Bioreactor

Stortplaats voor overwegend organisch afval

Stichting Duurzaam Storten

Colofon

Titel : Basisdocument
Bioreactor, stortplaats voor overwegend organisch afval

Datum : 1 mei 2006

Contact : Stichting Duurzaam Storten,
P/a Vereniging Afvalbedrijven
Hugo de Grootlaan 39
Postbus 2184
5202 CD 's-HERTOGENBOSCH

E-mail adres : kok@verenigingafvalbedrijven.nl

Auteur(s) : ir. L.Luning luchien.luning@grontmij.nl
ir. E.H.M. van Zundert
ing. O. Coops

ISBN-nummer : ISBN-10: 90-73573-31-9
ISBN-13: 978-90-73573-31-4

Inhoudsopgave

Colofon 1
Inhoudsopgave 3
1. Inleiding 7
1.1 Kader van dit rapport 7
1.2 Leeswijzer rapport 7
2. De afvalreceptuur 9
2.1 De afvalreceptuur in concept 9
2.1.1 Biologisch materiaal 9
2.1.2 Buffer en anorganisch reactief materiaal 9
2.1.3 Organisch materiaal 10
2.1.4 Inert materiaal 10
2.2 Uitvoering 12
2.2.1 Monstername 12
2.2.2 Uitloging 13
2.2.3 Samenstelling 14
2.2.4 Overig 14
3. Afvalkarakterisatie 15
3.1 Analyse 15
3.2 Resultaten afvalkarakterisatie 15
3.3 Interpretatie 16
3.4 Macroparameters 16
3.4.1 Inerte zouten 16
3.4.2 Zuurbufferend vermogen 16
3.4.3 Biologische activiteit 16
3.4.4 Anionen 16
3.5 Spider diagrammen 16
3.6 Microparameters 20
3.7 Conclusie karakterisatie 24
3.8 Afvalreceptuur definitief 25
4. Aanleg van de pilot 27
4.1 Aanleg dijken 27
4.2 Gasdrainage 27
4.3 Percolaatdrainage 27
4.4 Recirculatie 29
4.5 Infiltratiedrainage 29

4.6 Gasonttrekking 30
4.7 Inbouw afdichting en oxidatielaag 33
4.8 Aanleg opvang run off water en debietmeting 33
4.9 Aanleg Peilbuizen 33
4.10 Overzicht werkzaamheden 34

5. Bedrijfsvoering 35
5.1 Bedrijfssituaties 35
5.2 Opstart-en aanloop 35
5.2.1 Beschrijving van de infiltratiecyclus 35
5.3 Stationaire situatie 36
5.4 Afloop en uitspoel situatie 38
5.5 Gashuishouding 38
5.6 Bedrijfsvoering september 2002 t/m augustus 2003 38
5.7 Bedrijfsvoering september 2003 t/m augustus 2004 39
5.8 Bedrijfsvoering september 2004 t/m december 2005 39

6. Monitoring 41
6.1 Inleiding 41
6.2 Water en gashuishouding 41

7. Analyseresultaten 43
7.1 Algemeen 43
7.2 Resultaten infiltratie 43
7.2.1 Periode augustus 2001 t/m september 2002 43
7.2.2 Periode september 2002 t/m augustus 2003 43
7.2.3 Periode september 2003 t/m augustus 2004 46
7.2.4 Periode september 2004 t/m december 2005 47
7.3 Analyses percolaatwater 47
7.3.1 CZV 47
7.3.2 Geleidbaarheid 49
7.3.3 Stikstof 50
7.4 Biorotor 51
7.5 Beluchten van het pakket 53
7.6 Analyses peilbuizen 54
7.6.1 Geleidbaarheid 54
7.6.2 BZV en CZV 55
7.7 Gas productie 55
7.8 Gasemissiemetingen 57
7.9 Kolomproeven. 58
7.9.1 Inleiding 58
7.9.2 Materialen en methoden 58
7.9.3 Bedrijfsvoering en resultaten 60
7.10 Afsluitende onderzoeken 66

8. Discussie en interpretatie 69
8.1 Inleiding 69
8.2 Bevochtiging van het pakket 69
8.3 Schatting van het mobiele aandeel 72
8.4 Relatie van optredende concentraties met normwaarden 75
8.5 Relatie metalen DOC in percolaat 76
8.6 Lange termijn modellering 78
9. Aspecten van de stikstofhuishouding 81
9.1 Lange termijn modellering 81
10. Conclusies en aanbevelingen 89
10.1 Algemeen 89
10.2 Emissies duurzaam storten vs. conventioneel storten 89
10.3 Technische haalbaarheid. 91
10.3.1 Waterhuishouding 91
10.3.2 Gashuishouding 92
10.3.3 Waterbehandeling 92
10.4 Financiële haalbaarheid 93
Referenties 95
Bijlage 1 97
Berekening gasprognose 97
Bijlage 2 105
Grafiek gasproductie 105
Bijlage 3 107
Analyse resultaten peilbuizen 107
Bijlage 4 121
Analyse resultaten percolaat 121
Bijlage 5 127
Beschrijving Modelberekening Uitloging en Afbraak 127
Numerical elaboration of hydrology and biochemistry 136
Validation 137
Example calculations for the pilot in Landgraaf 139
Effectiveness of nitrification/denitrification 140
Bijlage 6 143
Kostenvergelijking 143

1. Inleiding

1.1 Kader van dit rapport

Dit rapport maakt integraal onderdeel uit van het onderzoek Duurzaam Storten. Op de stortplaats te Landgraaf wordt het concept duurzaam storten grootschalig beproefd waarbij sprake is van een ‘organisch gedicteerd stort’. Binnen het kader van het project Duurzaam Storten wordt ook gebruik gemaakt van de benaming “Bioreactor-concept”.

In een organisch gedicteerd stort vindt sturing van biologische en chemische processen plaats door middel van enerzijds selectief anorganische en organische afvalstoffen gecombineerd te storten en anderzijds door het treffen van beheertechnische maatregelen waarmee de interactie met de omgeving wordt beïnvloed (water- en lucht/gas huishouding). De emissies vanuit het stort worden gecontroleerd en geminimaliseerd door sturing op (het versneld bereiken en handhaven) van (bio)chemische stabiliteit. Het doel van duurzaam storten en van dit concept is het binnen 1 generatie realiseren van een situatie waarbij de risico’s naar de omgeving geminimaliseerd zijn en niet weer kunnen terugkeren op een hoger niveau.

1.2 Leeswijzer rapport

In dit rapport wordt verslag gedaan van de praktijkproef van Essent Milieu . De pilot loopt nu qua monitoring 4 jaar, van begin 2002 tot begin 2006. De aanleg en opvulling van de pilot heeft in de periode september 2000 tot en met december 2001 plaatsgevonden. In de eerste twee hoofdstukken wordt beschreven hoe de afvalsamenstelling is in de pilot en hoe het afval bemonsterd en gekarakteriseerd is. Hoofdstuk 4 beschrijft de aanleg van de pilot en bijbehorende constructies van gas- en infiltraatdrainage. Hoofdstuk5 beschrijft de bedrijfsvoering van de pilot en hoofdstuk 6 de monitoring. In hoofdstuk 7 is aan de hand van analyse resultaten het verloop van de pilot te vinden. In hoofdstuk 8 worden de resultaten uit diverse onderzoeken met elkaar gecombineerd, terwijl in hoofdstuk 9 specifiek aandacht wordt besteed aan de problematiek rond het behalen van acceptabele concentratieniveaus in het percolaat voor stikstof.
In hoofdstuk 10 worden vervolgens de conclusies en aanbevelingen geformuleerd.

2. De afvalreceptuur

2.1 De afvalreceptuur in concept

Het is gewenst voor de pilot gebruik te maken van een mix van afvalstromen (biologisch materiaal, anorganisch reactief materiaal, organisch materiaal en inert materiaal).

In het vooronderzoek Duurzaam Storten is voor het bioreactor-concept richting gegeven aan de samenstelling van de afvalreceptuur. Deze samenstelling is gehanteerd bij de start van de pilot. Voor het vaststellen van de haalbaarheid van de afvalreceptuur zijn de volgende twee aspecten leidend geweest:

- afvalaanbod Landgraaf (Deponie Limburg);
- beleid ten aanzien van het storten van afval, met de nadruk op anorganisch afval in combinatie met “overflow” van brandbaar afval.

Aan de hand van deze twee aspecten is een eerste aanzet gegeven tot de afvalreceptuur. In het afval dient aanwezig te zijn:

- biologisch materiaal;
- buffer en anorganisch reactief materiaal;
- organisch materiaal;
- inert materiaal.

Biologisch materiaal is nodig voor de stimulatie van microbiologische afbraak- en vastleggingsprocessen in het stort. Het anorganisch reactieve materiaal (alkalisch afval) speelt onder meer een rol bij de neutralisatie van zuren, die ontstaan bij de afbraak van organisch materiaal. Inert materiaal speelt een neutrale rol in het geheel.

2.1.1 Biologisch materiaal

Biologisch materiaal bestaat uit materiaal dat biologisch actieve bestanddelen bevat, waardoor het als inoculum kan fungeren. De biologische actieve bestanddelen zijn van belang voor het in gang zetten en houden van het afbraakproces in het stortlichaam. Voor de mengbaarheid van het biologische materiaal is het een voordeel indien het biologisch materiaal in vloeibare vorm aangeboden wordt. Een voorbeeld van biologisch actief materiaal is zuiveringsslib. Indien biologisch actief materiaal organisch materiaal bevat is dit een bijkomend voordeel omdat het bijdraagt aan de totale hoeveelheid organisch materiaal. De minimale eis die gesteld wordt aan het percentage biologisch actieve materiaal is circa 3-5 gewichtsprocent ten opzicht van de totale hoeveelheid te storten afval. Deze hoeveelheid is arbitrair gekozen.

2.1.2 Buffer en anorganisch reactief materiaal

Buffer en anorganisch materiaal bestaan uit materiaal dat gedomineerd wordt door een relatief hoge alkaliteit. Alkalisch materiaal neutraliseert de verzurende bestanddelen (en eventueel ‘zuur’ afval) dat ontstaat bij onder andere aërobe afbraak van organisch materiaal.

De minimale eis die gesteld wordt aan het percentage anorganisch reactief bestanddeel in het alkalische materiaal is 8-12 gewichtsprocent. Ten opzichte van de totale hoeveelheid te storten afval kan het alkalische materiaal 5-10 gewichtsprocent bedragen. Een en ander afhankelijk van het afvalaanbod.

2.1.3 Organisch materiaal

Organisch materiaal wordt gedefinieerd als zijnde dat materiaal dat bestaat uit cellulose, hemicellulose, lignine, koolhydraten, vetten en suikers. Organisch afbreekbaar materiaal bestaat uit dat gedeelte van het organische materiaal dat daadwerkelijk afbreekt (circa 50% bij huishoudelijk afval) waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen slecht, matig en goed afbreekbaar materiaal (ook wel genoemd biologisch afbreekbaar materiaal). Dit materiaal dient voor circa 30 gewichtsprocent in de receptuur aanwezig te zijn (zie vooronderzoek Duurzaam Storten).

2.1.4 Inert materiaal

Onder inert materiaal wordt verstaan de materialen die niet of minimaal bijdragen aan het gehalte organisch afbreekbaar materiaal. Onder deze stoffen wordt verstaan grond, asbest, bouw –en sloopafval, grindafval, kunststofafval etcetera. Het percentage inert materiaal bedraagt circa 55%.

Bij de keuze van afvalstromen en de bepaling van de onderlinge mengverhouding is rekening gehouden met de karakteristieken van de afvalstromen. Voor het bepalen van de juiste karakteristieken is voorafgaand een afvalkarakterisatie uitgevoerd op de diverse monostromen. De resultaten hiervan zijn te vinden in hoofdstuk 5.

Op basis van de onderzoeksresultaten is gekozen voor een mix van afvalstromen. Bij deze mix van afvalstromen is sprake van de volgende mix van materialen:

Tabel 1 *Gewenste mix van materialen*

Soort materiaal	Aandeel
Biologisch materiaal	3%
Anorganisch reactief materiaal	7%
Organisch materiaal	40%
Inert materiaal	50%
Totaal	100%

De gewenste mix van materialen is vervolgens vertaald naar beschikbare te storten stromen met de gewenste eigenschappen.

Tabel 2 *Verband tussen materialen en eigenschappen*

Soort materiaal	Zuiv. slib	Rest puin	Huish. afval	Bedrijfs Afval	Shredder afval	Vorm-zand	Grond--rein.res.
Biologisch materiaal	x						
Anorganisch reactief materiaal		x			x		
Organisch materiaal	x		x	x	x		
Inert materiaal		x				x	x

De uiteindelijke conceptafval receptuur staat gegeven in tabel 3.

Tabel 3 *Conceptafval receptuur*

Parameter Materiaal	Organisch drogestof % [w/w]	Soortelijke massa [kg/m^3]	Drogestof % [w/w]	Massa ton	Relatief % [w/w]	Volume m^3
Zuiveringslib	50	1000	40	700	3,2	700
Restpuin	0	1300	85	1.600	7,3	1.231
Huishoudelijk afval	35	800	60	7.500	34,4	9.375
Bedrijfsafval	10	800	60	2.500	11,5	3.125
Shredderafval	5	600	60	4.000	18,3	6.667
Vormzand	0	1500	85	4.000	18,3	2.667
Grondrein. Residu	5	1300	85	1.500	6,9	1.154
Totaal				21.800	100	24.918

Zuiveringsslib

De percolaatzuivering te Landgraaf Montfort geeft als restproduct een slibstroom. Deze slibstroom is rijk aan biologisch actief materiaal, zoals nutriënten en bacteriën. Deze stroom is uitermate geschikt als materiaal voor het versnellen en opstarten van de chemische processen in de eerste fase van de pilot.

Restpuin

Het restpuin is materiaal dat vrijkomt bij het opwerkingsproces van bouw- en sloopafval in Weert. Dit materiaal bestaat uit diverse materialen, zoals plastic, hout, steen, kalk, grond en puin.

Huishoudelijke restafval

Het huishoudelijk afval is het huishoudelijke restafval dat regulier in Landgraaf aangeboden wordt. Het huishoudelijk restafval is de belangrijkste bron voor organisch materiaal.

Bedrijfsafval

Het bedrijfsafval is het bedrijfsafval dat regulier in Landgraaf aangeboden wordt. Dit fungeert tevens als bron voor organisch afval

Shredderafval

Shredder is een product dat vrijkomt bij de verwerking van onder meer auto's en bruin- en witgoed. Restonderdelen die niet worden hergebruikt worden tezamen geshredderd en afgevoerd. Het materiaal is zeer licht en beval veel schuim, metaal en plastic. Naast anorganisch reactief materiaal bevat deze stroom ook enig organisch materiaal. Shredderafval wordt beschouwd als een sterk verontreinigde afvalstroom. In de pilot kan de afvalstroom als medium fungeren voor de mate waarin het concept de verontreiniging kan vastleggen.

Vormzand

Vormzand is zand dat wordt gebruikt in de gieterij industrie. Het vormzand kan in kwaliteit verschillen. De kwaliteit wordt bepaald door het gietproces en de mate van hergebruik in het gietproces. Veel voorkomend zijn de fenolverontreinigingen in het vormzand. Vormzand wordt gezien als een inerte afvalstroom. Het vormzand ligt in depot in Montfort en wordt beschouwd als inert materiaal.

Grondreinigingsresidu

Grondreinigingsresidu is een product dat vrijkomt bij de reiniging van verontreinigde grond. Doordat de samenstelling van de te reinigen grond varieert, varieert de samenstelling van het restproduct. Het is beschouwd als inert materiaal.

2.2 Uitvoering

2.2.1 Monstername

De monstername van de monostromen is uitgevoerd. Per afvalstroom is gekeken naar de specifieke situatie. Bij de monstername is de representativiteit belangrijk. Daarom zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- NVN-5860 monstername voor afvalstromen is gebruikt als richtlijn;
- de grootte van een partij is gesteld op de grootte van een containervracht (maximaal 20 m^3). Een containervracht is representatief voor de aanvoer van afval naar een stortplaats.

Per monostroom heeft er een specifieke monstername plaatsgevonden.

Zuiveringsslib

De monstername van het zuiveringsslib heeft plaatsgevonden door zes keer een liter slib af te tappen uit de installatie in Montfoort. Voor zover nodig zijn de monsters geconserveerd. Om uitvoeringstechnische redenen is de partijgrootte aangepast. De afvalstroom is vloeibaar en niet vormgegeven zoals de andere afvalstromen.

Restpuin

Het depot had de vorm van een kegel met een diameter van circa 20 meter en een hoogte van circa 10 meter. Door de beheerder van het depot is met behulp van een shovel een partij geïsoleerd ter grootte van een kleine container (breedte 4 meter, lengte 8 meter, hoogte 0,5 meter).

De monstername vond plaats door aselect twintig grepen te nemen van circa 0,5 kilo. Het totale monster is opgemengd en gehomogeniseerd. Van deze partij zijn twee mengmonsters van circa 2,5 kilo genomen.

Voor een onderbouwing van de grepen en de grootte wordt verwezen naar de NVN-5860.

Huishoudelijk restafval

Voor de monstername van huishoudelijk afval is de volgende procedure gehanteerd:

- vier weken is huishoudelijk restafval in Landgraaf separaat gestort in een vak van circa 50 meter bij 50 meter en 2 meter hoog;
- met behulp van een poliepkraan is met behulp van een raster twintig grepen van circa 1 m^3 uit het vak genomen, 10 grepen in de eerste meter, 10 grepen in de tweede meter;
- het geselecteerde afval is geshredderd op 10 cm;
- het geshredderde afval is bemonsterd op gelijke wijze als het restpuin.

Vormzand

Het depot was circa 20 meter lang, 15 meter breed en circa 5 meter diep. Met behulp van piketpaaltjes is een partij geselecteerd van 2 meter bij 7 meter en 2 meter diep. Door middel

van het plaatsen van 7 boringen tot 2 meter zijn er 28 deelmonsters gemaakt. Hiervan zijn er twee mengmonsters gemaakt van circa 2,5 kg.

Grondreinigingsresidue

Met behulp van piketpaaltjes is een partij geselecteerd van 2 meter bij 7 meter en 2 meter diep. Door middel van het plaatsen van zeven boringen tot 2 meter zijn er 28 monsters gemaakt. Hiervan zijn er twee mengmonsters gemaakt. Hiervan zijn er twee mengmonsters gemaakt van circa 2,5 kg.

Shredder afval

Het shredderafval wordt gebruikt als tussenlaag en afdeklaag op het stortfront. Voor de monstername is een partij aangevoerd en uitgespreid over het stortfront. De partij had een grootte van 4 meter bij 7 meter bij 1 meter. Voor de monstername is dezelfde methode gehanteerd als bij het restpuin.

Bedrijfsafval

Voor de monstername van bedrijfsafval is de volgende procedure gehanteerd:

- vier weken is bedrijfsafval in Landgraaf separaat gestort en een vak van circa 50 meter bij 50 meter en 2 meter hoog;
- met behulp van een poliepkraan is met behulp van een raster twintig grepen van circa 1 m^3 uit het vak genomen, tien grepen in de eerste meter, 10 grepen in de tweede meter;
- het geselecteerde afval is geshredderd op 10 cm;
- het geshredderde afval is bemonsterd op gelijke wijze als het huishoudelijk afval.

2.2.2 Uitloging

pH-stat analyse

De pH-stat analyse omvat de extractie met water bij vier verschillende pH's. pH=4 komt overeen met de voor uitloging beschikbare fractie. De pH=eigen pH is een simulatie van de actuele poriewaterkwaliteit. De proef is afgeleid van NEN 7341.

Voorbehandeling

Voordat de beschikbaarheidsproeven gestart zijn, is elk materiaal gehomogeniseerd. Indien een materiaal deeltjes bevatte die groter waren dan 4 mm, is het materiaal verkleind. Steenachtige materialen zijn verkleind met behulp van een bekkenbreker. Materialen die niet steenachtige bestanddelen bevatten, zoals bedrijfsafval en huishoudelijk afval, zijn met behulp van een messenmolen verkleind onder toevoegen van vloeibaar stikstof (cryogeen).

Uitvoering

Bij de uitvoering van de pH-stat is circa 100 gram van het voorbehandelde materiaal geroerd met gedemineraliseerd water bij een verhouding vloeistof en vaste stof van 10 (L/S=10).
Per materiaal is de test bij de volgende pH-waarden uitgevoerd:

- pH=4;
- pH=7;
- pH=11;
- eigen-pH.

Van elk materiaal zijn dus 4 pH-stat uitgevoerd. De uitloogextracten zijn tijdens het roeren op pH gehouden door dosering met 1M salpeterzuur of 1M natronloog (afhankelijk van de gewenste pH-waarde). Deze dosering is met een automatische pomp gedaan die gekoppeld is

aan de pH-meter. Bij de beschikbaarheidsproeven die bij eigen pH zijn uitgevoerd, is uiteraard geen zuur of loog gedoseerd.

Na filtratie van een uitloogextract over een 0.45 µm-filter is het extract geanalyseerd op diverse componenten. Aan de hand van de gemeten concentraties kan per component de emissie in mg/kg materiaal berekend worden.

Van de monostroom bioslib is geen uitloogonderzoek uitgevoerd. Bioslib heeft een zeer laag droge stof gehalte. De concentratie van de waterfase kan beschouwd worden als het eluaat van de vaste stof (bij een zelf opgelegde zuurgraad) en betreft dan ook de uitloging ervan.

2.2.3 Samenstelling

Een samenstellingsanalyse is gericht op de slecht of juist goed uitloogbare componenten. De geanalyseerde parameters zijn de micro organische componenten. Voor een beschrijving van de analysemethodes wordt verwezen naar de standaard analyse methodes die Royal Haskoning hanteert.

2.2.4 Overig

De overige analyses bestaat uit de volgende componenten:

- CZV/BZV verhouding;
- organische stof (door gloeiverlies) en droge stof;
- totaal organische koolstof;
- zeefkromme (indien mogelijk).

De CZV/BZV verhouding zegt iets over het reducerend en/of oxiderend vermogen. De analyse is uitgevoerd op de droge stof. Hierop zijn ook de analyses TOC, organische stof en droge stof gebaseerd. De zeefkromme is alleen uitgevoerd voor de monostromen restpuin en vormzand. Voor de monostromen bioslib, huishoudelijk restafval en bedrijfsafval en autoshredder is dit niet uitgevoerd vanwege technische redenen.

3. Afvalkarakterisatie

In deze paragraaf worden de analyse resultaten van de afvalkarakterisatie van januari 2002 vergeleken met die van maart 2001,

3.1 Analyse

De volgende afvalstromen zijn in januari 2002 geanalyseerd:

- restpuin;
- vormzand;
- slib (oud);
- slib (nieuw);
- shredder afval (september);
- shredderafval (november);
- shredderafval + slib (oud);
- shredder afval+ slib (nieuw);
- zeefresidu.

Van deze stromen is de afvalkarakterisatie bepaald, de uitloging bij eigen pH en de uitloging bij pH 7. De gegevens over uitloging bij eigen pH en de afvalkarakterisatie zijn opgenomen in de bijlage. Enkele resultaten van de karakterisatie worden hier behandeld. Uitloging bij pH7 in hoofdstuk 5.

3.2 Resultaten afvalkarakterisatie

De resultaten van de afvalkarakterisatie zijn opgenomen in tabel 4, deze zijn gebruikt om de afvalreceptuur te verifiëren.

Tabel 4 *Resultaten afvalkarakterisatie*

Parameter Soort materiaal	Eural code	Droge stof % (w/w)	TOC % (w/w)	CZV (mg/kgds)	BZV (mg/kgds)	CZV/BZV (-)
Vormzand	10.09.07	93,5	0,74	35400	315	112
Restpuin	19.12.09	82,8	5,1	65300	425	154
Slib (oud)	19.08.12	67,9	5,9	109800	1350	81
Slib (nieuw)	19.08.12	63,3	4,8	70600	4850	15
Shredder afval (sept)	19.10.04	89,6	11	80700	2000	40
Shredder afval (nov)	19.10.04	78,8	9,8	84300	1650	51
Shredder afval + slib (oud)		72,8	7,9	96500	3500	28
Shredder afval + slib (nieuw)		76,0	9,6	93900	2900	32
Zeefresidu	19.12.09	75,4	3,7	65600	2050	32

3.3 Interpretatie

Voor het interpreteren van de analyseresultaten en het karakteriseren van de monostromen wordt er gekeken naar:

- macroparameters;
- microparameters;
- micro organische verontreinigingen.

3.4 Macroparameters

De macroparamers betreffen de parameters die betrekking hebben op de macrochemie die bepalend is voor het F3-concept. Het betreft het gehalte aan:

- inerte zouten (B^-,Cl^-);
- zuurbufferend vermogen (Ca, ANC);
- biologische activiteit (Fe, DOC, N (totaal), SO_4^{2-});
- anionen (F^-, B^-).

3.4.1 Inerte zouten

Inerte zouten zijn als kritische stoffen aan te merken en kunnen bij te hoge concentraties verstorend werken bij bijvoorbeeld biologische omzettingen of bijvoorbeeld de binding van zware metalen (onder andere Cadmium). In het basisrapport bouwsteen 0 van de Centrale Lijn wordt hier verder op ingegaan.

3.4.2 Zuurbufferend vermogen

Het bufferend vermogen wordt bepaald uit de pH-stat proef. Hier wordt de hoeveelheid H^+ per kg/afval bepaald die benodigd is om de zuurgraad naar pH=4 te brengen. Uit de bepaling per individuele afvalstroom is het totale bufferend vermogen van de afval receptuur te bepalen.

3.4.3 Biologische activiteit

Het gedrag van deze componenten wordt gedomineerd door aard en kinetiek van de biologische omzettingen.

Zo duidt een hoog Fe-gehalte bij neutrale pH op anaërobie en een hoog DOC-gehalte op de mate waarin organisch materiaal wordt afgebroken. De afwezigheid van SO_4^{2-} duidt meestal op de aanwezigheid van sterke anaërobe condities. Dit doordat SO_4^{2-} in oplossing volledig gereduceerd is tot S_2^-.

3.4.4 Anionen

Anionen hebben doorgaans een gedrag dat afwijkt van zware metalen en kunnen ook in kritische hoeveelheden uitlogen.

3.5 Spider diagrammen

Om een goed vergelijk te kunnen maken tussen de verschillende afvalstoffen en het mengsel binnen het concept, maar ook binnen het gehele project Duurzaal Storten is er gekozen voor een interpretatiemethode met behulp van Spider diagrammen. Hierbij worden de verschillende parameters tegen elkaar afgezet, conform een eenduidige schaal. In sommige gevallen is het noodzakelijk om de resultaten te vermenigvuldigen met een factor. Hierdoor worden te ‘lage’ en te ‘hoge’ resultaten voorkomen, waardoor er een eenduidig beeld ontstaat van de verschillende afvalstromen en mengsels. Van belang verder hierbij is dat de pH-stat gegevens

zijn gebruikt berekend bij pH=7. Dit is gedaan om (i) materialen onder dezelfde omstandigheden te vergelijken en (ii) omdat de pH aansluit bij de eind pH van de afvalmix in een stortmilieu.

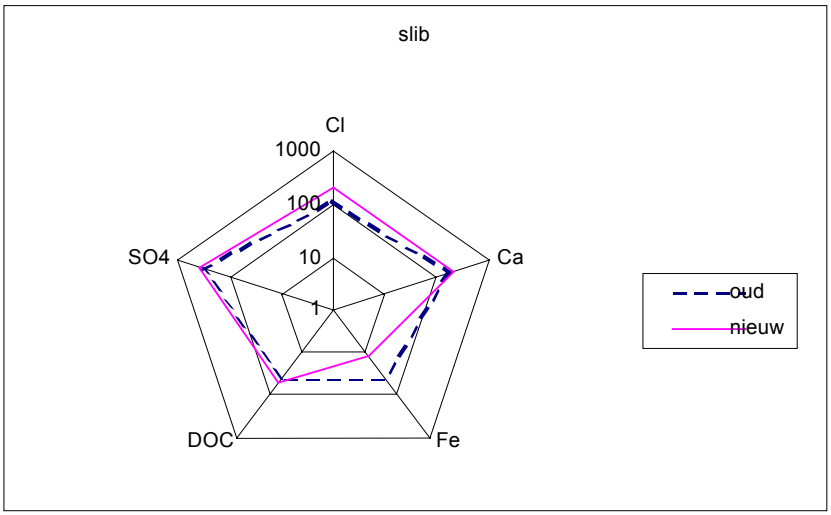
In tabel 5 zijn de emissie gegevens van de parameters opgenomen. In tabel 6 zijn deze resultaten omgewerkt tot werkbare gegevens voor spider diagrammen. De spider diagrammen geven per afvalstof een beeld.

Tabel 5 *Analyseresultaten macroparameters*

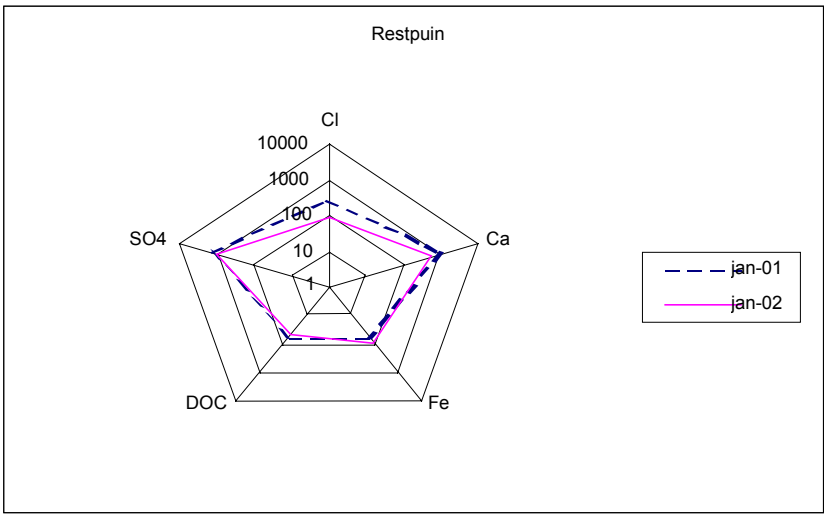
parameter	Cl^-	Ca	Fe	DOC	SO_4^{2-}
soort materiaal	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
Vormzand	9,9	54,4	0,2	30	172
Restpuin	88	6.050	0,3	148	10.200
Slib (oud)	112	1.760	0,8	138	3.230
Slib (nieuw)	199	2.110	0,2	165	3.820
Shredder (sep)	602	1.590	0,8	364	3.530
Shredder (nov)	730	468	0,2	563	3.140
Shredder + slib (oud)	460	2.300	16,1	316	5.090
Shredder + slib (nieuw)	483	2.850	0,06	326	4.610
Zeefresidu	221	5.400	0,2	127	10.500
Huishoudelijk afval	1.600	7300	38	5.300	14.000
Bedrijfsafval	1.600	8600	20	5.100	6.300

Tabel 6 *Aangepaste analyse resultaten macroparameters*

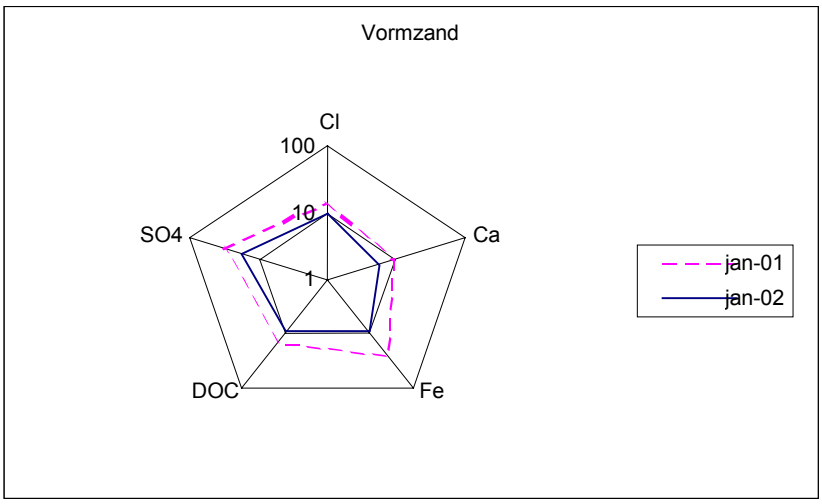
parameter	Cl^-	Ca	Fe	DOC	SO_4^{2-}
soort materiaal	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds	mg/kg ds
Omrekeningsfactor	1	0,1	50	0,3	0,1
Vormzand	9,9	5,4	9,1	9,0	17,2
Restpuin Bowie	88	605	13,1	44,4	1.020
Slib (oud)	112	176	38,4	41,4	323
Slib (nieuw)	199	211	12,3	49,5	382
Shredder (sep)	602	159	40,3	109,2	353
Shredder (nov)	730	46,8	8,1	168,9	314
Shredder + slib (oud)	460	230	805	94,8	509
Shredder + slib (nieuw)	483	285	2,9	97,8	461
Zeefresidu	221	540	11,4	38,1	1.050
Huishoudelijk afval	1.600	730	1.900	1.590	1.400
Bedrijfsafval	1.600	850	1.000	1.530	630



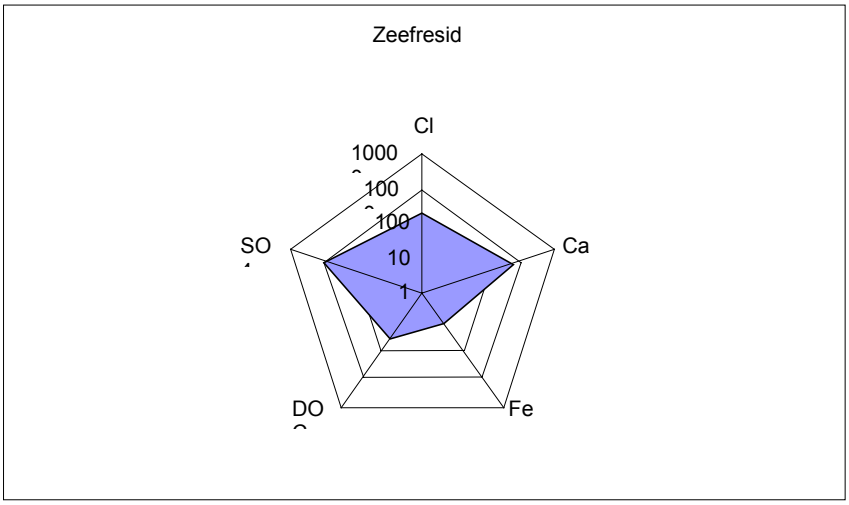
Figuur 1 Grafiek macroparameters zuiveringsslib



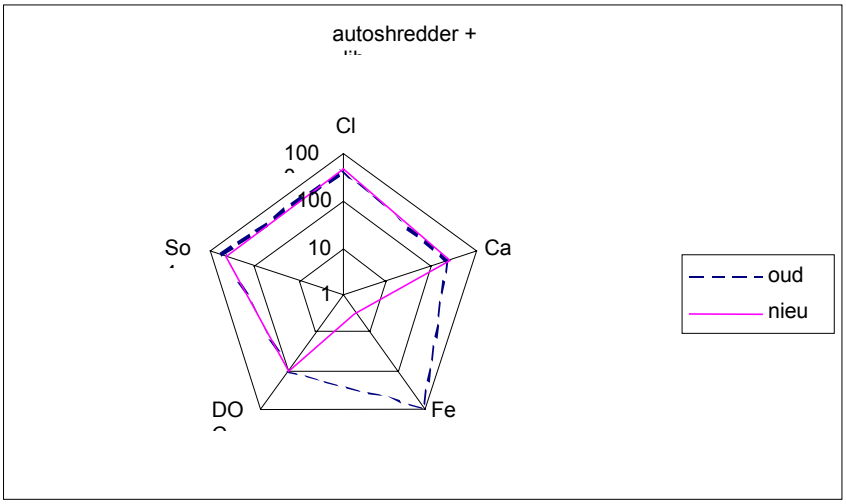
Figuur 2 Grafiek macroparameters restpuin



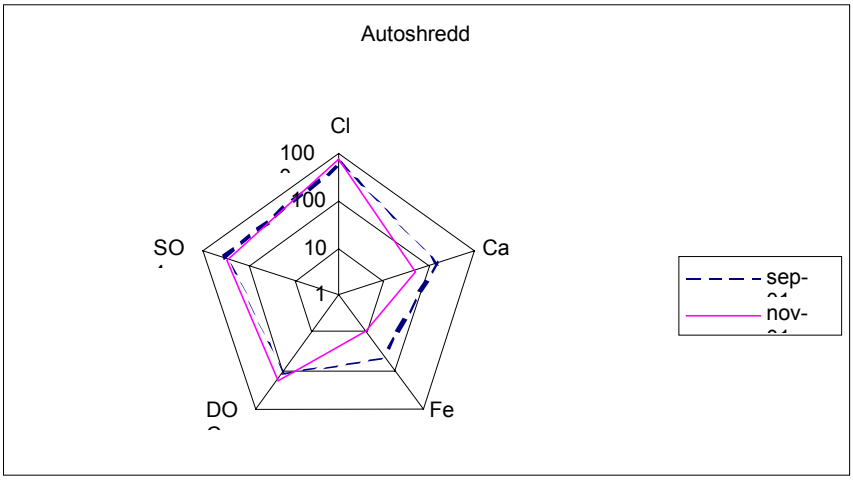
Figuur 3 Grafiek macroparameters vormzand



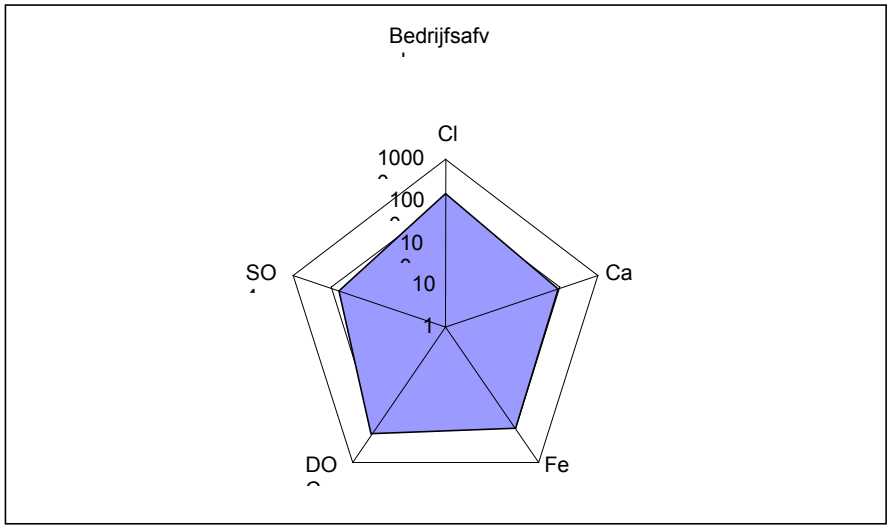
Figuur 4 Grafiek macroparameters zeefresidu



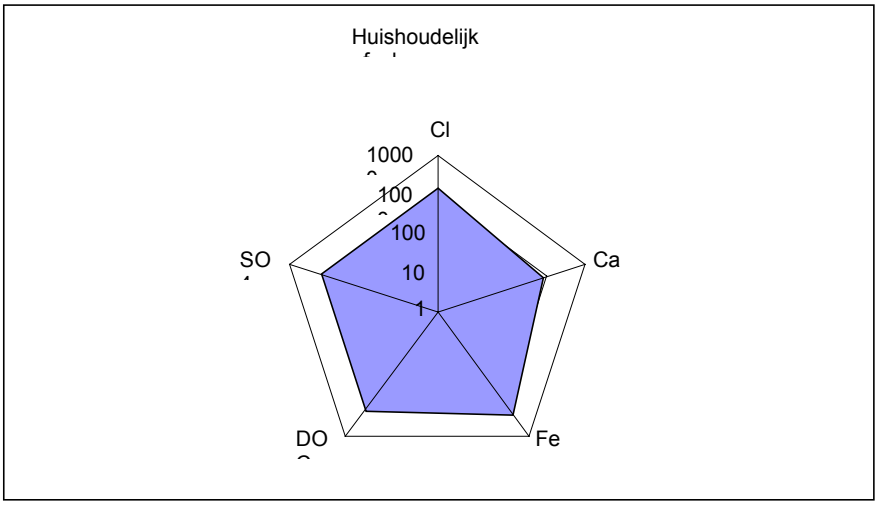
Figuur 5 Grafiek macroparameters mengsel shredder+ slib



Figuur 6 Grafiek macroparameters shredder



Figuur 7 Grafiek macroparameters bedrijfsafval



Figuur 8 Grafiek macroparameters huishoudelijk afval

3.6 Microparameters

De microparameters betreffen de zware metalen Cadmium, Zink, Koper, Nikkel, Molybdeen, Arseen, Strontium, Antimoon, Chroom en Barium.

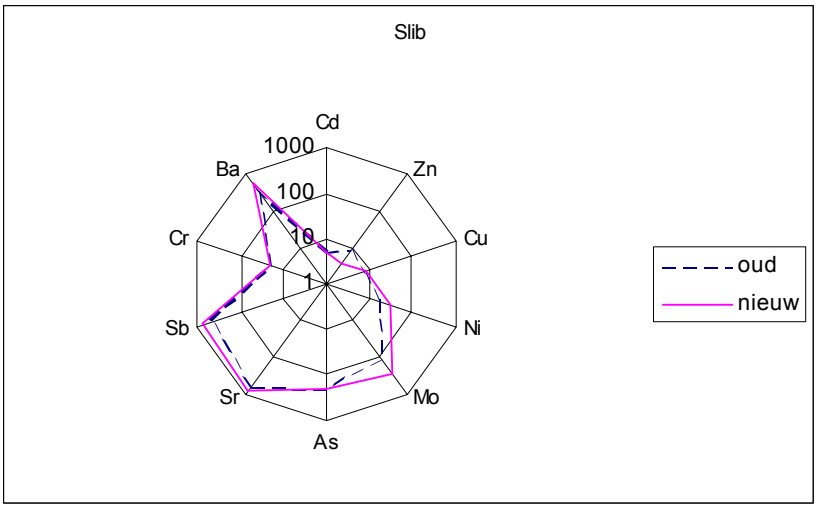
In Tabel 7 zijn de emissie gegevens van de parameters opgenomen. In Tabel 8 zijn deze resultaten omgewerkt tot werkbare gegevens voor de spiderdiagrammen. De spiderdiagrammen geven per afvalstof een beeld.

Tabel 7 *Analyse resultaten microparameters*

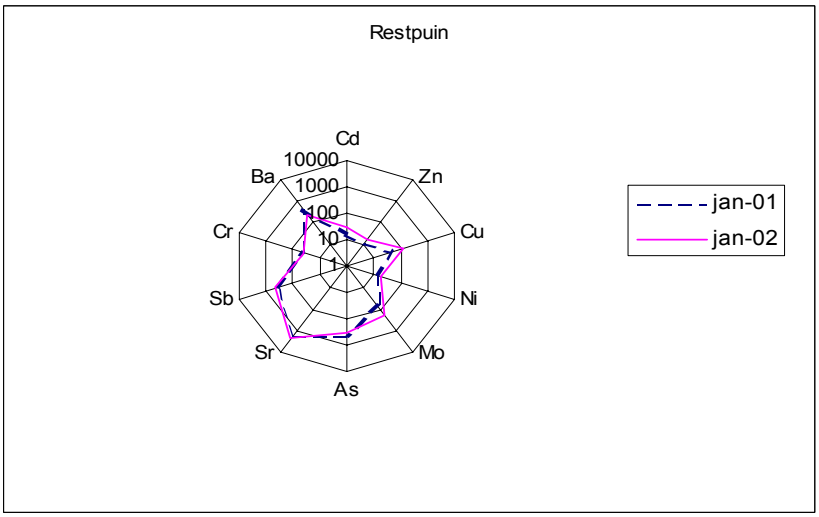
Emissie mg/kg ds	Cd	Zn	Cu	Ni	Mo	As	Sr	Sb	Cr	Ba
Vormzand	0,001	0,050	0,020	0,050	0,010	0,020	0,167	0,009	0,010	0,100
Restpuin	0,006	1,790	0,514	0,070	0,132	0,033	23,5	0,047	0,021	0,429
Slib (oud)	0,001	0,768	0,031	0,063	0,078	0,020	6,24	0,045	0,010	0,727
Slib (nieuw)	0,001	0,336	0,033	0,120	0,184	0,020	8,04	0,071	0,010	1,170
Shredder (sept)	0,050	13,900	0,826	1,160	0,224	0,020	5,35	0,692	0,010	0,798
Shredder (nov)	0,003	0,472	1,370	0,073	1,78	0,020	2,67	0,212	0,044	0,529
Shredder + slib (oud)	0,013	6,240	0,517	0,440	0,257	0,020	6,06	0,178	0,539	0,978
Shredder + slib (nieuw)	0,075	32,800	0,342	1,030	0,137	0,024	9,15	0,069	0,012	1,230
Zeefresidu	0,005	2,010	0,577	0,105	0,118	0,020	20,1	0,009	0,016	0,497
Huishoudelijk afval	0,002	12	0.280	4	0,440	0,099	23	0,120	0,690	0,650
Bedrijfsafval	0,003	12	0.330	2	0,520	0,110	20	0,160	0,600	0,970

Tabel 8 *Gecorrigeerde analyse resultaten microparameters*

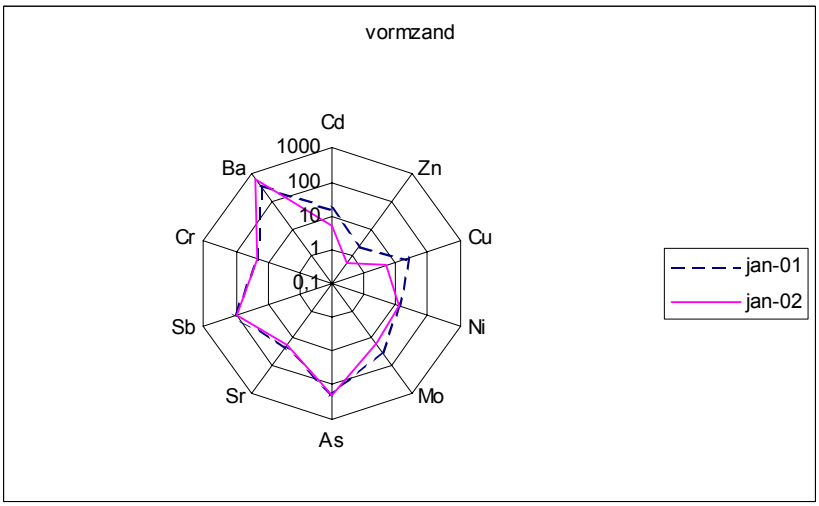
Emissie mg/kg ds	Cd	Zn	Cu	Ni	Mo	As	Sr	Sb	Cr	Ba
omrekeningsfactor	***5.000***	***10***	***250***	***250***	***1.500***	***10.000***	***100***	***10.000***	***2.000***	***500***
Vormzand	5	0,5	5	12,5	15	200	16,7	90	20	585
Restpuin	30,5	17,9	128,5	17,5	198	326	2350	471	41,4	265
Slib (oud)	5	7,7	7,23	15,9	116,7	201	624	446	20	364
Slib (nieuw)	5	3,4	8,35	30	276	200	804	712	20	585
Shredder (sep)	250	139,0	206,5	290	336	201	535	692	20	399
Shredder (nov)	16,5	4,7	342,5	18,3	2.670	200	267	2120	87,4	265
Shredder + slib (oud)	63,5	62,4	129,3	110	285,5	202	606	1780	107,8	489
Shredder + slib (nieuw)	375	328,0	85,5	257,5	205,5	2.360	915	694	24,6	615
Zeefresidu	27	20,1	144,3	26,3	177	201	2.010	90	32,2	249
Huishoudelijk afval	10	120	70	875	660	990	2.300	1.200	1.380	325
Bedrijfsafval	15	120	82,5	575	780	1.100	2.000	1.600	1.200	485



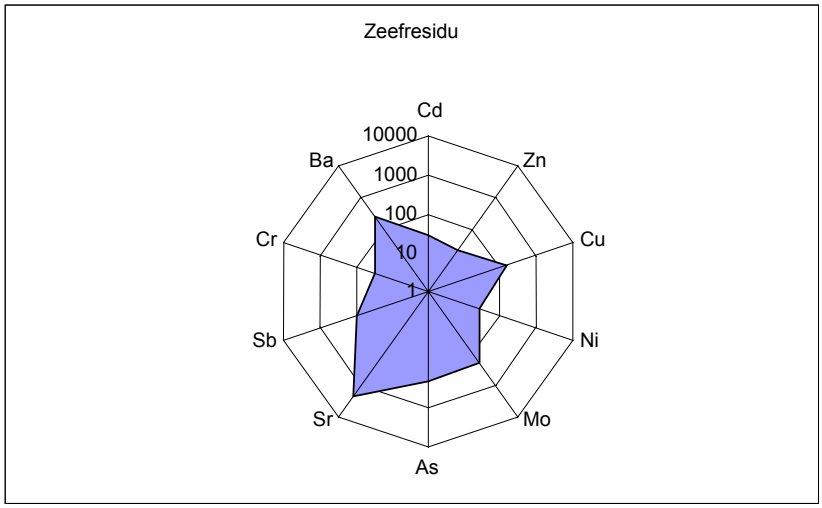
Figuur 9 Grafiek microparameters zuiveringsslib



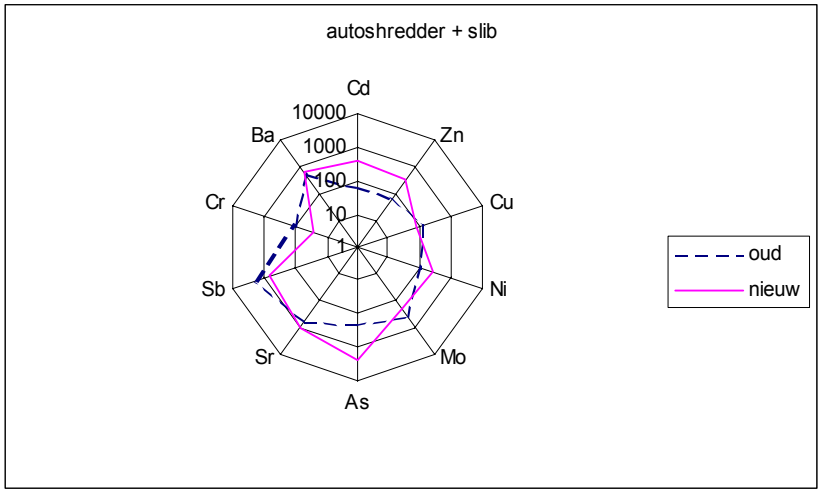
Figuur 10 Grafiek microparameters restpuin



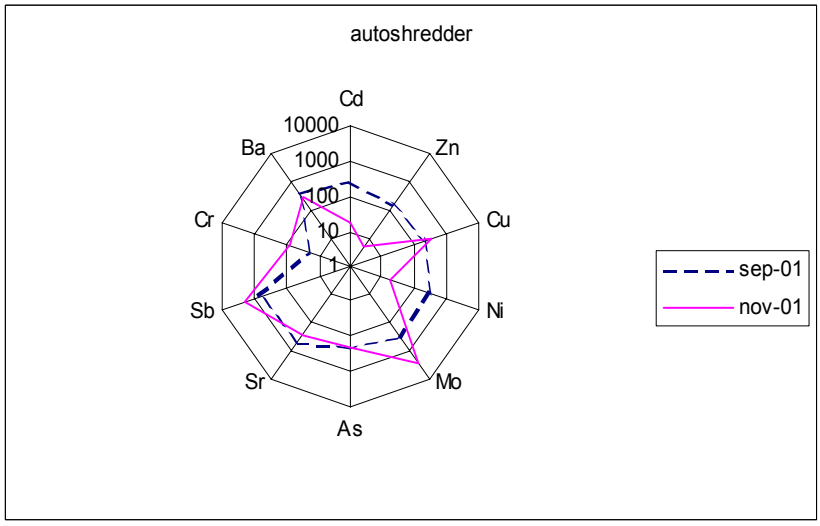
Figuur 11 Grafiek microparameters vormzand



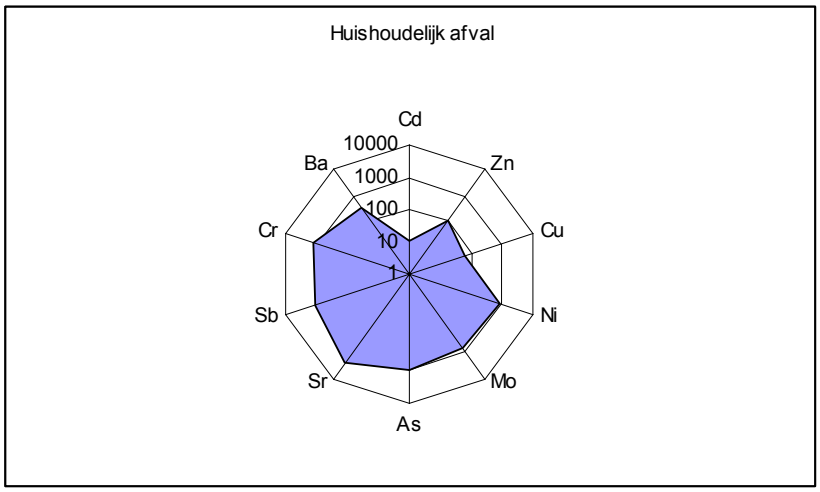
Figuur 12 Grafiek microparameters zeefresidu



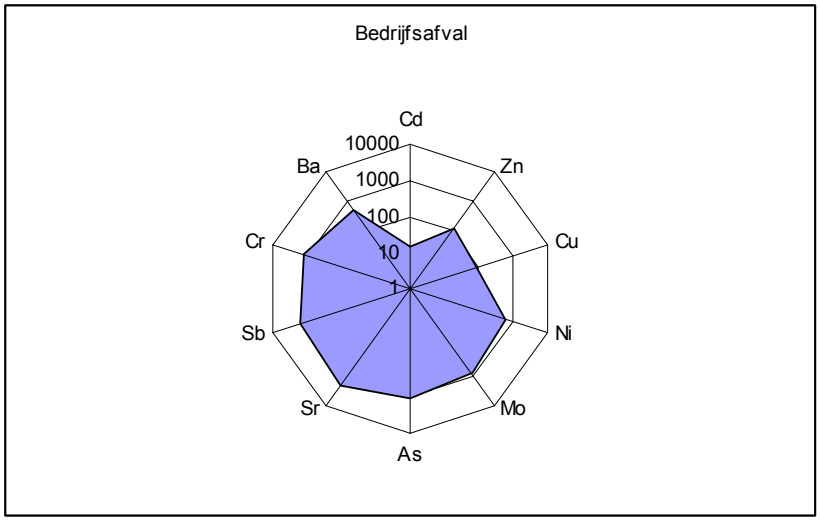
Figuur 13 Grafiek microparameters shredder + slib



Figuur 14 Grafiek microparameters shredder



Figuur 15 Grafiek microparameters huishoudelijk afval



Figuur 16 Grafiek microparameters bedrijfsafval

3.7 Conclusie karakterisatie

De verschillende stoffen vertonen karakteristieken die in overeenstemming zijn met de verwachting voor de receptuur.

