanbevolen om volledige openheid te eisen ten aanzien van bij individuele putten gebruikte chemicaliën. In het Verenigd Koninkrijk, waar al enkele proefputten zijn aangelegd, bestaat geen specifieke regelgeving ten aanzien van schaliegaswinning. Schaliegaswinning is gereguleerd via de algemene voorwaarden voor conventionele olie- en gaswinning (Department of Energy and Climate Change, 2014). Voorwaarden verbonden aan de vergunning bepalen de minimaal vereisten voor locatiespecifieke monitoring en rapportage. De Scottish Environmental Protection Agency (SEPA) stelt dat grondwaterkwaliteitsmonitoring voorafgaande aan booractiviteiten moet zijn gestart door het betreffende schaliegasbedrijf (SEPA, 2011). De monitoring moet doorlopen tijdens de exploitatie van de putten en moet doorlopen na het afsluiten en verlaten van de put voor een voldoende lange nazorgperiode. Voor de nulmeting moet het bedrijf ter goedkeuring een water en milieu monitoringsplan aan SEPA overleggen. Uit dit plan moet blijken dat voldoende gegevens worden verzameld voor een adequate karakterisatie van de productielocatie. Tijdens operatie en het verlaten van putten moet doorlopend data worden verzameld, geïnterpreteerd en gerapporteerd. Daarnaast moeten mechanismen worden vastgelegd om de door de monitoring geopenbaarde effecten effectief te mitigeren. Het monitoringsplan moet zijn gebaseerd op risico-assessment op basis van een goed conceptueel inzicht in de lokale geologie en hydrogeologie van de locatie (SEPA, 2011).

5.2.2 Nederland

Hoewel verschillende bedrijven beschikken over exploratievergunningen voor schaliegaswinning zijn tot op heden nog geen proefboringen uitgevoerd. Op dit moment is er een moratorium op opsporing en exploitatie van schaliegas totdat een planMER en structuurvisie zijn afgerond. Net als in de meeste landen (o.a. het Verenigd Koninkrijk) is er geen specifieke wetgeving aangaande schaliegas binnen de mijnbouwwetgeving. Vooral nog worden schaliegasactiviteiten dan ook gereguleerd middels de algemene regelgeving voor conventionele olie- en gasexploitatie. Milieu-aspecten tijdens activiteiten met mobiele installaties (boren, fracken, work-overs) worden gereguleerd door het Besluit Algemene Regels Milieu Mijnbouw (BARMM). Milieu-aspecten tijdens normale exploitatie worden gereguleerd via generieke wet- en regelgeving zoals vastgelegd in de wet Milieubeheer, het Activiteiten besluit en de Water wet. Voorwaarden ten aanzien van milieubescherming zijn in dit stadium vergelijkbaar met die voor andere industriële activiteiten, en zijn gericht op het voorkomen van verontreiniging van lucht, bodem en grond- en oppervlaktewater. Het verlenen van vergunningen en het toetsen van de naleving van zowel de specifieke mijnbouwwetgeving als de generieke milieuwetgeving wordt uitgevoerd door het Staatstoezicht op de Mijnen (SodM).

In Nederland is er in vergelijking met bijvoorbeeld de Verenigde Staten verregaande regelgeving ter voorkoming van bodemverontreiniging bij bedrijfsmatige activiteiten. Vereisten aan installaties en de inrichting van terreinen zijn vastgelegd in de Nederlandse Richtlijn bodembescherming. De richtlijn geeft voor bodembedreigende, bedrijfsmatige activiteiten een beschrijving van geschikte combinaties van voorzieningen en maatregelen. Deze maatregelen en voorzieningen zijn erop gericht om tot een verwaarloosbaar bodemrisico te komen (Categorie A). Maatregelen omvatten activiteiten gericht op controle en onderhoud van beschermende voorzieningen zoals onderdelen van installaties, vloeistofdichte of vloeistofkerende vloeren en verhardingen en opvangvoorzieningen zoals lekbakken. Daarnaast is toezicht vereist op het goed functioneren van de voorzieningen en gerichte interventie in het geval van ongelukken. Bij inrichtingen waar gewerkt wordt met bodembedreigende stoffen moet voorafgaand aan de activiteiten een bodemkwaliteitsonderzoek (nulsituatie onderzoek) worden uitgevoerd. Na beëindiging van de activiteiten of inrichting moet worden vastgesteld of de bodemkwaliteit ten opzichte van de beginsituatie is veranderd (eindsituatie onderzoek). Bij verslechtering moet de bodemkwaliteit worden hersteld in de oorspronkelijke situatie (nul situatie) of de achtergrondwaarden uit het Besluit bodemkwaliteit. Het onderzoek richt zich alleen op stoffen die tijdens de bedrijfsactiviteit in de bodem kunnen komen.

Voor mijnbouwlocaties is op basis van het BARMM een verwaarloosbaar bodemrisico vereist. Dit kan worden verwezenlijkt door voorzieningen zoals onder meer vloeistofdichte putkelders en vloeistofkerende verhardingen in combinatie met regelmatige inspectie. Op de hoeken van de boorlocatie worden daarnaast minimaal 4 peilbuizen geïnstalleerd. Deze monitoringsputten zijn gericht op mogelijke verontreiniging van het ondiepe (freatische) grondwater door lekkages en vermorsingen aan de oppervlakte en zijn typisch niet uitgevoerd met filters in diepere watervoerende pakketten. Monitoring van de putten wordt uitgevoerd conform NEN 5744. Monsternames worden zo vaak als nodig uitgevoerd, maar minimaal vóór de start van de activiteiten met mobiele installaties, binnen 6 maanden na het beëindigen van de activiteiten met mobiele installaties en minimaal elke 5 jaar daarna gedurende de productieve levensduur van de put. Monitoringsresultaten dienen minimaal 5 jaar te worden bewaard en moeten op aanvraag direct beschikbaar zijn voor SodM. Elke aanwijzing voor verontreiniging dient direct te worden gemeld aan SodM. Daarnaast moeten direct maatregelen worden getroffen om vervuilde grond en grondwater te saneren. Na afronding van activiteiten met mobiel materieel wordt de winlocatie, zoals al aangegeven, gereguleerd via generieke milieuwetgeving. In de praktijk blijven de voorafgaande aan de boorfase geplaatste ondiepe peilbuizen actief gedurende de productieve levensduur van de boorlocatie. Na afdichten en verlaten van de diepe putten en sluiting van de boorlocatie worden ook de monitoringsputten buiten gebruik gesteld.

Gedurende productie worden annulaire drukken continu gemeten om de integriteit van de boorput te borgen. Abnormale drukken moeten direct aan SodM worden gerapporteerd en acties moeten worden ingezet om de putintegriteit te controleren en zo nodig te herstellen. Zoals al aangegeven, worden in de praktijk geen monitoringsfilters in (semi-) afgesloten watervoerende pakketten geplaatst. Het ontbreken van monitoring in deze watervoerende pakketten wordt gemotiveerd door verwijzing naar het bestaan van meerdere barrières, i.e. meerdere gecementeerde verbuizingen in combinatie met drukmetingen en bemeten dubbelwandige opslagsystemen in het algemeen. In dat geval is aanvullende grondwaterkwaliteitsmonitoring niet verplicht dankzij een verwaarloosbaar bodemrisico conform de NRB. Echter annulaire drukmetingen geven slechts een indicatie van een lekkage en geven geen directe informatie over de omvang en samenstelling van de gelekte stoffen. Daarnaast worden er na het afdichten en verlaten van de putten geen drukmetingen meer

uitgevoerd. Detectie van eventuele lekkages op diepte uit oude verlaten putten vindt onder de geldende wet en regelgeving dus niet plaats.

5.3 Handreiking voor monitoring rond schaliegasputten

5.3.1 Inleiding

Hoofddoelstelling bij het ontwerpen van een monitoringsprogramma rond schaliegasexploitatie is het vooraf beschikbaar maken van methodes en data om eventuele verontreinigingen effectief te kunnen identificeren. Zoals besproken is grondwatermonitoring bij Nederlandse koolwaterstofwinlocaties beperkt tot enkele ondiepe monitoringsfilters gericht op lekkages en vermorsingen boven de bodem beschermende voorzieningen aan maaiveld. Monitoring van mogelijke grondwaterkwaliteitsveranderingen op diepte in verschillende watervoerende pakketten vindt niet plaats. Daarnaast vindt reguliere monitoring op annulaire drukken alleen plaats tijdens de actieve periode van de put. Na afdichten en verlaten vindt geen monitoring meer plaats, waardoor toekomstige lekkages onopgemerkt blijven.

De voorgestelde handreikingen richten zich op het ontwikkelen van een monitoringsprogramma dat de verschillende variabelen (paden, receptoren en zorgstoffen (de zogenaamde 'chemicals of concern')) in voldoende mate in tijd en ruimte omvat. Om dit te bereiken worden twee typen monitoring voorgesteld. In beide gevallen moet het monitoringsontwerp afdoende ruimtelijke en temporele resolutie bieden om antropogene invloeden statistisch te kunnen onderscheiden van natuurlijke variaties (MacDonald et al., 1991):

1. Nul-metingen (AEMP, 2011): het doel van dit monitoringsprogramma is het in beeld brengen van de eigenschappen van een betreffend watervoerend pakket en de natuurlijke variatie in grondwaterkwaliteit. Het analysepakket omvat zowel standaard hydrochemische parameters als parameters geassocieerd met onconventionele gaswinning (Osborn et al., 2011).
2. Effect- monitoring (Environment Canada, 2011): Dit type monitoring is gericht op het meten van veranderingen in de waterkwaliteit van de aquifer in de tijd. Voor dit type monitoring is een referentiebandbreedte (o.b.v. nul-metingen) noodzakelijk waarmee de geobserveerde waterkwaliteit vergeleken kan worden. Bij afwijkingen van de referentie is het grondwater mogelijk beïnvloed door de gaswinning en is nader onderzoek nodig om zekerheid te krijgen over de impact op het milieu.

Voor het in beeld brengen van de hydrochemische toestand van watervoerende pakketten (nul-situatie) zijn langdurige grondwaterkwaliteitsmeetreeksen nodig om de natuurlijke variabiliteit representatief mee te kunnen nemen. Zeker rond Nederlandse drinkwaterwinningen is deze data voor een groot aantal parameters beschikbaar. Een voorbeeld van het vastleggen van de hydrochemische toestand is de hydrochemische beschrijving van de KRW-grondwaterlichamen door Cirkel and Stuyfzand (2004). Sommige parameters zoals methaan zijn beperkt beschikbaar of versnipperd over een groot aantal databases. Daarnaast ontbreken metingen aan specifieke markers zoals isotopen ratio's van methaan en hogere alkanen volledig voor het Nederlandse grondwater. Ten aanzien van methaan en hogere alkanen is eerder in dit rapport een eerste aanzet tot een nul-meting gegeven.

5.3.2 Keuze van monitoringslocaties en filterstellingen

De locatie en diepte van monitoringspunten zijn afhankelijk van de belangrijkste paden waarop verontreiniging van het grondwater kan optreden en de aard en het gedrag van de ontsnapte stoffen. Het kan hierbij bijvoorbeeld gaan om lekkages en vermorsingen aan maaiveld uit leidingen en opslagtanks of tijdens transport, maar ook om lekkages op diepte door een falende putcasing. Daarnaast zijn de aard en het gedrag van de gelekte stoffen van groot belang. Gassen zullen naar boven migreren, terwijl zout formatiewater door de hoge dichtheid juist naar de onderkant van een watervoerend pakket zal uitzakken. Een verdere complicerende factor hierbij is de opwarming van het grondwater rond de put en de hiermee gepaard gaande dichtheidsveranderingen zoals eerder beschreven.

- Nulmetingen

De meetlocaties voor de nulmetingen moeten zo gekozen worden dat een representatief beeld ontstaat van de lokale verschillen in watertype (of hydrosom). Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van bestaande meetgegevens van bijvoorbeeld provincies en waterleidingbedrijven. Voordeel van het gebruik maken van bestaande meetnetten is dat langjarige reeksen voorhanden zijn en hiermee de natuurlijke variatie kan worden gekwantificeerd. In de praktijk worden nulmetingen echter veelal kort voor de aanleg en op korte afstand van nieuwe putten uitgevoerd. Chesapeake Energy heeft er bijvoorbeeld voor gekozen om 9 maanden voor de aanleg van de boorlocatie alle beschikbare waarnemings- en pompputten te bemonsteren binnen een straal van 1000 ft (304m) vanaf de beoogde schaliegasput (Stray gas incidence and response forum, 2012). In Nederland en het Verenigd Koninkrijk (Talbot and Morris, 2012) is de nulmeting veelal beperkt tot een monsterronde kort voor de start van de activiteiten in de ondiepe monitoringsputten direct rond de bodembeschermende voorziening van de boorlocatie. Aanbevolen wordt om de nulmeting uit te breiden naar alle voor de drinkwatervoorziening of andere functies relevante watervoerende pakketten. Mochten hiervoor onvoldoende monitoringsfilters en meetgegevens van derden beschikbaar zijn, dan zullen monitoringsfilters op relevante dieptes bijgeplaatst moeten worden. Een dikwijls vergeten aspect is, dat een representatieve nulsituatie niet direct na boring van de waarnemingsput kan worden opgenomen. Door het plaatsen van een peilbuis of piezometernest wordt immers meer (onverbuisde boring, b.v. via spoelen of rotary luchtlift) of minder (verbuisde boring, b.v. via pulsen) boorwerkwater en, in geval van onverbuisde boringen, ook boorspoeling de bodem ingebracht. Dit water en de boorspoeling kunnen zorgen voor een langdurige situatie, waarin het omringende grondwater ernstig verstoord is door bijmengend boorwerkwater of door reacties met ingebrachte en achtergebleven boorspoeling (Stuyfzand, 1983). Advies is om bij onverbuisde boringen ca. 1 jaar te wachten en bij verbuisde boringen ca. 3 maanden te wachten alvorens de nulsituatie uitvoerig te analyseren. Tussentijdse schoonpompacties zijn daarbij nog aan te bevelen. In conclusie, de nieuwe waarnemingsmiddelen dienen ruim vóór de start van de activiteiten geplaatst te worden.

