

Optimalisatie naar desinfectiecapaciteit van de ozonisatiestap in drinkwaterproductiebedrijf Weesperkarspel

Maart 2002

M. Bretveld



Technische Universiteit Delft
Faculteit der Civiele Techniek en Geowetenschappen
Afdeling Watermanagement
Sectie Gezondheidstechniek

**Optimalisatie naar desinfectiecapaciteit
van de ozonisatiestap
in drinkwaterproductiebedrijf Weesperkarspel**

Student : M. Bretveld

Hoogleraar : prof. ir. J.C. van Dijk (TU Delft)

Afstudeercommissie : ir. R. Meijers (Aquavisie)
ing. E.T. Baars (GWA)
ir. L. Rietveld (TU Delft)
prof. dr. ir. R. Babuska (TU Delft)
dr. ir. J de Koning (TU Delft)

Delft, maart 2002

Voorwoord

Het onderzoek *optimalisatie naar desinfectiecapaciteit van de ozonisatiestap in drinkwaterzuivering Weesperkarspel* is uitgevoerd in het kader van mijn afstudeeropdracht aan de Technische Universiteit Delft, faculteit der Civiele Techniek en Geowetenschappen, sectie gezondheidstechniek. Dit onderzoek is tot stand gekomen in samenwerking met Gemeentewaterleidingen Amsterdam.

Graag wil ik dan ook alle mensen van GWA bedanken die gezorgd hebben voor een zo soepel mogelijk verloop van het onderzoek. Met name wil ik noemen Eric Baars voor zijn eindeloze hulpvaardigheid gedurende de gehele afstudeerperiode en zoals hij het zelf zegt “transparantie en 360° gedraaidheid”. Zo ook Robert Meijers, die naast het geven van nuttig commentaar ook erg motiverend was. Verder wil ik Luuk Rietveld bedanken, wiens hulp bij zowel de ontwikkeling van het gehele onderzoek, als het model van groot belang was. Dank ook aan professor Van Dijk voor zijn sturing en zijn frisse blik op het onderzoek.

Tot slot wil ik nog bedanken mijn afstudeergenoten en het college Schranz voor hun interesse en gezelligheid gedurende deze afstudeerperiode.

Michel Bretveld
Delft, maart 2002

Samenvatting

Weesperkarspel

Weesperkarspel produceert jaarlijks zo'n 28 miljoen m³ drinkwater. Een van de zuiveringstappen is de ozonisatie waar het water door bellenkolommen met ozonhoudend gas stroomt. Sinds januari 2001 eist de Waterleidingwet dat een persoon een maximaal risico van 10⁻⁴ per jaar mag lopen op een infectie via drinkwater. Uit deze eis zijn maximale concentraties afgeleid voor ziekteverwekkers in het drinkwater. Deze concentraties zijn zo laag dat ze niet of nauwelijks te meten zijn. Ook m.b.v. indicator-organismen is niet te bewijzen dat het drinkwater aan de wettelijke norm voldoet. Bij GWA wordt deze methode daarom aangevuld met de zogenaamde "total system approach". Deze houdt onder meer in dat voor elke zuiveringstap bekend moet zijn wat de eliminatiecapaciteit is. Voor de ozonisatiestap kon nog niet aangetoond worden dat deze eliminatiecapaciteit ook gehaald werd. Uit eerdere metingen ontstond echter de indruk dat de behaalde desinfectiecapaciteit van de ozonisatiestap in Weesperkarspel onvoldoende is. Om uit te vinden of dit ook werkelijk zo is, is er een model ontwikkeld wat het verloop van de ozonconcentratie in de ozonkelders berekent. Hieruit kan eenvoudig de voor desinfectie bepalende Ct-waarde bepaald worden. Met behulp van dit model kunnen vervolgens ook andere situaties doorgerekend worden zodat mogelijk een betere procesvoering gevonden kan worden.

Metingen

Ten behoeve van dit model zijn er verscheidene metingen m.b.v. de proefinstallatie verricht. Zo zijn er voor de kalibratie en validatie van het model ozonconcentratieprofielen voor zowel meestroom als tegenstroom bij verschillende doseringen gemeten. Hieruit bleek dat er een groot verschil is tussen het concentratieprofiel van meestroom en dat van tegenstroom. Ook zijn de ozonafbraakcoëfficiënt, de stofoverdrachtcoëfficiënt en de verblijftijdspreiding m.b.v. de proefinstallatie bepaald. Ten slotte is met de proefinstallatie de invloed van een 2-voudige dosering op het concentratieverloop bekeken. Verder zijn er ook metingen verricht met als doel, het aantonen van de behaalde desinfectie in verschillende situaties. De resultaten van deze metingen zijn echter van weinig nut en bevestigen weer eens dat het erg moeilijk is om bij ozonisatie aan de hand van indicatororganismen te bepalen wat de behaalde desinfectie is.

Modellering

In het model wordt de bellenkolom voorgesteld als een van de verblijftijdspreiding afhankelijk aantal secties in serie die allemaal een volledig gemengd vat voorstellen. Hier stroomt het water en het gas in de vorm van bellen in en vindt er eventueel een uitwisseling van gassen en afbraak van ozon plaats. Na een bepaalde tijd, afhankelijk van de stroomsnelheid van het water, de stijgsnelheid van het gas en de hoogte van de sectie, stromen het water en het gas in de volgende sectie. De afbraak van ozon is voorgesteld in 2 stappen:

- Een ID, die een fractie van het in het water gebrachte ozon “instantaan” consumeert.
- Een 1^e-orde ozonafbraak.

De grootte van de ID neemt af naarmate er meer ozon in het water wordt gebracht. In principe kan er dus net zolang ozon gedoseerd worden totdat de ID 0 is en er alleen nog maar een 1^e-orde ozonafbraak over is.

Conclusies

- Uit de resultaten van de metingen en het model blijkt dat, met de huidige bedrijfsvoering, de behaalde Ct-waarde in de ozonisatiestap van Weesperkarspel te laag is voor de gewenste 3,0 log verwijdering van Giardia.
- De totale Ct-waarde lijkt volgens het model onafhankelijk te zijn van de plaats en de wijze waarop ozon gedoseerd wordt.
- Volgens de regels van de SWTR mag de eerste kolom waar ozon gedoseerd wordt niet meegeteld worden bij de Ct-berekening. In dat geval is het geen goede keuze om te beginnen met een meestroomcompartiment waar altijd een aanzienlijk deel van de Ct gevormd wordt. Dit is wel het geval in de huidige bedrijfssituatie. Een aspect wat niet in het model verwerkt is, is de bellenverdeling. In het eerste tegenstroomkolom zitten meer doseerbuisen, dus is de bellenverdeling daar beter. Dit heeft waarschijnlijk een hoger overdrachtrendement en dus een hogere Ct-waarde tot gevolg.

Inhoudsopgave

VOORWOORD	III
SAMENVATTING	V
INHOUDSOPGAVE	VII
AFKORTINGEN- EN SYMBOLENLIJST	XI
1. INLEIDING	1
2. SITUATIE BIJ DE GWA	3
2.1. INLEIDING	3
2.2. HET ZUIVERINGSPROCES	4
2.2.1. <i>De voorzuivering</i>	4
2.2.2. <i>De hoofdzuivering</i>	6
2.3. DE OZONISATIE IN WEESPERKARSPEL	9
2.3.1. <i>De ozonkelders</i>	9
2.3.2. <i>Procesvoering</i>	11
2.3.3. <i>Plaatsing van de ozonmonsterpunten</i>	14
2.3.4. <i>Ozon afgas</i>	15
2.4. MICROBIOLOGISCHE VEILIGHEID VAN HET WATER.....	16
2.4.1. <i>De “total system approach”</i>	16
2.4.2. <i>De benodigde en de gehaalde verwijderingscapaciteit te Weesperkarspel.</i>	17
2.5. PROBLEEMSTELLING	18
2.6. DOELSTELLINGEN	19
2.7. WERKWIJZE	19
3. THEORIE VAN OZONISATIE	21
3.1. INLEIDING	21
3.2. TOEPASSINGEN VAN OZON	21
3.3. OZON MECHANISME	22
3.3.1. <i>De directe ozonreactie</i>	22
3.3.2. <i>De indirecte ozonreactie</i>	23
3.4. OZON KINETIEK.....	25
3.5. DESINFECTIE DOOR OZON	27
3.5.1. <i>Het Ct-principe</i>	27
3.5.2. <i>Ct-bepaling</i>	28
3.5.3. <i>Verblijftijdspreiding</i>	33
3.6. OZONOVERDRACHT	36
3.6.1. <i>Inleiding</i>	36

3.6.2. Oplosbaarheid van ozon in water.....	36
3.6.3. Diffusie.....	39
3.6.4. De ozonoverdrachtvergelijking.....	40
3.6.5. Bepaling van de k_L -waarde.....	41
3.6.6. Het specifiek uitwisselend oppervlak.....	47
3.6.7. Ozonrendement.....	47
4. MODELLERING.....	49
4.1. INLEIDING.....	49
4.2. DE OPZET VAN HET MODEL.....	49
4.2.1. Modellering van ozonoverdracht.....	50
4.2.2. Modellering van ozonafbraak.....	52
4.3. DE MODELPARAMETERS.....	56
4.3.3. Overige parameters.....	58
5. METINGEN T.B.V. HET MODEL.....	59
5.1. INLEIDING.....	59
5.2. DE PROEFINSTALLATIE.....	59
5.2.1. De perspex kolom.....	59
5.2.2. De gele kolommen.....	61
5.3. MEETMETHODIEKEN.....	64
5.3.1. Meten van ozon in water.....	64
5.3.2. Meten van ozon in lucht.....	65
5.4. METINGEN T.B.V. HET MODEL.....	66
5.4.1. De ozonafbraakconstante k_{afb}	66
5.4.2. De overdrachtcoëfficiënt k_L	68
5.4.3. Het aantal CSTR's.....	70
5.4.4. Ozonconcentratieprofielen bij tegenstroom.....	72
5.4.5. Verschil meestroom - tegenstroom.....	74
5.4.6. Effect van een 2 ^e dosering.....	76
6. METINGEN T.B.V. DE AANTOONBAARHEID VAN DE BEHAALDE DESINFECTIE.....	79
6.1. INLEIDING.....	79
6.2. BEPALING VAN DE DEC M.B.V. DE PERSPEX KOLOM.....	79
6.3. BEPALING VAN DE DEC M.B.V. DE GELE KOLOMMEN.....	81
6.4. BEPALING VAN DEC EN CT IN HET BEDRIJF.....	82
6.5. SWTR.....	84
7. KALIBRATIE EN VALIDATIE VAN HET MODEL.....	87
7.1. INLEIDING.....	87
7.2. KALIBRATIE EN VALIDATIE: FASE 1.....	88
7.3. KALIBRATIE EN VALIDATIE: FASE 2.....	89
7.4. KALIBRATIE EN VALIDATIE: FASE 3.....	90
7.5. VALIDATIE BIJ EEN DUBBELE DOSEERSTAP.....	95

8. MODELSCENARIO'S	99
8.1. INLEIDING	99
8.2. GEMODELLEERDE SCENARIO'S.....	99
8.3. RESULTATEN VAN DE SCENARIO'S	100
8.4. EFFECT VAN TEMPERATUURVERLAGING	104
8.5. CONCLUSIES	107
9. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	109
9.1. PROEVEN	109
9.2. MODELLERING	110
REFERENTIES.....	113
BIJLAGEN	
BIJLAGE I - PLATTEGROND VAN DE OZONKELDERS.....	III
BIJLAGE II - DOORSNEDE VAN DE OZONKELDERS	III
BIJLAGE III - MONSTERPUNTOMSCHRIJVING.....	III
BIJLAGE IV - MODELSTRUCTUUR.....	V
BIJLAGE V - MASSABALANS MODEL	VII
BIJLAGE VI – INSTELLINGEN PERSPEX KOLOM.....	IX
BIJLAGE VII – INSTELLINGEN “GELE KOLOMMEN”	XI
BIJLAGE VIII – DATA M.B.T. VERBLIJFTIJDSPREIDINGSPROEVEN	XIII
BIJLAGE IX: EXTRA FIGUREN: KALIBRATIE EN VALIDATIE	XVII
BIJLAGE X: FIGUREN VAN DE MODELSCENARIO'S	XXV

Afkorting- en symbolenlijst

Afkorting

AOC	Assimilable Organic Carbon
ARK	Amsterdam-Rijn Kanaal
BK	BellenKolom
BP	Bethunepolder
CSTR	Continuously Stirred Tank Reactor
Ct-waarde	Desinfectiecapaciteit, (Ozon)Concentratie * (contact)Tijd
DEC	Decimale Eliminatie Capaciteit
DOC	Dissolved Organic Carbon
E. Coli	Escherichia coli
HDT	Hydraulic Detention Time
ID	Instantaneous (ozone)Demand
IDDF	Integrated Disinfection Design Framework
IDVS	ID-Veroorzakende Stoffen
NOM	Natural Organic Material
NOM _D	Natural Organic Material wat direct met ozon reageert
NOM _{I+P}	Natural Organic Material wat indirect reageert via initialisatie en promotie
o.a.g.	Onderste Analyse Grens
OCK	Ozon Contact Kolom
ODK	Ozon Doseer Kolom
o.r.g.	Onderste Rapportage Grens
PFR	Plug Flow Reactor
ppm	Parts per million
SSRC	Sporen van Sulfiet Reducerende Clostridia
SWTR	Surface Water Treatment Rule
UV-extinctie	Extinctie van UltraViolet licht

Symbolen

A	Gascontactoppervlak	m ²
A _{totaal}	Oppervlak van de reactor	m ²
A _g	Doorstroomde oppervlak van het gas	m ²
A _l	Doorstroomde oppervlak van het water $\approx A_{\text{totaal}}$	m ²
a	Specifiek uitwisselend oppervlak	m ⁻¹
C	Ozonconcentratie	mg/l
c _g	Concentratie ozon in het gasmengsel	g/m ³
c _l	Concentratie ozon in het water	g/m ³
c _s	Ozonverzadigingsconcentratie in de waterfase	g/m ³

D	Diffusiecoëfficiënt van ozon = $1,74 \cdot 10^{-9}$ bij 20 °C	m^2/s
d_b	Beldiameter	m
k'	Coëfficiënt van specifieke letaliteit	-
$k_{1,2,3,4,\dots,n}$	Reactieconstante	$M^{-1} \cdot s^{-1}$
k_{afb}	1 ^e -orde ozonafbraakcoëfficiënt	s^{-1}
k_D	Distributiecoëfficiënt	-
k_H	Constante van Henry	g/J
k_g	Partiële gasoverdrachtcoëfficiënt voor de gasfase	m/s
k_{ID}	Reactiecoëfficiënt	l/mmol
k_L	Partiële gasoverdrachtcoëfficiënt voor de vloeistoffase	m/s
M	Totale hoeveelheid overgedragen gas	g
m	Gemiddelde massatransport	g/s
M_r	Molecuulmassa van ozon = 48	g/mol
n	Verdunningscoëfficiënt	-
N	Aantal CSTR's in serie	-
N_t	Aantal overlevende micro-organismen na tijd t	-
N_0	Aantal micro-organismen op tijdstip t = 0	-
$(O_3)_{g,in}$	Ozonconcentratie in toevoergas	g/Nm^3
$(O_3)_{g,uit}$	Ozonconcentratie in afgas	g/Nm^3
p	Partiële druk van ozon in het luchtmengsel	Pa
P_0	Standaarddruk = 101325	Pa
p_g	Werkelijke luchtdruk ter plaatse	Pa
p_w	Waterdampdruk	Pa
Q_g	Gasdebiet	Nm^3/h
Q_l	Waterdebiet	m^3/h
R	Universele gasconstante = 8,3142	J/(K.mol)
Re	Getal van Reynolds	-
RQ	Verhouding tussen luchtdebiet en waterdebiet	-
T	Absolute temperatuur van het luchtmengsel	K
T_g	Temperatuur van het gasmengsel	°C
T_{gk}	Temperatuur van het gasmengsel	K
T_l	Temperatuur van het water	°C
T_n	Standaard temperatuur = 273	K
t	Contacttijd	min
t_{10}	Tijd waarop 10 % van het water het systeem heeft verlaten	min
t_{50}	Tijd waarop 50 % van het water het systeem heeft verlaten	min
t_m	Gemiddelde verblijftijd	min
U_s	Slipsnelheid (snelheid van de gasbel t.o.v. het water)	m/s
v_b	Stijgsnelheid van een gasbel in stilstaand water $\approx 0,27$	m/s
V_g	Gasvolume	m^3
V_l	Watervolume	m^3
v_g	Stijgsnelheid van het gas ($= v_b \pm v_l$)	m/s
v_l	Watersnelheid	m/s

α	Omrekenfactor van g/Nm^3 naar g/m^3	-
δ	Gasoverdrachtsgrenslaag	m
ε	Gasfractie	-
η	Dynamische viscositeit van water = $1.0 \cdot 10^{-3}$ bij 20 °C	kg/m.s
η_{O_3}	Ozonrendement	%
σ_t^2	Variantie	min
ν	Kinematische viscositeit van water = $1,0 \cdot 10^{-6}$ bij 20 °C	m^2/s

1. Inleiding

Het ozoneren van water vindt al sinds de jaren zeventig plaats in Weesperkarspel als onderdeel van het zuiveringsproces. De belangrijkste functie van de ozonisatiestap is het desinfecteren van het water. Het is bij ozonisatie echter moeilijk om precies te bepalen wat de behaalde desinfectie is en dus is het ook niet duidelijk of de behaalde desinfectie wel voldoet aan de wettelijke norm. Dit onderzoek is dan ook bedoeld om duidelijkheid te verschaffen in de behaalde Ct-waarden in de ozonisatiestap in Weesperkarspel. Uit deze Ct-waarden kan de behaalde desinfectie afgeleid worden. Met het hierdoor verkregen inzicht is het daarna mogelijk om andere scenario's t.a.v. de ozondosering te beoordelen.

In hoofdstuk 2 van het rapport worden de achtergronden van dit onderzoek en de huidige situatie van de zuivering in Weesperkarspel beschreven. Ook wordt de ozonisatiestap inclusief procesvoering besproken.

Hoofdstuk 3 gaat in op de theorie achter de ozonisatietechniek en resulteert in verscheidene vergelijkingen onder andere m.b.t. de ozonoverdracht en de ozonafbraak.

Om inzicht te krijgen in het ozonisatieproces en optimalisatiemogelijkheden aan te kunnen dragen is in hoofdstuk 4 een model beschreven wat de ozonisatie van water nabootst.

In hoofdstuk 5 en 6 worden de meetresultaten besproken van respectievelijk metingen gedaan t.b.v. het model en metingen gedaan t.b.v. de aantoonbaarheid van de behaalde desinfectie.

In hoofdstuk 7 wordt het model met behulp van de meetresultaten uit hoofdstuk 5 gekalibreerd en gevalideerd.

In hoofdstuk 8 worden 11 verschillende scenario's m.b.v. het model doorgerekend om mogelijk te komen tot een betere procesvoering van de ozonisatiestap te Weesperkarspel.

Ten slotte volgen in hoofdstuk 9 de conclusies en aanbevelingen die naar aanleiding van dit onderzoek naar voren zijn gekomen.

2. Situatie bij de GWA

2.1. Inleiding. [GWA, 1997; van der Aa, 1999]

De Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GWA) produceert jaarlijks zo'n 94 miljoen m³ water voor huishoudens en industrie. De afdeling productie West oftewel de zuivering in Leiduin, neemt hiervan 66 miljoen m³ voor z'n rekening. De ruwwaterbronnen van Leiduin zijn rivier- en duinwater. De overige 28 miljoen m³ drinkwater wordt geproduceerd door de afdeling productie Oost. Het vervolg van dit hoofdstuk gaat over deze productie-afdeling aangezien hier het onderzoek ook plaatsvindt.

De afdeling productie Oost bestaat uit 2 delen:

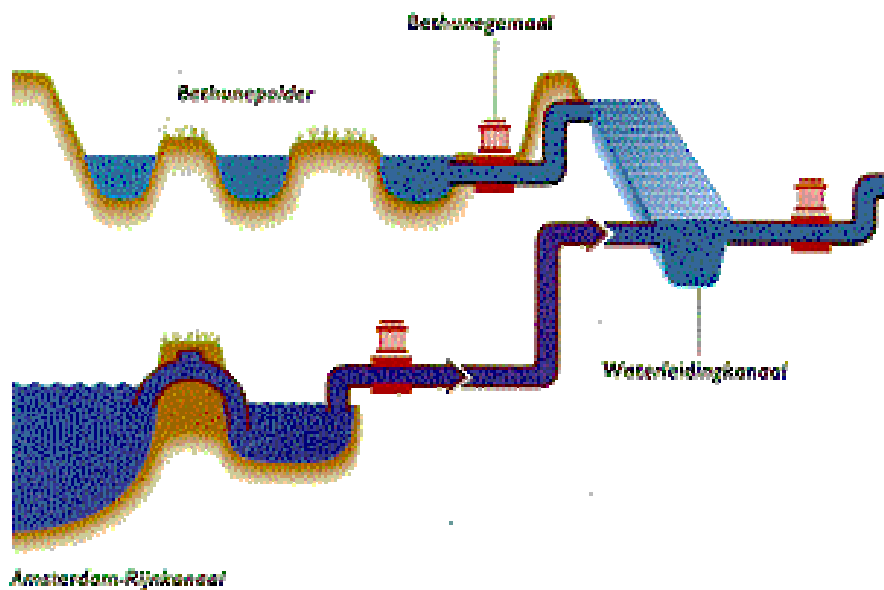
- De voorzuivering op de vestiging Loenderveen;
- De hoofdzuivering op de vestiging Weesperkarspel.

In 1888 begon de GWA met de levering van water, dat afkomstig was uit de Vecht. De vestiging Loenderveen bestond nog niet. Omdat dit water niet drinkbaar was heeft de GWA sinds 1930 als ruwwaterbron het kwelwater van de Bethunepolder (BP), een drooggelegde plas bij Maarssen waarin het water omhoog kwelt. Vanuit deze polder wordt het water met behulp van een open waterleidingkanaal naar het nabij gelegen Loenderveen getransporteerd. Dit water bevat veel ammonium (1,5 – 3,5 mg/l NH₄⁺-N), is troebel (20 FTU) en heeft een hoog gehalte organische stof (DOC: 8-9 mg/l C). Eind jaren tachtig moest door de toenemende vraag naar water de productiecapaciteit worden uitgebreid. Sindsdien wordt er vooral in de zomer ook water ingenomen uit het Amsterdam-Rijnkanaal (ARK). Dit water wordt via een open kanaal en een ondergrondse transportleiding naar het einde van het waterleidingkanaal uit de Bethunepolder gevoerd, waar het gemengd wordt. In tabel 2.1 worden de hoeveelheden water uit de BP en de ARK vermeld.

Tabel 2.1: Drinkwaterproductie Rivier-Plassenwaterleiding. [van der Aa, 1999]

Jaar	Inname BP-water [·10 ⁶ m ³ /j]	Inname ARK-water [·10 ⁶ m ³ /j]	Drinkwaterproductie [·10 ⁶ m ³ /j]	Productiecapaciteit [·10 ⁶ m ³ /j]
1996	27,4	1,5	28,1	31
1997	29,6	0,6	26,9	31
1998	33,8	0,5	28,1	31

De voorkeur gaat duidelijk uit naar BP-water. Het ARK water is namelijk minder constant van kwaliteit en bevat meer fosfaat, chloride, pathogenen en zware metalen. Wel zijn de troebeling, de hoeveelheid organische stof en het ammoniumgehalte van het ARK-water lager dan die van het BP-water.



Figuur 2.1: De waterinname.

2.2. Het zuiveringsproces. [GWA, 1997; van der Aa, 1999]

2.2.1. De voorzuivering

De voorzuivering in Loenderveen verwijdert gesuspenderde stoffen, fosfaat, zware metalen en een deel van de pathogene micro-organismen en bestaat uit:

- Coagulatie en bezinking.
- De waterleidingplas.
- De proefplas.
- Snelle zandfiltratie.

Coagulatie en bezinking

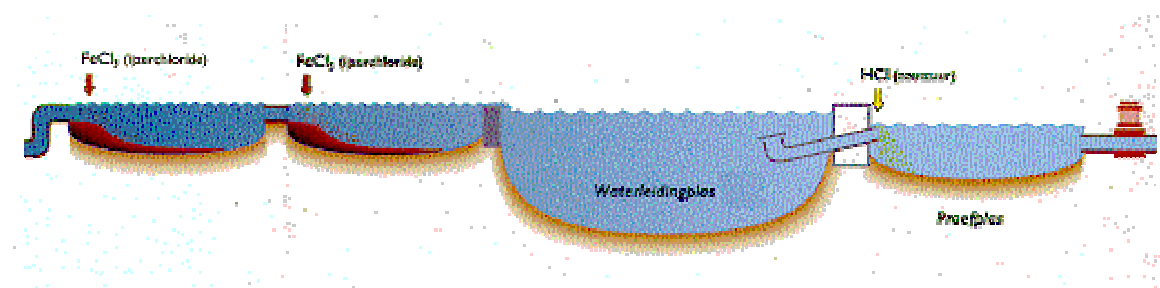
Om het water te zuiveren wordt er ijzer(III)chloride aan toegevoegd, dit vormt samen met de vervuilende deeltjes in het water vlokken die samenklonteren en bezinken. Dit coagulatieproces verwijdert zwevende stoffen, fosfaten, organische stoffen en vrijwel alle zware metalen grotendeels uit het water. Ook wordt een deel van de bacteriën en virussen verwijderd. Dit proces wordt twee keer achter elkaar uitgevoerd. In het eerste bassin wordt 5 mg/l $\text{FeCl}_3\text{-Fe}$ gedoseerd en in het tweede bassin 7 mg/l $\text{FeCl}_3\text{-Fe}$. Het slib dat bij de bezinking gevormd wordt bevat erg veel ijzer en wordt hergebruikt om zwavelwaterstof in de riolering te binden. Hierdoor worden stankoverlast en corrosie voorkomen.

Waterleidingplas

Na de coagulatie en bezinkingsstap komt het water in de waterleidingplas met een oppervlakte van ongeveer 123 hectare. Een goede menging vindt plaats door de invloed van de wind. Door de inhoud van $6,9 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ heeft de plas een gemiddelde verblijftijd van ± 100 dagen. Gedurende deze periode vindt kwaliteitsafvlakking en biologische zelfreiniging plaats. De hygiënische kwaliteit verbetert hierdoor en er wordt een gedeelte van het ammonium en organische stof afgebroken. Ook dient de waterleidingplas als een noodvoorraad in het geval van een tijdelijke innamestop.

Proefplas

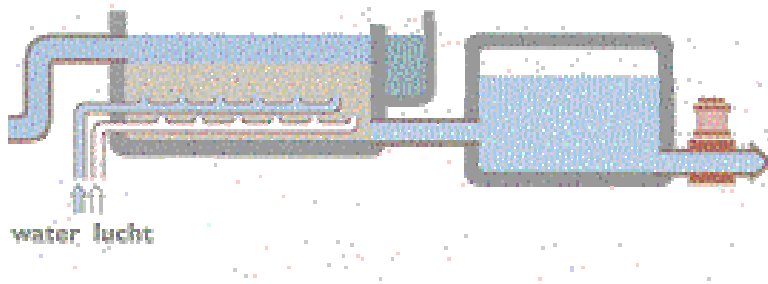
Via een in diepte verstelbare zuigbuis wordt het water aan de waterleidingplas onttrokken. Het niveau van de zuigbuismond wordt afgestemd op de temperatuur, de zuurstofconcentratie en de troebelheid van het water op verschillende dieptes. Het water komt nu in de veel kleinere proefplas waar zoutzuur gedoseerd wordt (30-90 l/h) om de pH dusdanig te verlagen dat het water niet meer kalkafzettend is. Zo wordt onder andere voorkomen dat er kalkafzetting plaatsvindt op de ozondoseerstenen in de nazuivering.



Figuur 2.2: De coagulatie en bezinking, waterleidingplas en proefplas.

Snelle zandfiltratie

Bij de snelfiltratie wordt het water over 24 enkellaags snelle zandfilters verdeeld. De filterbedden bestaan uit 6 lagen grind met daarop een 1,20 m dikke filterlaag van zand met een diameter van 1,0 tot 1,8 mm. De filtratiesnelheid bedraagt gemiddeld 6 m/h. De nog in het water aanwezige ammonium, zwevende stof, algen, larven, mangaan en ijzer worden eruit verwijderd. Om doorslag te voorkomen worden de filters 's winters na 500 uur met lucht en water teruggespoeld. Van het voorjaar tot het najaar worden de filters vaker teruggespoeld in verband met algenbloei. Na de filtratie stroomt het water in een filtraatkelder en wordt vervolgens met een 10 kilometer lange, dubbele pijpleiding naar de hoofduivering in Weesperkarspel gepompt.



Figuur 2.3: Snelle zandfiltratie.

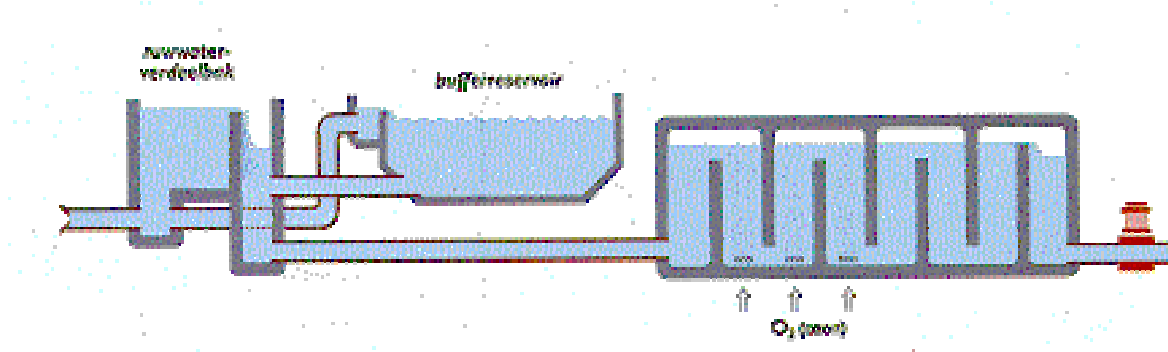
2.2.2. De hoofdzuivering

Op de hoofdzuivering te Weesperkarspel worden organische verbindingen verwijderd, vindt ontharding plaats en wordt het water gedesinfecteerd en geconditioneerd. Dit gebeurt in de volgende zuiveringsstappen:

- Ozonisatie.
- Ontharding.
- Biologisch actieve koolfiltratie.
- Langzame zandfiltratie.