Uitzonderlijk is de positie van huishoudelijk afval en bedrijfsafval die niet alleen dominant zijn op het gebied van organische stof maar ook van veel andere macro en micro componenten. Ook is de grote overeenkomst tussen het bedrijfsafval en het huishoudelijk afval opmerkelijk. Blijkbaar komt bij de bedrijven waar dit afval is ingezameld een relatief groot aandeel afval vrij dat overeenkomt met huishoudelijk afval.

Voor een aantal afvalstoffen zijn in de bovenstaande figuren arceringen in plaats van ene vergelijking tussen twee getrokken lijnen gebruikt. Bij het gebruik van arceringen, die op zich een duidelijker beeld geven, waren er geen gegevens uit de eerste karakterisering beschikbaar.

3.8 Afvalreceptuur definitief

Uiteindelijk is de samenstelling van de pilot Duurzaam storten zoals in Tabel 9 vermeld.

Tabel 9 *Uiteindelijke samenstelling pilot*

Parameter	Eural code	Recept	Hoeveelheid	Relatief	Droge stof materiaal	Droge stof hoeveelheid	Droge stof relatief	Water
Soort materiaal		%	Ton	%	%	ton	%	ton
Huishoudelijk afval	20.03.01	34,4	8.987	36%	59%	5.302	31%	3.685
Bedrijfsafval	20.03.01	11,5	2.988	12%	47%	1.404	8%	1.584
Shredder	19.10.04	18,3	4.824	19%	78%	3.762	22%	1.061
Reinigingsresidu	19.12.09	6,9	4.718	19%	78%	3.699	21%	1.019
Vormzand	10.09.08	18,3	1.335	5%	99%	1.322	8%	13
Zeefresten / restpuin	19.12.09	7,3	1.928	8%	83%	1.600	9%	328
Zuiveringsslib	19.08.12	3,2	379	2%	68%	258	1%	121
Totaal		100	25.158	100%	69%	17.348	100%	7.811

Uit de vergelijking met het recept blijkt dat er een goede overeenstemming is tussen de voorgenomen en de gerealiseerde samenstelling. Op het punt van de inerte stromen grondreinigingsresidu, vormzand en zeefresten/restpuin hebben zich onderlinge verschuivingen voorgedaan. De som uitgedrukt als percentage in de samenstelling van deze stromen is in overeenstemming met het recept.

4. Aanleg van de pilot

Het ontwerp van de pilot is vastgelegd in tekeningen. Met de aanleg is begonnen in augustus 2001. In dit hoofdstuk wordt beschreven welke keuzes zijn gemaakt bij het aanleggen van de pilot, en tegen welke problemen is aangelopen.
Een doorsnede tekening is op de volgende pagina opgenomen, figuur 17. Hierin zijn de verschillende voorzieningen weergegeven.

4.1 Aanleg dijken

Het materiaal dat in de dijken verwerkt zou worden is gewijzigd. In eerste instantie zou een kern van afval bekleed worden met grond, om zodoende een dijkprofiel te maken. Omdat de angst bestond dat een dijk opgebouwd uit grond en afval niet voldoende stabiel zou zijn en door de massa van het te verwerken afval zou bezwijken is ter plaatse besloten om de dijken van massief categorie 1 materiaal te maken. De helling van het binnentalud is gewijzigd. In het ontwerp stond een binnentalud van 1:0,5, dit is een te steile helling voor zand op folie, alleen vette grond is te verwerken in een dergelijke helling. De helling is gewijzigd naar 1:1. Omdat reeds een aanzet was gemaakt met het maken van de taluds, is besloten om de dijk te verlagen van 6 m naar 5,50 m, om zodoende uit te komen met de voorgeschreven hoeveelheid volume te maken dijk. De kruinbreedte is hierdoor veranderd van 3,50 naar 2,50 m .

4.2 Gasdrainage

Onder de bak duurzaam storten, is een gasdrainagestelsel aangelegd van geperforeerde HDPE-drains PN 10 ø 125 mm. in grind 16/32 mm.
De grindkoffers zijn omhuld met filterdoek. h.o.h. afstand drains is 15 m.

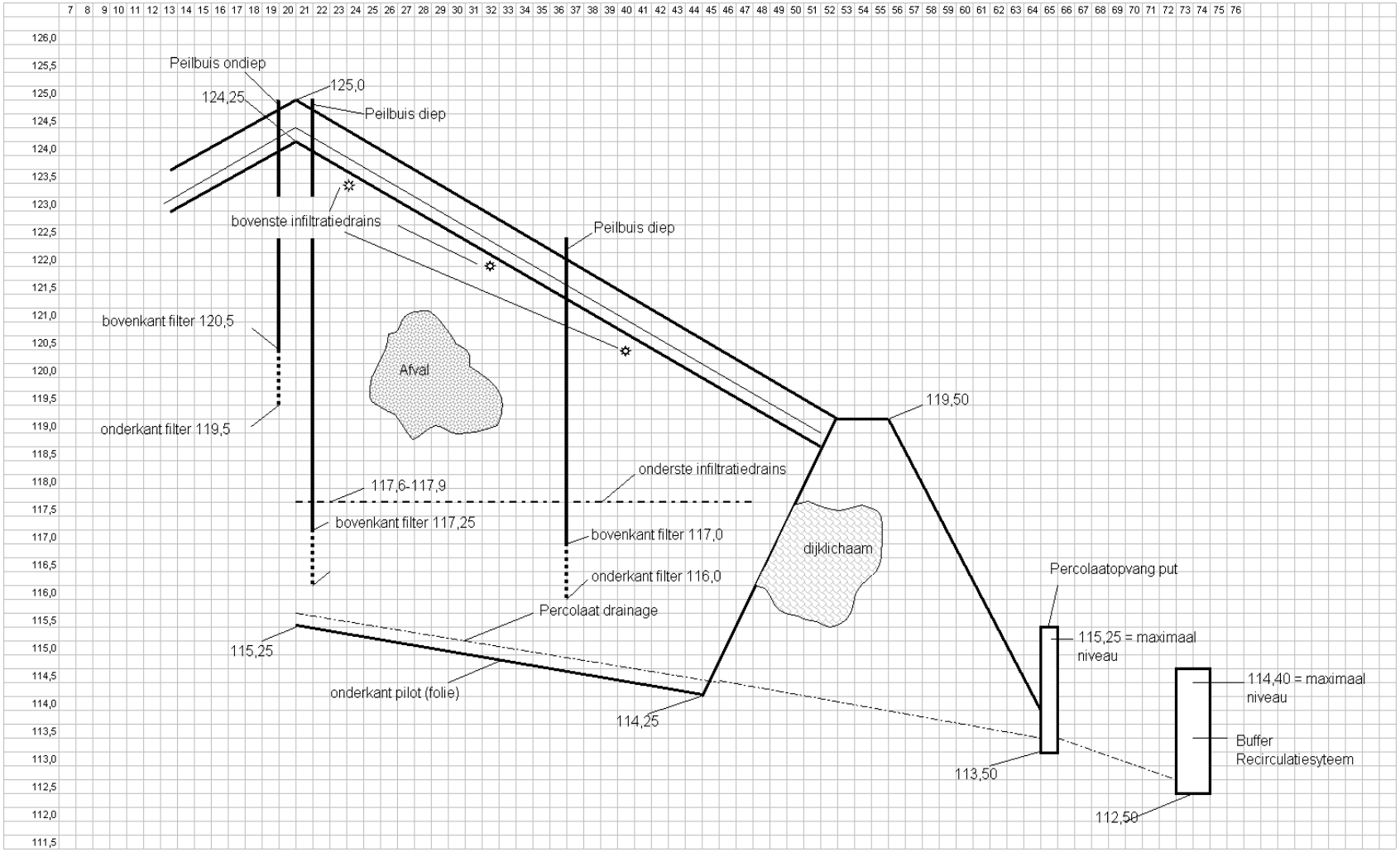
Deze gasdrainage staat los van de proef duurzaam storten en is als veiligheid aangelegd. De proefopstelling van duurzaam storten heeft een onderafdichting van folie en fungeert op deze manier plaatselijk als tussenafdichting. Het stortgas wat zich hieronder vormt, wordt met het overige stortgas onttrokken en benut.

4.3 Percolaatdrainage

De percolaatdrainage ligt op de bodem van de bak, haaks op de lengterichting. Om de bak ligt een ringleiding, met daarin opgenomen 6 percolaat verzamelputten, zodat het verzamelde percolaatwater zich op het laagste punt verzamelt en naar de buffercontainer gestuurd wordt.

Percolaatdrainage gebeurt door 9 HDPE geperforeerde drains (PN 10 ø 125 mm. in grind 16/32 mm). Het totaal ligt op een filterdoek ter bescherming van de folie. De percolaatdrains komen per 3 drains uit in een HDPE-controleput ø 800 mm van 2,20 m hoog. Iedere drain is separaat aangesloten en is voorzien van afsluiters. De ringleiding is HDPE ø 160 mm en heeft nabij put zuidoost een aftakking naar de buffercontainer.

Overzicht ligging bij aanleg pilot:



Figuur 17 Doorsnede bij aanleg van de pilot

De putten kunnen maximaal tot een hoogte van circa 1,75 meter gevuld worden. Gecombineerd met de hoogte ligging van de laagst gelegen verzamelput, (bodem is aangelegd op 113,5 +NAP) komt dit overeen met een vloeistof niveau in de pilot van 115,25 +NAP (zie ook figuur 17).

De bodem van de pilot is aangelegd met een helling vanaf het midden naar de randen. De hoogteligging van de rand is aangelegd op 114,25 +NAP en het midden op 115,25 +NAP. Hiermee is getracht door de combinatie van hoogteligging van de putten, maximaal vloeistofniveau in de putten en de hoogteligging van de folie slechts een beperkte vloeistofspiegel in de pilot te laten ontstaan. Het midden van de pilot blijft zelfs in principe altijd 'droog', dat wil zeggen onverzadigd.

In figuur 17 staat de hoogteligging afgebeeld van het ontwerp van de pilot. In figuur 22 is de ligging schematisch weergegeven naar aanleiding van metingen in 2003.

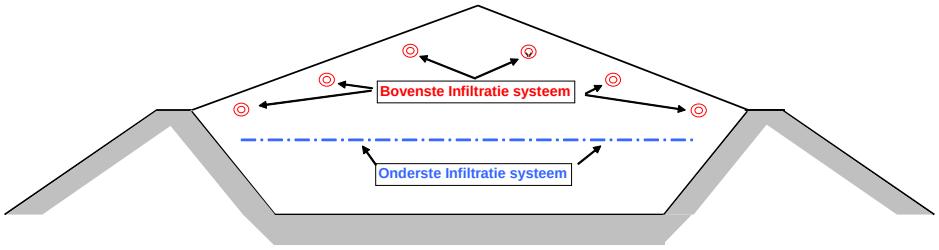
4.4 Recirculatie

Voor de recirculatie wordt gebruik gemaakt van een buffertank. Deze buffer is via een afvoerleiding verbonden met de percolaat verzamelputten. Vanuit de buffer wordt het water met behulp van een pomp en een infiltratiesysteem via het infiltratiesysteem teruggevoerd naar de pilot. De bodem van de buffer ligt op een hoogte van 112.50 +NAP. Het maximale niveau in de buffer is aangelegd op 114,40 + NAP. Het effectieve volume waarvan tijdens de infiltratie cycli gebruik gemaakt kan worden bedraagt 30-50 m^3, afhankelijk van de ingestelde setpoints voor de besturing.

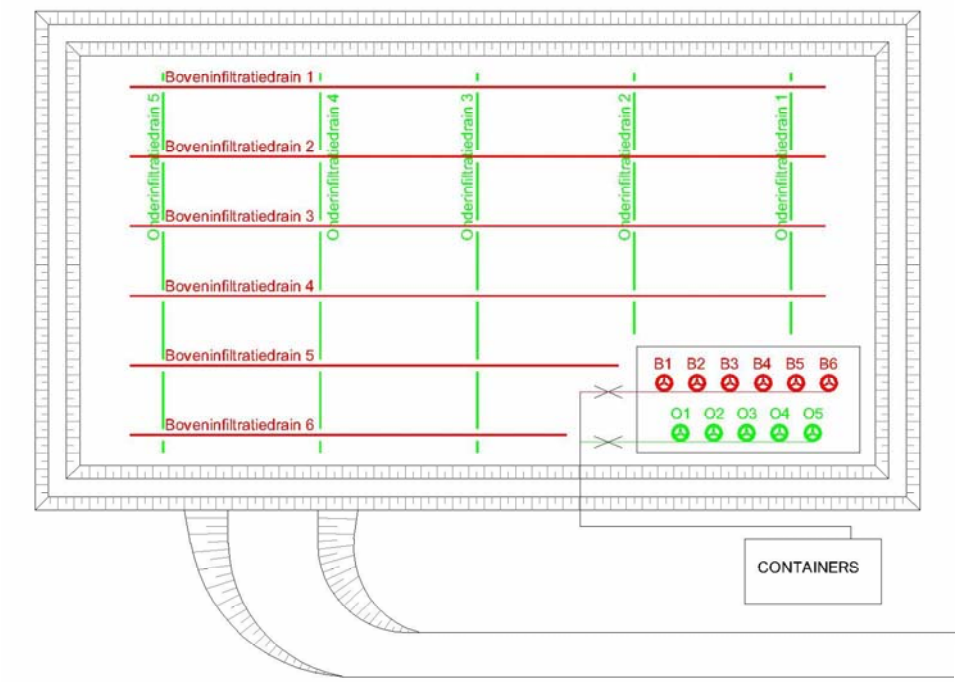
4.5 Infiltratiedrainage

De infiltratie is in twee niveaus aangelegd, het diepste systeem ligt 3 m boven de bodem en het bovenste systeem ligt 50 cm onder de bovenkant van het afgewerkte afval. De infiltratiedrainage is bedoeld om het afval te bevochtigen. Het onderste systeem ligt haaks op de lengterichting, het bovenste in de lengterichting. De toevoerleiding naar de infiltratieleiding is een HDPE ø 110 mm leiding (blind).In een verzamelkist vindt er een splitsing plaats naar het onderste en bovenste systeem, zodat per systeem en/of drain het debiet ingesteld kan worden. De toevoerleidingen naar de geperforeerde leidingen zijn in tegenstelling tot het ontwerp niet *op* maar *in* de toplaag gelegd.

De infiltratiedrainage bestaat uit vijf drains in het onderste en zes drains in het bovenste systeem. De infiltratiedrains zijn HDPE ø 110 mm leidingen met gaatjes ø 6 mm, hart op hart 50 cm. De uiteinden van de infiltratie drains zijn blind en afgewerkt met een schroefdop. Van hieruit kunnen de infiltratiedrains gereinigd worden.



Figuur 18 Principedoorsnede infiltratiesysteem

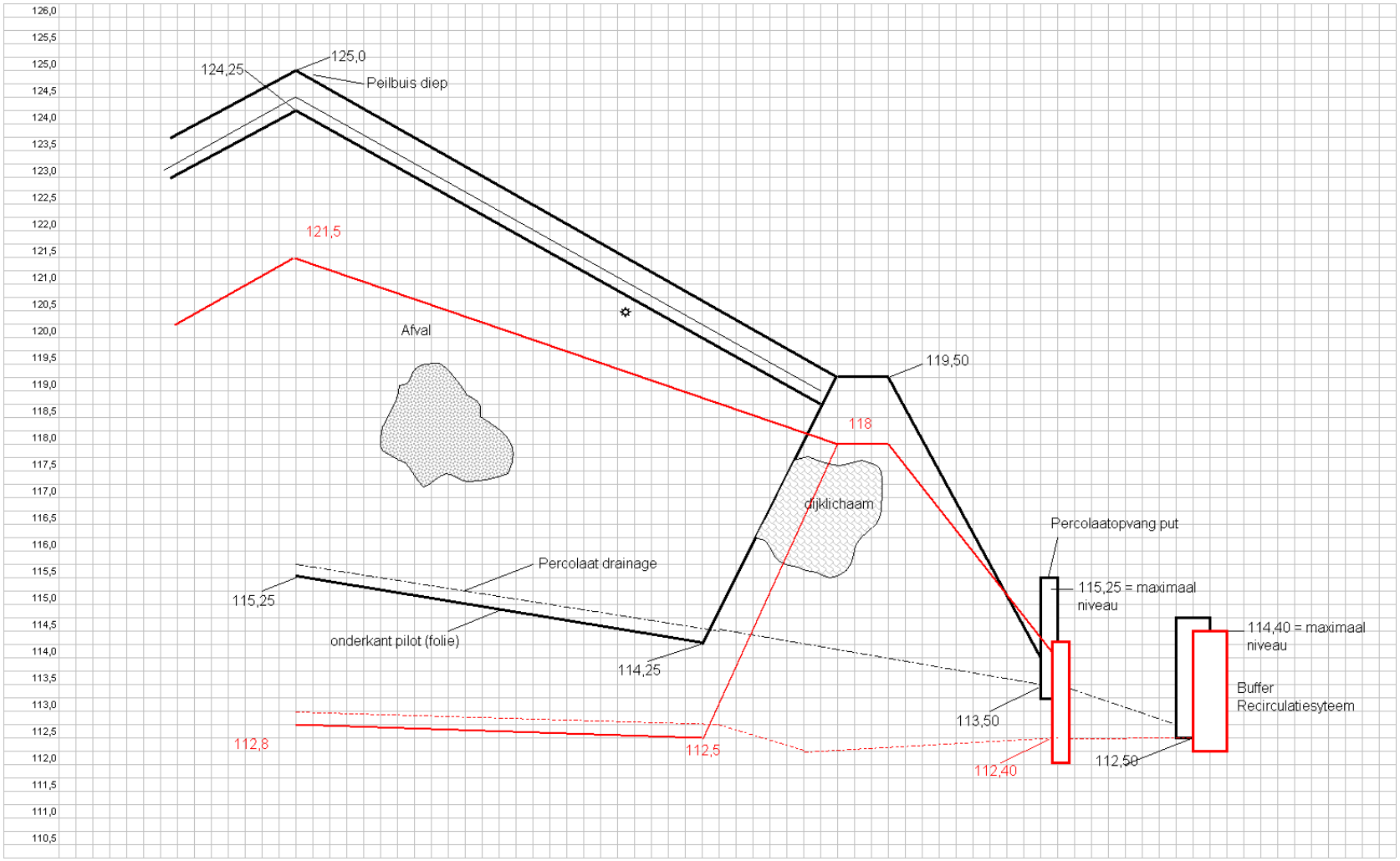


Figuur 19 Overzicht infiltratiedrainage

Figuur 20 Infiltratie regelkist

4.6 Gasonttrekking

De gasonttrekking bestaat uit twee elkaar aanvullende systemen. Er is gebruik gemaakt van 6 verticale gasbronnen die volgens de schutbuismethode zijn aangelegd, dat wil zeggen dat ze met het afval inbouwen zijn opgebouwd. Er is extra aandacht besteed aan de verdichting rondom de schutbuizen om zodoende dezelfde verdichting te verkrijgen als in het overige afval.



Figuur 21 Verschuiving Doorsnede pilot d.d. 2003:

Figuur 22 Overzicht schutbuis en gasdrains

Figuur 23 Filterbuis in gasbron omhuld met grind 2/64

De gasdrains bestaan uit hpde-leidingen ø 110 mm gesleufd met grind omhuld 16/32.

Figuur 24 Horizontale gasonttrekking

Daarnaast zijn horizontale drains direct onder de afdeklaag aangebracht. De horizontale gasdrains en de verticale gasbronnen zijn separaat aangesloten naar de onttrekking. De gasdrains liggen op een onderlinge afstand van h.o.h. 5 meter.

De gasbronnen bestaan uit schutbuis ø 800 mm (later weer verwijderd) en buizen HDPE ø 110 geperforeerd . Het vulmateriaal bestaat uit grind 32/ 64 mm. De enige afwijking ten opzichte van het bestek is dat de bronnen achteraf regelbaar zijn gemaakt door middel van afsluiters.

4.7 Inbouw afdichting en oxidatielaag

Boven het horizontale gasonttrekkingssyteem is de afdekkingslaag aangelegd, die is opgebouwd uit twee lagen. Als eerste laag is een goeddoorlatende laag bestaande uit houtsnippers met een dikte van circa 0,25 meter aangelegd. Deze laag maakt in feite nog onderdel uit van het horizontale gasonttrekkingssysteem. Boven deze laag is een slecht-doorlatende laag bestaande uit klei aangelegd. Deze heeft als voornaamste functie om een duidelijke weerstand voor gas doorstroming te creëren, zodat het horizontale gasonttrekkings-systeem goed kan functioneren, zonder alleen buitenlucht aan te zuigen.

Voor het eventuele gas dat toch weet te ontsnappen is de toplaag uitgevoerd met eigen-schappen om methaan oxidatie te bevorderen. Hiervoor is een zand met een min of meer uniforme korrelgrootte gebruikt, dat vervolgens is opgemengd met de overloop van de zeef uit de compostbereiding. Hierdoor is voldoende stabiel organisch materiaal beschikbaar en wordt de doorlatendheid voor gas niet negatief beïnvloedt.

4.8 Aanleg opvang run off water en debietmeting

Voor het water dat boven de slechtdoorlatende laag wordt opgevangen en dat oppervlakkig afstroomt is een ringleiding opgenomen in de teen van het talud van de pilot. Deze ligt onder afschot naar de zuidoosthoek van de pilot. Hier mondt de drain uit in een put van waaruit het opgevangen water via een debietmeter wordt afgevoerd.

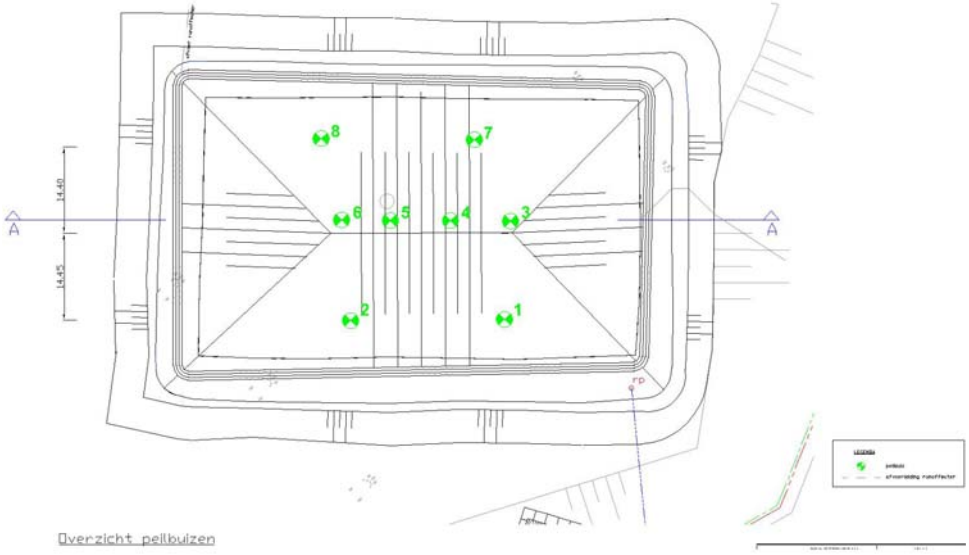
4.9 Aanleg Peilbuizen

In de Tabel10 staan de dieptes van de verschillende peilbuizen gegeven.

Tabel 10 *Diepte peilbuizen*

Peilbuisnummer	Diepte
1	6,75
2	6,75
3	9,35
4	6,10
5	9,35
6	6,10
7	6,75
8	6,75

De verdeling van de peilbuizen over de pilot staat in figuur 25.



Figuur 25 Overzicht locatie peilbuizen

4.10 Overzicht werkzaamheden

In de volgende tabel 11 staat een chronologisch overzicht van de activiteiten.

Tabel 11 *Chronologisch overzicht werkzaamheden*

Omschrijving	Startdatum	Einddatum
Grondwerk aan bodem en taluds	18-sep-2000	28-mei-2001
Inbouwen folie	6-nov-2000	28-jun-2001
Verwerken afval in pilot	6-aug-2001	23-nov-2001
Inbouwen stortgasbronnen	12-sep-2001	12-feb-2002
Inbouwen houtsnippers 25 cm	3-dec-2001	18-jan-2002
Inbouwen leemhoudende grond 30 cm	21-jan-2002	1-feb-2002
Inbouwen eentoppig zand oxidatielaag 50 cm	28-mrt-2002	12-apr-2002
Start infiltratie	23-mei-2002	
Start gasonttrekking	7-mrt-2002	

5. Bedrijfsvoering

5.1 Bedrijfssituaties

Voor de bedrijfsvoering zijn een aantal verschillende situaties van belang die in de loop der tijd zullen optreden:

1 opstart- en aanloop situatie;
2 stationaire situatie;
3 afbouw en uitspoelsituatie.

5.2 Opstart-en aanloop

In deze fase van de bedrijfsvoering is gelijktijdig met het recirculeren van percolaat, de hoeveelheid vocht in de pilot verhoogd door het toevoeren van schoon water. De bedoeling is een zodanig hoog vochtgehalte te realiseren dat een optimale biologische afbraak van organische stof kan plaatsvinden.

De verwachting was dat dit percentage tussen een vochtgehalte van 50-60% zou liggen. Het gemiddelde drogestofgehalte van de aanvoer lag op 34%. Dit leidde tot de verwachting dat op een totaal aan natte tonnen ingevoerd van 25.000 ton, er nog een suppletie aan water van 8.000 – 16.000 m^3 water zou moeten plaatsvinden.

Voor een deel heeft deze toevoer in de vorm van neerslag plaatsvinden. In het begin heeft het pakket ongeveer een half jaar open gelegen en kon regenwater ongehinderd infiltreren. Rekening houdend met enige verdamping is er naar schatting 300 mm water in deze periode geïnfiltreerd Dit komt overeen met 1.275 m^3. Hierna is door het afwerken van de bovenzijde van de pilot de hoeveelheid infiltratie van hemelwater sterk afnemen. Voor het restant van de benodigde hoeveelheid water is gebruik gemaakt van het infiltratie systeem.

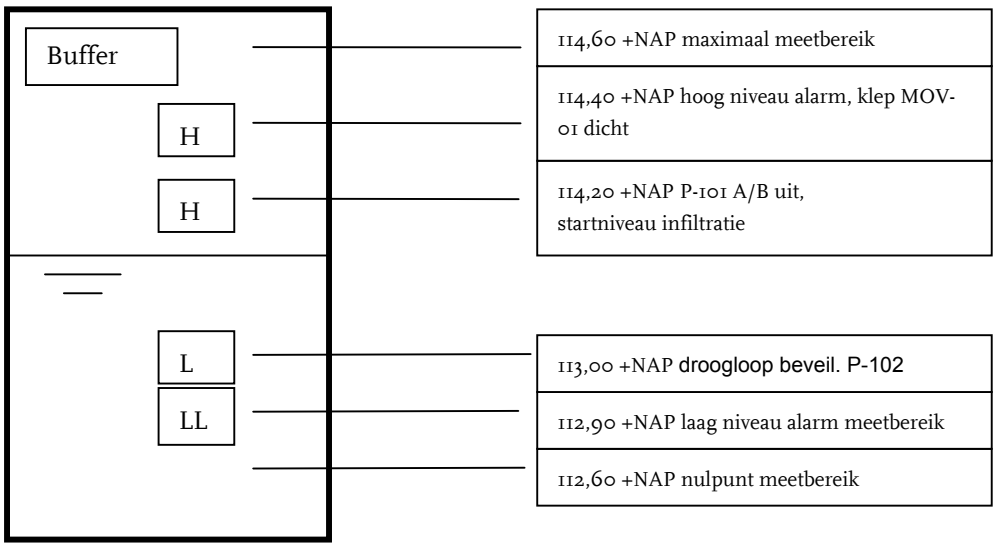
De capaciteit van het infiltratiesysteem wordt bepaald door de doorlatendheid van het afval-pakket. Uit ervaringen en uit literatuur blijkt dat de maximale infiltratie snelheid 1.500-3.000 mm/jaar bedraagt. Bij een effectief oppervlak voor infiltratie van 4.000 m^2, bedraagt de jaarlijks infiltratie dan 6.000 – 12.000 m^3/jaar. Deze hoeveelheid komt overeen met de som van recirculatie en suppletie. Uitgaande van 50 weken per jaar en 7 dagen per week bedraagt de in te brengen hoeveelheid circa 20-40 m^3/dag.

In de opstartfase werd verwacht dat veel van het geïnfiltreerde percolaat zou worden geabsorbeerd door nog niet verzadigde delen van het afvalpakket. Hierdoor ontstaat ruimte voor het suppleren van schoonwater. In de allereerste fase van infiltratie is het water dat zich inmiddels onder in de pilot heeft verzameld gerecirculeerd om aldus door verdeling van het water te komen tot absorptie.

5.2.1 Beschrijving van de infiltratiecyclus

Stap 1 Opvullen van de buffer

In de uitgangssituatie staat de buffer in open verbinding met de percolaat opvangputten van de pilot. Aan de hand van het niveau in de buffer worden de vervolgacties bepaald.



Figuur 26 Bedrijfsvoering vullen buffer

In Figuur27 is de procesvoering schematisch weergegeven.

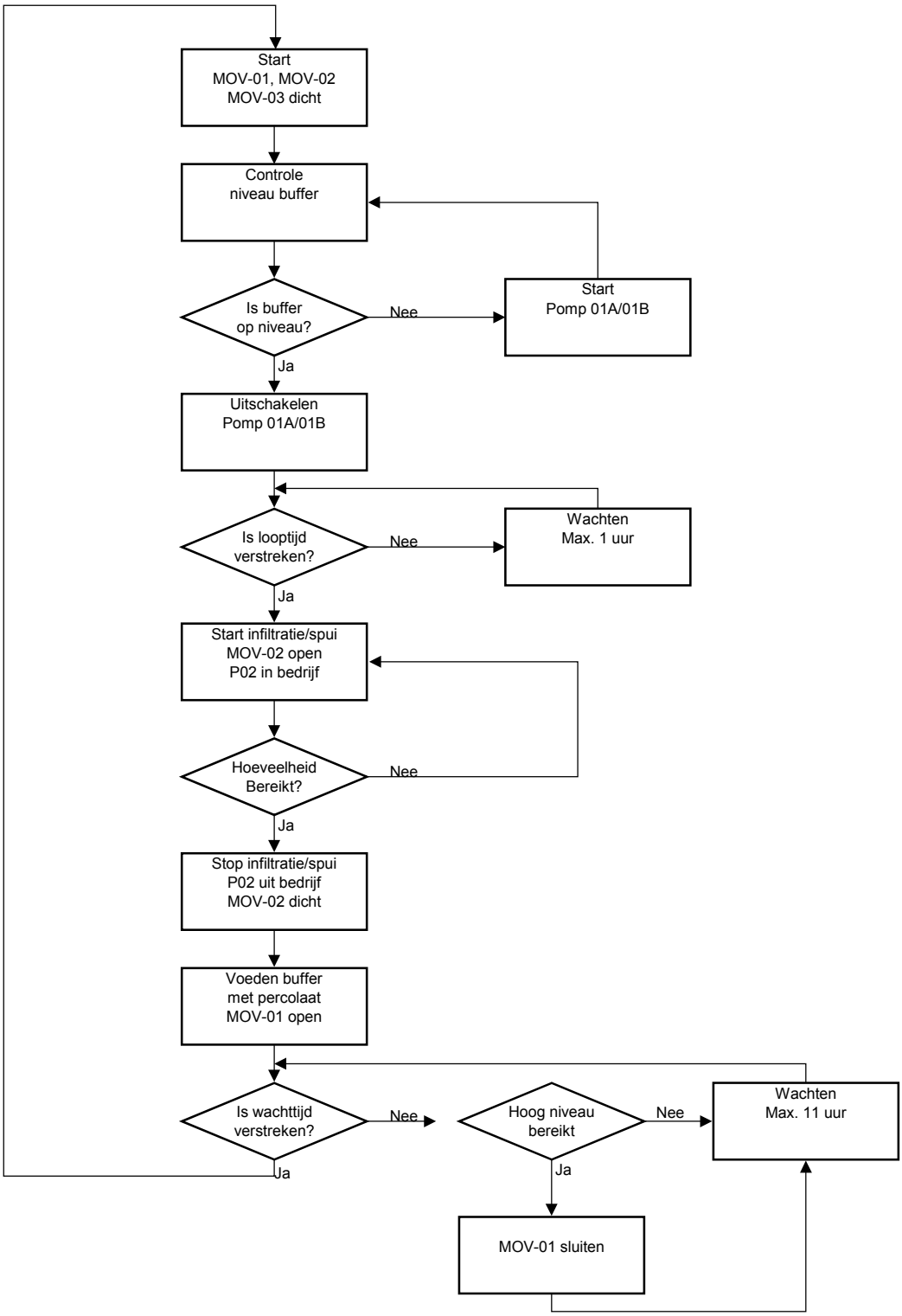
Bij elke infiltratie cyclus wordt vanuit de buffer een volume in de pilot gepompt. Dit kan via het PLC-programma aangepast worden. Na afloop van de cyclus wordt een bepaalde wachttijd in acht genomen, deze is standaard op 11 uur ingesteld. Als het startniveau van de infiltratie (H=Hoog) na de wachttijd nog niet is bereikt, wordt water aangevuld vanuit het regenwater bassin. Dit gebeurt totdat niveau H is bereikt, terwijl de toevoerleiding vanuit de pilot wordt afgesloten. Nadat het niveau H is bereikt, wordt klep MOV-02 tussen buffer en infiltratie-systeem geopend en pomp P-02, de infiltratiepomp, gestart. De pomp blijft in bedrijf totdat een hoeveelheid van 20 m^3 is geïnfiltreerd zoals af te lezen is op FIT 020. Dit zal maximaal één uur in beslag nemen, zodat in normaal bedrijf de totale cyclus 12 uur duurt. Met twee cycli per dag wordt op deze wijze 40 m^3/dag geïnfiltreerd

Tijdens het suppleren en het infiltreren wordt de toevoer naar de buffer afgesloten door klep MOV-01 in de leiding tussen percolaatverzamelput en buffer. Na afloop van het infiltreren wordt deze klep weer geopend en stelt zich in de buffer hetzelfde niveau of lager in dan in de pilot. Als zich weinig vrij water in de pilot bevindt zal dit niveau zich onder de 114,20 +NAP bevinden.

Bij veel water in de pilot zou het niveau hoger kunnen stijgen dan nodig is voor infiltratie. Zodra het niveau boven niveau HH (114,40 +NAP)komt zal de toevoer naar de buffer afgesloten worden om overstromen van de buffer te voorkomen. Op dat moment is nog circa 1 meter niveauverschil in de pilot beschikbaar voordat de percolaat opvangputten overstromen. Dit niveau verschil komt overeen met een vrijwater volume van 100-300 m^3.

5.3 Stationaire situatie

Deze situatie wijkt slechts op één punt af van de opstartsituatie. Er wordt geen schoon water meer gesuppleerd. De waterinhoud van het systeem blijft daarmee min of meer constant, behoudens een mogelijk kleine toename door infiltratie van neerslag. Mocht de beheersing van de waterniveaus in de loop der tijd wijzigen dan kan alsnog besloten worden tot een periode van spuien om overtollig water kwijt te raken of van opnieuw toevoegen van schoon water.



Figuur 27 Procesvoering

Spuien kan nodig kunnen zijn als door consolidatie van het afval het beschikbare vrije volume voor waterberging afneemt en de beheersbaarheid , met name door een te hoog niveau in de percolaatputten in gevaar dreigt te komen.

Aanvulling kan nodig zijn als door verdergaande absorptie van water in het afval de vrij beschikbare hoeveelheid water te klein wordt om de gewenste watercirculatie te handhaven.

5.4 Afloop en uitspoel situatie

In deze situatie wordt eerst het aanwezige water uit de pilot structureel afgevoerd. Met de afvoer van het water wordt tevens het grootste deel van de mobiele verontreinigingen uit de pilot afgevoerd. Nadat dit heeft plaatsgevonden kan een periode beginnen waarin afwisselend schoon water wordt geïnfiltreerd en percolaat wordt afgevoerd.

Oorspronkelijk was de verwachting dat deze fase niet binnen de demonstratieperiode van de pilot bereikt zou worden. De achtergrond hierbij was dat eerst een vergaande stabilisatie moest zijn bereikt en de benodigde tijd hiervoor was naar verwachting langer dan de 3-5 jaar die voorzien was voor de demonstratie. Op grond van de bereikte snelle afbraak van organische stof is dit standpunt later aangepast en zijn er afwisselend perioden met suppletie en spui toegepast vanaf augustus 2003.

De daadwerkelijk toegepaste regimes voor spuien van percolaat en het suppleren van schoon water zullen bij de bespreking van de resultaten aan de orde komen.

5.5 Gashuishouding

Naast de waterhuishouding wordt ook de gashuishouding gemonitord binnen de doelstellingen van de pilot. Hiervoor is een gasonttrekkingssysteem opgenomen bestaande uit verticale bronnen en horizontale drains.

In totaal zijn zes verticale bronnen opgenomen. Deze zijn als groep aangesloten op het stortgassysteem van Landgraaf en ook zowel als groep als individueel af te regelen op een bepaalde onderdruk.

De horizontale drains bevinden zich direct onder de afdekkingslaag, boven een laag goed doorlatend houtachtig materiaal. Dit materiaal bestaat uit grove residuen van de groen-compostering. In totaal zijn zeven drains geïnstalleerd met een diameter van 110 mm en een geperforeerde lengte van circa 75 meter per stuk.

In de gecombineerde afzuigleiding van het horizontale en verticale systeem is een volume-meting voor het gas opgenomen. Het gas wordt vervolgens gemengd met ander stortgas van een deel van de stortplaats met behulp van een fakkel verwerkt.

5.6 Bedrijfsvoering september 2002 t/m augustus 2003

De bedrijfsvoering van de infiltratie bestond uit drie periodes.

1 vanaf het begin van de proef tot 24 oktober 2002, infiltratie van tweemaal per dag 20 m^3 langs de onderste infiltratiedrains;
2 vanaf 24 oktober 2002 tot en met januari wordt tweemaal per dag 20 m^3 infiltreren langs bovenste infiltratie drains;
3 vanaf februari zijn de buitenste infiltratiedrains aan de bovenzijde niet gebruikt;
4 vanaf 4 april 2003 tot en met augustus van éénmaal per dag 20 m^3 per dag infiltreren lans de bovenste infiltratiedrains.

Bij de overgang van periode 1 naar periode 2 is het percolaat zoveel mogelijk gespuid maar door de zetting van het stort is een gedeelte van het water achter gebleven, er is op dat moment circa 200 m^3 gespuid. Dit is aangevuld met schoonwater en vanaf 24 april 2002 geïnfiltreerd langs de bovenste infiltratie drains.

Na een relatief korte tijd werd er geen schoon water meer toegevoegd aan het pakket. Vermoedt werd dat dit door kortsluitstromingen kwam in de buitenste drains aan de bovenzijde. Deze zijn vanaf eind januari niet meer gebruikt. Daarna ging de schoonwater suppletie weer stijgen.

In de laatste twee weken maart 2003 ontstonden er problemen met de water en gashuishouding van de pilot. Ondanks droge periode was bovenop de rand van de bak (zuidoosthoek en noordzijde) water gelegen. Analyses van dit water wezen uit dat dit waarschijnlijk percolaat is. Bij het water in de zuidoosthoek borrelde lokaal gas naar boven.
Uit de condensput van de horizontale gasdrainage stroomde water. De hoeveelheid is meer dan 120 liter per uur (circa 2,9 m^3/dag). De stroom was niet afhankelijk van de neerslag, aangezien maart een zeer droge maand was geweest en de hoeveelheid 'condens'-water nagenoeg constant bleef. Het is waarschijnlijk dat het infiltraat vanuit de bovenste infiltratie drains gedeeltelijk via de horizontale gasdrains naar buiten stroomde. Op basis van voorgaande problemen is besloten om de infiltratie terug te brengen naar éénmaal per dag 20 m^3, en om de horizontale gasdrains te sluiten. Daardoor is vanaf maart 2003 alleen gas onttrokken via de verticale gasbronnen.

5.7 Bedrijfsvoering september 2003 t/m augustus 2004

Vanaf september 2003 tot en met augustus 2004 zijn er twee cycli geweest van infiltreren en spuien die ieder bestonden uit drie fasen:

1 een periode van een aantal weken waarbij zoveel mogelijk percolaat gespuid wordt;
2 hierna wordt de buffer afgesloten en wordt een periode alleen maar schoon water geïnfiltreerd totdat de buffer is volgelopen;
3 dit water wordt vervolgens een aantal weken gerecirculeerd, hierbij vindt aanvulling met schoon water plaats zoals beschreven in de infiltratiecyclus in § 5.2.1. Hierna begint de cyclus weer bij stap 1.

5.8 Bedrijfsvoering september 2004 t/m december 2005

In het begin van de periode werd de bedrijfsvoering voorgezet zoals in de periode ervoor. In september 2004 werd er begonnen met recirculatie, vanaf december tot en met april 2005 is er water gespuid.
Na april 2005 is er gestopt met de cyclus van vullen en weer spuien en is er alleen water gerecirculeerd en geïnfiltreerd zoals in paragraaf 5.2.1 is beschreven.

6. Monitoring

6.1 Inleiding

Voor de directe bedrijfsvoering van de pilot zijn een aantal gegevens van belang die met een zekere regelmaat geregistreerd zijn.

6.2 Water en gashuishouding

Hierbij gaat het om de volgende gegevens.

- Dagelijkse metingen:
  1 debietmeting FIT.010, totaal teller Schoonwater;
  2 debietmeting FIT.020, totaal teller Infiltraat, totaal teller Spui;
  3 bedrijfsuren P01A/ P01B;
  4 aantal starts P01A/01B;
  5 bedrijfsuren P02;
  6 aantal starts P02;
  7 debietmeting Gas FIT.030.
- Wekelijkse metingen:
  1 kwaliteitsmeting Gas, eventueel op meerdere plaatsen;
  2 onderdruk in gassysteem, op meerder plaatsen;
  3 hoeveelheid run-off water;
  4 kwaliteit Percolaat, T, pH, Redox eH, geleidbaarheid Ec (eventueel CZV);
  5 meteorologische gegevens.

De overige kwaliteitsmetingen zoals percolaat samenstelling en gegevens peilbuizen worden aanvullend hierop twee maandelijks tot halfjaarlijks gemeten. Voor 2002 ging dat volgens het volgende schema:

Tabel 12 *Schema externe monstername periode augustus 2001-september 2002*

Te monitoren medium	Aard en aantal monsterpunten	Frequentie monitoring
Te storten afvalstoffen (mengsels)	depot (10)	eenmalig
Poriewater stortlichaam	peilbuizen (4)	tweemaal per jaar
Percolaat	drains (4)	zesmaal per jaar (eerste jaar)
Effectieve neerslag	drains (4)	zesmaal per jaar (eerste jaar)
Stortgas	gasonttrekkingspunt (1)	viermaal per jaar (eerste jaar)

In de periode vanaf september 2002 is het monitoringsschema als volgt:

Tabel 13 *Schema externe monstername vanaf september 2002*

Te monitoren medium	Aard en aantal monsterpunten	Frequentie monitoring
Poriewater stortlichaam	peilbuizen (8)	driemaal per jaar
Percolaat	percolaat verzamelput (1)	zesmaal per jaar
Percolaat	percolaatputten	éénmaal per jaar (t/m 2003)
Effectieve neerslag		zesmaal per jaar
Stortgas	gasonttrekkingspunt (1)	viermaal per jaar

7. Analyseresultaten

7.1 Algemeen

In dit hoofdstuk wordt het verloop van verschillende parameters weergegeven, dit is ingedeeld naar tijdsperiode.

7.2 Resultaten infiltratie

In Figuur 28 is het overzicht van de infiltratie van de pilot weergegeven.

7.2.1 Periode augustus 2001 t/m september 2002

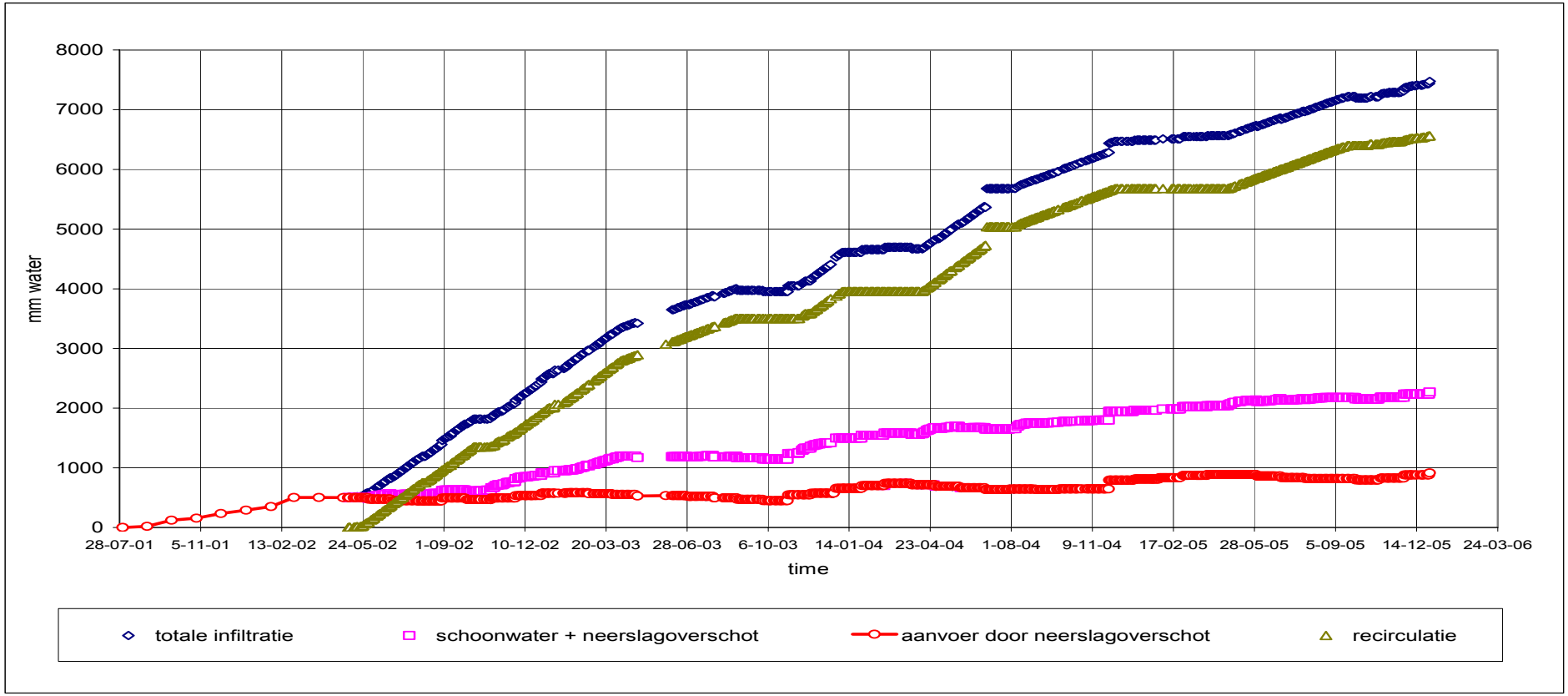
Na enige opstartproblemen heeft het infiltratie systeem conform verwachting gefunctioneerd. Om de verdeling van het infiltraat over de pilot zo uniform mogelijk te houden worden van de zes infiltratiedrains op het niveau halverwege het pakket er bij toerbeurt steeds twee benut. Op die manier is er voldoende voordruk op de drains om aan te mogen nemen dat de infiltratie over de gehele lengte plaatsvindt. Voor vrijwel de gehele infiltratieperiode (van eind mei tot en met september 2002) is de beoogde infiltratiesnelheid van 3.000 mm/jaar gerealiseerd. (zie figuur 28)

Uit figuur 30 blijkt dat er in totaal circa 3.000 m^3 water geforceerd is geïnfiltreerd tot en met augustus 2002. De suppletie aan schoon water via de geforceerde infiltratie bedraagt circa 480 m^3 in dezelfde periode. Voorafgaand aan de geforceerde infiltratie heeft echter infiltratie van regenwater plaatsgevonden. Uitgaande van 1.392 m^3 aan neerslag levert dit samen met de geforceerde infiltratie een schoonwatersuppletie op van totaal 1.872 m^3. De schoonwater-suppletie is vanaf begin augustus minimaal: het pakket is deels verzadigd.

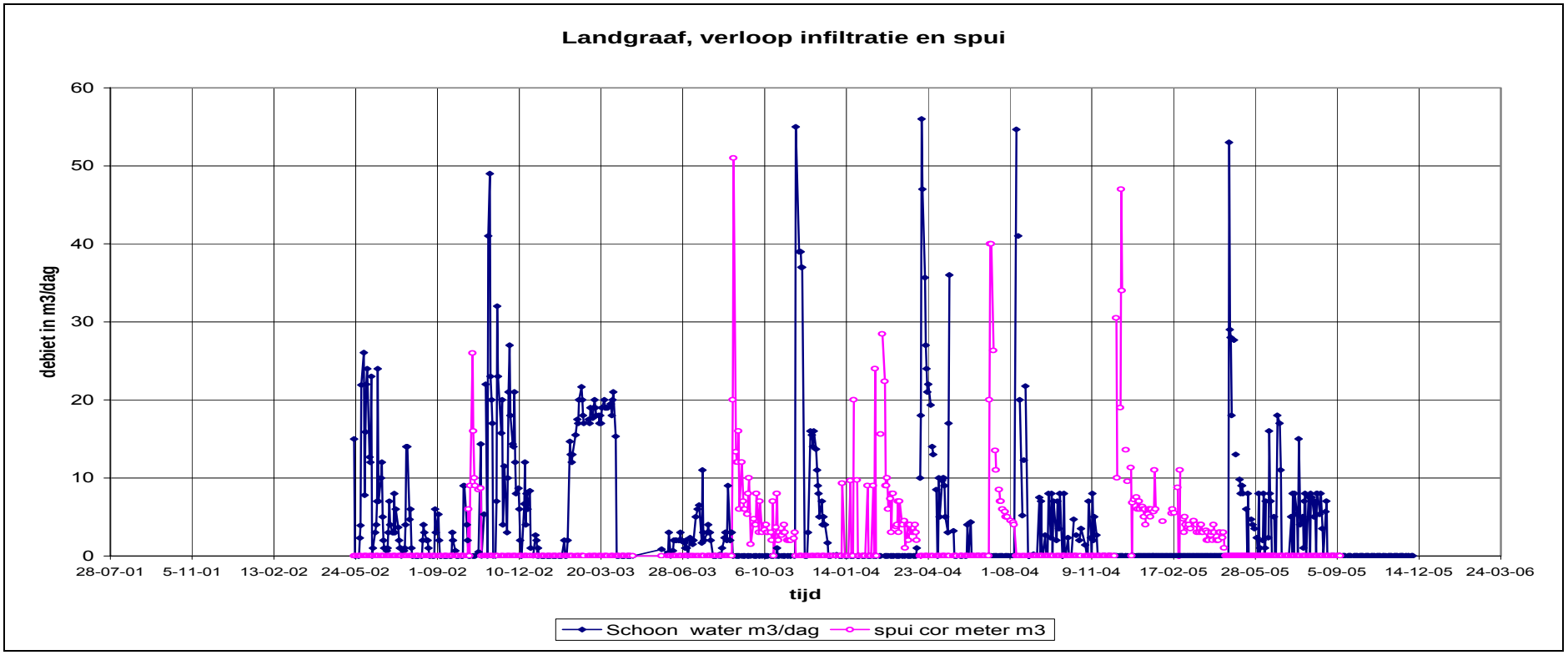
De verwachte suppletie van het gehele pakket is vooraf geschat op 8.000-16.000 m^3. Gelet op het grote verschil tussen de verwachte hoeveelheid voor verzadiging en de gerealiseerde hoeveelheid is de verwachting dat het pakket dat verzadigd is geraakt beperkt is en niet overeenkomt met de totale dikte onder de infiltratie drains.