De toezichthouder (in Nederland SodM) moet toetsen of de nulsituatie representatief kan worden beschreven met de beschikbare data en eventuele aanvullende metingen. Geadviseerd wordt om de Nederlandse drinkwaterbedrijven hierbij een officiële adviesrol te laten vervullen.

- Effect monitoring

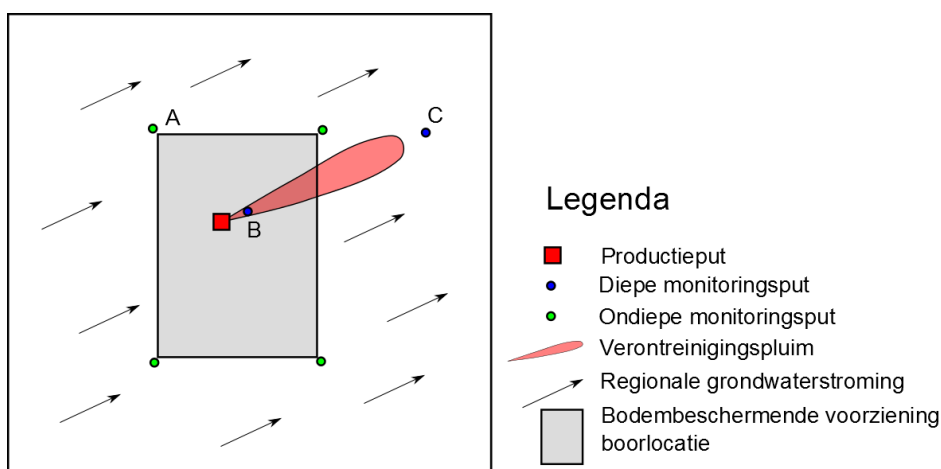
Zoals de The Royal Society and The Royal Academy of Engineering (2012) aangeeft, dient effectmonitoring plaats te vinden op korte afstand van productieputten. Dit maakt het mogelijk om lekkages op te merken die niet worden opgemerkt tijdens conventionele monitoring van annulaire drukken. Bij het bepalen van de positie van

de monitoringsputten ten opzichte van de productieputten moet rekening worden gehouden met de volgende aspecten

- De regionale grondwaterstroming. Waarnemingsputten voor effectmonitoring worden bij voorkeur benedenstrooms van de productieputten geplaatst
- Lokale, door opwarming aangedreven stromingspatronen en kwaliteitsveranderingen in de nabijheid van de productieputten
- De periode tussen een lekkage en het moment van signaleren in een monitoringsput. Als een monitoringsput dicht bij een productieput wordt geplaatst is de periode tussen lekkage en signaleren kort en kunnen op relatief korte termijn acties worden ondernomen om de lekkage te stoppen en zo de verontreiniging te beperken.
- De praktische implementatie van de waarnemingsput op de productielocatie. Kan de waarnemingsput bijvoorbeeld veilig worden geplaatst binnen de bodem beschermende voorzieningen van de productielocatie?

Op basis van bovenstaande wordt geadviseerd om naast de op vermorsingen en lekkages gerichte ondiepe monitoringsputten (A) (Figuur 5.1) rond de bodembeschermende verharding een monitoringspunt in te richten met meetpunten in alle relevante watervoerende pakketten. Dit monitoringspunt (B) moet zo dicht mogelijk bij (max 5 meter) en benedenstrooms van een productieput worden geplaatst zodat naast eventuele lekkages ook opwaartse stroming en chemische veranderingen als gevolg van opwarming kunnen worden gedetecteerd. Monitoringspunten in de nabijheid van een diepe put maken het tevens mogelijk om een eventuele lekkage snel op te merken, en mitigerende maatregelen te treffen waardoor verdere uitbreiding van de verontreiniging wordt voorkomen.

Additioneel kunnen naast de meetpunten in de nabijheid van de put ook meetpunten op grotere afstand (enkele maanden reistijd) buiten de bodembeschermende voorzieningen worden ingericht. Deze monitoringspunten (C) maken het (mits goed geplaatst) mogelijk om de ontwikkeling en omvang van een eventuele verontreinigingspluim te volgen. Daarnaast biedt een dergelijk meetpunt een niet-thermisch beïnvloede referentie voor het meetpunt in de nabijheid van de productieput. Het plaatsen van meetpunten alléén op grotere afstand beperkt het handelingsperspectief doordat een groter grondwatervolume is verontreinigd eer de verontreiniging is opgemerkt. Gezien de dichtheidseffecten en onzekerheid over de ondergrond en daarmee over stromingspatronen is daarnaast de kans dat een verontreiniging in een dergelijk punt gemist wordt aanzienlijk.

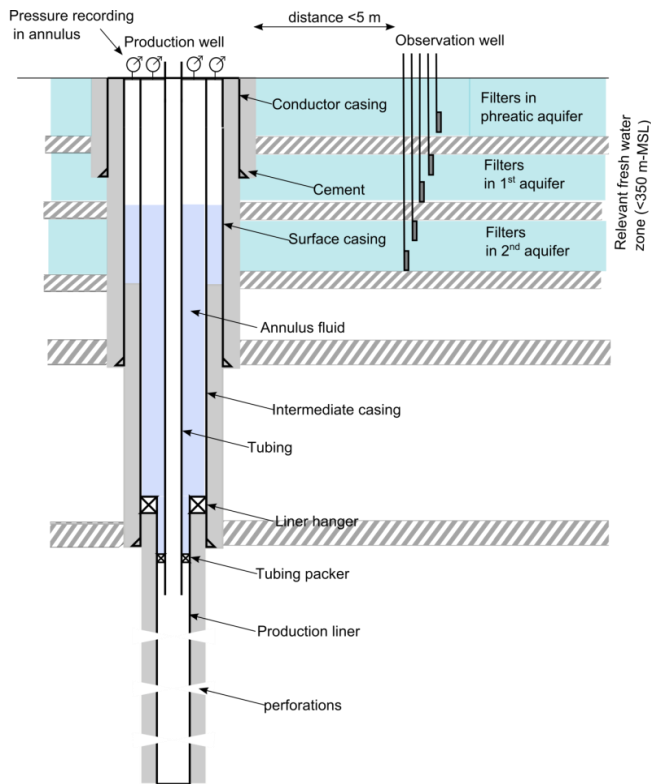


Figuur 5.1 Mogelijke positie van monitoringsputten op en rond een productielocatie

Effectmonitoring moet net als de nulmeting plaatsvinden in alle relevante watervoerende pakketten. Specifieke aandacht is nodig voor watervoerende pakketten die een bron zijn voor drinkwater, in contact staan met drinkwaterbronnen of grondwater afhankelijke en aquatische ecosystemen. Dergelijke watervoerende pakketten bevinden zich in Nederland grofweg tot een diepte van 350 m-NAP. De exacte filterstelling van de monitoringsfilters is afhankelijk van de lokale hydrogeologische toestand. Per watervoerend pakket moet echter minimaal op twee dieptes worden bemonsterd: bovenin het watervoerende pakket direct onder de afsluitende kleilaag en onderin het watervoerende pakket direct boven de onderliggende kleilaag. Direct onder / boven houdt in de praktijk in, dat er een afstand betracht wordt van 1-3 m, om te voorkomen dat het filter verstopt raakt door in het boorgat aan te brengen kleipropen ter afsluiting van doorboorde slecht-doorlatende lagen. Deze aanbeveling is ingegeven door de verschillen in dichtheid van potentieel bij schaliegaswinning vrijkomende stoffen. Koolwaterstoffen zoals gassen, PAK en minerale olie zullen door hun geringe dichtheid naar het bovenste deel van het watervoerende pakket migreren. Als zeer zout formatiewater vrijkomt, zal dit door de hoge dichtheid juist uitzakken naar de onderzijde van het watervoerende pakket. Door de over het algemeen geringe grondwaterstroming zullen deze verticale componenten dominant zijn ten opzichte van de horizontale component. Een tweede doel van de monitoring op diepte is het monitoren van eventuele kortsluitstroming langs de boorgatwand door doorboorde kleilagen. Daarnaast maken de verschillende filters het mogelijk om de opwarming en eventuele kwaliteitsaspecten hiervan te volgen. Bij dikke watervoerende pakketten is het aan te bevelen om ook in tussenliggende delen van het watervoerende pakket een filter te plaatsen. Dit geldt ook voor watervoerende pakketten waarbij duidelijke stratificatie in grondwaterkwaliteit aanwezig is, zoals in geval van zoet-zout en redox grensvlakken. Het plaatsen van extra tussenliggende filters per watervoerend pakket maakt het tevens mogelijk om temperatureffecten op stroming en kwaliteit in meer detail in beeld te brengen. Samenvattend dient de monitoring op diepte de volgende doelen:

- Representatieve 0-meting kunnen uitvoeren
- Eventuele kortsluitstroming bij doorboorde kleilagen detecteren
- Opwarming en de effecten hiervan volgen (o.a. mobilisatie borium en arseen)
- Eventuele verontreinigingen vroegtijdig detecteren

De effectiviteit van een monitoringsopzet moet modelmatig worden getoetst, hierbij dient rekening te worden gehouden met dichtheidseffecten en de lokale grondwaterstroming en -snelheid.



Figuur 5.2 Effectmonitoring rond een schaliegasput

5.3.3 Analysepakket en monstername

Voor de (ondiepe) grondwaterkwaliteitsanalyse rond olie- en gaswinlocaties is geen vastgelegd pakket voorgeschreven (mond. med. SodM). De te analyseren parameters moeten echter afdoende en doelmatig zijn om eventuele verontreinigingen te detecteren. SodM toetst of het door de initiatiefnemer voorgestelde analysepakket voldoende is. In de praktijk bestaat het analysepakket minimaal uit de in Tabel 5.1 opgenomen stoffen. Aanvullend worden soms gehalogeneerde koolwaterstoffen of andere stoffen meegenomen in het monitoringsprogramma.

Tabel 5.1 Huidig minimaal analysepakket voor grondwatermonitoring op olie- en gaswinlocaties

Stofgroep	parameter
	pH, EC
Zware metalen	Ba, Cd, Co, Cu, Hg, Pb, Mb, Ni, Zn
BTEX	Benzeen, Toluene, Ethylbenzeen, Xylenen, Styreen
Minerale oliën	C10-C40

Volgens opgave van SodM zijn bovenstaande parameters veelal afdoende om eventuele verontreinigingen te detecteren. Hierbij moet worden opgemerkt dat bovenstaand pakket is gericht op verontreinigingen afkomstig van de bovengrondse installaties en opslag. Volgens de NRB (2012) moet het onderzoek zich richten op alle stoffen die in de bodem kunnen komen ongeacht de aanwezige voorzieningen. In het geval van schaliegaswinning zullen dus alle potentieel bodembedreigende stoffen zoals gebruikt bij boren en fracken, of die vrijkomen bij de productie, mee moeten worden geïnventariseerd en meegenomen in het onderzoek. Volgens Jackson et al. (2013) moeten bij het opstellen van de lijst met te analyseren parameters de volgende aspecten worden meegenomen: de potentieel bodembedreigende stoffen, de verontreinigingspaden en factoren die de interpretatie van de

resultaten kunnen beïnvloeden zoals verdunning, menging en oxidatie. Om deze factoren te ondervangen is het van belang om naast het in kaart brengen van te gebruiken bodembedreigende stoffen ook direct de naar maaiveld terugstromende gassen en vloeistoffen in detail te bemonsteren.