Ozonisatie

Het water uit Loenderveen komt binnen bij de ruwwaterverdeelbakken die in directe verbinding staan met het bufferreservoir. Dit bufferreservoir dient als voorraad voor als de toevoer uit Loenderveen stopt. De eerste zuiveringsstap op Weesperkarspel is de ozonisatie. Ozon is een gas met een sterk oxiderend vermogen met als een van de belangrijkste taken, de desinfectie. Verder zet het organische verbindingen om waarbij (biologisch) makkelijk afbreekbare organische verbindingen worden gevormd, breekt het bestrijdingsmiddelen af en zorgt voor een betere smaak, geur en kleur van het water. Aangezien deze zuiveringsstap het onderwerp van dit onderzoek is, zal deze uitgebreid besproken worden in paragraaf 2.3.



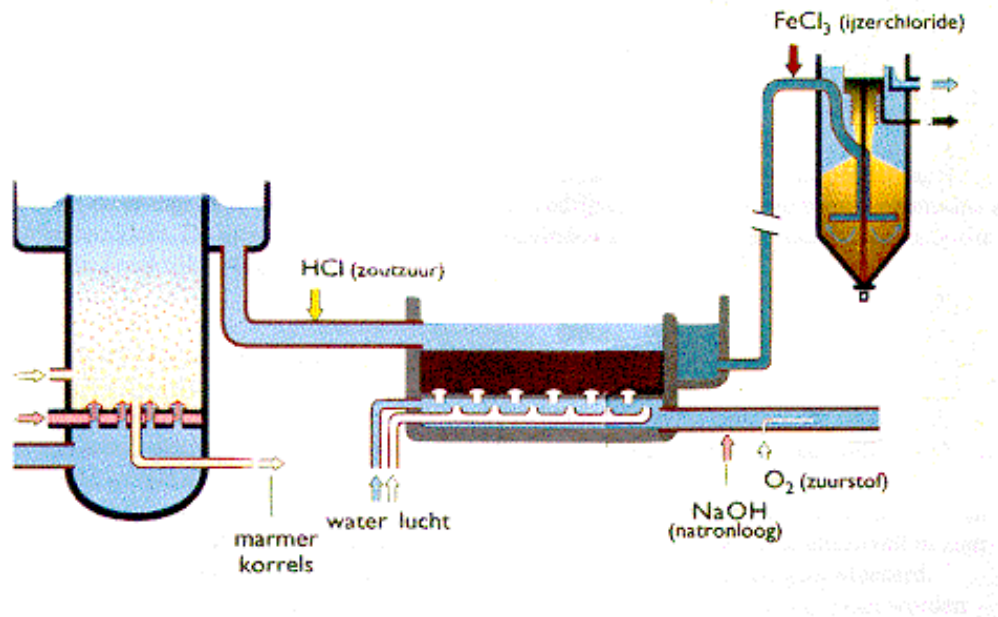
Figuur 2.4: Ruwwaterverdeelbak met bufferreservoir, ozonisatie.

Ontharding

Om de oplosbaarheid van metalen als lood en koper (afkomstig van leidingen) te verlagen is een relatief hoge pH van 8 - 8,3 van het drinkwater gewenst. Een laag loodgehalte in het water is van belang voor de volksgezondheid, een laag kopergehalte is gewenst uit oogpunt van het milieu. Bij deze hoge zuurgraad geeft hard water kalkafzettingen. Om deze reden wordt op Weesperkarspel het water onthard tot 1,5 mmol/l. Dit gebeurt door middel van korrelreactoren, hierin wordt natronloog aan het water toegevoegd, waardoor het kalk-koolzuurevenwicht verschuift en het water oververzadigd raakt met calciumcarbonaat. Dit kristalliseert uit op het granaatzand dat zich in de reactoren bevindt. Als de zandkorrels tot kalkkorrels van een bepaalde grootte zijn aangegroeid worden ze afgetapt. De kalkkorrels worden aan Corus (Hoogovens) verkocht. Door het aftappen neemt het aantal korrels af, dit wordt gecompenseerd door periodiek granaatzand toe te voegen. Na de ontharding wordt de zuurgraad van het water verlaagd met een zoutzuurdosering tot het water niet meer kalkafzettend is.

Biologisch actieve koolfiltratie

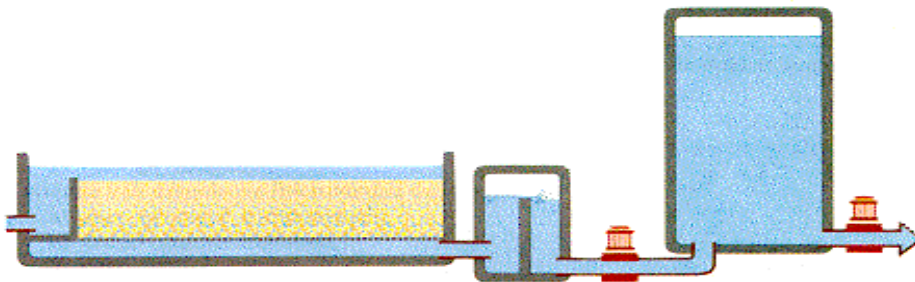
Na de ontharding wordt het water verdeeld over 26 biologisch actieve koolfilters met een contacttijd van 40 minuten. Hierbij worden organische verbindingen (waaronder bestrijdingsmiddelen) door de kool geadsorbeerd. Door de ozonisatie zijn veel moeilijk afbreekbare, complexe verbindingen in biologisch afbreekbare verbindingen omgezet. Deze kunnen door bacteriën, die op het actieve kool kunnen leven, worden afgebroken. Dit is de reden dat actieve koolfiltratie voorafgegaan aan ozonisatie biologisch actieve koolfiltratie wordt genoemd. In de zomer wordt het filtraat verrijkt met zuurstof. Om te voorkomen dat het water agressief wordt en het leidingnet aantast wordt er ook een beetje natronloog gedoseerd. Door de bacteriegroei in het filter moet het filter regelmatig worden gespoeld met water en lucht. Als de kool voor een groot gedeelte bezet is met slecht afbreekbare verontreinigingen dan moet het thermisch gereactiveerd worden. Doordat de biologisch actieve kool voorafgegaan wordt door een ozonisatiestap is de looptijd van de kool veel langer (± 18 maanden) dan bij een normaal actieve koolfilter (± 2 maanden). Omdat reactivatie erg duur is, is de combinatie ozonisatie - biologisch actieve koolfiltratie goedkoper dan een conventionele actieve koolfiltratie.



Figuur 2.5: Ontharding en biologisch actieve koolfiltratie.

Langzame zandfiltratie

Als laatste wordt het water door langzame zandfilters geleid. Deze 12 filters hebben elk een oppervlak van 605 m², waardoor de filtratiesnelheid maximaal 0,5 m/h bedraagt. De belangrijkste taken van de langzame zandfilters zijn het verwijderen van de laatste pathogene bacteriën en het verder verlagen van het gehalte aan biologisch afbreekbaar materiaal om nagroei te voorkomen. De langzame zandfilters worden 1 à 2 keer per jaar schoongemaakt. De toplaag wordt verwijderd en de onderwaterkamer wordt gereinigd. Het water wordt nu opgeslagen in de 2 grote reinwaterreservoirs à 15.000 m³. Dit is nodig om de variaties in vraag te kunnen bufferen.

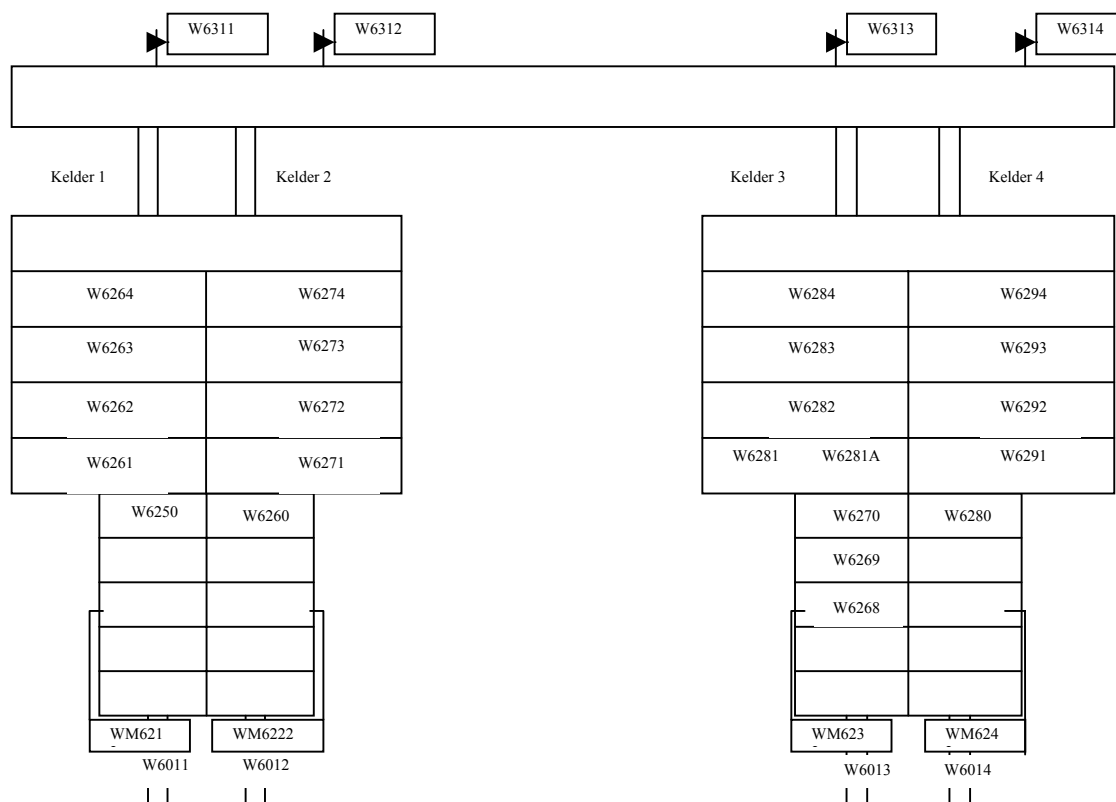


Figuur 2.6: Langzame zandfilters en opslag van het drinkwater.

2.3. De ozonisatie in Weesperkarspel

2.3.1. De ozonkelders

Als het water van de ruwwaterverdeelbakken bij de ozonisatie komt, wordt het verdeeld in vier stromen en komt het in een van de vier identieke ozonkelders. Deze vier kelders zijn twee aan twee gekoppeld in 2 afzonderlijke straten. Een ozonkelder bestaat uit 2 delen genaamd de ozondoseerkelder en de ozoncontactkelder, die weer onderverdeeld zijn in compartimenten d.m.v. schotten. Het water stroomt hierbij om en om over en onder een schot door, waardoor het water gedwongen wordt een bepaalde weg te volgen zodat kortsluitstromen zoveel mogelijk voorkomen worden. Het eerste compartiment van de ozondoseerkelder is slechts een instroombak, hier komt het water uit een buis in de kelder en moet het over een schot heen stromen.

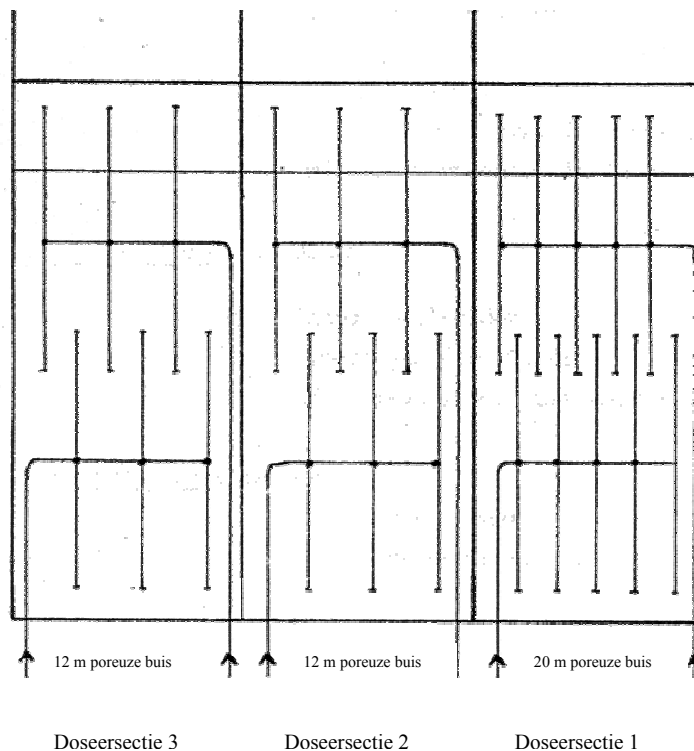


Figuur 2.7: Lay-out van de ozonkelders en monsterpunten in Weesperkarspel

De ozondoseerkelder

Na deze instroombak begint de ozondoseerkelder, in de ozondoseerkelder wordt een mengsel van ozon en lucht door middel van keramische verdeelbuizen in het water gebracht. Op deze manier ontstaan er bellenkolommen in het water en kan er een uitwisseling van stoffen, waaronder ozon, tussen de water- en de gasfase plaatsvinden. De doseerkelder is

onderverdeeld in 3 compartimenten; 2 waar het water in tegenstroom is met de bellenkolom uit de keramische buizen en een waarbij het water en de bellen in dezelfde richting stromen (meestroom). De (l) x (b) x (h) maten van deze compartimenten zijn: 4,20 x 1,75 x 5,55 m³. Dit betekent dat de compartimenten een inhoud hebben van 40,8 m³, maar omdat de kelders niet vol met water staan is de effectieve inhoud per compartiment maar ongeveer 33 m³. In het eerste compartiment van de doseerkelder liggen 5 rijen met doseerbuis over een lengte van 4 m, oftewel in totaal 20 m doseerbuis. In de andere twee compartimenten liggen 3 rijen doseerbuis over een lengte van 4 m.



Figuur 2.8: Lay-out van de doseerbuisen.

Ozoncontactkelder

Na deze doseercompartimenten komt het water in een volgend compartiment met een lengte van 1,25 m, dit is een soort uitstroombak en hier begint feitelijk de ozoncontactkelder al. Na dit eerste korte compartiment komt het water in het brede gedeelte van de ozoncontactkelder, ook het eerste compartiment hiervan is met een lengte van 1,20 m korter dan de resterende compartimenten. De afmetingen van de andere 3 compartimenten zijn: 2,05 x 8,10 x 5,55 m³. De inhoud van deze compartimenten is dus 92,2 m³, ook hier geldt weer dat doordat de compartimenten niet geheel gevuld zijn, de effectieve inhoud kleiner is, in dit geval ongeveer 70 m³. Een tekening met de afmetingen van de ozondoseer- en ozoncontactkelder is te vinden in de bijlagen I en II. In deze resterende ozoncontactcompartimenten gaat het water nog twee maal onder en 1 maal over schotten heen om kortsluitstromingen zoveel mogelijk te beperken, voordat het na zo'n 20 minuten in het laatste compartiment komt. Vanuit dit laatste

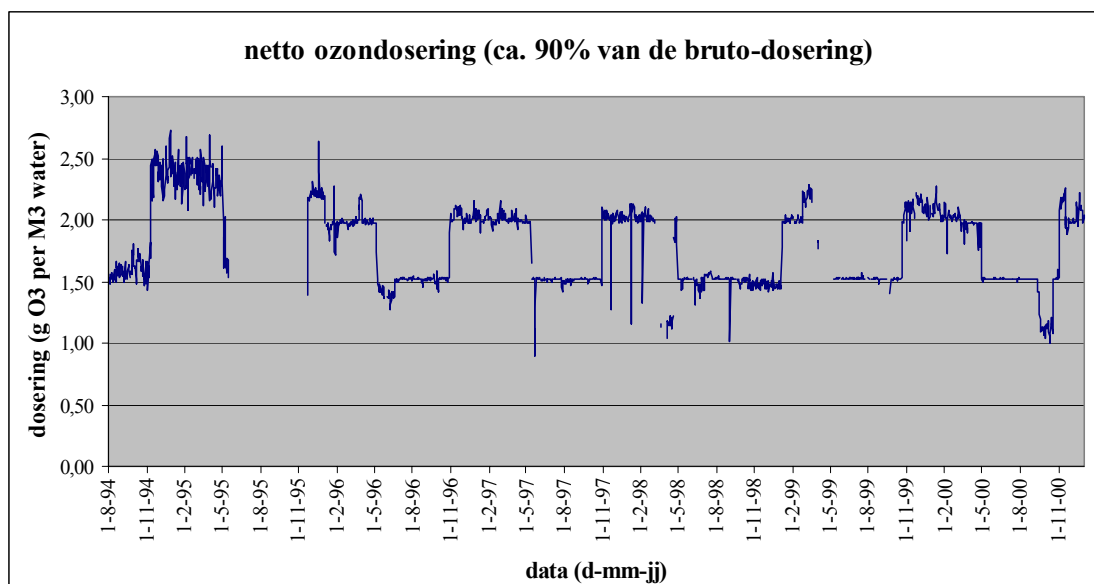
compartiment, de verzamelgoot, wordt het water uit beide ozonkelders naar de onthardingstorens gepompt.

2.3.2. Procesvoering

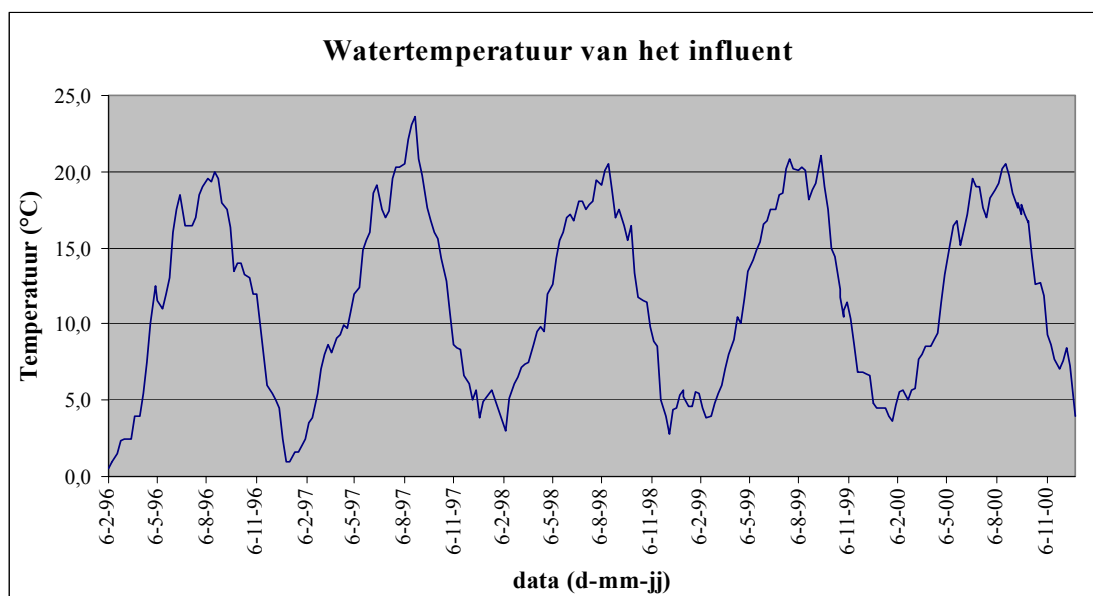
Voor 1993 werd er in Weesperkarspel het hele jaar door, bruto $2,2 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ water gedoseerd. Na rekening te houden met het afgas, blijft er dan netto nog ongeveer $2,0 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ water over. Sindsdien wordt er een zomer en een winterdosering aangehouden. Dit houdt in dat als de watertemperatuur onder de $12 \text{ }^\circ\text{C}$ ligt, er nog steeds $2,2 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ water gedoseerd wordt. Zodra echter de watertemperatuur boven de $12 \text{ }^\circ\text{C}$ komt, wordt de dosering verlaagd naar $1,75 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ water, zodat netto nog ongeveer $1,5 \text{ g O}_3/\text{m}^3$ water overblijft. Hiervoor waren twee redenen aan te wijzen:

1. Bij hogere temperaturen gaf het AOC-gehalte in het water een probleem bij de actief koolfilters waar de looptijd door verstoppingen erg terugliep.
2. De concentratie AOC in het distributienet werd onacceptabel hoog.

Het nadeel is dat door de hogere temperaturen ozon zelf ook sneller afgebroken wordt, zodat de effectieve dosering eigenlijk al lager is. Door nu ook nog de bruto ozondosering te verminderen wordt de ozonconcentratie in water en dus de desinfectiecapaciteit extra verlaagd. De zomer is wat desinfectie betreft dus het meest kritiek.



Figuur 2.9: Netto ozondosering in Weesperkarspel vanaf augustus 1994.



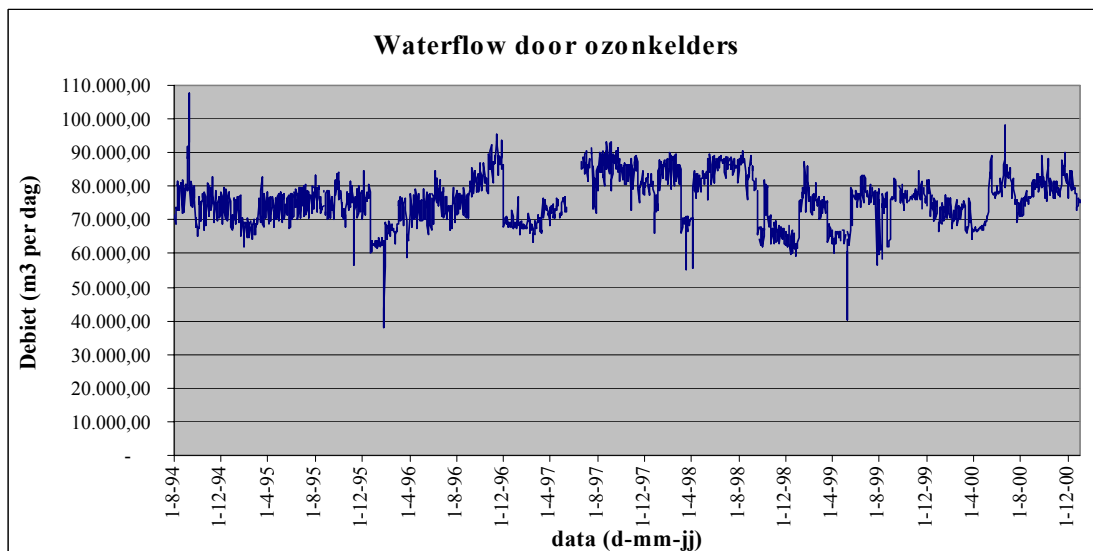
Figuur 2.10: Watertemperatuur van het influent vanaf februari 1996.

In figuur 2.9 komen de begrippen bruto- en nettodosering voor. Deze hebben te maken met het ozonrendement wat besproken wordt in paragraaf 3.6.7.. In Weesperkarspel wordt er ongeveer een rendement van 90 % gehaald. De hoeveelheid ozon die uiteindelijk dus in het water terecht is gekomen is ongeveer 90 % van de hoeveelheid die er in gevoerd is.

De hoeveelheid doseerbuizen die beschikbaar zijn om de ozon te doseren is zo gedimensioneerd, dat in geval van nood en voor het jaarlijkse onderhoud al het te ozoneren water door 2 kelders i.p.v. door 4 kelders kan stromen. Door deze overdimensionering wordt er tijdens normaal gebruik alleen in de tweede en derde doseercompartimenten met elk 12 m aan doseerbuizen ozon gedoseerd. Het eerste doseercompartiment met 20 m aan doseerbuizen doseert tijdens normaal gebruik alleen lucht, om het vollopen van de doseerbuizen met water te voorkomen.

Omdat ozon een erg instabiel gas is, moet het ter plekke gemaakt worden in een zogenaamde ozoneur. Dit gebeurt door droge lucht waar zo'n 20 % zuurstof in zit, bloot te stellen aan een doorgaande elektrische lading. Om deze droge lucht te verkrijgen is een gecompliceerd systeem van filters, compressoren, koelers, luchtdrogers en transformatoren nodig. In Weesperkarspel zijn er 3 ozoneurs, elk met een maximale capaciteit van 8,33 kg O₃/h. In theorie is de totale capaciteit dus 25 kg O₃/h. Deze wordt echter nooit gebruikt, omdat in de winter als de dosering het hoogst is, er maar 2 ozoneurs in bedrijf zijn, de derde is reserve. In de zomer bij een lagere dosering is er zelfs maar 1 ozoneur in bedrijf en staan er 2 als reserve. De minimale en maximale ozonconcentratie hangt af van de hoeveelheid lucht die door de ozoneurs kan gaan en ligt tussen de 15 en 25 g O₃/Nm³. De concentratie ozon in de lucht wordt echter het hele jaar constant op 17 g O₃/Nm³ gehouden.

De hoeveelheid water die dagelijks door de ozonkelders stroomt ligt door de jaren heen ongeveer tussen de 60000 en 90000 m³. Dit betekent dus dat per uur tussen de 2500 en 3750 m³ water ge-ozoneerd moet worden. Fluctuaties gedurende de dag worden vooral opgevangen door de productielocatie West in Leiduin.



Figuur 2.11: Waterdebiet door de ozonkelders vanaf augustus 1994.

Om de verbanden tussen alle waarden en instellingen te verduidelijken worden als voorbeeld de hoeveelheid ozon geproduceerd door de ozoneur en de bijbehorende dosering berekend op 22 mei 2001 met behulp van de toen aanwezige water- en luchtdebieten:

Rekenvoorbeeld 2.1: Berekening van de behaalde ozondosering.

Op 22 mei 2001 was het gemiddelde waterdebiet door de kelders 3223 m³/h en het gemiddelde luchtdebiet door de ozoneur was 331 m³/h. De ozonconcentratie stond zoals altijd ingesteld op 17 g O₃/Nm³. De watertemperatuur was boven de 12°C, dus de bruto dosering moest 1,75 mg/l zijn en de benodigde hoeveelheid ozon werd geproduceerd door 1 ozoneur.

Door nu de luchtflow te vermenigvuldigen met de ozonconcentratie volgt de hoeveelheid geproduceerde ozon door de ozoneur:

$$331 \text{ m}^3 \text{ lucht} / \text{h} \cdot 17 \text{ g O}_3 / \text{Nm}^3 = 5627 \text{ g O}_3 / \text{h}, \text{ oftewel } 5,627 \text{ kg O}_3 / \text{h}.$$

Deze hoeveelheid ozon kan inderdaad makkelijk door 1 ozoneur gemaakt worden. De bruto dosering volgt door deze hoeveelheid ozon te delen door de hoeveelheid water die er mee geozoniseerd moet worden:

$$\frac{5,627 \text{ kg O}_3 / \text{h}}{3223 \text{ m}^3 \text{ water} / \text{h}} = 1,746 \text{ g} / \text{m}^3$$

Dit komt overeen met de gewenste bruto dosering van 1,75 g/m³.

2.3.3. Plaatsing van de ozonmonsterpunten

Om het verloop van de concentratie ozon in het water te kunnen volgen, moeten er monsterpunten in de ozonkelders aanwezig zijn. In de ozoncontactkelder zaten al 4 monsterpunten. Deze monsterpunten zitten ter plaatse van de 4 vier schotten waar het water onderdoor en overheen stroomt, 75 cm uit de wand. Doordat de monsterpunten zo dicht tegen de wand aan zitten is het echter de vraag of dat deze monsterpunten wel een representatief beeld geven van de concentratie ozon over de gehele breedte van de kelder. Ook is er doordat ozon erg snel reageert met o.a. het DOC in het water in de ozoncontactkelder nog maar erg weinig ozon over. Om een beter beeld te krijgen van de ozonconcentratie in de totale kelder, zijn er ook monsterpunten nodig in de ozondoseerkelder waar de concentraties veel hoger zijn. Hiervoor zijn er nu 2 meetpunten in de doseercompartimenten van ozonkelder 3 aangebracht en 1 monsterpunt onmiddellijk na de doseerkelder. Alle monsterpunten zitten weer ter plaatse van de schotten waar het water onderdoor en overheen stroomt. De 2 monsterpunten in de doseerkelder zitten meteen na het eerste en na het tweede doseercompartiment, 110 cm uit de wand. Het derde nieuwe monsterpunt zit ook 110 cm uit de wand, boven het schot waarover het water in het brede gedeelte van de contactkelders stroomt. Voor de meting direct na het derde doseercompartiment was al een oud monsterpunt aanwezig wat 75 cm uit de wand zit. Voor een kaart van de ozonkelders met de plaatsing van alle monsterpunten zie ook de bijlagen I en II.

Al deze monsterpunten, de oude en de nieuwe, hebben een code gekregen, zodat het duidelijk is over welk monsterpunt het gaat. De codes voor de monsterpunten inclusief een korte plaatsbeschrijving staan in bijlage III. Hier staat ook de code bij voor het monsterpunt voor de ozonafgasmeting van ozondoseercompartimenten 2 en 3.

Met behulp van de extra monsterpunten kan een nauwkeuriger concentratieprofiel in de gehele ozonkelder gemaakt worden. Dit wordt gebruikt voor het zogenaamde Ct-principe dat uitgelegd wordt in paragraaf 3.5.1.. Hiervoor is het nodig dat ook de verblijftijden tussen de monsterpunten bekend zijn. De verblijftijden kunnen bepaald worden door de volumina tussen de monsterpunten te delen door het waterdebiet. Uiteindelijk moet nog wel rekening gehouden worden met de verblijftijdspreiding. De volumina tussen de monsterpunten zijn:

Tabel 2.2: Volumina tussen de monsterpunten in kelder 3 en volumina van de monsterleidingen.

Monsterpunt	Volume tot volgend monsterpunt dV (m ³)	Cumulatief volume ΣV (m ³)	Volume monsterleidingen (l)
W6013	34	-	-
W6268	33	34	0.17
W6269	33	67	0.28
W6270	33	100	0.49
W6281A	23	123	0.36
W6281	41	164	0.38
W6282	70	234	0.65
W6283	70	304	0.38
W6284	-	374	0.69

Tabel 2.3: Hydraulische verblijftijden tot de verschillende monsterpunten in kelder 3.