7.2.2 Periode september 2002 t/m augustus 2003

Zoals in paragraaf 5.6 beschreven is er op vier verschillende manieren geïnfiltreerd sinds september 2002, dit is terug te zien in de grafiek over het infiltratiewater. Tot 24 oktober 2002 is 40 m^3 per dag toegevoegd via de *middelste* infiltratiedrains, zoals bij de vorige periode beschreven. Daarna is tijdelijk gespuid en wordt niet geïnfiltreerd. Dit is weer aangevuld met schoon water. Vanaf 24 oktober 2002 wordt 40 m^3 per dag via de *bovenste* infiltratiedrains geïnfiltreerd. In januari 2003 wordt er vrijwel geen schoon water meer toegevoegd aan de pilot, dit wordt veroorzaakt door kortsluitstroming via de buitenste infiltratiedrains, deze zijn hierna dichtgezet.



Figuur 28 Overzicht infiltratie pilot



Figuur 29 Overzicht momentane debieten aan schoonwater suppletie en spui van percolaat

Vanaf 4 april 2003 is de infiltratie met de helft teruggebracht. In eerste instantie werd er toen geen schoon water meer toegevoegd, omdat het water langer de tijd heeft om te verzamelen in de buffer, en er werd even geen water opgenomen. Vanaf 10 juni 2003 vindt er weer aanvulling met schoon water plaats.

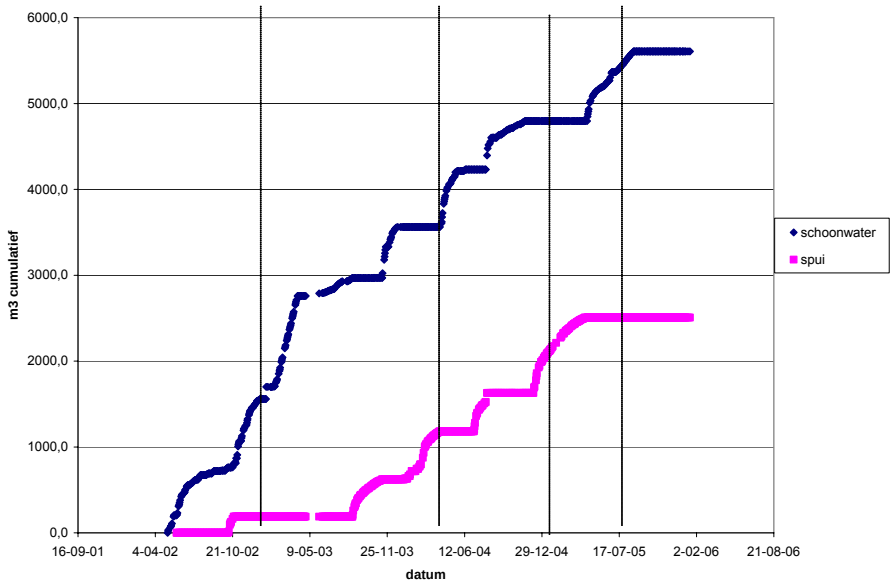
De totale schoonwatersuppletie is op dat moment 2900 m^3. Inclusief de voorafgaande infiltratie van regenwater (circa 1.392 m^3) komt het totaal op circa 4.200 m^3 (uitgaande van een netto schoonwater toevoer van 2.931 m^3). Hiervan is circa 194 m^3 gespuid in oktober 2002.

7.2.3 Periode september 2003 t/m augustus 2004

Zoals in § 5.7 besproken hebben er van september 2003 tot en met augustus 2004 twee cycli plaats gevonden bestaande uit de volgende stappen:

1. een periode van een aantal weken waarbij zoveel mogelijk percolaat gespuid wordt;
2. hierna wordt de buffer afgesloten en wordt een periode alleen maar schoonwater geïnfiltreerd totdat de buffer niet meer water kan bevatten;
3. dit water wordt vervolgens een aantal weken gerecirculeerd, hierbij vind aanvulling met schoonwater plaats zoals beschreven in de infiltratiecyclus in § 5.2.1. Hierna begint de cyclus weer bij stap 1.

In de volgende grafiek zijn deze stappen geïllustreerd door middel van de cumulatieve schoonwater suppletie en de hoeveelheid gespuid water. De momentane debieten zijn in figuur 29 weergegeven.



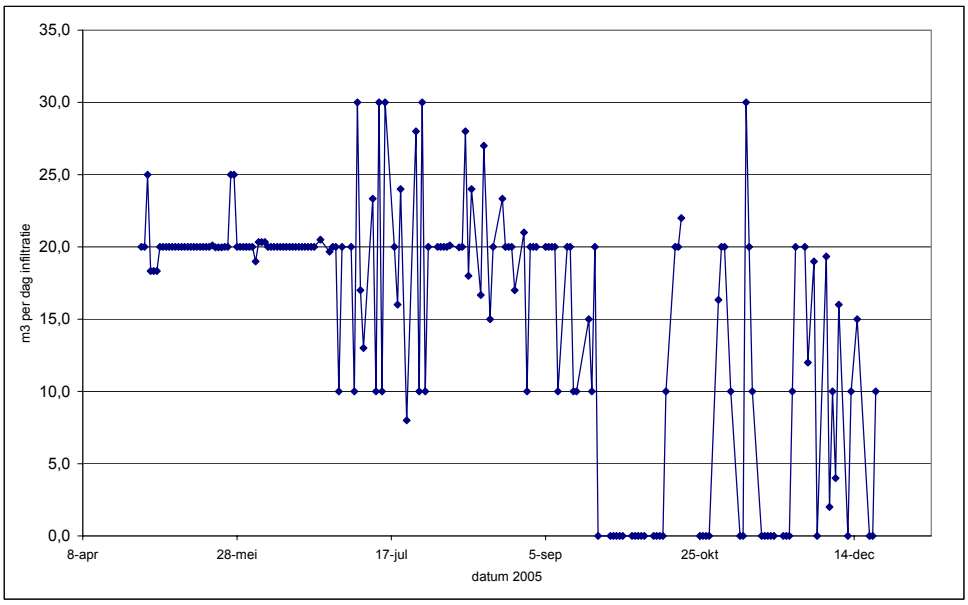
Figuur 30 Schoonwater suppletie en spuihoeveelheden

- Tijdens de eerste spuiperiode van augustus 2003 tot en met half november 2003 is circa 434 m^3 gespuid. Hierna is 593 m^3 schoonwater toegevoegd.
- Tijdens de tweede spuiperiode is 559 m^3 percolaat afgevoerd, en vervolgens 668 m^3 schoonwater aan toegevoegd.
- In augustus 2004 is 449 m^3 gespuid.

De totale schoonwater suppletie gedurende het gehele project is tot augustus 2004 4518 m^3. Inclusief de hoeveelheid regenwater die in het begin van het project is geïnfiltreerd (circa 1.392 m^3) is dit 5.910 m^3. Uit bovenstaande spui en infiltratie cycli kan geconcludeerd worden dat circa 600 m^3 water binnen een redelijke termijn onttrokken kan worden en vervolgens weer gesuppleerd wordt. De hoeveelheid water die door de pilot is opgenomen en niet snel beschikbaar is, is gelijk aan de totale hoeveelheid gesuppleerd water vooraf aan de spuiperiodes in augustus 2003: circa 4.200 m^3 (inclusief regenwater).

7.2.4 Periode september 2004 t/m december 2005

In bovenstaande periode heeft één spuiperiode plaatsgevonden, van 4 december 2004 tot en met 25 april 2005. De rest van de periode heeft het percolaat gerecirculeerd met een debiet van circa 20 m^3/dag. Vanaf september zijn er technische problemen met de infiltratie en verloopt deze wat onregelmatiger, dit is te zien in figuur 31.



Figuur 31 Verloop infiltratie vanaf april 2005

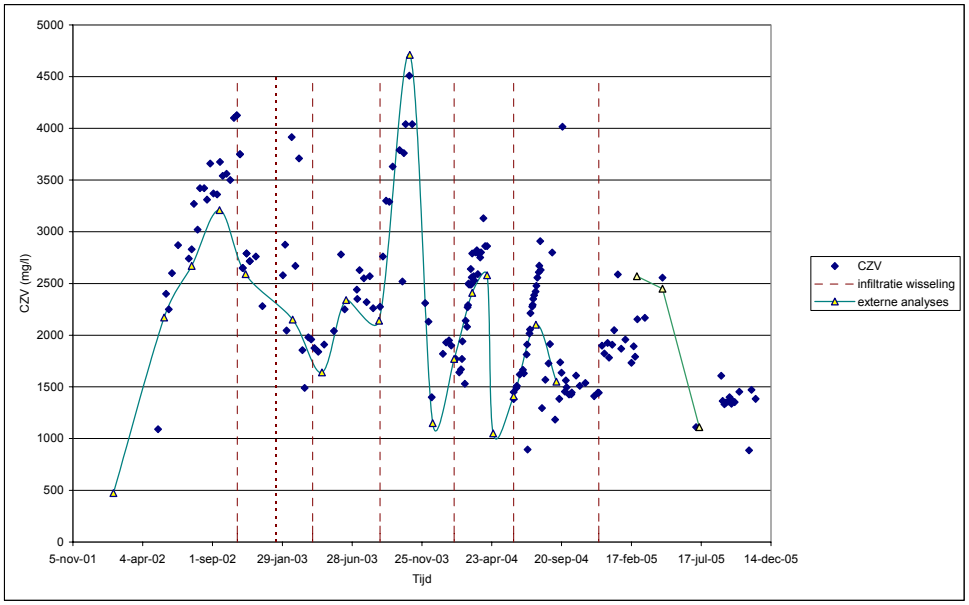
Tijdens de spuiperiode van december tot en met april is totaal 877 m^3 gespuid. Dit is circa 250 m^3 meer dan bij de andere spuiperiodes, uiteindelijk kwam er minder dan 1 m^3 per dag uit de stortplaats. Hierna is 810 m^3 schoon water geïnfiltreerd, sinds de onregelmatigheden met infiltreren in september is geen schoonwater meer bijgevoegd.

De totale hoeveelheid schoonwater die in de pilot is gebracht is in december 2005 5384 m^3.

7.3 Analyses percolaatwater

7.3.1 CZV

In Figuur 32 staat het verloop van de CZV concentratie over de tijd weergegeven.
De aparte analyses zijn door een extern laboratorium uitgevoerd en de tussenliggende met behulp van veldanalyse apparatuur.



Figuur 32 Verloop CZV concentratie in het percolaat

Periode september 2001 t/m september 2002

Tot en met september laat de grafiek een toename in CZV-concentratie zien, dit is goed verklaarbaar aangezien er geen afvoer heeft plaatsgevonden en steeds meer afval is bevochtigd. Hierdoor krijgt steeds meer materiaal de kans om in oplossing te gaan. De concentratie biologische componenten (BZV) blijft laag tot zeer laag (de hoogst gemeten waarde is circa 710 mg/l)

Periode september 2002 t/m augustus 2003

Wanneer begonnen wordt met het infiltreren langs de bovenste drains daalt de concentratie sterk, in eerste instantie doordat het water is aangevuld met schoon water, in tweede instantie vindt zoals eerder vermeld kortsluitstroming plaats en daarna wordt weer veel schoonwater aan de pilot toegevoegd. Nadat het infiltratiedebiet is gehalveerd, en de schoonwater suppletie tot 0 is terug gelopen begint de CZV-concentratie weer te stijgen

Periode september 2003 t/m augustus 2004

In het verloop van de CZV concentratie is duidelijk het spuien van percolaat en weer aanvullen van de pilot met schoon water terug te zien. De stippellijnen in de grafiek vanaf augustus 2003 geven het begin van een spuiperiode aan. Wanneer vanaf augustus 2003 wordt begonnen met spuien stijgen de concentraties steeds verder. Wanneer op het laatst het spui debiet erg laag ligt, liggen de concentraties het hoogst. Vanaf het moment dat de pilot geïnfiltreerd wordt met schoonwater daalt de concentratie zeer sterk. Dit komt doordat er nog weinig uitwisseling heeft plaats gevonden van het schone water met de hoeveelheid CZV aanwezig in de poriën van het stortlichaam. Wanneer het water gerecirculeerd wordt stijgt de concentratie weer.

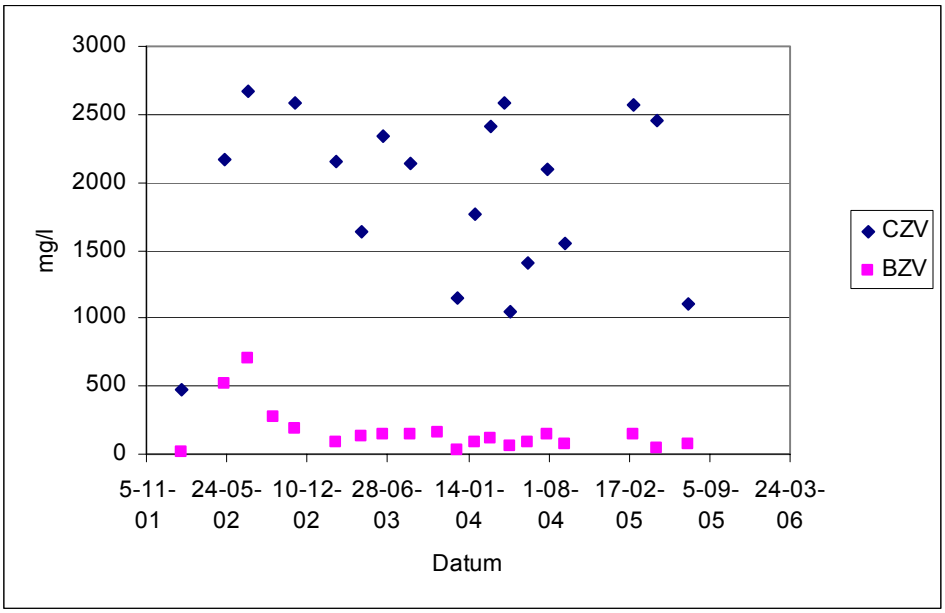
Tussen de eindconcentratie na de eerste spui periode in augustus 2003 en de eindconcentratie na de spuiperiode in februari 2004 zit een vrij grote concentratie sprong. Tussen de spuiperiode in februari 2004 en augustus 2004 is dit verschil minder groot.

Periode september 2004 t/m december 2005

Gedurende de spuiperiode stijgt de concentratie CZV in het percolaat maar blijft zo'n 10% onder de hoogte concentratie van de vorige spuiperiode. Uit het verloop van de "pieken" van de CZV concentraties tijdens het spuien is af te leiden dat er door het spuien daadwerkelijk uitspoeling plaatsvindt. Tijdens de recirculatie periode volgend op het spuien blijft de concentratie CZV laag. Dit kan verschillende redenen hebben en onder andere door kortsluitstroming veroorzaakt worden. Een andere reden kan zijn dat door de sterk afgenomen biologische activiteit er geen verdere "productie"van CZV plaatsvindt als restproduct van de biologische afbraak.

De analyses uitgevoerd door het externe laboratorium lopen gelijk op met de veldanalyses, dit is het teken dat de veldanalyses een goed beeld geven van het verloop van de concentraties.

In de volgende figuur wordt de relatie tussen CZV en BZV weergegeven. Hier is te zien dat waar de CZV concentratie verandert bij veranderende infiltratie, de BZV concentratie laag blijft. Deze lage concentratie kan veroorzaakt worden door verhoogde afbraak van BZV.



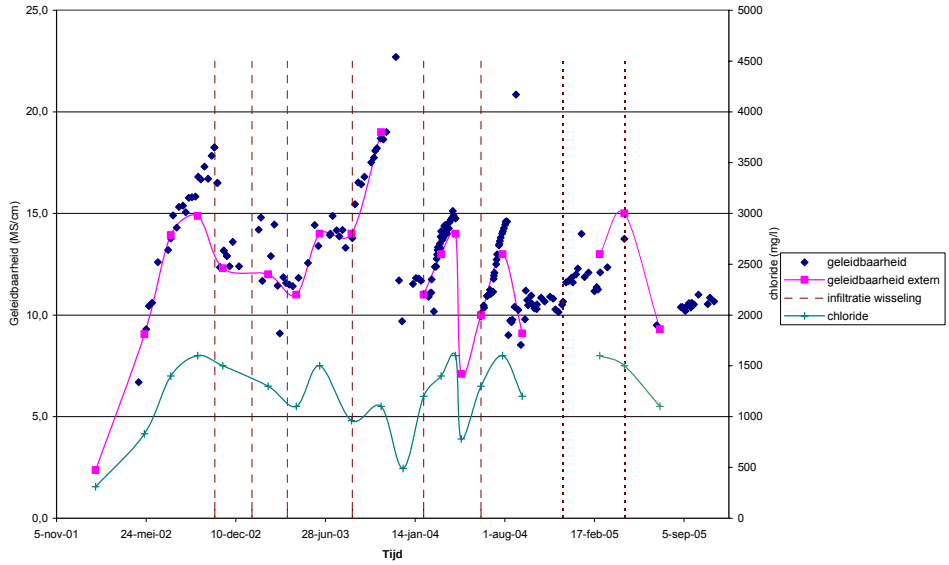
Figuur 33 Relatie CZV-BZV

7.3.2 Geleidbaarheid

In de volgende grafiek, figuur 34, is naast de geleidbaarheid ook de chloride concentratie aangegeven. Chloride kan beschouwd worden als een conservatieve parameter, dat wil zeggen dat deze onafhankelijk is van de afbraak van organisch materiaal, en dus alleen maar afhankelijk van de waterdoorstroming. De geleidbaarheid wordt bepaald door de aanwezigheid van opgeloste ionen waar chloride een groot deel van uit maakt. Deze twee parameters hebben dan ook vrijwel hetzelfde verloop.

Periode september 2002 t/m augustus 2003

In het verloop van deze componenten is duidelijk het infiltratie regime te herkennen. In de eerste periode komt er steeds meer materiaal in oplossing en stijgt de concentratie. In periode 2 en 3 daalt de concentratie door het extra schoon water. Na de halvering van het infiltratiedebiet begint de concentratie weer te stijgen.



Figuur 34 Overzicht geleidbaarheid en chloride

Periode september 2003 t/m augustus 2004

In figuur 34 geven de stippellijnen de momenten aan waarbij begonnen is met spuien. Ook in de geleidbaarheid is duidelijk het regime van spuien en vullen van de pilot terug te vinden. Hierbij is de geleidbaarheid hoog aan het begin van de spuiperiode en heel laag bij het begin van infiltreren. Na recirculatie stijgt de geleidbaarheid weer.

De chlorideconcentratie heeft een afwijkend verloop en daalt in de periode van juli tot augustus 2003, tijdens een recirculatieperiode waar andere percolaat concentraties gelijk blijven. Ook stijgt de chlorideconcentratie minder sterk bij de spuiperiode vanaf augustus 2003. Tijdens de twee andere spui periodes gedraagt de chlorideconcentratie zich wel hetzelfde als de andere parameters. Gezien de grote overeenkomsten in het patroon wordt getwijfeld aan de betrouwbaarheid van de analyse van de monsters van december en oktober 2003.

Periode september 2004 t/m december 2005

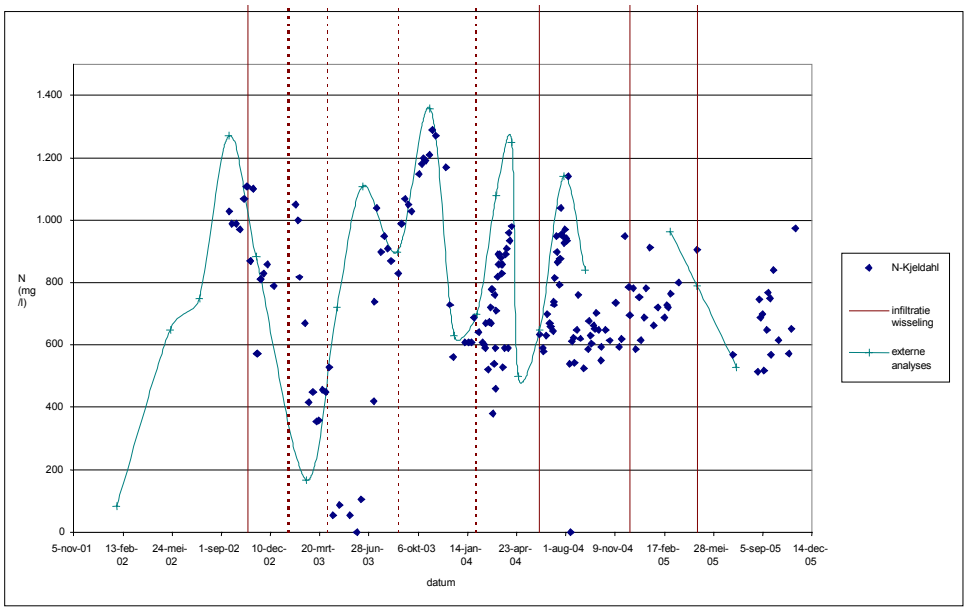
Net zoals bij de CZV concentratie stijgt de geleidbaarheid tijdens de laatste spuiperiode en blijft deze laag bij de recirculatie. In het verloop van de concentratie “pieken”tijdens het spuien is ook hier een lichte daling te zien als gevolg van uitspoeling.
De chlorideconcentratie toont een licht afwijkend verloop, de concentratie is al gedaald op het moment dat de geleidbaarheid nog steeg tijdens het spuien. Tijdens recirculatie is deze wel mee gedaald.

7.3.3 Stikstof

Het verloop van de stikstof concentratie in de tijd is van meer parameters afhankelijk en ook moeilijker te meten dan de geleidbaarheid. Het verloop is te zien in figuur 35.

Stikstof komt vrij bij de afbraak van organische stof, en wordt daarbij voor een deel weer vastgelegd in de biomassa. Wanneer de biomassa vervolgens afsterft en wordt afgebroken komt deze stikstof alsnog weer vrij, maar ook deze vrijkomende stikstof kan voor een deel

opgenomen worden door nieuwe biomassa. Dit maakt dat het verloop van de stikstof concentratie heel anders kan zijn dan dat van de overige parameters, en dat door het langzaam afsterven van biomassa de stikstof concentratie in percolaat hoog kan blijven waar andere parameters al uitgespoeld zijn.



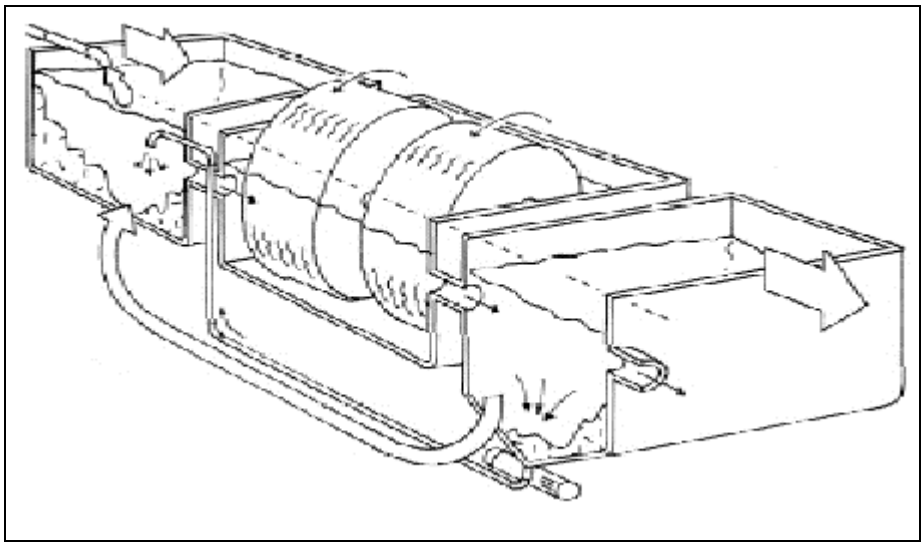
Figuur 35 Verloop stikstof concentratie in het percolaat

Over het algemeen is er een goede overeenkomst tussen de veldanalyses en de externe analyses. In bepaalde perioden zijn er echter behoorlijke afwijkingen. De analyses vagen dus om een gedegen aanpak en nauwkeurige uitvoering. Als aan deze voorwaarden is voldaan, leveren de veldanalyses waardevolle aanvullende analyses op.

Zoals hiervoor aangegeven bestaat er voor stikstof de mogelijkheid dat dit in het stortpakket wordt vastgelegd in de vorm van biomassa. Door dit mechanisme is het wenselijk de mogelijkheden te onderzoeken van aanvullend processen voor de omzetting van stikstof. Dit kan ex-situ gebeuren en in-situ. In Landgraaf worden beide methoden toegepast. Het percolaat wordt ex-situ behandeld in een biorotor die is opgenomen in de recirculatie van het percolaat . In de biorotor vindt nitrificatie plaats en het percolaat wordt vervolgens het stortlichaam ingevoerd voor denitrificatie. Dit is ingezet sinds 1 juli 2005.
Vanaf het eerste kwartaal in 2006 zal het stortlichaam ook belucht worden door het aansluiten van een blower op de infiltratie drains. Beide methoden worden in dit hoofdstuk beschreven.

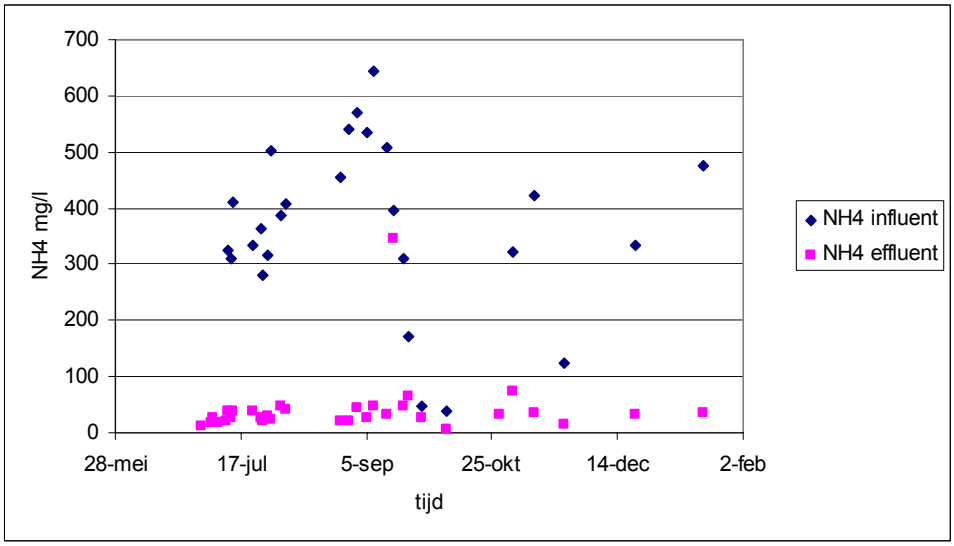
7.4 Biorotor

Sinds 1 juli 2005 is er via een circulatieloop een biorotor aangesloten op de percolaatbuffer.. Bij een biorotor zijn er pakketten drager materiaal gemonteerd op een draaiende as. Op dit drager materiaal kan de biofilm met bacteriën aangroeien. Door het draaien zijn de bacteriën afwisselend ondergedompeld in het afvalwater (voedselvoorziening) en blootgesteld aan de lucht (zuurstofvoorziening).
Een schematische weergave staat in Figuur 36. Vanuit de percolaat buffer wordt het water met een debiet van circa 10 m^3/dag naar de biorotor gepompt. Vanuit daar stroomt het water onder vrij verval via een bezinker terug naar de percolaat buffer.



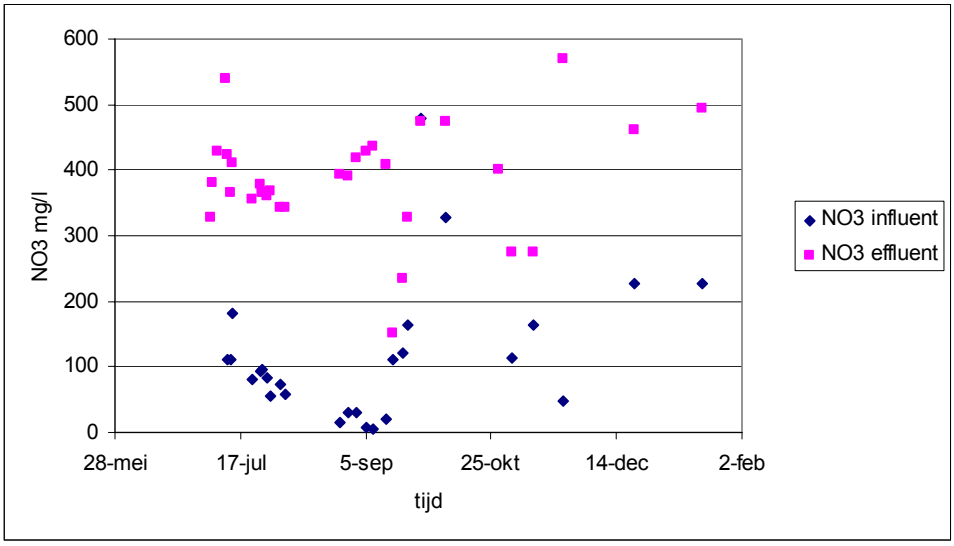
Figuur 36 Biorotor

De nitrificatie door de biorotor wordt gemonitord door onder andere het meten van ingaande en uitgaande concentraties ammonium en nitraat. Het verloop van die concentraties is weergeven in Figuur 37 en 38 Hieruit blijkt dat het ammonium daadwerkelijk genitrificeerd wordt in de biorotor. Er is in de resultaten van het percolaat nog geen afname van de hoeveelheid stikstof terug te vinden. of het nitraat vervolgens in het stortlichaam gedenitrificeerd wordt kan dan ook nog niet gezegd worden. De hoge nitraat concentraties in het influent komen waarschijnlijk door problemen met de onregelmatige infiltratie. Hierdoor werd water wat al eerder in de biorotor behandeld is nogmaals ingevoerd.



Figuur 37 In en uitgaande concentraties NH4 van de biorotor

Gemiddeld wordt de NH4-concentratie door de behandeling met de biorotor verlaagd van circa 400 mg/l naar 50 mg/l, overeenkomend met een rendement van circa 90%.



Figuur 38 In en uitgaande concentraties NO_3 van de biorotor

7.5 Beluchten van het pakket

Om stikstof uitloging verder te reduceren wordt er ook ingezet op beluchting van het afvalpakket zelf. Bijkomend effect hiervan is dat de stabilisatie van het stort versneld wordt en ook overgebleven organisch materiaal verder wordt afgebroken en dat daardoor de rest-emissie aan methaan kan worden verlaagd. Met het beluchten van stortplaatsen is wereldwijd nog maar beperkt ervaring.

De effecten van beluchten op korte termijn zijn waarschijnlijk als volgt:

a. Warmteontwikkeling; door het aërobe proces ontstaat exotherme warmte en kan het stort opwarmen tot 60 graden Celcius. Door aanpassingen in de beluchting en/of suppletie van water kan er gekoeld worden. Eventueel kan de opgewarmde stort weer tijdelijk als anaërobe reactor bedreven worden (beluchten stoppen).
b. Percolaatkwaliteit; onmiddellijk na starten beluchten komt poriewater op transport, waardoor tijdelijk de concentraties in het percolaat kunnen stijgen. Vervolgens zullen naar verwachting CZV (DOC) en stikstof dalen.
c. Stortgaskwaliteit: het methaangehalte zal mogelijk dalen tot 1 tot 5 v%, het CO2 varieert met de omzetsnelheid, verder zal vooral stikstofgas aanwezig zijn en rest zuurstof.

De beluchting wordt uitgevoerd door een blower aan te sluiten op de infiltratie leidingen van het stortlichaam. Afwisselend wordt 1 uur per dag percolaat langs de bovenste drains het pakket geinfiltreerd en wordt in de rest van de tijd lucht door de onderste drains het stort in geblazen.

Uit de literatuur (Ritzkowski et al., 2003) is een belasting voor de beluchting afgeleid van circa 0,16 m^3 /ton DS.d. Dit komt voor de situatie in Landgraaf neer op een debiet van 114 m^3 uur. Dit debiet kan door de voorgestelde blower gehaald worden mits de weerstand niet te groot is.

Bij de aangehaalde proef is sprake van een omzetting aan organisch materiaal door de beluchting van 0,0162 kg koolstof per m^3 lucht. De omvang van de gasproductie begin 2006, die geraamd wordt op circa 10 m^3/h puur stortgas komt overeen met circa 130 kg koolstof per dag. Om een reductie van ongeveer 50% te realiseren zou dus een debiet van circa 170 m^3/h gerealiseerd moeten worden. Ook dit valt binnen de karakteristiek van de voorgestelde

blower. Uit het onderzoek aan de uitgaande gasstroom zal moeten blijken of er in het geval van Landgraaf vergelijkbare benuttingsefficienties van de ingebrachte zuurstof gerealiseerd kunnen worden, waardoor lagere debieten of hogere omzettingsgraden mogelijk worden.

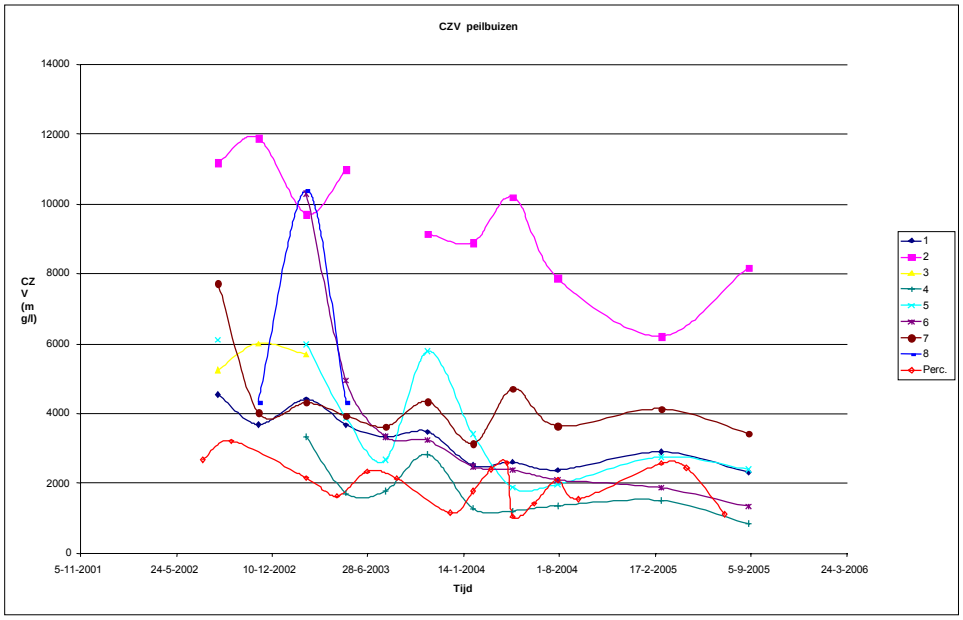
In Hoofdstuk 9 wordt verder ingegaan op de aspecten van de stikstof huishouding

7.6 Analyses peilbuizen

Periode september 2002 t/m augustus 2003

In Bijlage 3 zijn de analyse resultaten van de peilbuizen te vinden, in de grafieken worden de hoeveelheden vergeleken met de concentraties in het percolaat. Aan deze gegevens vallen een aantal dingen op:

- De concentraties van verschillende componenten in de peilbuizen liggen vrij veel hoger dan de concentraties in het percolaat.
- Bij de meeste componenten is te zien dat de concentraties van de peilbuizen en het percolaat dichter naar elkaar toe komen.



Figuur 39 Verloop CZV concentraties in de peilbuizen in relatie tot percolaat

Ook binnen de peilbuizen onderling zijn vrij grote concentratieverschillen, wat waarschijnlijk komt door goede en minder goede doorstroming van het plaatselijke afval pakket. Vooral peilbuis nummer twee heeft relatief hogere concentraties. Dit is vooral te zien bij CZV en N-kjeldahl.

7.6.1 Geleidbaarheid

Opvallend is dat bij de peilbuizen het chlorideverloop heel anders is dan de geleidbaarheid. In tegenstelling tot bij het percolaat waar deze twee vrijwel hetzelfde verloop hebben. Dit betekent dat er in de peilbuizen andere componenten de geleidbaarheid mee bepalen, en hoog hielden terwijl de chlorideconcentratie daalde.

7.6.2 BZV en CZV

Wat opvalt, wanneer het verloop van de BZV en de CZV concentraties met elkaar vergeleken worden, is dat bij de verschillende peilbuizen het onderlinge verschil bij BZV veel minder groot is.

Bij BZV zijn een aantal hoge concentraties wanneer de peilbuis voor het eerst genoeg water bevat om bemonsterd te worden, zoals bij peilbuisnummer 6, dat wanneer de concentratie heel hoog is en deze daalt wanneer de peilbuis langer vochtig is. De BZV-concentratie van de peilbuizen die vochtig zijn naderen steeds meer de concentratie in het percolaat.

Periode september 2003 t/m augustus 2004

In het verloop van de peilbuizen is bij het gehalte aan CZV, de geleidbaarheid en chloride eenzelfde regime terug te zien als bij het percolaat. Ook in de peilbuizen vindt verdunning plaats van de componenten wanneer de pilot gevuld wordt, en zijn hogere concentraties te zien aan het einde van de spuiperiode. De pieken en dalen zijn wel wat afgevlakt, dit komt doordat de peilbuizen minder directe invloed ondervinden van de infiltratie, en meer de concentraties in het afvalpakket weergeven.

Periode september 20047 t/m december 2005

Het verloop van CZV, geleidbaarheid en chloride is nog steeds in hetzelfde regime als de percolaat concentraties. Alleen peilbuis nummer 2 vertoont bij CZV een afwijkend verloop.

De BZV-concentraties in de peilbuizen zijn vrijwel gelijk aan die in het percolaat. Alleen in peilbuis 2 is de concentratie veel hoger. Zoals bij het percolaat besproken zijn er meerdere factoren van invloed op de stikstof concentraties. Hierbij zijn dan ook verschillen te zien tussen de peilbuizen onderling, en tussen de peilbuizen en het percolaat.

Alle peilbuizen hebben in de loop van de pilot genoeg water bevat voor monstername. Alleen peilbuis nummer 3 en nummer 8 zijn sinds de eerste helft van 2003 te droog. In hoofdstuk 4 is te zien dat peilbuis 3 9,35 meter diep ligt en peilbuis 8 6,75 meter. Ook wat de ligging betreft zijn nog geen verklaringen te vinden waarom er geen water meer is bij peilbuis 3 en 8. Wat zou kunnen is dat de infiltratiebuizen ter plaatse van deze peilbuizen in de loop van de tijd verstopt zijn geraakt.

7.7 Gas productie

Toelichting op gasprognoses staat in bijlage 1, in Bijlage 2 staat de grafiek van de gasproductie in vergelijking tot de prognose weergegeven.

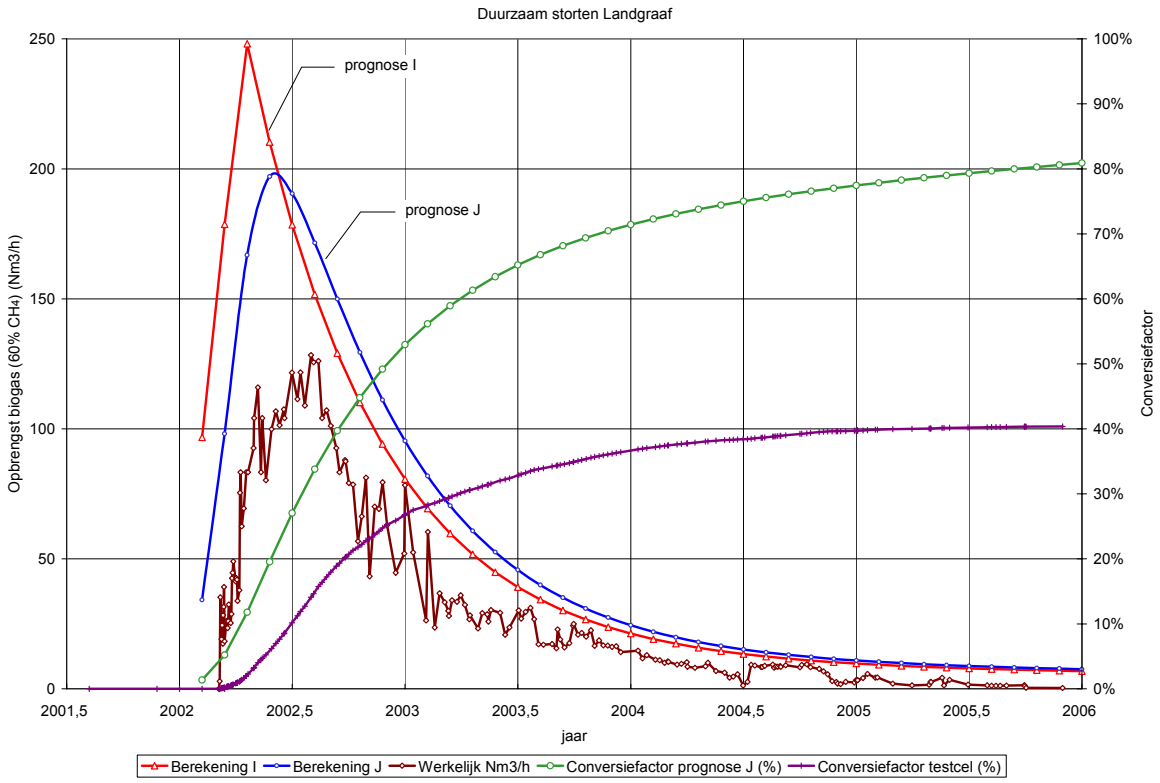
Periode september 2002 t/m augustus 2003

De grafiek van de gasproductie ten opzichte van de prognose is te vinden in bijlage 2.

De gasproductie blijft teruglopen in de periode september 2002 tot augustus 2003, ondanks dat er nieuwe delen van het pakket pakket doorstroomd zijn. Een reden hiervoor kan zijn dat er remming plaatsvindt door een te hoge stikstof concentratie in het afvalpakket. Deze is, zoals in de analyse van de peilbuizen te zien is vrij hoog, en verwacht wordt dat boven de 1.500 mg/l aan stikstof er remming op kan treden.

Periode september 2003 t/m augustus 2004

Zoals te zien is in figuur 40 is de gasproductie steeds verder afgenomen. Op dit moment, begin 2006 is deze op een bijna constant niveau van 8 -10 Nm^3/uur. Wanneer dit verloop vergeleken wordt met de prognose van de gasproductie die in dezelfde grafiek is afgebeeld valt af te leiden dat de gasproductie zich naar verwachting op het huidige niveau zal handhaven.



Figuur 40 Geprognosticeerde gasproductie en gerealiseerde gasonttrekking.

Periode september 2004 t/m december 2005

In 2005 is de gasproductie vrijwel gelijk gebleven. Dit verloop, waarbij de gasproductie vrij lange tijd constant blijft op een lager niveau, is een bekend verschijnsel bij stortplaatsen op langere termijn. Op dit moment is de gasproductie gemiddeld 3,7 Nm^3 CH_4 per uur of 0,93 liter CH_4/m^2/ uur. Volgens eerdere onderzoeken (Figueroa, 1998) is de methaanoxidatie in een standaard bovenlaag met begroeiing haalbaar van 0,34 en 5,6 l CH_4 /m^2/uur. Aangezien er bij de constructie van de afdeklaag specifiek aandacht is besteed aan de capaciteit voor methaan oxidatie, zou een waarde aan de bovenzijde van dit bereik verwacht mogen worden. Kenmerken van de aangebrachte afdeklaag zijn een goede gasdoorlatendheid, zodat zuurstof makkelijk kan toetreden en voldoende voedingsbodem voor bacteriën. Het eerste is gerealiseerd door zand met een relatief uniforme korrelgrootte te kiezen. De voedingsbodem is verzorgd door het zand met grof gecomposteerd materiaal te mengen.

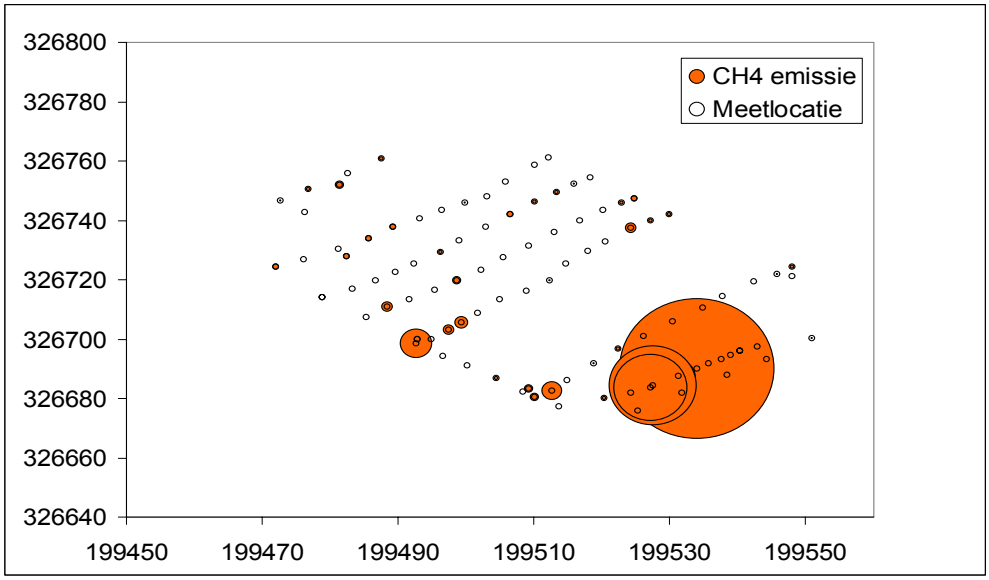
In een recenter artikel (Ritzkowski, 2005) wordt voorgesteld dat de oppervlakte belasting tussen 0,5 en 1,0 l CH4/m2.h zou mogen bedragen als randvoorwaarde voor het kunnen overdragen van de verantwoordelijkheid voor nazorg. Op dit moment lijkt voor de pilot aan die voorwaarde voldaan te kunnen worden.

In 2003 is door de universiteit Gent onderzoek gedaan naar de oxidatielaag met de zogenoemde ^{13}C metingen. De δ $^{13}CH_4$ waarde van het geëmitteerd methaan is een berekening aan de hand van twee stalen die met een tijdsverschil van 5 minuten genomen zijn. Wanneer het concentratieverschil tussen die twee stalen klein is, dus wanneer de methaanflux laag is, kan de deltawaarde van het geëmitteerd methaan minder nauwkeurig bepaald worden. Bij uitwerking van de gegevens voor monstername bleek dat op veel plaatsen niet of nauwelijks methaan uittrad. Op deze plaatsen kon geen methaanoxidatie worden vastgesteld. Op alle plaatsen waar een positieve flux gemeten kon worden, werden methaanoxidatiepercentages vastgesteld variërend tussen 40 en 65%. De oxidatie is verder geschat op 0,5 l/m^2 per uur maar ligt waarschijnlijk hoger door het hierboven beschreven fenomeen.

Waarschijnlijk wordt het stortlichaam vanaf het eerste kwartaal van 2006 belucht en zal het methaan percentage verder afnemen. Hier zal verder op in worden gegaan in Hoofdstuk 9, stikstofverwijdering. Voor de omstandigheden zoals die gelden voor de pilot is een dergelijke beluchting niet noodzakelijk voor het voorkomen van methaan emissies. Daarbij moet wel bedacht worden dat bij een full-scale toepassing van dit stortconcept de verhouding tussen oppervlak en inhoud ongunstiger zal zijn, met hogere oppervlakte belastingen als resultaat. Vanuit dit oogpunt is het interessant om vast te kunnen stellen of de gasproductie structureel verlaagd kan worden door het toepassen van beluchting.

7.8 Gasemissiemetingen

14 mei 2003 hebben er door ECN gasemissie metingen plaats gevonden op de pilot. Hierbij wordt de hoeveelheid gas gemeten die door de oxidatielaag heen ontsnapt uit het stort. In de volgende figuur is een overzicht van de methaanemissie uit het stort weergegeven.



Figuur 41 Emissie kaartjes stort Landgraaf

Op het gasemissie kaartje is te zien dat de grootste hoeveelheden gas ontsnappen in de zuidoosthoek van de pilot. Het terrein is hier vochtig en er liggen grote plassen water. Dat daar de grootste emissie plaatsvindt zou kunnen komen doordat er voorkeurskanalen voor het gas

zijn die naar deze hoek leiden. Uit één van de verticale buizen ontsnapt ook een hoeveelheid gas.
Totaal over de hele pilot ontsnapt 200 l CH_4/uur. Dit is een zeer klein gedeelte van de hoeveelheid biogas die wordt opgevangen (toen circa 50 m^3/h). Ook uitgedrukt als oppervlakte belasting is dit zeer laag, 0,05 l CH4/m2.uur.

Op dezelfde dag zijn ook metingen gedaan aan de capaciteit van de oxidatielaag, het zou kunnen dat in de oxidatielaag relevante hoeveelheden methaan worden geoxideerd Uit dit onderzoek bleek dat er vrijwel geen oxidatie in deze laag plaatsvindt.

7.9 Kolomproeven

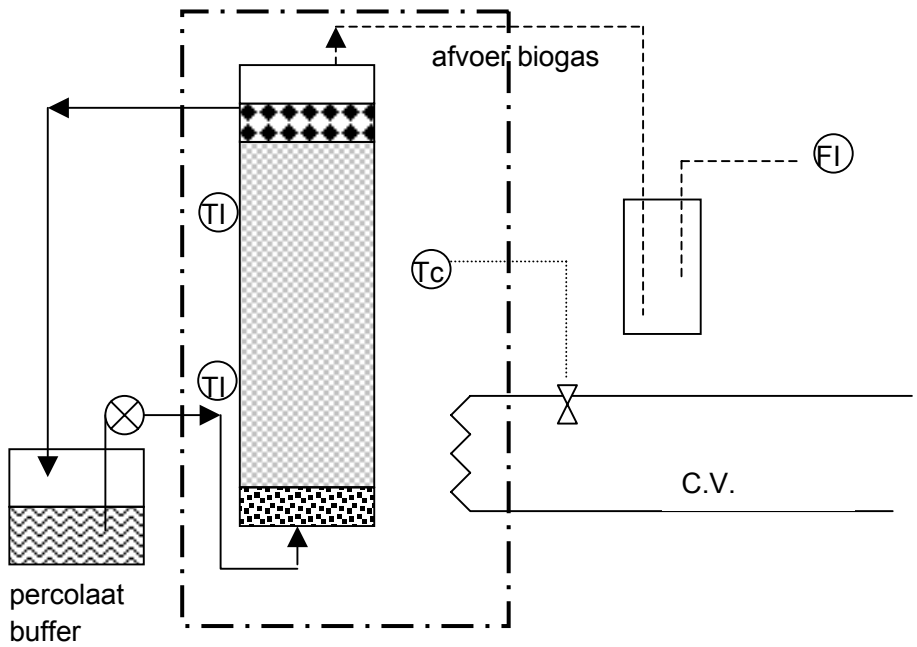
7.9.1 Inleiding

Om in een relatief kortere tijd, 1 tot 1,5 jaar zicht te krijgen op de ontwikkeling van het materiaal in de pilot zijn er kolomproeven uit gevoerd. Een voordeel van de kolomproeven is dat de methanogenese en uitspoeling versneld kan worden doorlopen. Dit kan worden gerealiseerd door het toepassen van een infiltratiedebiet, dat hoger ligt dan het in de stort toegepaste debiet.
In deze bijlage worden de opbouw van de proeven en de resultaten van de kolomproeven beschreven.

7.9.2 Materialen en methoden

a) Opstelling

Er zijn twee kolommen opgesteld volgens onderstaand schema.



Figuur 42 Schematische opstelling kolommen

De kolom bestaat uit een polyacrylaat buis met een diameter van 0,3 m, is 2 meter hoog en heeft een wanddikte van 5mm. Dit materiaal is doorzichtig, waardoor visuele waarnemingen van het materiaal mogelijk zijn. Verder is de kolom voorzien van een onder- en

bovenafdichting, appendages voor vloeistof toe- en afvoer, gasafvoer, aansluitingen voor meting en gassamenstelling en aasluitingen voor thermokoppels.

De kolom wordt van beneden naar boven doorstroomd. De kiezels onder in de kolom zorgen voor een homogene verdeling van het percolaat. De ringen aan de bovenzijde van de kolom zorgen ervoor dat het materiaal niet met het water omhoog gaat.

Het percolaat wordt met een peristaltische pomp via de onderzijde door het gepakte bed gepompt. Op circa 10 cm vanaf de bovenzijde is in de wand van de kolom de vloeistoftap met een vloeistofzeef gemonteerd, waarna het percolaat in een opvangvat wordt opgeslagen. Om de vloeistoftap hydraulisch te laten functioneren is een gasdruk compensatieleiding van het opvangvat naar de kolom gemonteerd.

Aan de bovenzijde van de kolom wordt het geproduceerde water biogas afgetapt. Via een waterslot, om mogelijke zuurstof vanuit de buitenlucht te blokkeren. Vervolgens wordt de hoeveelheid biogas gemeten met een natte gasmeter, en is er de mogelijkheid voor gas monstername.

Het temperatuurverloop in het materiaal is continu gemeten door middel van twee direct afleesbare thermometers.

De temperatuur van de kolommen wordt op 30°C gehouden door middel van c.v. systeem in de kleine ruimte waarin de kolommen geplaatst zijn.