In de meeste studies naar verontreinigingen door schaliegaswinning wordt als eerste stap ingezet op het meten van (opgeloste) gassen en methaan in het bijzonder, in grondwater zowel vóór als na het in productie nemen van putten (EPA, 2012; Jackson et al., 2013; Osborn et al., 2011). Bij de schaliegaslocaties van Cuadrilla in het Verenigd Koninkrijk worden continue gasmetingen uitgevoerd met sensors (Gasclam®) in de geplaatste peilbuizen. De gassamenstelling alleen geeft echter onvoldoende informatie omdat methaan ook ondiep wordt gevormd (Molofsky et al., 2011). Het analyseren van stabiele isotopen ($\delta^{13}\text{C}$ en $\delta^2\text{H}$) van methaan en hogere alkanen kan hierbij uitkomst bieden (Jackson et al., 2013). Voor meer informatie over het analyseren van gassen en stabiele isotopen wordt verwezen naar de volgende paragraaf. Door de Council of Canadian Academies (2014) wordt aanbevolen om de bij fracken toe te passen stoffen voorafgaande aan het gebruik te inventariseren en te onderzoeken op toxiciteit, persistentie en mobiliteit. Op basis van de bevindingen van deze analyse kan vervolgens een nulmeting en gerichte analyse plaatsvinden op de aanwezigheid van deze stoffen in het grondwater. Het aantreffen van deze chemicaliën tijdens productie is een directe indicatie voor lekkage waarna mitigerende maatregelen genomen kunnen worden. Omdat mogelijk niet alle stoffen worden gerapporteerd en gerichte analyses soms erg kostbaar zijn, kan specifiek voor organische verbindingen als alternatief een brede screening techniek (hoge resolutie massa spectrometrie) worden toegepast (ter Laak et al., 2012). Voordeel van brede screening is dat een volledig overzicht van organische microverontreinigingen wordt verkregen inclusief eventuele metaboliëten. Een laatste verontreinigingscategorie bestaat uit stoffen gerelateerd aan (i) formatiewater uit de schaliegas producerende formaties en (ii) flowbackwater beladen met door frack vloeistof uitgeloopte stoffen. Deze vloeistoffen bevatten hoge concentraties zouten, en (zware) metalen en hebben veelal een diep anoxisch karakter. Lekkage van deze stoffen kan snel worden opgespoord door continue monitoring van het elektrisch geleidingsvermogen en analyse van macro ionen en sporenelementen met bijvoorbeeld ICP-MS aangevuld met analyse van chloride en bromide. In Tabel 5.2 zijn de voorgestelde te monitoren parameters weergegeven. Niet alle parameters hoeven altijd of frequent te worden gemeten. In Figuur 5.3 is een voorstel opgenomen voor wat wanneer gemeten dient te worden tijdens de productiefase. De genoemde meetfrequenties zijn indicatief. Naast de monitoring tijdens de productie wordt aanbevolen om in alle monitoringsfilters minimaal voorafgaande aan de productie, na verlaten van de put en elke 5 jaar na verlaten op de parameters van Tabel 5.2 te analyseren. Monsternamen dienen te voldoen aan de eisen gesteld in NEN5744. De analyseresultaten worden door de betreffende initiatiefnemer openbaar beschikbaar gesteld in een openbare database zoals NLOG of dinoloket.

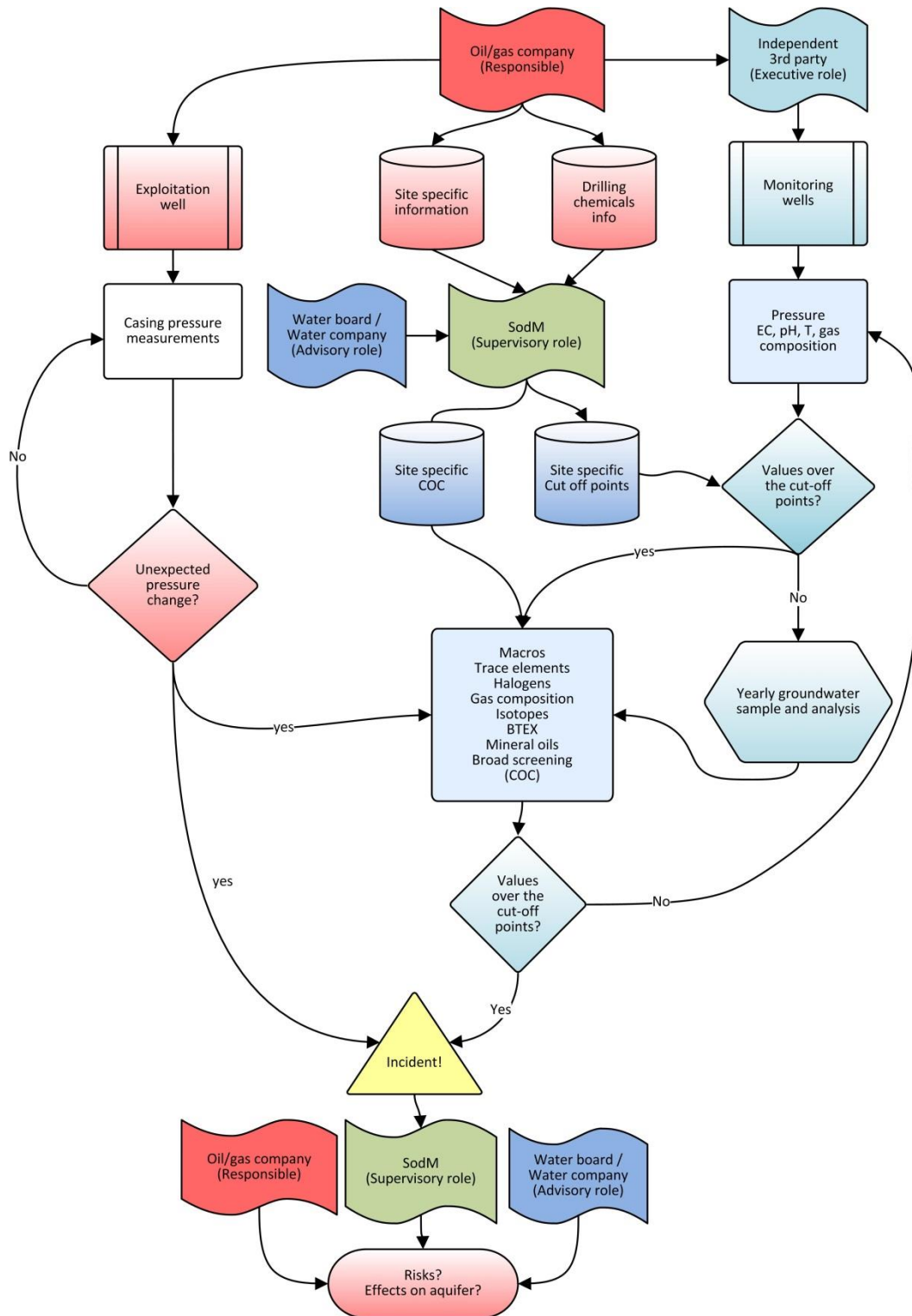
Tabel 5.2 Voorgestelde monitoringsparameters

Stofgroep	Opmerking:
Temperatuur, EC, pH en stijghoogte	Continue# veldmeting
Gassamenstelling bovenin peilbuis	Continue# veldmeting
Macro-ionen	Inclusief bromide en arseen
Sporenelementen	Via ICP-MS ##
Opgeloste gassen	CH ₄ , hogere alkanen, N ₂ , CO ₂ , H ₂ S, evt. He of Ar
Stabiele isotopen opgeloste gassen	δ ¹³ C en δ ² H van CH ₄ en hogere alkanen en evt CO ₂
BTEX	Overeenkomstig Tabel 5.1
Minerale oliën	C10-C40
Proces chemicaliën	Gerichte analyse op gerapporteerde stoffen van zorg (COC) of brede screening

continu = hoogfrequent met sensor; ## tevens te gebruiken voor analyse op de meeste macro-ionen, en daardoor kosteneffectief

In het in Figuur 5.3 weergegeven conceptuele schema spelen 3 partijen een rol. Het gaat hierbij om de initiatiefnemer (het olie- of gasbedrijf), de toezichthouder (SodM) en een adviserende partij(en) (het lokale waterleidingbedrijf, het waterschap). Volgens het schema liggen de verantwoordelijkheid en de kosten voor het uitvoeren van de monsternamen bij de initiatiefnemer. In de vergunning zal dan ook moeten worden vastgelegd dat de monitoringsplicht (in het kader van de zorgplicht) doorloopt na beëindiging en opruiming van de productielocatie. Voor de lengte van de monitoringperiode kan bijvoorbeeld worden uitgegaan van de verjaringstermijn bij milieuschade van 30 jaar. Daarnaast moet worden vastgelegd hoe en hoe vaak monitoring moet plaatsvinden. De in het schema genoemde termijnen zijn nadrukkelijk indicatief en moeten locatiespecifiek worden vastgesteld. Gezien de kennis en ervaring over de grondwaterkwaliteit heeft het waterleidingbedrijf een adviserende rol bij de beoordeling van het door de initiatiefnemer aangeleverde monitoringsplan en additionele informatie over te gebruiken chemicaliën. De toezichthouder bepaalt vervolgens in samenspraak met het waterleidingbedrijf op welke parameters minimaal geanalyseerd moet worden en welke cut-off criteria (grenswaarden) gelden. Als de cut-off criteria worden overschreden moet de initiatiefnemer dit direct melden aan de toezichthouder. Laatstgenoemde bepaalt vervolgens samen met het drinkwaterbedrijf en andere relevante partijen zoals provincies en waterschappen hoe groot de risico's zijn en welke acties ondernomen dienen te worden.

Het gepresenteerde schema (Figuur 5.3) en bovenstaande uitgangspunten staan nadrukkelijk ter discussie en dienen als een eerste aanzet voor een open proces ter voorkoming van grondwaterverontreiniging rond diepe olie- en gasputten.



Figuur 5.3 Mogelijk conceptueel stroomschema om te komen tot een wel-afgewogen monitoring tijdens de productiefase voor de ‘diepe’ monitoringsbuis of -buizen nabij de productieput

5.4 Samenvatting, conclusies en aanbevelingen voor monitoring

Grondwaterkwaliteitsmonitoring is een cruciaal aspect bij de bescherming van de bronnen voor Nederlands drinkwater. Op basis van de studie naar monitoring rond (schalie)gasputten kan samenvattend het volgende worden geconcludeerd:

- Uit een review van internationale bronnen blijkt, dat monitoring van de effecten van schaliegaswinning op de grondwaterkwaliteit in veel gevallen nog in de kinderschoenen staat.
- In Nederland zijn bodembescherming, monitoring en toezicht verhoudingsgewijs goed gereguleerd.
- Bestaande monitoring richt zich echter enkel op mogelijke verontreinigingen van de bodem en het ondiepe (freatische) grondwater door lekkages en vermorsingen op en rond een productielocatie. Het in Nederland toegepaste analysepakket is voor dit doel waarschijnlijk toereikend, maar summier. Daarnaast worden annulaire drukken gemeten om de integriteit van de putverbuizingen te bewaken.
- Hoewel ook op diepte lekkages kunnen optreden, vindt daar op dit moment geen grondwaterkwaliteitsmonitoring plaats. In het bijzonder bij verlaten putten waar geen annulaire drukken meer gemeten worden is deze vorm van monitoring cruciaal. In bovenstaande paragraaf is een eerste aanzet gegeven voor grondwaterkwaliteitsmonitoring in doorboorde watervoerende pakketten.
- Twee vormen van monitoring worden voorgesteld: (1) de baseline monitoring waarin de hydrochemische nultoestand van relevante watervoerende pakketten wordt vastgesteld inclusief natuurlijke variaties. (2) Effect monitoring waarmee eventuele beïnvloeding of vervuiling van het watervoerend pakket kan worden vastgesteld.

De volgende aanbevelingen worden gedaan:

- In lijn met de bevindingen van The Royal Society and The Royal Academy of Engineering (2012) moet monitoring op productielocaties worden uitgebreid naar elk voor de drinkwatervoorziening of andere functies relevant watervoerend pakket.
- Bij de monitoring moet rekening worden gehouden met dichtheidseffecten als gevolg van opwarming en met verschillen in dichtheid van lekkende vloeistoffen en gassen.
- Het standaard monitoringprogramma moet minimaal uitgebreid worden met opgeloste gassen, de stabiele isotopen van methaan en hogere alkanen, aanvullende macro ionen en sporenelementen zoals bromide, arseen, boor etc.
- Eventueel bij te plaatsen waarnemingsfilters dienen ruim (3 mnd-1 jr) voor de eerste nul-metingen te worden geplaatst
- Voorafgaande aan activiteiten moet de initiatiefnemer een inventarisatie maken van en openheid verschaffen over de op de locatie toe te passen chemicaliën. Van deze chemicaliën moeten de toxiciteit, persistentie en mobiliteit bekend zijn, en moet de toepassing van deze chemicaliën voor het betreffende doel binnen REACH zijn geëvalueerd en goedgekeurd.
- De initiatiefnemer is verantwoordelijk voor het opstellen, het laten uitvoeren en de kosten van het monitoringsprogramma. De uitvoering van monsternamen en chemische analyses wordt uitgevoerd door een onafhankelijke partij.
- Gegevens voortkomend uit de monitoring moeten door de initiatiefnemer openbaar en beschikbaar worden gemaakt in een openbare database als NLOG of dinoloket.
- Het wordt sterk aanbevolen om drinkwaterbedrijven, gezien hun grote kennis en ervaring op het gebied van grondwaterkwaliteit en risico's, een formele adviesrol te geven bij het verlenen van vergunningen inclusief de beoordeling van zowel de monitoringsprogramma's als de grondwaterkwaliteitsrisico's bij incidenten.