Monsterpunt	Cumulatieve (hydraulische) verblijftijd v.d. compartimenten (min)		verblijftijd monsterleidingen (min)	Cumulatieve (hydraulische) verblijftijd inclusief monsterleiding (min)	
	min debiet (625 m ³ /h)	Max debiet (937,5 m ³ /h)		min debiet (625 m ³ /h)	max debiet (937,5 m ³ /h)
W6013	-	-	-	-	-
W6268	3.3	2.2	0.06 ^a	3.33	2.24
W6269	6.4	4.3	0.09 ^a	6.52	4.38
W6270	9.6	6.4	0.08 ^a	9.68	6.48
W6281A	11.8	7.9	0.15 ^a	11.96	8.02
W6281	15.7	10.5	0.07 ^a	15.82	10.57
W6282	22.5	15.0	0.12 ^a	22.59	15.10
W6283	29.2	19.5	0.07 ^a	29.26	19.53
W6284	35.9	23.9	0.13 ^a	36.03	24.07

^a Monsterleiding is geknepen om een te bemonsteren stroom te verkrijgen.

2.3.4. Ozon afgas

Het ozon afgas wordt gebruikt om het ozonrendement te berekenen, zoals beschreven wordt in paragraaf 3.6.7.. In de ozonkelders zijn er 2 plaatsen waar het afgas bemonsterd kan worden, terwijl er drie ozondoseercompartimenten zijn. Dit komt doordat het water, als het van doseercompartiment 2 naar doseercompartiment 3 stroomt, over een schot heen moet stromen. Dit houdt dus in, dat de ruimte boven de twee compartimenten niet gescheiden is en er dus maar 1 afgasmonster genomen kan worden. Tijdens normaal gebruik is dit tevens het

totale afgasmonster, want in doseercompartiment 1 wordt normaal gesproken alleen lucht gedoseerd. Het monsterpunt en de codering ervan staan in figuur 2.7.

2.4. Microbiologische veiligheid van het water.

2.4.1. De “total system approach”

De Waterleidingwet van januari 2001 stelt voor ziekteverwekkers een voorlopige grenswaarde van 1 infectie via drinkwater per 10.000 personen per jaar. Van dit risiconiveau zijn concepteisen afgeleid voor de concentratie van de diverse ziekteverwekkers in het drinkwater. Deze concentraties zijn zo laag dat ze niet of nauwelijks te meten zijn. Om toch een idee te hebben van de concentratie ziekteverwekkers in het water op een bepaald moment, met name aan het einde van het zuiveringsproces, wordt er meestal gekeken naar indicator-organismen. Indicator-organismen hebben twee belangrijke eigenschappen:

1. Het zijn organismen die in grote mate voorkomen in het ruwwater en dus veel makkelijker te meten zijn dan pathogene micro-organismen.
2. Indicator-organismen reageren zoveel als mogelijk is, op dezelfde manier op de zuiveringsprocessen als de pathogene micro-organismen. Op deze wijze kan een verband worden getrokken tussen de hoeveelheid verwijderde en geëlimineerde indicator-organismen en de hoeveelheid verwijderde en geëlimineerde pathogene micro-organismen.

Veel gebruikte indicator-organismen zijn bacteriën van de coligroep, fecale streptococci, fagen en sporen van sulfietreducerende clostridia. [Medema et al., 2000]

In het algemeen wordt alleen het eindproduct van de zuivering op deze manier gecontroleerd. Uit buitenlandse ervaringen is echter gebleken dat deze aanpak niet altijd veilig drinkwater kon garanderen. Ook is het met deze aanpak niet mogelijk te bewijzen dat de eis uit de nieuwe Waterleidingwet van een maximaal risiconiveau van 10^{-4} infecties per persoon per jaar gehaald wordt. Daarom wordt deze aanpak bij de GWA aangevuld met de zogenaamde "total system approach". Dit houdt in dat nu niet alleen meer gekeken wordt naar het eindproduct, maar ook naar:

- De microbiologische kwaliteit van het ruwe water.
- De bedreigingen daarvan door bovenstroomse of lokale verontreinigingsbronnen.
- De mate waarin de zuivering in staat is deze kwaliteit water om te zetten in veilig drinkwater.
- De bescherming tegen nabesmetting van veilig drinkwater tijdens de distributie.

Als nu de concentratie van pathogene micro-organismen in het ruw water bekend is, dan kan met behulp van de concepteisen voor maximaal toelaatbare concentraties in drinkwater worden vastgesteld hoeveel er verwijderd dient te worden door de zuivering. Om de verschillende stappen van de zuivering verantwoord te kunnen sturen, is kennis nodig van de marges in veiligheid van elke afzonderlijke zuiveringsstap. Hiervoor is het nodig de verwijderingscapaciteit van elke afzonderlijke stap te kennen. [Medema et al., 2000].

2.4.2. De benodigde en de gehaalde verwijderingscapaciteit te Weesperkarspel.

In eerdere onderzoeken van GWA en Kiwa is al onderzoek gedaan naar de microbiologische kwaliteit van het ruw water van Weesperkarspel en de verwijderingscapaciteit van de zuivering. De resultaten van het onderzoek naar de kwaliteit van het ruw water staan vermeld in tabel 2.4.

Tabel 2.4: Conservatief ingeschatte concentraties pathogene micro-organismen in ruw water Weesperkarspel, de concepteisen voor drinkwater en de daaruit berekende benodigde verwijderingscapaciteit. [Medema et al., 2000]

Parameter	Concentratie ruw water (n/l)	Concepteis drinkwater (n/l)	Vereiste verwijdering (log-eenheden)
Enterovirussen	0,11	$1,8 \times 10^{-7}$	5,8
Norwalk-like virussen	?	?	?
Cryptosporidium	0,12	$2,2 \times 10^{-5}$	3,7
Giardia	0,56	$5,5 \times 10^{-6}$	5,0
Campylobacter	?	$5,8 \times 10^{-6}$?

De concentraties van de pathogene micro-organismen zijn conservatief gekozen, zodat er een extra veiligheid is meegenomen:

- Voor de enterovirusconcentratie is het gemiddelde gehalte genomen dat is gemeten in het water na sedimentatie tijdens een innameproef met Amsterdam-Rijnkanaalwater (ARK-water). De concentraties virussen in ARK-water zijn hoog, terwijl er tot nu toe beperkt ARK-water wordt ingenomen. Bovendien is de zuiverende werking van opslag in de waterleidingplas en de verwijdering in de snelfilters niet meegenomen.
- Voor de protozoa is de hoogste (gemiddelde) waarde genomen die is gevonden in het water na de waterleidingplas in de winter '95 / '96 en zomer '96. De gemeten gehalten zijn gecorrigeerd voor het rendement van de meetmethode en er is aangenomen dat alle aangetroffen protozoa levensvatbaar en menspathogeen zijn, wat gezien de verontreinigingsbronnen (watervogels, landbouwhuisdieren) en de opslag in de waterleidingplas waarschijnlijk een overschatting zal zijn.

De resultaten van het onderzoek naar de verwijderingscapaciteit van de zuivering te Weesperkarspel zijn in tabel 2.5 weergegeven. Hierbij is gebruik gemaakt van indicator-organismen. In dit geval zijn COLI44 als surrogaat voor pathogene bacteriën en sporen van

sulfietreducerende clostridia (SSRC) als surrogaat voor protozoa gebruikt. [Medema et al., 2000]. Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat SSRC eigenlijk geen goede indicator is voor *Cryptosporidium*, omdat deze veel minder goed door ozon worden gedood dan SSRC.

Tabel 2.5: De verwijderingscapaciteit in log-eenheden van de totale zuivering op Weesperkarspel (1997). [Medema et al., 2000]

	Coli44	SSRC
Weesperkarspel:		
- Ozonisatie	0,7 - 1,2	-0,1 - 0,5
- Actief kool / ontharding	0,8 - 1,0	0,6 - 0,7
- Langzame zandfilter	>1,5 - >3,7	1,1 - 1,5
DEC: Weesperkarspel ^a	>3,5 - >5,2	1,7

a productielocatie zonder voorbehandeling

Als nu de resultaten uit tabel 2.4 en 2.5 worden samengevoegd volgt tabel 2.6:

Tabel 2.6: Benodigde versus aangetoonde verwijderingscapaciteit van Weesperkarspel. [Medema et al., 2000]

Parameter	Vereiste verwijdering (log-eenheden)	Aantoonbare verwijdering (log-eenheden)
Enterovirussen	5,8	1,7 ^a / 2,9 ^b
Norwalk-like virussen	?	1,7 ^a / 2,9 ^b
<i>Cryptosporidium</i>	3,7	1,7 ^a
<i>Giardia</i>	5,0	1,7 ^a
<i>Campylobacter</i>	7 ^c	>3,5 - >5,2 ^d

a Op basis SSRC verwijdering Weesperkarspel (bij gebrek aan gegevens over fagenverwijdering).

b Op basis SSRC verwijdering Weesperkarspel en Loenderveen (bij gebrek aan gegevens over fagenverwijdering).

c Als indicatie, op basis gemiddelde concentratie in afgeleverd water Biesbosch bekken in 1994 (bij gebrek aan gegevens).

d Op basis coli44 verwijdering Weesperkarspel.

Hieruit blijkt dat voor geen van de pathogenen met de beschikbare informatie kan worden aangetoond dat de zuivering veilig drinkwater levert. Dit betekent echter niet dat het water niet veilig is om te drinken [Medema et al., 2000].

2.5. Probleemstelling.

De indruk bestaat dat de ozonisatie te Weesperkarspel niet genoeg pathogene organismen elimineert. Er is echter nog onvoldoende informatie om dit te bewijzen. Verder is niet duidelijk hoe de eliminatiecapaciteit van de ozonisatie wel op een voldoende niveau gebracht kan worden.

2.6. Doelstellingen.

Het doel is net als de probleemstelling tweeledig:

Eenduidig vast stellen wat de eliminatie is die gehaald wordt bij de ozonisatiestap te Weesperkarspel en adviezen geven over hoe de eliminatie eventueel omhoog gebracht kan worden door:

- Het meten van indicatororganismen in het bedrijf om te proberen de behaalde eliminatie vast te stellen.
- Het meten van behaalde ozonconcentraties in het bedrijf om een ozonconcentratieprofiel van het bedrijf te kunnen maken.
- Het maken van een model wat ozonconcentratieprofielen kan voorspellen voor verschillende situaties. Dit model kan gebruikt worden voor het aantonen van de behaalde eliminatie en voor het doorrekenen van alternatieve situaties, zodat advies gegeven kan worden over mogelijke verbeteringen.

2.7. Werkwijze.

- Om de behaalde eliminatie vast te stellen is het voldoende om de maatgevende pathogenen bij de maatgevende temperatuur te onderzoeken. Deze maatgevende pathogenen zijn Giardia en Campylobacter. De maatgevende temperatuur is ca. 20 °C, omdat bij hoge temperatuur de eliminatie het slechtste is. De indicatoren die gebruikt gaan worden voor Giardia en Campylobacter zijn respectievelijk SSRC en E.Coli. Dit soort metingen zijn al vaker gedaan, het is dus zaak de “oude data” op te zoeken voor een zo volledig mogelijk beeld. Vooral door het aanbrengen van nieuwe monsterpunten in de ozonkelder zal er waarschijnlijk een beter inzicht in de behaalde eliminatiecapaciteit zijn. Deze nieuwe monsterpunten zijn ook van grote waarde bij het bepalen van het ozonconcentratieprofiel in het bedrijf.
- Voor het maken van een model is het nodig verschillende soorten metingen te doen in de proefinstallatie:
 - Het bepalen van voor het model van belang zijnde parameters zoals: de stofoverdrachtcoëfficiënt, de ozonafbraakcoëfficiënt en de mate van verblijftijdspreiding.
 - Om het model te kalibreren en valideren is het nodig gedetailleerde ozonconcentratieprofielen over de hoogte van de doseerkolom voor tegen- en meestroom te bepalen.
 - Voor de validatie van het model moeten ook ozonconcentraties gemeten worden bij een 2-voudige dosering.
 - Om de verschillen tussen meestroom en tegenstroom en de invloed van verschillende ozondoseringen op de eliminatie te bepalen, wordt tegelijkertijd met de proeven t.b.v. de calibratie en validatie van het model, het gehalte aan Coli44 en SSRC gemeten in de proefinstallatie.

- Om mogelijkheden tot verbetering te vinden moet eerst duidelijk zijn hoe de ozoninstallatie tegenwoordig bedreven wordt en waarom dat zo is. Daarom is het nodig literatuuronderzoek naar de historie en procesvoering van de ozoninstallatie te Weesperkarspel te doen.

3. Theorie van ozonisatie

3.1. Inleiding

Onder standaardomstandigheden (0 °C, 1013 mbar) is ozon een erg toxisch en (in hoge concentraties) explosief gas, het is ook een van de sterkste oxidatoren op aarde. [van Stuivenberg, 1999]. Ozon kan ook vloeibaar of vast zijn, deze toestanden zijn echter niet van belang bij de zuivering van water. In welke toestand ozon ook verkeerd het is altijd erg instabiel, dit uit zich onder andere in het feit dat ozon snel uiteenvalt in zuurstof. Het moet daarom ter plekke worden geproduceerd uit lucht of uit pure zuurstof, in Weesperkarspel wordt de ozon uit lucht gemaakt. Ozon wordt ook gekenmerkt door z'n specifieke geur, deze is zo sterk dat een mens het al kan ruiken bij 0,02 ppm. Oogirritaties kunnen optreden boven concentraties van 0,1 ppm en er is onmiddellijk levensgevaar bij concentraties vanaf 5 ppm. [Gottschalk et al., 2000].

De mogelijkheid om water te desinfecteren met ozon is ontdekt in 1886. In Oudshoorn werd ozon in 1893 voor het eerst ook daadwerkelijk gebruikt om water te desinfecteren, in 1906 werd het voor het eerst als zuiveringsstap gebruikt in de drinkwaterzuivering van Nice. Na WO I is onder invloed van de toen ontwikkelde gifgassen zoals chloorgas het gebruik van ozon minder geworden. [Langlais et al., 1991]. Pas na WO II werd het weer vaker gebruikt en tegenwoordig gebruiken meer dan 2000 drinkwater- en afvalwaterbedrijven over de gehele wereld ozonisatie als zuiveringsstap. De meeste van deze bedrijven bevinden zich in Europa, waarvan het grootste deel (± 1000) in Frankrijk. [van Stuivenberg, 1999]. Deze opleving sinds de Tweede Wereldoorlog is ontstaan uit bezorgdheid over de vorming van bijproducten bij het gebruik van chloor. Bij het gebruik van chloor kunnen namelijk reacties optreden waarbij (kankerverwekkende) gehalogeneerde koolwaterstoffen gevormd worden.

3.2. Toepassingen van ozon

Ozonisatie van water is een zuiveringsstap die veel verschillende doelen kan hebben, zo wordt ozon gebruikt voor: [Langlais et al., 1991]

- 1) Desinfectie en beheersing van algengroei.
- 2) Oxidatie van anorganische verontreinigingen.
 - (a) IJzer en mangaan.
- 3) Oxidatie van organische microverontreinigingen.
 - (a) Smaak- en geurcomponenten.

- (b) Fenolverontreinigingen.
 - (c) Pesticiden.
- 4) Oxidatie van organische macroverontreinigingen.
- (a) Bleken van kleur.
 - (b) Verhogen van de biologische afbreekbaarheid van organische stoffen.
 - (c) Vernietiging van het vermogen om trihalomethanen (THM) en organische halideverbindingen (TOX) te vormen en vermindering van de noodzaak om chloor te gebruiken.
- 5) Verbetering van de coagulatie.

Al deze verschillende toepassingen kunnen in drie categorieën opgedeeld worden:

- i. Afdoden van organismen (toepassing 1).
- ii. Klassieke oxidatie (toepassing 2, 3 en 4a).
- iii. Voorbehandeling om daaropvolgende processen beter te laten functioneren (toepassing 4b, 4c, 5).

De ozonisatie in Weesperkarspel dient voor alle drie de categorieën. De hoofdfuncties zijn echter de desinfectie en de verhoging van de biologische afbreekbaarheid van organische verbindingen in het water. Deze laatste bevordert het functioneren van de biologisch actieve koolfilters. Door ozonisatie wordt namelijk het biologisch moeilijk afbreekbare Dissolved Organic Carbon (DOC) gedeeltelijk afgebroken tot het biologisch makkelijk afbreekbare Assimilable Organic Carbon (AOC). Dit is voedsel voor de bacteriën die op de kool leven waardoor de bacteriegroei op de actieve kool toeneemt. Door de vergrote bacteriegroei wordt er meer organisch materiaal afgebroken en hoeft er dus minder geadsorbeerd te worden door de actieve kool, hierdoor wordt de looptijd van de actieve koolfilters aanzienlijk verlengd. [van Stuivenberg, 1999]

3.3. Ozon mechanisme

Ozon kan op twee manieren reageren met de stoffen in het water, direct en indirect. Deze twee verschillende reacties leiden tot verschillende oxidatieproducten en worden ook bepaald door een verschillende kinetiek.

3.3.1. De directe ozonreactie

De directe ozonreactie is een selectieve en langzame reactie en heeft voor de meeste stoffen een reactieconstante k_D in de orde grootte van $1,0 - 10^3 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ [Gottschalk et al., 2000]. De reactiesnelheid wordt hierbij beïnvloed door de aanwezigheid van hydroxyl- en alkylgroepen en verbindingen met dubbel gebonden koolstofatomen die de reactie versnellen en door nitro-

en chloorsubstituenten die de reactie vertragen. Het precieze reactiemechanisme van de directe ozon oxidatie is nog niet volledig duidelijk. Wel is duidelijk dat de reactie waarschijnlijk verloopt via een ozonide structuur waarbij ook een zwitterion ontstaat. Dit zwitterion, dat zeer reactief is, kan vervolgens weer diverse reacties ondergaan met allerlei verontreinigingen in het water [Bijsterbosch, 1994].

3.3.2. De indirecte ozonreactie [Bijsterbosch, 1994; Gottschalk et al., 2000]

De indirecte ozonreactie verloopt via radicalen. De eerste stap is de ontleding van ozon, versneld door initiators zoals OH^- -ionen. Zo worden secundaire oxidanten zoals hydroxyl radicalen (OH°) gevormd. Deze zijn zeer reactief en reageren onmiddellijk, de hoge reactiviteit van de radicalen blijkt uit de zeer hoge oxidatiepotentiaal (voor hydroxylradicalen is deze 2,8 V). Omdat radicalen een groter oxiderend vermogen hebben dan ozon, worden tijdens de indirecte oxidatie niet alleen een grotere verscheidenheid aan organische verontreinigingen geoxideerd, maar de indirecte oxidatie breekt de verontreinigingen ook verder af dan de directe oxidatie. Verder is de indirecte oxidatie ook minder selectief, dit wil zeggen dat vrijwel elke verontreiniging door de radicalen in meer of mindere mate kan worden afgebroken, afhankelijk van hun eigenschappen. De reactieconstante k ligt hierbij voor de meeste stoffen in de orde grootte van $10^7 - 10^{10} \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$.

Het totale mechanisme van de indirecte oxidatie kan opgedeeld worden in drie verschillende delen:

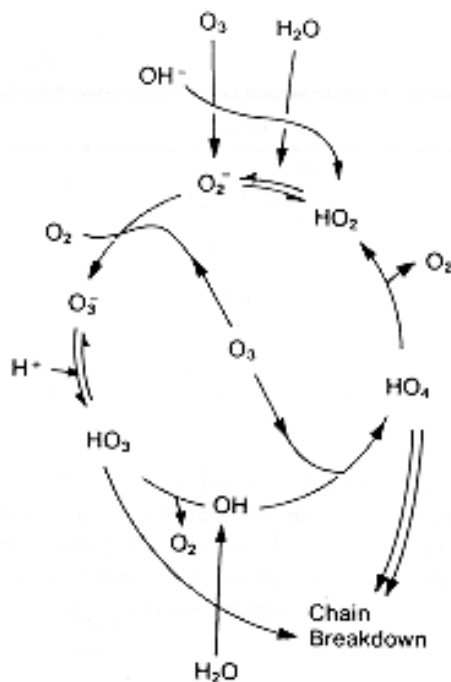
De initiatiestap

De reactie tussen de OH^- -ionen en ozon leidt tot de vorming van een superoxide anion radicaal $\text{O}_2^{\circ-}$ en een hydroperoxyl radicaal HO_2° .



Het hydroperoxyl radicaal is in een zuur-base evenwicht.





Figuur 3.1: Reactiediagram van de afbraak van ozon via de indirecte reactie.

De radicalenketting

Het ozonradicaal (O_3^{\bullet}) dat gevormd wordt bij de reactie tussen ozon en het superoxide anion radicaal $O_2^{\bullet-}$ vervalt meteen weer in een hydroxylradicaal (OH^{\bullet}).



Deze OH^{\bullet} kan op de volgende manier met ozon reageren:



Met het verval van HO_4^{\bullet} in zuurstof en een hydroperoxide radicaal kan de kettingreactie weer opnieuw beginnen (zie vergelijking 3.1). Stoffen die HO^{\bullet} omzetten in superoxide radicalen $O_2^{\bullet-} / HO_2^{\bullet}$ bevorderen de kettingreactie, zij worden promotors genoemd.

De terminatiestap

Sommige organische en anorganische stoffen reageren met OH° en vormen secundaire radicalen die geen $\text{O}_2^{\circ-}$ / HO_2° produceren. Deze radicaalvangers beëindigen in het algemeen de kettingreactie en remmen dus de ontleding van ozon in water. Voorbeelden hiervan zijn carbonaat en waterstofcarbonaat:



Een andere mogelijkheid om de kettingreactie te beëindigen is de reactie tussen twee radicalen:



Er bestaan vele stoffen die de kettingreactie initiëren, promoten of beëindigen, in tabel 3.1 staan enkele voorbeelden.

Tabel 3.1: Typische initiators, promotors en radicalenvangers bij de ontleding van ozon in water [Gottschalk et al., 2000]

Initiator	Promotor	Radicaalvanger
OH°	humuszuur	$\text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$
$\text{H}_2\text{O}_2 / \text{HO}_2^\circ$	aryl-R	PO_3^{4-}
Fe^{2+}	primaire en secundaire alcoholen	Humuszuur alkyl-R tert-butyl alcohol (TBA)

Opvallend is dat humuszuur bij de promotors en de radicaalvangers staat.

3.4. Ozon kinetiek [Gottschalk et al., 2000; Langlais et al., 1991; Park et al., 2001]

De reactie-kinetiek beschrijft hoe snel de reactie plaatsvindt en hoe de reactiesnelheid afhangt van verschillende concentraties. Bij ozonisatie t.b.v. de drinkwaterproductie wordt de kinetiek bepaald door:

- De directe reactie van ozon met de in het water aanwezige organische en anorganische stoffen I :

$$-\left(\frac{d[I]}{dt}\right) = k_{I,O_3} [O_3][I] \quad (3.11)$$

- De indirecte reactie van de gevormde OH-radicalen met de in het water aanwezige stoffen:

$$-\left(\frac{d[I]}{dt}\right) = k_{I,OH^\circ}[OH^\circ][I] \quad (3.12)$$

Kennis van kinetische parameters zoals de reactiesnelheidsconstanten k , geven een beter inzicht in hoe de reactie kan worden beïnvloed, zodat het proces verbeterd kan worden, ook zijn ze nodig voor het maken van een model. De afname van de ozonconcentratie kan opgesplitst worden in 2 stappen:

1. De snelle ozonconsumptiestap, uitgedrukt in de ID (Instantaneous ozone Demand).
2. De relatief langzamere ozonvervalstap, uitgedrukt in de ozonafbraakcoëfficiënt k_{afb} .

De instantane ozonvraag ID kan voorgesteld worden als een bepaald percentage van de totale hoeveelheid overgedragen ozon, die in enkele seconden geconsumeerd wordt. De resterende ozonconcentratie wordt onder invloed van de ozonafbraakconstante afgebroken. De grootte van de ID is o.a. afhankelijk van de gedoseerde hoeveelheid ozon en van de hoeveelheid en samenstelling van het NOM (Natural Organic Material) in het water. Hoe hoger de dosering en hoe hoger het gehalte NOM, hoe groter de ID is. Ook is de grootte afhankelijk van de troebelheid van het water, hoe hoger de troebelheid, dus hoe meer deeltjes in het water, hoe hoger de ID is. Naarmate de hoeveelheid snel reagerende stoffen in het water afneemt, neemt de grootte van de ID ook af. In paragraaf 4.2.2. wordt nog uitgebreid ingegaan op de afbraak van ozon.

De langzamere ozonvervalstap wordt meestal beschreven met:

$$-\left(\frac{d[O_3]}{dt}\right) = k_{afb}[O_3] \quad (3.13)$$

De reactiesnelheidsconstante k_{afb} is net zoals alle chemische reacties afhankelijk van de temperatuur. Ruwweg is het zo, dat bij een verhoging van de temperatuur met 10 °C, de reactiesnelheid verdubbelt. Dit is de zogenaamde “van ’t Hoff regel”.

Een andere factor die van grote invloed is op de k_i is de pH:

- Hoe hoger de pH, hoe meer OH⁻-ionen er in het water zitten. De omzetting van ozon in OH-radicalen wordt gekatalyseerd door OH⁻-ionen volgens reactie 3.1. Hydroxide-ionen zijn belangrijke initiators van de indirecte reactie. Door pH-verhoging met 1 pH-eenheid neemt de snelheid van de radicaalvorming een factor 10 toe.
- Waterstofcarbonaat (HCO₃⁻) en carbonaat (CO₃²⁻) zijn radicaalvangers (vergelijking 3.8 en 3.9) en hebben een remmende werking op de afbraak van ozon (door OH-radicalen). De pH heeft invloed op het kalkkoolzuur-evenwicht: bij een hogere pH wordt er meer

carbonaat gevormd. Dit carbonaat is een veel sterkere radicaalvanger dan waterstofcarbonaat, dus bij hogere pH worden er meer radicalen afgevangen en wordt de cyclus uit figuur 3.1 doorbroken.

3.5 Desinfectie door ozon

3.5.1. Het Ct-principe [Faust et al., 1998; Langlais et al., 1991]

De desinfectie van water door ozon kan worden beschreven met de wet van Chick:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-kt} \quad (3.14)$$

waarbij:

N_t = Aantal overlevende micro-organismen na tijd t .

N_0 = Aantal micro-organismen op tijdstip $t = 0$.

k = Snelheidsconstante die afhangt van het soort micro-organisme en de desinfectant (in dit geval ozon).

t = De tijd dat het water in contact is met ozon.

Later is deze vergelijking door Watson aangepast, zodat de snelheidsconstante k ook afhangt van de concentratie C van ozon in het water:

$$k = k' C^n \quad (3.15)$$

waarbij:

k' = Een coëfficiënt van specifieke letaliteit.

n = Een verdunningscoëfficiënt.

De coëfficiënt van specifieke letaliteit verschilt per micro-organisme, hoe hoger de coëfficiënt hoe gevoeliger het micro-organisme is voor de ozon. De coëfficiënten voor verschillende micro-organismen bij ozon staan in tabel 3.2.

Tabel 3.2. Waarden van de coëfficiënten van specifieke letaliteit k' . [Langlais et al., 1991]

Enterobacteriën	Virussen	Bacteriesporen	Cysten
500	5	2	0.5

Als de vergelijkingen 3.14 en 3.15 gecombineerd worden volgt de vergelijking van Chick-Watson:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-k \cdot C^n \cdot t} \quad (3.16)$$

Dit kan ook geschreven worden als:

$$\ln \frac{N_t}{N_0} = -k' \cdot C^n \cdot t \quad (3.17)$$

Als $n > 1$ dan heeft een toename van de concentratie van ozon een groter effect op de desinfectie dan een zelfde toename van de tijd. Andersom, als de $n < 1$ dan heeft de tijd een grotere invloed op de desinfectie dan de concentratie. In de meeste gevallen ligt de waarde van n bij ozon in de buurt van de 1 en dus ligt de verhouding tussen de concentratie C en de tijd t redelijk vast.

Hieruit blijkt dat het product $C \cdot t$, kortweg de Ct -waarde, de bepalende factor voor de desinfectie is. Voor desinfectie is het belangrijk dat de ozonconcentratie C in het water (in mg/l) gedurende een bepaalde contacttijd t (in min) voldoende hoog is. Bij het ontwerp van ozoninstallaties wordt meestal de Ct als desinfectiecriterium gebruikt.

3.5.2. Ct -bepaling [Faust et al., 1998; Langlais et al., 1991; Rakness et al., 2001]

In Frankrijk werd al in de jaren 60 vastgesteld dat virussen in drinkwater voldoende werden afgedood door een ozonconcentratie van 0.4 mg/l gedurende 4 min, dus bij $Ct = 4 \cdot 0.4 = 1.6$ mg/l.min.. $Ct = 1.6$ kan bijvoorbeeld ook worden gehaald door 0.8 mg/l ozon gedurende 2 min. Er moet hierbij wel bedacht worden, dat om een bepaalde concentratie ozon in het water te krijgen, er veel meer ozon moet worden gedoseerd. Dit komt doordat ozon erg snel reageert met o.a. DOC in het water en vervolgens dus niet meer beschikbaar is voor de desinfectie. Ook na deze snelle reacties blijft ozon reageren en dus is de ozonconcentratie niet constant. Om nu toch op een goede manier de Ct te bepalen, zijn er verschillende rekenmethoden beschikbaar die verderop in deze paragraaf besproken worden.

De verschillende organismen hebben een verschillende gevoeligheid voor ozon. *Cryptosporidium*-oöcysten zijn bijvoorbeeld zéér goed bestand tegen ozon. Voor de zekerheid wordt er in Weesperkarspel vanuit gegaan dat *Cryptosporidium* niet door ozon wordt afgedood. Voor Weesperkarspel zullen de procescondities zo worden afgestemd dat 99,9 % van de *Giardia*-cysten worden afgedood: bij 20 °C is hiervoor een $C \cdot t_{10} = 0,72$ nodig en beneden 1 °C $C \cdot t_{10} = 2.9$ (tabel 3.3). Bij deze Ct -waarden worden ook virussen (tabel 3.4) en bacteriën voldoende afgedood.