Figuur 43 Bovenaanzicht kolommen

Figuur 44 Onderaanzicht kolommen

b) Materiaal

De kolommen zijn gevuld met vers materiaal wat zodanig is samengesteld om zoveel mogelijk overeen te komen met het afval in de pilot. De samenstelling van de kolommen is weergegeven in de volgende tabel 14.

Tabel 14 *Vulling van de kolommen*

	Kolom A		Kolom B	
Categorie	**Kg**	**Procentueel**	**kg**	**procentueel**
huishoudelijk afval	26,08	35,7%	27,83	35,7%
Bedrijfsafval	8,67	11,9%	9,25	11,9%
Autoshredder	14,00	19,2%	14,94	19,2%
reinigingsresidu (BSN-slib)	13,69	18,8%	14,61	18,8%
Vormzand	3,87	5,3%	4,13	5,3%
zeefresten/restpuin	5,59	7,7%	5,97	7,7%
Bioslib	1,10	1,5%	1,17	1,5%
Totaal	73,00	100%	77,90	1,00

Het droge stof gehalte van het mengsel wat in de kolommen gegaan is vastgesteld op 63,1%. Er wordt uitgegaan van een organische stof gehalte wat gelijk is aan het afval wat in de pilot is gegaan van 32% organische stof op droge stof basis. Op het moment dat de kolommen gevuld zijn heeft het afval een temperatuur van circa 60°C.

c) Analyses

In de volgende tabel 15 staan de uitgevoerde analyses op het percolaat en de kolommen.

Op eenzelfde mengsel van afval dat de kolommen in is gegaan zijn ook ANC uitloogproeven gedaan door ECN. De resultaten daarvan zijn hier niet weergegeven.

7.9.3 Bedrijfsvoering en resultaten

a) Fase 1: Aërobe afbraak (2 t/m 19 april 2004)

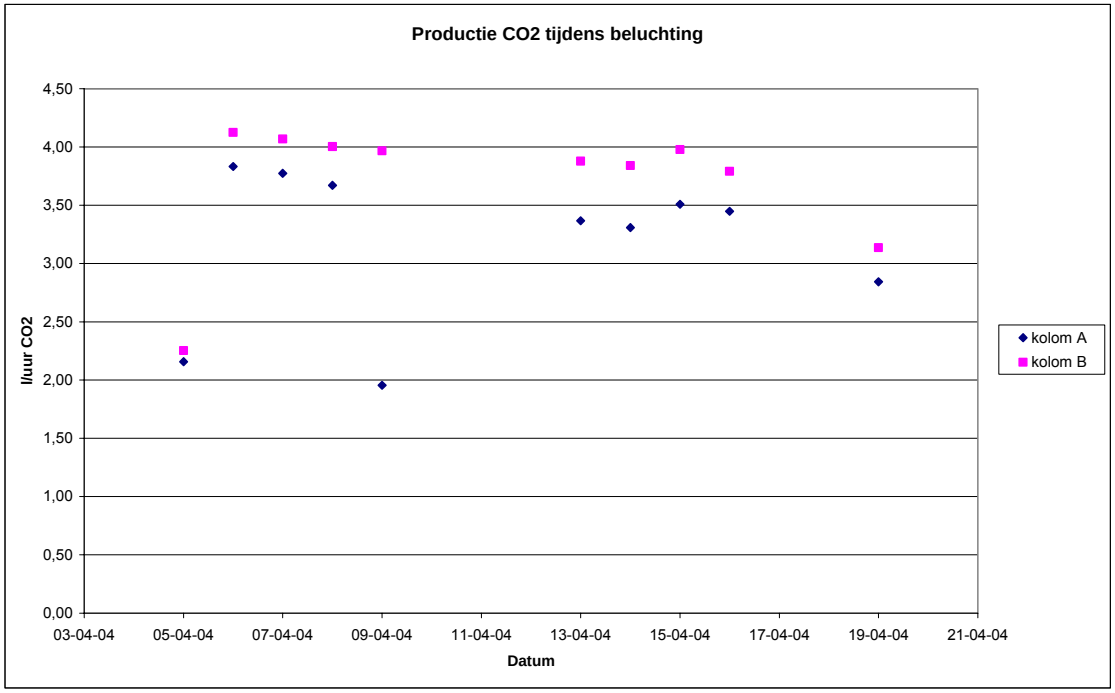
Bij het materiaal in de pilot in Landgraaf is het aannemelijk dat (net zoals bij de VAM-Bioreactor) een gedeelte van het makkelijk afbreekbaar materiaal aëroob is afgebroken tijdens het aanleggen van de stort. Om inzicht te kunnen krijgen hoeveel dit is geweest en om de kolomproeven vergelijkbaar te kunnen houden wordt er begonnen met een korte aërobe fase. Bovendien is wanneer meteen wordt begonnen met infiltreren een kans aanwezig dat er teveel makkelijk afbreekbaar materiaal in één keer in oplossing gaat en de omgeving verzuurt, ook dit wordt door een korte aërobe fase voorkomen.

Deze aërobe fase is uitgevoerd door perslucht aan te sluiten op de infiltratie kanalen om zo van onderaf lucht door het pakket heen te voeren. Van het gas is de CH_4 en CO_2 concentratie gemeten zodat de hoeveelheid afgebroken organisch materiaal bekend is. Het luchtdebiet is hierbij 25l/hr. De beluchting was van 2 april tot en met 19 april 2004.

Het verloop van de CO_2 productie is te zien in de volgende figuur.

Tabel 15 *Overzicht analyses*

Parameter	Frequentie zelf	Frequentie extern
Kolom:		
Temperatuur	wekelijks	
Biogas:		
Productie	continu	
samenstelling (CH_4, CO_2)	wekelijks	
Onttrokken percolaat:		
Hoeveelheid	wekelijks	
PH	wekelijks	
NH_4^+	wekelijks	
Redox	wekelijks	
CZV	wekelijks	maandelijks
Geleidbaarheid	wekelijks	maandelijks
BZV		maandelijks
vluchtige vetzuren (5)		2 maandelijks
Zwevend stofgehalte (TSS)		2 maandelijks
DOC		maandelijks
Bicarbonaat		maandelijks
N-Kjeldahl		maandelijks
totaal P		2 maandelijks
Chloride		maandelijks
Inhibitoren (Na, K, Ca, Mg)		maandelijks
Sulfide		2 maandelijks
Sulfaat		2 maandelijks
zware metalen totaal (As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Mo, Pb, Zn)		3 maandelijks
Geïnfiltreerd percolaat:		
Hoeveelheid	wekelijks	



Figuur 45 Verloop CO_2 productie kolommen tijdens beluchting

Berekeningen van de aërobe afbraak zijn weergegeven in de volgende tabel 16.

Tabel 16 *Overzicht aërobe afbraak*

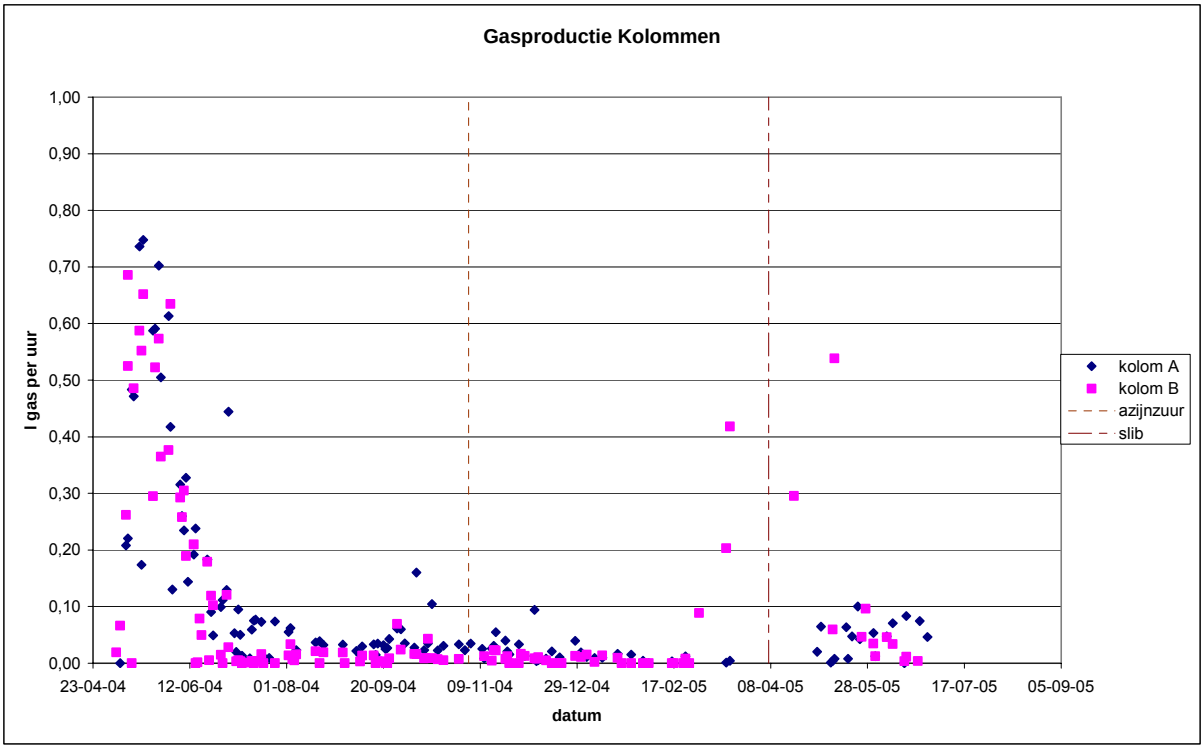
Parameter	Eenheid	Kolom A	Kolom B
Totaal hoeveelheid CO_2 geproduceerd	NLiter CO_2	1099	1253
CO_2 afgebroken	kg	2,18	2,48
Koolstof afgebroken	kg	0,59	0,68
Totaal afbreekbaar C aanwezig in kolom	kg	3,71	3,96
Percentage C aeroob afgebroken	%	15,98	17,07

De volgende uitgangspunten zijn hiervoor gebruikt:
- 63,1% droge stof van het materiaal
- 32% organische stof op droge stof basis
- 63% van organische stof is afbreekbaar organische stof.

b) Fase 2: Anaërobe afbraak (3 mei 2004 t/m 26 juni 2005)

Na de beluchting is de kolom van onderaf gevuld met percolaat van de pilot en wordt het water gerecirculeerd met een debiet van 0,6 liter per dag, wat neer komt op 3000 mm/jaar. Beide kolommen zijn op dezelfde manier bedreven.

In figuur 46 is het verloop van de biogasproductie te zien, deze is niet gecorrigeerd voor de hoeveelheid methaan.



Figuur 46 Verloop biogasproductie

Zoals te zien heeft er alleen de eerste maand gasproductie plaatsgevonden, hierna zijn de kolommen stabiel geworden. De korte verhoging van kolom B in april 2005 kan beschouwd worden een als meetfout veroorzaakt door lekkages.

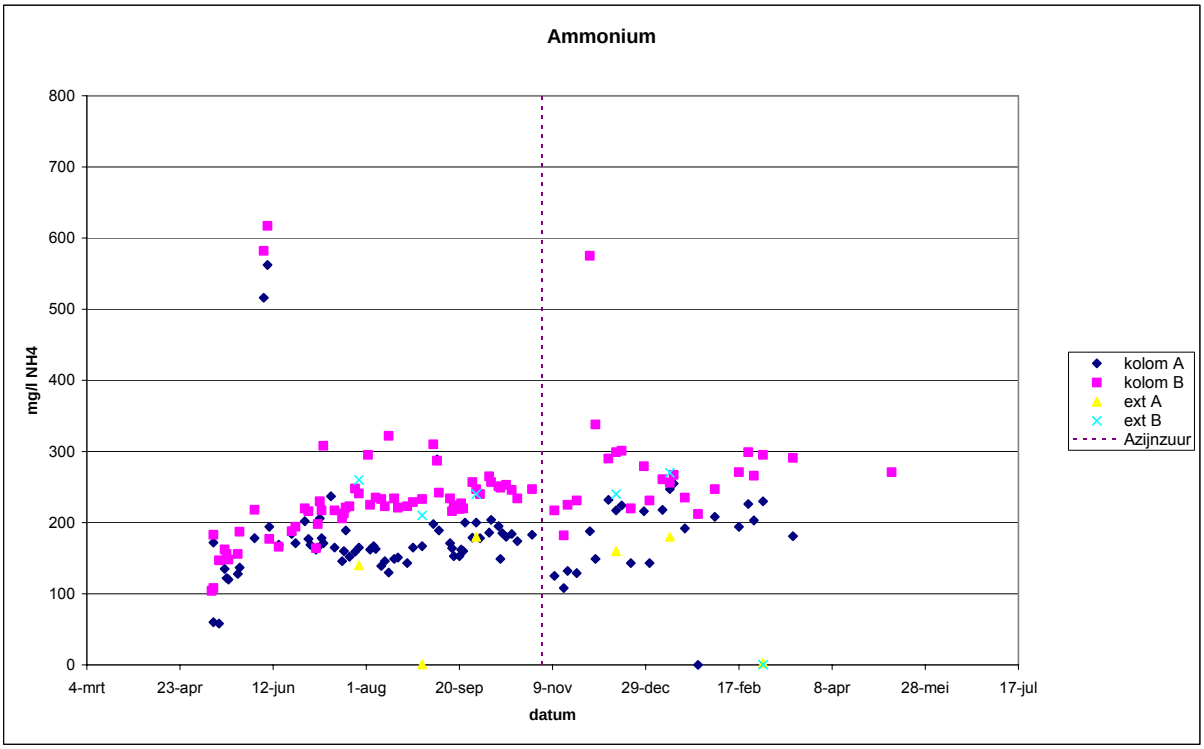
Om te bepalen waar de lage gasproductie door wordt veroorzaakt en om deze op gang te proberen te brengen is er in beide kolommen voor een periode van maand azijnzuur toegevoegd. Hiervoor wordt de concentratie HAC in het water wat gerecirculeerd opgehoogd tot 1280 mg/l. Dit water wordt een maand lang in beide kolommen ingevoerd, de pH wordt neutraal gehouden door het toevoegen van NaOH. In totaal is in kolom A 64 gr HAC ingevoerd en in kolom B 32 gram. Zoals in de grafiek te zien heeft dit geen invloed op de gasproductie.

Om een nieuwe biomassa hoeveelheid in de kolommen te brengen is er in april 2005 alleen in kolom A denitrificerend slib uit een slibgisting ingevoerd. In totaal 1072 gram slib in een periode van 2,5 week. Ook dit heeft geen invloed op de biogasproductie.

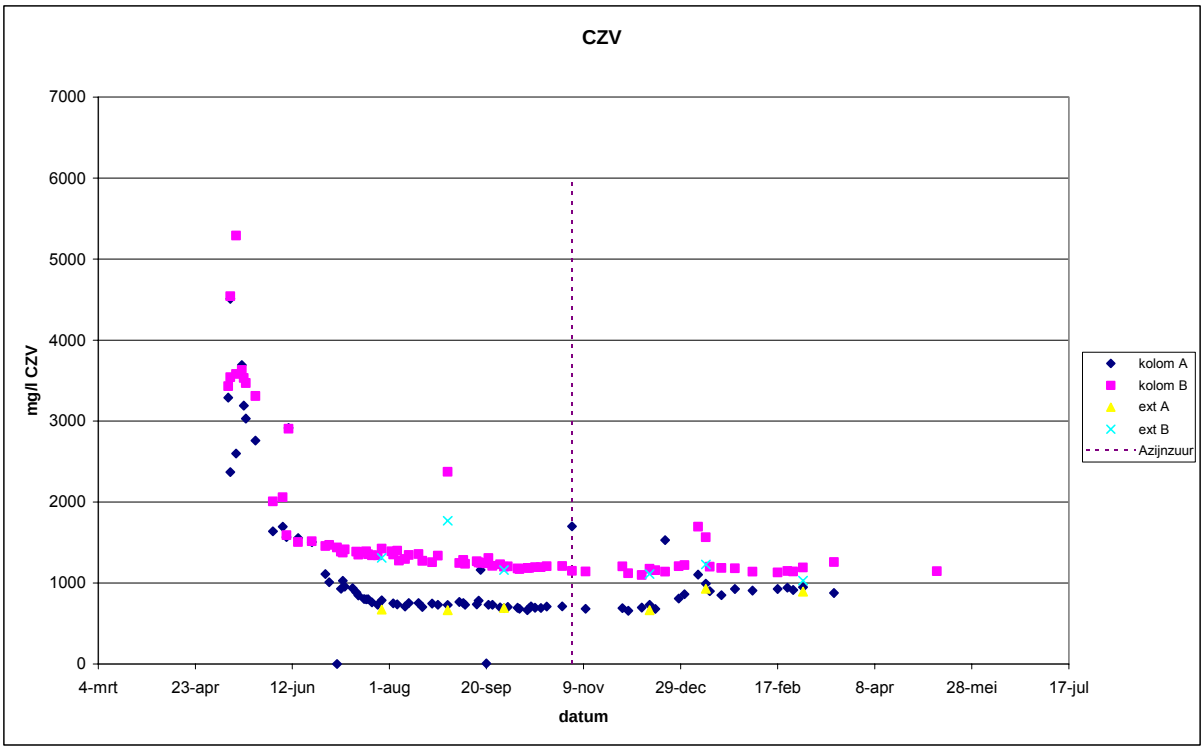
c) Resultaten water analyses

In de loop van de test periode is er water toegevoegd aan kolommen, met name als gevolg van lekkages en als vervanging voor water wat gebruikt is voor de analyses. Het water van kolom A is in juni 2004 geheel vervangen.

In de volgende figuren zijn respectievelijk de concentratie ammonium en CZV in het circulatiewater weergegeven. Zoals te zien komende externe analyses goed overeen met de eigen analyses.



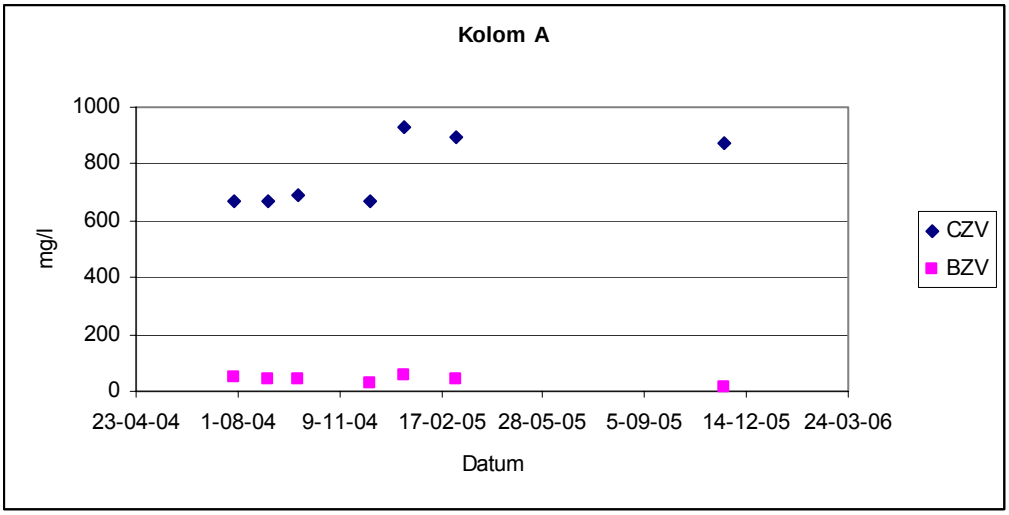
Figuur 47 Verloop ammonium



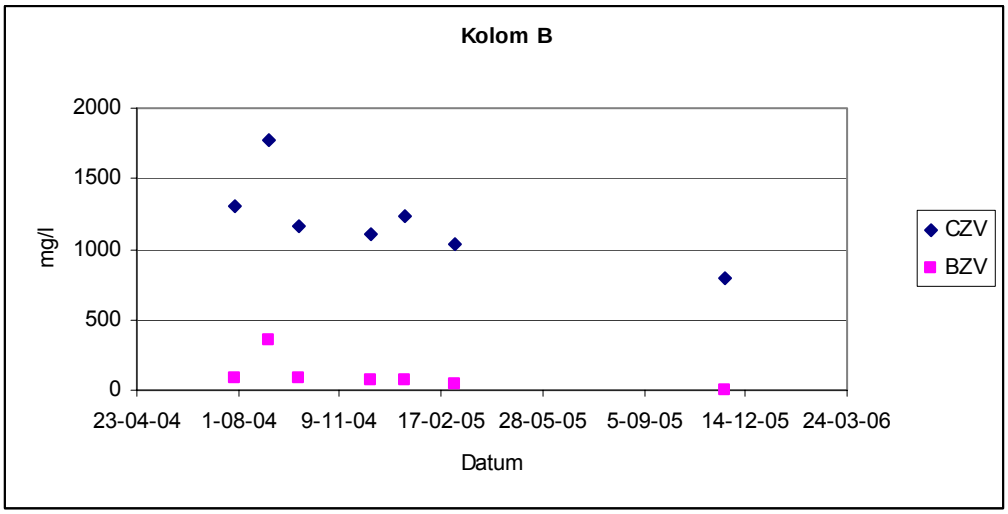
Figuur 48 Verloop CZV

De concentratie CZV is hoog tegelijk met de piek van de biogasproductie (april 2004), daarna daalt deze snel en blijft vrijwel contant.

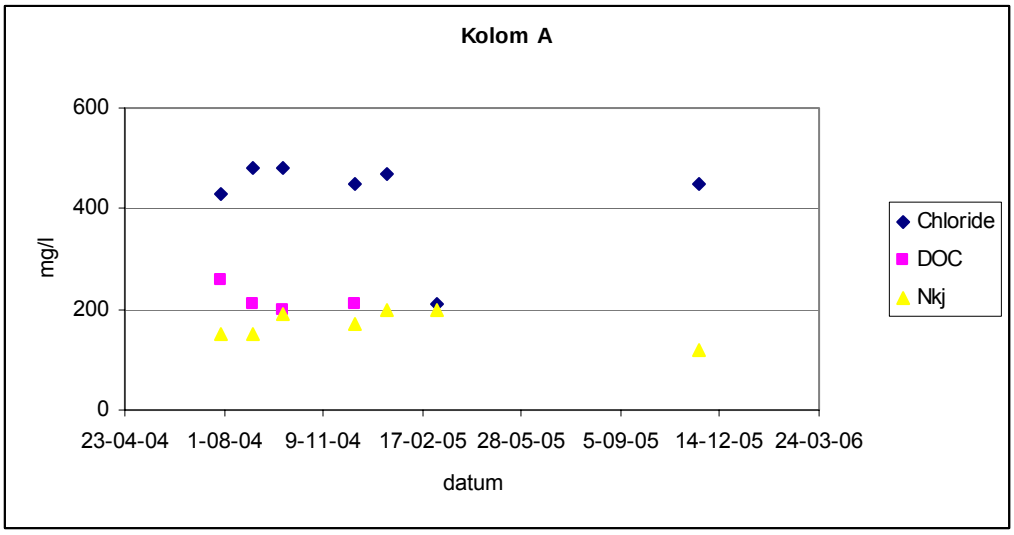
In de volgende figuren zijn BZV en CZV tegen elkaar uitgezet en volgt een verloop van Chloride, DOC en N Kjeldahl.



Figuur 49 BZV versus CZV Kolom A

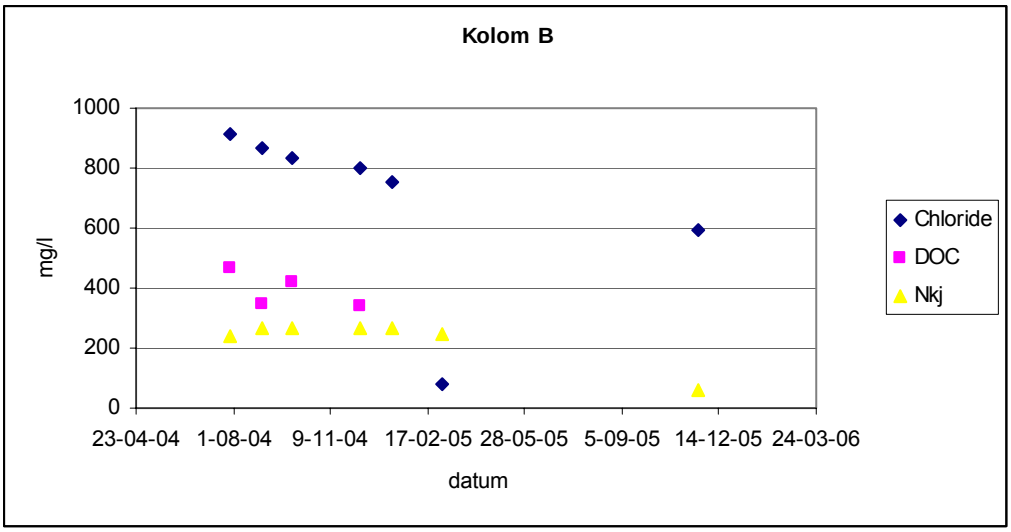


Figuur 50 BZV versus CZV Kolom B



Figuur 51 Chloride, DOC en N_{Kj} Kolom A

Voor alle betrokken componenten geldt dat de concentraties lager zijn dan de gemeten waarden in de pilot Landgraaf. De gevonden waarden zijn ook aanzienlijk lager dan destijds gevonden bij de kolomproeven van het VAM-bioreactoronderzoek. Deze waarden laten zich echter niet vergelijken omdat bij het VAM onderzoek gebruik gemaakt werd van methanogeen percolaat voor de infiltratie. In dit percolaat waren de concentraties op zich al hoger dan de nu gevonden waarden.



Figuur 52 Chloride, DOC en N_{kj} Kolom B

7.10 Afsluitende onderzoeken

Aan het einde van de periode van recirculatie (december 2005) is kolom A belucht, dit om te kijken of er nog aëroob afbreekbaar materiaal in de kolom aanwezig was. Er heeft na drie maanden beluchten (nog) geen CO_2 productie plaatsgevonden als reactie hierop.

Een deel van het materiaal van kolom B is voor nader onderzoek naar een laboratorium gestuurd voor de bepaling van de rest anaërobe afbreekbaarheid door middel van een oxi-top meting. Hierbij wordt het materiaal onder een overmaat anaëroob slib gebracht met een droge stof concentratie van circa 8%. De proeven worden uitgevoerd onder toevoeging van sporen, nutriënten en buffer. Vervolgens wordt de gasproductie continu gemeten. Uit deze testen volgt dat er geen extra gasproductie van het materiaal uit de kolommen plaatsvindt tijdens deze testen. Het ingaande materiaal van de kolommen had een droge stof gehalte van 58% en een organische stof gehalte van 25% op basis van natte stof.

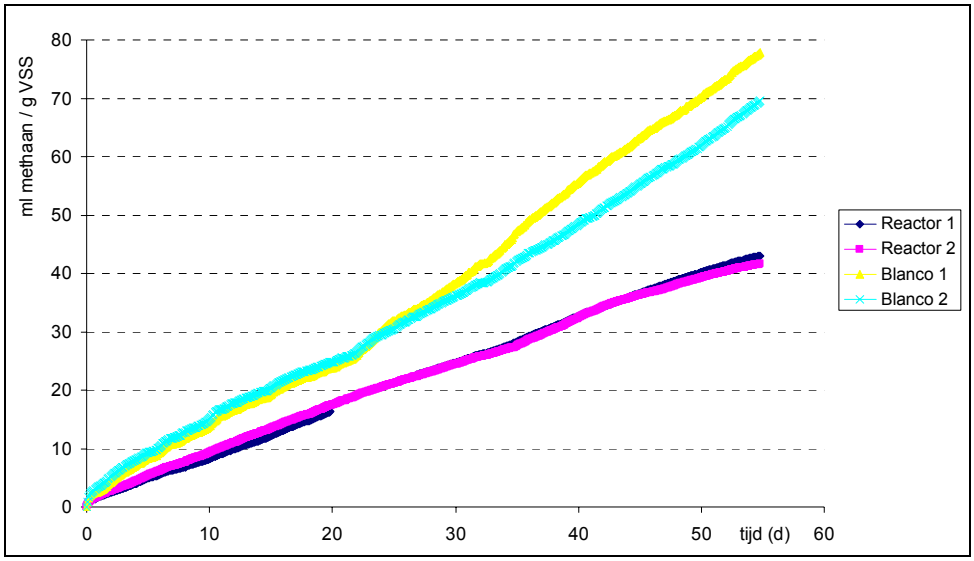
Het laboratorium komt tot de conclusie dat er in de blanco monsters een hogere gasproductie (uitgedrukt in ml methaan per gram organische stof bij aanvang) heeft plaatsgevonden dan in de monsters waaraan geen materiaal uit de kolommen is toegevoegd. Dit betekent dat er meer gas geproduceerd wordt uit het slib dat als entmateriaal is gebruikt dan uit het toegevoegde materiaal uit de kolommen.

Uit deze beide afsluitende onderzoeken blijkt dat er vrijwel geen biologisch afbreekbaar materiaal aanwezig is in het materiaal uit de kolommen. Dit geldt blijkbaar voor zowel aerobe als anaerobe omstandigheden.

Als deze conclusie op de pilot van toepassing wordt verklaard, dan geldt dus dat een groot deel van de ingebrachte organische stof wordt geconserveerd, ook als de optredende procesomstandigheden gunstig zijn voor anaerobe afbraak.

Bij de proeven in het laboratorium is van het ingaande materiaal een gloeiverlies vastgesteld van 43 % van de droge stof van het materiaal zoals het is aangevoerd. Dit percentage is hoger dan de 29% die op basis van de analyses van het uitgangsmateriaal verwacht mocht worden.

Na verwijdering van de aanwezige plastics was dit gedaald naar circa 26% van de droge stof. Dit percentage komt eveneens hoger uit dat de 17% die verwacht mocht worden bij afbraak van 50% van de oorspronkelijk aanwezige organische stof.



Figuur 53 Verloop van de gasproductie materiaal uit kolom B in relatie tot blanco monsters

In figuur 53 is de specifieke gasproductie bepaald op basis van de hoeveelheid VSS die met het entslib is toegevoegd. Als de resultaten worden betrokken op de totale hoeveelheid VSS die aan het begin van de proef aanwezig was, blijven de lijnen met de blanco's ongewijzigd, maar komen de lijnen voor reactor 1 en 2 nog lager te liggen. Dit geeft aan dat door de toevoeging van het materiaal uit de kolommen ook de omzetting van het entslib wordt geremd.

In de pilot is aantoonbaar circa 900.000 m^3 biogas gevormd en onttrokken. Dit komt overeen met een afbraak van 1200 ton organisch materiaal. De werkelijke afbraak zal iets groter zijn geweest en komt naar verwachting overeen met de waarde die in de gasproductie prognose is weergegeven. Voor begin 2006 komt deze op een waarde van 1,57 miljoen m^3 biogas overeenkomend met 2100 ton organisch materiaal. Dit betekent dat ruim 40 % van het afbreekbaar geachte materiaal ook daadwerkelijk is afgebroken.

In de kolommen is in de aërobe aanvang van de proeven vastgesteld dat 16- 17% van het organisch materiaal aëroob is afgebroken. Dit is exclusief de afbraak die al buiten de kolom had plaatsgevonden. Aangevuld met de kleine hoeveelheid die anaëroob is omgezet, komt de omzetting van het materiaal toch in dezelfde orde van grootte als in de pilot. Het feit dat geen verdere afbraak optreedt geeft dus aan dat dit ook voor de pilot te verwachten valt.

.

8. Discussie en interpretatie

8.1 Inleiding

In de voorgaande hoofdstukken zijn de praktische uitvoering en de behaalde resultaten aan de orde geweest. In dit hoofdstuk ligt de nadruk op het interpreteren van de gegevens en het leggen van verbanden om onderlinge relaties te kunnen leggen. Hierbij wordt ook voor een aantal onderdelen gebruik gemaakt van modelberekeningen door middel van een model dat binnen de activiteiten van het kernteam Duurzaam Storten zijn ontwikkeld. De beschrijving van de opzet van dit model is in bijlage 5 opgenomen. Dit model heeft een aantal basis invoer gegevens nodig die betrekking hebben op de aard van het materiaal en met name op de van toepassing zijnde hydrologische omstandigheden. Hieraan zal als eerste aandacht worden besteed in dit hoofdstuk.

8.2 Bevochtiging van het pakket

Een belangrijke parameter bij het beoordelen van de resultaten van duurzaam storten is de mate waarin het afvalpakket meedoet met de opgelegde wijze van bedrijfsvoering. Voor de pilot in Landgraaf geldt dat in de eerste fasen van het project een zodanige bevochtiging is nagestreefd dat naar verwachting het vochtgehalte en de vochtcirculatie geen beperking vormde voor de biologische afbraak van componenten.

Om dit te bereiken is er percolaat gerecirculeerd met een relatief hoog debiet, overeenkomend met 1.500 – 3.000 mm/jaar, oftewel vijf- tot tienmaal het nominale neerslag overschot. Ondanks deze recirculatie kan het door het optreden van voorkeursstromen en een inhomogene verdeling van de infiltratie in principe voorkomen dat een gedeelte van het afval niet bereikt wordt. In het onderstaande stuk wordt aan de hand van het concentratieverloop van een aantal componenten en de netto toevoer aan schoon water nagegaan in welke mate het afval wordt bevochtigd. De mate van bevochtiging wordt hierbij afgemeten aan de mate waarin goed oplosbare stoffen zoals chloride in het percolaat voorkomen en hoe de concentraties daarvan reageren op toevoeging van schoon water aan de pilot.

Naast het bevochtigen als zodanig is inzicht in de wijze van doorstromen van het pakket van belang. Naar verwachting kan dit benaderd worden door de totale waterinhoud te verdelen in een mobiele, een semistagnante fase en een stagnante fase. Voor het voorspellen van toekomstig gedrag is het belangrijk de omvang van de mobiele fase te kennen en de snelheid waarmee stof-uitwisseling tussen de genoemde fases plaatsvindt.

Periode september 2002 t/m augustus 2003

Op basis van de karakterisering van het materiaal is bekend hoeveel materiaal van een bepaalde component uitloogbaar is. Op grond van de actuele concentraties en de omvang van de waterfase kan dan beoordeeld worden of al het materiaal dat uitloogbaar is, ook daadwerkelijk in oplossing is gegaan. Om dit te beoordelen moet dan wel van een zogenaamde conservatieve stof worden uitgegaan die geen interacties met het afval aangaat. Als zodanig is chloride een bruikbare stof.

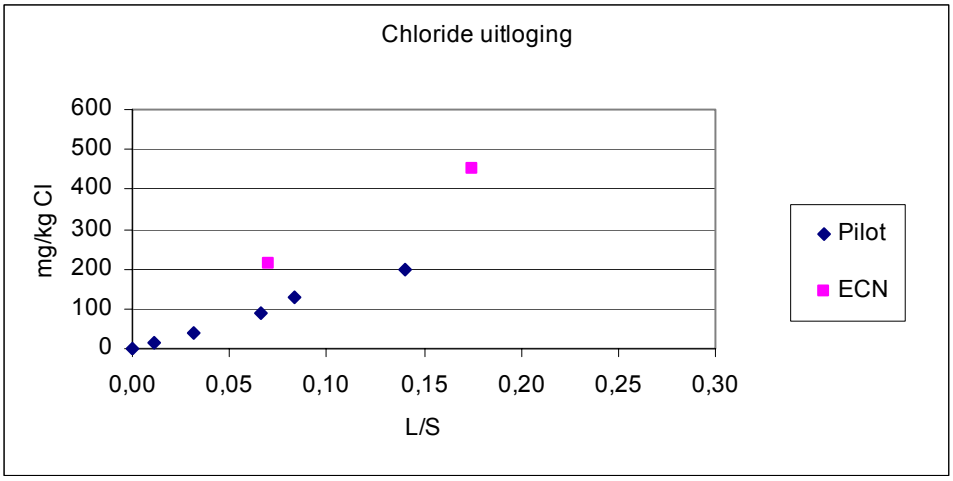
In het voorgaande is aangegeven dat de waterinhoud van het systeem op de beschouwde periode circa 12.000 m^3 bedroeg. Dit is opgebouwd uit waterinhoud van het ingekomen afval, 7.780 m^3, geïnfiltreerd regenwater, 1.390 m^3 en schoonwater infiltratie van 2.800 m^3.

De chlorideconcentratie bedroeg op 15 juni 2003 1500 mg/l (=1,5 kg/m^3)in het percolaat. Dit betekent dat in totaal minimaal 18.000 kg aan chloride in opgeloste vorm aanwezig was.
De concentraties aan chloride in de peilbuizen is hoger dan in het percolaat, dus dit suggereert dat er in werkelijkheid nog meer in opgeloste toestand aanwezig zou zijn.

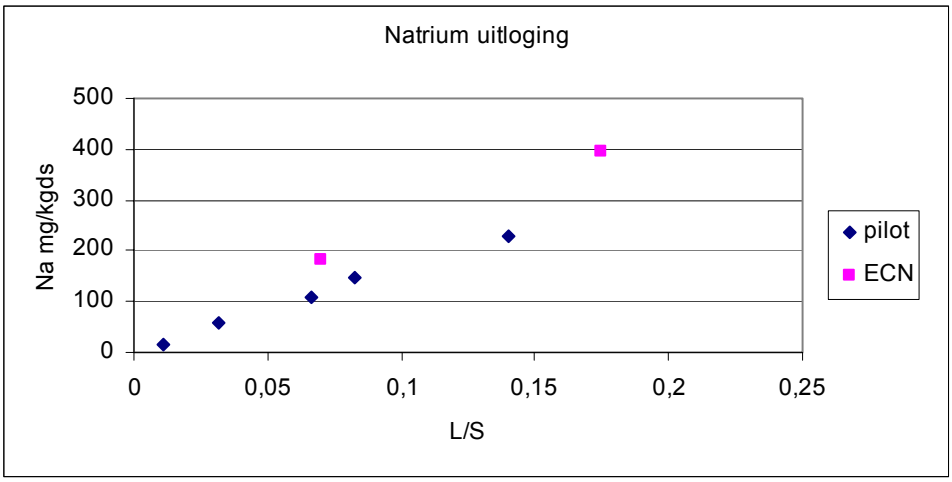
De hoeveelheid van 18.000 kg totaal is echter al hoger dan de circa 14.600 kg die op basis van de karakterisatie als maximaal oplosbaar geldt. Naast de hogere concentraties in de peilbuizen zijn er wellicht ook gebieden waar lagere concentraties voorkomen. Hieruit kan geconcludeerd worden dat het beschikbare chloride ook vrijwel geheel in oplossing is gegaan. Vraag blijft welk deel van de aanwezige vloeistof als mobiel is te beschouwen.

Tijdens het spuien van percolaat zijn mobiele componenten uit de pilot afgevoerd. Als deze uitspoeling voor chloride cumulatief wordt bekeken volgt daaruit de volgende grafiek.

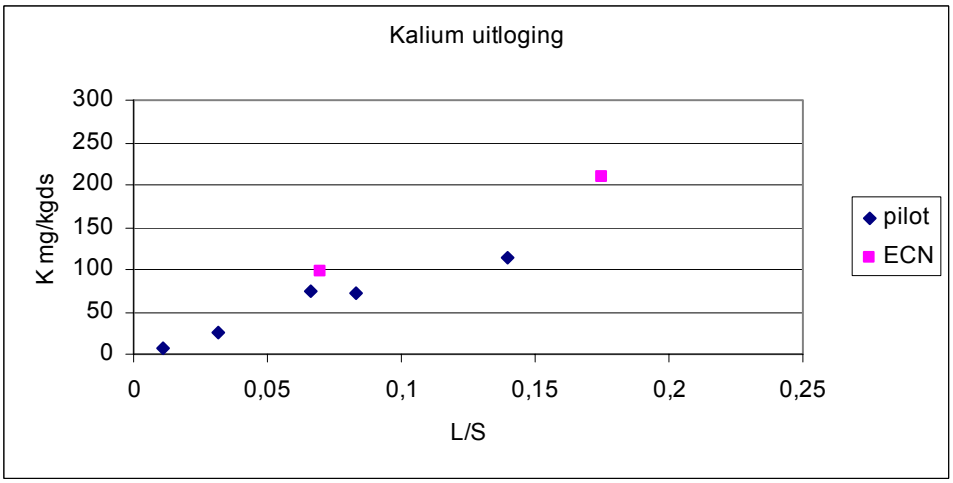
In Figuur54, Figuur55 en Figuur56 is de chloride, natrium en kalium uitloging in mg/kg ds uitgezet tegen de L/S verhouding die tot nu toe in de pilot is bereikt. Deze resultaten zijn vergeleken met de uitloging uit kolomtesten die door ECN zijn uitgevoerd op het afvalmengsel wat in de kolomproeven in Landgraaf is gebruikt.



Figuur 54 Chloride uitloging als functie van de L/S verhouding



Figuur 55 Natrium uitloging als functie van de L/S verhouding



Figuur 56 Kalium uitloging als functie van de L/S verhouding

In Tabel 17 staan de resultaten van de kolomproeven door ECN vergeleken met de maximale uitloogbaarheid die bij de eerste karakterisatie van het afval is gemeten. De karakterisatie was toen van alle stromen apart, de maximale uitloogbaarheid is een gewogen gemiddelde van alle stromen.

Bij het nader beschouwen van de gegevens komt een duidelijk verschil naar voren in de maximaal uitloogbare hoeveelheden tussen de oorspronkelijke karakterisatie en de recente kolomproeven door ECN. De variatie in maximale uitloging van de verschillende parameters kan onder andere komen door een variatie in de ingaande stromen.

Tabel 17 *Uitloging kolomproef en karakterisatie*

	Kolomproef ECN	Karakterisatie	Verhoudingen
Parameter	totaal uitloging mg/kg ds	totaal uitloging mg/kg ds	max karakterisatie/ max kolomproef
Cl^-	1878	1180	1,6
Na	1997	1066	1,9
K	1463	715	2

Dit vertaalt zich ook in verschillen in aandeel van het pakket wat actief deelneemt.

Tabel 18 *Uitloging kolomproef en pilot*

	Pilot mg/kg ds L/S = 0,1	Kolomproef mg/kg ds L/S= 0,1	Relatief	Kolomproef gecorrigeerd*	Relatief t.o.v. correctie
Cl^-	149,1	263,6	57%	164,8	90%
Na	180,9	230	78%	121	149%
K	85,8	122,4	70%	61,2	140%

* *Evenredig verlaagd met verhouding in maximale uitloging*

Op basis van de maximale uitloging zoals die in de kolomproeven van ECN is vastgesteld, kan het aandeel van het afval dat actief meedoet op 57 – 78% worden geschat. Als de oorspronkelijke karakterisatie als uitgangspunt wordt genomen zou het actieve deel zelfs meer dan 100% bedragen. Hoewel de omstandigheden in de pilot niet helemaal representatief zijn voor de vergelijking met een kolomproef lijken de gegevens van de proeven bij ECN het meest realistische uitgangspunt op te leveren.

8.3 Schatting van het mobiele aandeel

Periode september 2002 t/m augustus 2003

In eerste instantie zou geschat kunnen worden dat al het toegevoegde water als mobiel is te beschouwen. Dit is alleen correct als het ingebracht materiaal verzadigd was met water, uit de ervaringen is duidelijk dat dit niet het geval was. Uit het verloop van de infiltratie in combinatie met de gemeten concentratie kan een schatting van de mobiele fase worden gemaakt. Bruikbare tijdstippen hiervoor zijn:

20 februari op deze datum heeft een hervatting van de infiltratie op de bovenste drains plaatsgevonden;

24 april vanaf dit tijdstip is de infiltratie hoeveelheid teruggebracht, met als gevolg dat de schoon water suppletie vrijwel volledig stilviel;

15 juni tijdstip twee maanden na 24 april, zijnde ongeveer gelijk aan het interval tussen de eerste twee tijdstippen. In de periode van 24 april tot 15 juni is vrijwel geen schoonwater gesuppleerd.

Op al deze data zijn voor externe analyses monsters genomen. Er is dus een adequate indicatie van de concentratie beschikbaar.

De gegevens kunnen als volgt worden samengevat:

Tabel 19 *Parameters berekening mobiele fase (1)*

Datum	Concentratie (mg/l)	Omvang mobiele fase (m^3)	Hoeveelheid opgelost in mobiele fase (kg)
20 februari 2003	1300	M_0	X_0
24 april 2003	1100	$M_0 + 856$	$X_0 + A$
15 juni 2003	1500	$M_0 + 892$	$X_0 + 2A$

Waarin
M_0 = omvang mobiele fase op 20 februari;
X_0 = hoeveelheid materiaal die op 20 februari in de mobiele fase opgelost was;
A = hoeveelheid materiaal die vanaf 20 februari extra in oplossing is gegaan, dan wel van de stagnante fase naar de mobiele fase is overgegaan.

Combinatie van de bovenstaande gegevens geeft de volgende uitkomsten:
M_0 = 908 m^3;
X_0 = 1180 kg;
A = 1100 kg;

Dit zou betekenen dat op 15 juni 3.380 kg chloride in de mobiele fase opgelost was, overeenkomend met 23% van de totaal aanwezige opgeloste hoeveelheid. Op grond van de gemeten gasproductie curve is de verwachting dat op dat moment circa 30% van de organische stof is omgezet. Dit lijkt misschien met elkaar in tegenspraak maar betekent dat ook in gedeelten van het afval die niet verzadigd zijn met water toch gasproductie plaatsvindt. Dit is in overeenstemming met ervaringen elders.

De omvang van de mobiele fase bedroeg op 15 juni 1.800 m^3, oftewel circa 15% van de totaal aanwezige waterhoeveelheid. Hierbij moet in aanmerking worden genomen dat voor de berekening is aangehouden dat al het water dat in deze periode is toegevoegd mobiel blijft.

Deze aanname heeft tot gevolg dat de berekende omvang van de mobiele fase in de beschouwde periodes vrij sterk toeneemt, terwijl tevens de uitwisseling met de stagnante fase relatief intensief is. Als wordt aangehouden dat ook nog een gedeelte van het geïnfiltreerde water is geabsorbeerd(= toegevoegd aan de stagnante fase) dan wordt zowel de schatting van de omvang van de mobiele fase als de mate van uitwisseling lager. Aangezien er echter ook al op 20 februari een mobiele fase van een behoorlijke omvang beschikbaar was, lijkt de gehanteerde aanname realistisch.

In september 2003 is er een periode zoveel mogelijk water gespuid, en zijn er exact aan het begin en aan het einde van die periode monsters genomen. Door deze gegevens kan de mobiele fase beter berekend worden.

Periode september 2003 t/m augustus 2004

Bovenstaande berekening kan opnieuw worden gedaan met een verandering van concentratie tijdens de infiltratieperiode van 13 april 2004 tot 16 april 2004. Tussen deze twee punten heeft er geen afvoer van chloride plaats gevonden, alleen toevoer van 422 m^3 schoon water. Door

de sterke concentratie daling en de korte periode, kan aangenomen worden dat er vrijwel geen uitwisseling is geweest van de mobiele met de stagnante fase. Dit is als volgt samen te vatten.

Tabel 20 *Parameters berekening mobiele fase (2)*

Datum	Concentratie (mg/l)	Omvang mobiele Fase (m^3)	Hoeveelheid opgelost in mobiele fase (gelijk) (kg)
13 april 2004	1600	M_0	X_0
26 april 2004	780	M_0 + 422	X_0

Waarin:
M_0 = omvang mobiele fase op 13 april;
X_0 = hoeveelheid materiaal die op 13 april in de mobiele fase opgelost was.

Dit geeft de volgende uitkomsten:
M_0 = 401 m^3;
X_0 = 642 kg Cl^-.

Dit betekent dat vanaf 26 april de mobiele fase 820 m^3 bedraagt. Wanneer deze berekening wordt herhaald met Kalium volgt hieruit een mobiele fase van 844 m^3. Dit komt ook overeen met de hoeveelheid van circa 650 m^3 die binnen een redelijke termijn aan de pilot kan worden onttrokken en weer wordt aangevuld. Ook herhaalt dit resultaat zich bij iedere spuiperiode. Een mobiele fase van 820 m^3 is ongeveer 15% van de totale hoeveelheid toegevoegd water. Bij de eerdere berekening in augustus 2003 is het mobiele aandeel te hoog ingeschat.

Periode september 2005 t/m december 2005

Tijdens de lange spuiperiode van december 2004 tot en met april 2005 is circa 877 m^3 gespuid, aan het einde van die periode werd er ook vrijwel geen water meer losgelaten. Dit onderschrijft de berekening uit de vorige periode waarbij het mobiele deel uit circa 820 – 840 m^3 bestaat. In deze periode is er geen goed moment geweest voor het herberekenen van het mobiele deel.

Conclusie mobiel aandeel

Voor de omvang van de mobiele fase geldt als bereik op grond van het voorgaand een waarde van 7 – 15% van de totaal aanwezige waterhoeveelheid. Voor de verdere modelberekeningen voor de lange termijn is uitgegaan van een mobiel aandeel van 10%.

Naast de omvang van het mobiele deel is in het voorgaande ook een schatting gemaakt van de totale hoeveelheid afval gemaakt die bijdraagt aan de uitloging, hetzij direct via de mobiele fase, hetzij meer indirect door (betrekkelijk snelle) stofuitwisseling met de mobiele fase. In de modelberekeningen wordt dit opgevat als de combinatie van het mobiel en semi-stagnante deel van het afvalpakket. De geschatte waarde leiden tot een bereik van 57 – 78%. Gecombineerd met een waarde van 10% voor de mbiele fase is de uitgangswaarde voor het semistagnante deel geschat op 50%. Dit brengt de schatting voor het stagnante deel op 40% voor de situatie in Landgraaf.

8.4 Relatie van optredende concentraties met normwaarden

In het kader van dit project zijn als normwaarden voor een duurzame stortplaats de maximale emissie-eisen zoals die van toepassing zijn op een stortplaats voor inert afval gehanteerd. Deze zijn vastgelegd in de Annex II van de Richtlijn Storten.

De betreffende waarden zijn in onderstaande tabel 21 opgegeven.
De kolommen met L/S = 2 en L/S = 10 hebben betrekking op de totale afgifte voor de betreffende componenten. De beginconcentratie uit de kolomproef heeft betrekking op het eerste eluaat zijn bij een L/S = 0,1.

Tabel 21 *Eisen voor acceptatie op inerte stortplaatsen volgens Annex II*

Componenten	Symbool	L/S = 2 l/kg mg/kg droge stof	L/S = 10 l/kg mg/kg droge stof	Beginconcentratie C_0 Kolomproef
Arseen	As	0.1	0,5	0,06
Barium	Ba	7	20	4
Cadmium	Cd	0,03	0,04	0,02
Chroom totaal	Cr	0,2	0,5	0,1
Koper	Cu	0,9	2	0,6
Kwik	Hg	0,003	0,01	0,002
Molybdeen	Mo	0,3	0,5	0,2
Nikkel	Ni	0,2	0,4	0,12
Lood	Pb	0,2	0,5	0,15
Antimoon	Sb	0,02	0,06	0,1
Seleen	Se	0,06	0,1	0,04
Zink	Zn	2	4	1,2
Chloride	Cl^-	550	800	460
Fluoride	F^-	4	10	2,5
Sulfaat	SO_4^{2-}	560	1000	1500
Fenolindex		0,5	1,0	0,3
Dissolved Organic Carbon	DOC	240	500	160
Total dissolved solids	TDS	2500	4000	-

Voor de pilot in Landgraaf is de vergelijking met de uitloogproeven bij L/S = 2 en L/S = 10 minder zinvol. Het is duidelijk dat het afvalpakket zoals het is gestort niet kan voldoen aan de gestelde eisen. Voor het bereiken van duurzame condities kan wel gebruik gemaakt worden van de concentratie eisen zoals vermeld in de tabel 22. Als door beheersmaatregelen zoals recirculatie van percolaat, waterbehandeling en uitspoeling bereikt kan worden dat deze waarden structureel onderschreden worden, kan gesproken worden van het bereiken van duurzame condities.

In het analyse programma van de pilot in Landgraaf zijn niet al de bovengenoemde componenten meegenomen, maar voor een groot aantal is een vergelijking met de percolaat concentraties mogelijk. Dit is in onderstaande tabel 22 gedaan.

In tabel 22 zijn de componenten waarbij sprake is van een overschrijding van de norm met kleur gemarkeerd. Bij de betreffende componenten is de verhouding tussen gemiddelde concentratie en norm meer dan 100%. Uit de tabel volgt dat relatief de grootste overschrijding optreedt bij DOC. Hier is de gemiddelde concentratie in 2005, bijna 4,5 keer hoger dan de

norm. Verder zijn er overschrijdingen voor de metalen Arseen, Chroom, Nikkel en Seleen. Bij Seleen is echter bijna altijd sprake van metingen die onder de detectiegrens liggen van 0,01 mg/l. In deze gevallen is gerekend met de detectie grens als waarde en dit vertekent het beeld. Naast de metalen is er sprake van een overschrijding van de waarde voor chloride.