5.5 Nulmeting samenstelling en isotopen ratio's opgeloste gassen

5.5.1 Het belang van nulmetingen

Verhoogde methaanconcentraties in ondiep grondwater kunnen een eerste indicatie zijn voor lekkages vanuit diepe boorputten. Osborn et al. (2011) en meer recent Jackson et al. (2013) tonen aan dat in de nabijheid van Amerikaanse schaliegasputten contaminatie van ondiepe grondwater pakketten optreedt met op grote diepte gevormd methaan. Hoewel de migratie van het methaan waarschijnlijk via slecht afgewerkte of door o.a. corrosie falende gasputten verloopt, kunnen natuurlijke routes vooralsnog niet worden uitgesloten. Een recente studie (Fontenot et al., 2013) laat zien dat in de nabijheid van schaliegasputten naast verhoogde methaan concentraties ook achteruitgang van andere grondwaterkwaliteitsparameters zoals arseen, strontium en selenium optreedt. Ook hiervoor geldt dat de exacte oorzaak moeilijk aan te tonen is. Verklaringen variëren van mobilisatie van van nature aanwezige stoffen, hydrochemische veranderingen als gevolg van grondwaterstandsverlaging, tot industriële bronnen zoals lekkende casings van gasputten. Om de waterkwaliteitsveranderingen beter te kunnen duiden zijn metingen voorafgaande aan de activiteiten (zogenaamde nulmetingen) cruciaal. In de Verenigde Staten ontbraken deze metingen tot voor kort grotendeels, wat het moeilijk maakt om waterkwaliteitsveranderingen als gevolg van schaliegaswinning hard aan te tonen. In deze studie is een eerste aanzet gegeven voor een nulmeting naar aanwezigheid en de herkomst van in ondiep grondwater aanwezig methaan en hogere alkanen, waarbij specifiek gezocht is naar thermogeen gevormd methaan. Daarnaast is een methode uitgewerkt voor het bemonsteren van methaan in grondwater en zijn verschillende methodes getoetst voor het evalueren van de herkomst van in grondwater aanwezig methaan en hogere alkanen. Voor details wordt verwezen naar de onderliggende rapportage.

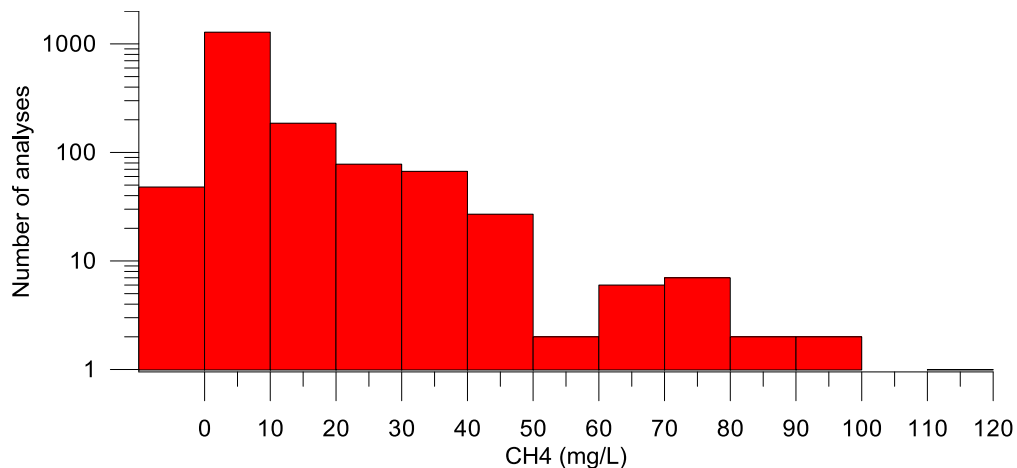
5.5.2 Herkomst van methaan

Het meeste methaan in Nederlands ondiep grondwater (<500 m-mv) is zondermeer van biogene herkomst (Kappelhof et al., 2006; Stuyfzand, 1994). Dit methaan wordt door bacteriën gevormd door afbraak van organische stof en reductie van CO₂ onder diep anoxische omstandigheden. Op grote diepte wordt methaan zonder assistentie van micro-organismen thermogeen gevormd bij inkoling en bituminisatie. De verschillen in vorming uitendelen zich in verschillen in (stabiele) isotopen verhoudingen van waterstof en koolstof in het gevormde methaan en andere alkanen. In de Nederlandse diepe ondergrond bevinden zich verschillende bronnen van thermogeen methaan. De belangrijkste hierbij zijn de schalies van de Altena groep en de schalie en steenkoollagen van het Carboon. Het in deze lagen gevormde methaan migreert opwaarts en accumuleert deels in reservoir gesteentes onder afsluitende lagen. Het merendeel van het gas ontwijkt echter naar de biosfeer. De Jager and Geluk (2008) schatten dat 98% van het over de (geologische) tijd gevormde olie en gas is ontweken naar het aardoppervlak en niet is geaccumuleerd in de diepe ondergrond. Het is dus mogelijk dat in ondiepe grondwater pakketten thermogeen gevormd methaan en hogere alkanen gemixt voorkomen met bacterieel gevormd methaan. Hoewel terecht wordt aangenomen dat het overgrote deel van ondiep aangetroffen methaan van bacteriële oorsprong is, ontbreken hiervoor op het vaste land ondersteunende analyses zoals genoemde isotopen verhoudingen (Stuyfzand, 1994). Offshore zijn echter duidelijke indicaties voor de aanwezigheid van thermogeen gevormd methaan dicht onder de zeebodem (Schroot et al., 2005). Dit wijst er op dat natuurlijke migratie van thermogeen methaan naar ondiepe lagen mogelijk is via openstaande breuken, maar mogelijk ook via slecht afgedichte diepe boorputten. Migratie van gassen is echter typisch een lokaal fenomeen. Offshore zijn lokale gasontwijkingen relatief eenvoudig met sonar zichtbaar aan kuilen in de zeebodem, de zogenaamde 'pockmarks'. Onshore zijn echter geen visuele aanwijzingen voor het optreden van gasmigratie. Daarnaast is het maken van onderscheid tussen bacteriologisch en thermogeen gevormd methaan in ondiep grondwater niet triviaal.

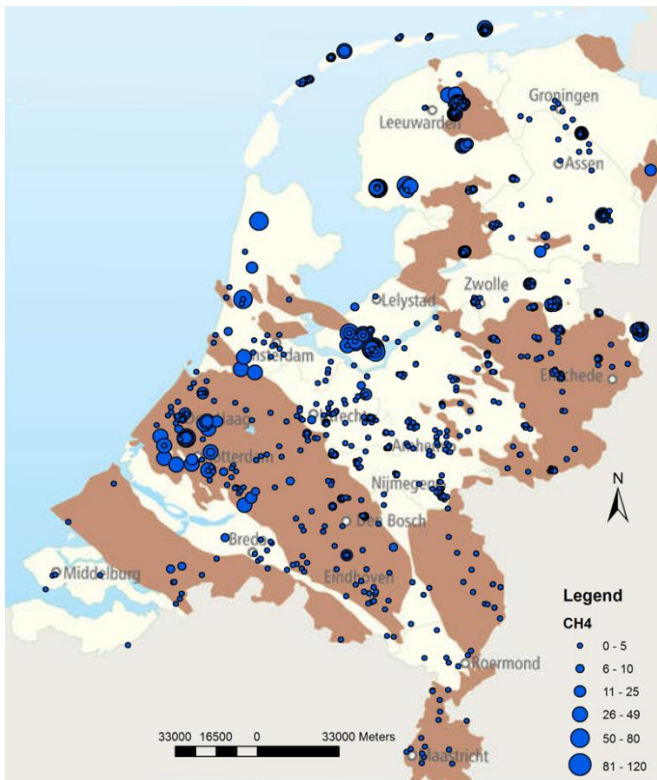
Zoals al aangegeven, is goed inzicht in de nulsituatie van relevante grondwaterkwaliteitsparameters van groot belang om te kunnen beoordelen of lekkage uit diepe boorputten optreedt. Gezien het werk van Jackson et al. (2013) en Osborn et al. (2011) geven de concentratie en de isotopen samenstellingen van methaan en hogere alkanen hiervoor belangrijke informatie.

5.5.3 Methaanconcentraties in opdiep Nederlands grondwater

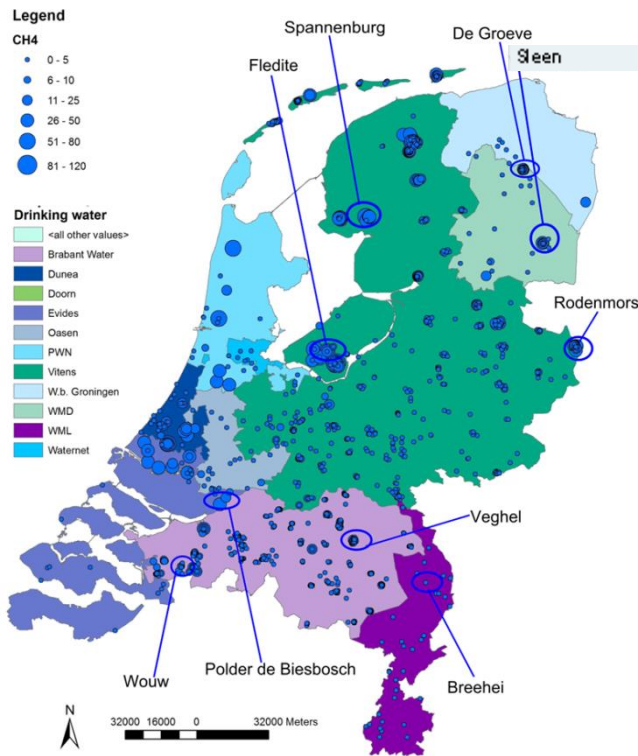
Enkele jaren geleden is door IF technology en KWR een studie uitgevoerd naar de aanwezigheid van methaan in grondwater en de mogelijkheden om deze bron van aardgas effectief te benutten (Kappelhof et al., 2006). De auteurs hypothetiseren dat het methaan in ondiepe grondwaterpakketten afkomstig is van bacteriële methanogenese en schatten dat zo jaarlijks 160 tot 450 kiloton methaan wordt gevormd. Hoge concentraties worden in de studie gekoppeld aan de aanwezigheid van veen in de ondergrond. Volgens deze studie zijn de hoogste methaangehaltes aanwezig in grondwater in Noord en Zuid Holland, Friesland, Drenthe en Overijssel. De totale hoeveelheid methaan in ondiep Nederlands grondwater wordt door Kappelhof et al. (2006) geschat op 24,000 kiloton. In het kader van voorliggende studie is de bestaande database uitgebreid met een groot aantal door de waterleidingbedrijven uitgevoerde methaan metingen. Dit resulteerde in een dataset van meer dan 10,000 methaan analyses afkomstig van bijna 3,000 monsterlocaties. De gemeten methaanconcentraties variëren tussen 0 en 120 mg/l (Figuur 5.4). Het merendeel van de monsters is afkomstig uit organische stof arme watervoerende pakketten van waaruit drinkwater wordt onttrokken en bevat weinig methaan. Het mediane methaangehalte ligt op 0.45 mg/l. Een kwart van de geanalyseerde monsters heeft zelfs een methaangehalte lager dan 0.09 mg/l. Op een aantal plaatsen worden echter ook hogere methaan concentraties aangetroffen in voor drinkwater onttrokken grondwater, het gaat hierbij bijvoorbeeld om pompputten op de winvelden Spanenburg en Oudega van Vitens en winveld De Groeve van Waterbedrijf Groningen, met respectievelijk maximum methaan concentraties van 49 mg/l, 50 mg/l en 24 mg/l. Een geografisch overzicht van de methaanconcentraties in Nederlands grondwater is weergegeven in Figuur 5.5.



Figuur 5.4 Histogram van methaanconcentraties in Nederlandse watervoerende pakketten. Waarden kleiner dan de detectiegrens (doorgaans 5 a 10 ug/L) zijn links van de nul as weergegeven.



Figuur 5.5 Methaanconcentraties in Nederlands grondwater op de diepte van drinkwaterwinningen en WKO systemen. De bruine vlakken geven de zoekgebieden voor schaliegas weer.



Figuur 5.6 Ligging van de monsternamen locaties voor de gedetailleerde analyse van opgeloste gassen

5.5.4 Verkenning herkomst methaan in ondiep grondwater

Stuyfzand (1994) geeft al aan dat een onderbouwing van de herkomst van methaan en eventuele hogere alkanen gewenst is. Hij suggereert hiervoor gebruik te maken van stabiele isotopen ratio's voor koolstof ^{13}C en deuterium (^2H of D) in methaan en hogere alkanen. Ook andere bronnen (e.g. Révész et al. (2010), Schoell (1980), Schoell (1983), Whiticar (1999)) geven aan dat stabiele isotopen inzicht kunnen geven in de bron van het aangetroffen gas. Stabiele isotopen kunnen worden verdeeld in een 'lichte' en een zware categorie. Lichte isotopen hebben nucleï met een normaal aantal protonen en neutronen. In het geval van koolstof (^{12}C) bevat bijvoorbeeld elke nucleï 6 protonen en 6 neutronen ($6+6 = 12$). Zware isotopen zoals ^{13}C bevatten een extra neutron per nucleï ($6 + 7 = 13$). Zware isotopen bewegen trager en vormen sterkere bindingen. Dit leidt tot zogenaamde fractionering, hierbij worden lichte isotopen bij voorkeur geselecteerd bij omzettingsprocessen zoals de afbraak van organisch materiaal door bacteriën. Met andere woorden, zware isotopen blijven achter tijdens bacteriële omzettingsprocessen. De mate van fractionering wordt aangeduid met het symbool δ , dat de relatieve waarde geeft van de ratio tussen lichte en zware isotopen ten opzichte van een standaard. Voor koolstof wordt hiervoor de Vienna Pee Dee Belemnite standard (VPDB) gebruikt en voor waterstof Vienna Standard Mean Ocean Water standard (VSMOW). In Eq. 1 is weergegeven hoe de isotopen fractionering van in dit voorbeeld koolstof wordt berekend.