Tabel 3.3: Ct-waarden voor inactivatie van *Giardia* cysten door ozonisatie, bij een pH van 6 tot 9. [Faust et al., 1998]

Inactivatie	Temperatuur (°C)					
	≤1	5	10	15	20	25
0.5-log	0.48	0.32	0.23	0.16	0.12	0.08
1.0-log	0.97	0.63	0.48	0.32	0.24	0.16
1.5-log	1.5	0.95	0.72	0.48	0.36	0.24
2.0-log	1.9	1.3	0.95	0.63	0.48	0.32
2.5-log	2.4	1.6	1.2	0.79	0.60	0.40
3.0-log	2.9	1.9	1.43	0.95	0.72	0.48

Tabel 3.4: Ct-waarden voor inactivatie van virussen door ozonisatie. [Faust et al., 1998]

Inactivatie	Temperatuur (°C)					
	≤1	5	10	15	20	25
2.0-log	0.9	0.6	0.5	0.3	0.25	0.15
3.0-log	1.4	0.9	0.8	0.5	0.4	0.25
4.0-log	1.8	1.2	1.0	0.6	0.5	0.3

Hierbij is het niet zo dat de ozon in elke willekeurige concentratie in het water kan worden gebracht om de benodigde Ct-waarde te krijgen. Aan deze concentratie zit een ondergrens. Als de concentratie ozon te laag is, dan worden niet alle organismen meer voldoende afgedood, ook al is mogelijk de Ct-waarde wel hoog genoeg.

Over Ct-waarden bestaat veel verwarring omdat de Ct-waarde wereldwijd op uiteenlopende manieren wordt berekend. Het gevaar van een te optimistische Ct-berekening is onvoldoende desinfectie. Een nadeel van een te behoudende Ct-berekening is onnodig veel vorming van bijproducten zoals AOC en bromaat.

De totale Ct-waarde wordt berekend zonder de eerste ozondoseersectie mee te nemen, zoals aanbevolen wordt door de SWTR (Surface Water Treatment Rule). Vervolgens zijn er drie verschillende methoden om de Ct-waarde te bepalen:

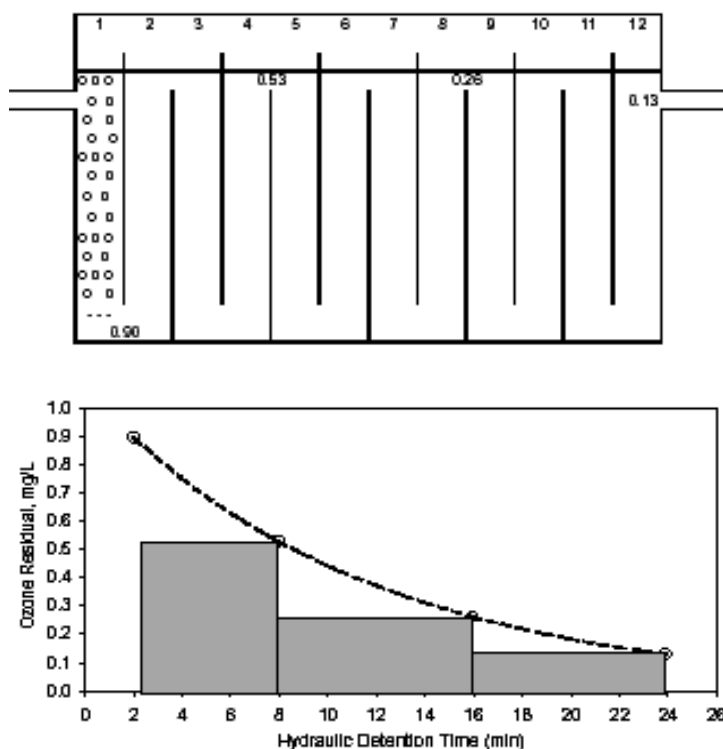
- De “effluent”-methode.
- De “log-integratie”-methode.
- De “Integrated Disinfection Design Framework (IDDF)”-methode.

De effluent-methode

De effluent-methode gebruikt de gemeten ozonconcentraties in het effluent van de compartimenten waar monsters genomen kunnen worden. Aangenomen wordt dat dit telkens de ozonconcentraties zijn tussen het betreffende meetpunt en het vorige meetpunt (verder stroomopwaarts). In feite gaat de effluent-methode dus uit van volledige menging tussen twee monsterpunten. Dit is een erg conservatieve manier om de Ct-waarde te bepalen, omdat de

ozonconcentratie stroomopwaarts van het betreffende meetpunt natuurlijk hoger is i.v.m. de eerste orde afbraak van ozon. Figuur 3.2 laat dit zien.

Bij de effluent-methode wordt rekening gehouden met kortsluitstromingen door te rekenen met de tijd t_{10} , waarin 10% van het ingebrachte water de contactruimte weer verlaat. In de praktijk bedraagt de t_{10} in een contactruimte van bijvoorbeeld 10 minuten meestal 6 à 7 min. $t_{10} > 8$ min is voor een contactruimte op bedrijfsschaal moeilijk haalbaar. In paragraaf 3.5.3 wordt hier verder op ingegaan.



Figuur 3.2: Voorbeeld van de effluent-methode gebaseerd op enkele monsterpunten met daartussen een constante (lage) ozonconcentratie.

Tot op heden is de effluent-methode de manier waarop in Weesperkarspel de Ct-waarde berekend werd. Om de nauwkeurigheid van de berekening te vergroten is er nu na elk compartiment een monsterpunt.

De log-integratie-methode

Met de log-integratie-methode is de Ct-waarde nauwkeuriger te bepalen dan met de effluent-methode. De ozonconcentratiewaarden worden namelijk geïntegreerd tussen de restozonconcentratie na de eerste doseersectie en de restozonconcentratie in het effluent, waarbij uitgegaan wordt van een exponentiële afname. Hier wordt dus de aanname gedaan dat in de reactor een propstrooming geldt. Dit in tegenstelling tot de effluent-methode. De log-integratie-methode gebruikt ook de t_{10} om rekening te houden met de verblijftijdspreiding. De Ct-waarde wordt nu berekend met:

$$Ct = \left(\frac{t_{10}}{t_H} \right) \cdot \left(\frac{C_1}{k} \right) \cdot (e^{k \cdot t_H} - 1) \quad (3.18)$$

waarin:

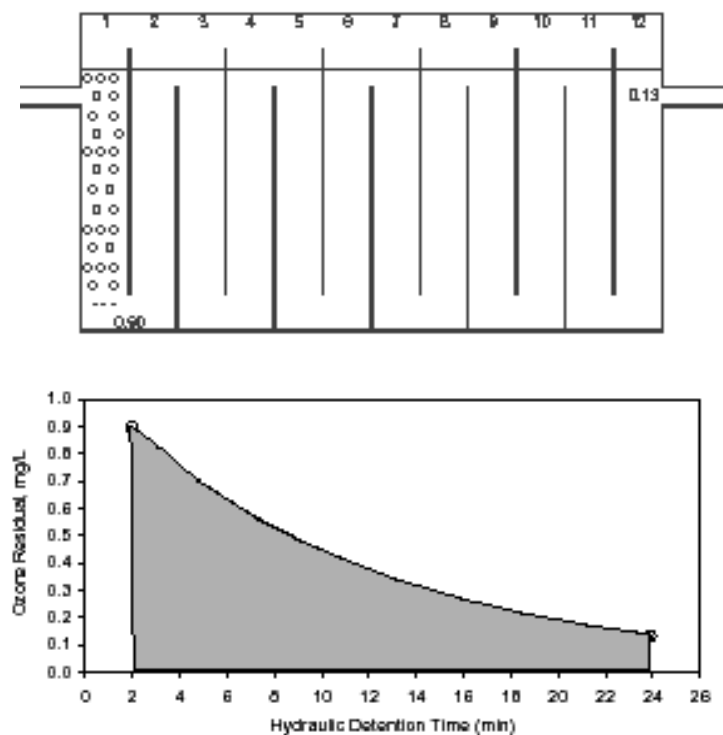
Ct = Ct-waarde [mg.min/l].

t_{10}/t_H = Factor voor de verblijftijdspreiding, ligt in normaal tussen de 0,6 en 0,7 [-].

C_1 = Restozonconcentratie in het effluent van het eerste doseercompartment [mg/l].

k = Ozonafbraakconstante [min^{-1}].

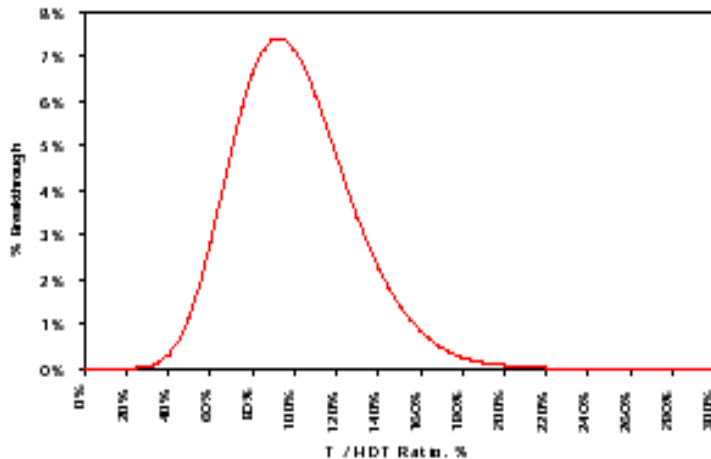
t_H = Hydraulische verblijftijd tussen eerste doseersectie en uitlaat van de totale reactor [min].



Figuur 3.3: Voorbeeld van de log-integratie-methode.

De IDDF-methode

Het meest nauwkeurige resultaat kan behaald worden met de IDDF-methode. Bij de IDDF-methode worden namelijk zowel de ozonconcentratiecurve als de verblijftijdcurve geïntegreerd. Deze verblijftijdcurve, afgebeeld in figuur 3.4, is de zogenaamde E-curve en zal in paragraaf 3.5.3 nog uitgebreid aan bod komen.



Figuur 3.4: Voorbeeld van een E-curve

De rekenmethode zal nu stapsgewijs besproken worden:

1. Eerst wordt van de E-curve steeds een stukje van 5 % van de hydraulische verblijftijd (in de figuur "HDT" genoemd) bekeken, tot aan een maximum van 300 % van de gemiddelde hydraulische verblijftijd.
2. Van dit tijdsinterval kan er vervolgens berekend worden hoe groot de doorbraak is (bijvoorbeeld van een bepaald micro-organisme zoals Giardia). Om de doorbraak uit te drukken in een percentage micro-organismen, moet natuurlijk wel bekend zijn hoeveel van die micro-organismen er totaal in die hoeveelheid water zaten.
3. Ook wordt voor het tijdsinterval met behulp van de begin- en eindozonconcentratie de gemiddelde ozonconcentratie bepaald, de begin- en eindozonconcentraties worden bepaald door vergelijking (3.18) door de betreffende tijd te delen.
4. Met deze ozonconcentratie en de doorbraak kan met behulp van vergelijking (3.17) de behaalde eliminatie berekend worden.
5. Uiteindelijk kan de log-verwijdering bepaald worden door log te nemen van de fractie overlevende micro-organismen. Deze fractie wordt bepaald door het aantal overlevende micro-organismen te delen door de doorbraak die berekend is bij punt 2.

De IDDF-methode bepaalt dus ook precies wat de behaalde log-verwijdering is. De tabellen 3.3 en 3.4 zijn hierbij dus niet eens meer nodig.

De manier waarop bij deze methode de ozonconcentratie berekend wordt is goed toepasbaar in samenwerking met een model. De manier waarop de doorbraak van micro-organismen berekend wordt is *schijnbaar* erg precies, maar in werkelijkheid valt dat tegen. De gegevens die benodigd zijn voor alle berekeningen, zoals het totaal aantal micro-organismen en doorbraakpercentages kunnen of zijn in praktijksituaties vaak niet zo nauwkeurig bepaald.

3.5.3. Verbliftijdspreiding [Dijkstra,1999; van der Helm, 1998; van der Vossen, 1998]

De waarde van t_{10} is zoals al eerder gezegd, een maat voor de aanwezigheid van kortsluitstromingen. Deze kortsluitstromingen veroorzaken een verbliftijdspreiding, wat weer een spreiding in de contacttijd betekent.

Het CSTR- en PFR-model

Om de stroming van een vloeistof door een reactor te beschrijven zijn er verschillende theoretische modellen die gebruikt kunnen worden. De bekendste zijn de "Continuously Stirred Tank Reactor" oftewel "CSTR" en de "Plug Flow Reactor" oftewel "PFR". Het CSTR-model neemt aan dat het water in de reactor volledig gemengd is en dat dus ook de samenstelling overal in de reactor hetzelfde is. De concentratie van een stof in het effluent is in dit geval gelijk aan de concentratie van de stof in de reactor. Bij het PFR-model wordt het water verondersteld als een "prop" door de reactor te stromen zodat alles een even lange verbliftijd in de reactor heeft. Het stroomgedrag van een echte reactor ligt tussen deze twee uitersten in. Door "virtueel" meerdere CSTR's achter elkaar te plaatsen kan dit gemodelleerd worden. De reactor is dan geen CSTR meer en afhankelijk van het aantal achter elkaar geplaatste CSTR's is de reactor meer PFR.

Om te bepalen in hoeverre de in de praktijk gebruikte reactor een CSTR is en in hoeverre een PFR, wordt een tracer toegevoegd. Een tracer is een stof die niet reageert met stoffen in het systeem, niet adsorbeert aan de wanden, goed met de stroom wordt meegevoerd en goed te detecteren is.

De E- en F-functie

Voor het toevoegen van de tracer wordt er meestal gebruikt gemaakt van de pulsmethode of de stapmethode. Bij de pulsmethode wordt een hoeveelheid tracer ineens toegevoegd. Vervolgens wordt gemeten totdat de laatste hoeveelheid tracer de reactor heeft verlaten. De concentratie van de tracer in het effluent zal dus eerst toenemen en vervolgens weer af nemen. De E-functie kan nu gevonden worden door de uitgaande concentratie c_i op een bepaald tijdstip te delen door de som van alle voorgaande effluentconcentraties vermenigvuldigd met de tijd:

$$E_i = \frac{c_i}{\sum c_i \cdot \Delta t_i} \quad (3.19)$$

Bij de stapmethode wordt de tracer gedurende een bepaalde tijd gedoseerd. Hiermee wordt gestopt zodra de effluentconcentratie gelijk is aan de influentconcentratie. Bij de stapmethode wordt de F-functie gevonden door de gemeten effluentconcentraties te delen door de beginconcentratie, de waarden van F liggen altijd tussen 0 en 1:

$$F_i = \frac{c_i}{c_0} \quad (3.20)$$

De E- en F-functies zijn als volgt gerelateerd:

$$E = \frac{dF}{dt} \quad \text{ofwel} \quad F = \int_0^t E dt \quad (3.21)$$

Hieruit volgt dat de helling in elk punt op de F-functie een punt is van de E-functie en dat het gebied onder de E-functie op elk tijdstip een punt van de F-functie is.

Bepaling van het aantal CSTR's

Aan de hand van deze grafieken is het mogelijk het theoretisch aantal CSTR's in serie af te lezen in de figuren 3.5 en 3.6. Vaak wordt de E- of F-functie uitgezet tegen de genormaliseerde tijd θ . Hierbij wordt de tijd t gedeeld door de gemiddelde verblijftijd T . Deze gemiddelde verblijftijd wordt bepaald door het watervolume in de reactor te delen door het waterdebiet. De verschillende metingen kunnen op deze manier onderling vergeleken worden. Het is echter nauwkeuriger om het theoretisch aantal CSTR's te berekenen volgens:

$$N = \frac{t_m}{\sigma_t^2} \quad (3.22)$$

waarbij:

N = Aantal CSTR's in serie.

t_m = Gemiddelde verblijftijd [min].

σ_t^2 = Variantie.

De gemiddelde verblijftijd t_m wordt berekend volgens:

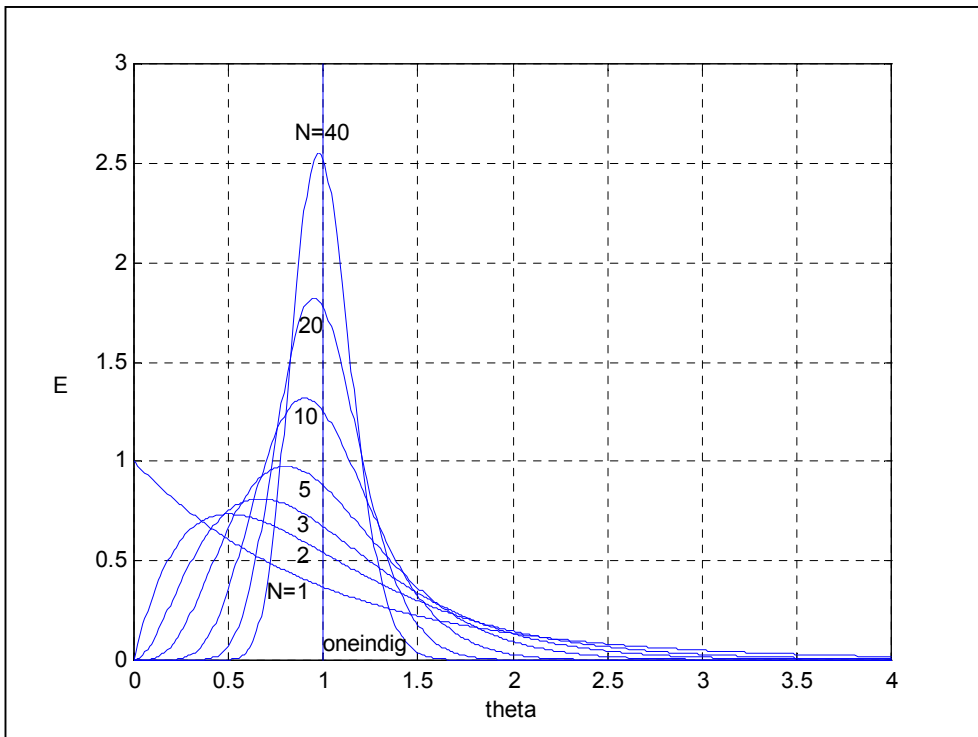
$$t_m = \sum t_i \cdot E_i \cdot \Delta t \quad (3.23)$$

en de variantie σ_t^2 door:

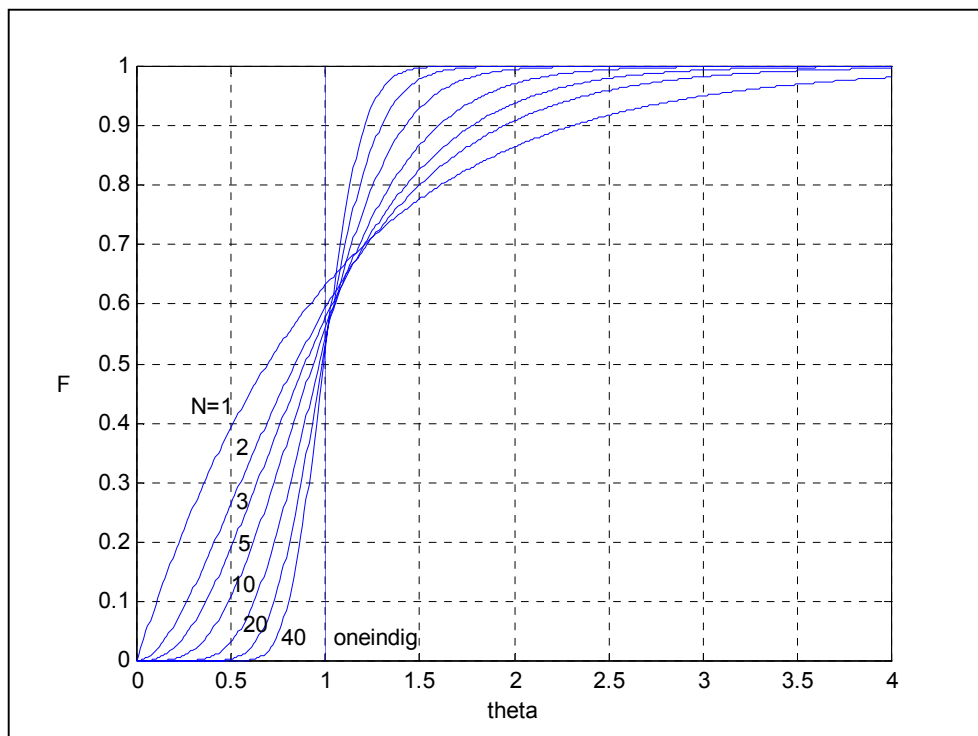
$$\sigma_t^2 = \sum t_i^2 \cdot E_i \cdot \Delta t - t_m^2 \quad (3.24)$$

Voor bovenstaande berekeningen is alleen de E-functie nodig. De F-functie wordt gebruikt om de voor de Ct_{10} -berekening benodigde t_{10} te bepalen. De t_{10} ligt namelijk op $F=0,1$. Overeenkomstig kan ook direct de gemiddelde verblijftijd t_{50} worden afgelezen bij $F=0,5$. De verhouding t_{10}/t_{50} geeft informatie over de verblijftijdspreiding van de reactor. In geval van

een CSTR is $t_{10} = 0,1 * t_{50}$. In het geval van een PFR is $t_{10} = t_{50}$. In praktijkinstallaties (zoals bijvoorbeeld in Weesperkarspel) ligt de t_{10} meestal tussen de $0,6$ tot $0,7 * t_{50}$.



Figuur 3.5: E -functies voor CSTR's in serie bij een gelijk blijvend volume.



Figuur 3.6: F -functies voor CSTR's in serie bij een gelijk blijvend volume.

3.6. Ozonoverdracht

3.6.1. Inleiding

Voordat de ozon überhaupt pathogenen in het water kan doden, moet het natuurlijk eerst in het water gebracht worden. Dit gebeurt in Weesperkarspel m.b.v. poreuze buizen. Hiermee wordt ozonhoudende lucht in het water gebracht met bellenkolommen. Hoe ozon vervolgens in het water komt wordt in de rest van deze paragraaf beschreven.

3.6.2. Oplosbaarheid van ozon in water [van der Helm, 1998; Pöpel et al., 1998]

Als water aan een gas wordt blootgesteld zal er een continue uitwisseling van gasmoleculen plaatsvinden van het water naar het gas(mengsel) en andersom. Zodra de verzadigingsconcentratie in het water bereikt is, is de uitwisseling naar beide fasen gelijk zodat er geen verandering in de concentraties in de beide fasen meer optreedt. Er is dan sprake van een dynamisch evenwicht. De oplosbaarheid van een gas in water is afhankelijk van:

- Het soort gas, in dit geval ozon. Dit wordt uitgedrukt door een specifieke gascoëfficiënt, de distributiecoëfficiënt k_D .
- De concentratie van ozon in het gasmengsel in g/m^3 , deze is gerelateerd aan de partiële druk p van ozon in het gasmengsel.
- De temperatuur van het water T_w .
- Onzuiverheden in het water.

Hoe hoger de ozonconcentratie in de gasfase, hoe groter de verzadigingsconcentratie van ozon in het water is. De relatie tussen de verzadigingsconcentratie en de ozonconcentratie in de gasfase is als volgt:

$$c_s = k_D \cdot c_g \quad (3.25)$$

met:

c_s = Ozonverzadigingsconcentratie in de waterfase [g/m^3]

k_D = Distributiecoëfficiënt [-]

c_g = Concentratie ozon in het gasmengsel (lucht met ozon) [g/m^3]

De distributiecoëfficiënt is afhankelijk van de temperatuur van het water. Waarden voor de k_D van ozon bij verschillende temperaturen staan in tabel 3.5:

Tabel 3.5: Waarden voor distributiecoëfficiënt k_D van ozon bij verschillende watertemperaturen.

Temperatuur [°C]	0	10	20	30
k_D [-]	0,641	0,539	0,395	0,259

De k_D -waarden voor de tussenliggende temperaturen kunnen worden bepaald met lineaire interpolatie. De c_g kan worden bepaald met behulp van de universele gaswet en de relatieve molecuulmassa van ozon:

$$c_g = \frac{P}{R \cdot T} \cdot M_r \quad (3.26)$$

Waarin:

p = Partiële druk van ozon in het luchtmengsel [Pa].

R = Universele gasconstante = 8,3142 [J/(K.mol)].

T = Absolute temperatuur van het luchtmengsel [K].

M_r = Molecuulmassa van ozon = 48 [g/mol].

Vergelijking (3.25) kan nu ook geschreven worden als:

$$c_s = k_D \cdot \left(\frac{M_r}{R \cdot T} \right) \cdot p = k_H \cdot p \quad (3.27)$$

met:

k_H = de constante van Henry [g/J].

Deze vergelijking staat bekend als de wet van Henry. Hieruit volgt dat voordat de verzadigingsconcentratie c_s kan worden berekend, eerst de partiële druk van ozon in het luchtmengsel bepaald moet worden. Dit kan met behulp van de wet van de partiële drukken van Dalton. Deze wet houdt in dat de partiële druk van een gas in een gasmengsel gelijk is aan het product van de totale druk van de gasfase en de volumefractie van het gas in de gasfase:

$$volumefractie = \frac{p}{P_o} \times 100\% \quad (3.28)$$

met:

P_o = Standaarddruk = 101325 [Pa].

Dit is echter de volumefractie voor droge lucht. De reden hiervoor is dat de volumefractie water die in lucht voor kan komen in de vorm van waterdamp, variabel is, afhankelijk van de mate van verzadiging. In het geval van de ozonkelders kan er vanuit worden gegaan dat de lucht volledig verzadigd is met waterdamp. Deze waterdamp oefent een druk p_w uit op de lucht, waarvan de grootte afhankelijk is van de temperatuur volgens tabel 3.6:

Tabel 3.6: De waterdampdruk op lucht voor verschillende luchttemperaturen.

Temperatuur [°C]	0	10	20	30	40	50
Waterdamp druk [Pa]	611	1228	2339	4246	7381	12344

Dit betekent dat de totale druk van de lucht P_o nog verlaagd moet worden met p_w .
Vergelijking (3.28) wordt nu:

$$\text{volumefractie} = \frac{P}{(P_o - p_w)} \times 100\% \quad (3.29)$$

Met deze formules kan nu de verzadigingsconcentratie van een gas in water berekend worden, ook zal er een vergelijking gemaakt worden met zuurstof:

Rekenvoorbeeld 3.1: Berekening van de ozonverzadigingsconcentratie.

In de ozoninstallatie van Weesperkarspel is de concentratie ozon in het gasmengsel op 17 g/m^3 ingesteld. Bij een luchttemperatuur van 20°C oftewel 293 K volgt dan uit vergelijking (3.26) dat:

$$p = \frac{17 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \cdot 8,3143 \frac{\text{J}}{(\text{K} \cdot \text{mol})} \cdot 293 \text{ K}}{48 \frac{\text{g}}{\text{mol}}} = 862,78 \text{ Pa}$$

Hieruit volgt met vergelijking (3.29) en tabel 3.6, dat het percentage ozon in het gasmengsel ongeveer $0,87\%$ is. Bij een percentage zuurstof van ongeveer 20% in de lucht, is de partiële druk van ozon dus $20 / 0,87 \approx 23$ maal geringer dan die van zuurstof.

Met behulp van de k_D -waarde van ozon bij 20°C uit tabel 3.5 wordt de constante van Henry volgens vergelijking (3.27):

$$k_H = 0,395 \cdot \left(\frac{48 \frac{\text{g}}{\text{mol}}}{8,3143 \frac{\text{J}}{(\text{K} \cdot \text{mol})} \cdot 293 \text{ K}} \right) = 7,783 \cdot 10^{-3} \frac{\text{g}}{\text{J}}$$

De k_D -waarde van ozon bij 20°C is ongeveer 12 maal groter dan de k_D -waarde van zuurstof bij 20°C . Dus bij een gelijke temperatuur en druk is ozon $23 / 12 \approx 1,9$ keer slechter oplosbaar in water dan zuurstof. Dit komt bij atmosferische druk neer op een c_s van:

$$c_s = 7,783 \cdot 10^{-3} \frac{\text{g}}{\text{J}} \cdot 862,77 \text{ Pa} = 6,715 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

Hier is echter geen rekening gehouden met de druk veroorzaakt door de ca. $4,4 \text{ m}$ waterkolom in de ozonkelder. Hierdoor wordt de partiële druk en dus ook de c_s met een factor $1,44$ vermenigvuldigd. De c_s wordt nu $9,670 \text{ g/m}^3$.

3.6.3. Diffusie [van der Helm, 1998; Langlais et al., 1991; Pöpel et al., 1998]

De snelheid waarmee ozon uiteindelijk van de gasfase naar de waterfase gaat, wordt bepaald door moleculaire diffusie t.g.v. de Brownse beweging, beschreven door de wet van Fick:

$$\frac{dM}{dt} = -D \cdot A \cdot \frac{\partial c}{\partial x} \quad (3.30)$$

waarbij:

dM/dt = Het massatransport [g/s].

D = De diffusiecoëfficiënt van het gas [m^2/s]

A = Het gascontactoppervlak [m^2]

$\partial c/\partial x$ = De concentratiegradient [g/m^4]

De snelheid van diffusie wordt hierbij alleen bepaald door de concentratiegradient van de ozon. De diffusiecoëfficiënt daarentegen is (nagenoeg) onafhankelijk van de concentratiegradient, maar afhankelijk van:

- Het soort gas; de Brownse beweging wordt namelijk beïnvloed door het molecuulgewicht van het gas.
- Het medium: gas of water; de Brownse beweging heeft in de gasfase minder last van botsingen dan in de waterfase, omdat de onderlinge afstand tussen moleculen in lucht veel groter is dan in water.
- De temperatuur; deze heeft een directe invloed op de snelheid van de molecuulbewegingen.