Tabel 22 *Vergelijking eisen volgens Annex II met huidige concentraties*

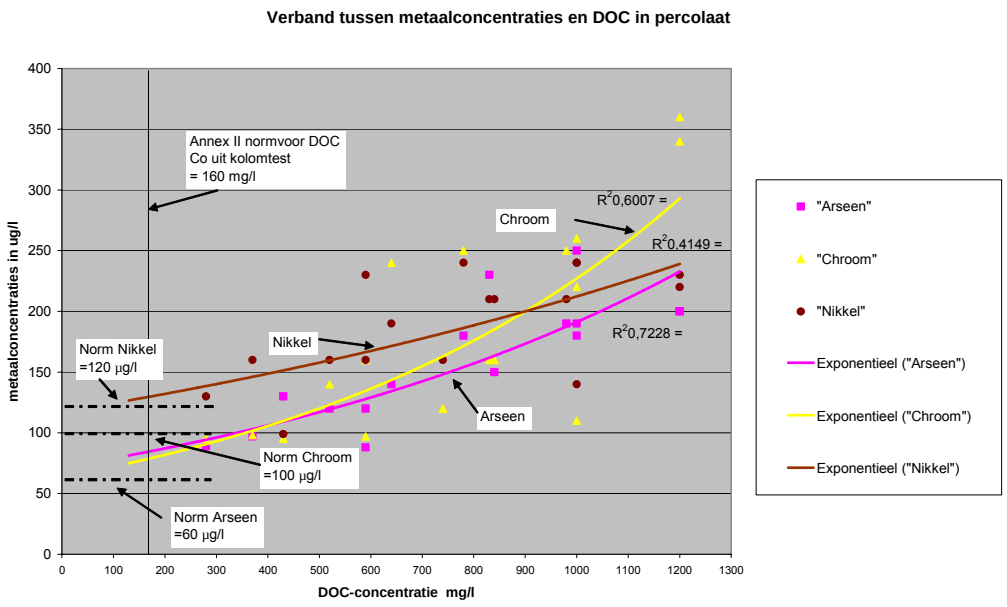
Componenten	Symbool	Percolaat Gem. concentraties 2005 mg/l	Beginconcentratie C_0 Kolomproef mg/l	Ratio Perc/ Norm. %
Arseen	As	0,143	0,06	238
Barium	Ba	1	4	19
Cadmium	Cd	0,001	0,02	5
Chroom totaal	Cr	0,232	0,1	232
Koper	Cu	0,01	0,6	2
Kwik	Hg	0,0001	0,002	5
Molybdeen	Mo	0,014	0,2	7
Nikkel	Ni	0,18	0,12	150
Lood	Pb	0,015	0,15	10
Antimoon	Sb	0,01	0,1	10
Seleen	Se	0,01	0,004	250
Zink	Zn	0,075	1,2	6
Chloride	Cl^-	1400	460	304
Fluoride	F^-	-	2,5	-
Sulfaat	SO_4^{2-}	479	1500	32
Fenolindex		-	0,3	-
Dissolved Organic Carbon	DOC	707	160	442
Total dissolved solids	TDS		-	-

Voor zowel chloride als DOC is de verwachting dat die alleen door middel van uitspoeling voldoende omlaag gebracht kunnen worden. Bij DOC is hierbij sprake van een complicerende factor in de mogelijkheid van aanhoudende lage productie van DOC als bijproduct van de organische stof afbraak.

8.5 Relatie metalen DOC in percolaat

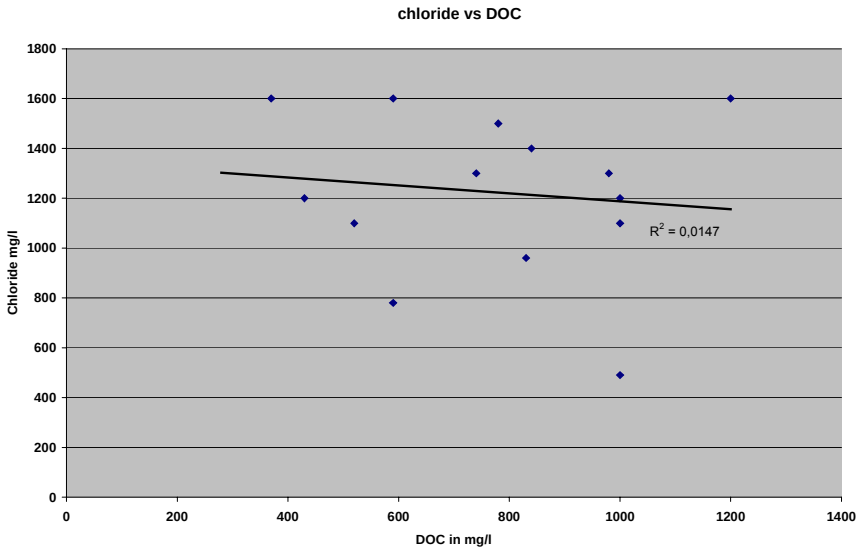
Voor metalen kan niet zonder meer worden aangenomen dat deze met de uitspoeling evenredig in concentratie verlaagd zullen worden. Dit is afhankelijk van het mechanisme dat nu verantwoordelijk is voor de concentraties in de vloeistoffase. De verwachting voor Landgraaf is dat de opgeloste organische koolstof (DOC) een belangrijke rol speelt bij de uitloging voor metalen.

In deze paragraaf is het verband tussen de DOC concentratie en de metaal concentratie uitgewerkt. In Annex II is een norm vastgesteld voor de uitloging van DOC. Aan de hand van de verbanden tussen DOC en de verschillende metalen is vervolgens uitgewerkt wat de metaal concentratie is bij de norm van DOC uit Annex II. Deze uitkomst is vervolgens vergeleken met de normen voor de individuele stoffen.



Figuur 57 Relatie DOC – metalen in relatie grens Annex II, Landfill Directive

Voor alledrie de metalen blijkt er een goede correlatie te zijn tussen de optredende DOC-concentratie en de metaal concentratie. Uit figuur 57 kan verder afgelezen worden dat als de DOC concentratie voldoende laag wordt dat dan naar verwachting ook voor de metalen Nikkel en chroom aan de normstelling kan worden voldaan. Voor Arseen is dit onzeker. Met name in het lage bereik van de DOC-concentratie loopt de lijn voor Arseen vrijwel vlak hetgeen suggereert dat een ander mechanisme dan DOC-complexatie dominant is voor de bepaling van de vloeistof concentratie.



Figuur 58 Verband tussen uitloging van DOC en Chloride

Ter onderbouwing van het feit dat dit geen gevolg is van het algemene veranderingen in de concentraties die door de periodieke aanvullingen met schoon water zijn opgetreden is op

dezelfde manier het verband tussen chloride en DOC onderzocht. Dit levert het onderstaande beeld.

Voor chloride blijkt er aldus geen verband te bestaan met DOC. Aangezien de chloride concentratie sterk reageert op de optredende verdunningen, zou dit verband juist heel sterk moeten zijn als alleen de verdunning verantwoordelijk zou zijn voor de gevonden verbanden.

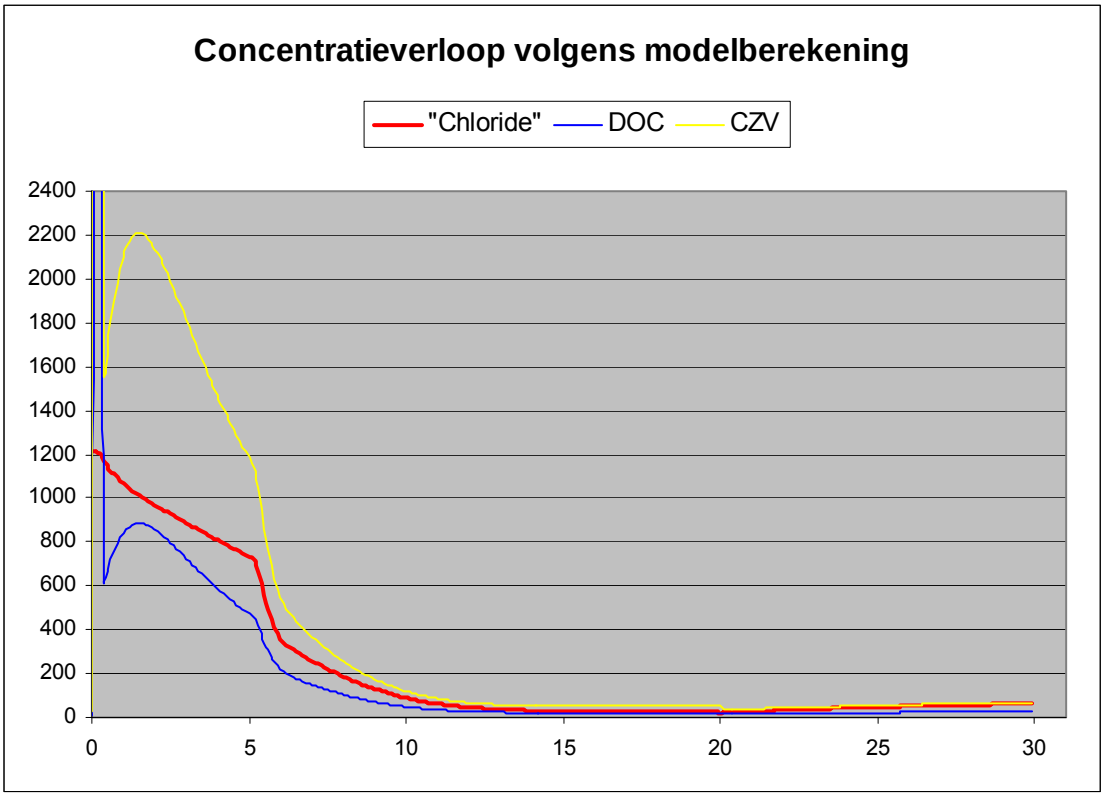
8.6 Lange termijn modellering

Met behulp van het Orchestra Model zoals dit binnen de kernteam activiteiten is ontwikkeld kan nagegaan worden of het inderdaad haalbaar is om de DOC-concentratie binnen de gewenste termijn onder de normwaarde te krijgen. Dit model is in bijlage 5 beschreven.

Voor het model moeten bepaalde uitgangspunten worden gekozen voor de uit te voeren berekening. Deze hebben vooral betrekking op de hydrologie, de hoeveelheden water die voor recirculatie en uitspoeling ingezet worden.
Voor de uitgevoerde berekening zijn de volgende gegevens gehanteerd:

1 Periode 1, van 0 – 5 jaar, een recirculatie debiet overeenkomend met circa 1500 mm/jaar. Hierin is opgenomen een suppletie aan schoon water overeenkomend met het natuurlijk neerslagoverschot van 300 mm. De hoeveelheid die gesuppleerd wordt, wordt eveneens weer gespuid. Aan het eind van deze periode bedraagt de L/S verhouding circa 0,33. Deze periode is vooral ingericht op het maximaal versnellen van de biologische processen.
2 Periode 2, van 5 – 20 jaar, een infiltratie debiet van 1500 mm/jaar dat volledig uit suppletie van schoon water bestaat, deels uit het neerslag overschot, maar voor het grootste deel uit andere bronnen. In deze periode neemt de L/S verhouding toe met 5, tot een cumulatieve waarde van L/S = 5,33 Deze periode is vooral gericht op het uitspoelen van de aanwezige opgeloste verontreinigingen.
3 Periode 3, van 20 – 30 jaar, een infiltratie debiet dat gelijk staat aan het natuurlijk neerslagoverschot van 300 mm/jaar. In deze periode neemt de L/S verhouding toe met 0,66 tot een cumulatieve waarde van L/S = 6,0 Deze periode is vooral gericht op het in beeld brengen van de situatie zonder beheersmaatregelen en de concentraties die zich daarbij instellen.

In relatie tot hetgeen over de lange termijn concentraties van zware metalen is gezegd is vooral het verloop van de DOC concentratie van belang. Deze is samengesteld uit de door het model berekende concentraties voor vluchtige vetzuren (VFA), fulvinezuren (FA) en humus zuren (HA). In het model worden de vetzuren snel afgebroken, de fulvine zuren langzaam en de humus zuren in het geheel niet. Omdat DOC-waarden worden uitgedrukt in het gewicht aan koolstof is de DOC-waarde ongeveer 1/3 van de som van vet- fulvine- en humuszuren. De piek die in het begin in de DOC concentratie optreedt is te wijten aan start van de afbraak van organisch materiaal. Op dat moment kan nog niet al het vrijkomende vetzuur worden omgezet. Als de afbraak goed op gang is gekomen dalen de vetzuur concentraties sterk.



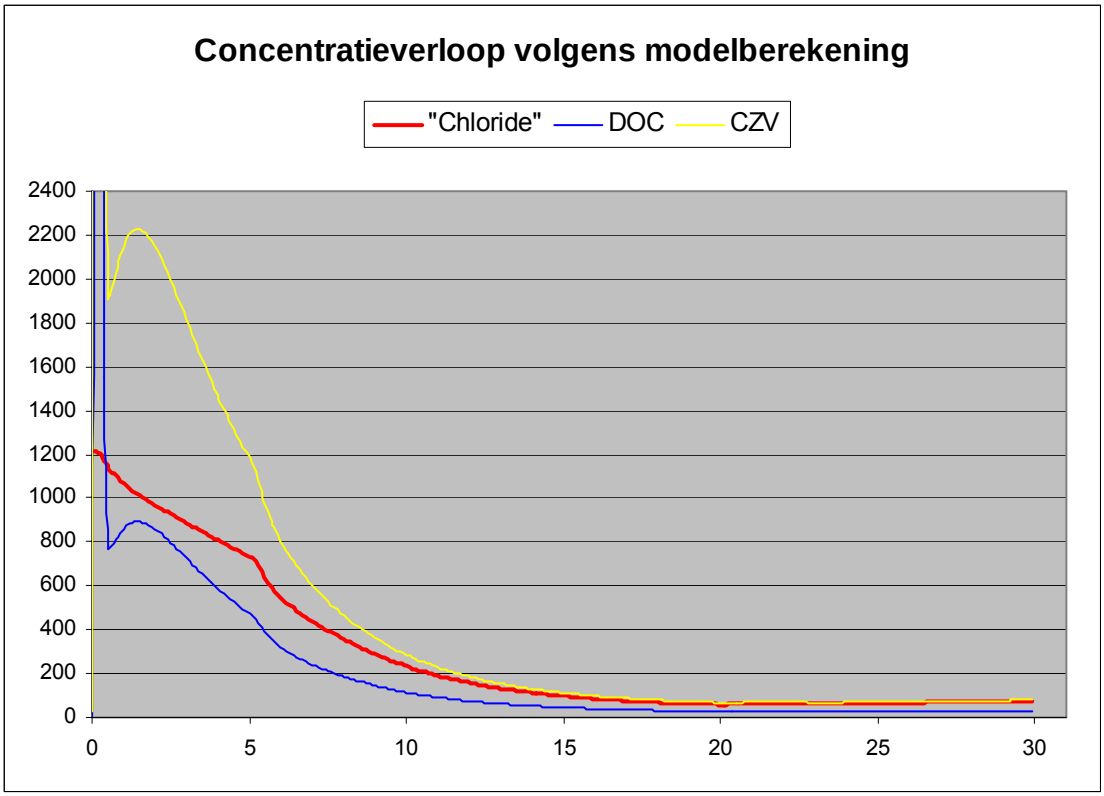
Figuur 59 Concentratie verloop van enkele componenten in het percolaat.

Uit figuur 59 blijkt verder dat de concentraties aan opgeloste stoffen sterk dalen in periode 2 als er sterke uitspoeling optreedt. De grenswaarde voor DOC van 160 mg/l wordt ruim binnen de 10 jaar na start van de activiteiten gehaald. Uit de gevonden relatie met de metaalconcentraties kan dan de verwachting worden uitgesproken dat op dat moment ook de metaalconcentraties voldoende gedaald zullen zijn. Puur uit het oogpunt van de uitspoeling van DOC en bijvoorbeeld chloride zou ook met een veel lager uitspoel debiet volstaan kunnen worden. In het volgende hoofdstuk zal nader worden bekeken in hoeverre de stikstofhuishouding ook een lager uitspoeldebiet mogelijk maakt.

In figuur 60 is uitgewerkt hoe het verloop van de concentraties wordt als ten opzichte van de voorgaande situatie het uitspoel debiet in periode 2 met de helft wordt verlaag van 1500 mm/jaar naar 750 mm/jaar.

Ook bij dit lagere uitspoeldebiet zal de DOC concentratie na ongeveer 10 jaar onder de grenswaarde van 160 mg/l uitkomen.

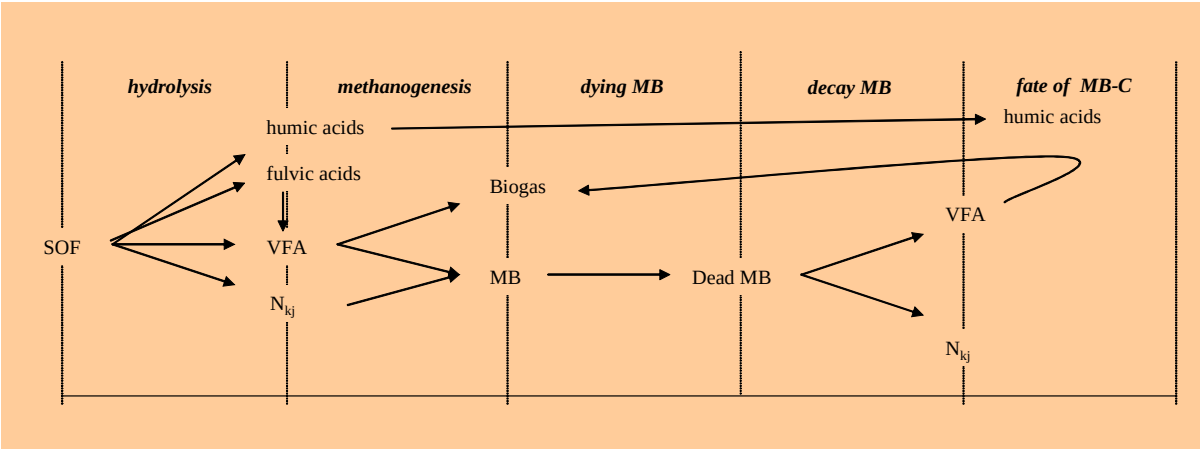
Een andere belangrijke conclusie die uit de berekende concentratie verlopen kan worden opgemaakt is dat in de laatste periode, waarin overgegaan wordt op een situatie zonder actieve beheersmaatregelen er voor de betrokken componenten geen noemswaardige stijging van de concentraties optreedt. Deze mogelijkheid is aanwezig omdat er in deze periode nog wel nalevering van materiaal uit de semi-stagnante en stagnante gebieden uit de stortplaats plaatsvindt.



Figuur 60 Concentratieverloop bij gereduceerd uitspoel debiet periode 5 – 15 jaar(750 mm/jaar)

9. Aspecten van de stikstofhuishouding

Zoals in hoofdstuk 7 aan de orde is geweest is stikstof een lastige parameter om versneld terug te brengen tot een bepaalde norm in het percolaat door de verschillende methoden waarop het wordt vastgelegd. In Figuur 61 is te zien hoe een aantal van de meest bepalende mechanismen in zijn werk gaan. Wanneer stikstof vanuit het afval in opgeloste vorm komt kan het opgenomen worden door micro organismen en wordt het op deze manier vastgelegd. Wanneer de micro organismen afsterven komt de stikstof die eerder is vastgelegd op een langzame manier weer vrij. Dit zorgt ervoor dat mogelijk nadat alle overige processen afgewikkeld zijn en een groot deel van de conservatieve stoffen is uitgeloogd er nog tot tientallen jaren verhoogde stikstofconcentraties in het percolaat aanwezig kunnen zijn.

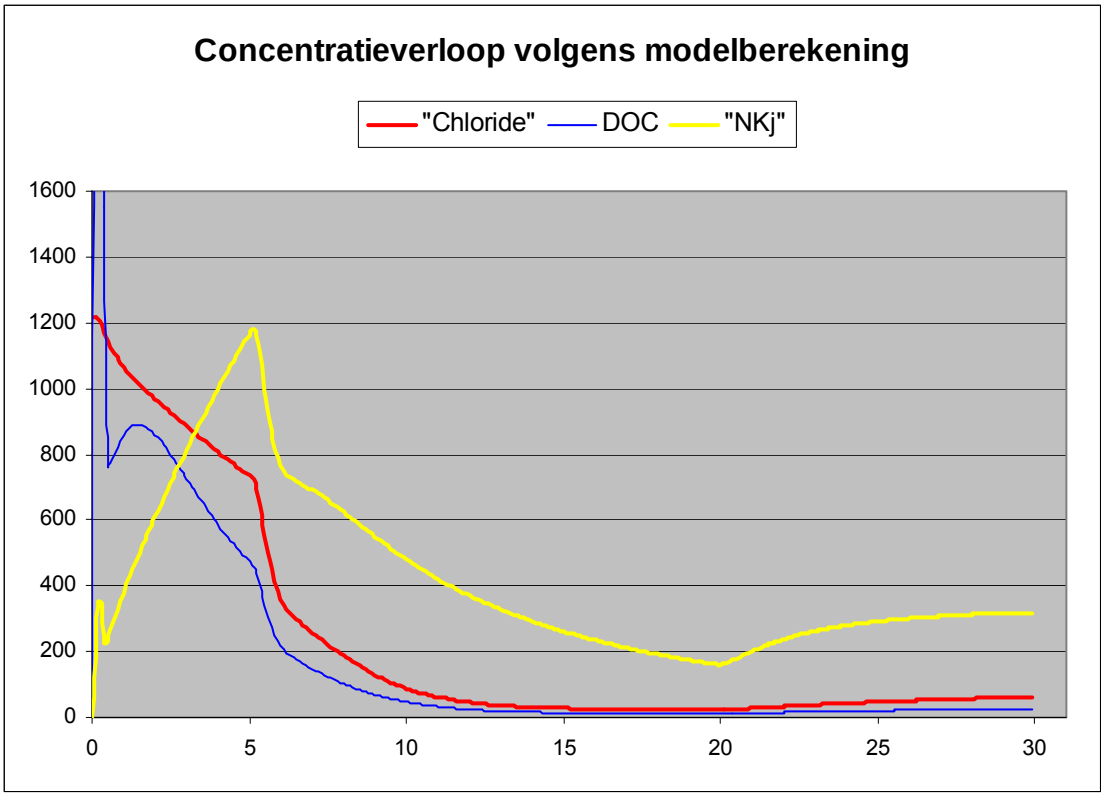


Figuur 61 Reactiepaden bij de afbraak van organische stof

9.1 Lange termijn modellering

Analoog aan hetgeen in paragraaf 8.6 is uitgewerkt voor een aantal hoofdcomponenten is het Orchestra model ook ingezet om de ontwikkeling van de stikstofconcentratie in beeld te brengen. In figuur 65 is naast de eerder weergegeven hoofdcomponenten nu tevens de stikstof concentratie weergegeven.

Voor stikstof zijn in de Annex II geen specifieke normen opgenomen. Vanuit de bescherming van het grondwater zijn deze normen echter wel beschikbaar, het gaat hierbij om een grenswaarde van 50 mg/l nitraat, overeenkomend met circa 11mg/l N. voor ammonium wordt in de vierde Nota Waterhuishouding een streefwaarde van 2- 10 mg/l N aangegeven. Voor de lange termijn kan aldus een gewenste waarde voor de hoeveelheid stikstof, hetzij als ammonium hetzij als nitraat van circa 10 mg N/l worden aangehouden.



Figuur 62 Verloop van de stikstof concentratie in relatie tot de andere hoofdcomponenten.

Uit figuur 62 blijkt dat de sterke daling die zich bij de andere componenten voordoet als gevolg van de uitspoeling in veel mindere mate optreedt voor stikstof. Ook doet zich bij de overgang van periode 2 naar periode 3 nog een vrij sterke stijging van de concentratie voor. Dit is een gevolg van de al eerder aangegeven nalevering van stikstof uit afstervende biomassa die tijdens de biologische afbraak is gevormd in combinatie met de nalevering uit de stagnante fase in het stort. Aan dit mechanisme zijn nog wel een aantal onzekerheden verbonden. Om op het effect van deze onzekerheden zicht te krijgen zijn een aantal variaties uitgevoerd ten opzichte van de hiervoor geschetste basis variant.

Voor de volledigheid worden de uitgangspunten voor de basis variant hier kort herhaald:

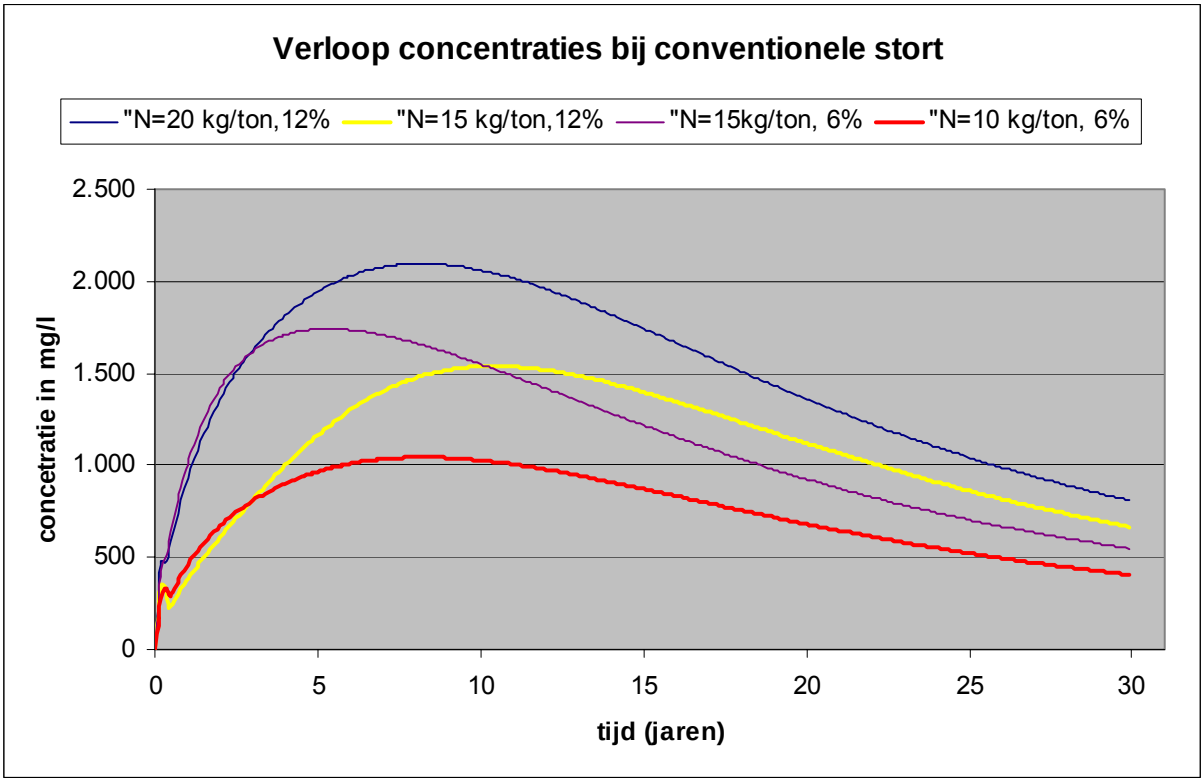
1 Periode 1, van 0 – 5 jaar, een recirculatie debiet overeenkomend met circa 1500 mm/jaar. Hierin is opgenomen een suppletie aan schoon water overeenkomend met het natuurlijk neerslagoverschot van 300 mm. De hoeveelheid die gesuppleerd wordt, wordt eveneens weer gespuid.
2 Periode 2, van 5 – 20 jaar, een infiltratie debiet van 1500 mm/jaar dat volledig uit suppletie van schoon water bestaat, deels uit het neerslag overschot, maar voor het grootste deel uit andere bronnen.
3 Periode 3, van 20 – 30 jaar, een infiltratie debiet dat gelijk staat aan het natuurlijk neerslagoverschot van 300 mm/jaar.

Andere belangrijke randvoorwaarden zijn: (zie tevens bijlage 5)

- De stofoverdracht coëfficiënt tussen mobiel en semi-stagnant en tussen semi-stagnant en stagnant bedraagt KIA = 10 m/jr voor beide overgangen.
- De halfwaarde tijd voor de afbraak van biomassa bedraagt 4 jaar.
- De concentratie stikstof die in biomassa aanwezig is bedraagt 12,0 % (gewicht), de aanwezige stikstofhoeveelheid in het afbreekbare organisch materiaal bedraagt 15 kg/ton.

De achtergrond voor de laatste aanname wordt gevormd door een aantal berekeningen die met Orchestra zijn doorgevoerd om ook het verloop van de stikstofhoeveelheid te fitten voor de gevonden concentratieverlopen.

Het resultaat van die berekeningen is in onderstaande figuur weergegeven. Hierbij is uitgegaan van het infiltratieverloop van een conventionele stortplaats. Dit komt ongeveer overeen met de daadwerkelijke infiltratie in Landgraaf gedurende de afgelopen 4 jaar. Er is geen sprake van behandeling van het percolaat.dat gerecirculeerd wordt.

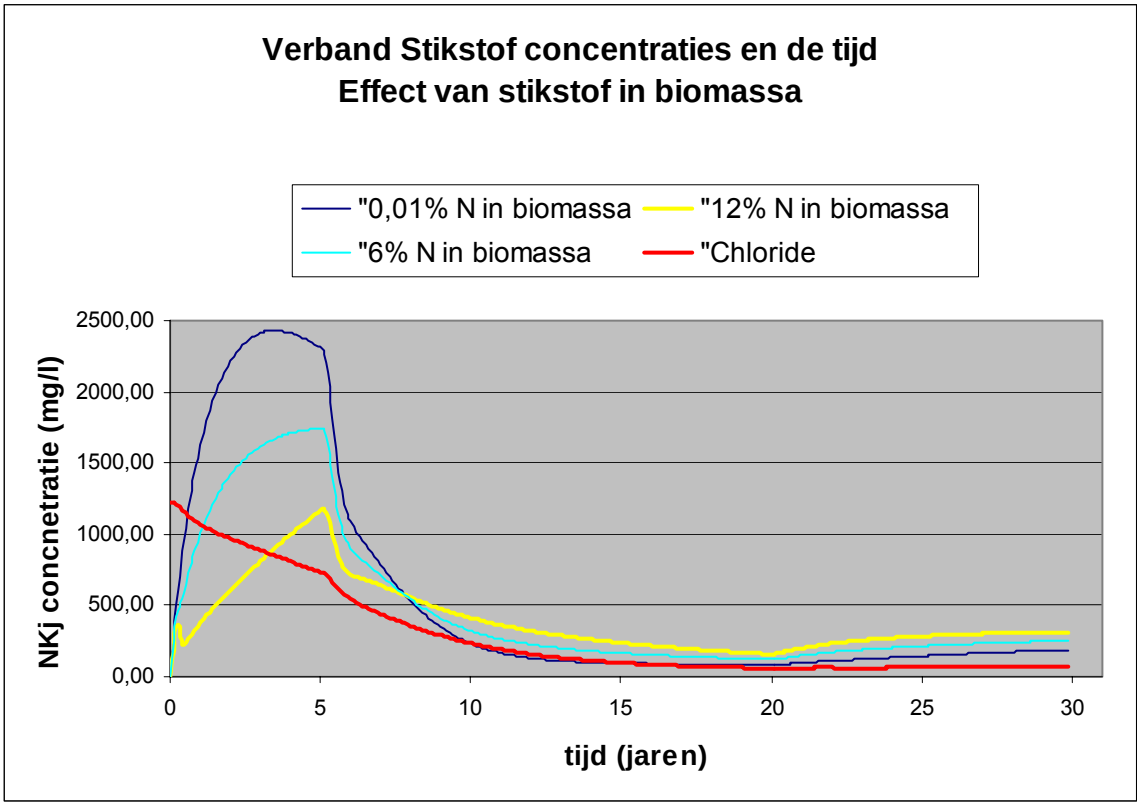


Figuur 63 Effect van variatie in samenstelling biomassa en afbreekbaar organisch materiaal op N_{Kj} concentraties

In de periode die overeenkomt met de huidige beschikbare gegevens, zijnde de eerste 4 jaar van deze curves, heeft de N_{Kj} concentratie zich bewogen tussen de 600 mg/l en 1000 mg/l met een enkele uitschieter naar 1200 mg/l. Gelet op deze getallen komen de varianten met 20 kg N/ton organisch materiaal en 12 % N in de biomassa en 15 kg/ton in organisch materiaal en 6% in de biomassa eigenlijk niet in aanmerking. Tussen de twee andere varianten kan eigenlijk voor de beschouwde periode geen onderscheid gemaakt worden. Beide sluiten goed aan op de gevonden resultaten. Voor het vervolg wordt verder gerekend met deze twee varianten om de bandbreedte in de mogelijke resultaten aan te geven.

Bij de karakterisatie van het materiaal is vastgesteld dat het input materiaal van de pilot circa 2,6 kg N per ton DS bevatte. Omgerekend naar de organische stof en ervan uitgaande dat alle stikstof in de organische stof is opgenomen komt dit overeen met 8,8 kg N/ton organisch materiaal. Deze waarde ligt lager dan de uitkomst van de fit vanuit het model. In vergelijking met door andere auteurs gepresenteerde waarden (Zie Walker et.al. 1997, Ritzkowski 2003) zijn de gemeten waarden echter erg laag. De door deze auteurs genoemde waarden liggen rond de 20 kg/ton DS. Hier komt de gevoeligheid en de moeilijkheidsgraad van de uitgevoerde analyses nadrukkelijk nar voren. Vooralsnog wordt verder gerekend met de waarde die uit de fit naar voren komen, temeer daar hierbij ook het effect van niet beschikbaar stikstof tot uitdrukking wordt gebracht.

Om het effect van de variaties in de stikstofconcentratie op de resultaten aan te geven is deze voor een aantal modelsituaties gevarieerd. Voor het overige zijn de parameters voor de basisvariant aangehouden.



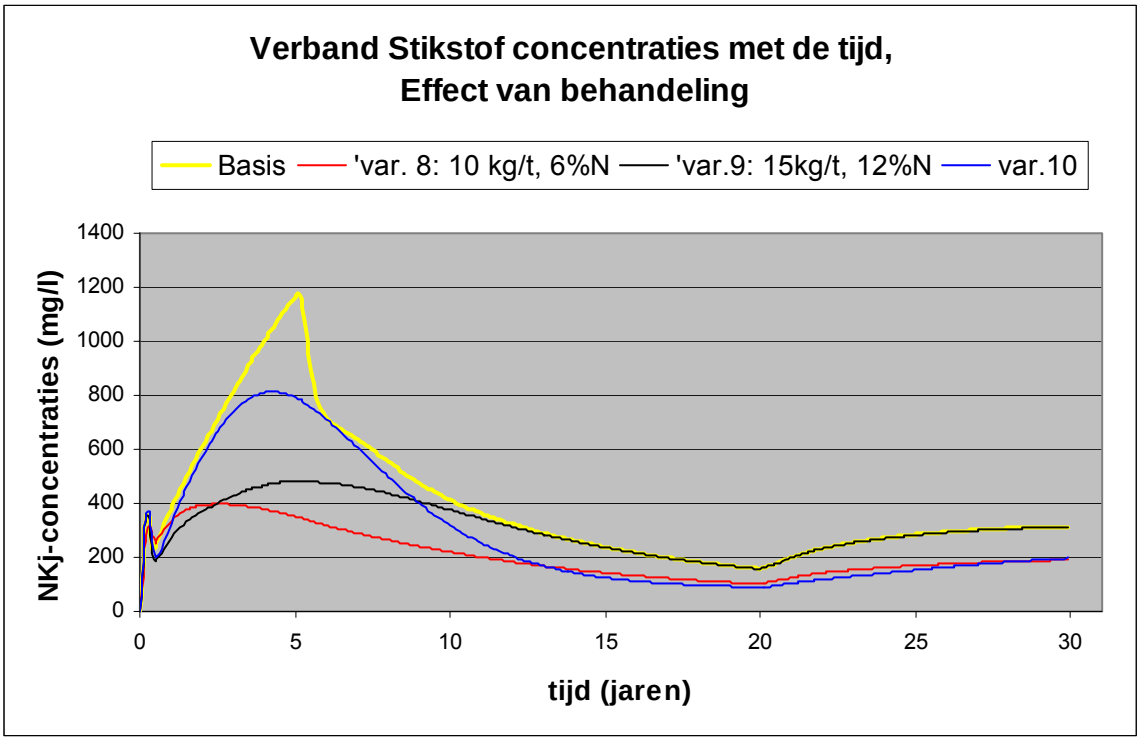
Figuur 64 Effect van stikstof in biomassa op N_{Kj} concentraties in de tijd.

In figuur 64 is het effect aangegeven van variatie in de hoeveelheid stikstof in de biomassa als aangenomen wordt dat het afbreekbare organische materiaal 15 kg N/ton bevat. In de eerste vijf jaar heeft deze variatie veel effect, maar in periode 3 blijken de resulterende concentraties toch maar weinig onderling verschil te vertonen.

In de voorgaande varianten wordt in alle periodes slechts uitspoeling toegepast. De toepassing van recirculatie biedt de mogelijkheid in deze stroom stikstof te verwijderen. In figuur 65 is aangeven wat er verandert als er reeds vanaf het begin maximaal gebruik gemaakt wordt van deze mogelijkheid. In Periode 1 betekent dit een hoeveelheid percolaat die

behandeld wordt van 1200 mm/jr, gecombineerd met een spui van 300 mm/jr. In periode 2, neemt de spui toe tot 600 mm/jr en de recirculatie en behandeling van percolaat neemt toe tot 900 mm/jr. In periode 3 stopt de behandeling en de recirculatie en neemt de spuihoeveelheid af tot 300 mm/jr.

Als extra variant (var. 10) is het effect van een versnelde afbraak van de biomassa meegenomen. De halfwaardetijd van de biomassa is hierbij verlaagd van 4 naar 1 jaar. Dit zou een mogelijk effect kunnen zijn van het inbrengen van het nitraat dat bij de behandeling wordt geproduceerd, als dan niet in combinatie met beluchting van het afvalpakket.



Figuur 65 Verloop van de stikstof concentraties bij toepassing behandeling van het gerecirculeerde percolaat.

Typerend voor het effect van de doorgevoerde variaties is dat de resulterende concentraties aan het eind van periode 2 slechts zeer beperkt beïnvloedt worden. Ook de uiteindelijke concentraties in de laatste periode vertonen slechts een relatief beperkte spreiding. Voor alle situaties geldt dat de uiteindelijke concentratie aan het eind van periode 3 nog ver van de gewenste waarde van rond de 10 mg/l N verwijderd blijven.

De meest gunstige variant die uit deze beschouwingen naar voren komt is de hierboven geschetste variant 10, waarin de afbraak van de biomassa is versneld. Ook bij deze variant is de concentratie na 30 jaar toch nog 200 mg/l. Om na te gaan of ten opzichte van deze variant nog andere parameters het verloop significant kunnen beïnvloeden is gekeken naar aanpassing van de verhouding tussen de mobiele, semi -stagnante fase en de stagnante fase en naar de invloed van de stofoverdracht coëfficiënt tussen deze fasen.

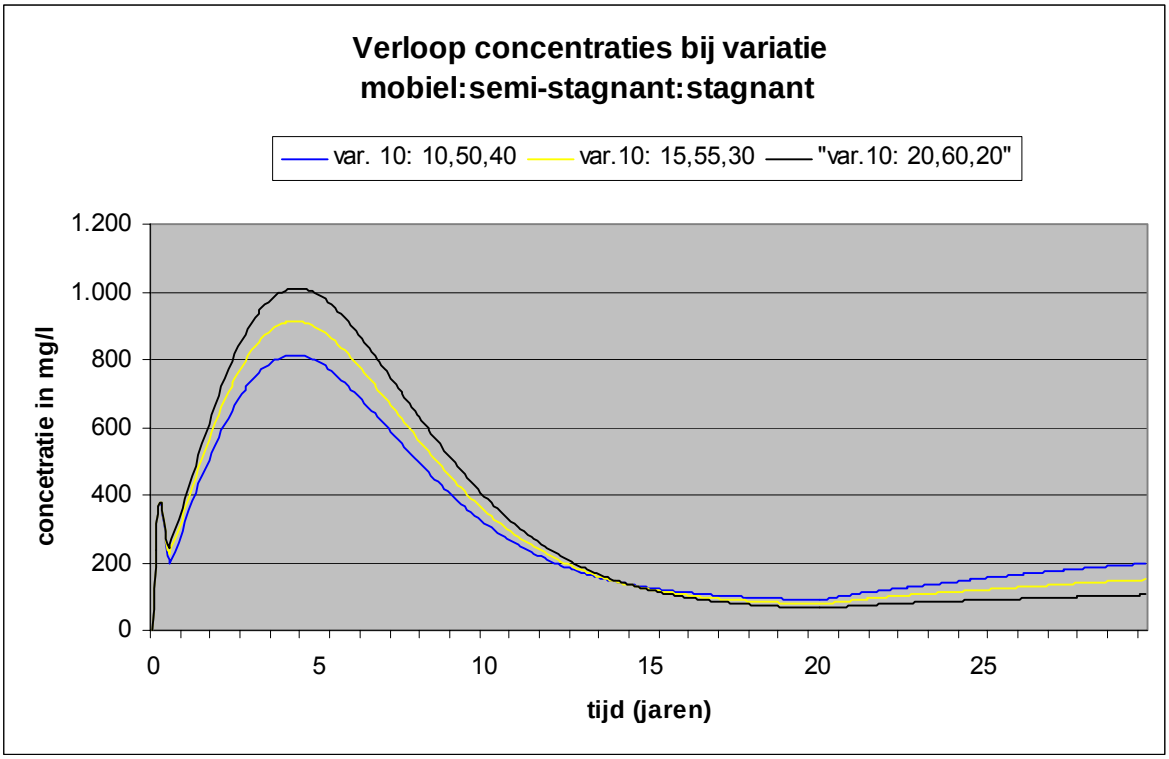
De stofoverdrachtscoefficient klA brengt de snelheid van stofoverdracht door een grensvlak en de omvang van het specifieke oppervlak van dit grensvalk tot uitdrukking. De hoeveelheid overgedragen materiaal, wordt berekend door klA te vermenigvuldigen met het concentratieverschil aan weerszijden van het grensvlak. In het model zijn de verschillende

onderdelen als tanks met een uniforme concentratie beschouwd. Twee aan elkaar grenzende tanks wisselen dan materiaal uit op grond van het concentratieverschil. In het begin zijn de concentraties in alle onderdelen gelijk. De verschillen in concentratie ontstaan door verschillen in doorspoeldebiet, waardoor de verdunning in het ene onderdeel sneller gaat dan in het andere. In principe is de klA afhankelijk van een groot aantal factoren, zoals de eigenschappen van de opgeloste stof, de wijze van doorstroming, de snelheid van doorstroming etc. In het model zijn vooralsnog met gelijke klA-waarden gewerkt voor alle componenten en voor verschillende grensvlakken.

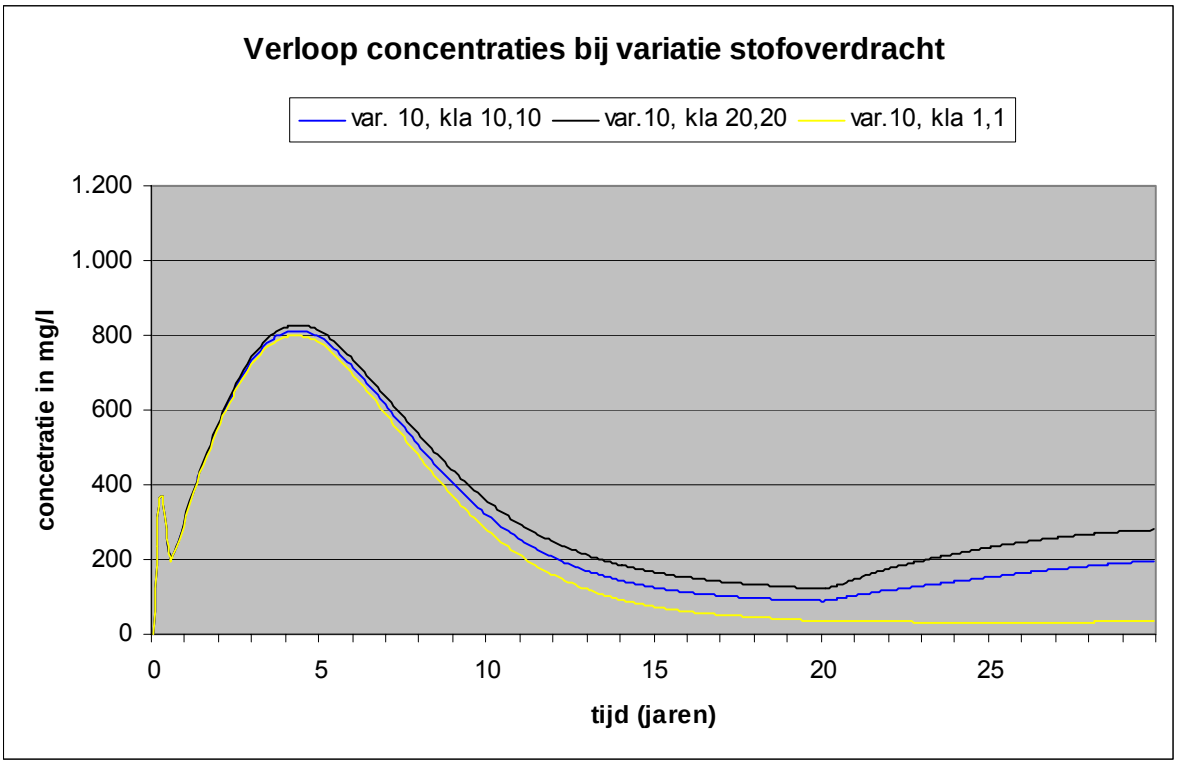
De effecten zijn onderstaand in figuur 66 en 67 weergegeven. De conclusies die hieruit te trekken zijn duiden op twee verschillende trends.

In de eerste plaats kan het lange termijn uitlooggedrag verbeterd worden door de omvang van de mobiele fase te maximaliseren en vooral de omvang van de stagnante fase te minimaliseren. Dit biedt de mogelijkheid om de nalevering uit de stagnante fase zodanig te beperken dat de gewenste concentraties in beeld komen.

In de tweede plaats blijkt een vergaande reductie van de stofoverdracht een gunstig effect te hebben voor de lange termijn. Ook hier speelt de nalevering uit de stagnante fase een doorslaggevende rol. Het is mogelijk dat een dergelijk effect spontaan optreedt door de verdere consolidatie van het afval in combinatie met de reductie van de doorstroom hoeveelheid. Dit kan resulteren in het feit dat relatief meer water door de bestaande voorkeurskanalen stroom en zodoende de uitwisseling met de stagnante fase beperkt.



Figuur 66 Effect van aanpassing van hydrologie



Figuur 67 Effect van variatie in stofoverdracht- coëfficiënt

10. Conclusies en aanbevelingen

10.1 Algemeen

De doelstelling van dit onderzoek was om de mogelijkheden na te gaan om in een stortplaats met overwegend organisch afval , de “organisch gedicteerde”stortplaats door middel van sturing van de biologische en chemische processen de emissies binnen de termijn van 30 jaar op een niveau te brengen dat geen actieve maatregelen meer vereist met betrekking tot nazorg.

Als belangrijke randvoorwaarde was daarbij onderkend dat de afbraak van organische stof voldoende snel moest plaatsvinden. De uitgereageerde organische stof zou daarna beschikbaar blijven om een groot aantal andere componenten definitief vast te leggen.

Uit de behaalde resultaten blijkt duidelijk dat de afbraak van organische stof zoals die tot uitdrukking komt in de biogasproductie door het toepassen van percolaat recirculatie binnen een termijn van 4-5 jaar tot een niveau teruggebracht kan worden dat verwerkt kan worden door een goed geconstrueerde afdeklaag. Het voorspellen van de mate van afbraak van organische stof zoals die voorkomt in het gebruikte afval blijft echter lastig. In aanvullende experimenten op laboratorium en kolomschaal konden de bereikte resultaten op praktijkschaal (pilot) niet gereproduceerd worden. Positieve kanttekening daarbij is dat de praktijkresultaten beter zijn dan die op lab- en kolom-schaal.

De emissies via het gevormde percolaat geven aan dat de verwachtingen met betrekking tot de vastlegging van zware metalen worden bevestigd. Mits de concentratie aan opgelost organisch koolstof (DOC) voldoende verlaagd kan worden door uitspoeling kunnen de geformuleerde normwaarden voor zware metalen, DOC en CZV blijvend worden onderschreden. Als normwaarden zijn daarbij de concentratiewaarden uit de Annex II, LFD aangehouden voor de beginconcentratie van percolaat uit een kolomproef. (Co-kolomproef).

Een bijzondere positie wordt ingenomen door de emissie van stikstof . Voor stikstof zijn in de Annex II geen specifieke normen opgenomen. Vanuit de bescherming van het grondwater zijn deze normen echter wel beschikbaar, het gaat hierbij om een grenswaarde van 50 mg/l nitraat, overeenkomend met circa 11mg/l N. Voor ammonium wordt in de vierde Nota Waterhuishouding een streefwaarde van 2- 10 mg/l N aangegeven. Voor de lange termijn kan aldus een gewenste waarde voor de hoeveelheid stikstof, hetzij als ammonium hetzij als nitraat van circa 10 mg N/l worden aangehouden.

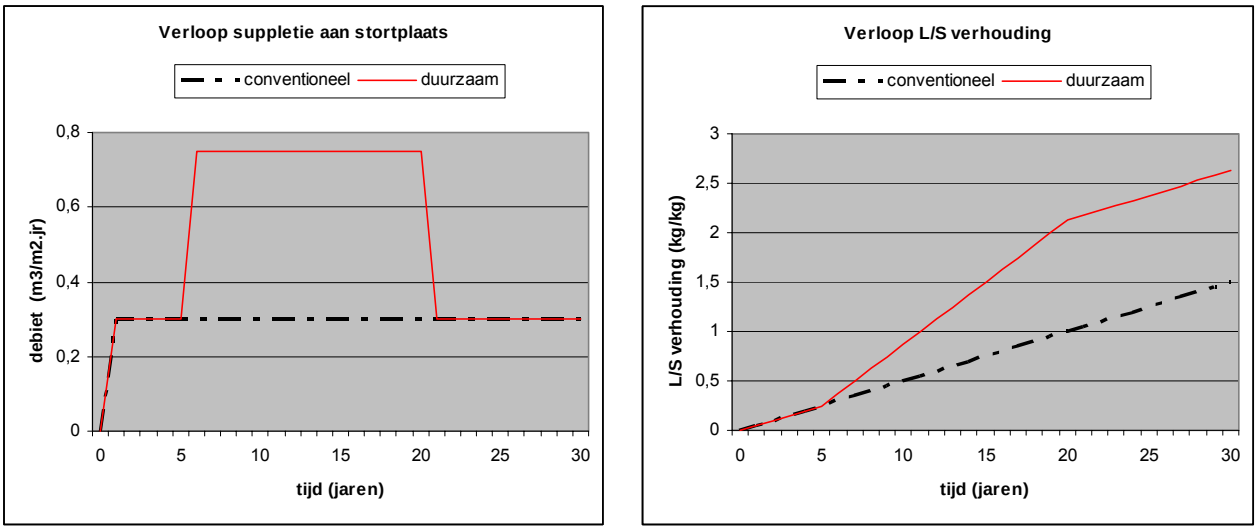
Of deze waarde bereikt kan worden is onderzocht met behulp van een model om het lange termijn gedrag te voorspellen. In de navolgende paragraaf wordt verder ingegaan op een vergelijking van een conventioneel stort en een duurzaam stort voor het aspect stikstof emissies.

10.2 Emissies duurzaam storten vs. conventioneel storten

Voor de vergelijking tussen duurzaam en conventioneel storten is vooral het verloop van de N_{Kj}-concentraties van belang. Deze zijn bij het beschouwen van de lange termijn modellering

wel gepresenteerd, maar nog niet direct naast elkaar gezet. In onderstaande figuren zijn naast de concentraties tevens de jaarlijkse vrachten met elkaar vergeleken.

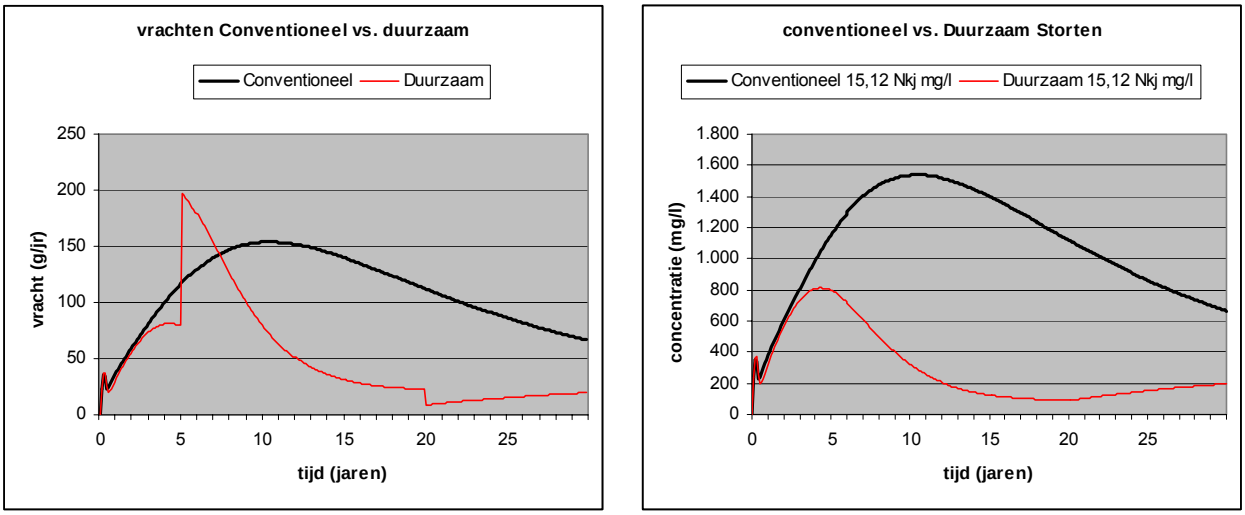
Voor een goed begrip worden eerst de gehanteerde debieten en afgeleide L/S verhoudingen gepresenteerd.