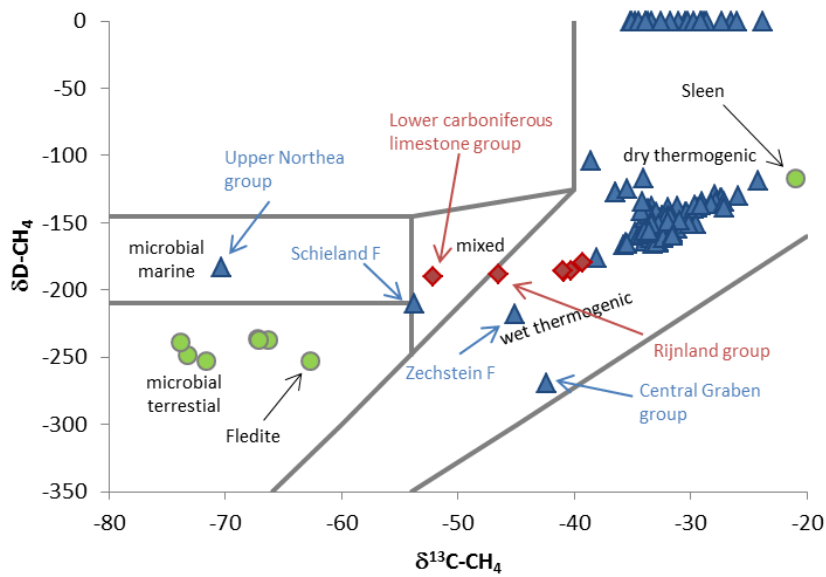
$$\delta^{13}\text{C}^{\text{CH}_4} = \left[\left(\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{gas sample}} - \left(\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{VPDB}} \right] / \left(\frac{^{13}\text{C}}{^{12}\text{C}} \right)_{\text{VPDB}} (\text{‰}) \quad \text{Eq 1}$$

Bacteriën hebben een voorkeur voor lichte isotopen wat resulteert in vele malen sterkere fractionering dan bij thermogene omzetting van organisch materiaal. Daarnaast is het materiaal wat wordt omgezet (CO_2 , acetaat) vaak ook het product van bacteriële respiratie wat ook al tot fractionering heeft geleid. Methaan met licht gefractioneerd C ($\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4 > -40 \text{‰}$) wijst dus op een thermogene bron, terwijl sterk gefractioneerd C ($\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4 < -60 \text{‰}$) op een biogene bron wijst (Jackson et al., 2013). Aanvullende informatie over de herkomst van methaan wordt verkregen door de fractionering van waterstof ($\delta^2\text{H}^{\text{CH}_4}$ of $\delta\text{D}^{\text{CH}_4}$) in methaan te evalueren. Binnen de biogene range wijst een $\delta\text{D}-\text{CH}_4 < 190 \text{‰}$ op een mariene oorsprong, terwijl $\delta\text{D}-\text{CH}_4 > 190 \text{‰}$ een meer terrestrische bron suggereert (Schoell, 1980).

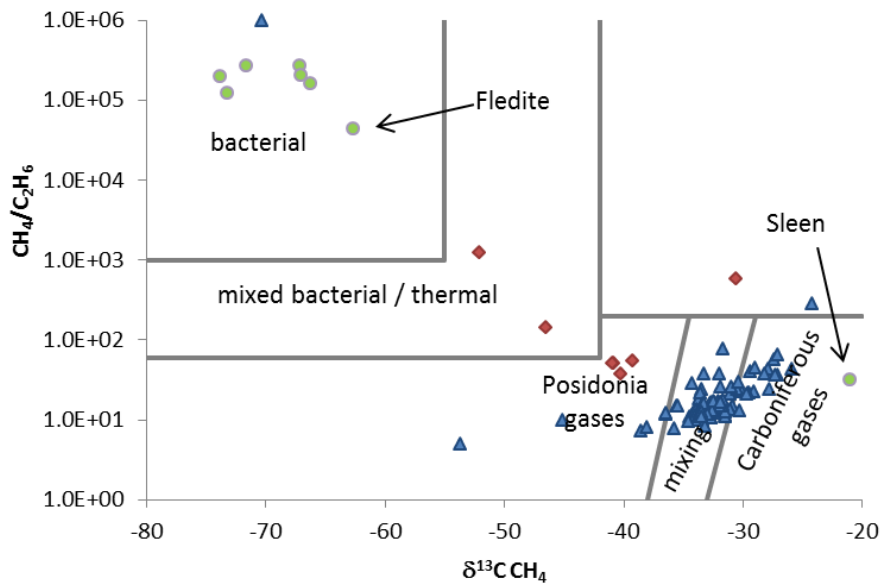
Onderscheid maken tussen verschillende bronnen van thermogeen methaan is lastig met δD . Hiervoor is het beter om gebruik te maken van de ratio tussen methaan (CH_4) en hogere alkanen zoals ethaan (C_2H_6). Deze ratio maakt het mogelijk om onderscheid te maken tussen zogenaamd nat gas wat veel hogere alkanen bevat en droog gas waar weinig hogere alkanen in aanwezig zijn. Deze ratio is ook behulpzaam voor onderscheid tussen biogeen en thermogeen methaan omdat bij microbiële omzetting vooral methaan wordt gevormd, terwijl bij thermogene omzetting een breed spectrum aan hogere alkanen ontstaat (Bernard et al., 1976). Een laatste, sterke methode om de oorsprong van thermogene gassen te bepalen is de verhouding tussen $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ en $\delta^{13}\text{C}-\text{C}_2\text{H}_6$ (Jackson et al., 2013; Révész et al., 2010). Omdat bij thermogene omzetting grote moleculen worden omgezet in steeds kleinere moleculen bevat het gas in eerste instantie relatief veel hogere alkanen (e.g. $\text{C}_3\text{H}_8 > \text{C}_2\text{H}_6 > \text{CH}_4$). Met toenemende thermische maturiteit (zie hoofdstuk 2.1 van de Introductie en figuur 2.1) worden de grotere moleculen afgebroken. Dit resulteert in hogere methaan/{hogere alkanen} ratio's en een zwaardere isotopensamenstelling, i.e. $\delta^{13}\text{C}-\text{C}_2\text{H}_6 > \delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ (Jackson et al., 2013).

Bovenstaande theorie is toegepast op methaanmonsters van 9 locaties in Nederland (Figuur 5.6). Deze locaties zijn geselecteerd niet alleen op basis van een hoog methaan gehalte, maar ook specifiek op een hogere kans op thermogeen methaan zoals in nabijheid van breuklijnen (o.a. Veghel) of van een historische blowout (Sleen). Ook is een monster

genomen uit fossiel brak grondwater in een organische stof rijke omgeving (Fledite). Op deze manier is getracht om ondanks de dominantie van biogeen methaan in ondiep grondwater voldoende variatie in de beperkte dataset aan te brengen. Voor technische details over de monsternameloctaties en monsternamemethodes en resultaten wordt verwezen naar onderliggende rapportage. Ter referentie is informatie over de gassenstelling en isotopenratio's van conventionele gaswinning gedownload vanaf www.NLOG.nl. Daarnaast zijn zes recent genomen monsters van geothermie putten betrokken in de analyse. Een grafische weergave van de resultaten is weergegeven in Figuur 5.7 en Figuur 5.8. Met de groene puntjes zijn de gasmonsters uit ondiep grondwater aangeduid. De rode diamantjes zijn monsters uit geothermie putten en de blauwe driehoekjes geven data afkomstig uit de NLOG database weer.



Figuur 5.7 Gasmonsters uit ondiep grondwater (groene puntjes) geplott in het zogenaamde 'Schoell' diagram samen met gasmonsters uit de NLOG database (blauwe driehoekjes) en gasmonsters van geothermie bronnen (rode diamantjes). Monsters zonder $\delta\text{D-CH}_4$ meting zijn geplott op de nul y-as.



Figuur 5.8 Gasmonsters geplott in het 'De Jager' diagram, waarbij verschillen in thermogene herkomst en mixing tussen biogeen en thermogeen gas duidelijk naar voren komen.

De bijdrage van methaan aan de totale gascompositie van het geanalyseerde grondwater varieert van 81,9 % bij Polder de Biesbos tot slechts 13,2 % bij Veghel. Alle monsters bevatten ethaan, maar meestal in (zeer) lage concentraties. Uitzonderingen hierop zijn de monsters genomen bij Fledite (0,0012% ethaan) en in het bijzonder Sleen (1,6 % ethaan). Bij Sleen zijn ook andere hoge alkanen in significante hoeveelheden aangetroffen. Hoewel ethaan ook door micro-organismen kan worden gevormd, is een biogene bron gezien de aanwezigheid van nog hogere alkanen bij Sleen niet aannemelijk. Daarnaast sluit de gassenstelling zoals gevonden bij Sleen goed aan bij de gassenstelling (laag CO₂ en vergelijkbare hoeveelheden methaan en stikstof) zoals gemeten in boorkernen van een diepte van 1893 en 1927 m-MV. Deze diepte komt overeen met de einddiepte van put Sleen-02 waarbij in december 1965 een catastrofale blowout optrad (Figuur 5.9).

Dit beeld wordt bevestigd door de isotopen ratio's zoals weergegeven in Figuur 5.7 en Figuur 5.8. Acht van de negen monsters vallen duidelijk in het biogene bereik. Ook het monster genomen bij Fledite valt nog binnen het theoretische biogene bereik. Het monster genomen bij Sleen valt echter overduidelijk in het bereik van droog thermogeen aardgas. Als naar de geothermie bronnen wordt gekeken blijkt dat bij twee monsters duidelijk menging optreedt van thermogeen en biogeen methaan. Hoewel de data uit de NLOG database afkomstig is van gas- en oliewinning, blijkt één monster duidelijk in het biogene bereik te liggen. Nadere analyse leert dat dit monster afkomstig is van zogenaamd 'shallow' gas afkomstig uit mariene afzettingen van de upper North Sea group aangetroffen op een diepte van ca. 650 m-NAP (put B16-1, gas productie ca. 80 m³/d). Hieruit blijkt dat biogene processen kunnen resulteren in significante hoeveelheden gas op relatief geringe diepte. Voor nadere informatie over de uitgevoerde gasclassificatie op basis van alkanen en isotopen ratio's en onzekerheden wordt verwezen naar de onderliggende rapportage.

Analyse van de overige grondwaterkwaliteit laat voor Sleen geen afwijkingen zien. De gascontaminatie gaat hier dus (nog) niet gepaard met contaminatie door diep formatiewater (brijnen). Meer informatie over de grondwatersamenstelling van de verschillende locaties is opgenomen in de onderliggende rapportage.



Figuur 5.9 Grote krater ontstaan bij de catastrofale blowout bij Sleen in december 1965 (bron: www.geschiedenis.thaantje.info)

5.6 Samenvatting, conclusies en aanbevelingen voor nulmeting

Op basis van de verkennende studie naar methaan in ondiep grondwater kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- Hoge methaanconcentraties kunnen een aanwijzing zijn voor lekkage uit gasputten, maar kunnen ook van nature voorkomen in ondiepe watervoerende pakketten. Bij een hoge productie en een stratigrafische val (bodemstructuur die gas migratie tegenhoudt en leidt tot gasaccumulatie) kunnen zich zelfs 'winbare' hoeveelheden methaangas ophopen zoals aangetroffen in boring B16-1
- Hoogste methaangehaltes in voor drinkwater onttrokken grondwater zijn aangetroffen op de productielocaties Spannenburg en Oudega van Vitens en De Groeve van Waterbedrijf Groningen, met respectievelijk maximum methaan concentraties van 49 mg/l, 50 mg/l en 24 mg/l.
- Om onderscheid te kunnen maken tussen diep methaan afkomstig uit lekkages en natuurlijk ondiep gevormd methaan is een analyse van gassamenstelling en isotopen ratio's noodzakelijk.
- Met behulp van de gassamenstelling en isotopenratio's voor koolstof 13 (^{13}C) en deuterium (^2H of D) blijkt duidelijk onderscheid mogelijk tussen thermogeen en biogeen methaan. Daarnaast komen processen als menging en microbiële oxidatie uit een dergelijke analyse naar voren.
- Van de verkennende negen analyses van ondiep grondwater bleek het monster bij Sleen thermogeen gevormd methaan en hogere alkanen te bevatten. De eigenschappen en samenstelling van het gevonden gas sluiten aan bij lokaal aangetroffen gassen op een diepte van ca. 2 km. De lekkage van diepe gassen is wellicht veroorzaakt door de catastrofale blowout in december 1965.
- Gezien de lange periode sedert de blowout en de nagenoeg ongemengde gassamenstelling lijkt het erop, dat bij Sleen nog steeds gas naar het maaiveld migreert. Op basis van analyse van de grondwatersamenstelling zijn er vooralsnog geen aanwijzingen voor contaminatie met diep formatiewater.