Aangezien de diffusiecoëfficiënt in de waterfase veel kleiner is dan in de gasfase is de waterfase bepalend voor de uiteindelijke ozonoverdracht. De diffusiecoëfficiënt van ozon in water bij 20 °C is $1,74 \cdot 10^{-9} m^2/s$. Voor andere temperaturen kan deze gecorrigeerd worden met behulp van de Nernst-Einstein relatie:

$$\frac{D \cdot \eta}{T} = \text{constant} \quad (3.31)$$

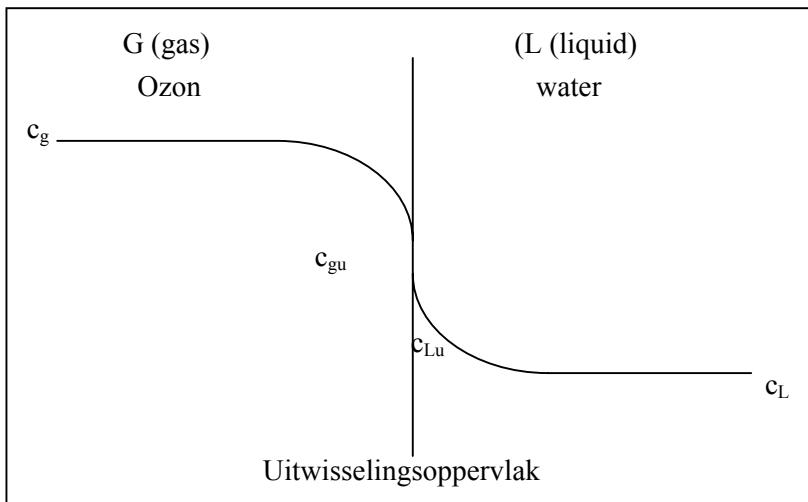
met:

η = De dynamische viscositeit van water (= $1.0 \cdot 10^{-3} kg/m.s$ bij 20 °C)

T = De absolute temperatuur [K]

3.6.4. De ozonoverdrachtvergelijking [van der Helm, 1998; Pöpel et al., 1998]

De concentratieverdeling bij het transport van de gasfase naar de waterfase kan voorgesteld worden zoals in figuur 3.7:



Figuur 3.7: Verdeling van de gasconcentratie aan beide zijden van het uitwisselingsoppervlak.

De afname van de concentratie in de gasfase bij de overgang naar de vloeistoffase wordt veroorzaakt door de absorptie van gas in de vloeistoffase. Volgens vergelijking (3.25) is de gasconcentratie in het gas ter plaatse van de overgang (c_{gu}) in evenwicht met de gasconcentratie in het water ter plaatse van de overgang (c_{Lu}). Uit de wet van Fick (vgl 3.30) volgt dat het massatransport evenredig is met het concentratieverschil. Hieruit kunnen de volgende vergelijkingen worden geformuleerd:

$$\text{Voor de gasfase} \quad : m = k_g \cdot A \cdot (c_g - c_{gu}) \quad (3.32)$$

$$\text{Voor de vloeistoffase:} \quad : m = k_L \cdot A \cdot (c_{Lu} - c_L) \quad (3.33)$$

met:

m = M/t = het gemiddelde massatransport [g/s].

k_g = Partiële gasoverdrachtcoëfficiënt voor de gasfase [m/s].

k_L = Partiële gasoverdrachtcoëfficiënt voor de vloeistoffase [m/s].

Om de vergelijkingen (3.32) en (3.33) te kunnen oplossen moeten de c_{gu} en de c_{Lu} die in het algemeen niet bekend zijn, geëlimineerd worden. Dit kan door middel van vergelijking (3.25):

$$c_{Lu} = k_D \cdot c_{gu} \quad (3.34)$$

Na dit te substitueren in vergelijkingen (3.32) en (3.33) en de vergelijkingen op te tellen, volgt er:

$$m = \left(\frac{1}{k_L} + \frac{k_D}{k_g} \right)^{-1} \cdot A \cdot (k_D \cdot c_g - c_L) \quad (3.35)$$

De totale gasoverdrachtscoëfficiënt bestaat dus uit beide partiële gasoverdrachtcoëfficiënten en de distributiecoëfficiënt. Aangezien het gastransport in de gasfase veel makkelijker gaat dan in de waterfase, is de k_g veel groter dan de k_L . De term met de k_g is dus veel kleiner dan de term met de k_L en kan daarom verwaarloosd worden. Hieruit volgt dat de totale gasoverdrachtcoëfficiënt gelijk is aan de partiële gasoverdrachtcoëfficiënt voor de vloeistoffase k_L . Vergelijking (3.35) wordt nu:

$$m = k_L \cdot A \cdot (k_D \cdot c_g - c_L) \quad (3.36)$$

3.6.5. Bepaling van de k_L -waarde [Dijkstra, 1999; van der Helm, 1998; Pöpel et al., 1998]

De k_L kan op verschillende manieren bepaald worden:

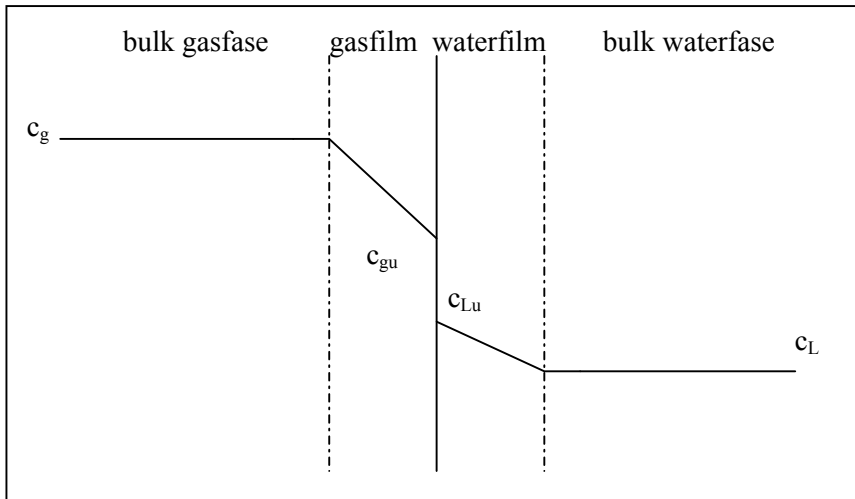
1. Met behulp van theoretische modellen.
2. Door middel van een empirische vergelijking.
3. Met behulp van eigen metingen.

Deze laatste methode is natuurlijk het beste, aangezien de k_L dan het meeste betrekking heeft op het gebruikte water. Voor de derde methode is het echter wel nodig om ook kennis van de eerste 2 methoden te hebben, zodat er een referentie is voor de met metingen bepaalde k_L . Eerst zullen dan ook 2 theoretische modellen (filmtheorie en penetratietheorie) en een empirisch bepaalde vergelijking (Hughmark) besproken worden.

De filmtheorie

De filmtheorie gaat uit van een denkbeeldige gasoverdrachtsgrenslaag δ aan de gasfase en aan de waterfase. Deze films hebben als eigenschappen:

- De weerstand tegen gasoverdracht wordt alleen door de film geleverd, de concentraties buiten de film zijn dus altijd constant.
- De gasoverdracht in de film gebeurt geheel door diffusie.
- De condities in de film zijn stationair, zodat er ook diffusie op kan treden.



Figuur 3.8: Concentratieverdeling volgens de filmtheorie.

Met behulp van de genoemde eigenschappen en de wet van Fick (vgl 3.30) kunnen voor de gas- en waterfilm de volgende vergelijkingen opgesteld worden:

- Voor de gasfilm:
$$m = D_g \cdot A \cdot \frac{c_g - c_{gu}}{\delta_g} \quad (3.37)$$

- Voor de waterfilm:
$$m = D \cdot A \cdot \frac{c_{Lu} - c_L}{\delta_L} \quad (3.38)$$

Net zoals vergelijkingen (3.32) en (3.33) kunnen deze vergelijkingen weer gecombineerd worden. De gasfilm is vanwege de geringe weerstand van ondergeschikt belang voor de bepaling van de gasoverdracht. Hieruit volgt:

$$m = \frac{D}{\delta_L} \cdot A \cdot (k_D \cdot c_g - c_L) \quad (3.39)$$

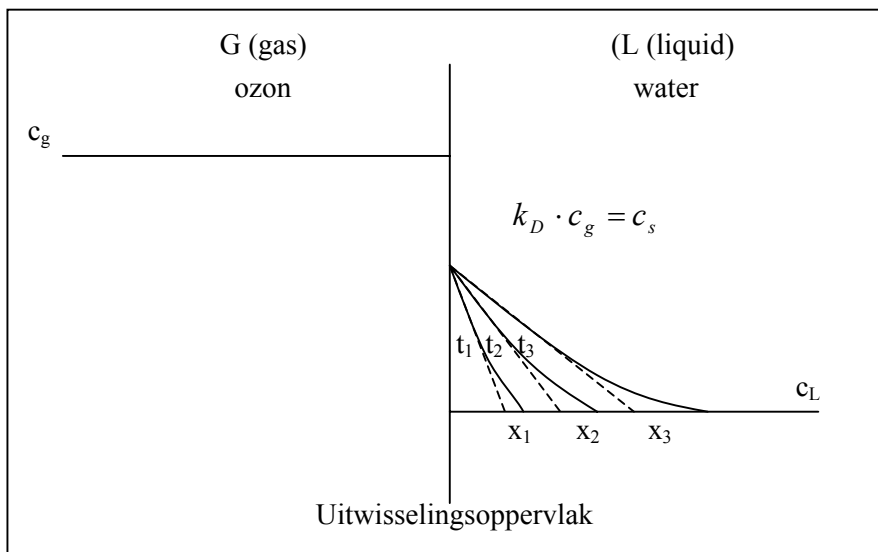
De k_L -waarde wordt hier dus voorgesteld als:

$$k_L = \frac{D}{\delta_L} \quad (3.40)$$

Dit betekent dat de k_L lineair afhankelijk is van de diffusiecoëfficiënt. Dit is een wat overdreven relatie, die wordt veroorzaakt door de veronderstelling dat er in de film stationaire condities zijn waardoor er stationaire diffusie mogelijk is. Dit is een toestand die zich niet kan ontwikkelen in de korte tijd dat een gasbel met een "vloeistofelement" contact heeft.

De penetratietheorie

De penetratietheorie gaat niet uit van stationaire condities in een waterfilm, maar van "vloeistofelementjes" die kort aan de gasfase worden blootgesteld. Gedurende die contacttijd "penetreert" het gas d.m.v. diffusie in het water. De contacttijd is hierbij zo kort dat de indringing van het gas in de waterfase, aan de gasfase niet eens te merken is. De concentratie in de gasfase blijft dan ook constant gedurende deze contacttijd. Deze benadering voor de gasoverdrachtcoëfficiënt is beter dan de filmtheorie.



Figuur 3.9: Concentratieverdeling volgens de penetratietheorie

Ook nu wordt weer de wet van Fick gebruikt. Nu om het proces van niet-stationaire diffusie uit te drukken gedurende de tijd t dat de bel in contact is met het vloeistofelementje. Deze contacttijd is in het algemeen erg kort ($<0,1$ s).

De concentratie in het water is afhankelijk van de afstand x tot het uitwisselingsoppervlak en de tijd. De concentratiegradiënt uit de wet van Fick (vergelijking 3.30) kan nu gevonden worden door de wet van Fick partieel te integreren naar plaats en tijd en vervolgens de partiele afgeleide naar de x te bepalen:

$$\frac{\partial c}{\partial x} = (c_L - c_s) \cdot \frac{1}{\sqrt{\pi \cdot D \cdot t}} \cdot e^{-\frac{x^2}{4 \cdot D \cdot t}} \quad (3.41)$$

Door deze concentratiegradiënt in de wet van Fick te substitueren volgt:

$$\frac{dM}{dt} = -D \cdot A \cdot (c_L - c_s) \cdot \frac{1}{\sqrt{\pi \cdot D \cdot t}} \cdot e^{-\frac{x^2}{4 \cdot D \cdot t}} \quad (3.42)$$

Het gaat echter om het massatransport door het uitwisselingsoppervlak. Deze wordt verkregen door in vergelijking (3.42) x gelijk te stellen aan 0. Als verder ook nog gebruik gemaakt wordt van vergelijking (3.25) kan vergelijking (3.42) geschreven worden als:

$$\frac{dM}{dt} = A \cdot (k_D \cdot c_g - c_L) \cdot \sqrt{\frac{D}{\pi \cdot t}} \quad (3.43)$$

Deze vergelijking geeft het massatransport van gas naar water aan op het tijdstip t. Het water is echter gedurende een bepaalde tijd in contact met de gasbel. Als nu t_c de periode is dat het water in contact is met de bel, dan is de totale hoeveelheid overgedragen gas:

$$M = \int_0^{t_c} A \cdot (k_D \cdot c_g - c_L) \cdot \sqrt{\frac{D}{\pi \cdot t}} \cdot dt = 2 \cdot A \cdot (k_D \cdot c_g - c_L) \cdot \sqrt{\frac{D \cdot t_c}{\pi}} \quad (3.44)$$

Het gemiddelde gastransport m wordt nu:

$$m = \frac{M}{t_c} = 2 \cdot \sqrt{\frac{D}{\pi \cdot t_c}} \cdot A \cdot (k_D \cdot c_g - c_L) \quad (3.45)$$

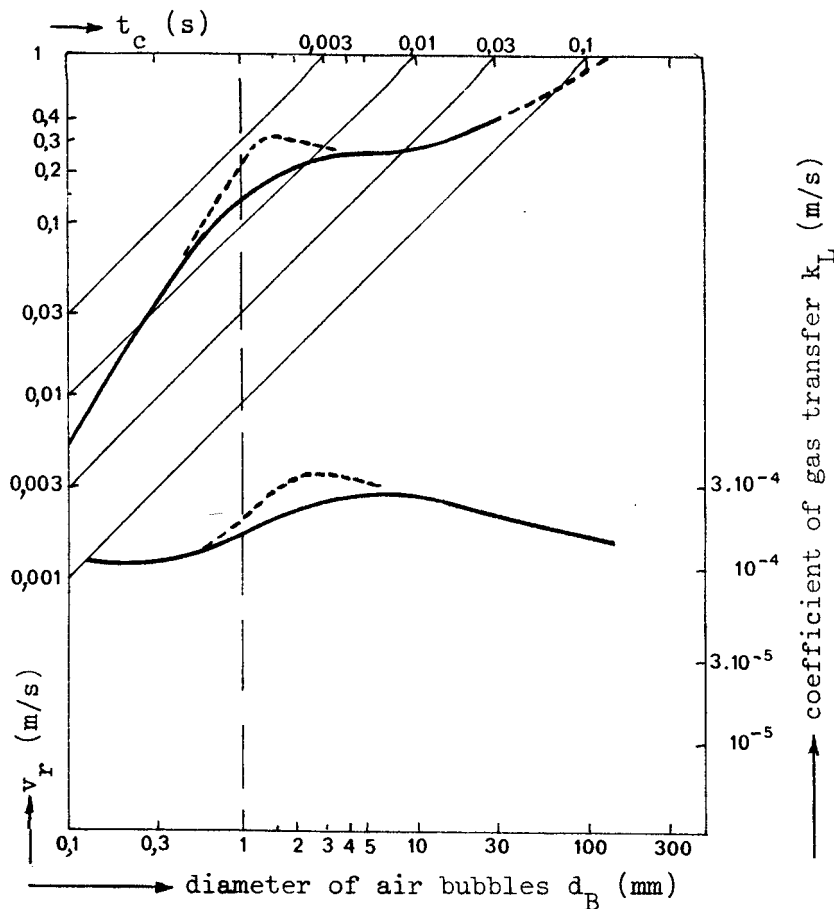
Volgens de penetratietheorie is de k_L -waarde dus:

$$k_L = 2 \cdot \sqrt{\frac{D}{\pi \cdot t_c}} \quad (3.46)$$

De contacttijd t_c kan ruwweg berekend worden uit de stijgsnelheid van de bel t.o.v. het water v_r (rising velocity) en de beldiameter d_b volgens:

$$t_c = \frac{d_b}{v_r} \quad (3.47)$$

Deze relatie en de bijbehorende k_L -waarde zijn weergegeven in figuur 3.10. De doorgetrokken lijnen gelden voor puur water en de gestippelde lijnen voor leidingwater. Te zien is dat de stijgsnelheid en de k_L -waarde vrij constant blijven bij de in bellenkolommen voorkomende beldiameters (2-5 mm).



Figuur 3.10: Beldiameter, stijgsnelheid, contacttijd en k_L volgens de penetratietheorie.

Vergelijking van Hughmark [van der Vossen, 1998]

Voor bellenkolommen is er door Hughmark een empirische formule opgesteld:

$$Sh = 2 + a' \cdot \left[Re^{0,484} \cdot Sc^{0,34} \cdot \left(\frac{d_b^{0,33}}{D^{0,66}} \right)^{0,072} \right]^{1,61} \quad (3.48)$$

Met:

$$Sh = k_L \cdot \frac{d_b}{D} [-].$$

d_b = Beldiameter [m].

a' = 0,061 voor niet-coalescerende bellen.

a' = 0,0187 voor coalescerende bellen.

$$Re = \text{Getal van Reynolds} = \frac{U_s \cdot d_b}{\nu} [-]$$

U_s = Slipsnelheid (snelheid van de gasbel t.o.v. het water) [m/s]

$$\nu = \text{Kinematische viscositeit} = \frac{497 \cdot 10^{-6}}{(42,5 + T)^{1,5}} = 1,0 \cdot 10^{-6} \text{ [m}^2/\text{s]} \text{ voor } 20 \text{ }^\circ\text{C.}$$

$$Sc = \frac{\nu}{D} [-].$$

Rekenvoorbeeld 3.2: Berekening van de k_L m.b.v. Hughmark.

Om de k_L te berekenen worden eerst alle parameters uit vergelijking (3.48) uitgewerkt, zodat duidelijk wordt welke variabelen nog niet bekend zijn:

$$k_L \cdot \frac{d_b}{D} = 2 + a' \cdot \left[\left(\frac{U_s \cdot d_b}{\nu} \right)^{0,48} \cdot \left(\frac{\nu}{D} \right)^{0,34} \cdot \left(\frac{d_b \cdot g^{0,33}}{D^{0,66}} \right)^{0,072} \right]^{1,61}$$

Voor de onbekende variabelen moeten er vervolgens aannamen worden gedaan. Dit is het geval voor de beldiameter en de slipsnelheid van de bel. Voor de beldiameter wordt aangenomen dat deze 3 mm is. De slipsnelheid is afhankelijk van de stijgsnelheid van de bel en van de stroomrichting en -snelheid van het water. Hiervoor wordt aangenomen dat de bel stijgt met 0,27 m/s en dat het water met 0,023 m/s naar beneden stroomt (tegenstroom). Verder wordt aangenomen dat de bellen coalescerend zijn en dat de temperatuur 20 °C is. Dit alles ingevuld in de vorige vergelijking geeft:

$$k_L \cdot \frac{3 \cdot 10^{-3}}{1,74 \cdot 10^{-9}} = 2 + 0,0187 \cdot \left[\left(\frac{0,293 \cdot 3 \cdot 10^{-3}}{1,0 \cdot 10^{-6}} \right)^{0,48} \cdot \left(\frac{1,0 \cdot 10^{-6}}{1,74 \cdot 10^{-9}} \right)^{0,34} \cdot \left(\frac{3 \cdot 10^{-3} \cdot 9,81^{0,33}}{1,74 \cdot 10^{-9 \cdot 0,66}} \right)^{0,072} \right]^{1,61}$$

De k_L die hieruit volgt is: $1,736 \cdot 10^{-4}$ m/s.

Bij de berekening m.b.v. de vergelijking van Hughmark ligt de k_L bij 20 °C ongeveer tussen de $1,4 \cdot 10^{-4}$ m/s en de $2,0 \cdot 10^{-4}$ m/s, afhankelijk van de beldiameter en de slipsnelheid.

Bepaling van de k_L met behulp van eigen metingen

De stofoverdrachtcoëfficiënt k_L kan bepaald worden door de gasconcentraties in het water in het influent en het effluent van een bellenkolom te meten. Belangrijk hierbij is dat het gas niet wordt afgebroken in het water, omdat hierdoor de totale gasoverdracht minder lijkt.

Als in het model, besproken in hoofdstuk 4, vervolgens ook de afbraak “uit gezet” wordt. Kan de k_L zo ingesteld worden dat de gemeten concentraties ook door het model gevonden worden.

Met behulp van de diffusiecoëfficiënt kan de k_L -waarde van het gebruikte gas omgerekend worden naar de k_L -waarde voor ozon.

3.6.6. Het specifiek uitwisselend oppervlak

Het specifiek uitwisselend oppervlak is het totale grensooppervlak A per volume-eenheid V . Voor het volume kan bijvoorbeeld het gasvolume V_g gebruikt worden. Het specifiek uitwisselend oppervlak kan als er uitgegaan wordt van ronde bellen worden voorgesteld als:

$$a = \frac{6 \cdot \varepsilon}{d_b} \quad (3.49)$$

met:

ε = Gasfractie [-].

Deze gasfractie ε is afhankelijk van de stroomcondities in de reactor en kan bepaald worden door:

$$U_s = \text{werkelijke gasbelsnelheid} \pm \text{werkelijke watersnelheid} \quad (3.50)$$

waarin:

$$\text{werkelijke gasbelsnelheid} = \frac{v_g}{\varepsilon} \text{ [m/s]}, \text{ met } v_g = \frac{Q_g}{A_{\text{totaal}}} \text{ [m/s]}$$

$$\text{werkelijke watersnelheid} = \frac{v_l}{1 - \varepsilon} \text{ [m/s]}$$

Afhankelijk van of de bellenkolom in tegenstroom of meestroom bedreven wordt moet de werkelijke watersnelheid er respectievelijk bij opgeteld worden of ervan afgetrokken worden.

3.6.7. Ozonrendement [Moes, 1978]

Het ozonrendement is een parameter die gebruikt wordt als maat voor de kwaliteit van het ozoninbrengsysteem. Het staat voor de verhouding tussen de hoeveelheid ingebrachte ozon en de daadwerkelijk overgedragen hoeveelheid ozon. Dit kan op de volgende manier bepaald worden:

$$\eta_{O_3} = \frac{(O_3)_{g,in} - (O_3)_{g,uit}}{(O_3)_{g,in}} * 100\% \quad (3.51)$$

Waarin:

$(O_3)_{g,in}$ = Ozonconcentratie in toevoergas.

$(O_3)_{g,uit}$ = Ozonconcentratie in afgas.

4. Modelling

4.1. Inleiding

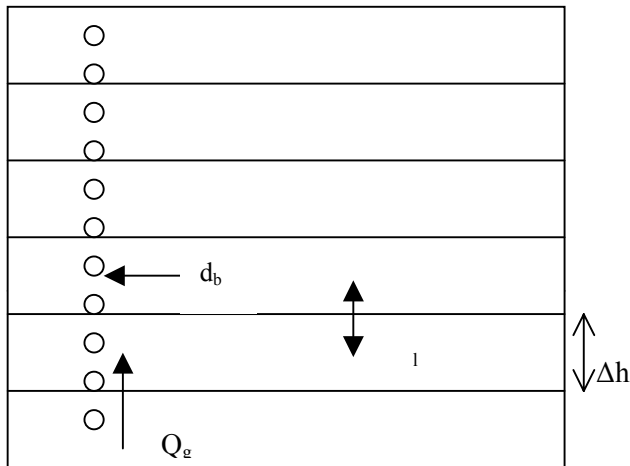
Zoals bekend is de Ct-waarde een handvat om de behaalde desinfectie van een ozoninstallatie aan te geven. De methoden besproken in paragraaf 3.5.2 zijn in feite simpele modellen van de werkelijkheid. Voor een nauwkeurigere bepaling van de hoogte en het verloop van de ozonconcentraties in de ozonkelders en dus van de Ct-waarde, is het maken van een gecompliceerder model nodig. Dit is gedaan m.b.v. Stimela, een schil in de Matlab Simulink omgeving, ontwikkeld door TU Delft / DHV. Met dit model kan de invloed van mogelijke veranderingen in de bedrijfsvoering op de ozonconcentratie voorspeld worden.

De ozonconcentratie in het water is afhankelijk van 2 processen: de overdracht van ozon in het water en de afbraak van de ozon in het water door reactie met de daarin aanwezige stoffen. Deze twee processen zijn dus ook gemodelleerd.

4.2. De opzet van het model

Matlab Simulink is erg geschikt om allerlei dynamische processen te integreren. Het principe van Matlab Simulink is dat een model is opgebouwd uit verschillende elementen. Zo zijn er in dit geval elementen voor de invoer van allerlei parameters, elementen om de resultaten van het model op te slaan en uit te voeren en ten slotte het element waar de overdracht- en afbraakprocessen gemodelleerd worden. Dit element stelt in feite de ozonreactor voor. Voor een uitgebreidere beschrijving van de structuur van het model, zie bijlage IV.

In het model is de reactor voorgesteld als een kolom die verdeeld is in laagjes met hoogte h die allemaal een CSTR (volledig gemengd vat) voorstellen. Hier stroomt het water en het gas in de vorm van bellen in en vindt er eventueel een uitwisseling van gassen plaats. Na een bepaalde tijd, afhankelijk van de stroomsnelheid van het water, de stijgsnelheid van het gas en de hoogte van het laagje, stromen het water en het gas in het volgende laagje. Dit is weergegeven in figuur 4.1:



Figuur 4.1: Schematisering van de reactor in het model.

Omdat de reactor is opgedeeld in meerdere secties zijn de concentraties ozon in het water en in het gas in elk laagje dus anders als gevolg van de ozonoverdracht en ozonafbraak.

4.2.1. Modellering van ozonoverdracht

De modellering van de overdracht van ozon in het water is gebaseerd op de overdracht van een willekeurig gas in het water. Het is dus nodig om de overdrachtparameters die afhankelijk zijn van het soort gas aan te passen aan de eigenschappen van ozon. De formules die de overdracht bepalen luiden als volgt:

$$\text{Voor de waterfase: } \frac{\partial c_l}{\partial t} = -v_l \cdot \frac{\partial c_l}{\partial h} + k_L \cdot RQ \cdot \frac{v_l}{v_g} \cdot \frac{6}{d_b} \cdot (k_D \cdot \alpha \cdot c_g - c_l) \quad (4.1)$$

$$\text{Voor de gasfase: } \frac{\partial c_g}{\partial t} = -v_g \cdot \frac{\partial c_g}{\partial h} - k_L \cdot \frac{6}{d_b} \cdot (k_D \cdot \alpha \cdot c_g - c_l) \quad (4.2)$$

waarin:

c_l = Ozonconcentratie in het water [g/m³].

c_g = Ozonconcentratie in het gas [g/Nm³].

t = Tijd [s].

v_l = Stroomsnelheid van het water [m/s] $\left(= \frac{Q_l}{A_l} \right)$.

v_g = Stijgsnelheid van het gas [m/s], afhankelijk van resp. meestroom of tegenstroom $(= v_b \pm v_l)$.

v_b = Stijgsnelheid van gasbellen in stilstaand water, zie figuur 4.2 $(\approx 0,27 \text{ m/s})$.

Q_l = Waterdebiet [m³/s].

- Q_g = Gasdebit [Nm³/s].
 A_l = Doorstroomde oppervlak van het water [m²] ($= (1 - \varepsilon) \cdot A_{\text{totaal}} \approx A_{\text{totaal}}$).
 A_g = Doorstroomde oppervlak van het gas [m²] ($= \varepsilon \cdot A_{\text{totaal}}$).
 ε = Gasfractie [-] ($= \frac{q_g}{v_g}$).
 q_g = Superficiële gassnelheid [m/s] ($= \frac{Q_g}{A_{\text{totaal}}}$).
 h = Hoogte van de doorstroomde sectie [m].
 k_L = Partiële gasoverdrachtscoëfficiënt voor water [m/s].
 RQ = $\frac{Q_g}{Q_l}$ [-].
 d_b = Beldiameter [m].
 k_D = Distributiecoëfficiënt [-].
 α = Omrekenfactor van g/Nm³ naar g/m³ [-] ($= \frac{p_g}{P_0} \cdot \frac{T_n}{T_{gk}}$).
 p_g = Werkelijke luchtdruk ter plaatse [Pa].
 P_0 = Standaard druk op zeeniveau (= 101325 Pa).
 T_n = Standaard temperatuur (= 273 K).
 T_{gk} = Huidige temperatuur van het gasmengsel [K].

Een afleiding van vergelijking (4.1) en (4.2) staat in bijlage V. Samengevat stelt de eerste term na het gelijkteken het verschil voor tussen de hoeveelheid ozon die per tijdseenheid in en uit een sectie stroomt. De tweede term na het gelijkteken is uitvoerig behandeld in paragraaf 3.6. Deze term stelt de ozonoverdracht in de sectie voor. Voor de juiste berekening van de drijvende kracht ($c_s - c_l$) is het nodig om de gasconcentratie om te rekenen m.b.v. de “ α ” naar de werkelijke druk en temperatuur. Op deze manier wordt voor elke afzonderlijke sectie de ozonconcentratie in gas en in water berekend. De ozonconcentraties en de “ α ” in de formules (4.1) en (4.2) bestaan dus uit vectoren met waarden voor elke afzonderlijke sectie. Zo'n waarde stelt de concentratie in het midden van de sectie voor. Dit is van belang voor een goede vergelijking met de resultaten van de metingen die op een specifieke hoogte zijn genomen.

Vergelijking met literatuur

De parameters en opbouw van vergelijkingen (4.1) en (4.2) komen overeen met in diverse literatuur gevonden parameters en vergelijkingen [Zhou et al., 1994, Roustan et al., 1996, Gottschalk et al., 2000, Yavich et al., 2000, Zhou et al., 2001].

In de twee artikelen van Zhou et al. en in het artikel van Roustan et al., wordt de reactor ook beschouwd als een kolom die onderverdeeld is in meerdere volledig gemengde laagjes. De

overige bronnen gaan uit van een enkele volledig gemengde reactor. Dit is echter een minder goede voorstelling van de werkelijkheid.

Het massatransport in de reactor wordt door alle genoemde bronnen beschreven als: $m = k_L \cdot a \cdot (c_s - c_l)$ wat overeenkomt met hetgeen in vergelijking (4.1) en (4.2) staat. In bijlage V is voor beide vergelijkingen de afleiding te vinden van het specifieke uitwisselend oppervlak “a”. De totale overdrachtvergelijkingen zijn overal, net zoals vergelijkingen (4.1) en (4.2), opgebouwd uit een convectiestroom en een overdrachtsterm.