Figuur 68 Verloop van suppletiedebiet en L/S verhouding bij conventioneel en duurzaam storten

Voor de duurzame situatie is de variant met een stikstof inhoud in de afbreekbare organische stof van 15 kg/ton aangehouden en een gehalte van 12% N in de biomassa. Voor de afbraak van de biomassa is een halfwaardetijd van 1 jaar aangehouden uitgaande van het effect van percolaat behandeling in combinatie met beluchting.

Dit levert het volgende beeld op



Figuur 69 Vergelijking conventioneel vs. Duurzaam storten m.b.t. stikstofconcentraties en vrachten

Uit het beeld voor de vrachten komt naar voren dat de hoeveelheid N die geloosd moet worden in de duurzame variant duidelijk lager is dan in de conventionele variant. Dit zal dus

lagere behandelingskosten voor het percolaat opleveren. Hiermee kan bij de kostenvergelijking tussen conventioneel en duurzaam storten rekening worden gehouden. Hier staan wel kosten tegenover voor extra infiltratie en behandeling van recirculerend percolaat, maar deze behandeling is veel eenvoudiger dan voor de eindlozing.

Voor de situatie rond de lozing van andere componenten, met name zware metalen, maar ook DOC, chloride en Sulfaat is bij de bespreking van de modellering reeds aangegeven dat deze ruimschoots onder de concentratie-eisen zoals vermeld in de Annex II kunnen worden gebracht. Ook de lichte toename die optreedt na het beëindigen van de uitspoeling levert wat dit betreft geen bedreiging op.

10.3 Technische haalbaarheid.

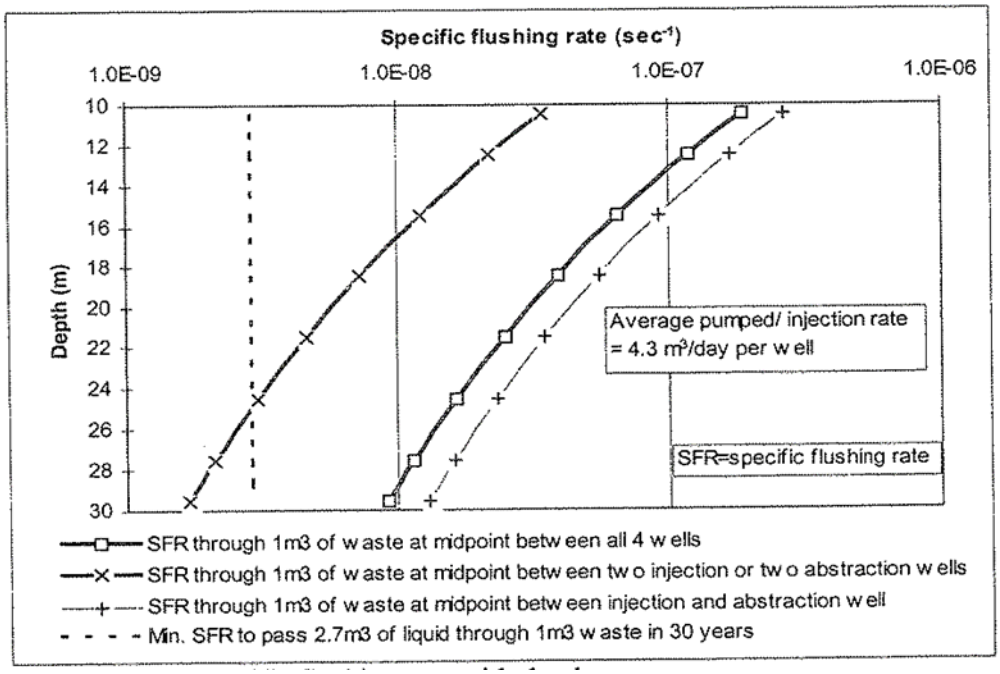
10.3.1 Waterhuishouding

Een belangrijk aspect van de technische haalbaarheid is de noodzaak om gedurende een lange periode tot 20 jaar een doorstroming van het afval overeenkomend met 750 mm/jr te realiseren. Hierbij is uitgegaan van een hoogte van de stortplaats van 15 meter en een dichtheid van 1000 kg/ton. Bij grotere hoogten zou het infiltratiedebiet evenredig verhoogd moeten worden om de gepresenteerde concentratie verlopen te realiseren.

Voor de doorlatendheid van het pakket in combinatie met de hoogte van het pakket is door Beaven (Beaven and Powrie, 1999) op basis van veldproeven onderzoek gedaan. Hierbij was het uitgangspunt dat er ongeveer 2,7 m^3 water per m^3 huishoudelijk afval benodigd zou zijn om de stikstofconcentratie binnen 30 jaar naar een niveau lager dan 10 mg/l te brengen. De resultaten zijn beoordeeld op basis van de “specific flushing rate” SPF, gedefinieerd als de hoeveelheid water die per seconde door 1 m^3 afval percoleert. De waarde van 2,7 m^3/m^3 afval in 30 jaar komt dan overeen met een SPF van 2,85 * 10^{-9} /sec. De conclusie van het artikel is dat deze doorstroming in stortplaatsen met dieptes tot 25 meter kan worden gerealiseerd.

Bij een infiltratie snelheid van 750 mm/jr en een hoogte van de stort van 15 meter kan in 20 jaar tijd een L/S verhouding van 2,5 worden bereikt, uitgaande van een DS gehalte van 40%. Dit is de netto suppletie. In de voorgaande modelberekeningen is rekening gehouden met een infiltratiedebiet dat 2 keer zo hoog lag, op 1500 mm, dit is dan de som van suppletie en recirculatie. Bij een hoogte van het afvalpakket van 15 meter is dan de doorstroom-hoeveelheid 0,1 m^3/m^3.jr, overeenkomend met een SPF waarde van 3,2 * 10^{-9}/sec. Deze doorstroomsnelheid lijkt op grond van de gegevens van Beaaven goed haalbaar. Een hogere waarde dan een infiltratiesnelheid van 1500 mm/jr wordt op basis van de eigen ervaringen in Landgraaf alleen haalbaar geacht met een horizontaal infiltratiesysteem van voldoende oppervlak in de vorm van ingebedde drains of een continue laag met een hoge doorlatendheid, een zogenaamde “infiltrationblanket”.

Het artikel van Beaven gaat uit van het gebruik van verticale infiltratie- en onttrekkingsbronnen. Dit betekent dat de doorstroming niet uniform door het pakket is en dat de gebieden rond de bronnen met hogere doorstroomsnelheden de beperkende factor zijn. Bij het toepassen van een horizontaal infiltratiesysteem kan een meer uniforme verdeling van het geïnfiltreerde percolaat tot stand worden gebracht zodat de gevoeligheden minder groot zijn. De door Beaven aangegeven waarden mogen dan ook als worst-case worden beschouwd.



Figuur 70 Specifieke doorspoel snelheden

10.3.2 Gashuishouding

Uit de ervaringen van de pilot kan geconcludeerd worden dat een combinatie van een gasonttrekkingsysteem bestaande uit verticale bronnen aangevuld met horizontale drains en een goed geconstrueerde afdeklaag een goede beheersing van de methaan emissies mogelijk maken. In het ideale geval is er sprake van een opbouw bestaande uit:

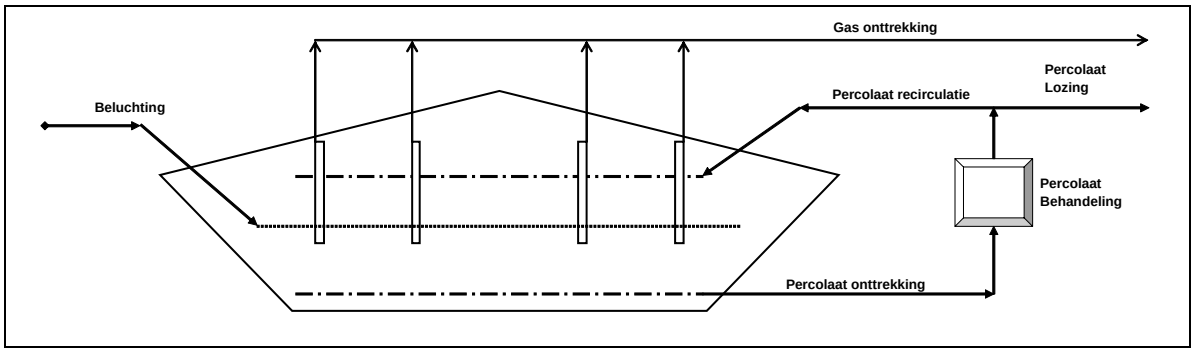
1 goede doorlatende laag op het afval;
2 slecht doorlatende laag om luchtinzuiging tijdens de exploitatie te vermijden;
3 Verdeellaag, goed doorlatend materiaal onder de
4 Oxidatielaag, met voldoende doorlatendheid en stabiel organisch materiaal;

Een aandachtspunt voor het ontwerp is de onderlinge afstand tussen de infiltratiedrains en de gasonntrekkingsdrains. Waarschijnlijk mede door het feit dat deze in Landgraaf op een helling zijn aangelegd was er sprake van instroom van percolaat in de horizontale gasdrains.

10.3.3 Waterbehandeling

Het toepassen van behandeling van het percolaat door middel van nitrificatie alvorens het percolaat opnieuw te infiltreren lijkt op basis van de beschikbare ervaringen goed te kunnen functioneren. Het lijkt daarmee ook een kosteneffectieve manier om de eindzuiveringskosten voor het percolaat te reduceren.

Naast de directe effecten op de waterkwaliteit kan door de inbreng van zuurstof in de vorm van nitraat ook nog een bijdrage geleverd worden aan de voortgaande afbraak en stabilisatie van organisch materiaal.
Het algemene beeld voor de opbouw van het stort kan dan als volgt worden weergegeven:



Figuur 71 Principe schets Bioreactorconcept

10.4 Financiële haalbaarheid

Bij de opbouw van een duurzaam stort volgens het bioreactor concept moet rekening worden gehouden met een aantal aanvullende voorzieningen die noodzakelijk zijn om het systeem naar behoren te laten functioneren. Dit betreft ondermeer:

- Voorzieningen voor infiltratie en recirculatie van percolaat;
- Voorzieningen voor behandeling van percolaat;
- Extra aandacht voor gasonttrekking;
- Mogelijkheid van beluchting van de cel

Verder zijn er randvoorwaarden die leiden tot extra kosten zoals het toepassen van een maximale hoogte van 15 meter om de gewenste doorstroming te kunnen realiseren.

Hier staan besparingen tegenover, die vooral in het nazorgtraject tot uitdrukking komen zoals het afzien van de aanleg van een bovenafdichting en beperkte kosten voor monitoring en analyses.

De uitwerking van de combinatie van deze factoren is in bijlage 5 opgenomen. Hier worden de meer en minderkosten voor duurzaam storten ten opzichte van conventioneel storten in beeld gebracht. Dit is gedaan voor twee verschillende storthoogtes, 15 en 30 meter, waarbij voor de situatie met 30 meter storthoogte voor de duurzame stort is aangenomen dat deze in twee “shifts”van 15 meter wordt opgebouwd. Tussen deze shifts is ene periode van 20 jaar aangehouden. Deze gefaseerde opbouw brengt aanvullende kosten in de vorm van een afdichting tussen de beide fases met zich mee.

Tabel 23 *Overzicht kosten duurzaam vs. conventioneel storten*

Onderdeel	Kosten H= 15 m Conventioneel (€/m^3)	Kosten H= 15 m Duurzaam Worst-case (€/m^3)	Kosten H= 15 m Duurzaam Ideaal (€/m^3	Kosten H= 30 m Conventioneel (€/m^3)	Kosten H= 30 m Duurzaam Worst-case (€/m^3)	Kosten H= 30 m Duurzaam Ideaal (€/m^3)
Investering bovenafdichting	3,64	1,09	1,09	1,90	0,57	0,57
Investering extra folie en drainagelaag (bij DS)	0,00	0,00	0,00	0,00	1,19	0,24
Investering Leidingwerk	0,00	1,36	1,36	0,00	1,43	0.86
Onderafdichting en financiele last	5,45	5,45	5,45	2,86	2,86	2,86
Extra exploitatie kosten DS	0,00	2,00	2,0	0,00	2,00	1,00
Stortgasopbrengst	-4,00	-6,00	-6,00	-4,00	-6,00	-6,00
Percolaat-behandeling	2,00	5,80	5,80	2,00	5,80	5,80
Beluchting	0,00	3,00	1,00	0,00	3,00	1,00
Nazorgreservering	5,10	2,30	2,30	5,10	2,30	2,30
Totaal	12,19	15,00	13,00	7,86	13,15	8,63

Het verschil in kosten bedraagt aldus:

- € 5,29 voor een storthoogte van 30 meter in de worst case situatie;
- € 0,77 voor een hoogte van 30 meter in het ideale geval;
- € 2,82 voor een storthoogte van 15 meter in de worst case situatie
- € 0,81 voor een hoogte van 15 meter in het ideale geval;

Aanvullend wordt ervan uitgegaan dat er € 2,00 per ton aan extra logistieke kosten ontstaan om het overwegend organische afval vanaf het overslag station gescheiden te houden van het overige restafval. Bij de in Nederland gebruikelijke storthoogte van 30 meter resulteert dan een totaal aan extra kosten van ruim 7 Euro.

De extra kosten tussen de hoogte van 15 meter en 30 meter ontstaan vooral door de noodzaak om een extra tussenafdichting te realiseren. Dit is specifiek noodzakelijk als de cel die boven op de eerst ingerichte cel eveneens als bioreactor wordt ingericht en bedreven. Dan is namelijk een hydraulische scheiding gewenst. Als de bovenliggende cel als een “equistort” wordt bedreven, kan afgezien worden van de extra kosten voor de afdichting etc Deze aanpassing in combinatie met de aanpassing van de kosten van de beluchting levert voor beide situaties een kostenverhoging voor duurzaam storten op die minder dan 1 Euro bedraagt.

Referenties

Beaven, R.P.; Powrie, W.; Analysis of waste flushing and flow to wells using modflow and an effective stress dependent hydraulic conductivity. *Proceedings Sardinia 1999 ,Seventh International Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 4-8 October* **1999**

Beaven, R.P.; Walker, A.N. Evaluation of the total pollution load of MSW. *Proceedings Sardinia 1997, Sixth International Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 13-17 October* **1997**

Beaven, R.P.; Powrie, W.; Hydrogeological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. *Proceedings Sardinia 1995,FifthInternational Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 2-6 October* **1995**

Dach, J.; Obermann, I.; Jager, J.; Ostrowski, M.W.; Water and gas transport in landfills containing pretreated waste. *Proceedings Sardinia 1995,FifthInternational Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 2-6 October* **1995**

Figuroa R.A.; Gasemissionsverhalten abgedichter Deponien. *Hamburger Berichte, Bd 13, (Hrsg.: R. Stegmann) ISBN 3-87081-048-3, Economica verlag, Bonn* **1998**

McDougall, J.R.; Silver R.; Hydro-bio mechanical modelling landfilled waste: real insights? *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 3-7 October* **2005**

McDougall, J.R.; Philip, J.C.; Parametric study of landfill biodegradation modelling: methanogenisis and & initial conditions. *Proceedings Sardinia 2001, Eigth International Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 1-5 October* **2001**

Oonk, J.; Weenk, A.; Coops, O.; Luning, L.; Validation of landfill gas formation models. *NOVEM Programme Energy Generation from Waste and Biomass (EWAB), TNO report 94-315, Apeldoorn, Netherlands*. **1994**

Oonk, J.; Boom A.; Landfill gas formation, recovery and emissions. *NOVEM Programme Energy*
*Generation from Waste and Biomass (EWAB), TNO report R95-203, Apeldoorn, Netherlands.***1995**

Ritzkowski, M; Stegmann, R.; Emission behaviour of aerated landfills: results of laboratory scale investigations. *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 6-10 October* **2003**

Ritzkowski, M; Stegmann, R.; Heyer, K.-U.; Parameters for the assessment of landfill sustainability based on the results of landfill aeration. *International Seminar and workshop "The Sustainable Landfill", Abbey of Praglia (Pradua) 13-15 June*. **2005**

Scharff, H.; Jacobs, J.; Comparison of methane emission models and measurements, *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 3-7 October* **2005**

Walker, A.N.; Beaven, R.P.; Powrie, W.; Overcoming problems in the development of a high rate flushing bioreactor landfill. *Proceedings Sardinia 1997, Sixth International Waste management and Landfill symposium, Margherita di Pula, Cagliari, Italy 13-17 October* **1997**

Meer informatie

Essent, 2002; *Duurzaam storten (Landgraaf), sorteeranalyses HHA en BA 26-11-2001*; rapport nr. 11015, 7 januari 2002

Haskoning, 2002; *Analysecertificaten afvalkarakterisatie 9 depots, pilot te Landgraaf*; ref 38454/R0001/OVL/Maas, Maastricht, 4 januari 2002 en aanvulling 9 januari 2002

TNO, *De bioreactor: Demonstratie op werkelijke schaal*, ref. TNO-MEP-R 2000/060, februari 2001,

AOO, MER-LAP, achtergronddocument A!; balansen, reststoffen en uitloging. Balans voor een AVI.

Bijlage 1

Berekening gasprognose

Gasprognose

Gedurende de proef zijn metingen uitgevoerd aan het gassysteem en zijn de meterstanden van de afgevoerde hoeveelheden gas geregistreerd. Deze gegevens worden gebruikt om het verloop van de gasproductie te bepalen en om in combinatie met de informatie van de aanwezige hoeveelheid organische stof te bepalen welke fractie is omgezet, en welke omzetting nog verwacht mag worden. Hiertoe worden de afvalaanvoergegevens ook verwerkt in een gasmodel waarmee de gasproductie in de loop van de duur van de proef wordt berekend. Hieruit volgt een geïdealiseerde gasproductie, die met het beschikbaar komen van de praktijkresultaten op verschillende parameters is gecorrigeerd voor een zo goed mogelijke fit.

Basisgegevens afval

Voor de berekeningen van de gasproductie, specifieke gasproductie en omzettingsfractie wordt gebruik gemaakt van de gegevens van het gestorte afval:

- voor huishoudelijk en bedrijfsafval worden de analysegegevens gebruikt van bepalingen in november 2001 (Essent, 2002);
- voor de overige stromen worden gegevens gebruikt uit de 2^{e} analyseronde van het afvalmateriaal (Haskoning, 2002).

Voor het huishoudelijk (HHA) en bedrijfsafval (BA) wordt het DS-gehalte berekend als het gewogen gemiddelde van de DS-gehaltes van de fracties.
De standaardbepaling van het organische stofgehalte (OS) bevat ook de fractie niet biologisch afbreekbare organische stof, zoals plastic folies, drankenklartons en tapijten/matten. De organische stofgehaltes worden voor de vervolgberekeningen van de gasproductie hiervoor gecorrigeerd.

Bij de in tabel B1.1. opgenomen waarden voor de asrest als percentage van de droge stof, valt op dat deze relatief laag zijn. Voor HHA worden normaliter waarden voor de asrest gevonden van rond de 27%. (AOO, MER-LAP) Deze lage waarde voor de asrest kan tot gevolg hebben dat de aanwezige hoeveelheid organisch materiaal is overschat. Bij het beoordelen van de relatieve afbraak leidt dit tot een onderschatting.

Van de overige afvalcategorieën zijn zowel TOC als gloeiverliesgegevens bekend. Bij vergelijking van deze parameters worden verschillen geconstateerd. De te hanteren waarden van afbreekbaar OS worden hieruit afgeleid. Net als bij de categorieën huishoudelijk en bedrijfsafval zal een deel van het organisch materiaal niet als afbreekbaar beschouwd mogen worden.

Met name de categorie Shreddermateriaal bevat veel plastics die de bepaling kunnen beïnvloeden. Het gehanteerde OS-gehalte van shreddermateriaal wordt daarom sterk gereduceerd.

De samenvatting van de gegevens wordt gepresenteerd in onderstaande tabel. Hierin is per afvalcategorie de DS%, OS%, hoeveelheid, DS-vracht, water en OS-vracht opgenomen.
Het afval is verwerkt in de periode 6 augustus 2001 t/m 23 november 2001. Voor de prognoseberekening wordt ervan uitgegaan dat het materiaal gelijkmatig over deze periode is aangevoerd.

Tabel B1.1 *Samenstellingsgegevens van huishoudelijk afval en bedrijfsafval*

	BA aandeel %	DS%	HHA aandeel %	DS%
Organisch	13,38%	24,84%	13,50%	44,05%
Papier/karton	35,13%	39,44%	26,03%	36,16%
Plastic folie	13,16%	46,41%	8,68%	47,04%
Plastic hard				
Glas	5,13%	89,08%	5,66%	93,87%
Ferro	1,69%	98,72%	4,68%	97,73%
Nonferro	3,63%	94,32%	1,70%	94,78%
Textiel	0,75%	71,95%	0,71%	65,14%
Steen	4,78%	31,16%	12,54%	66,54%
Hout	2,48%	90,32%	11,49%	86,60%
Melk/drankkartons	7,43%	67,09%	4,42%	61,12%
Cellulose	2,53%	57,75%	1,16%	60,57%
Zand/inert <3.4 mm	4,80%	28,78%	3,91%	38,58%
Div: rest	0,59%		0,72%	
Tapijt/matten	2,86%	47,21%	1,54%	76,03%
Leer/rubber	0,00%			
WEB	1,35%	90,89%	2,81%	96,55%
KCA	0,33%		0,45%	100,00%
	100,02%		100,00%	
DS		47,62%		58,94%
Asrest van DS		19,80%		22,10%
OS als % DS		80,20%		77,90%
Deel DS als OS		12,44%		7,96%
Deel DS als %OS		26,13%		13,50%
Afbreekbaar OS		54,07%		64,40%

Tabel B1.2 *Droge stof en organische stofgegevens van de overige categorieën afval*

	ds%(w/w)	OS op basis van TOC bepaling (als % van DS)	OS op basis van gloeiverlies (als % van DS)	gehanteerd OS
Autoshredder(nov)	78,8%	31,1%	42,97%	10%
Vormzand	93,5%	2,0%	1,0%	1%
Zeefresidu	75,4%	12,3%	11,9%	5%
Slib(oud)	67,9%	21,7%	9,4%	10%
Restpuin Bowie	82,8%	15,4%	9,3%	
Slib (nieuw)	63,3%	19,0%	13,7%	
Autoshredder (sep)	89,6%	30,7%	29,5%	
Shredder+slib (oud)	72,8%	27,1%	28,9%	
Shredder+slib (nw)	76,0%	31,6%	46,9%	

Tabel B1.3 *Gegevens van het verwerkte afval*

	DS%	OS% op DS	Hoeveelheid	DS	Water	droogOS
HHA	59%	64,4%	8987	5297,3	3689,7	3411,6
BA	48%	54,1%	2988	1422,9	1565,1	769,4
Shredder	78%	10,0%	4824	3762,7	1061,3	376,3
Reinigingsresidu	78%	10,0%	4718	3680,0	1038,0	368,0
Vormzand	99%	1,0%	1335	1321,7	13,3	13,2
Zeefresten/restpuin	83%	5,0%	1928	1600,2	327,8	80,0
Bioslib	68%	10,0%	379	257,7	121,3	25,8
Totaal	69%	32,1%	25159	17342,6	7816,4	5044,3
					gem OS op totale hoeveelheid:	22,1%

Gasproductiemodel

Voor de verwachting van de stortgasproductie in de tijd wordt een eerste orde afbraakmodel gehanteerd, waarmee voor een specifieke afvalstof de afbraak wordt berekend.
Dit model is in de loop van de tijd aangepast en aangevuld, leidend tot het zogenaamde multi-fasen eerste orde model, waarmee verschillende afvalfracties in een afvalstof kunnen worden beschreven en doorgerekend. Hiermee wordt recht gedaan aan variaties in afbraaksnelheden van verschillende afvalfracties (goed of minder goed afbreekbaar materiaal).

$$A_t = \sum_{i=1}^{n} \zeta \cdot Q \cdot A_{0,i} \cdot \left(1 - e^{-k_i \cdot t}\right)$$

waarin:

k_i afbraakconstante van fractie i [jr^{-1}]
t tijd [jaar]
$A_{0,i}$ hoeveelheid gestort afval van fractie i in jaar 0 [ton]
Q Gasproductie potentieel [m^3/kg]
ζ vormingsfactor [-]

Gegevens stortgas, productie en winning

De theoretisch maximale gasproductie bedraagt 0,75 Nm^3/kg ODS. Deze hoeveelheid wordt gecorrigeerd met een vormingsfactor ζ van circa 50% voor de onder praktijkomstandigheden gevormde hoeveelheid. Op basis van de aangevoerde 5044 ton organisch materiaal wordt een totale gasproductie berekend van 1,92 mln Nm^3 stortgas.

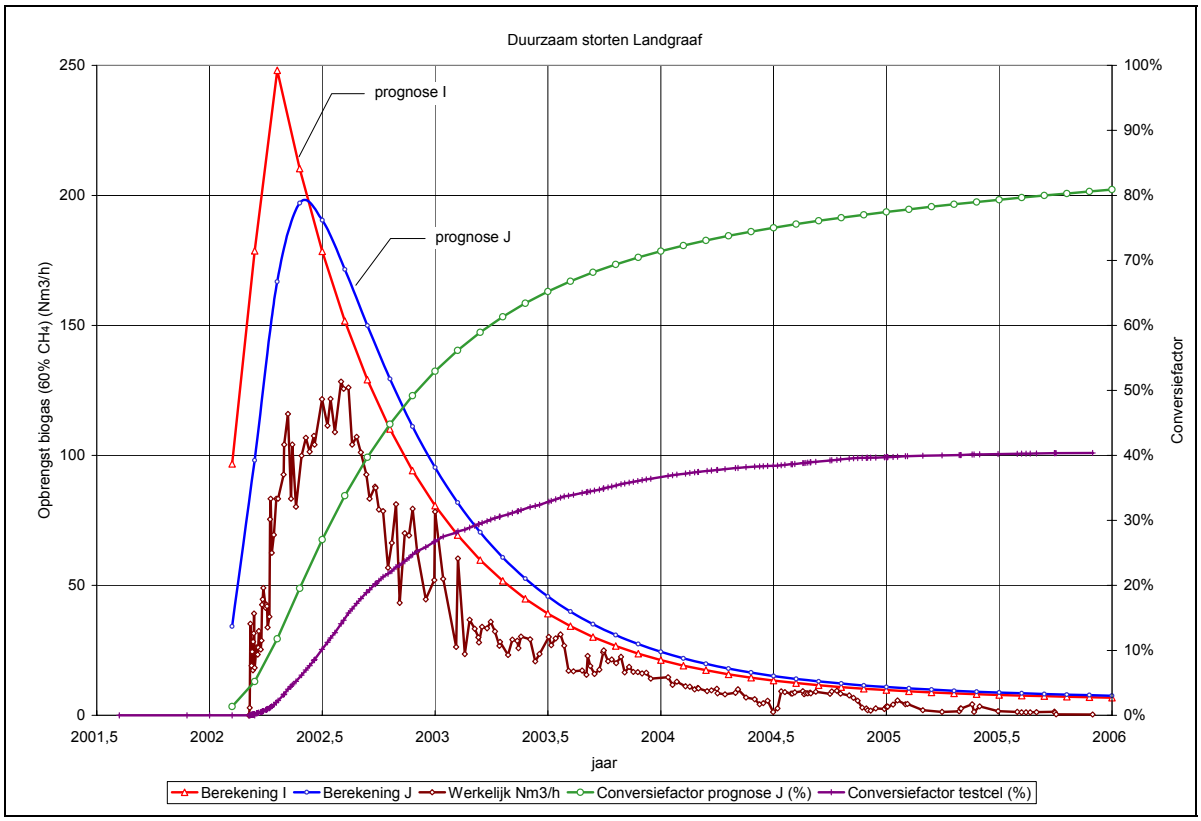
Bij alle vergelijkingen wordt uitgegaan van een standaard samenstelling van het stortgas van 60 % methaan en 40 % kooldioxide. Bij de interpretatie van de werkelijk onttrokken (gemeten) hoeveelheden dient gecorrigeerd te worden voor een andere samenstelling van het gas tengevolge van verdunning met lucht en oxidatie van methaan, de temperatuur, druk en het vochtgehalte.
Aan de hand van de vrachten aan ingebracht materiaal kunnen de berekeningen van de maximale gasproductie, gasproductiesnelheid en conversiefactor worden uitgevoerd.

Het tijdsinterval van de berekening is verkort van het standaard interval van één jaar naar 0,1 jaar. Hierdoor wordt ook de afvalaanvoer uitgesmeerd over verschillende tijdvakken en wordt een geleidelijker verloop van de gasproductie in de beginperiode berekend. Om de

opstart van de gasproductie te simuleren is de start van de gasproductie in de tijd 0,4 jaar verschoven ten opzichte van de start van de afvalaanvoer. Deze wachttijd is gekozen omdat dit gelijk een goede fit oplevert met de uitloop van de gasproductie die in de proef is gevonden.

De halfwaardetijden van de afbreekbare fracties zijn bij het beschikbaar komen van meer praktijkgegevens in de loop van het project aangepast. Voor de snelle, matige en langzame fractie worden respectievelijk 0,4, 4 en 10 jaar gehanteerd. Prognose I volgt de praktijk-resultaten beter gedurende de laatste periode. Voor de beginperiode is het hanteren van een geleidelijke toename van de gasproductie een realistische benadering. De achtergrond hiervan is dat na het storten de gasproductie als gevolg van de groei van de bacteriepopulatie niet direct maximaal is, maar op gang moet komen. In prognose J is hiermee rekening gehouden. Voor prognose J is ook het verloop van de conversiefactor gepresenteerd. Deze geeft aan dat na ruim 4 jaar ca. 81% van het potentieel aan gasproductie is gevormd. Op basis van het theoretische potentieel is dan ca 40% gevormd op basis van de meetresultaten van de proef.

De resultaten van de berekening zijn opgenomen in de figuur.

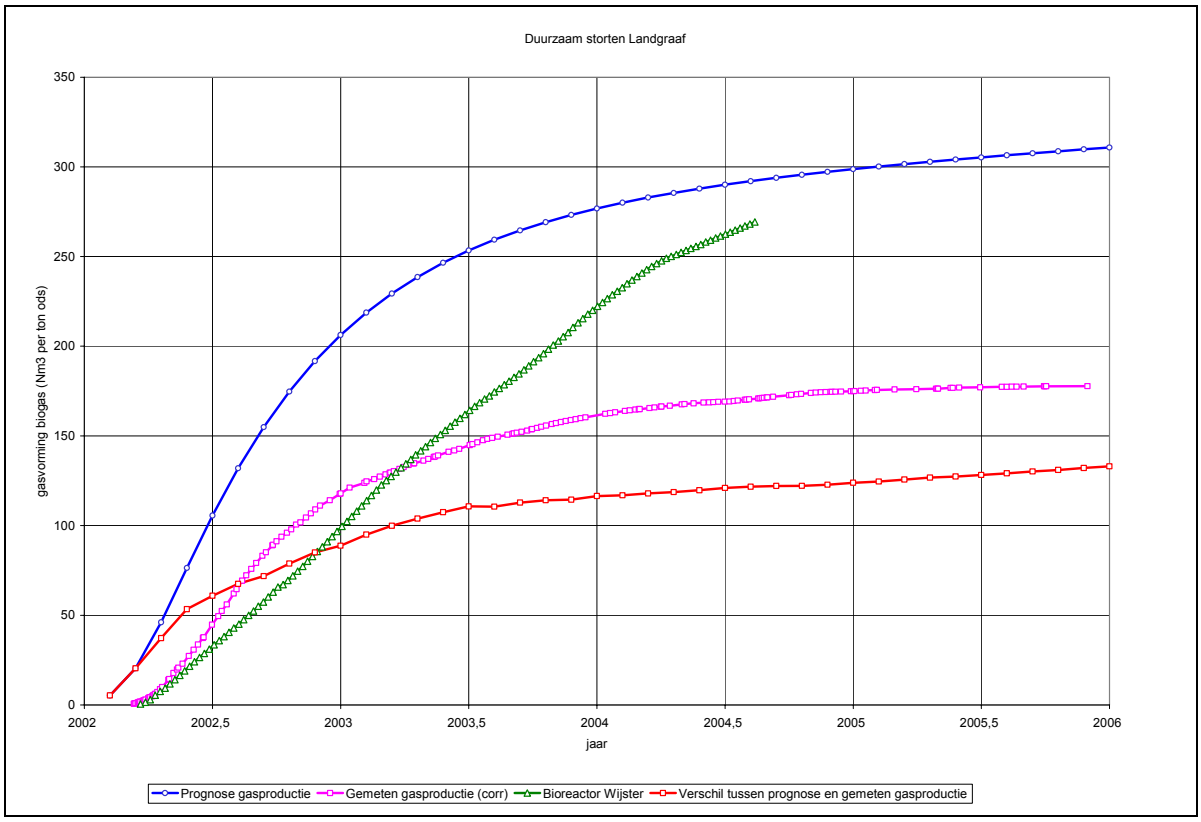


Figuur 1 Gasproductieprognose en gecorrigeerde gasdebieten Landgraaf

De stortgasonttrekkingsgegevens van de pilotproef in Landgraaf zijn verwerkt tot genormaliseerde gegevens (standaard samenstelling, temperatuur, druk). Hierbij zijn verschillende berekeningen uitgevoerd voor een zo goed mogelijke presentatie en vergelijking met de modelresultaten.

De gasmeterstanden zijn gecorrigeerd voor het methaangehalte en de temperatuur (hiervoor is een gemiddelde van 15 °C aangehouden), terwijl voor de perioden met storing van de gasmeter de gasmeterstand is opgehoogd op basis van interpolatie van het (gecorrigeerde) gasdebiet.

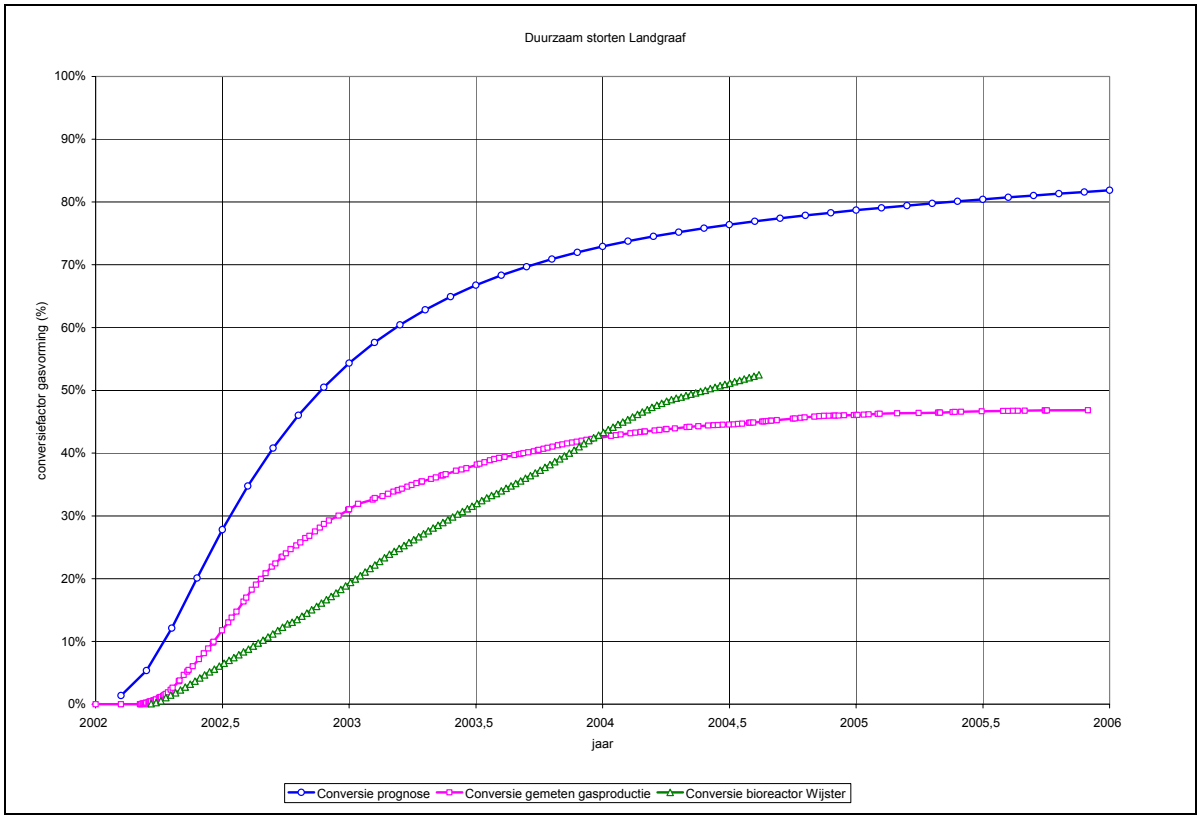
Aan het eind van de periode van registraties (december 2005) wordt een totale onttrokken gashoeveelheid berekend van 0,9 miljoen Nm^3 stortgas. In relatie tot de hoeveelheid organische stof van circa 5000 ton (zie tabel B 1.3), komt dit overeen met 180 m^3 biogas/ton ODS.



Figuur 2 Gasproductie per ton ods

In figuur 2 is tevens met een lijn aangegeven hoe het verschil tussen de prognose en de ontrokken hoeveelheid zich ontwikkeld. Hieruit blijkt, zoals te verwachten was, dat dit verschil vooral in de begin periode is ontstaan en daarna vrijwel constant blijft. Bij de curve voor de gemeten gasonttrekking moet bedacht worden dat deze een daadwerkelijke sommatie is van de in figuur 1 weergegeven momentane debieten. Dit betekent dat storingen aan de gasonttrekking of suboptimale omstandigheden hun weerslag vinden in deze curve. Dit verklaart een deel van het optredende verschil tussen prognose en gemeten hoeveelheden.

In figuur 2 komt een vrij sterk verschil naar voren tussen de specifieke gasproductie die in de bioreactor in Wijster is gerealiseerd en de hoeveelheid die in de pilot in Landgraaf naar voren komt. Een van de achtergronden voor dit vrij grote verschil is de aard van de organische stof. Uit het ONF kan per ton ODS ook meer biogas gevormd worden, doordat het aandeel afbreekbaar materiaal hoger ligt. Als hiervoor gecorrigeerd wordt ontstaat de onderstaande figuur. Hierbij is de onttrokken gashoeveelheid voor beide projecten gerelateerd aan de conversie van het afbreekbare deel van de organische stof.

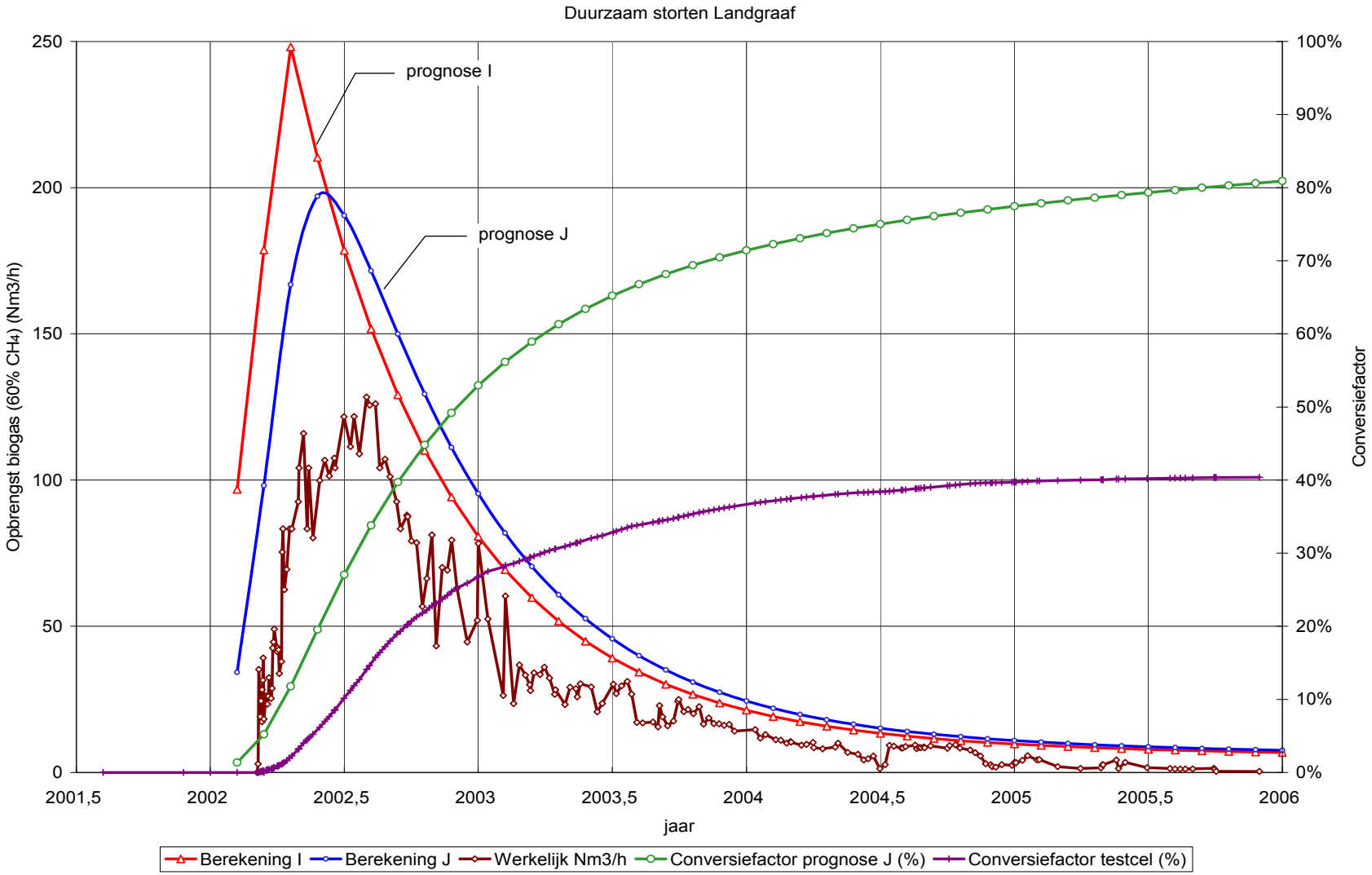


Figuur 3 Gasproductie conversie

Uit de gegevens blijkt dat de omzetting van organisch materiaal in dit project (uitgedrukt in percentage van de maximale verwachte gasproductie) in aanvang sneller is verlopen dan tijdens de proef met de bioreactor in Wijster. Voor de proef in Landgraaf blijkt uit de conversiegegevens dat er na een periode van ca. 3 jaar een duidelijke afvlakking van de afbraak optreedt, terwijl dat uit de gegevens van de bioreactor nog niet het geval is.

Bijlage 2

Grafiek gasproductie



Biogas karakterisatie

Bijlage 3

Analyse resultaten peilbuizen

		Peilbuis:									
		1									
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-4-2004	28-7-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l	4550	3690	4410	3670	3330	3480	2510	2610	2380	2900
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l	125	95	175	170	170	88	110	115	135	235
TOC	mg/l	2400	3000	1600	2300	1400	980	1000	1300	1400	1200
DOC	mg/l	2400	2800	1400	2200	1400	890	1000	1300	1300	1200
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l	399	1310	1780	1690	1790	1660	1350	1520	1450	1280
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm	15990	13840	20000	23000	23000	23000	19000	18000	19000	19000
pH		7,9	7,9	8,2	7,8	7,8	8	7,8	7,9	7,5	7,7
Redoxpotentiaal (Eh)	mV	-108	-158	330	290	290	310	250	290	250	210
Chloride (HPLC)	mg/l	7300	1500	2800	3400	3300	1600	2600	1400	2900	2900
Sulfaat (HPLC)	mg/l	19	410	2	27	2	2	2	2	2	11
Bicarbonaat	mg/l	8500	9000	7600	10000	9600	10000	8600	9100	9200	9400
Fosfaat totaal als P	mg/l	12	13	32	1	17	16	17	13	13	16
Sulfide (vrij)	mg/l		0,44	0,1	0,1	0,1	2	1	2	0,3	0,1
Barium (ICP)	mg/l	0,97	0,92	0,75	0,82	0,81	0,68	0,79	0,57	0,72	0,68
Calcium (ICP)	mg/l	46	51	59	59	49	47	48	40	36	48
IJzer II	mg/l	4,5	5,5	5,8	12	6,8	2,4	9,3	4,8	5,7	6,4
IJzer totaal (color.)	mg/l	6,9	6,7	6,5	6,4	3,1	6,4	6,2	6,1	5,9	6,4
Arseen Hydride	µg/l	12	22	24	50	50	40	50	16	22	16
Cadmium (ICP)	µg/l	1	1	0,63	5	4	4	4	1	1	1
Chroom (ICP)	µg/l	330	300	320	260	270	190	190	150	240	190
Cobalt (ICP)	µg/l	19	31	30	50	30	50	50	30	35	35
Koper (ICP)	µg/l	31	20	34	50	50	50	50	20	10	12
Lood (ICP)	µg/l	61	53	60	50	100	50	100	25	10	20
Molybdeen (ICP)	µg/l	97	110	47	50	100	50	100	30	19	31
Nikkel (ICP)	µg/l	280	390	320	300	330	300	320	260	290	270
Zink (ICP)	µg/l	270	170	450	160	200	150	200	120	86	91
Kwik	µg/l	0,094	0,072	1,7	0,5	0,51	0,1	0,05	0,31	0,31	0,17

		Peilbuis									
		2									
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-4-2004	28-7-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l	11200	11900	9720	11000		9150	8900	10200	7880	6220
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l	900	620	500	295		540	420	580	580	670
TOC	mg/l	6900	6700	3300	5400	geen	3500	4400	4300	2000	1800
DOC	mg/l	6700	6300	3400	5000		2700	4000	4200	2000	1700
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l	1080	2150	1730	2540		2010	2470	1310	1170	2380
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm	23100	26200	24000	27000		28000	26000	24000	25000	26000
pH		8,2	8,2	8,2	8,1		8,1	8	8,1	7,8	8
Redoxpotentiaal (Eh)	mV	-303	-306	320	220		250	200	260	250	180
Chloride (HPLC)	mg/l	11000	2600	2600	2900		1700	2300	2900	2900	3400
Sulfaat (HPLC)	mg/l	18	75	2,7	38		2	2	2	2	45
Bicarbonaat	mg/l	12000	12000	12000	14000		16000	14000	15000	15000	16000
Fosfaat totaal als P	mg/l	20	28	26	19		22	39	9,7	26	27
Sulfide (vrij)	mg/l	1,9	1,2	0,1	0,1		2	1,3	2	1,2	0,4
Barium (ICP)	mg/l	1,2	1,4	0,98	1,2		1,1	1,5	0,96	1	0,035
Calcium (ICP)	mg/l	39	46	46	47		43	45	40	34	2,3
IJzer II	mg/l		14	28	34		44	38	17	45	9,6
IJzer totaal (color.)	mg/l	15	22	0,014	17		17	19	16	14	0,51
Arseen Hydride	µg/l	17	60	52	50		40	50	63	57	5
Cadmium (ICP)	µg/l	6	8	7,6	8,7		8,4	5,3	7,1	5,7	1
Chroom (ICP)	µg/l	1000	2100	910	50		1500	1900	1700	1400	63
Cobalt (ICP)	µg/l	42	50	45	50		40	50	50	45	10
Koper (ICP)	µg/l	130	180	110	200		120	100	140	84	10
Lood (ICP)	µg/l	520	890	530	790		710	690	520	330	15
Molybdeen (ICP)	µg/l	400	420	250	220		160	130	130	210	10
Nikkel (ICP)	µg/l	840	1000	880	900		920	1000	760	1000	30
Zink (ICP)	µg/l	1200	1700	1100	1500		1300	1100	1100	920	31
Kwik	µg/l	0,24	0,72	3,1	0,39		2,1	0,72	2,8	26	0,1

		Peilbuis								
		3								
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-4-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l	5250	6010	5690						
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l	165	225	265						
TOC	mg/l	3000	4000	2000	geen	geen	geen	geen	geen	geen
DOC	mg/l	3000	3800	1900						
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l	1090	1520	1620						
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm	16550	15580	18000						
pH		8	8,1	8,1						
Redoxpotentiaal (Eh)	mV	-62	-174	300						
Chloride (HPLC)	mg/l	7800	1500	1900						
Sulfaat (HPLC)	mg/l	46	25	2						
Bicarbonaat	mg/l	9100	10000	9600						
Fosfaat totaal als P	mg/l	11	16	29						
Sulfide (vrij)	mg/l	1,3	0,78	0,1						
Barium (ICP)	mg/l	1	1,1	0,89						
Calcium (ICP)	mg/l	36	40	43						
IJzer II	mg/l	7,9	10	7,8						
IJzer totaal (color.)	mg/l	12	15	9,6						
Arseen Hydride	µg/l	20	43	32						
Cadmium (ICP)	µg/l	2	20	4						
Chroom (ICP)	µg/l	600	820	490						
Cobalt (ICP)	µg/l	33	48	45						
Koper (ICP)	µg/l	66	390	54						
Lood (ICP)	µg/l	290	1600	250						
Molybdeen (ICP)	µg/l	270	320	190						
Nikkel (ICP)	µg/l	800	1200	980						
Zink (ICP)	µg/l	630	2600	820						
Kwik	µg/l	0,1	3	1,9						

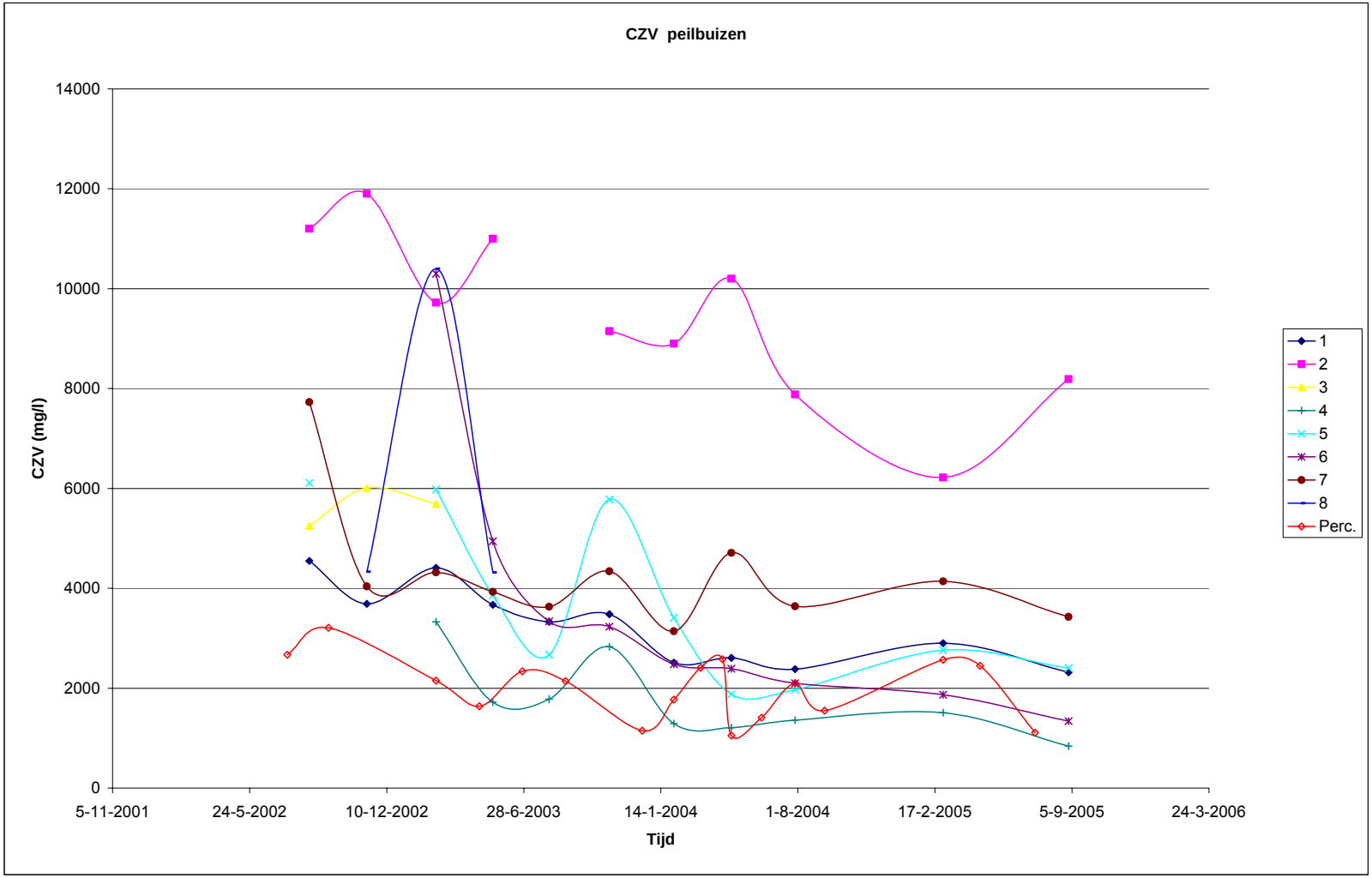
		Peilbuis									
		4									
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-4-2004	28-7-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l			3330	1720	1780	2830	1290	1210	1360	1510
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l			220	60	67	93	67	68	58	115
TOC	mg/l	geen	geen	1300	860	680	960	480	460	680	760
DOC	mg/l			1200	840	670	760	510	420	580	730
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l			1060	935	905	1070	640	530	775	905
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm			14000	11000	12000	28000	10000	7900	11000	12000
pH				7,8	7,3	7,5	7,8	7,4	7,4	7,2	7,5
Redoxpotentiaal (Eh)	mV			330	340	320	300	280	310	250	230
Chloride (HPLC)	mg/l			1500	1200	1300	1700	1100	870	1200	1300
Sulfaat (HPLC)	mg/l			11	2	2	3,2	2	43	2	2
Bicarbonaat	mg/l			3400	5200	5600	7900	4800	4500	5500	5700
Fosfaat totaal als P	mg/l			9,9	2,1	4,4	10	4	3,7	4,1	3,3
Sulfide (vrij)	mg/l			0,1	0,1	0,1	2	1	2	0,2	0,1
Barium (ICP)	mg/l			0,9	0,93	0,74	0,66	0,99	0,54	0,81	0,88
Calcium (ICP)	mg/l			59	82	51	30	59	35	43	41
IJzer II	mg/l			10	9,3	9,9	3,6	6,8	4,2	3,9	6,3
IJzer totaal (color.)	mg/l			8,8	18	3,7	8,7	11	8,1	9	8,2
Arseen Hydride	µg/l			34	14	50	22	50	9	14	17
Cadmium (ICP)	µg/l			1,2	1	4	1	4	1	1	1
Chroom (ICP)	µg/l			150	95	100	200	98	61	84	100
Cobalt (ICP)	µg/l			20	15	50	20	50	15	15	20
Koper (ICP)	µg/l			640	31	50	110	50	10	15	52
Lood (ICP)	µg/l			100	18	100	71	100	27	10	24
Molybdeen (ICP)	µg/l			370	40	100	200	100	36	110	110
Nikkel (ICP)	µg/l			360	200	210	410	270	250	250	290
Zink (ICP)	µg/l			140	39	200	160	200	55	33	67
Kwik	µg/l			1,5	0,1	0,41	0,1	0,06	0,1	0,1	0,45