- De beschreven methodiek blijkt een effectieve manier om de herkomst van gassen op te karakteriseren en is hiermee een geschikte methode om eventuele verontreiniging van watervoerende pakketten met op grote diepte gewonnen gas op te sporen. Ook de analyse kosten zijn met €75 voor de gascompositie en € 150 voor $\delta^{13}\text{C}$ en δD van methaan per monster te overzien.

Aanbevelingen:

- De dataset met methaanconcentraties in grondwater bestaat vooralsnog uit informatie afkomstig van drinkwaterbedrijven en WKO systemen van IF Technology. Aanbevolen wordt om de dataset uit te breiden met beschikbare metingen van onder andere provincies en waterschappen.
- Aanbevolen wordt om de nog beperkte dataset van de nul-meting gefaseerd uit te breiden en zo te komen tot een gedegen karakterisatie van de herkomst van gassen in Nederlandse grondwaterpakketten. Prioriteit heeft hierbij het grondwater rond drinkwaterwinningen in de nabijheid van (voormalige) winputten voor koolwaterstoffen.
- Naast een goede karakterisering van gassen in ondiep grondwater is ook aanvullende informatie over gassen in diep formatiewater van groot belang. Dit omdat ook deze lagen worden doorboord en deels worden gebruikt voor geothermie
- Eenduidige resultaten vereisen meerdere bewijslijnen. Aanbevolen wordt om de hele in deze paragraaf genoemde set analyses uit te voeren. Het gaat hierbij om de gassamenstelling inclusief hogere alkanen, en de stabiele isotopen ^{13}C en ^2H van methaan, zoveel mogelijk hogere alkanen en CO_2 . Mochten resultaten dan nog multi-interpretabel zijn, dan kan de analyse worden uitgebreid met de edelgas isotopen ^4He and ^{40}Ar die minder gevoelig zijn voor secundaire processen (Prinzhofer and Battani, 2003).
- Gezien het bijzondere karakter van de blowout bij Sleen wordt aanbevolen de milieueffecten van de blowout beter in beeld te brengen. Een dergelijke casus kan belangrijk inzicht verschaffen in migratiemechanismen van gassen en formatievloeistoffen.
- Onderzoek naar verdere toepassingsmogelijkheden van het uitgebreide maar kosteneffectieve gas-analysepakket, zoals in situaties van verontreiniging door gas uit vuilstorten en lekkende gasleidingen of gastanks in stedelijke omgeving.

6 Handelingsopties voor betrouwbaar drinkwater

6.1 Inleiding

Gegeven de niet uit te sluiten risico's van schaliegasexploratie en -winning, bezinnen de Nederlandse drinkwaterbedrijven zich op mogelijkheden om deze risico's zoveel mogelijk in te perken. Hierbij heeft een waterbedrijf eigenstandig mogelijkheden, maar zal ook vooral interacteren met andere belanghebbenden zoals:

- de initiatiefnemers van de schaliegasexploratie en -winning, te weten energiebedrijven en de boorbedrijven;
- het bevoegd gezag dat vergunning verleent, in geval van hoofdzakelijk mijnbouwactiviteiten is volgens de Wet algemene bepalingen omgevingsrecht (*Wabo*) het Ministerie van Economische Zaken bevoegd gezag voor de totale Omgevingsvergunning. Toezicht en handhaving wordt uitgevoerd door Staatstoezicht op de Mijnen. Bij tijdelijke, niet op een bestaande inrichting uitgevoerde werkzaamheden (bijv. een exploratieboring) is de gemeente bevoegd gezag voor niet milieuaspecten (bijv. het bouwen van een putkelder of het handelen in strijd met het bestemmingsplan). Het Ministerie van Economische zaken is bevoegd gezag voor de melding van tijdelijke werkzaamheden in het kader van Barmm;
- beleidsmakers op lokaal/regionaal niveau (gemeentes, waterschappen en provincies), nationaal niveau (EZ en I&M) en Europees niveau;
- burgers in hun rol als omwonenden van de schaliegasexploratie en winning en als afnemers van het door de waterbedrijven geproduceerd drinkwater;
- overige waterbeheerders in de watercyclus zoals waterschappen, Rijkswaterstaat en collega-waterbedrijven.
- NGO's zoals natuur- en milieuorganisaties;
- data- en kennisleveranciers zoals laboratoria, ingenieursbureaus en kennisinstellingen.

In dit hoofdstuk worden de bevindingen van het onderzoek in de pijler 'betrouwbaarheid' vertaald naar handelingsopties.

6.2 De opties

Openheid over de aard en hoeveelheid van toe te passen chemicaliën

Voor het borgen van de kwaliteit van grond- en oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwatervoorziening is volledig inzicht in de aard en hoeveelheid van toe te passen stoffen wenselijk. Het is gewenst dat de industrie initiatief neemt om binnen de REACH verordening en de Biociden richtlijn specifieke blootstellingsscenario's voor het (diepe) grondwater uit te werken, zodat de toepassing van stoffen bij schaliewinning (en conventionele olie- en gaswinning) binnen deze kaders goed geëvalueerd kan worden.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende vereisten worden gekoppeld aan vergunningverlening:

- Aard en volumeklasse van toe te passen chemicaliën zijn openbaar gemaakt door de initiatiefnemer.
- De initiatiefnemer en de chemicaliën producent zijn verantwoordelijk voor het overleggen van stofdossiers van de toegepaste chemicaliën, deze bevatten o.a. informatie over de toxiciteit, persistentie en mobiliteit. De samenvatting en risicobeoordeling naar toepassing bij schaliegasexploratie van deze dossiers is openbaar inzichtelijk.
- De initiatiefnemer heeft een inspanningsverplichting om de hoeveelheden chemicaliën te beperken en waar nodig alternatieve chemicaliën te gebruiken met lage toxiciteit, beperkte mobiliteit en hoge afbreekbaarheid. Bij de afbreekbaarheid zijn gevormde omzettingen producten weinig schadelijk.

Locatiespecifieke risicobeoordeling met gedetailleerde opbouw van de ondergrond

Bij het beoordelen van risico's voor grondwater en daaruit geproduceerd drinkwater is locatiespecifiek gedetailleerd inzicht gewenst in de opbouw van de 'ondiepe' ondergrond (Noordzee groep). Het gaat hierbij om scheidende kleilagen, eventuele breuken en andere geohydrologisch relevante eigenschappen als stijghoogtes, doorlatendheden en weerstanden in beeld worden gebracht. Op basis hiervan kunnen modelmatig migratieroutes worden verkend naar kwetsbare functies zoals drinkwaterwinning en grondwaterafhankelijke natuur. Bij deze migratie zijn ook dichtheidseffecten van belang (zouten, gassen etc.). Op basis van faalkansen (zoals verkend in deze studie), informatie over de reactiviteit van de ondergrond en stoffeigenschappen, gecombineerd met informatie uit genoemde stofdossiers, kan een inschatting van de blootstelling en daarmee risico's worden bepaald. Een op dergelijke gegevens gebaseerde risicobeoordeling kent aanzienlijk minder onzekerheden dan de generieke en conservatieve risicobeoordeling die in eerdere hoofdstukken van dit rapport is beschreven.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende vereisten worden gekoppeld aan vergunningverlening:

- De initiatiefnemer brengt genoemde locatie specifieke hydrogeologische eigenschappen gedetailleerd in beeld, en deze zijn inzichtelijk voor en aanvulbaar door betrokken waterbedrijven.
- De initiatiefnemer stelt een locatiespecifieke risicobeoordeling op, met inachtneming van kwetsbare functies in de omgeving. Deze risicobeoordeling wordt ter toetsing overlegd aan de toezichthouder, met een adviesrol voor lokale overheden en drinkwaterbedrijven.

Nulmetingen van de grondwaterkwaliteit voorafgaand aan mijnbouwactiviteiten

Een groot probleem in gebieden waar momenteel schaliegas wordt gewonnen is het ontbreken van nul-metingen van de grondwaterkwaliteit. In de Nederlandse situatie wordt de nulsituatie alleen (beperkt) vastgelegd voor het ondiepe grondwater. Hierdoor kunnen eventuele veranderingen van de grondwaterkwaliteit als gevolg van de aanleg en winning niet eenduidig worden vastgesteld. Voorafgaand aan boringen naar schaliegas is een representatief beeld hiervan gewenst (inclusief lokale verschillen in watertype) rond de beoogde winlocatie, gebaseerd op bestaande gegevens van o.a. provincies, waterschappen en drinkwaterbedrijven en zo nodig nieuwe gegevens.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende vereisten worden gekoppeld aan vergunningverlening:

- Het is wenselijk het huidige monitoringprogramma rond mijnbouwlocaties voor de nulmeting uit te breiden naar opgeloste gassen, stabiele isotopen van methaan, hogere alkanen, macro ionen, sporenelementen en organische microverontreinigingen.
- De in de nulmeting meegenomen waarnemingen moeten een representatief beeld geven van de natuurlijke variatie over de tijd. Dit betekent dat voor parameters waarvan weinig of geen metingen beschikbaar zijn (zoals opgeloste gassen en isotopensamenstellingen) al ruim voor eventuele activiteiten gestart moet worden met bemonstering.
- De initiatiefnemer is verantwoordelijk voor de nulmeting, belanghebbenden zoals drinkwaterbedrijven kunnen bijdragen met bestaande informatie en monitoringexpertise en -ervaring. De monitoringsinformatie wordt door de initiatiefnemer openbaar beschikbaar gesteld, gekoppeld aan bestaande openbare databases.
- Informatie over de chemische samenstelling (opgeloste stoffen en gassen) van diep (>500 m) formatiewater is gezien de doorboring van deze lagen eveneens van belang voor de nulsituatie,

Effect-monitoring rond schaliegasputten tijdens en na opsporing en winning

Hoewel op mijnbouwlocaties voorzieningen worden getroffen om verontreiniging van de ondergrond te voorkomen, zijn incidenten niet uit te sluiten. Adequate monitoring maakt het mogelijk vroegtijdig in te grijpen om effecten te beperken. Momenteel wordt volstaan met het monitoren van annulaire druk en de kwaliteit van het ondiepe grondwater direct rond de boorlocatie. De voorgeschreven ondiepe monitoringbuizen lijken bij uitbreiding van het analysepakket adequaat voor het signaleren van vermorsingen aan maaiveld, maar zijn niet toereikend voor het signalering van incidenten afkomstig uit dieper liggende pakketten. Het is daarom wenselijk deze monitoring uit te breiden naar alle voor de drinkwatervoorziening of andere functies relevante watervoerend pakketten. Daarnaast is het gewenst de monitoring (extensief) te continueren na het afdichten en verlaten van diepe boorputten om eventuele lekkages tijdig op te merken

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende uitgangspunten worden gehanteerd, onder andere bij vergunningverlening:

- Uitbreiding van standaard monitoringprogramma rond mijnbouwlocaties tijdens en na schaliegasactiviteit, zoals hierboven onder nulmeting beschreven, uitgebreid met temperatuur, EC en toegepaste chemicaliën die nadere zorg verdienen. Daarnaast monitoring van de samenstelling van geproduceerde gassen en terugstromende vloeistoffen op dezelfde parameters.
- De initiatiefnemer is verantwoordelijk voor de nulmeting, belanghebbenden zoals drinkwaterbedrijven kunnen bijdragen met bestaande informatie en monitoringexpertise en -ervaring. De monitoringsinformatie wordt door de initiatiefnemer openbaar beschikbaar gesteld, gekoppeld aan bestaande openbare databases.
- De initiatiefnemer meldt eventuele afwijkingen van de in de vergunning vastgelegde grenswaarden direct aan de toezichthouder, en direct maatregelen om verontreiniging tegen te gaan.

Planmatig(e) hergebruik en verwerking van retourstromen

De analyse rond faalkansen laat zien dat incidenten rond retourstromen voor belasting van het grond en -oppervlaktewater kunnen zorgen. Ter voorkoming hiervan is afdoende behandeling van retourstromen essentieel alvorens deze in het watersysteem terug te

brenge. In de trits 'discharge/diepe injectie/verwerking/verplichting voor goed hergebruik' verdienen de laatste opties de voorkeur om ruimtelijke afwenteling te voorkómen.

Voor de drinkwaterbedrijven is het gunstig als de volgende uitgangspunten worden gehanteerd, onder andere bij vergunningverlening

- Een planmatige ontwikkeling ten behoeve van hergebruik van de retourstromen en van infrastructuur voor waterbehandeling en bijbehorend transport.

Bijlage – Referenties

Hoofdstuk 1

- Brantley, S.L., Pollak, J., Vidic, R.D., 2013. Project Asks What's in the Water After Fracking at Depth. EOS, 94(45).
- de França Doria, M., 2010. Factors influencing public perception of drinking water quality. Water Policy, 12(1): 1-19.
- DiGiulio, D.C., Wilkin, R.T., Miller, C., Oberley, G., 2011. Investigation of Ground Water Contamination near Pavillion, Wyoming, EPA Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory, Ada, Oklahoma.
- Jackson, R.B. et al., 2013. Increased stray gas abundance in a subset of drinking water wells near Marcellus shale gas extraction. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110(28): 11250-11255.
- Judd, A.G., 2001. Pockmarks in the UK sector of the North Sea, Strategic Environmental Assessment - SEA2 Technical Report 002, University of Sutherland, UK.
- Metze, T., 2013. What the frack? Development of a controversy about hydraulic fracking for shale gas in the Netherlands, IPA Conference 2013, Vienna.
- Osborn, S.G., Vengosh, A., Warner, N.R., Jackson, R.B., 2011. Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. Proceedings of the National Academy of Sciences, 108(20): 8172-8176.
- Schroot, B.M., Klaver, G.T., Schüttenhelm, R.T.E., 2005. Surface and subsurface expressions of gas seepage to the seabed—examples from the Southern North Sea. Mar. Pet. Geol., 22(4): 499-515.
- Sheat, A., 1992. Public perception of drinking water quality: Should we care, New Zealand Water Supply and Disposal Association Annual Conference, Christchurch, New Zealand. Quoted in: Syme, GJ, and Williams, KD (1993) The psychology of drinking-water quality: An exploratory study. Water Resources Research, pp. 4003-4010.
- Vewin (2010). Water in Zicht 2009: Bedrijfsvergelijking in de drinkwatersector. Rijswijk: Vereniging van waterbedrijven in Nederland.