Voor vergelijking (4.1) en (4.2) zijn bepaalde aannamen gedaan met betrekking tot de gasfractie, de watersnelheid en de stijgsnelheid van het gas. In [Roustan et al.] wordt de gasfractie ook besproken en volgt:

$$\varepsilon = \frac{V_g}{V_l + V_g}$$

Dit komt overeen met de vergelijking die in het model ook gebruikt is. In dit artikel zijn vergelijkbare experimenten gedaan, waarbij ongeveer dezelfde gasfractie gevonden werd. Hierbij werd bovendien een beldiameter van $\pm 3,5$ mm gevonden. Deze parameter wordt nog apart behandeld in de paragraaf over de modelparameters. In het model is verder aangenomen dat het water en het gas elk een bepaald deel van het totale volume in de kolom innemen. Hierdoor heeft elke afzonderlijke fase minder oppervlak ter beschikking, met als gevolg dat vooral de gassnelheid die berekend is met het totale kolomoppervlak een stuk groter wordt. Deze aanname wordt bevestigd door het artikel van Zhou et al. uit 1994 waarin de gassnelheid ook zo berekend wordt. Aangezien de gasfractie erg klein is, kan het oppervlak ingenomen door het water gelijk gesteld worden aan het oppervlak van de totale reactor.

4.2.2. Modelleren van ozonafbraak

In paragraaf 3.4 is al eerder gesproken over de ozonafbraak. De ozonafbraak werd hier voorgesteld in 2 stappen. Een snelle eerste stap, ID genaamd en een langzamere tweede stap uitgedrukt met de k_t . Deze voorstelling van de ozonafbraak is gebaseerd op het artikel van Hoon-Soo Park et al., dit is echter niet de enige manier om de ozonafbraak voor te stellen. In de literatuur zijn nog diverse andere benaderingswijzen te vinden om de afbraak van ozon in water voor te stellen [Yurteri et al., 1988, Oke et al., 1998 & El-Din et al., 2001, Hermanowicz et al., 1999]. Om een goede afweging te kunnen maken wat de beste en meest praktische methode is, zullen deze 4 verschillende benaderingswijzen kort besproken worden:

- A. Methode volgens Yurteri et al..
- B. Methode volgens Oke et al. & El-Din et al..
- C. Methode volgens Hermanowicz et al..
- D. Methode volgens Park et al..

Methode A

Methode A gaat uit van een afbraak van ozon via:

- Directe oxidatie van alle beschikbare organische en niet-organische stoffen in het water.
- De indirecte afbraak cyclus van ozon die besproken is in paragraaf 3.3.2.

De afbraak van ozon wordt gekarakteriseerd door:

$$\frac{d[O_3]}{dt} = -w \cdot [O_3]$$

De snelheid van de ozonafbraak is 1^e orde. De afbraakcoëfficiënt wordt hier “specifieke ozon reactiesnelheid”, w [tijd⁻¹] genoemd. Deze coëfficiënt wordt voorgesteld als een lineaire combinatie van drie componenten:

$$w = w_d + w_0 + w^*$$

met:

$$w_d = \sum(k_{d,i} + k_{b,i})[S_i]$$

$$w_0 = 3k_1[OH^-]$$

$$w^* = \{2k_1[OH^-] + [S_i]\} \sum k_{p,j}[P_j] / \sum k_{s,m}[I_m]$$

k_d, k_b = Directe oxidatie constanten.

S_i = Alle organische en anorganische onzuiverheden in het water.

P_j = Promotors die reageren met OH° .

I_m = Radicalenvangers.

k_1 = Zie vergelijking 3.1.

k_p, k_s = Reactieconstanten van resp. de promotors en de radicaalvangers.

Uit bovenstaande vergelijkingen blijkt dat de waarde van “ w ” afhangt van de pH en de chemische samenstelling van het water. Aangezien de exacte chemische samenstelling van het water zelden of nooit voldoende bekend is. Zal de “ w ” in bijna alle gevallen experimenteel bepaald moeten worden.

Geconcludeerd kan worden dat “methode A” slechts uitgaat van een 1^e-orde ozonafbraak met een constante afbraakcoëfficiënt. Dit is een te simpele voorstelling van de ozonafbraak die niet tot goede voorspellingen van de ozonconcentratie in water komt. In de afgelopen jaren is er op dit gebied meer onderzoek verricht waardoor er tegenwoordig een beter inzicht in het verloop van de ozonafbraak is.

Methode B

Methode B is gebaseerd op methode A, maar gaat niet uit van een constante afbraakcoëfficiënt. In het begin van de oxidatie zullen namelijk de snelreagerende componenten in het water de reactiesnelheid domineren. Doordat deze stoffen snel opraken, zullen de langzaam reagerende componenten steeds meer gaan domineren, waardoor de afbraakcoëfficiënt kleiner wordt. Uiteindelijk zal bij voldoende ozon, al het snel reagerende materiaal op zijn en is alleen de 1^e-orde afbraak over en is de afbraakcoëfficiënt weer constant:

$$\frac{d[O_3]}{dt} = -k_w [O_3]$$

$$k_w = a + b \cdot e^{-c \cdot D[O_3]}$$

met:

a, b, c = Kinetische parameters die experimenteel bepaald moeten worden.

Methode B is een belangrijke verbetering op methode A, maar door het gebruik van drie onbekende en weinigzeggende parameters is het model er niet doorzichtiger op geworden en is het moeilijk te kalibreren.

Methode C

Methode C gaat uit van ozonafbraak in 2 stappen:

- Een instantane ozonvraag ID.
- Een lagere (<1^e) orde afbraak.

De lagere orde afbraak wordt veroorzaakt door de instantane ozonafbraak, waarbij een portie van het in het water gebrachte ozon snel reageert met de daarin aanwezige stoffen. De ID is zelfs zo groot, dat er een bepaalde dosis ozon in het water gebracht moet worden, voordat er überhaupt ozon overblijft voor de lagere orde afbraak.

In dit artikel is echter maar naar 1 doseerkolom gekeken, waardoor de conclusie getrokken is dat nadat de eenmalige instantane vraag naar ozon voldaan is, deze nooit meer terug komt. Er is echter gebleken dat bij een volgende ozondosering er weer een (kleinere) ID aanwezig is en niet alleen nog maar een lagere orde afbraak.

Methode D

Methode D gaat net zoals methode C uit van een ozonafbraak in 2 stappen:

- De instantane ozonvraag ID.
- De 1^e-orde ozonafbraak.

De afbraak van ozon wordt volgens methode D veroorzaakt door drie verschillende soorten reacties:

1. $O_3 + NOM_D \rightarrow$ restproducten
2. $O_3 + NOM_{I+P} \rightarrow$ radicalen
3. $O_3 +$ deeltjes (troebelheid) \rightarrow restproducten

Te zien is dat het Natuurlijk Organisch Materiaal (NOM) een grote rol speelt bij de afbraak van ozon. Reactie 1 staat voor de directe reactie van ozon en is van de 1^e-orde:

$$\frac{d[O_3]}{dt} = -k_{afb} \cdot [O_3] \quad [4.3]$$

De reacties 2 en 3 staan voor de ID en consumeren “instantaan” een fractie van het in het water gebrachte ozon. Uit bovenstaande vergelijkingen blijkt dat de ID groter is, naarmate er meer ozon gedoseerd wordt, of er meer NOM of deeltjes in het water zitten. De concentratie NOM_{I+P} en snelreagerende deeltjes in het water zullen vanaf nu “ID Veroorzakende Stoffen” genoemd worden (IDVS). Door de reactie met ozon neemt de concentratie IDVS af totdat de ozondosering stopt, of tot de concentratie IDVS op is.

De term rechts van het gelijkteken in vergelijking (4.3) kan als het ware aan formule 4.1 "geplakt" worden. De ID wordt verwerkt door de overgedragen hoeveelheid ozon in een sectie te vermenigvuldigen met de concentratie IDVS vermenigvuldigd met een factor bestaande uit een reactiecoëfficiënt k_{ID} en een yieldfactor “y”:

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = -v_l \cdot \frac{\partial c_l}{\partial h} + \left(1 - \left(\frac{k_{ID}}{y} \cdot IDVS \right) \right) \cdot k_L \cdot RQ \cdot \frac{v_l}{v_g} \cdot \frac{6}{d_b} \cdot (k_D \cdot \alpha \cdot c_g - c_l) - k_{afb} \cdot c_l \quad [4.4]$$

Het verloop van de IDVS hangt dus af van de hoeveelheid ozon die in het water gebracht wordt en is dus in elke sectie anders:

$$\frac{\partial IDVS}{\partial t} = -v_l \cdot \frac{\partial IDVS}{\partial h} - k_{ID} \cdot IDVS \cdot (k_D \cdot \alpha \cdot c_g) \quad [\text{mmol/l.s}] \quad [4.5]$$

De reactiecoëfficiënt k_{ID} in vergelijkingen (4.4 en (4.5) heeft een dimensie van [l/mmol.s]. De yieldfactor “y” stelt de verhouding voor tussen de hoeveelheid reagerend ozon en IDVS.

Deze voorstelling van de ozonafbraak komt tot op heden het beste overeen met de werkelijkheid en wordt daarom toegepast in het model. De grootte van de k_{ID} en de concentratie IDVS is niet bekend. Deze parameters worden daarom gebruikt als “kalibratieparameters”. Hiermee kan de voorspelling van het model gecorrigeerd worden, zodat deze beter overeenkomt met de gevonden meetresultaten.

4.3. De modelparameters

De parameters uit vergelijkingen (4.2) en (4.4) moeten bekend zijn, voordat de ozonconcentraties berekend kunnen worden. Het is dus belangrijk de waarden ervan goed te bepalen, omdat ze uiteindelijk bepalen hoe goed het model de werkelijkheid nabootst.

Watertemperatuur

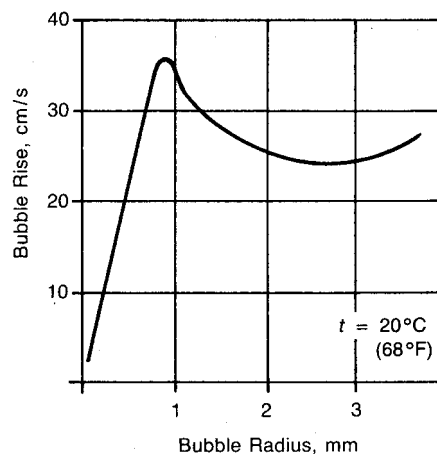
De watertemperatuur is o.a. van invloed op de overdracht- en distributiecoëfficiënten k_L en k_D , op de concentratie ozon in het gas en op de ozonafbraakcoëfficiënt k_{afb} .

Waterdebiet

Het waterdebiet wordt gebruikt voor de berekening van verschillende andere benodigde parameters. Uit het waterdebiet en de oppervlakte van de reactor volgt namelijk de watersnelheid v_1 . Deze watersnelheid wordt behalve in vergelijking (4.4) en (4.5) ook gebruikt om de gasfractie ε uit te rekenen.

Gasdebiet

Het gasdebiet is nodig om samen met de watersnelheid, de stijgsnelheid van de bellen en de formule voor ε behorend bij vergelijkingen (4.1) en (4.2) de gasfractie te bepalen. De stijgsnelheid van de bellen hangt af van de bel diameter.



Figuur 4.2: Belstijgsnelheid als functie van de straal van de bel [Langlais et al., 1991].

Hoogte van de reactor

De hoogte van de reactor bepaalt mede de totale verblijftijd en de hoogte van de afzonderlijke secties.

Oppervlakte van de reactor

De oppervlakte van de reactor wordt samen met het water- en gasdebiet gebruikt voor respectievelijk de berekening van de watersnelheid en het specifieke gasdebiet (zie verklaring vergelijking (4.1) en (4.2)).

Meestroom / tegenstroom

Of ozonoverdracht in meestroom of in tegenstroom plaatsvindt is een groot verschil. Bij meestroom stromen de gasbelletjes samen met het water omhoog. De ozonconcentratie in het water is al vrij snel op het maximum en blijft daarna gedurende de resterende verblijftijd in de doseerkolom redelijk constant. Dit komt doordat het te behandelen water bij hoge druk direct in aanraking komt met hoge ozonconcentraties waardoor er snel een grote overdracht plaatsvindt.

Bij tegenstroom stroomt het water van boven naar beneden, tegen de richting van de stijgende gasbelletjes in. Gelijktijdig met een afnemende ozonvraag in het water nemen de druk en de ozonconcentratie in het gas toe. Hierdoor vindt er een gelijkmatigere ozonopname plaats en is de maximale concentratie in het water hoger dan bij meestroom. Deze hoge concentratie wordt echter pas laat bereikt.

Concentraties in de gasfase (O_2 , O_3 , N_2)

Met deze 3 parameters wordt het luchtmengsel gekarakteriseerd, waarbij natuurlijk de concentratie ozon in het gasmengsel het belangrijkste is. Voor de bepaling van de stikstof en zuurstofconcentraties is aangenomen dat de stikstofconcentratie altijd constant blijft. De concentraties ozon en zuurstof zijn aan elkaar gekoppeld, aangezien ozon gevormd wordt uit de zuurstof in de lucht.

Initiële belldiameter

De initiële belldiameter is een parameter, die niet is uit te drukken in andere parameters en ook moeilijk te bepalen is. Hiervoor zijn verscheidene oorzaken aan te geven:

- De bellen zijn niet allemaal even groot en bewegen niet alleen omhoog, maar ook “zigzaggend”. Een foto van een bellenkolom maken biedt geen uitkomst, omdat sommige bellen verder weg staan dan andere. Dit is op een foto niet goed zichtbaar, dus lijken sommige bellen kleiner dan ze in werkelijkheid zijn.
- Grotere bellen zitten vaak voor kleinere bellen, hierdoor zijn de kleine bellen niet zichtbaar.

- Door de brekingsindex van het water lijken de bellen groter dan ze in werkelijkheid zijn. Aangenomen kan worden dat de bellen in werkelijkheid een factor 1,33 kleiner zijn dan ze lijken.

Uiteindelijk is m.b.v. informatie van de fabrikant van de doseerstenen, door met het “blote oog” te schatten en m.b.v. literatuur [Roustan et al.,1995], aangenomen dat de beldiameter tussen de 3 en 4 mm ligt.

Aantal CSTR's

Het aantal CSTR's (Continuously Stirred Tank Reactor) oftewel volledig gemengde vaten, bepaalt samen met de totale reactorhoogte de hoogte h van de afzonderlijke secties. Ook bepaalt het aantal CSTR's, in hoeverre het model een propstroming of een volledig gemengd vat benadert.

De ozonafbraakcoëfficiënt

De afbraakcoëfficiënt van ozon bepaalt de snelheid van de afbraak zoals beschreven is met vergelijking (4.3). De afbraakcoëfficiënt hangt af van het soort water en van de gebruikte ozondosering. Dit betekent dat de afbraakcoëfficiënt d.m.v. proeven bepaald moet worden.

De gasoverdrachtscoëfficiënt

De gasoverdrachtscoëfficiënt, is een parameter waar veel onduidelijkheid over bestaat. Dit komt doordat de k_L voor elk gasoverdrachtssysteem anders is. Uit paragraaf 3.6.5 blijkt wel dat er een grote diversiteit aan methoden is om de k_L -waarde te bepalen. Uiteindelijk geeft het bepalen van de k_L -waarde m.b.v. metingen natuurlijk het resultaat wat het beste op de specifieke situatie is afgestemd.

4.3.3. Overige parameters

Hieronder vallen de parameters die wel in vergelijking (4.2) en (4.4) voorkomen, maar niet uit andere parameters bepaald worden of via de modelinvoer gegeven worden. Hieronder vallen de distributiecoëfficiënt k_D en de diffusiecoëfficiënt D zij zijn als het ware "ingebakken" in het model. Deze zijn beide afhankelijk van de temperatuur en van het soort gas. Deze relaties zijn bekend en zijn besproken in paragraaf 3.6.2 en 3.6.3, ze hoeven dus niet meer nader bepaald te worden.

Om de waarden van de beschreven modelparameters te bepalen, zijn verschillende metingen verricht. Verder zijn er metingen verricht om de uiteindelijke modelresultaten te kunnen vergelijken met de werkelijkheid. Tot slot zijn er nog metingen gedaan om aan te tonen wat de behaalde eliminatie is in Weesperkarspel. Deze metingen en de resultaten zullen besproken worden in de hoofdstukken 5 en 6.

5. Metingen t.b.v. het model

5.1. Inleiding

De benodigde metingen voor het model zullen in dit hoofdstuk besproken worden. Voor het model is er veelvuldig gebruik gemaakt van de proefinstallatie. Deze proefinstallatie zal eerst besproken worden in paragraaf 5.2. In paragraaf 5.3 worden enkele specifieke meetmethodieken besproken worden, waarna in paragraaf 5.4 de gedane metingen t.b.v. het model aan bod komen.

5.2. De proefinstallatie

Het water in de proefinstallatie is water dat is afgesplitst van de ruwwaterstroom van het bedrijf en wordt opgevangen in een buffertank van 10 m³. In de proefinstallatie is een aparte ozongenerator aanwezig met een maximum ozonproductie van ca. 60 g/h. Voor onderzoek met ozon zijn in de proefinstallatie van Weesperkarspel twee opstellingen beschikbaar:

- Een smalle perspex doseerkolom ($\varnothing \approx 0,1$ m) met stalen contactkolom.
- Vier grote (gele) stalen doseerkolommen ($\varnothing \approx 0,4$ m) met vier stalen contactkolommen.

5.2.1. De perspex kolom

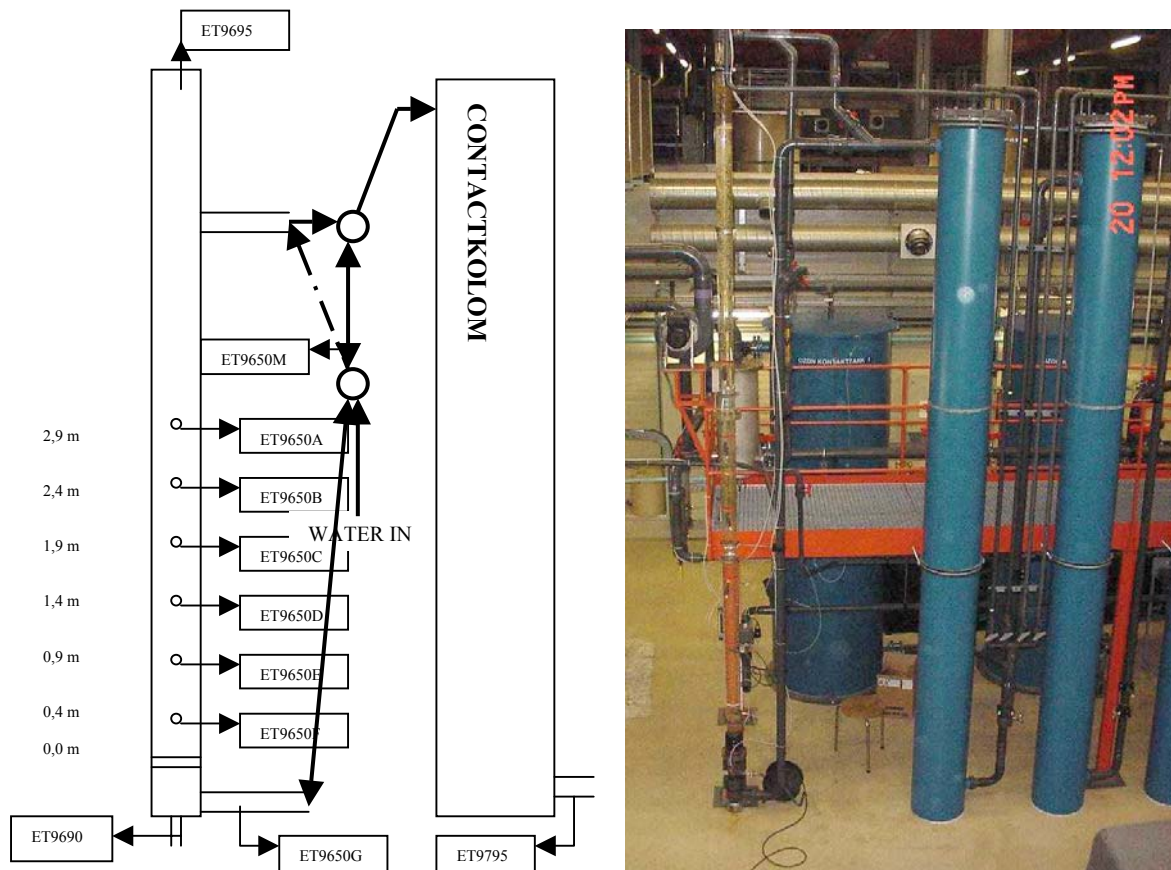
De opstelling

De perspex doseerkolom is een kolom met een diameter van 0,1 m en een totale hoogte van ongeveer 6 m. Op 4,95 m boven de begasser gaat het water in of uit de kolom, afhankelijk van de procesvoering (mee- of tegenstroom).

In totaal kunnen er aan deze opstelling 9 verschillende watermonsters verspreid over de hoogte van de kolom en 3 verschillende luchtmonsters genomen worden. De watermonsterpunten zitten in het algemeen op een onderlinge afstand van een 0,5 m.

Uitzonderingen hierop zijn de onderste 2 monsterpunten waar de ozondosering tussen zit en het nieuw aangebrachte monsterpunt ET9650M. Dit is speciaal aangebracht om een monster te kunnen nemen van het effluent in een meestroom situatie. In figuur 5.1 is echter duidelijk te zien dat de plaats van dit monsterpunt niet optimaal is. De leiding waaraan dit monsterpunt ligt is namelijk gestippeld om aan te geven dat deze leiding alleen doorstroomd wordt in de tegenstroom situatie. In de meestroom situatie is deze leiding dus doodlopend en is de enige manier om een debiet door de leiding te krijgen het aftappen van water uit het monsterpunt. Dit heeft tot gevolg dat de monsters uit dit punt minder betrouwbaar zijn. De reden dat het

monsterpunt toch daar geplaatst is, heeft te maken met de bereikbaarheid van het monsterpunt en de daarmee samenhangende veiligheid van de monsternemer. In figuur 5.1 zijn maar 2 van de 3 luchtmonsterpunten aangegeven, namelijk het voedingsgas en het afgas van de doseerkolom. Het derde monsterpunt is het afgas van de contactkolom, deze is echter niet gebruikt.



Figuur 5.1: Schema en foto van de perspex kolom met contactkolom.

De procesvoering

De kolom kan in meestroom of in tegenstroom bedreven worden. In geval van meestroom komt het water onder de begasser de kolom binnen, en gaat 4,95 m boven de begasser de kolom weer uit. Bij tegenstroom komt het water via dezelfde buis in de kolom maar valt dan $\pm 0,55$ m lager naar het wateroppervlak in de kolom. De stijghoogte bij tegenstroom is dus maar 4,4 m.

Het waterdebiet in de perspex kolom kan gevarieerd worden van 0 tot $1,5 \text{ m}^3/\text{h}$ en het gasdebiet van 0 tot $0,1 \text{ m}^3/\text{h}$. De ozonconcentratie in het voedingsgas is afhankelijk van luchttemperatuur en druk maar kan variëren van 0 tot in gunstige gevallen $25 \text{ g}/\text{Nm}^3$. Met al deze instellingen is het mogelijk om verschillende hoeveelheden ozon te doseren. Voor de proeven met de perspex kolom zijn de volgende ozondoseringen gebruikt:

0,75 mg O_3/l water - 1,5 mg O_3/l water - 2,5 mg O_3/l water - 3,5 mg O_3/l water.

Hierbij moet er echter wel voor gezorgd worden dat niet bij elke ozondosering alle instellingen anders zijn. De resultaten zijn zo namelijk moeilijk te vergelijken. Besloten is om de water- en gasdebieten zo veel mogelijk constant te houden en alleen de ozonconcentratie te variëren. Verder is er gepoogd om de instellingen zoveel als mogelijk is, overeen te laten komen met de bedrijfssituatie. Dit heeft geresulteerd in de volgende instellingen die in bijlage VI berekend zijn:

Tabel 5.1: Instellingen perspex kolom.

Dosering (mg O ₃ /l water)	waterdebiet (m ³ /h)	Gasdebiet (m ³ /h)	Ozonconcentratie (g /Nm ³)
0,75	0,85	0,03	19,5
1,5	0,65	0,10	10
2,5	0,65	0,10	16
3,5	0,65	0,10	22

De dosering van 0,75 mg O₃/l water is dezelfde dosering als in het bedrijf in 1 doseercompartiment gebruikt wordt gedurende de zomer. De water/lucht verhouding en de ozonconcentratie zijn hier ook zo goed mogelijk op aangepast. Met deze water- en gasdebieten waren de hogere ozondoseringen echter niet meer mogelijk. De instelling gebruikt voor de lage ozondosering van 0,75 mg/l zal vanaf nu "*de lage instelling*" genoemd worden. De instelling die gebruikt is voor de andere (hogere) doseringen zal vanaf nu "*de hoge instelling*" genoemd worden.

5.2.2. De gele kolommen

De opstelling

De opstelling bestaat uit 4 gele kolommen met een diameter van zo'n 0,4 m. Deze kolommen worden allen onder vrij verval en in tegenstroom doorstroomd. Dit heeft tot gevolg dat de stijghoogte in elke kolom iets lager is dan in de vorige. Na de gele doseerkolommen volgen er 4 (blauwe) contactkolommen met een grotere inhoud en dus ook een grotere verblijftijd.

Zowel bij de doseerkolommen als bij de contactkolommen kan alleen het influent en effluent bemonsterd worden. Ook is er de mogelijkheid om de ozonconcentratie in het voedingsgas en het afgas van elke kolom te meten.

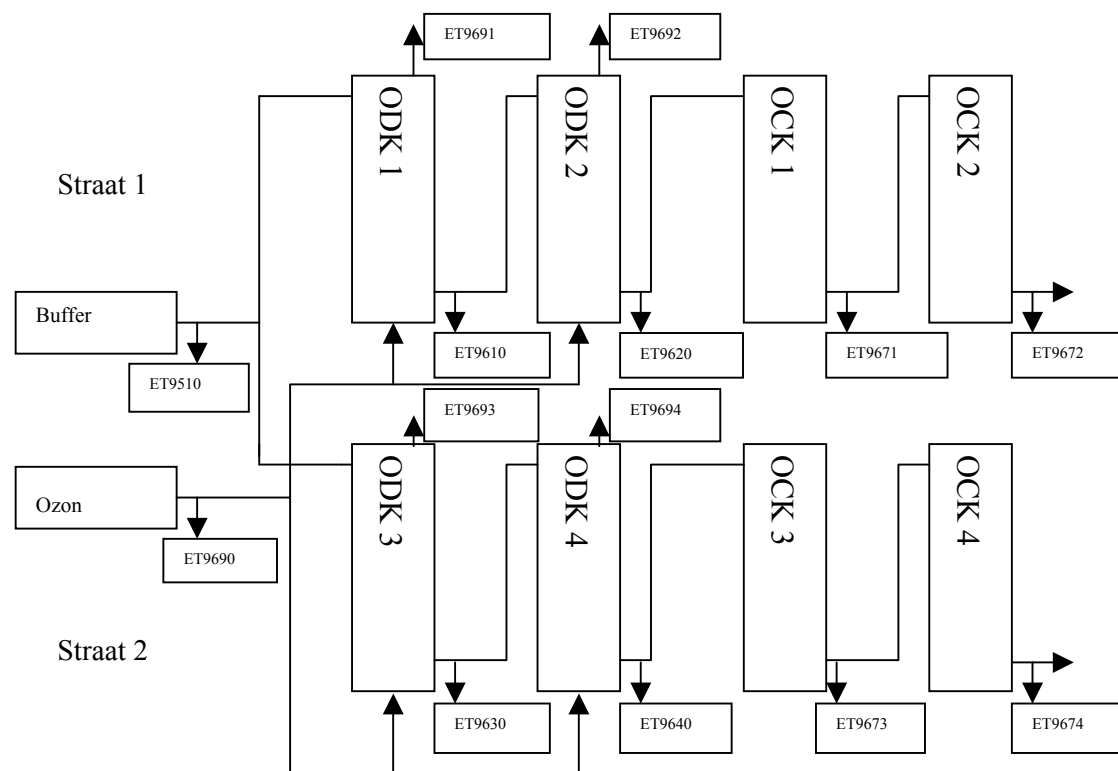


Figuur 5.2: De 4 gele ozondoseerkolommen in de proefinstallatie.

De procesvoering

Alhoewel er bij deze opstelling geen mogelijkheid is voor meestroom, zijn er wel verschillende schakelingen van kolommen mogelijk. Zo kunnen de 4 doseerkolommen in serie gezet worden of in 2 parallelle straten. Ook de contactkolommen kunnen op deze manier geschakeld worden. Omdat de opstelling met 2 doseerkolommen en 2 contactkolommen in serie overeenkomt met de situatie in het bedrijf, is deze opstelling ook gebruikt bij de proeven. Op deze manier kunnen er dus 2 verschillende doseringen tegelijkertijd getest worden. Er zijn namelijk 2 afzonderlijke parallelle straten.

Het waterdebiet door de kolommen kan gevarieerd worden van 0 tot 6 à 6,5 m³/h, afhankelijk van het beschikbare stijghoogteverschil. Het gasdebiet kan per kolom ingesteld worden maar is voornamelijk afhankelijk van de capaciteit van de ozoneur en kan voor alle kolommen samen variëren van 0 tot ongeveer 4 m³/h. Omdat er maar 1 ozoneur is kan er ook maar 1 ozonconcentratie ingesteld worden. De enige manier om een verschillende dosering in de verschillende kolommen te krijgen is door het instellen van andere gasdebieten. Hierbij wordt de dosering, net zoals in het bedrijf, gelijk verdeeld over de 2 in serie staande kolommen.



Figuur 5.3: Lay-out van de gele kolommen, verdeeld in 2 straten.

Voor de proeven met de gele doseerkolommen zijn per straat de volgende doseringen toegepast:

1,5 mg O₃/l water - 2,0 mg O₃/l water - 2,5 mg O₃/l water - 3,0 mg O₃/l water - 3,5 mg O₃/l water - 4,0 mg O₃/l water.

Rekening houdend met genoemde randvoorwaarden en uitgangspunten zijn de volgende instellingen in bijlage VII berekend:

Tabel 5.2: Instellingen gele kolommen.