		Peilbuis									
		5									
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-4-2004	28-7-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l	6110		5980	3860	2670	5780	3410	1880	1970	2760
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l	440		550	225	120	255	180	125	100	175
TOC	mg/l	3500	geen	2200	2300	1200	1600	1200	780	1100	1300
DOC	mg/l	3500		2000	2200	1200	1300	1200	770	940	1300
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l	1130		1540	1500	1350	1690	1410	890	1170	1200
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm	17270		20000	17000	16000	22000	17000	12000	14000	14000
pH		8,2		8,2	8	7,9	8,3	7,9	7,6	7,7	7,9
Redoxpotentiaal (Eh)	mV	-78		300	260	350	280	260	310	250	270
Chloride (HPLC)	mg/l	8800		2200	1800	1700	1500	1800	800	1500	1600
Sulfaat (HPLC)	mg/l	16		2	14	2	2	2	130	2	3,9
Bicarbonaat	mg/l	9200		9800	9200	7500	11000	9000	6600	7500	7600
Fosfaat totaal als P	mg/l	11		26	6,4	12	14	11	8,9	8,9	9,5
Sulfide (vrij)	mg/l	1,3		0,1	0,1	0,1	2	1	2	0,3	0,1
Barium (ICP)	mg/l	2,4		1,5	1,7	1,1	2,1	1,4	0,82	1,3	1,6
Calcium (ICP)	mg/l	33		34	36	38	36	41	43	3,6	41
IJzer II	mg/l	5,3		20	11	4,6	4,8	9,4	1,5	5,7	5,3
IJzer totaal (color.)	mg/l	8,2		5,1	6,1	1,7	7,4	5,7	2,1	5,6	5,8
Arseen Hydride	µg/l	18		40	28	50	40	50	8,2	16	20
Cadmium (ICP)	µg/l	4		3,1	3,3	4	4	4	1	1	1
Chroom (ICP)	µg/l	440		350	260	190	350	310	100	140	150
Cobalt (ICP)	µg/l	26		30	25	50	40	50	25	25	25
Koper (ICP)	µg/l	87		790	270	50	81	50	17	10	14
Lood (ICP)	µg/l	460		300	300	100	280	100	12	25	39
Molybdeen (ICP)	µg/l	160		74	51	100	40	100	12	17	29
Nikkel (ICP)	µg/l	510		460	310	340	460	380	230	260	270
Zink (ICP)	µg/l	870		830	750	200	820	240	68	88	110
Kwik	µg/l	0,14		2,7	1,1	0,39	0,66	0,15	0,63	0,21	0,29

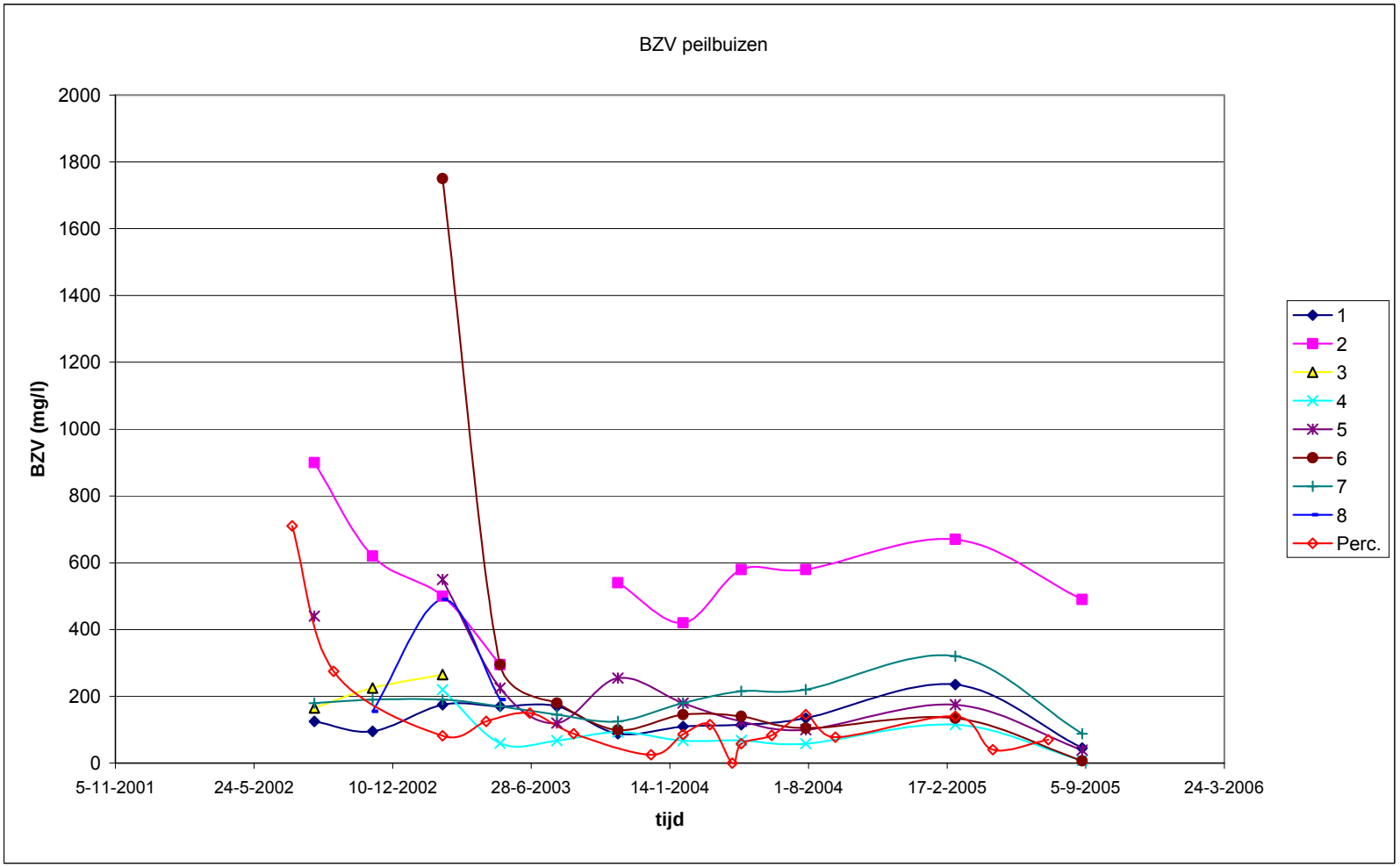
		Peilbuis									
		6									
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-4-2004	28-7-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l			10300	4940	3340	3230	2480	2390	2100	1870
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l			1750	295	180	99	145	140	105	135
TOC	mg/l	geen	geen	3500	3000	1300	890	850	1000	1100	1000
DOC	mg/l			2900	2600	1300	840	840	1100	920	980
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l			1790	1640	1730	1150	1320	1260	1400	1180
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm			23000	19000	17000	18000	15000	14000	15000	13000
pH				8,2	8	8	8,1	7,8	7,9	7,5	7,7
Redoxpotentiaal (Eh)	mV			320	250	310	290	260	300	250	280
Chloride (HPLC)	mg/l			2900	2100	1800	1000	1600	810	1700	1400
Sulfaat (HPLC)	mg/l			6,9	6	2	2	2	2	2	4,1
Bicarbonaat	mg/l			11000	8500	8300	9100	8300	8000	7800	7000
Fosfaat totaal als P	mg/l			19	4,1	9,7	6,9	6,9	7,3	7,8	6
Sulfide (vrij)	mg/l			0,1	0,1	0,1	2	1	2	0,4	0,1
Barium (ICP)	mg/l			0,96	0,82	860	0,84	1,2	0,88	0,96	0,92
Calcium (ICP)	mg/l			24	13	15	10	13	13	15	19
IJzer II	mg/l			24	13	4,6	3,5	9,4	3,3	3,6	4,7
IJzer totaal (color.)	mg/l			4,8	5,4	3,9	5,6	5,3	4,4	4,3	4,7
Arseen Hydride	µg/l			110	28	50	25	50	18	21	18
Cadmium (ICP)	µg/l			3	1	4	1		1	1	1
Chroom (ICP)	µg/l			420	250	160	200	170	160	130	220
Cobalt (ICP)	µg/l			35	30	50	35	50	30	30	25
Koper (ICP)	µg/l			1500	340	180	260	99	44	39	27
Lood (ICP)	µg/l			170	57	100	94	100	15	11	13
Molybdeen (ICP)	µg/l			320	240	180	240	150	120	110	120
Nikkel (ICP)	µg/l			830	490	430	510	530	350	330	290
Zink (ICP)	µg/l			460	140	200	180	200	65	56	40
Kwik	µg/l			4,1	0,1	0,41	0,1	0,11	0,1	0,1	0,1

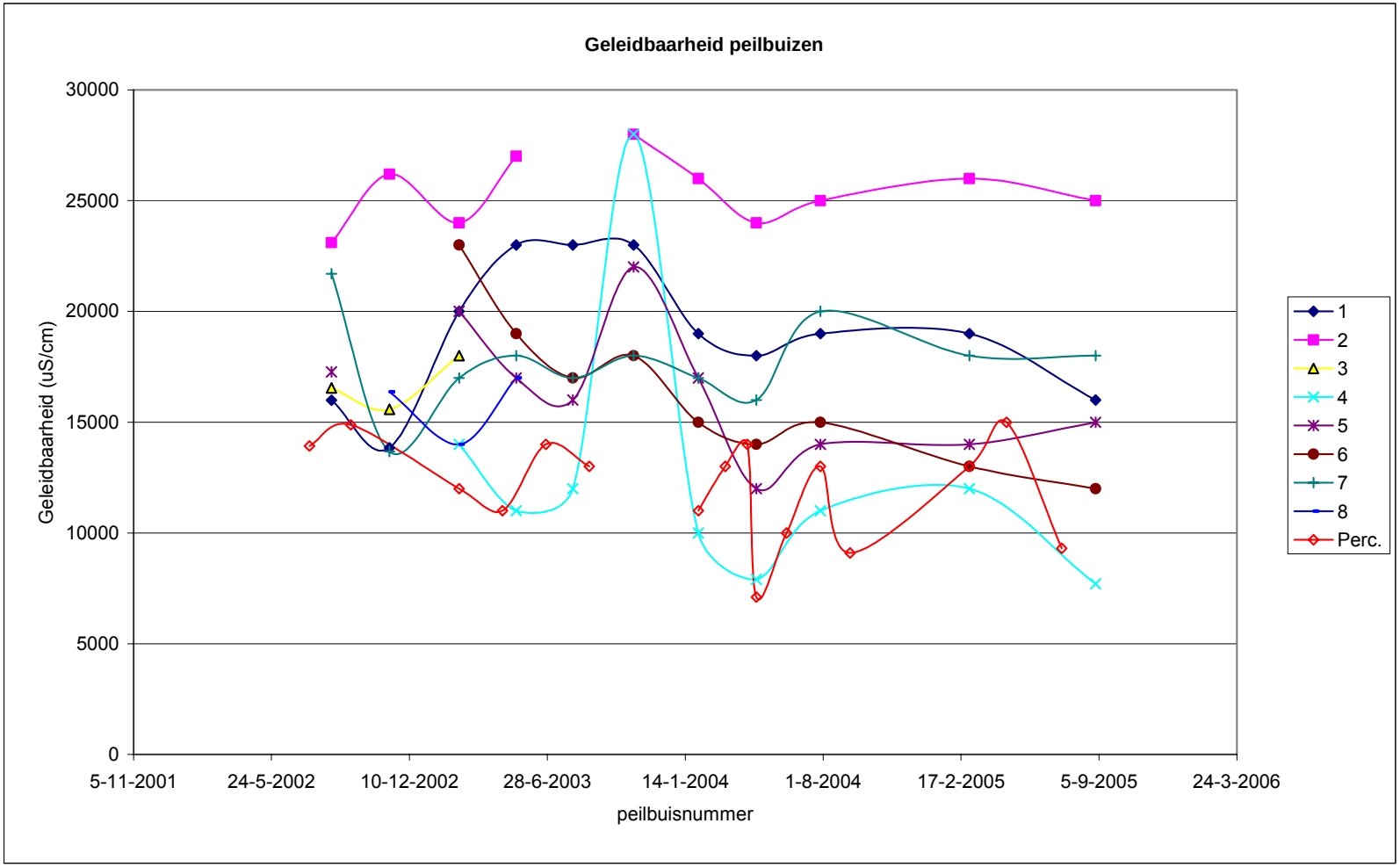
		Peilbuis									
		7									
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-4-2004	28-7-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l	7730	4040	4320	3930	3630	4340	3140	4710	3640	4140
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l	180	190	190	170	145	125	180	215	220	320
TOC	mg/l	5100	3300	1600	2600	1400	890	1200	1700	1800	1500
DOC	mg/l	4800	3200	1600	2400	1400	850	1200	1600	1800	1500
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l	1020	1090	1550	1660	1570	1400	1460	1360	1810	1540
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm	21700	13670	17000	18000	17000	18000	17000	16000	20000	18000
pH		8,1	8	8	7,9	7,9	8	7,8	7,8	7,8	7,9
Redoxpotentiaal (Eh)	mV	-358	-348	330	220	300	280	260	280	250	220
Chloride (HPLC)	mg/l	11000	1400	1900	1900	1700	1800	1700	1000	2200	2300
Sulfaat (HPLC)	mg/l	24	230	33	24	2	2	2	2	2	38
Bicarbonaat	mg/l	11000	8000	9300	8500	8700	9800	8200	9600	11000	11000
Fosfaat totaal als P	mg/l	25	21	34	11	17	18	16	19	16	21
Sulfide (vrij)	mg/l	42	0,7	0,1	0,1	0,1	2	1	2	0,7	0,3
Barium (ICP)	mg/l	0,68	0,66	0,7	0,79	0,53	0,56	0,89	0,64	0,52	0,65
Calcium (ICP)	mg/l	57	55	48	47	36	38	50	44	32	41
IJzer II	mg/l	2,1	2,1	5,6	11	3	5,4	12	5,5	14	6,4
IJzer totaal (color.)	mg/l	2,7	4,2	4,3	4,5	2,9	5,2	5,5	5,2	4,4	6,4
Arseen Hydride	µg/l	14	32	17	19	50	18	50	15	15	18
Cadmium (ICP)	µg/l	1	5	1	1,4	4	1	4	1	1	1
Chroom (ICP)	µg/l	1200	880	540	530	290	360	310	390	430	470
Cobalt (ICP)	µg/l	29	32	25	25	50	25	50	30	30	35
Koper (ICP)	µg/l	49	1100	60	75	50	17	50	13	12	24
Lood (ICP)	µg/l	220	510	83	140	100	55	100	35	38	66
Molybdeen (ICP)	µg/l	41	56	35	31	100	17	100	20	15	18
Nikkel (ICP)	µg/l	370	370	280	290	220	250	340	290	280	290
Zink (ICP)	µg/l	690	1100	290	460	200	220	200	190	160	240
Kwik	µg/l	0,16	1,1	1,8	0,82	0,65	0,1	0,05	0,12	0,13	0,18

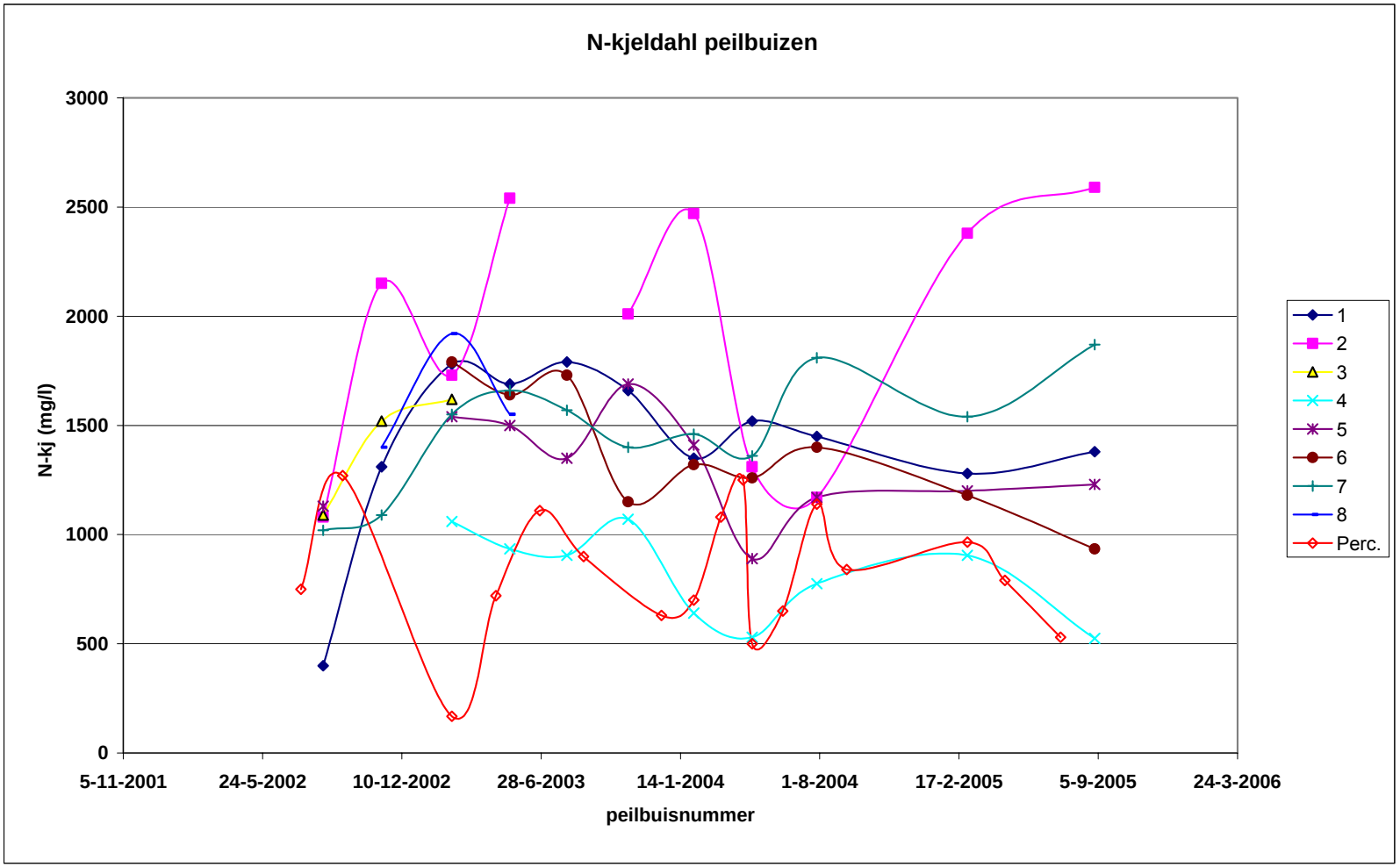
		Peilbuis								
		8								
		19-8-2002	11-11-2002	20-2-2003	14-5-2003	4-8-2003	31-10-2003	2-2-2004	26-3-2004	1-3-2005
C.Z.V.	mg/l		4330	10400	4320					
B.Z.V. (20 øC - 5 dagen)	mg/l		155	490	190					
TOC	mg/l	geen	3500	1400	1600	geen	geen	geen	geen	geen
DOC	mg/l		3100	1200	1600					
Kjeldahl-stikstof als N	mg/l		1400	1920	1550					
Geleidingsvermogen (25øC)	µS/cm		16370	14000	17000					
pH			8,5	7,7	8					
Redoxpotentiaal (Eh)	mV		14	320	330					
Chloride (HPLC)	mg/l		1600	1500	1900					
Sulfaat (HPLC)	mg/l		160	2	33					
Bicarbonaat	mg/l		8800	7000	9300					
Fosfaat totaal als P	mg/l		14	28	34					
Sulfide (vrij)	mg/l		0,92	0,1	0,1					
Barium (ICP)	mg/l		0,62	0,65	0,7					
Calcium (ICP)	mg/l		40	60	48					
IJzer II	mg/l		5,6	6,3	5,6					
IJzer totaal (color.)	mg/l		9,2	6,3	4,3					
Arseen Hydride	µg/l		110	26	17					
Cadmium (ICP)	µg/l		3	0,4	1					
Chroom (ICP)	µg/l		500	150	540					
Cobalt (ICP)	µg/l		56	15	25					
Koper (ICP)	µg/l		2800	39	60					
Lood (ICP)	µg/l		620	38	83					
Molybdeen (ICP)	µg/l		320	36	35					
Nikkel (ICP)	µg/l		620	210	280					
Zink (ICP)	µg/l		1700	84	290					
Kwik	µg/l		1,2	1,7	1,8					

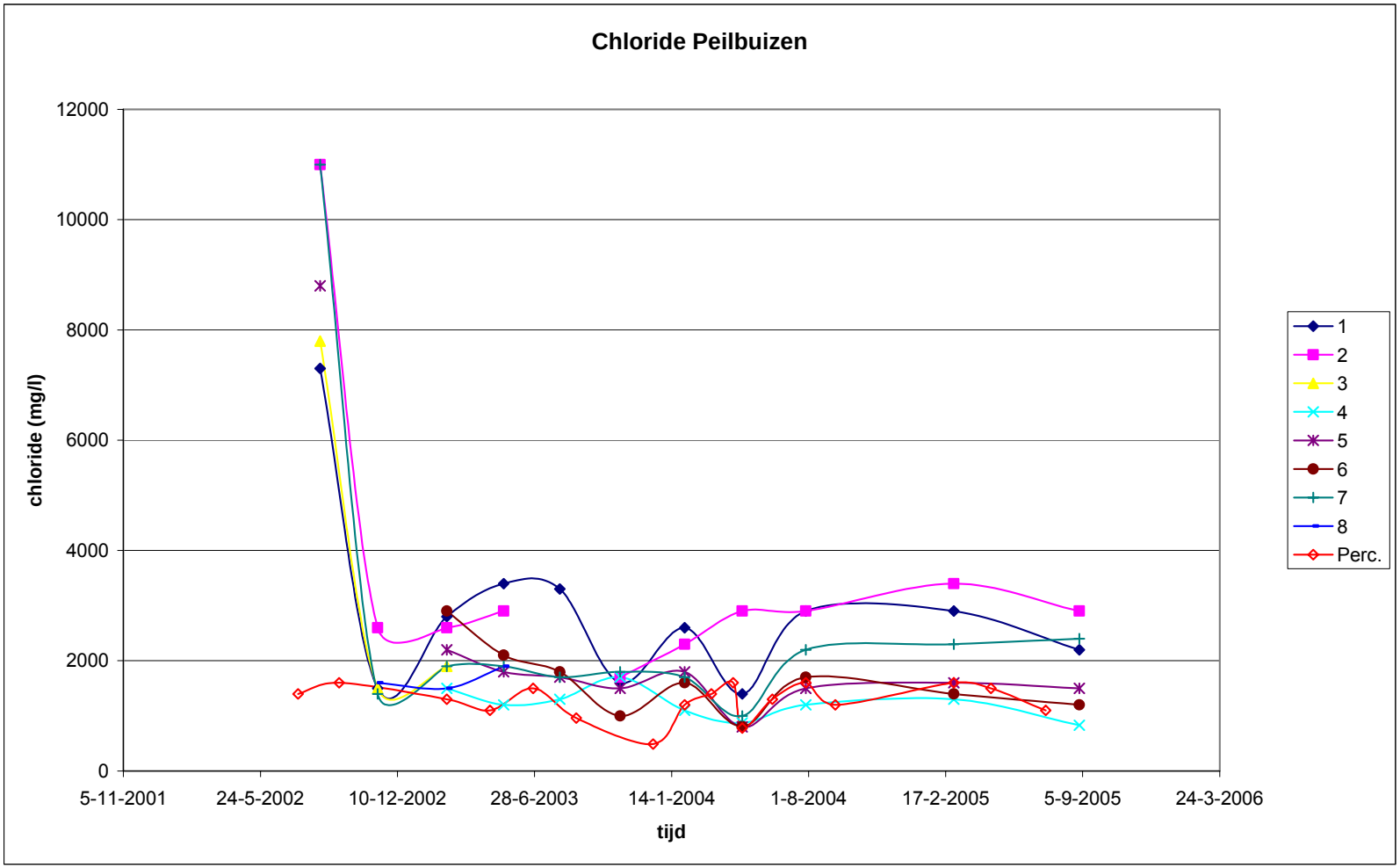


STICHTING DUURZAAM STORTEN


BZV peilbuizen
BZV (mg/l)
2000
1800
1600
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
5-11-2001
24-5-2002
10-12-2002
28-6-2003
14-1-2004
1-8-2004
17-2-2005
5-9-2005
24-3-2006
tijd
1
2
3
4
5
6
7
8
Perc.


Geleidbaarheid peilbuizen
Geleidbaarheid (uS/cm)
30000
25000
20000
15000
10000
5000
0
5-11-2001
24-5-2002
10-12-2002
28-6-2003
14-1-2004
1-8-2004
17-2-2005
5-9-2005
24-3-2006
peilbuisnummer
1
2
3
4
5
6
7
8
Perc.


N-kjeldahl peilbuizen
N-kj (mg/l)
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
5-11-2001
24-5-2002
10-12-2002
28-6-2003
14-1-2004
1-8-2004
17-2-2005
5-9-2005
24-3-2006
peilbuisnummer
1
2
3
4
5
6
7
8
Perc.

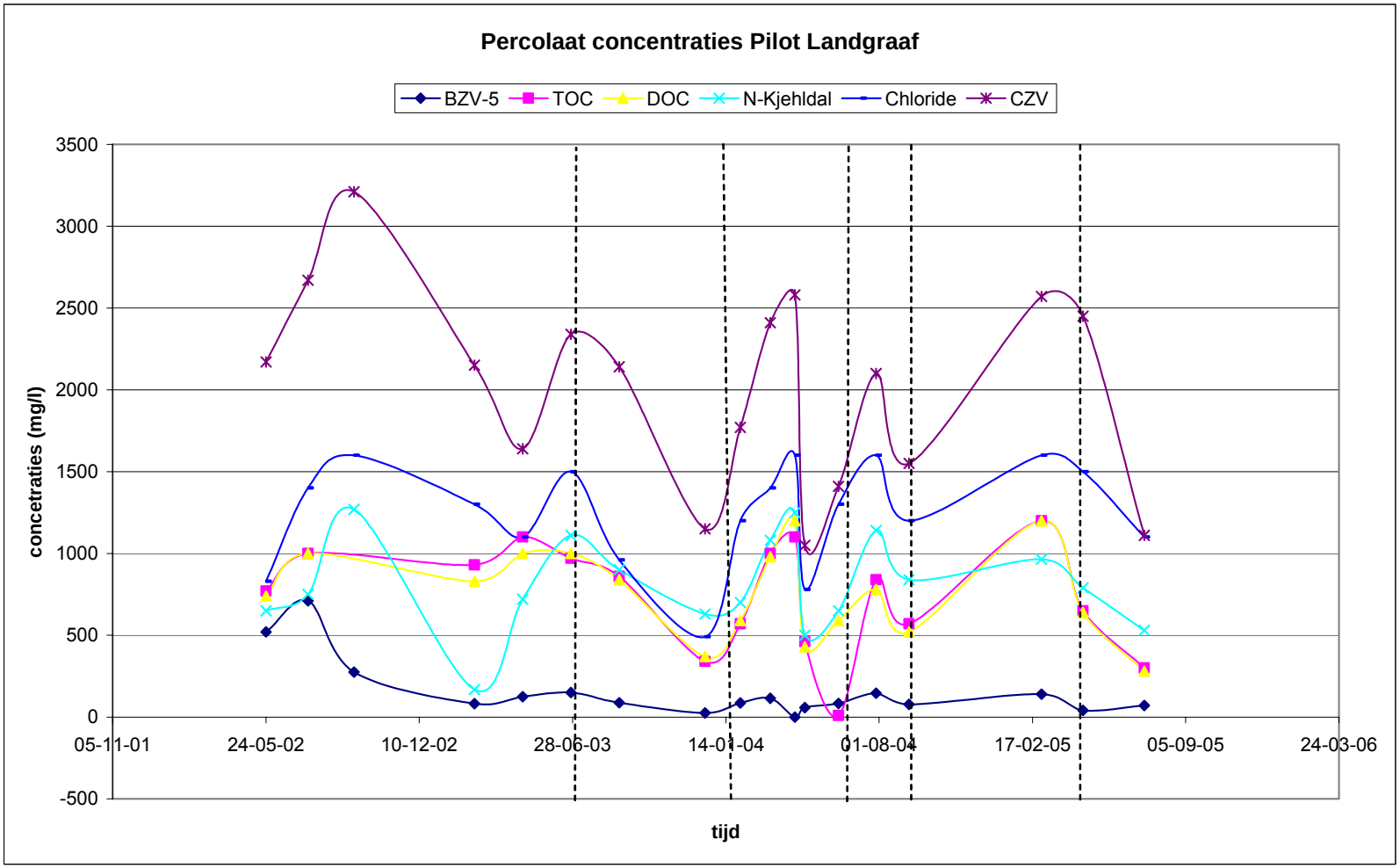

Chloride Peilbuizen
chloride (mg/l)
12000
10000
8000
6000
4000
2000
0
5-11-2001
24-5-2002
10-12-2002
28-6-2003
14-1-2004
1-8-2004
17-2-2005
5-9-2005
24-3-2006
tijd
1
2
3
4
5
6
7
8
Perc.

Bijlage 4

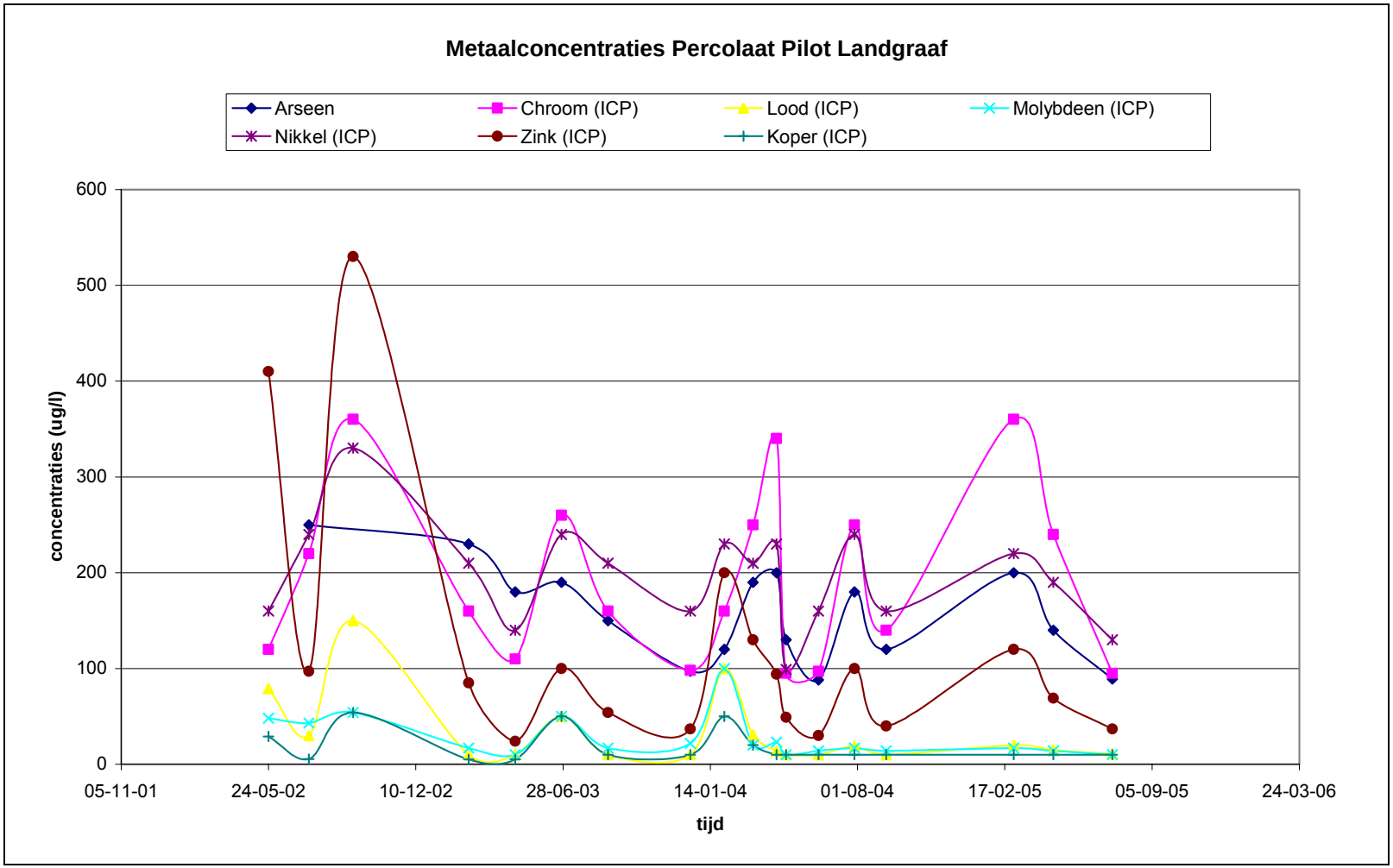
Analyse resultaten percolaat

Overrzicht Percolaat Samenstelling									
	eenheid								
Component		24-05-02	18-07-02	16-09-02	20-02-03	24-04-03	26-06-03	28-08-03	18-12-03
CZV	mg/l	2170	2670	3210	2150	1640	2340	2140	1150
BZV-5	mg/l	520	710	275	82	125	150	88	25
TOC	mg/l	770	1000	#N/B	930	1100	970	860	340
DOC	mg/l	740	1000	#N/B	830	1000	1000	840	370
N-Kjehldal	mg/l	650	750	1270	168	720	1110	900	630
Ammonium als N	mg/l	585	675	1200	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	0,15
Geleidbaarheid	µS/cm	9.060	13.930	14.880	12.000	11.000	14.000	13000	
pH	(-)	7,5	5,5	7,6	7,6	7,5	7,7	7,7	7,7
Chloride	mg/l	830	1400	1600	1300	1100	1500	960	490
Sulfaat	mg/l	39	1,5	0,1	13	3,3	10	2,4	140
Bicarbonaat	mg/l	4400	3700	8100	6700	430	7300	6100	3900
IJzer II	mg/l	#N/B	18	17	9,5	18	8,4	13	2,4
IJzer totaal (color.)	mg/l	#N/B	18	17	14	12	15	13	5,2
Barium (ICP)	mg/l	2,4	2,2	1500	1,4	1,1	1,1	0,84	0,36
Calcium (ICP)	mg/l	69	65	61	65	74	84	159	84
Kalium (ICP)	mg/l	330	710	670	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	520
Magnesium (ICP)	mg/l	56	67	68	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	57
Natrium (ICP)	mg/l	760	1300	1400	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	970
Aluminium (ICP)	µg/l	180	100	2,5	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	78
Antimoon	µg/l	5,1	4	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	10
Arseen	µg/l	#N/B	250	#N/B	230	180	190	150	97
Cadmium (ICP)	µg/l	1	0,4	1	0,4	0,4	5	1	1
Chroom (ICP)	µg/l	120	220	360	160	110	260	160	98
Cobalt (ICP)	µg/l	12	17	32	20	15	50	25	20
Koper (ICP)	µg/l	29	5,5	54	5	5	50	10	10
Lithium (ICP)	µg/l	220	550	570	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	170
Lood (ICP)	µg/l	79	30	150	10	10	50	10	10
Mangaan (ICP)	µg/l	230	180	170	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	150
Molybdeen (ICP)	µg/l	48	43	54	17	10	50	17	22
Nikkel (ICP)	µg/l	160	240	330	210	140	240	210	160
Seleen	µg/l	24	2	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	10
Strontium (ICP)	µg/l	770	780	650	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	490
Tin (ICP)	µg/l	190	89	140	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	41
Zink (ICP)	µg/l	410	97	530	85	24	100	54	37
Vanadium (ICP)	µg/l	25	71	130	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	32
Wolfraam (ICP)	µg/l	10	5	22	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	10
Kwik	µg/l	0,084	0,079	250	1,6	0,35	0,82	0,27	0,33
BTEX (totaal)		98	150	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	39
PAK 10 van VROM (som)		8,7	10	17	#N/B	#N/B	#N/B	#N/B	6,8

Overzicht Percolaat Samenstelling														inert waste	2005
	eenheid												Target	C-0	% t.o.v.
Component		18-12-03	02-02-04	12-03-04	13-04-04	26-04-04	09-06-04	28-07-04	09-09-04	01-03-05	24-04-05	13-07-05	Annex II	perco-test	norm
CZV	mg/l	1150	1770	2410	2580	1050	1410	2100	1550	2570	2450	1110			
BZV-5	mg/l	25	86	115	0	58	83	145	78	140	40	70			
TOC	mg/l	340	570	1000	1100	460	8,8	840	570	1200	650	300			
DOC	mg/l	370	590	980	1200	430	590	780	520	1200	640	280	10	160	442%
N-Kjehldal	mg/l	630	700	1080	1250	500	650	1140	840	965	790	530			
Ammonium als N	mg/l	0,15	3,8	1000	1100	500	540	870	760	970	820	490	5		
Geleidbaarheid	µS/cm		11000	13000	14000	7100	10000	13000	9100	13000	15000	9300			
pH	(-)	7,7	7,4	7,8	7,8	7,5	7,6	7,5	7,8	7,6	7,2	7,6			
Chloride	mg/l	490	1200	1400	1600	780	1300	1600	1200	1600	1500	1100	250	460	304%
Sulfaat	mg/l	140	2	4,9	2,2	110	11	2	2	17	1400	20	250	1500	32%
Bicarbonaat	mg/l	3900	5300	6300	7100	3600	4800	7100	6200	7000	6000	4900			
IJzer II	mg/l	2,4	8,3	14	18	3,4	3,3	11	5,1	7,4	15	6,1			
IJzer totaal (color.)	mg/l	5,2	12	14	16	11	3,7	16	12	7400	13000	9000			
Barium (ICP)	mg/l	0,36	0,97	0,88	0,84	0,54	0,29	0,81	0,52	1	0,82	0,49		4	19%
Calcium (ICP)	mg/l	84	91	65	82	77	105	87	78	85	100	93			
Kalium (ICP)	mg/l	520	650	740	800	400	490	800	420	820	920	430			
Magnesium (ICP)	mg/l	57	68	49	62	38	66	64	58	63	57	56			
Natrium (ICP)	mg/l	970	1200	1400	1600	3900	1100	1600	1100	1600	1800	820			
Aluminium (ICP)	µg/l	78	500	360	490	150	81	250	130	510	660	140			
Antimoon	µg/l	10	39	20	10	10	10	10	10	10	10	10	5	100	10%
Arseen	µg/l	97	120	190	200	130	88	180	120	200	140	89	10	60	238%
Cadmium (ICP)	µg/l	1	4	2	1	1	1	1	1	1	1	1	4	20	5%
Chroom (ICP)	µg/l	98	160	250	340	95	97	250	140	360	240	95		100	232%
Cobalt (ICP)	µg/l	20	50	20	30	15	20	30	20	30	20	15	20		
Koper (ICP)	µg/l	10	50	20	10	10	10	10	10	10	10	10	50	600	2%
Lithium (ICP)	µg/l	170	0	68	240	170	470	810	310	840	340	210			
Lood (ICP)	µg/l	10	100	31	14	10	10	19	10	20	15	11	10	150	10%
Mangaan (ICP)	µg/l	150	260	200	220	180	280	280	270	210	350	520			
Molybdeen (ICP)	µg/l	22	100	20	23	10	14	17	14	17	14	10	70	200	7%
Nikkel (ICP)	µg/l	160	230	210	230	99	160	240	160	220	190	130	20	120	150%
Seleen	µg/l	10	39	20	10	10	10	10	10	10	10	10		4	250%
Strontium (ICP)	µg/l	490	770	610	570	430	590	730	570	700	610	590			
Tin (ICP)	µg/l	41	100	170	220	38	49	170	92	240	130	58	20		
Zink (ICP)	µg/l	37	200	130	94	49	30	100	40	120	69	37	100	1200	6%
Vanadium (ICP)	µg/l	32	80	150	170	46	31	120	52	150	140	37			
Wolfraam (ICP)	µg/l	10	100	16	12	10	10	19	10	13	10	10			
Kwik	µg/l	0,33	0,05	0,5	0,18	0,11	5,4	0,21	0,1	0,1	0,1	0,1		2	5%
BTEX (totaal)		39	30	38	24	43	25	26	50	21	23	22	1000	6	367%
PAK 10 van VROM (som)		6,8	8,4	12	10	9,3	0,85	9,6	8,4	15	8,8	6,3	0,1		



STICHTING DUURZAAM STORTEN


Metaalconcentraties Percolaat Pilot Landgraaf
Arseen
Chroom (ICP)
Lood (ICP)
Molybdeen (ICP)
Nikkel (ICP)
Zink (ICP)
Koper (ICP)
concentraties (ug/l)
600
500
400
300
200
100
0
05-11-01
24-05-02
10-12-02
28-06-03
14-01-04
01-08-04
17-02-05
05-09-05
24-03-06
tijd

Bijlage 5

Beschrijving modelberekening uitloging en afbraak

Modelling hydrology

Transport of pollutants through the waste is modelled as a cascade of ideally stirred tanks. The general system is described in the figure below. It consists of three zones:

- a stagnant bulk in which no convection takes place
- a mobile zone, with only slow convective transport
- sharp preferential channels through which large part of liquid flow takes place.

Mass transfer between phases takes place through diffusion, possibly accelerated e.g. by micro-turbulences as a result of intermitting waster transport.

With respect to water balance, the landfill is considered to be in a steady state. So for each compartment the amount of water added to the cell equals the amount of water coming out and accumulation or drainage is zero. This assumption makes calculations much more easy and is justified when the water balance is considered on longer terms (years to decades). This also implies that the model does not accurately describes the effect of large variations in water supply on shorter terms, e.g. weeks or months.

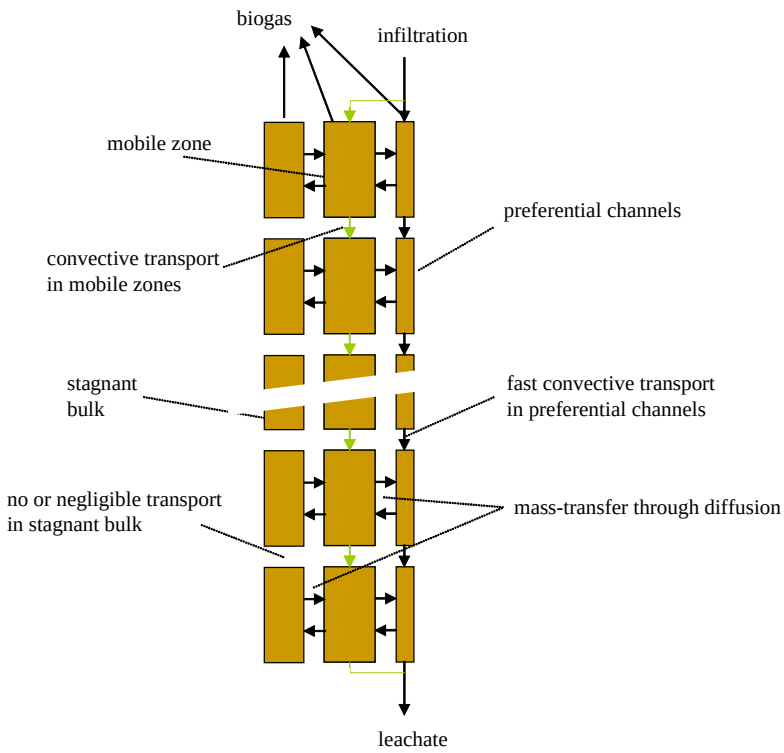


Figure 1 description of the hydrology in a landfill

When the water balance is in steady state, the material balance for each component in the nth stirred tank reactor in the stagnant bulk (Cs,n), the mobile phase (Cm,n) and the preferential channels (Cp,n) can be calculated from convection and diffusion:

dCs,n/dt = (- klAs,m (Cs,n-Cm,n))/Vs

dCm,n/dt = (□m (Cm,n-1-Cm,.n) + klAs,m (Cs,n-Cm,n) - klAm,p (Cm,n-Cp,n))/ Vm

dCp,n/dt = (□p (Cp,n-1-Cp,.n) + klAm,p (Cm,n-Cp,n))/ Vp

The amount of tank-reactors (n) used to model the various phases can used to residence time distribution, describing any situation in between a ideal stirred tank reactor (n=1) and plug-flow (n=∞).

Modelling biochemistry

General

Within landfills with substantial amounts of organic carbon, the amounts of BOD, COD and N_{Kj} in the leachate are of major importance. Ultimately BOD and COD in the landfill leachate have to meet certain criteria. Although no leaching limit values are defined for N_{Kj} in the EU-landfill directive (21) Council Decision 2003/33/EG of 19 December 2002 establishing criteria for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 and Annex II of Directive 1999/31/EC on the landfill of waste, Official Journal of the European Communities.), N_{Kj} is a component of importance because of the potential environmental impact and can not be missed in this project. The second reason is that COD correlates with DOC (dissolved organic carbon). High levels of DOC lead to increased concentrations of heavy metals in leachate due to complexation. In order to meet criterions for heavy metal concentrations in leachate, DOC has to meet certain criteria as well.

In order to understand how biochemical degradation influences the leaching of organic components and N_{Kj}, a model is developed based on an elaboration of the reaction scheme proposed by McDougal et al. (2001). In this reaction scheme, several steps are distinguished:
Hydrolysis: the solid organic fraction (SOF) is broken down to a complex mixture of organic and inorganic components, that on their turn will be converted into other (smaller) dissolved organic components. In this model, the speciation of components will be limited to three classes: fulvic acids, humic acids and volatile fatty acids (VFA), in order to serve as an input in the physicochemical model;
Methanogenesis: Ultimately VFA will be converted further into biogas. Upon generation of biogas, methanogenic biomass (MB) is being formed: the bacteria responsible for production of biogas;
Death of methanogenic biomass,
Decay of dead biomass, releasing N_{Kj} again and some amount of organic carbon and conversion of the organic carbon as released by the dying methanogenic biomass

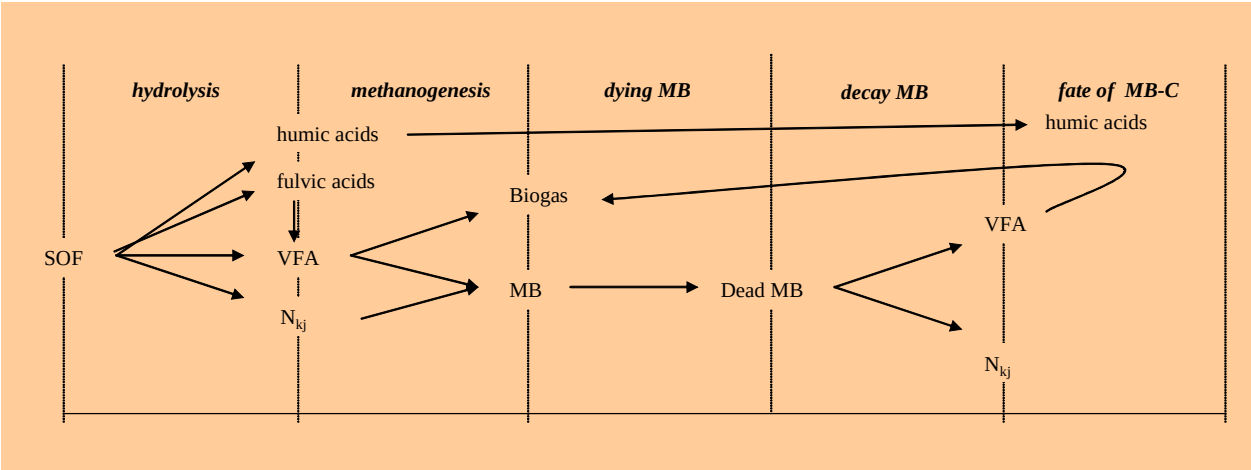


Figure 2 description of biochemical processes in a landfill

Hydrolysis

rate of hydrolysis

McDougal et al. (2001) describes the rate of hydrolysis, rh (consumption of SOF) as:

$rh = \Theta_E\ P\ rh,m\ \Phi$

in which □E describes the influence of moisture content through

$\Theta_E = (\Theta - \Theta_R)/(\Theta_S - \Theta_R)$

and P describes product inhibition through

P = exp(-kVFA CVFA)

rh,m is the maximum rate of hydrolysis and □ describes the slow-down of hydrolysis during its progress:

$\Phi = 1-((C0-C)/C0)n$

Product formation upon hydrolysis

N_{Kj}-formation is obtained from the product of the rate of hydrolysis and the N-content of the waste or the C/N-ratio of the waste.

$r_N = r_h * N_{waste}$

$N_{waste} = 0.45/(C/N)$

Fulvic acid, humic acid and VFA -formation are calculated as

$r_{FA} = r_h\ (B_{FA})\ (1-N_{waste})$

$r_{HA} = r_h\ (B_{HA})\ (1-N_{waste})$

$r_{VFA} = r_h\ (1-B_{FA}-B_{HA})\ (1-N_{waste})$

Determining reaction rate constants from landfill gas formation models

Since most of the hydrolysed material is converted landfill gas, and since methanogenesis is fast compared to hydrolysis, the hold-up of organic material in the water phase will be small and the rate of hydrolysis equals the rate of landfill gas production. So existing relations for landfill gas production might also be used to describe hydrolysis, e.g. a first order model (Oonk et al., 1995):

$A = A_0\ \phi;\ \phi = e^{-kt}$

Equation 1 and 2 have one thing in common. They both consist of an initial or maximum rate (b and A_0, resp.) and a term that describes the slow down of the speed of reaction upon progress of decay: ϕ. So it is interesting to compare both approaches. This is done in figure 3.

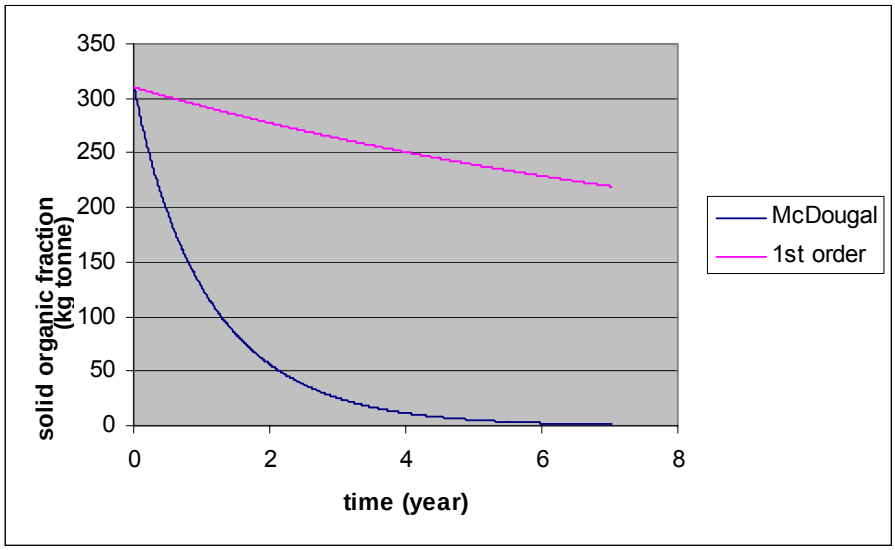


Figure 3 comparison between the McDougal model and the multi-phase model

There is quite a difference between the McDougal model and the first-order decay model. Closer evaluation proves that the differences are caused by:
the assumption of only 58 % of the organic material is hydrolysed and converted to landfill gas in the first-order model, where McDougal assumes all organic material to be converted;
a high maximum rate of hydrolysis, which boils down to about 15 times the initial rate of landfill gas production in the first order model;
the factor n introduces in McDougals equation, which introduces a multi-phase character in the model: when n=1, the equation boils down to a multi-phase model, with n getting smaller, initial gas production is increased and gas production after some time in retarded (similar to what happens in a multi-phase model).