Hoofdstuk 2

- Baihly, J., Altman, R., Malpani, R., Luo, F., 2011. Study assesses shale decline rates. The American Oil and gas reporter, May 2011.
- Cooley, H., Donnelly, K., Ross, N., Luu, P., 2012. Hydraulic fracturing and water resources: separating the frack from the fiction. Pacific Institute, Oakland, CA.(June 2012). Retrieved from website: http://www.pacinst.org/wp-content/uploads/2013/02/full_report35.pdf.
- De Jager, J., Doyle, M., Grantham, P., Mabillard, J., 1996. Hydrocarbon habitat of the West Netherlands Basin, Geology of Gas and Oil under the Netherlands. Springer, pp. 191-209.
- De Jonge, J., Wentholt, M.T., (...), Luijckx, N.B.L., Frewer, L.J. 2013. Consumer perceptions of risks of chemical and microbiological contaminants associated with food chains: A cross-national study. International Journal of Consumer Studies 37 (1), pp. 73-83
- Environmental Agency, 2011. Shale Gas North West - Monitoring of Flowback water. Environmental Agency, UK.
- Halliburton, 2011. EBN Notional Field Development Plan, final report.
- Herngreen, G.W., Kouwe, W.F., Wong, T.E., 2003. The Jurassic of the Netherlands. Geological Survey of Denmark and Greenland Bulletin, 1: 217-229.
- Janzen, M.R., 2012. Shale Gas Hydraulic Fracturing in the Dutch Posidonia Shale, MSc thesis, Faculty of Civil Engineering and Geosciences (CiTG) – Delft University of Technology.

- Kennedy, J., 2007. Developing Gas Shale Reserves. Lifecycle-based approach works best for gas shale reserve development. In: Pike, B. (Ed.), *Advances In Unconventional Gas. Solutions to meet growing gas demand worldwide*. Hart Energy Publishing, LP, Houston, Texas, pp. 26-28.
- Nicot, J.-P., Scanlon, B.R., 2012. Water Use for Shale-Gas Production in Texas, U.S. *Environmental Science & Technology*, 46(6): 3580-3586.
- NYSDEC, 2011. Revised Draft Supplemental Generic Environmental Impact Statement On The Oil, Gas and Solution Mining Regulatory Program -Well Permit Issuance for Horizontal Drilling And High-Volume Hydraulic Fracturing to Develop the Marcellus Shale and Other Low-Permeability Gas Reservoirs., New York State Department of Environmental Conservation, Bureau of Oil & Gas Regulation, Division of Mineral Resources.
- Van Bergen, F., Zijp, M., Nelskamp, S., Kombrink, H., 2013. Shale gas evaluation of the Early Jurassic Posidonia Shale Formation and the Carboniferous Epen Formation in the Netherlands. In: Chatellier, J., Jarvie, D. (Eds.), *Critical assessment of shale resource plays: AAPG Memoir 103*, pp. 1-24.
- Warner, N.R., Christie, C.A., Jackson, R.B., Vengosh, A., 2013. Impacts of shale gas wastewater disposal on water quality in western Pennsylvania. *Environmental Science & Technology*, 47(20): 11849-11857.
- West, I.M., 2014. Petroleum geology of the south of England - Introduction to Portland - Isle of Wight, Offshore, Basin., <http://www.southampton.ac.uk/~imw/Petroleum-South-Portland-Wight-Basin.htm>.
- Witteveen + Bos, 2013. Aanvullend onderzoek naar mogelijke risico's en gevolgen van de opsporing en winning van schalie en steenkoolgas in Nederland eindrapport onderzoeksvragen A en B. Witteveen+Bos, amsterdam.
- Wong, T.E., Batjes, D.A., de Jager, J., van Wetenschappen, K.N.A., 2007. *Geology of the Netherlands*. Royal Netherlands Academy of Arts and Sciences Amsterdam.

Hoofdstuk 3

- Alberta Energy Regulator. Incident alerts. <http://www.aer.ca/compliance-and-enforcement/incident-reporting>
- Bishop, 2010. See: TCgasmapp.org (2014).
- Caswell, D., 1988. External Casing Corrosion Survey, prepared for NACE Calgary Section.
- Cirkel G., Hartog, N., 2013. Toetsing en onderbouwing risicoboom schaliegas. KWR report 2013.074. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein, The Netherlands.
- COGCC, 2014. Colorado Oil and Gas Conservation Commission. Inspection./incident inquiry. <http://cogcc.state.co.us/>. Page visited 004-06-2014.
- Emergency Management BC (2014). British Colombia. Hazardous material and oil spills. http://embc.gov.bc.ca/em/hazard_preparedness/HAZMAT_and_OilLozing_information.html. Page visited 04-06-2014.
- EPA, 2012. Study of the Potential Impacts of Hydraulic Fracturing on Drinking Water Resources. PROGRESS REPORT. EPA 601/R-12/011.
- Gordalla, B.C., Ewers, U, Frimmel, F.H., 2013. Hydraulic fracturing: a toxicological threat for groundwater and drinking water? *Environ Earth Sci* 2013 70:3875-3893. DOI 10.1007/s12665-013-2672-9.
- Government of Western Australia, Department of Mines and Petroleum. Resources Safety.
- Groat, C.G. and T.W. Grimshaw, 2012. Fact-Based Regulation for Environmental Protection in Shale Gas Development. The Energy Institute. University of Texas at Austin. Austin, Texas.
- Gross SA, Avens HJ, Banducci AM, Sahmel J, Panko JM, Tvermoes BE,. 2013. Analysis of BTEX groundwater concentrations from surface spills associated with hydraulic fracturing operations. *J. Air Waste Manage.* 63:424-432.
- Jackson, R.E., Gorody, A.W., Mayer, B., Roy, J.W., Ryan, M.C., Van Stempvoort, D.R., 2013. Groundwater protection and unconventional gas extraction: The critical need for field-based hydrogeological research. *Groundwater* 51, 488-510.

- Meiners et al., 2012. Fracking in unkonventionellen erdgas lagerstätten in Nordrhein-Westfalen. Gutachten mit risicostudie zur exploration und gewinnung von erdgas aus unkonventionellen lagerstätten in Nordrhein-Westfalen (NRW) und deren auswirkungen auf den naturhaushalt insbesondere die öffentliche trinkwasserversorgung. Ministerium für klimaschutz, landwirtschaft, natur- und verbraucherschutz des landes Nordrhein-Westfalen
- Michie & Associates, 1989. Evaluation of Injection Well Risk Management Potential in the Williston Basin. Prepared for Underground Injection Practices Council Research Foundation.
- Myers T, 2012. Potential contaminant pathways from hydraulically fractured shale to aquifers. *Ground Water* 50(6):872-882.
- NRC, 2014. National Response Centre. Available from <http://www.nrc.uscg.mil/>, page visited 04-06-2014. Page currently under construction.
- NYDEC, 2011. New York State Department of Environmental Conservation. Revised Draft Supplemental Generic Environmental Impact Statement On The Oil, Gas and Solution Mining Regulatory Program -Well Permit Issuance for Horizontal Drilling And High-Volume Hydraulic Fracturing to Develop the Marcellus Shale and Other Low-Permeability Gas Reservoirs. Bureau of Oil & Gas Regulation, Division of Mineral Resources.
- OCD. State of New Mexico Oil Conservation Division. Lozing Search. Available from: <https://www.wapps.emnrd.state.nm.us/ocd/ocdpermitting/Data/Incidents/SpillsearchResults.aspx?FacilityNameSearchClause=BeginsWith&WellNameSearchClause=BeginsWith&OperatorSearchClause=BeginsWith&IncidentNoSearchClause=BeginsWith&Section=00>
- OGP, 2010. Risk Assesment Data Directory. Blowout frequencies. Report no 434-2. Marc 2010. <http://www.ogp.org.uk/pubs/434-02.pdf>. Page visited 04-06-2014
- Oliphant, S., 2010. Well Casing Corrosion And Cathodic Protection., proceedings of the Northern area western conference, NACE International, Calgary, Alberta, Canada.
- Osborn, S.G., Vengosh, A., Warner, N.R., Jackson R.B., 2011. Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)*. vol. 108 no. 208172-8176 doi 10.1073/pnas.1100682108
- PA DEP, 2014. Pennsylvania Department of Environmental Protection OC Compliance. http://www.depreportingservices.state.pa.us/ReportServer/Pages/ReportViewer.aspx?/Oil_Gas/OG_Compliance. Page visited 04-06-2014.
- Rozell, D.J., Reaven, S.J., 2012. Water Pollution Risk Associated with Natural Gas Extraction from the Marcellus Shale. *Risk Analysis* 32, 1382-1393.
- RRC, 2014. Railroad Commission of Texas Loss report database. <http://www.rrc.state.tx.us/oil-gas/compliance-enforcement/h-8/> page visited 04-06-2014
- Sjerps, R.M.A., Cirkel, G., Wezel, A.P. (in prep). Failure mechanisms and effects in shale gas exploration. BTO report in progress.
- Stringfellow WT, Domen JK, Camarillo MK, Sandelin WL, Borglin S., 2014. Physical, chemical and biological characteristics of compounds used in hydraulic fracturing. *J. Haz. Mat.* 275:37-54.
- SodM, 2014. <http://www.sodm.nl/publicaties/jaarverslagen>. Annual reports with soil contamination data. Page visited 30-06-2014.
- TGgasmap.org, 2014. <http://www.tcgasmap.org/media/Water%20Contamination%20Fact%20Sheet.pdf>. Page visited 20-03-2014.
- Vidic, R.D., Brantley, S.L., Vandenbossche, J.M., Yoxtheimer, D., Abad, J.D., 2013. Impact of shale gas development on regional water quality. *Science* 340.
- Yuan, Z., Schubert, J., Esteban, U.C., Chantose, P., Teodoriu, C., 2013. Casing failure mechanism and characterization under HPHT conditions in south texas. pp. 2207-2217.
- Ziemkiewicz, P.F., Quaranta, J.D., Darnell, A., Wise, R., 2014. Exposure pathways related to shale gas development and procedures for reducing environmental and public risk. *Journal of Natural Gas Science and Engineering* 16, 77-84.
- Zoback, M., Kitasei, S., Copithorne, B., 2011). *Addressing the Environmental Risks from Shale Gas Development*. Briefing Paper 1.

Hoofdstuk 4 – paragraaf 4.1

- ALL Consulting. 2009 Modern Shale Gas Development in the United States: a primer. Study commissioned through the Ground Water Protection Council (GWPC), USA. Available from: <http://www.all-llc.com/page.php?92>
- Aminto A, Olson MS. 2012. Four-compartment partition model of hazardous components in hydraulic fracturing fluid additives. *J. Nat. Gas Sci. Eng.* 7:16-21.
- Cirkel G, Van Leeuwen K. 2012. REACH als kader voor het beoordelen van drinkwater risico's bij hydraulic fracturing. BTO 212.235(s), KWR Watercycle Research Institute, The Netherlands. (*in Dutch*)
- Centner TJ, O'Connell LK, 2014. Unfinished business in the regulation of shale gas production in the United States. *Sci. Tot. Environ.* 476-477:359-367.
- Cluff MA, Hartsock A, MacRae JD, Carter K, Mouser PJ. 2014. Temporal changes in microbial ecology and geochemistry in produced water from hydraulically fractured Marcellus shale gas wells. *Environ. Sci. Tech.* 48:6508-6517 (including supporting information)
- Environmental Agency, 2011. Shale Gas North West - Monitoring of Flowback water. Environmental Agency, UK
- Haluszczak L.O., Rose R.W., Kump L.R. (2013) Geochemical evaluation of flowback brine from Marcellus gas wells in Pennsylvania, USA. *App Geoch.*, 28, 55-61.
- Meiners et al. 2012. Fracking in unkonventionellen erdgas lagerstätten in Nordrhein-Westfalen. Gutachten mit risicostudie zur exploration und gewinnung von erdgas aus unkonventionellen lagerstätten in Nordrhein-Westfalen (NRW) und deren auswirkungen auf den naturhaushalt insbesondere die öffentliche trinkwasserversorgung. Ministerium für klimaschutz, landwirtschaft, natur- und verbraucherschutz des landes Nordrhein-Westfalen
- Lavalle C, Baranzelli C, Vandecasteele I, Barranco R, Mari Rivero I, Sala S, Perez Ballesta P, Borowiak A, Field R, De Roo A, Burek P, Gawlik B, Pelletier N. 2013. Spatially-resolved Assessment of Land and Water Use Scenarios for Shale Gas Development: Poland and Germany. European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, Ispra (VA), Italy.
- Osborn SG, Vengosh A, Warner N, Jackson RB. 2011. Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. *PNAS* 108 (80) 8172-7176.
- Soeder DJ, Sharma S, Pckney N, Hopkinson L, Dilmore R, Kutchko B, Stewart B, Carter K, Hakala A, Capo R. 2014. An approach for assessing engineering risk from shale gas wells in the United States. *Int. J Coal Geol.* 1226 4-19.
- Stringfellow WT, Domen JK, Camarillo MK, Sandelin WL, Borglin S. 2014. Physical, chemical and biological characteristics of compounds used in hydraulic fracturing. *J. Haz. Mat.* 275:37-54.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2011. Plan to study the potential impacts of hydraulic fracturing on drinking water resources. EPA/600/R-11/122. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development.
- U.S. Environmental Protection Agency. 2013. Summary of the Technical Workshop on Wastewater Treatment and Related Modeling. April 18, 2013: available www.epa.gov/hfstudy
- Vengosh A, Jackson RB, Warner N, Darrah TH, Kondash A. 2014. A critical review of the risks to water resources from unconventional shale gas development and hydraulic fracturing in the United States. *Environ. Sci. Technol.* DOI: 10.1021/es405118y
- Vidic RD, Brantley SL, Vandenboschhe JM, Yoxtheimer D, Abad JD, 2013. Impact of shale gas development on regional water quality. *Science* 340: 6134 DOI: 10.1126/science.1235009
- Warner NR, Christie CA, Jackson RB, Vengosh A. 2013. Impacts of shale wastewater disposal on water quality in western Pennsylvania. *Environ. Sci. Tech.* 47:11849-11857.