Straat	Dosering (mg O ₃ /l water)	Waterdebiet (m ³ /h)	Gasdebiet (m ³ /h)	Ozonconcentratie (g /Nm ³)
1	4,0	6,0	0,71	16,8
2	1,5	6,0	0,27	16,8
1	2,0	6,0	0,36	16,8
2	3,5	6,0	0,62	16,8
1	3,0	6,0	0,54	16,8
2	2,5	6,0	0,45	16,8

De totale dosering gezien voor beide straten is hierbij steeds 5,5 mg O₃/l water, zodat de ozonconcentratie en het waterdebiet steeds hetzelfde kunnen blijven. Op deze manier zijn de

metingen bij vergelijkbare condities gedaan. Het waterdebiet is zo hoog mogelijk ingesteld om de water/lucht verhouding van het bedrijf zo veel mogelijk te benaderen. De ozonconcentratie is ingesteld op 16,8 g /Nm³ omdat dat het beste overeenkomt met de ozonconcentratie in het bedrijf.

5.3. Meetmethodieken

5.3.1. Meten van ozon in water [GWA afd. Waterkwaliteitsbewaking, 2000]

Het principe van de ozon in watermeting is gebaseerd op de reactie van ozon met DPD-sulfaat (N,N-diethyl-1,4-phenyleen-diammonium-sulfaat) in aanwezigheid van kaliumjodide tot een azo-verbinding met een stabiele violette kleur. De extinctie van de gevormde kleur wordt m.b.v. een UV/VIS-spectrofotometer bij 550,0 nm gemeten en is recht evenredig met de ozonconcentratie.

Voor de monsterneming wordt aan een glazen monsterflesje met een inhoud van 100 ml, 5,0 ml kleurreagens en 10,0 ml kaliumjodide-buffer toegevoegd. De kleurreagens bestaat uit een oplossing van 750 mg DPD-sulfaat in 500 ml gedemineraliseerd water en 1,0 ml zwavelzuur (18 mol/l). Bij de monsterneming moet er m.b.v. een maatkolfje 50 ml monsterwater worden toegevoegd aan het monsterflesje. Het flesje wordt afgesloten met een glazen stop en gemengd. Ook wordt er een blanco-monster genomen van water vlak voor de ozonisatie.

Met name voordat het monsterwater in het flesje met de buffer en de kleurreagens zit, moet contact met de buitenlucht zoveel mogelijk worden vermeden. Het is daarom niet mogelijk om precies 50,0 ml monster af te meten. Om te weten hoeveel monsterwater er nu precies in het flesje is gegaan, moet het monsterflesje voor en na de monsterneming gewogen worden.

Voor een betrouwbaar resultaat moet binnen 2 uur nadat het monster is genomen, de extinctie bepaald worden t.o.v. de blanco bij 550,0 nm in een glascuvet met een weglengte van 4,0 cm. De ozonconcentratie in water kan nu berekend worden met:

$$c_w = \frac{E \cdot 1000 \cdot M_r \cdot (g_{kk} + g_{monster})}{l \cdot M \cdot g_{monster}} \quad (5.1)$$

waarin:

c_w	= Concentratie ozon in water (mg/l).
E	= Gemeten extinctie (-).
M_r	= Molaire massa van ozon = 48 (g).
g_{kk}	= Massa van de kleurreagens en kaliumjodide-buffer (g).
$g_{monster}$	= Massa van het watermonster (g).
l	= Weglengte glascuvet (cm).
M	= Molaire extinctiecoëfficiënt = 17000 (mol ⁻¹ .cm ⁻¹ .l).

Deze meetmethode heeft in Weesperkarspel een onderste analyse grens (o.a.g.) van $0,0028 \pm 0,01$ mg/l, de onderste rapportage grens (o.r.g.) is 0,03 mg/l. Uit het verleden is echter gebleken dat bij ozonmeetmethodes die gebruik maken van kaliumjodide, er een risico is op een verkleuring door stikstofdioxide. Deze verkleuring wordt vervolgens ten onrechte toegeschreven aan ozon, waardoor de methode mogelijk structureel te hoge waarden zou meten.

5.3.2. Meten van ozon in lucht [GWA afd. Waterkwaliteitsbewaking, 1998]

Het principe van de ozon in lucht meting is dat het te analyseren gasmengsel door een gebufferde kaliumjodide-oplossing (pH = 6,8) wordt geleid. Hierbij wordt jodide omgezet in jodium. Dit gevormde jodium wordt na aanzuren getitreerd met een natriumthiosulfaat-oplossing. Vervolgens kan m.b.v. de hoeveelheid gebruikte natriumthiosulfaat-oplossing, de hoeveelheid bemonsterd gas, de luchtdruk en de gastemperatuur, de concentratie ozon in de lucht uitgerekend worden.

De opstelling voor het doorleiden van ozonhoudend gas door de reactievloeistof bestaat uit 2 by-pass- en 2 meet-gaswasflessen. Deze flessen worden gevuld met ongeveer 100 ml reactievloeistof (kaliumjodide-oplossing). Vervolgens wordt er enkele liters gas door de 2 by-pass-flessen geleid, zodat de monsterleiding doorstroomd is. Het gasdebiet wordt dan zo ingesteld dat er ongeveer $1 \text{ dm}^3/\text{min}$ doorheen stroomt. Met 2 driewegkranen wordt vervolgens de gasstroom over de 2 meetflessen geleid. Bij productiegas is een volume van 1 dm^3 genoeg voor voldoende verkleuring van de reactievloeistof, bij afgas is 20 dm^3 meestal genoeg. Na het gewenste volume worden de driewegkranen weer teruggedraaid, zodat de gasstroom weer over de by-pass-flessen gaat, de gasstroom kan nu gestopt worden.

De inhoud van de meetgaswasflessen wordt nu kwantitatief overgebracht in een erlenmeyer. Om het monster aan te zuren wordt 10 ml 2 mol/l zwavelzuur toegevoegd. De nu ontstane oplossing wordt vervolgens getitreerd met 0,1 mol/l natriumthiosulfaat. Het gehalte aan ozon in lucht in g/m^3 kan nu als volgt berekend worden:

$$C = \frac{V \cdot t \cdot M_r}{e \cdot G} \quad (5.2)$$

met:

C = Concentratie ozon in lucht (g/m^3).

V = Verbruik natriumthiosulfaat-oplossing (ml).

t = Concentratie gebruikte natriumthiosulfaat-oplossing (mol/l).

e = Aantal elektronen per molecuul betrokken bij de redoxreactie = 2.

G = Hoeveelheid doorgeleid monstergas in dm^3 .

Hiermee kan het gehalte ozon in lucht in g/Nm^3 berekend worden:

$$C_N = \frac{C \cdot (T + 273,15) \cdot 1013,25}{P \cdot 273,15} \quad (5.3)$$

met:

C_N	= Concentratie ozon in lucht (g/Nm^3).
T	= Gemeten gastemperatuur ($^{\circ}\text{C}$).
P	= Gemeten omgevingsluchtdruk (mbar).
1013,25	= Ideale luchtdruk (mbar).
273,15	= Ideale gastemperatuur (K).

Deze meetmethode heeft in Weesperkarspel een onderste analyse grens (o.a.g.) van $0,01 \text{ g}/\text{Nm}^3$. Als de berekende waarde echter boven de $1,0 \text{ g}/\text{Nm}^3$ ligt is de afronding op $0,1 \text{ g}/\text{Nm}^3$.

5.4. Metingen t.b.v. het model

De metingen t.b.v. het model zijn voor het overgrote deel gedaan m.b.v. de perspex kolom. Hiermee zijn metingen gedaan om parameters voor het model te bepalen en metingen om het model vervolgens te kalibreren en valideren.

De parameters die bepaald moesten worden zijn:

- De ozonafbraakconstante k_{afb} .
- De overdrachtcoëfficiënt k_L .
- Het aantal CSTR's.

Om het model vervolgens te kalibreren en valideren zijn de ozonconcentratieprofielen gemeten bij de verschillende ozondoseringen in zowel de mee- als tegenstroomsituatie.

Ook met de gele kolommen zijn metingen verricht t.b.v. het model. Hierbij is het effect van twee doseringen achter elkaar bekeken.

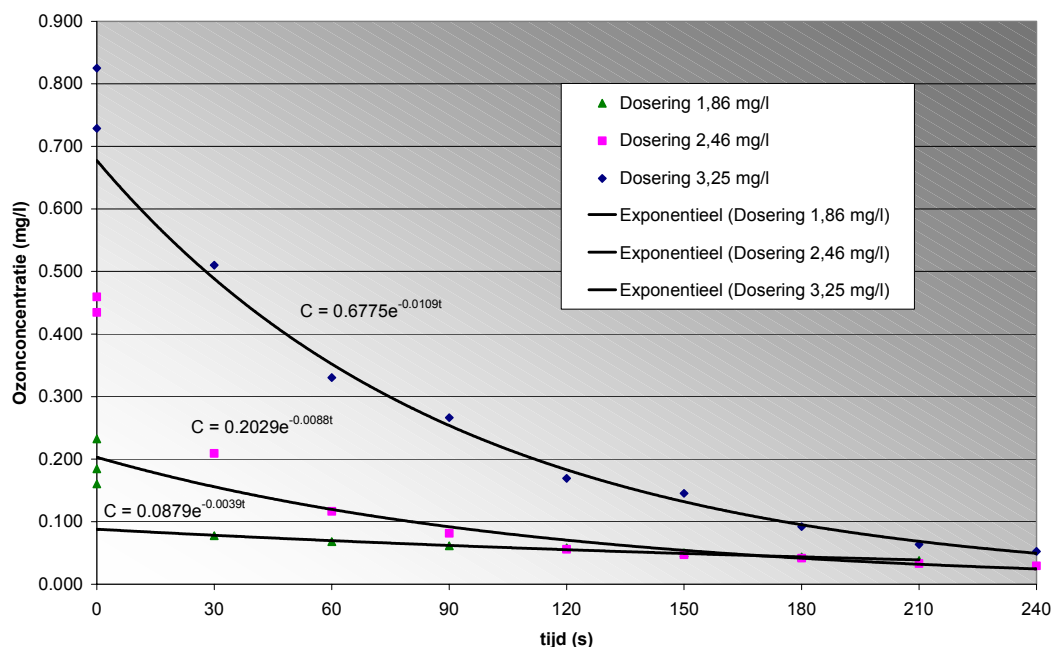
5.4.1. De ozonafbraakconstante k_{afb}

Proefopzet

Voor de bepaling van de k_{afb} is de kolom bedreven in tegenstroom bij verschillende ozondoseringen. Vervolgens is er onder in de kolom bij punt ET9650G, steeds een monster water genomen m.b.v. een afsluitbare maatkolf van 50 ml. Zodra het monster genomen was, werd de maatkolf afgesloten. Dit monster werd dan een bepaalde tijd bewaard, voordat de restozonconcentratie vastgelegd werd m.b.v. de kleurreagens en de kaliumjodide-buffer. De bewaartijden van de monsters waren: 0 - 30 - 60 - 90 - 120 - 150 - 180 - 210 - 240 s.

Resultaat

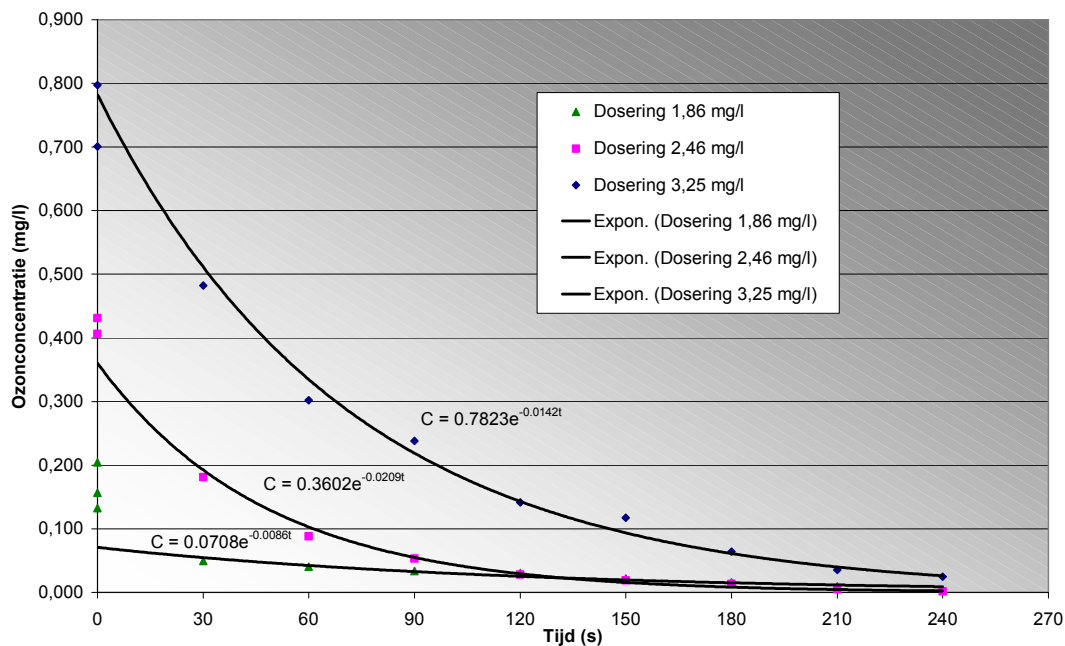
De gemeten ozonconcentraties zijn uitgezet tegen de tijd, waarna er een exponentiële functie doorheen gefit is:



Figuur 5.4: Bepaling van de ozonafbraakconstante k_{afb} (aanvankelijke interpretatie)

Over deze grafiek zijn enkele zaken op te merken:

- De ozonconcentraties op tijdstip $t = 0$ s, zijn niet meegenomen in de fit. De reden hiervoor is dat op dit tijdstip de instantane ozonvraag ID nog niet voldaan is. Dit is mogelijk ook een reden voor de spreiding in de ozonconcentratie op $t = 0$ s. Op dit moment is de afbraak namelijk erg groot en is een meetfout snel gemaakt.
- De ozondosering van 1,5 mg O_3/l is hoger uitgevallen door het ongemerkt oplopen van het amperage van de ozoneur. De ozondosering van 3,5 mg O_3/l is lager uitgevallen doordat de ozoneur op dat moment niet hoger kon dan 3,25 mg O_3/l .
- De gemeten ozonconcentratie bij de lage doseringen blijft vrij stabiel vanaf circa 150 s terwijl de concentratie nog relatief hoog is. Dit is een aanwijzing dat er bij de ozonanalyse waarschijnlijk ook een verkleuring door stikstofoxiden plaatsvindt. Deze te hoge concentratie is in de figuur te corrigeren door van elke gemeten concentratie bijvoorbeeld 0,028 mg/l af te trekken. De 0,028 mg/l is een geschatte waarde en volgt uit de laagste gemeten concentratie bij $t = 240$ s. Deze concentratie is stabiel bij 0,029 mg/l, hiervoor wordt aangenomen dat deze vermoedelijk ca. 0,001 mg/l is en dus moet er nog 0,028 mg/l van afgetrokken worden. Hierbij moet gezegd worden dat de “fit” van de exponentiële functie bij een andere waarde dan 0,028 minder goed is en er natuurlijk ook een iets andere afbraakconstante uitkomt.



Figuur 5.5: Bepaling van de ozonafbraakconstante k_{afb} (na correctie voor verkleuring door stikstofoxiden bij de ozonanalyse).

- De ozonconcentraties op tijdstip $t = 0$ s, zijn weer niet meegenomen in de fit.
- Door de schommeling in de afbraakcoëfficiënt ($0.0086 - 0.0209$ s⁻¹) is het niet mogelijk een goede relatie tussen de ozondosis en de ozonafbraak te laten zien. Vast staat wel dat de ozonafbraak in principe groter is naarmate de dosering hoger is.
- Het is daarom ook gek dat de middelste grafiek een hogere afbraakcoëfficiënt geeft.

5.4.2. De overdrachtcoëfficiënt k_L

In paragraaf 3.6.5 zijn er verschillende methoden besproken om de k_L te bepalen. De methode die de meeste betrekking heeft op de betreffende situatie is m.b.v. metingen.

Proefopzet

Voor de betreffende metingen is in het water pure zuurstof gedoseerd waarna de concentratieverschillen bepaald zijn. Dit is gedaan voor zowel de “lage” als de “hoge” instelling bij mee- en tegenstroom. Er is pure zuurstof gebruikt omdat dit gas eenvoudig te meten is m.b.v. een elektrode, het veroorzaakte concentratieverschil over de kolom voldoende is en het nauwelijks reageert met stoffen in het water. Andere gassen die overwogen zijn waren:

- Dosering van stikstof. De stikstof in water meting kan echter niet door GWA zelf gedaan worden en er is ook geen laboratorium gevonden wat het wel kan.

- Doseren van lucht in zuurstofloos water waarna het concentratieverschil van zuurstof gemeten wordt. Hiervoor moet eerst het water zuurstofloos gemaakt worden wat niet mogelijk is in de proefinstallatie.

Resultaten

De gemeten zuurstofconcentraties voor de 4 verschillende instellingen zijn:

Tabel 5.3: De gemeten zuurstofconcentraties voor de 4 gebruikte instellingen.

Instelling (laag / hoog) (zie § 5.2.1)	Meestroom / tegenstroom	Zuurstofconcentratie (mg/l)
Laag	Tegenstroom	26,7
Laag	Meestroom	24,4
Hoog	Tegenstroom	43,7
Hoog	Meestroom	39,0

Gedurende de proef was de watertemperatuur (T heeft invloed op de diffusiecoëfficiënt) 15,5 °C en de zuurstofconcentratie van het influent 8,8 mg/l. Door in het model de k_L -waarde te variëren, net zolang tot de zuurstofconcentratie in het model overeenkomt met het meetresultaat kan de k_L -waarde bepaald worden.

Tabel 5.4: Resultaten van de stofoverdracht-bepalingen.

Instelling (zie §5.2.1)	Meestroom / Tegenstroom	k_L (O ₂) _{15,5 °C} (m/s)	k_L (O ₃) _{20 °C} (m/s)
Laag	Tegenstroom	$3,74 \cdot 10^{-4}$	$4,08 \cdot 10^{-4}$
Laag	Meestroom	$3,60 \cdot 10^{-4}$	$3,93 \cdot 10^{-4}$
Hoog	Tegenstroom	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$2,51 \cdot 10^{-4}$
Hoog	Meestroom	$2,30 \cdot 10^{-4}$	$2,51 \cdot 10^{-4}$

De k_L -waarden die nu berekend zijn m.b.v. de meetgegevens kunnen nog vergeleken worden met waarden die bepaald zijn volgens de andere methoden besproken in paragraaf 3.6.5. De filmtheorie wordt hierbij niet meegenomen:

Tabel 5.5: Vergelijking k_L met rekenmethoden uit de literatuur.

Instelling (zie §5.2.1)	Meestroom / Tegenstroom	"Gemeten" k_L (m/s)	Penetratietheorie (m/s)	Hughmark (m/s)
Laag	Tegenstroom	$4,08 \cdot 10^{-4}$	$4,41 \cdot 10^{-4}$	$1,64 \cdot 10^{-4}$
Laag	Meestroom	$3,93 \cdot 10^{-4}$	$3,95 \cdot 10^{-4}$	$1,38 \cdot 10^{-4}$
Hoog	Tegenstroom	$2,51 \cdot 10^{-4}$	$4,36 \cdot 10^{-4}$	$1,61 \cdot 10^{-4}$
Hoog	Meestroom	$2,51 \cdot 10^{-4}$	$4,00 \cdot 10^{-4}$	$1,41 \cdot 10^{-4}$

Te zien is dat de met metingen bepaalde k_L steeds tussen de penetratietheorie en Hughmark in ligt. Bij de "lage instelling" is de penetratietheorie bijna hetzelfde als de gemeten k_L . De met

metingen bepaalde k_L is dus een redelijk goede benadering van de k_L die in werkelijkheid optreedt.

5.4.3. Het aantal CSTR's

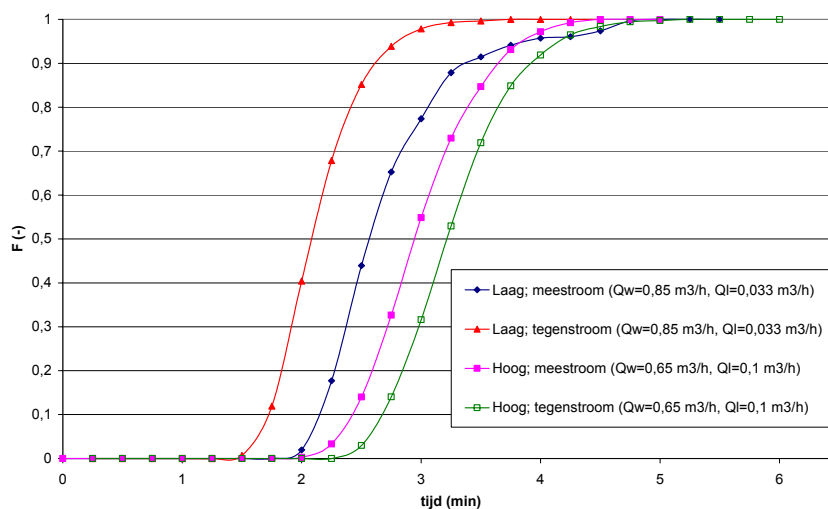
In paragraaf 3.5.3 staat dat de verblijftijdspreiding kan worden gemodelleerd door meerdere CSTR's achter elkaar te plaatsen. De verblijftijdspreiding in de perspex doseerkolom kan ook op deze manier beschreven worden. Om te bepalen hoeveel CSTR's daarvoor nodig zijn moeten er tracerproeven gedaan worden. Wederom bij de "lage" en de "hoge" instelling en bij mee- en tegenstroom. Daarnaast is het vrij eenvoudig om met de resultaten de t_{10} te bepalen.

Proefopzet

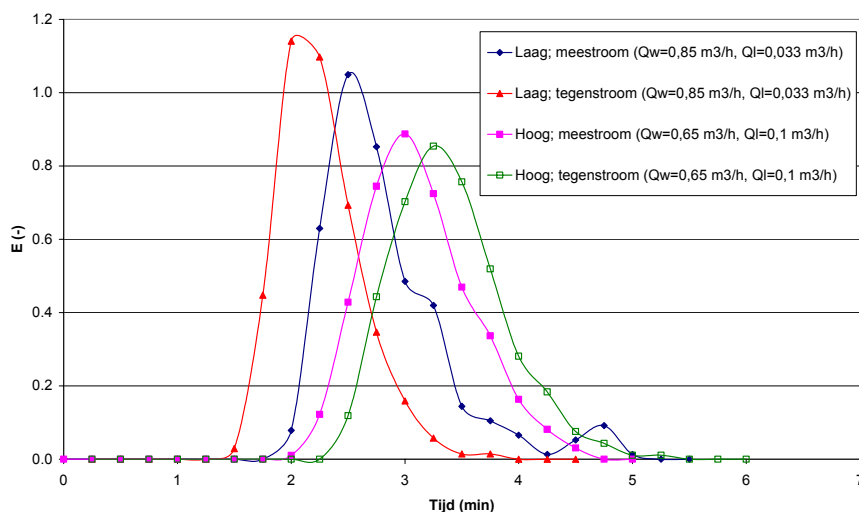
Als tracer wordt een zoutoplossing gebruikt die als invloed heeft dat de geleidbaarheid van het water toeneemt. Deze zoutoplossing moet natuurlijk voldoende geconcentreerd zijn zodat het verschil in geleidbaarheid ook meetbaar is. Voor deze proeven is een oplossing gebruikt van $\pm 0,25$ kg zout in ± 15 l water. De tracer werd m.b.v. een pompje via een monsterpunt aan de hoofdstroom toegevoegd. In de meestroom situatie werd hiervoor monsterpunt ET9650G (onderin de kolom) gebruikt en bij tegenstroom monsterpunt ET9650M (net na de kolom). De geleidbaarheid werd in deze situaties respectievelijk in de monsterpunten ET9650M en ET9650G gemeten. De tijd gemeten vanaf het begin van de dosering moest nog gecorrigeerd worden door bij meestroom 45 s en bij tegenstroom 30 s er vanaf te trekken. Dit was nodig omdat dit de verblijftijd in de monsterleidingen was.

Resultaten

De verblijftijdspreidingen voor alle 4 verschillende instellingen zijn weergegeven in F-curves en E-curves. In bijlage VIII is de volledige spreadsheet met alle berekeningen m.b.t. de verblijftijdspreiding te vinden.



Figuur 5.6: F-curves van de perspex doseerkolom bij elke gebruikte instelling.



Figuur 5.7: E-curves van de perspex doseerkolom bij elke gebruikte instelling.

De verschuiving van de grafieken bij eenzelfde instelling wordt deels veroorzaakt doordat de metingen voor meestroom op een andere dag gedaan zijn als de metingen voor tegenstroom. Hierdoor waren de instellingen van de proefinstallatie waarschijnlijk niet helemaal hetzelfde. Dit kan echter niet de volledige verklaring zijn voor de verschillen in verblijftijd bij gelijke instellingen, wat de oorzaak hiervoor is, is onbekend. Uit de F-curves kan de t_{10} / t_{50} berekend worden zoals besproken is in paragraaf 3.5.3. Uit de E-curves kan het aantal CSTR's berekend worden met vergelijking (3.22) (zie bijlage VIII). Verder is ook het getal van Reynolds berekend.

Tabel 5.6: t_{10} / t_{50} , aantal CSTR's en getal van Reynolds voor de perspex doseerkolom bij alle gebruikte instellingen.

Instelling (zie §5.2.1)	Meestroom / tegenstroom	t_{10} (min)	t_{50} (min)	t_{10} / t_{50} (-)	Aantal CSTR's	Getal van Reynolds
Laag	tegenstroom	1,73	2,08	0,83	34	> 3000
Laag	meestroom	2,15	2,56	0,84	23	> 3000
Hoog	tegenstroom	2,68	3,22	0,83	45	> 2300
Hoog	meestroom	2,42	2,94	0,82	40	> 2300

Uit deze tabel kunnen enkele conclusies getrokken worden:

- De t_{10} / t_{50} is hoger dan in het bedrijf ($t_{10} / t_{50} \approx 0,6$), dus de verblijftijdspreiding is kleiner. Dit is niet vreemd, want het water stroomt in dit geval door een smalle kolom i.p.v door een grote bak.
- Het aantal CSTR's is bij tegenstroom steeds hoger dan bij meestroom, maar de verhouding t_{10} / t_{50} is wel gelijk.
- Het getal van Reynolds bij de "hoge" instelling is laag en hangt tegen laminaire stroming aan. Daarbij kan wel gezegd worden dat het getal van Reynolds door de opstijgende

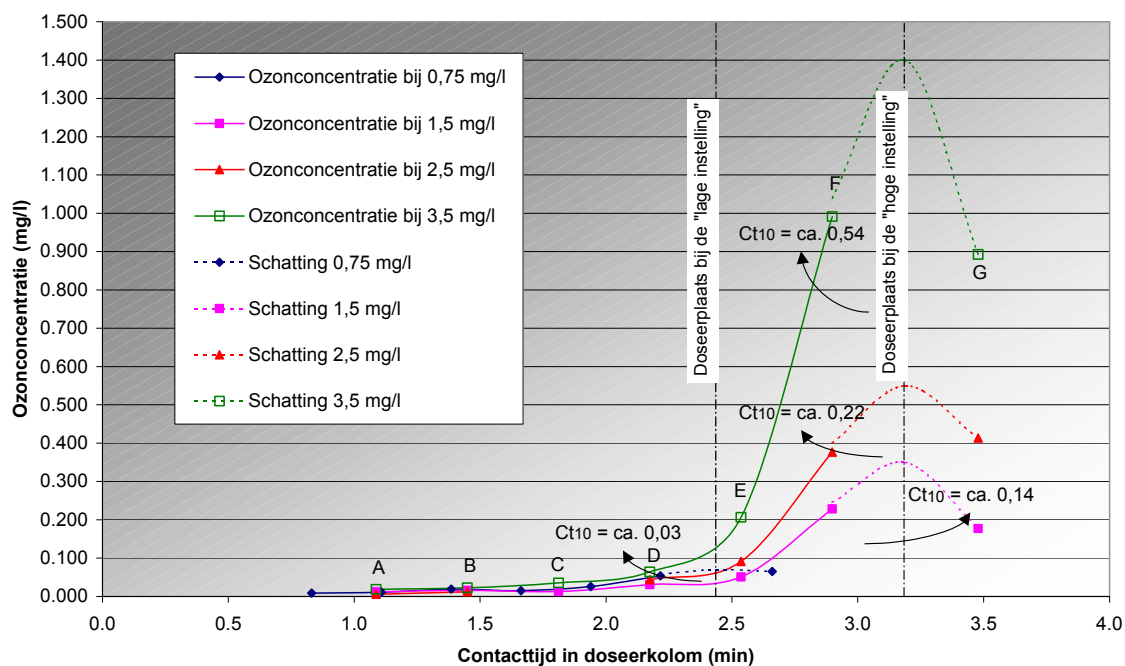
bellen hoger is dan 2300. Ditzelfde geldt ook voor de "lage" instelling, waar het getal van Reynolds ook niet bijzonder hoog is.

5.4.4. Ozonconcentratieprofielen bij tegenstroom

Proefopzet

Voor de bepaling van de ozonconcentratieprofielen is de kolom bedreven in tegenstroom bij de 4 eerder genoemde ozondoseringen. Vervolgens zijn m.b.v. een maatkolfje van 50 ml over de hoogte van de kolom monsters genomen d.m.v. de monsterpunten ET9650A t/m G. Deze monsters zijn onmiddellijk bij het kleurreagens en de kaliumjodide-buffer gedaan zodat de restozonconcentratie in het water vastgelegd werd. Naast de ozon in water metingen is ook voor elke dosering de ozonconcentratie in het afgas bepaald, zodat het ozonrendement berekend kan worden.