Also in other literature, high rates for hydrolysis are proposed, comparable to the ones proposed by McDougal, e.g. Haastrich (2005). These rates of hydrolysis most likely are based on lab-scale experiments where conditions for hydrolysis are much more favourable than in real-scale landfills. There is some discussion on amount and speed of landfill gas formation (Scharff et al., 2005); however there agreement on the amount of organic material converted to landfill gas (dissimilation) being between 50-70% and half-times of biodegradation being about 3-30 years, depending on the nature of the material.

In this model the hydrolysis of McDougals is used; however based on landfill gas models, a dissimilation factor is introduced of about 58% and the maximum rate of hydrolysis is reduced with about a factor 15, thus making the model match existing models for landfill gas formation (see figure 4).

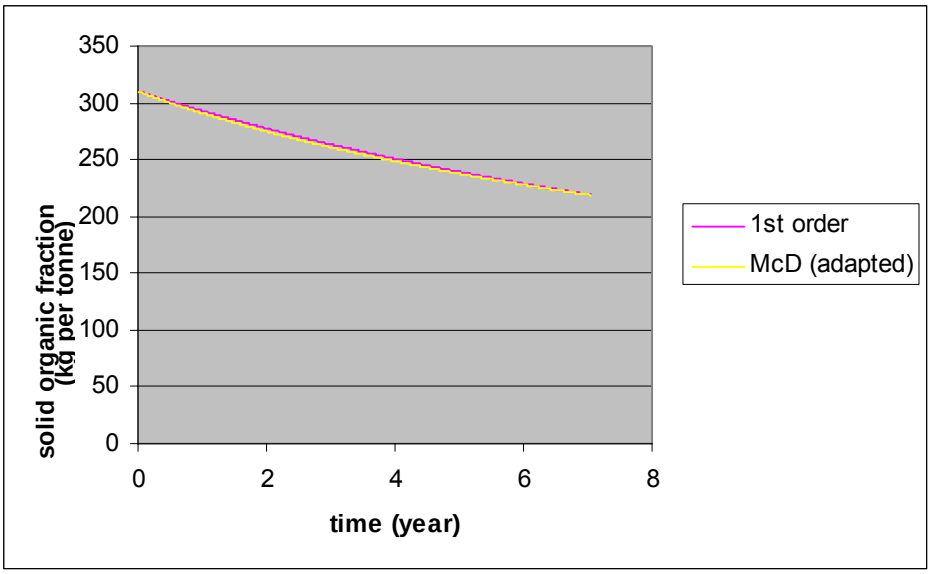


Figure 4 description of adapted hydrolysis of McDougal

McDougals description of hydrolysis, instead of use of the first order decay model, since McDougals model in principle describes two out of three mechanisms for enhancement of hydrolysis through leachate infiltration:

- an increased water content, thus increasing the medium in which bacteria consume the solid organic fraction;
- reduction of the VFA-inhibition;

However, leachate recirculation does also influence hydrolysis through supply of enzymes, bacteria and nutrients. There are two ways of doing this:
using the current equation for VFA-inhibition, but lowering the threshold value, above which inhibition takes place, this increasing the effect of leachate recirculation;
(in a multi-cell-model) incorporating a factor that increases maximum rate of hydrolysis, when neighbouring cells are more active and when thee is interaction between cells through leachate movement.
At the moment, the first option is chosen. The second option is clearly more realistic and might be introduced in a future improvement of the model.

Conversion of fulvic acids to VFA:
The rate of fulvic acid-conversion to VFA is given by

RFA = - kFA * CFA

Methanogenesis:
Methanogenesis through Monod kinetics, in which the growth of biomass (rj) is given by

rj = k0CVFA N_{Kj} m (ks+CVFA)*(ks,N+N_{Kj})

This equation differs from the equation used elsewhere (e.g. McDougal, 2001) since it also has a term that describes nitrogen limitation. This is important for bioreactor modelling since due to high flushing rates or recirculation of nitrified leachate N_{Kj} can reach low values und become rate-limiting

The biogas production (rh) is given by

rh = rj/Y

Dying of biomass:
Dying of biomass (rk) during and after methanogenesis is obtained from

$rk = k^2 m$

Decay of biomass:
Decay of dead biomass can be described from

$rd = k^3 dm$

External nitrification of leachate and recirculation of nitrified leachate
Sometimes nitrification of leachate in a separate nitrifying reactor and recirculation of nitrified leachate is proposed as an option to reduce N_{Kj}-levels in the bioreactor. External nitrification is decribed by:

$2 N_{kj} + 3 O_2 \rightarrow NO_3^-$

where the performance of the nitrifying reactor is described by the concentration of N_{Kj} in the effluent: N_{Kj},e.

Denitrification takes place in the waste body itself in a reaction with VFA

$NO_3^- + VFA \rightarrow N_2 + H_2O + CO_2$

Denitrification is assumed to take place instantaneously

Open ends
- Effect of leachate recirculation

Leachate recirculation and description of its effect is at the basis of the project sustainable landfilling, so we have to pay attention to the way we model impacts of leachate infiltration. The effect of leachate recirculation in the current model of John McDougall might not suffice. It is based on a relationship of degradation with water content, in combination with VFA-inhibition. To my opinion (and I have several arguments for that), moisture content does not govern the rate of decay, *but moisture movement does*. And moisture movement does not only take away inhibiting components (as VFA) but also brings methanogens and nutrients to parts that are inactive sofar. So we might be forced to come up with a model describing the impact of leachate recirculation on methanogenesis as a function of:
  * water content;
  * reduction of concentration of inhibitors;
  * stimulation of mehanogenesis through interaction with neighbouring methanogenic zones

In this respect the elemental approach of Dach et al. (1995) might be interesting, who describes decay per element by a random chosen lag-time before on-set of hydrolysis, followed by a relative fast degradation of this element. This approach might be used,

assuming that the lag-time is shortened in case of (i) neighbouring cells where reactions do take place; (ii) interaction between the cells due to moisture movement.

- N_{Kj} and inorganic NH_3-salts

Inorganic sources might be a buffer for N_{Kj}, delaying its release. We have to find an answer to the question whether this might be important. According to Beaven (1995), formation and dissolution of $MgNH_4PO_4$ does not take place. He doesn't find a decrease in dissolved Mg in the leachate, where N_{Kj} does reduce significantly due to the formation of methanogenic biomass.

Nomenclature and suggested values

	kinetics	selectivity
hydrolysis	McDougall et al. (2001) propose overall kinetics; Dach et al. (1995) propose an interesting approach to decay, based on finite elements and stochastic change of start of hydrolysis. Overall rate of hydrolysis equals rate of gas formation and is described by Oonk et al. (1994).	Selectivity as amount of BOD, nBOD and N_{Kj} formed, throughout stabilisation process might be obtained from column experiments of Beaven et al. (1997)[1] under acetogenic and methanogenic conditions.
methanogenesis	By McDougall et al. (2001); from experiences in anaerobic digestion.	Amount of MB formed by McDougall et al. (2001); N_{Kj}-uptake from Beaven et al. (1997).
dying MB	From McDougal et al. (2001)	N_{Kj}-release from Beaven et al. (1997)
Fate of MB-C		Most likely being metabolised (according to Beaven et al., 1997)

Parameter	Description	Dimension[1)]	Suggested value[2)]	Reference
B_{fulvic}	Fraction of SOF converted to fulvic acids	-/-	0,02	
B_{humic}	Fraction of SOF converted to humic acids	-/-	0,02	
$C_{s,n}$	Concentration of a component in the nth element of the stagnant phase	g m^{-3}	result of model calculations	
$C_{m,n}$	Concentration of a component in the nth element of the mobile phase	g m^{-3}	result of model calculations	
$C_{p,n}$	Concentration of a component in the nth element of the preferential channel	g m^{-3}	result of model calculations	
C_{FA}	Liquid phase concentration of fulvic acids	g m^{-3}	result of model calculations	

[1] The article itself doesn't give so much information, due to the way data are presented (in small log-graphs); I hope we can get more detailed data-sets from Richard Beaven.

Parameter	Description	Dimension[1)]	Suggested value[2)]	Reference
C_{HA}	Liquid phase concentration of humic acids	g m^{-3}	result of model calculations	
C_{Nkj}	Liquid phase concentration of N_{Kj}	g m^{-3}	result of model calculations	
C_{VFA}	Liquid phase concentration of VFA	g m^{-3}	result of model calculations	
C_0	Initial content of biodegradable organic dry material in waste	kg $tonne^{-1}$	~70	
C	Actual content of biodegradable organic dry material in the waste	kg $tonne^{-1}$	result of model calculations	
dm	Dead methanogenic biomass	kg tonne-1	result of model calculations	
k_0	Maximum growth rate of methanogenesis	y^{-1}	10	McDougal, 2001
k_2	Rate constant of biomass dying	y^{-1}	0.2	McDougal, 2001
k_3	Rate constand of dead biomass decay	y-1	<<0.1	
k_s	Half saturation constant of methanogeneis	g m^{-3}	20.000	McDougal, 2001
$k_lA_{s,m}$	Mass transfer coefficient between stagnant and mobile phase	m^3/jr	10-100	Beaven, 2005
$k_lA_{m,p}$	Mass transfer coefficient between mobile phase and preferential channel	m^3/jr	10-100	Beaven,2005
m	Methanogenic biomass	g m^{-3}	result of model calculations	
n	Structural transformation parameter	-/-	0.7	McDougal, 2001
N_{mb}	N-content of the methanogenic biomass	-/-	0.1	
N_{waste}	N-content of the dry organic matter	-/-	0.05	
P	Product inhibition of hydrolysis		result of model calculations	
r_{FA}	Rate of fulvic acid-production or removal	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
r_{HA}	Rate of humic acid-production or consumption	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
r_N	Rate of N_{Kj}-production or consumption	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
r_{VFA}	Rate of VFA-production or consumption	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
r_d	decay rate of	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	

Parameter	Description	Dimension[1)]	Suggested value[2)]	Reference
	methanogenic biomass			
r_h	Rate of hydrolysis	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
$r_{h,m}$	Maximum rate of hydrolysis	g m^{-3} y^{-1}	35.000	See above
r_j	Growth of Methanogenic biomass	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
r_h	Rate of methanogenesis production	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
r_k	Dying rate of methanogenic biomass	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
rN	Rate of N_{Kj} production or consumption	g m^{-3} y^{-1}	result of model calculations	
t	time	year		
Y	Cell/substrate yieldcoefficient	-/-	0,2	
V_s	Liquid volume in the stagnant phase	m^3/m^3 bulk volume		
V_m	Liquid volume in the mobile phase	m^3/m^3 bulk volume		
V_p	Liquid volume in the preferential channel	m^3/m^3 bulk volume		
□	Volumetric moisture content	-/-	not yet used	
□$_E$	Moisture enhancement	-/-	result of model calculations	
□$_R$	Residual moisture content (field capacity)	-/-		
□$_S$	Saturated moisture content	-/-		
□	Relative digestability	-/-	result of model calculations	
□$_m$	Liquid flow through the mobile phase	m^{-3} y^{-1}		
□$_p$	Liquid flow through the preferential channel	m^{-3} y^{-1}		

1) m^3 refers to m^3 of liquid phase
2) for parameters that are intermediate or final results of calculations, no value is suggested.

Numerical elaboration of hydrology and biochemistry

Hydrological and the biochemical algorithms are modeled in Orchestra. This program describes the waste bulk as a cascade of stirred tanks as depicted in figure 4.1, where in all tanks the biochemical reactions described in chapter 5 take place. Within Orchestra additionally the situation can be simulated in which leachate is nitrified and recirculated into the waste. The input and output of Orchestra are depicted in figure 5.

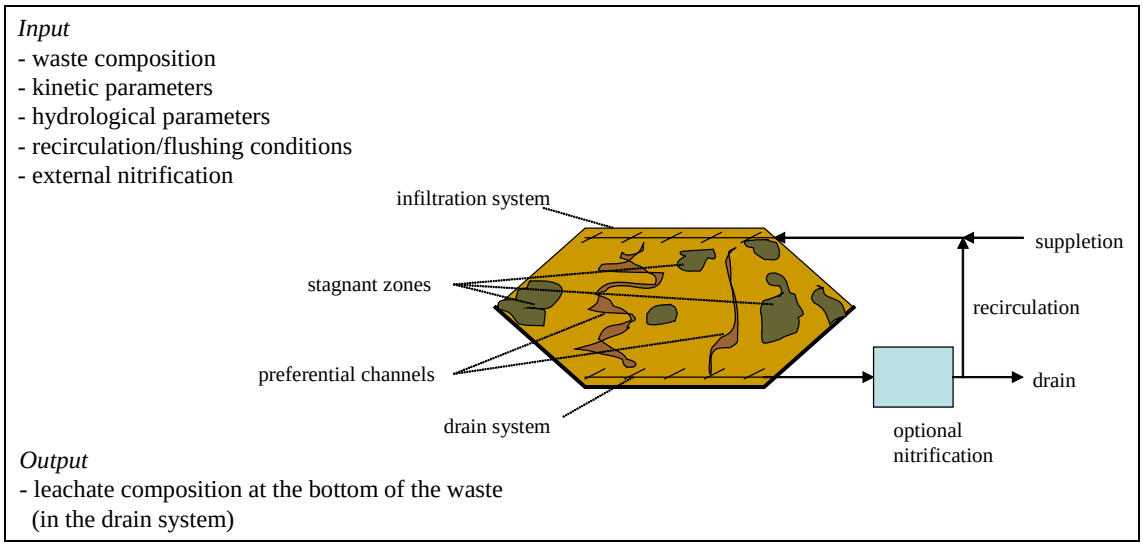


Figure 5 description of the Orchestra-model

Validation

Orchestra is validated by comparing results with results from column experiments from a previous bioreactor demonstration in the Netherlands in which biodegradation of waste was enhanced through leachate recirculation. During this experiment, the formation of biogas and concentrations of pollutants in the liquid phase was intensely followed (Vroon et al., 2000). The column was flushed upwards; leachate was pumped in at the bottom of the column and extracted at the top. The expected effects were:

- a co-current flow of gas and water, both flowing upwards from the bottom to the top
- all columns were saturated upon flushing
- a slight reduction in density and most likely an increase in permeability
- the result of this is most likely a very complete and homogeneous way of infiltrating the columns.

These columns are modelled in Orchestra as a system in which all waste is in the mobile phase. Other input parameters were:

- waste composition as determined prior to the test (organic dry matter: 210 kg per ton, 70% is biodegradable, water content 50% and a Cl-content of 2 g per kg d.s)
- leachate supply of 10 m^3 per m^3 waste per year and a composition of : BOD: 50 mg l^{-1}; COD: 3000 mg $l^{-}1$; N_{Kj}: 1200 mg l^{-1}; Cl^-: 5000 mg l^{-1};
- a rate of hydrolysis, which results in a rate of biogas formation as observed in the column tests;
- a rate of methanogenesis, resulting in leaching of 10 % of the gas formation potential in the water phase (as observed in the column tests).

Figure 6 and Figure 7 show the results of the model calculations are compared with the results from the column tests. Both calculated and modelled results refer to concentrations in the extracted leachate in the course of time.

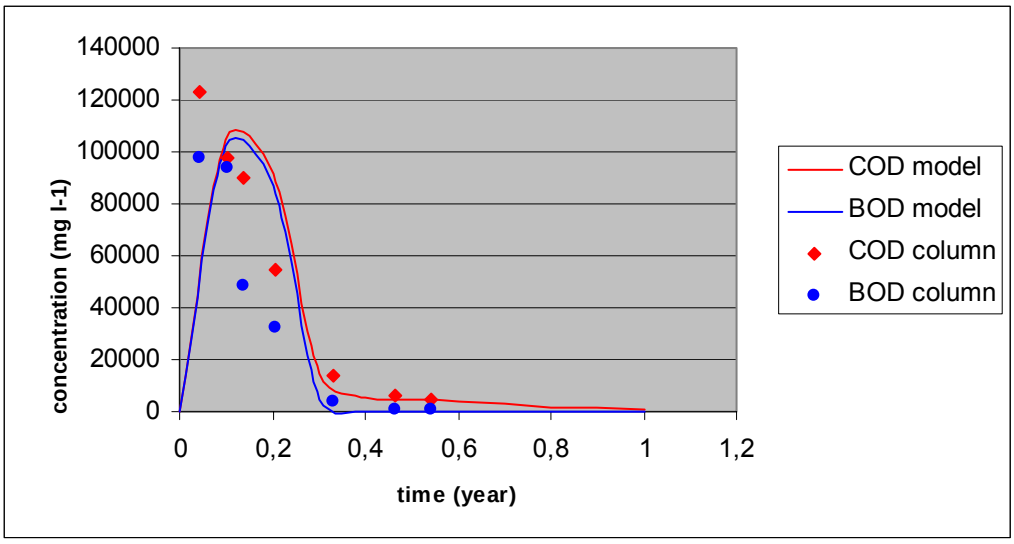


Figure 6 development of BOD and COD in the leachate

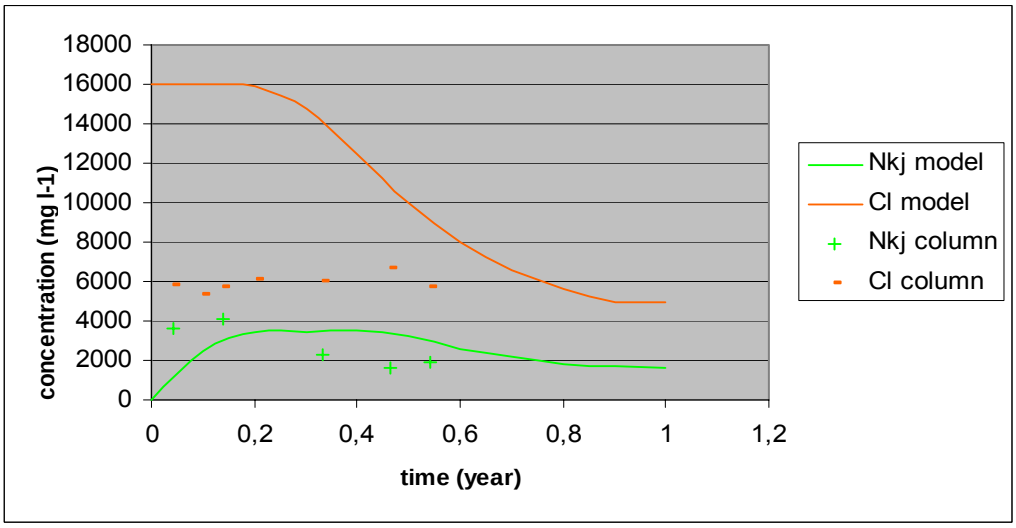


Figure 7 Development of Cl^- and N_{Kj} in the leachate

Both figures show that, except for Cl^-, the model predicts the order of magnitude of concentrations quite well. However in reality the peak in concentrations seems to occur somewhat earlier in time and decreases subsequently somewhat faster. This might have two reasons:
The model calculation assumes that the column is filled in day one, after which infiltration/ flushing is immediately fact. In the real columns it took three months before leaching was effective (after first attempts to infiltrate leachate top down failed). In this time, significant amount of organic material was converted and available for flushing.
The column is modelled as a cascade of 10 reactors in series, which results in a strong plug-flow and as a result reduced initial concentrations.

The calculated chloride concentrations are much higher than the measured ones. Also the total amount actually being flushed out is much less than the calculated amount being flushed out. Obviously the C-analysis on which the calculation was based was not representative for the whole column.

Example calculations for the pilot in Landgraaf

For the bioreactor-demonstration in Landgraaf a number of calculations are performed to evaluate long-term emission potential and to asses the parameters that govern long-term pollution potential. The calculations in this mainly refer to N_{Kj}, which proves to be the most problematic component to abate at the end of this paragraph a few results for COD are presented as well.

Calculations in Landgraaf are performed assuming three phases of infiltration:
mainly recirculation in the first five years with a liquid/solid ratio of 167 l/m^3 waste per year;
flushing with clean water for a period of 15 years, also with a liquid/solid ratio of 167 l/m^3 waste per year;
an infinite time afterwards in which forced infiltration is stopped and only natural infiltration with clean rainwater takes place at a liquid/solid ratio of 0,33 l/m^3 waste per year.

Hydrology is characterised by the following factors, estimated on basis of the experimental data of the bioreactor demonstration (Luning et al., 2006):
preferential channels make up 10% of the waste volume; 60% of the liquid flows through preferential channels;
the mobile phase makes up 50% of the waste volume; 40% of liquid transport proceeds here;
the stagnant bulk makes up 40% of the waste volume.

In these conditions, development of N_{Kj}-concentrations in the leachate is mainly determined by two factors which are not that well known: delayed supply of N_{Kj} as a result of decaying biomass and delayed supply of N_{Kj} from the stagnant bulk. In figure 8 , the effect of decay rate of dead biomass on long-term N_{Kj}-emissions is illustrated, while diffusion of N_{Kj} from the stagnant bulk is negligible. Calculations show that when the rate at which dead biomass decays becomes longer, the long-term concentrations of N_{Kj} will be higher.

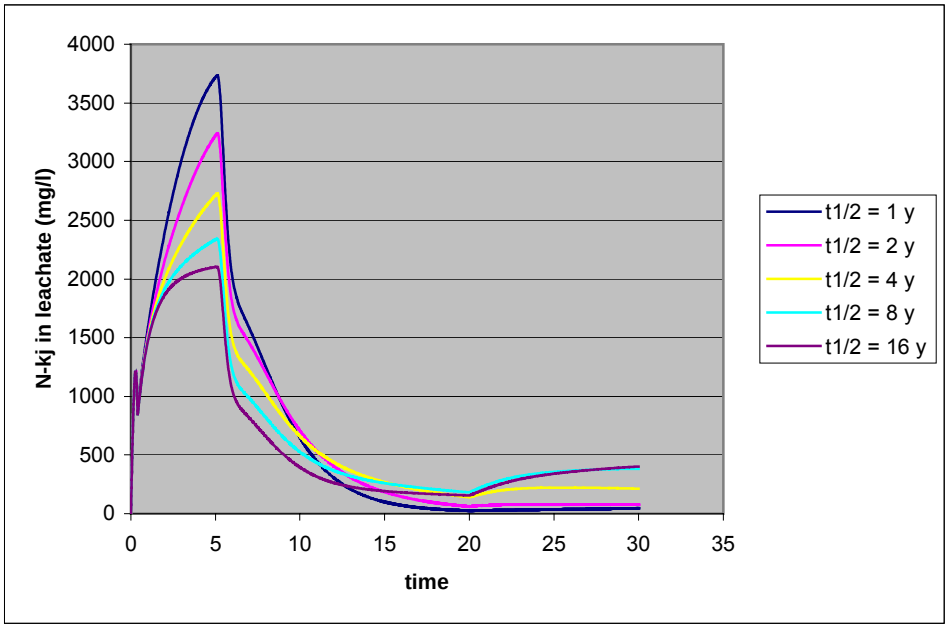


Figure 8 N_{Kj} concentrations in time, assuming different half lives of decay of dead biomass, ranging from 1 year to 16 years

Figure 8 shows that when decay of dead biomass is fast compared to the time-frame of flushing, most N_{Kj} is available for flushing at an early stage and most of the N_{Kj} can be flushed out in between years 6 and 20. After ending forced infiltrations after year 20, concentrations of N_{Kj} hardly rise. However when the rate of decay slows down, N_{Kj} is increasingly released towards the end of the flushing period. As a result, N_{Kj} is not completely flushed out, which results in increased N_{Kj}-concentrations when forced infiltration is stopped after 20 years. This effect can already be noticed when the flushing period is about 4 times the half-time of decay of methanogenic biomass.

Figure 9 illustrates the effect of delayed supply of N_{Kj} from the stagnant bulk. These calculations were performed assuming a rapid decay of methanogenic biomass and thus negligible increase of N_{Kj} from the methanogenic biomass after 20 years (see above).

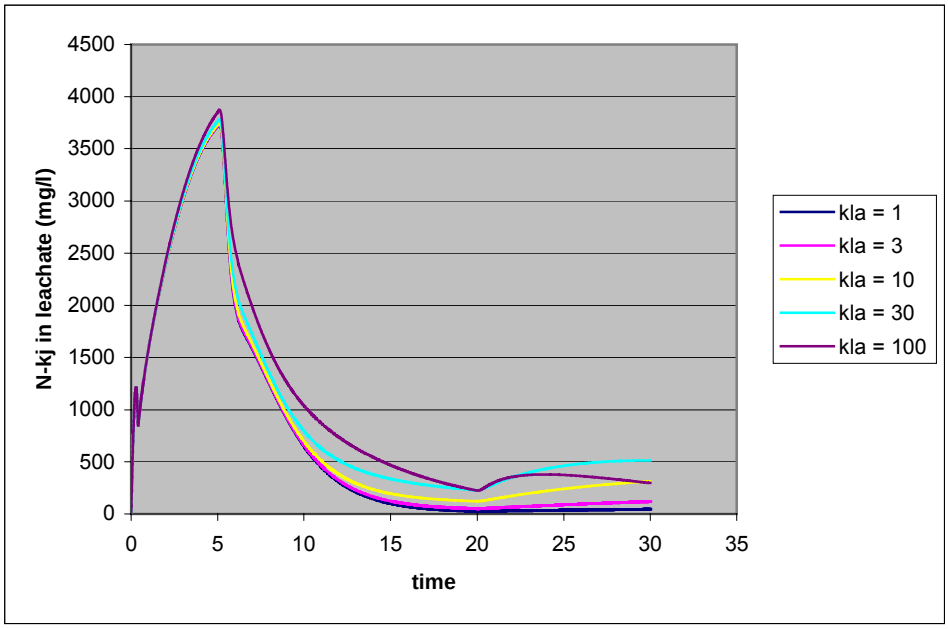


Figure 9 N_{Kj} concentrations in time, assuming different diffuson coefficients from the stagnant zone

Figure 9 shows that when mass-transfer is increased, the concentrations of N_{Kj} after 20 years are increased as well. When the mass-transfer is very high, the supply of N_{Kj} in the stagnant phase run out, ultimately resulting in a reduction of N_{Kj}-concentrations in the leachate that is produced.

Effectiveness of nitrification/denitrification

External nitrification and recirculation of the nitrified leachate is sometimes proposed as a ossible solution for high N_{Kj}-concentrations in a bioreactor. In the figures below (figure 10 and figure 11) the effect of this measure is depicted, both for a case when N_{Kj} is supplied from the methanogenic biomass (half life of 4 years) and for a case when N_{Kj} is supplied from a stagnant bulk (kla=10).

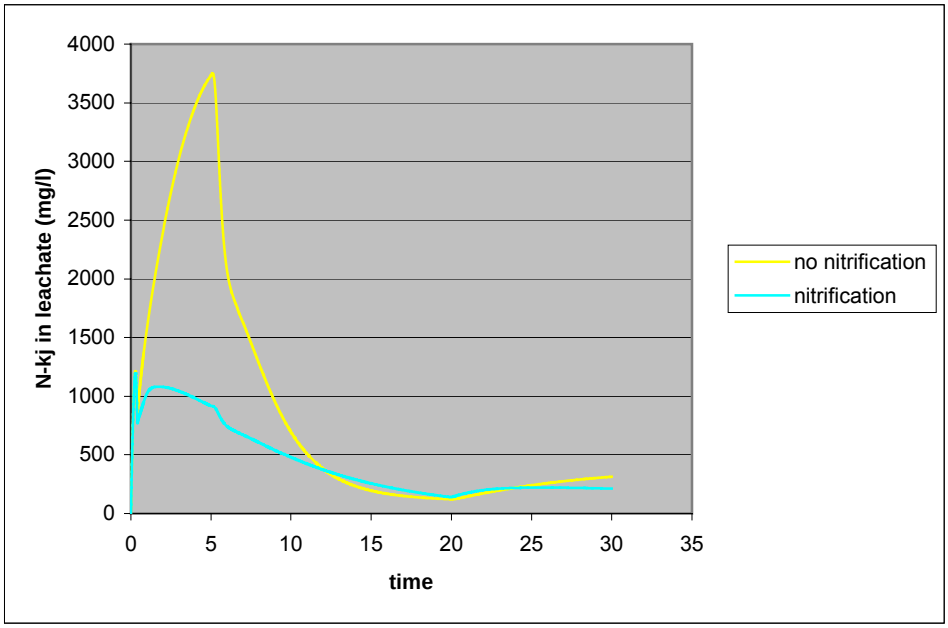


Figure 10 Effect of nitrification/denitrification in case of delayed release of N_{Kj} from methanogenic biomass

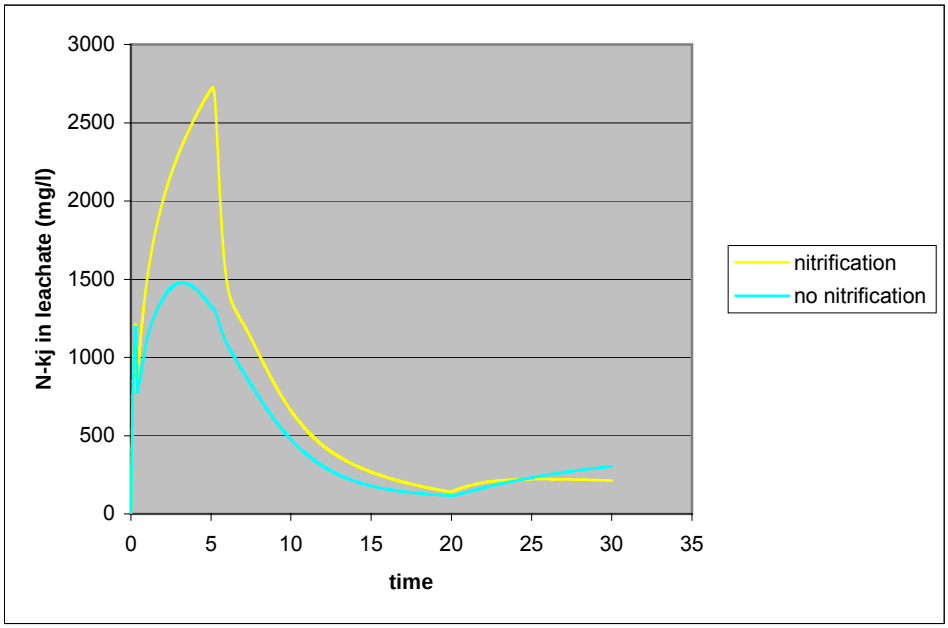


Figure 11 Effect of nitrification/denitrification in case of delayed release of N_{Kj} from stagnant zones (k_lA=10)

In both cases, recirculation of nitrified leachate results in a reduction of N_{Kj} in the leachate during the treatment period. However effects on longer terms are negligible. Recirculation of nitrified leachate seems to be more a cost saver for leachate treatment rather than a solution to reduce long-term N_{Kj}-concentrations in the leachate.

Figure 12 and figure 13 show the COD concentrations, calculated during the simulations decribed above. In general, increase of COD due to delayed release from methanogenic

biomass does not result in an increase in concentrations. Delayed release from the stagnant zones does.

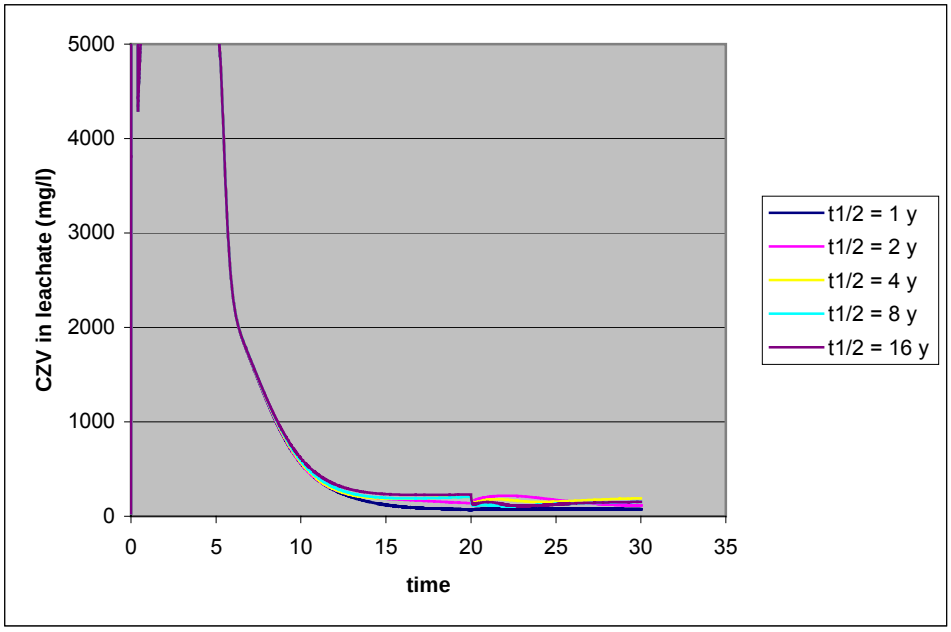


Figure 12 COD-concentrations in time, assuming different half lives of decay of dead biomass, ranging from 1 year to 16 years

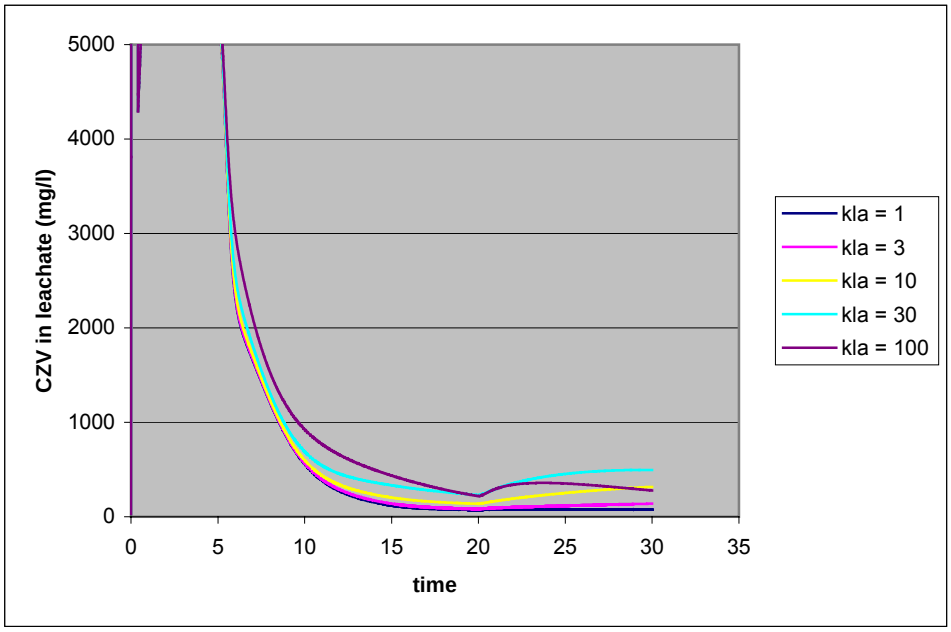


Figure 13 COD-concentrations in time, assuming different diffusion coefficients from the stagnant zone

Bijlage 6

Kostenvergelijking

Uitgangspunten meer en minder kosten Duurzame Stort.

Uitgangspunten:

1 Referentie is een stortplaats volgens Stortbesluit en eeuwigdurende nazorg.
- a. 50% van afval is HHA en overig is semi-inert
- b. stort ligt 20 jaar open
- c. oppervlak per stortvak 1 hectare en aanbod van 50.000 ton/a

2 Algemene uitgangspunten stort:

a.	hoogte afvalpakket per stortvak	15 m.	
b.	totale (max) storthoogte	30 m.	(gemiddeld 21 m.)
c.	dichtheid afvalpakket	1000 kg/m3	
d.	watergehalte bij plaatsing	35 %	
e.	watergehalte bij verzadiging	45 %	
f.	neerslagoverschot	300 mm/a	

3 Fasering operationele fase Duurzame Stort:

a.	3 jaar	vullen stortvak en aanleg voorzieningen
b.	5 jaar	intensieve anaerobe afbraak met recirculatie en beperkte spui
c.	5 jaar	extensieve anaerobe fase met nadruk op recirculatie en spui
d.	5 jaar	aerobe afbraak met recirculatie en spui
e.	5 jaar (optioneel)	extensieve aerobe afbraak

4 Waterhuishouding Duurzame Stort (hoogte 15 m.)

a.	voor bevochtiging	2,7 m3 water/m2 stortoppervlak	
b.	uitspoeling zouten L/S is 3	29 m3 H2O/m2 opp.	(dit duurt 10 tot 15 jaar)
c.	aeroob biologische waterbehandeling		

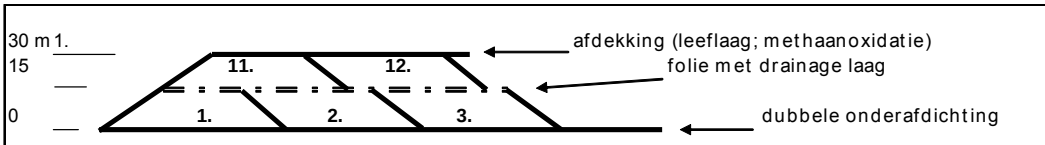
5 Gashuishouding
- a. Door de intensieve bevochtiging en kleinere stortunits hoger rendement gasopbrengst
- b. Stel afval met potentieel 100 m3/ton stortgas
- c. Extra gasopbrengst 20 m3/ton
- d. Reguliere gasopbrengst 40 m3/ton

6 Nazorg
- a. Met bovenstaande uitgangspunten kan met RINAS model Nazorg voorziening worden berekend .
- b. Bij Duurzame Stort komt bovenafdichting te vervallen en bedraagt monitoring nog 50% van reguliere stort (beperkte nazorgperiode, lagere zuiveringslasten etc.)

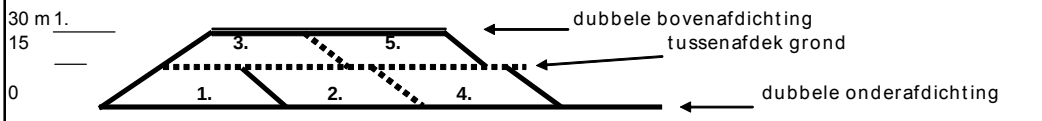
NB. uitspoeling L/S zal noodzakelijk zijn tussen 2 en 3; vooralsnog wordt 3 aangehouden.

7 Schaalgrootte en te beschouwen alternatieven
- a Omdat de schaalgrootte een belangrijke invloed op de kostprijs heeft, wordt als uitgangspunt beschouwd een stort met maximale hoogte van 30 m1. De duurzame stort wordt in 2 lagen van 15 m1 opgebouwd; de 2e laag kan na 30 jaar worden aangebracht.
- b Te beschouwen alternatieven:
  - A. Duurzame stort; stortvakken van 150.000 m3 (storthoogte 15 m.)
  - B. Reguliere stort; stortvakken van 150.000 m3 (storthoogte 15 m.)

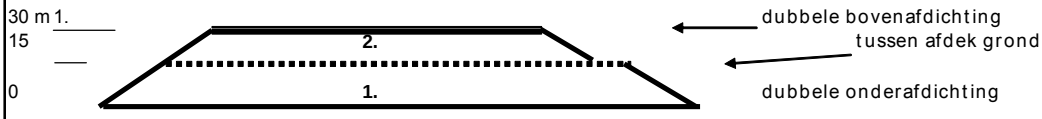
  Eind hoogte beide storten wordt maximaal 30 m1.



A. Duurzame stort



B. Reguliere stort met kleine stortvakken (150.000 m3)



C. Reguliere stort met grote stortvakken (600.000 m3)

Toelichting:

a. Duurzame stort met kleine stortvakken, waarop pas weer verder in hoogte kan worden gebouwd na 30 jaar (dan is stort gestabiliseerd): na 10 stortvakken van 150.000 m3 (bij aanvoer van 50.000 m3/a) kan weer verder de lucht in worden gebouwd.
b. De bovenste Duurzaam Storten cel heeft een onderafdichting nodig voor de procesvoering (waterrecirculati Deze afdichting bestaat uit HDPE folie met een draianagelaag.
c. De reguliere stort met grote stortvakken heeft 3% meer effectieve stortvolume dan de kleine stortvakken.
d. Benadering gemiddelde hoogte uitgangspunten: stort 10 ha. en maximale hoogte 30 m1 en taluds 1:2. Gemiddelde hoogte is dan circa 21 m1.

Kosten duurzame stort 30 m. hoogte.

Investeringskosten:

a.	dubbele bovenafdichting	40 €/m2	
b.	infiltratiesysyeem (leidingen, pomp etc	15 €/m2	
c.	afdek duurzame stort	12 €/m2	
d.	folie HDPE met drainagelaag voor DS	25 €/m2	(onderafdichting voor bovenste stortvak)
e.	dubbele onderafdichting	60 €/m2	

Exploitaiekosten:

a.	administratie & overhead	€ 3,00	€/m3 stort
b.	reguliere exploitatie	€ 9,85	€/m3 stort
c.	percolaatbehandeling regulier (IPO)	€ 5,00	€/m3 H2O
d.	percolaatbehandeling Duurzaam storte	€ 3,00	€/m3 H2C(sterk verdund en voorbehandeld)
e.	beluchting (conform Duitse literatuur)	€ 3,00	€/m3 stort
f.	extra exploitatiekosten Duurzaam stort	€ 2,00	€/m3 stor(toezicht, electriciteit)
g.	Nazorg voorziening reguliere stort	€ 5,10	€/m3 stort
h.	Nazorg Duurzame Stort	€ 2,30	€/m3 stor(minder monitoring, geen afdek)
i.	Reguliere stortgasopbrengst	€ 4,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)
j.	Extra stortgasopbrengst DS	€ 6,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)

Kosten Duurzame (organische) stort ten opzichte van reguliere stort bij kleine stortvakken en overall storthoogte van 30 m.

(NB. bij maximale storthoogte van 30 m. en een grootte van ca. 10 ha. is de gemiddelde : 21 m.)

onderwerp	**duurzaam** (€/m2)	**duurzaam** (€/m3)	**regulier** (€/m2)	**regulier** (€/m3)	**verschil** (€/m2)
investering bovenafdichting	12,00	0,57	40,00	1,90	-28,00
investering extra folie en drainagelaag (bij DS)	25,00	1,19	0,00	0,00	25,00
investering leidingwerk	30,00	1,43	0,00	0,00	30,00
onderafdichting, infrastructr. & fin.last	60,00	2,86	60,00	2,86	0,00
administratie & overhead	63,00	3,00	63,00	3,00	0,00
reguliere exploitatie	206,85	9,85	206,85	9,85	0,00
extra exploitatie kosten duurzaam storten	42,00	2,00	0,00	0,00	42,00
stortgasopbrengst	-126,00	-6,00	-84,00	-4,00	-42,00
percolaatbehandeling	121,80	5,80	42,00	2,00	79,80
beluchting	63,00	3,00	0,00	0,00	63,00
Nazorg reservering	48,30	2,30	107,10	5,10	-58,80
Per m2 stortoppervlak	545,95		434,95		111,00
Per m3 stortinhoud		26,00		20,71	5,29

NB. Indien voor de uitspoeling L/S 2 wordt aangehouden zijn
er minder kosten verbonden aan Duurzaam Storten.

Kosten duurzame stort 30 m. hoogte. Ideale situatie

Investeringskosten:

a.	dubbele bovenafdichting	40 €/m2	
b.	infiltratiesysyeem (leidingen, pomp etc	15 €/m2	
c.	afdek duurzame stort	12 €/m2	
d.	folie HDPE met drainagelaag voor DS	25 €/m2	(onderafdichting voor bovenste stortvak)
e.	dubbele onderafdichting	60 €/m2	
f.	aandeel met extra afdichting voor DS	20%	
g.	Aandeel organisch in totaal	50%	

Exploitatiekosten:

a.	administratie & overhead	€ 3,00	€/m3 stort
b.	reguliere exploitatie	€ 9,85	€/m3 stort
c.	percolaatbehandeling regulier (IPO)	€ 5,00	€/m3 H2O
d.	percolaatbehandeling Duurzaam storte	€ 3,00	€/m3 H2C(sterk verdund en voorbehandeld)
e.	beluchting (conform Duitse literatuur)	€ 1,00	€/m3 stort
f.	extra exploitatiekosten Duurzaam stort	€ 2,00	€/m3 stor(toezicht, electriciteit)
g.	Nazorg voorziening reguliere stort	€ 5,10	€/m3 stort
h.	Nazorg Duurzame Stort	€ 2,30	€/m3 stor(minder monitoring, geen afdek)
i.	Reguliere stortgasopbrengst	€ 4,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)
j.	Extra stortgasopbrengst DS	€ 6,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)

Kosten Duurzame (organische) stort ten opzichte van reguliere stort bij kleine stortvakken en overall storthoogte van 30 m.

(NB. bij maximale storthoogte van 30 m. en een grootte van ca. 10 ha. is de gemiddelde 21 m.)

onderwerp	**duurzaam** (€/m2)	**duurzaam** (€/m3)	**regulier** (€/m2)	**regulier** (€/m3)	**verschil** (€/m2)
investering bovenafdichting	12,00	0,57	40,00	1,90	-28,00
investering extra folie en drainagelaag (bij DS)	5,00	0,24	0,00	0,00	5,00
investering leidingwerk	18,00	0,86	0,00	0,00	18,00
onderafdichting, infrastructr. & fin.last	60,00	2,86	60,00	2,86	0,00
administratie & overhead	63,00	3,00	63,00	3,00	0,00
reguliere exploitatie	206,85	9,85	206,85	9,85	0,00
extra exploitatie kosten duurzaam storten	21,00	1,00	0,00	0,00	21,00
stortgasopbrengst	-126,00	-6,00	-84,00	-4,00	-42,00
percolaatbehandeling	121,80	5,80	42,00	2,00	79,80
beluchting	21,00	1,00	0,00	0,00	21,00
Nazorg reservering	48,30	2,30	107,10	5,10	-58,80
Per m2 stortoppervlak	450,95		434,95		16,00
Per m3 stortinhoud		21,47		20,71	0,76

NB. Indien voor de uitspoeling L/S 2 wordt aangehouden zijn
er minder kosten verbonden aan Duurzaam Storten.

Kosten duurzame stort 15 m. hoogte.

Investeringskosten:

a.	dubbele bovenafdichting	40 €/m2	
b.	infiltratiesysyeem (leidingen, pomp etc	15 €/m2	
c.	afdek duurzame stort	12 €/m2	
d.	folie HDPE met drainagelaag voor DS	25 €/m2	(onderafdichting voor bovenste stortvak)
e.	dubbele onderafdichting	60 €/m2	

Exploitaiekosten:

a.	administratie & overhead	€ 3,00	€/m3 stort
b.	reguliere exploitatie	€ 9,85	€/m3 stort
c.	percolaatbehandeling regulier (IPO)	€ 5,00	€/m3 H2O
d.	percolaatbehandeling Duurzaam storte	€ 3,00	€/m3 H2C(sterk verdund en voorbehandeld)
e.	beluchting (conform Duitse literatuur)	€ 3,00	€/m3 stort
f.	extra exploitatiekosten Duurzaam stort	€ 2,00	€/m3 stor(toezicht, electriciteit)
g.	Nazorg voorziening reguliere stort	€ 5,10	€/m3 stort
h.	Nazorg Duurzame Stort	€ 2,30	€/m3 stor(minder monitoring, geen afdek)
i.	Reguliere stortgasopbrengst	€ 4,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)
j.	Extra stortgasopbrengst DS	€ 6,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)

Kosten Duurzame (organische) stort ten opzichte van reguliere stort bij kleine stortvakken en overall storthoogte van 15 m.

(NB. bij maximale storthoogte van 30 m. en een grootte van ca. 10 ha. is de gemiddelde 11 m.)

onderwerp	**duurzaam** (€/m2)	**duurzaam** (€/m3)	**regulier** (€/m2)	**regulier** (€/m3)	**verschil** (€/m2)
investering bovenafdichting	12,00	1,09	40,00	3,64	-28,00
investering extra folie en drainagelaag (bij DS)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
investering leidingwerk	15,00	1,36	0,00	0,00	15,00
onderafdichting, infrastructr. & fin.last	60,00	5,45	60,00	5,45	0,00
administratie & overhead	33,00	3,00	33,00	3,00	0,00
reguliere exploitatie	108,35	9,85	108,35	9,85	0,00
extra exploitatie kosten duurzaam storten	22,00	2,00	0,00	0,00	22,00
stortgasopbrengst	-66,00	-6,00	-44,00	-4,00	-22,00
percolaatbehandeling	63,80	5,80	22,00	2,00	41,80
beluchting	33,00	3,00	0,00	0,00	33,00
Nazorg reservering	25,30	2,30	56,10	5,10	-30,80
Per m2 stortoppervlak	306,45		275,45		31,00
Per m3 stortinhoud		27,86		25,04	2,82

NB. Indien voor de uitspoeling L/S 2 wordt aangehouden zijn
er minder kosten verbonden aan Duurzaam Storten.

Kosten duurzame stort 15 m. hoogte. Ideale situatie

Investeringskosten:

a.	dubbele bovenafdichting	40 €/m2	
b.	infiltratiesysyeem (leidingen, pomp etc	15 €/m2	
c.	afdek duurzame stort	12 €/m2	
d.	folie HDPE met drainagelaag voor DS	25 €/m2	(onderafdichting voor bovenste stortvak)
e.	dubbele onderafdichting	60 €/m2	

Exploitaiekosten:

a.	administratie & overhead	€ 3,00	€/m3 stort
b.	reguliere exploitatie	€ 9,85	€/m3 stort
c.	percolaatbehandeling regulier (IPO)	€ 5,00	€/m3 H2O
d.	percolaatbehandeling Duurzaam storte	€ 3,00	€/m3 H2C(sterk verdund en voorbehandeld)
e.	beluchting (conform Duitse literatuur)	€ 1,00	€/m3 stort
f.	extra exploitatiekosten Duurzaam stort	€ 2,00	€/m3 stor(toezicht, electriciteit)
g.	Nazorg voorziening reguliere stort	€ 5,10	€/m3 stort
h.	Nazorg Duurzame Stort	€ 2,30	€/m3 stor(minder monitoring, geen afdek)
i.	Reguliere stortgasopbrengst	€ 4,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)
j.	Extra stortgasopbrengst DS	€ 6,00	€/m3 stor(2 kWh/m3 stortgas;5 €ct/kWh)

Kosten Duurzame (organische) stort ten opzichte van reguliere stort bij kleine stortvakken en overall storthoogte van 15 m.

(NB. bij maximale storthoogte van 30 m. en een grootte van ca. 10 ha. is de gemiddelde 11 m.)

onderwerp	**duurzaam** (€/m2)	**duurzaam** (€/m3)	**regulier** (€/m2)	**regulier** (€/m3)	**verschil** (€/m2)
investering bovenafdichting	12,00	1,09	40,00	3,64	-28,00
investering extra folie en drainagelaag (bij DS)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
investering leidingwerk	15,00	1,36	0,00	0,00	15,00
onderafdichting, infrastructr. & fin.last	60,00	5,45	60,00	5,45	0,00
administratie & overhead	33,00	3,00	33,00	3,00	0,00
reguliere exploitatie	108,35	9,85	108,35	9,85	0,00
extra exploitatie kosten duurzaam storten	22,00	2,00	0,00	0,00	22,00
stortgasopbrengst	-66,00	-6,00	-44,00	-4,00	-22,00
percolaatbehandeling	63,80	5,80	22,00	2,00	41,80
beluchting	11,00	1,00	0,00	0,00	11,00
Nazorg reservering	25,30	2,30	56,10	5,10	-30,80
Per m2 stortoppervlak	284,45		275,45		9,00
Per m3 stortinhoud		25,86		25,04	0,82

NB. Indien voor de uitspoeling L/S 2 wordt aangehouden zijn
er minder kosten verbonden aan Duurzaam Storten.

Toelichting op de uitkomsten.

Bij grotere hoogten moet bij de Duurzame Storts steeds een tussenafdichting met drainagesyste worden geplaatst, omdat het uitgangspunt is dat ten boeve van de uitspoeling maximale stortho van 15 m. kunnen worden toiegepast.

Kosten exploitatie stort inclusief nazorg voorziening:

hoogte	duurzame sto	reguliere stort
(in m1.)	(in EURO/m3)	(in EURO/m3)
15	€ 27,86	€ 25,04
30	€ 26,00	€ 20,71

Kosten extra transport afval van overslagstation naar stort.

De navolgende aannames bij de berekening:

a. afval provincies Limburg en Noord-Brabant zijn in beschouwing genomen
b. organische (overflow!) stort in Limburg en anorganische stort in Noord-Brabanet
c. 70 kton organisch afval per jaar en 200 kton anorganisch afval per jaar

Met deze uitgangspunten moet rekening worden gehouden met extra 2,00 EURO/ton transportkosten van overslagstation naar stortplaats.

Samenvatting en konklusie.

Een storthoogte van 30 m1. komt in Nederland het meest voor
en lijkt derhalve het meest geschikt als uitgangspunt voor de evaluatie.
Voor de exploitant betekent dit:

a. extra logistieke kosten	2,00	EURO/ton
b. extra stortkosten	5,29	EURO/ton
TOTAAL:	7,29	EURO/ton

NB. maatschappelijke opbrengsten als minder CO_2 uitstoot en beter hergebruik van de voormalige stort zijn buiten beschouwing gelaten.
Deze zijn door Dijkgraaf geraamd op 8 EURO/ton.