Hoofdstuk 4 – paragraaf 4.3

- Aminto A, Olson MS. 2012. Four-compartment partition model of hazardous components in hydraulic fracturing fluid additives. *J. Nat. Gas Sci. Eng.* 7:16-21.
- Bot, B., 2011. Grondwaterzakboekje. Uitgever: Bot Raadgevend Ingenieur, Rotterdam.

- Dewhurst, I, 2013. Evaluation of the Threshold of Toxicological Concern (TTC) - Challenges and approaches. *Reg. Tox. Pharm.* 65:168-177.
- Cluff, MA, Hartsock A, MacRae JD, Carter K, Mouser PJ. 2014. Temporal changes in microbial ecology and geochemistry in produced water from hydraulically fractured Marcellus shale gas wells. *Environ. Sci, Tech.* 48:6508-6517 (including supporting information)
- Kroes, R, Renwick AG, Cheeseman M, Kleiner J, Mangeldorf I, Piersma A, Schilter B, Schlatter J, Van Schothorst F, Vos JG, Wurtzen G. 2004. Structure-based thresholds of toxicological concern (TTC): guidance for application to substances present at low levels in the diet. *Food Chem. Tox.* 42:65-83.
- Mons, MN, Heringa, MB, Van Genderen J, Puijker LM, Brand W, Van Leeuwen CJ, Stoks P, Van der Hoek JP, van der Kooij D. 2013. Use of the Threshold of Toxicological Concern (TTC) approach for deriving target values for drinking water contaminants. *Wat. Res.* 47:1668-1678.
- Schriks, M.; Heringa, M.B.; Van der Kooij, M.; De Voogt, P.; Van Wezel, A.P. (2010) Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Res.* 44:461-476

Hoofdstuk 4 – paragraaf 4.4

- Bonte, M. et al., 2013a. Impacts of shallow geothermal energy production on redox processes and microbial communities. *Environmental Science & Technology*, 47(24): 14476-14484.
- Bonte, M., van Breukelen, B.M., Stuyfzand, P.J., 2013b. Temperature-induced impacts on groundwater quality and arsenic mobility in anoxic aquifer sediments used for both drinking water and shallow geothermal energy production. *Water Research*, 47(14): 5088-5100.
- Diersch, H.-J., Kolditz, O., 2002. Variable-density flow and transport in porous media: approaches and challenges. *Advances in Water Resources*, 25(8): 899-944.
- Eickmeier, J., Ersoy, D., Ramey, H., 1970a. Wellbore Temperatures and Heat Losses During Production or Injection Operations. *Journal of Canadian Petroleum Technology*, 9(02).
- Eickmeier, J.R., Ersoy, D., Ramey Jr., H.J., 1970b. Wellbore temperatures and heat losses during production or injection operations. *Journal of Canadian Petroleum Technology*, 9(2): 115-121.
- Hagoort, J., 2005. Prediction of wellbore temperatures in gas production wells. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 49(1): 22-36.
- Halliburton, 2011. EBN Notional Field Development Plan, final report.
- Hasan, A.R., Kabir, C.S., 2010. Modeling two-phase fluid and heat flows in geothermal wells. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 71(1): 77-86.
- Imhoff, P.T., Green, T., 1988. Experimental investigation of double-diffusive groundwater fingers. *Journal of Fluid Mechanics*, 188: 363-382.
- Langevin, C.D., 2008. Modeling axisymmetric flow and transport. *Groundwater*, 46(4): 579-590.
- Ramey Jr, H., 1962. Wellbore heat transmission. *Journal of Petroleum Technology*, 14(04): 427-435.
- Sharqawy, M.H., Lienhard, J.H., Zubair, S.M., 2010. Thermophysical properties of seawater: a review of existing correlations and data. *Desalination and Water Treatment*, 16(1-3): 354-380.
- Tarom, N., Hossain, M., 2012. Using ANSYS to realize a semi-analytical method for predicting temperature profile i. Citation: Tarom, N. and Hossain, MM: 1006-1015.
- Taunton, J., Lightfoot, E., Green, T., 1972. Thermohaline instability and salt fingers in a porous medium. *Physics of Fluids (1958-1988)*, 15(5): 748-753.
- Valberg, T., 2006. Efficiency of thermodynamic inhibitors for melting gas hydrates. Master's Thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norway.
- Voss, C.I., 1984. A finite-element simulation model for saturated-unsaturated, fluid-density-dependent ground-water flow with energy transport or chemically-reactive single-species solute transport, 84. US Geological Survey.
- Wu, Y.-S., Pruess, K., 1990. An analytical solution for wellbore heat transmission in layered formations. *SPE reservoir engineering*, 5(4): 531-538.

Hoofdstuk 5 – paragraaf 5.1, 5.2, 5.3 en 5.4

- AEMP, 2011. "A world class environmental monitoring, evaluation and reporting system for Alberta." Alberta Environmental Monitoring Panel Report, Alberta Environment Monitoring Panel.

- Brantley, S.L., Pollak, J., Vidic, R.D., 2013. Project Asks What's in the Water After Fracking at Depth. EOS, 94(45).
- CAPP, 2012. CAPP's Guiding Principles and Operating Practices for Hydraulic Fracturing, Canadian Association of petroleum Producers.
- Cirkel, D.G., Stuyfzand, P.J., 2004. Kwaliteit van de KRW-grondwaterlichamen op de diepte van de Nederlandse drinkwaterwinningen, KWR.04.014, Kiwa Water Research, Nieuwegein.
- Council of Canadian Academies, 2014. Environmental Impacts of Shale Gas Extraction in Canada, Ottawa (ON): The Expert Panel on Harnessing Science and Technology to Understand the Environmental Impacts of Shale Gas Extraction, Council of Canadian Academies.
- Department of Energy and Climate Change, 2014. Fracking UK shale: regulation and monitoring, URN 14D/048. London UK.
- DiGiulio, D.C., Wilkin, R.T., Miller, C., Oberley, G., 2011. Investigation of Ground Water Contamination near Pavillion, Wyoming, EPA Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory, Ada, Oklahoma.
- DOGGR, 2013. Senate Bill No. 4 SB 4, Pavley. Oil and gas: well stimulation. CHAPTER 313 An act to amend Sections 3213, 3215, 3236.5, and 3401 of, and to add Article 3 (commencing with Section 3150) to Chapter 1 of Division 3 of, the Public Resources Code, and to add Section 10783 to the Water Code, relating to oil and gas., Division of Oil, Gas, and Geothermal Resources.
- Environment Canada, 2011. Lower Athabasca Water Quality Monitoring Program Phase 1: Athabasca River Mainstem and Major Tributaries., Environment Canada Cat. No. En14-42/2011: 90 pp.
- EPA, 2012. Oil and Natural Gas Sector: New Source Performance Standards and National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants Reviews, Environmental Protection Agency.
- European Commission, 2014. Commission recommendation on minimum principles for the exploration and production of hydrocarbons (such as shale gas) using high-volume hydraulic fracturing., 2014/70/EU. Official Journal of the European Union.
- Ingraffea, A.R., Wells, M.T., Santoro, R.L., Shonkoff, S.B.C., 2014. Assessment and risk analysis of casing and cement impairment in oil and gas wells in Pennsylvania, 2000-2012. Proceedings of the National Academy of Sciences.
- Jackson, R.B. et al., 2013. Increased stray gas abundance in a subset of drinking water wells near Marcellus shale gas extraction. Proceedings of the National Academy of Sciences, 110(28): 11250-11255.
- MacDonald, L.H., Smart, A.W., Wissmar, R.C., 1991. Monitoring Guidelines to Evaluate Effects of Forestry Activities on Streams in the Pacific Northwest and Alaska, EPA 910/9-91-001: 166 pp.
- Molofsky, L.J., Connor, J.A., Farhat, S.K., Wylie, A., Wagner, T., 2011. Methane in Pennsylvania water wells unrelated to Marcellus Shale fracturing. Oil and Gas Journal, 109: 54-67.
- Osborn, S.G., Vengosh, A., Warner, N.R., Jackson, R.B., 2011. Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. Proceedings of the National Academy of Sciences, 108(20): 8172-8176.
- SEPA, 2011. The Water Environment Controlled Activities (Scotland) Regulations, Scottish Environmental protection Agency.
- Stray gas incidence and response forum, 2012. A White Paper Summarizing the Stray Gas Incidence & Response Forum, Cleveland, Ohio, US.
- Stuyfzand, P.J., 1983. Belangrijke foutenbronnen bij bemonstering van grondwater via peil- en minifilters. H2O, 16: 87-94.
- Talbot, S., Morris, P., 2012. UK shale gas - the role of baseline and operational continuous ground-gas monitoring., Ground-Gas Solutions Ltd. Ion Science Ltd. Denver 19th Annual Conference Shale gas.
- ter Laak, T.L. et al., 2012. Broad target chemical screening approach used as tool for rapid assessment of groundwater quality. Science of the Total Environment, 427: 308-313.
- The Royal Society and The Royal Academy of Engineering, 2012. Shale gas extraction in the UK: a review of hydraulic fracturing, London, UK.

Hoofdstuk 5 - paragraaf 5.5

- Bernard, B.B., Brooks, J.M., Sackett, W.M., 1976. Natural gas seepage in the Gulf of Mexico. Earth and Planetary Science Letters, 31(1): 48-54.

- De Jager, J., Geluk, M.C., 2008. Petroleum Geology. In: Wong, T.E., Batjes, D.A.J., de Jager, J. (Eds.), *Geology of the Netherlands*. Royal Academy of Arts and Sciences, pp. 241-264.
- Fontenot, B.E. et al., 2013. An evaluation of water quality in private drinking water wells near natural gas extraction sites in the Barnett Shale Formation. *Environmental Science & Technology*, 47(17): 10032-10040.
- Jackson, R.B. et al., 2013. Increased stray gas abundance in a subset of drinking water wells near Marcellus shale gas extraction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(28): 11250-11255.
- Kappelhof, J., Van Breukelen, B.M., Drijver, B.C., 2006. Methaanwinning uit groundwater om methaanemissie te voorkomen. *Haalbaarheidsstudie*. IF Technology, Arnhem.
- Osborn, S.G., Vengosh, A., Warner, N.R., Jackson, R.B., 2011. Methane contamination of drinking water accompanying gas-well drilling and hydraulic fracturing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(20): 8172-8176.
- Prinzhofer, A., Battani, A., 2003. Gas isotopes tracing: an important tool for hydrocarbons exploration. *Oil & gas science and technology*, 58(2): 299-311.
- Révész, K.M., Breen, K.J., Baldassare, A.J., Burruss, R.C., 2010. Carbon and hydrogen isotopic evidence for the origin of combustible gases in water-supply wells in north-central Pennsylvania. *Applied Geochemistry*, 25(12): 1845-1859.
- Schoell, M., 1980. The hydrogen and carbon isotopic composition of methane from natural gases of various origins. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 44(5): 649-661.
- Schoell, M., 1983. Genetic characterization of natural gases. *Am. Ass. Petrol. Geol. Bull.*, 67: 2225-2238.
- Schroot, B.M., Klaver, G.T., Schüttenhelm, R.T.E., 2005. Surface and subsurface expressions of gas seepage to the seabed—examples from the Southern North Sea. *Marine and Petroleum Geology*, 22(4): 499-515.
- Stuyfzand, P.J., 1994. Geohydrochemische aspecten van methaan in grondwater in Nederland. *H2O*, 27: 500-509.
- Whiticar, M.J., 1999. Carbon and hydrogen isotope systematics of bacterial formation and oxidation of methane. *Chemical Geology*, 161(1-3): 291-314.