Resultaten

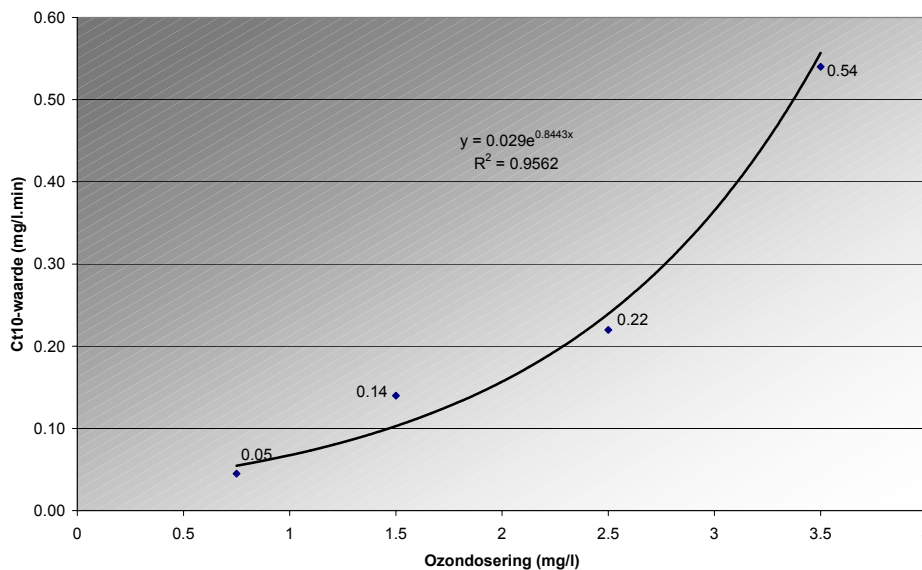


Figuur 5.8: Ozonconcentratieprofiel voor de tegenstroomsituatie bij verschillende doseringen.

Over deze figuur zijn een aantal zaken op te merken:

- In de grafiek wordt het ozongas gedoseerd ter plaatse van de gestippelde verticale lijnen. Omdat op de x-as de tijd is uitgezet ligt het doseerpunt bij de lage dosering op een ander punt. Het waterdebiet bij de lage dosering is namelijk groter, dus is het water ook sneller beneden.

- Bij de dosering zit geen monsterpunt en dus kan de ozonconcentratie hier ook niet gemeten worden. Vlak na de dosering zit er wel weer een monsterpunt (G). Het concentratieverloop tussen het laatste monsterpunt boven de dosering (F) en dit monsterpunt is dan ook geschat.
- Bij alle doseringen is te zien dat de ozonconcentratie pas in het laatste deel, oftewel onder in de kolom oploopt. Vanaf het vierde monsterpunt (ET9650D) op 1,4 m boven de dosering is er in feite nauwelijks meer ozon in het water en dus ook geen desinfectie. Een conclusie die hieruit getrokken kan worden, is dat bij hoge watertemperaturen, de bovenste 3 m van de doseerkolom in een tegenstroomsituatie weinig nut heeft. De gemeten ozonconcentraties bij de dosering van 0,75 mg O₃/l water liggen bij de monsterpunten A t/m D nog onder de rapportagegrens.
- In de grafiek is voor elk ozonconcentratieprofiel een Ct₁₀-waarde gegeven die in de doseerkolom gehaald wordt. Deze Ct₁₀-waarde is berekend door de effluent-methode te gebruiken tot aan de doseerplaats. De effluent-methode is beschreven in paragraaf 3.5.2. De term effluent-methode is in dit geval eigenlijk niet juist, aangezien de "effluenten" van meerdere monsterpunten over de hoogte van de kolom gebruikt worden en niet alleen het effluent van de kolom. Er wordt wel dezelfde rekenmethode gebruikt als bij de effluent-methode, maar de berekende Ct₁₀ komt, door de vele monsterpunten, dicht in de buurt van de Ct₁₀ die zou worden berekend volgens de integratiemethode. De relatie tussen ozondosering en Ct₁₀-waarde kan nu uitgezet worden:



Figuur 5.9: Relatie tussen de ozondosering en de Ct₁₀-waarde tijdens tegenstroom bij T ≈ 20 °C.

In deze figuur is de Ct₁₀-waarde bij de dosering van 0,75 mg/l gecorrigeerd, zodat de contacttijd bij alle Ct₁₀-waarden hetzelfde is. De contacttijd bij deze dosering is in werkelijkheid namelijk korter dan bij de andere doseringen.

Tot slot is uit de gemeten ozonconcentraties in de lucht voor elke dosering het ozonrendement uitgerekend m.b.v. vergelijking (3.52):

Tabel: 5.7: Berekende ozonrendementen voor elke gebruikte dosering ($T = \pm 20$ °C).

Dosering (mg/l)	Concentratie in (g/Nm ³)	Concentratie uit (afgas) (g/Nm ³)	Ozonrendement (%)
0,75	18,47	0	100
1,5	11,72	0,078	99,3
2,5	16,33	0,105	99,4
3,5	21,56	0,145	99,3

De berekende rendementen zijn erg hoog en duiden erop dat de overdracht bijna volkomen is. Verrassend is dat ook bij de zeer hoge dosering van 3,5 mg/l, het rendement nog steeds boven de 99 % ligt.

5.4.5. Verschil meestroom - tegenstroom

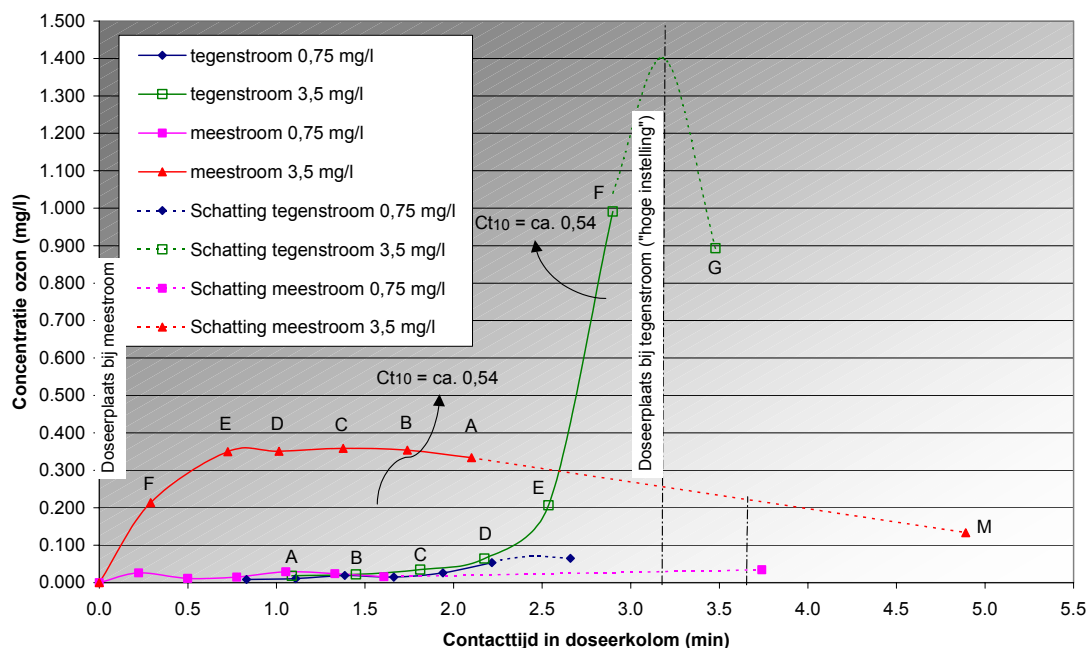
In paragraaf 4.3.2 zijn de theoretische verschillen tussen mee- en tegenstroom al uitgelegd. Of dit in de praktijk ook zo is blijkt uit de resultaten van de volgende proeven.

Proefopzet

De perspex kolom is speciaal voor deze proeven aangepast zodat er ook een meestroomsituatie mogelijk werd. Verder is de wijze waarop de ozonconcentratieprofielen voor meestroom bepaald zijn in principe hetzelfde als zoals ze bij tegenstroom zijn bepaald. Hierbij wordt er geen gebruik meer gemaakt van monsterpunt ET9650G, omdat het water op deze plaats nog influent is. Bij meestroom wordt wel gebruik gemaakt van het monsterpunt ET9650M.

In eerste instantie is alleen de meestroomsituatie bij een dosering van 0,75 mg/l gemeten, zodat de bedrijfssituatie in kaart kon worden gebracht. De verschillen tussen mee- en tegenstroom waren hier echter niet duidelijk te zien, omdat de ozonconcentraties zo laag waren. De proef is toen herhaald bij een dosering van 3,5 mg/l.

Resultaten



Figuur 5.10: Verschil in ozonconcentratieprofiel tussen meestroom en tegenstroom.

Over deze figuur valt het volgende op te merken:

- Bij de meestroomprofielen zijn de stukken tussen monsterpunt A en M gestippeld. Dit is gedaan omdat monsterpunt ET9650M een minder betrouwbaar punt is. Bovendien zit er ook erg veel contacttijd tussen punt A en M, gedurende die tijd is het onbekend hoe het concentratieprofiel nu precies loopt.
- De tegenstroomprofielen zijn ter vergelijking overgenomen uit figuur 5.7. Opmerkingen m.b.t. deze profielen staan ook bij figuur 5.7.
- De gestippelde verticale lijn bij $t = 3,6$ minuten voor de meestroomdosering van $3,5$ mg/l geeft het einde van de doseerkolom aan.
- De gemeten ozonconcentraties bij $0,75$ mg/l liggen weer grotendeels onder de onderste rapportage grens en zijn dus van weinig waarde.
- In de figuur is bij het meestroomprofiel van $3,5$ mg/l weer een Ct_{10} -waarde gegeven die in de doseerkolom gehaald wordt. Opvallend is dat deze Ct_{10} -waarde even groot is als bij tegenstroom. Deze zelfde Ct_{10} -waarde wordt echter wel gevormd door een lagere ozonconcentratie gedurende een langere tijd. Wat qua desinfectie nu beter is, is niet duidelijk.

Tot slot is ook voor de meestroomsituatie het ozonrendement berekend m.b.v. de ozonconcentraties in het afgas:

Tabel: 5.8: Berekende ozonrendementen voor meestroom.

Dosering (mg/l)	Concentratie in (g/Nm ³)	Concentratie uit (afgas) (g/Nm ³)	Ozonrendement (%)
0,75	19,30	0,07	99,6
3,5	22,10	0,288	98,7

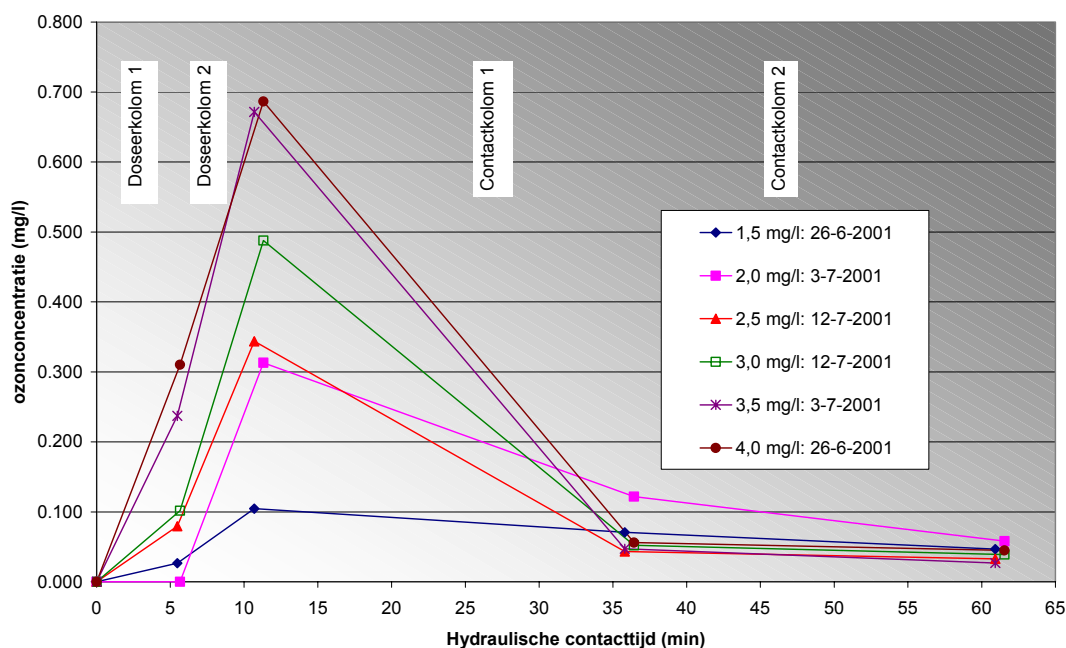
In vergelijking met de tegenstroomsituatie zijn de ozonrendementen iets lager. Dit is logisch aangezien het contact tussen bel en water minder intensief is als bij tegenstroom. Het rendement is desondanks nog steeds erg hoog.

5.4.6. Effect van een 2^e dosering

Proefopzet

Deze proef is gedaan m.b.v. de “gele kolommen”, de gebruikte instellingen staan vermeld in paragraaf 5.2.2. Voor deze proef is van het effluent van elke doseer- en contactkolom een watermonster genomen. Van deze monsters is de ozonconcentratie bepaald. Verder is bij elke doseerkolom de ozonconcentratie in het afgas bepaald, zodat het ozonrendement berekend kan worden. Bij bepaalde kolommen zijn ook watermonsters genomen t.b.v. van de aantoonbaarheid van de behaalde desinfectie. Deze proeven worden besproken in paragraaf 6.3..

Resultaten



Figuur 5.11: Effect van een 2^e dosering op de ozonconcentratie in het water (tegenstroom).

Hier valt het volgende over te zeggen:

- Het verloop van de ozonconcentratie verloopt in werkelijkheid niet volgens rechte lijnen zoals in deze figuur is weergegeven. Aannemelijk is het dat de concentratie in de doseerkolommen verloopt zoals in figuur 5.8 en vervolgens in de contactkolommen exponentieel afneemt zoals in figuur 5.5.
- In vergelijking met de totale dosering in 1 kolom, wordt de ozonconcentratie in het water niet zo hoog: het meeste ozon reageert snel weg
- De ozonconcentratie in het water stijgt bij de 2^e dosering meer dan bij de 1^e dosering.
- Waarschijnlijk zijn de gemeten ozonconcentraties weer een paar honderdsten te hoog (vals positief t.g.v. stikstofdioxide in het water). De ozonconcentratie blijft namelijk na de 1^e contactkolom op een te hoge concentratie constant. Waarschijnlijk is de concentratie ozon in het water bij de 1^e contactkolom al 0 mg/l.

Tijdens de proeven zijn ook weer de ozonconcentraties in het afgas gemeten om het ozonrendement te berekenen:

Tabel: 5.9: Berekende ozonrendementen in de gele kolommen voor elke gebruikte dosering.

Dosering (mg/l)	Concentratie in (g/Nm ³)	Concentratie uit (afgas) Kolom 1 (g/Nm ³)	Concentratie uit (afgas) Kolom 2 (g/Nm ³)	Ozonrendement (%)
1,5	16,98	0,27	0,48	95,6
2,0	17,69	0,28	0,52	95,5
2,5	ca. 19,95 ^a	ca. 0,44 ^a	ca. 1,05 ^a	ca. 92,5 ^a
3,0	ca. 19,95 ^a	ca. 0,26 ^a	ca. 0,33 ^a	ca. 97,0 ^a
3,5	17,69	0,48	1,66	87,9
4,0	16,98	0,45	0,50	94,4

^a Bij deze metingen was de luchtdebietmeter lek en is er zeer waarschijnlijk te veel gas bemonsterd. Hierdoor zijn de gemeten concentraties niet betrouwbaar.

De berekende rendementen zijn duidelijk niet zo hoog als bij de smalle perspex kolom. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat:

- De gele kolommen een andere water/lucht verhouding hebben.
- Er bij de 2^e kolom al ozon in het influent zit. Hierdoor ontsnapt er ook meer ozon vergeleken met de hoeveelheid ozon die in de kolom gedoseerd wordt en dus is het rendement ook lager.
- De lengte/breedte-verhouding bij de perspex kolom gunstiger is.

6. Metingen t.b.v. de aantoonbaarheid van de behaalde desinfectie

6.1. Inleiding

Voor de aantoonbaarheid van de behaalde desinfectie zijn metingen verricht aan de perspexkolom, aan de gele kolommen en ten slotte ook nog in het bedrijf. Deze zijn respectievelijk besproken in paragraaf 6.2, 6.3 en 6.4.

Hierbij is overall gepoogd de behaalde decimale eliminatie capaciteit (DEC) te bepalen door de indicatoren Coli44 en SSRC te meten. In het bedrijf is tegelijkertijd ook de ozonconcentratie in het water bepaald, zodat een Ct_{10} -profiel gemaakt kan worden.

6.2. Bepaling van de DEC m.b.v. de perspex kolom

De perspex kolom is gebruikt voor deze proeven, omdat deze het mogelijke verschil tussen meestroom en tegenstroom kan bepalen. Ook kan bepaald worden of er bijvoorbeeld bij tegenstroom alleen maar onderin desinfectie plaatsvindt door op meerdere hoogtes monsters te nemen. Om de resultaten te kunnen vergelijken met het bedrijf, zijn alleen metingen verricht bij de dosering van 0,75 mg/l.

Proefopzet

De proefopzet voor deze metingen is hetzelfde als voor het meten van de ozonconcentraties in water die beschreven zijn in de paragrafen 5.4.4 en 5.4.5. De coli44 en SSRC-monsters zijn niet van elk monsterpunt genomen, omdat daar niet genoeg laboratoriumcapaciteit voor was. Voor tegenstroom is bemonsterd in het influent van de doseerkolom (ET9510), het effluent van de contactkolom (ET9795) en de punten ET9650C, ET9650F en ET9650G. Zie figuur 5.1 voor de precieze locaties. Voor meestroom zijn ook het influent van de doseerkolom en het effluent van de contactkolom bemonsterd. Verder zijn ook nog de punten ET9650F, ET9650C en ET9650M bemonsterd.

Resultaten

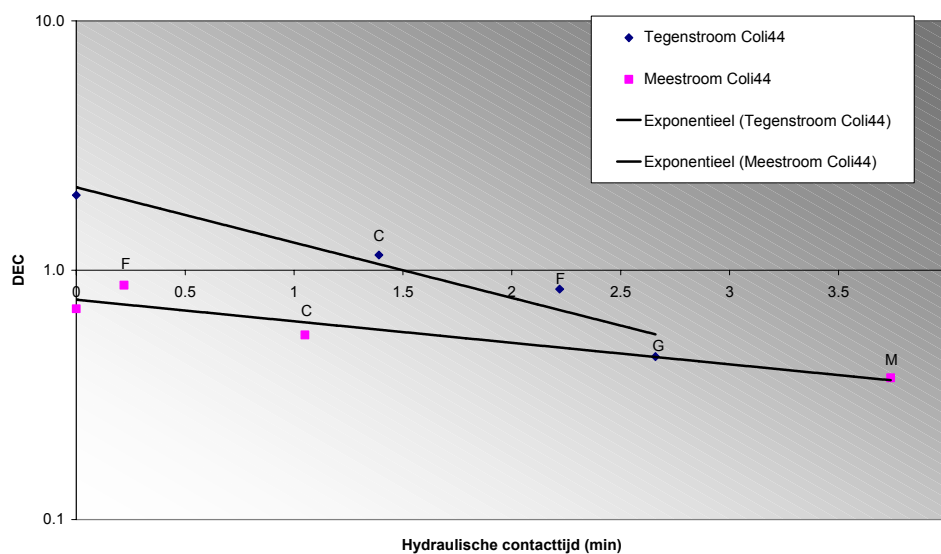
Tabel 6.1: Voorlopige gemeten waarden voor Coli44 en SSRC in de perspex kolom (0.75 mg/l).

Hydraulische verblijftijd (min)	Tegenstroom		Hydraulische verblijftijd (min)	Meestroom	
	Coli44 (N/100 ml)	SSRC (N/100 ml)		Coli44 (N/100 ml)	SSRC (N/100 ml)
0	2,0	9,2	0	0,7	13,3
1,39	1,15	4,98	0,22	0,57	7,6
2,22	0,84	4,59	1,05	0,87	9,1
2,66	0,45	11,56	3,74	0,37	11,8
47,25	0,82	6,71	44,19	0,44	10,8

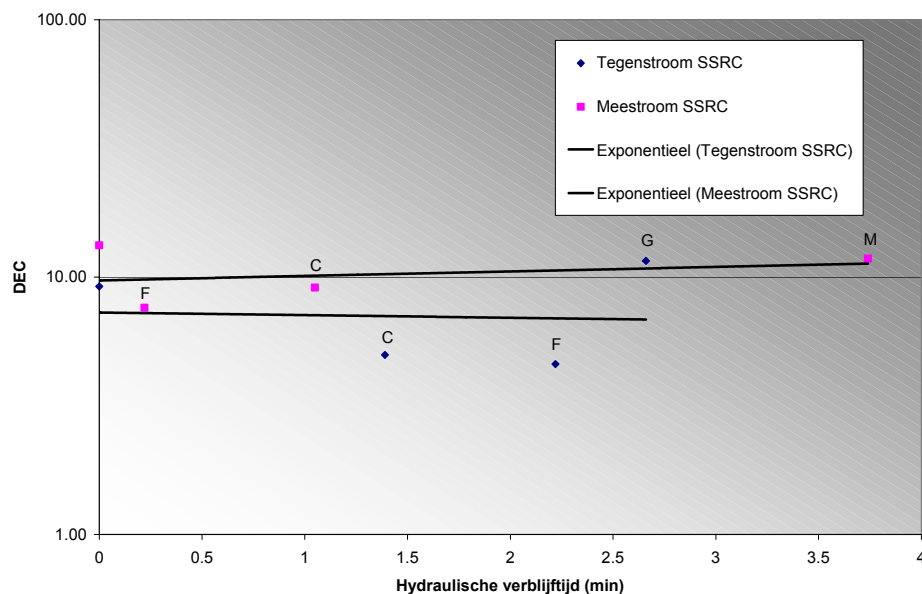
Uit deze tabel blijkt dat:

- De influentconcentraties bij beide proeven vrij veel verschillen.
- Er is een grote spreiding in de gemeten aantallen Coli's en SSRC. Vooral bij meestroom fluctueren de waarden, maar ook bij tegenstroom zijn er gekke uitschieters (zoals SSRC na 2,66 min).
- Opvallend is ook dat voor de Coli's het effluent van de contactkolom vaak een hogere waarde geeft dan de doseerkolom. Voor SSRC is de concentratie in het effluent van de doseerkolom beide keren het hoogst.

Om toch nog iets uit deze resultaten af te kunnen leiden zijn de resultaten in grafiekvorm weergegeven. Om de grafieken beter af te kunnen lezen, zijn de resultaten van de metingen na de contactkolom hier weggelaten en heeft de verticale as een logaritmische schaal.



Figuur 6.1: DEC van Coli44 in de doseerkolom bij meestroom en tegenstroom ($T = \pm 20 \text{ }^\circ\text{C}$).



Figuur 6.2: DEC van SSRC in de doseerkolom bij meestroom en tegenstroom ($T = \pm 20$ °C).

Uit deze grafieken kan afgelezen worden dat:

- De DEC van Coli44 bij tegenstroom in de doseerkolom ca. 0,5 logeenheid is. Voor het gemak wordt er vanuit gegaan dat de DEC van de indicator Coli44 even groot is als de DEC van Campylobacter.
- De DEC van Coli44 bij meestroom is ca. 0,3. Uit deze ene proef kan echter niet geconcludeerd worden dat de DEC bij tegenstroom altijd groter is dan bij meestroom.
- De DEC van SSRC in de doseerkolom is nihil en dus is, met de aanname van een 1:1 verhouding tussen SSRC en Giardia, ook de DEC van Giardia nihil.

6.3. Bepaling van de DEC m.b.v. de gele kolommen

De gele kolommen van de proefinstallatie zijn gebruikt om het effect op de DEC van hogere ozondoseringen te bepalen.

Proefopzet

De benodigde monsters zijn tijdens de proeven uit paragraaf 5.4.6 genomen. De proefopzet is dan ook grotendeels hetzelfde. De hoeveelheid monsters is bij deze proeven echter veel geringer door de beperkte capaciteit van het laboratorium. Hierdoor konden er alleen Coli44 en SSRC-monsters genomen worden van het influent en het effluent van beide straten (inclusief contactkolommen).

Resultaten

Tabel 6.2: Gemeten waarden voor Coli44 en SSRC in de gele kolommen.

Dosering (mg/l)	Coli44 (N/100 ml)		SSRC (N/100 ml)	
	Influent	Effluent	Influent	Effluent
1,5	2,6	<0,2	5,6	2,6
2,0	0,8	<0,2	5,8	19
2,5	2,1	<0,2	6,0	0,9
3,0	2,1	<0,2	6,0	1,0
3,5	0,8	<0,2	5,8	4,6
4,0	2,6	<0,2	5,6	0,9

Net als bij de perspexkolom zijn hier ook enkele gekke pieken gevonden, verder valt het volgende op te merken:

- Het gemiddelde van de influentconcentratie van Coli44 is 1,8. Voor de Coli44 wordt bij een dosering van 1,5 mg/l minimaal ca. 1 logeenheid eliminatie gehaald. De eliminatie bij hogere doseringen is dus hoger.
- Het SSRC-gehalte in het influent is vrij constant, dit duidt op een redelijk goede bepalingsmethode.
- Bij de SSRC-bepaling voor de effluënten van 2,0 mg/l en 3,5 mg/l is waarschijnlijk iets fout gegaan. Deze 2 waarden zijn namelijk tegelijk bepaald en vertonen beide een gekke piek.
- Uit de resterende 4 waarden blijkt dat nooit meer dan 0.8 logeenheid wordt gehaald.
- Voor vervolgonderzoek lijkt het zinvol om meer monsters te nemen (om uitschieters te kunnen onderscheiden vd betrouwbare metingen) en/of vooroverleg met het lab. te houden, gericht op betrouwbaardere resultaten (m.b.t. monsterneming en uitvoering van het onderzoek).

6.4. Bepaling van DEC en Ct in het bedrijf

Voor de bepaling van de DEC zijn monsters genomen van het influent (W6013), na elke bellenkolom (oftewel BK) (W6269 en W6270) en van het effluent van de contactkelder (W6313) (zie figuur 2.7).

Voor de bepaling van de Ct₁₀ in het bedrijf, zijn de ozonconcentraties gemeten in ozonkelder 3. Hiervoor is gebruik gemaakt van elk monsterpunt om een zo nauwkeurig mogelijk concentratieprofiel te krijgen. Om het ozonrendement te bepalen is ook nog de ozonconcentratie in het afgas van de doseercompartimenten 2 en 3 bepaald. De hydraulische verblijftijden in de kelder zijn al bepaald in tabel 2.3.

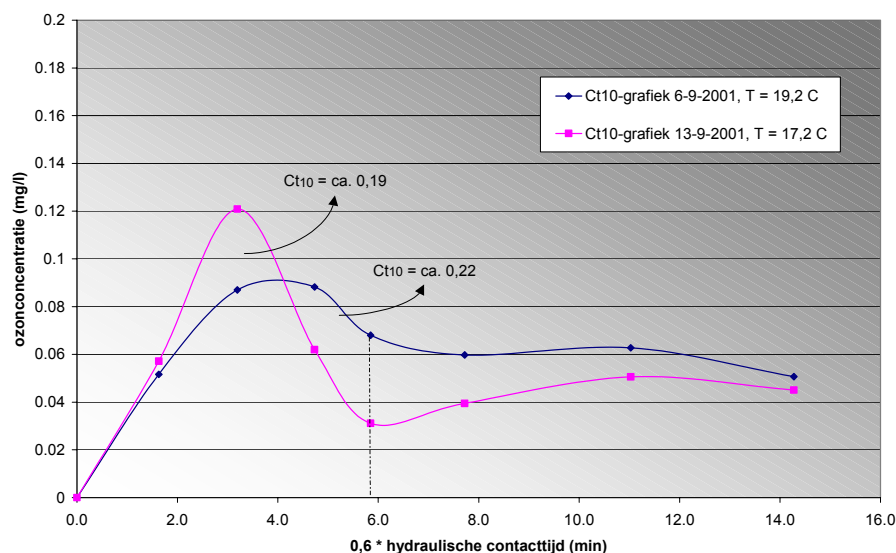
Resultaten

Tabel 6.3: Gemeten waarden voor Coli44 en SSRC in ozonkelder 3.

Monster- plaats	6-9-2001		Monster- plaats	13-9-2001	
	Coli44 (N/100 ml)	SSRC (N/100 ml)		Coli44 (N/100 ml)	SSRC (N/100 ml)
Influent	3,10	16	Influent	0,40	11
Na 1^e BK	19,04	17,01	Na 1^e BK	0,7	7,99
Na 2^e BK	13,32	9,88	Na 2^e BK	0,05	6,27
Effluent	4,76	7,50	Effluent	0,05	3,91

Hier is het volgende over op te merken:

- Op 6 september werden er veel hogere concentraties gemeten dan op 13 september, dit maakt vergelijking moeilijk.
- Vooral de bepaling van het aantal Coli's lijkt onnauwkeurig door de grote verschillen in resultaat.
- Bij 3 van de 4 gevallen is de concentratie na de eerste ozondosering hoger dan in het influent.
- Om bovenstaande redenen is het weer erg moeilijk om een bruikbare conclusie te trekken uit deze resultaten.



Figuur 6.3: Ct_{10} -grafiek van ozonkelder 3 te Weesperkarspel.

Over deze figuur is het volgende op te merken:

- De ozonconcentraties blijven weer op een ongeloofwaardig hoge waarde stabiel. Dit houdt in dat er bij de analyse waarschijnlijk weer een verkleuring heeft plaatsgevonden

door stikstofoxiden. Aangenomen wordt dat deze verkleuring goed is voor een "schijnozonconcentratie" van 0,03 mg/l.

- Indien er rekening wordt gehouden met de verkleuring door stikstofoxiden, liggen beide concentratieprofielen bij ongeveer 6 minuten onder de onderste rapportagegrens. Dit is de reden dat dit deel (rechts van de stippellijn) niet meegerekend wordt met de Ct₁₀-bepaling.
- Voor de bepaling van de verblijftijd is uitgegaan van het op dat moment geldende debiet van 769 m³/h.
- De berekende Ct₁₀-waarden zijn van weinig waarde, door de relatief grote invloed van meetfouten (o.a. door stikstofoxiden) op de gemeten ozonconcentraties

Net als in de proefinstallatie is ook in het bedrijf het ozonrendement uitgerekend:

Tabel 6.4: Berekende ozonrendementen in het bedrijf.

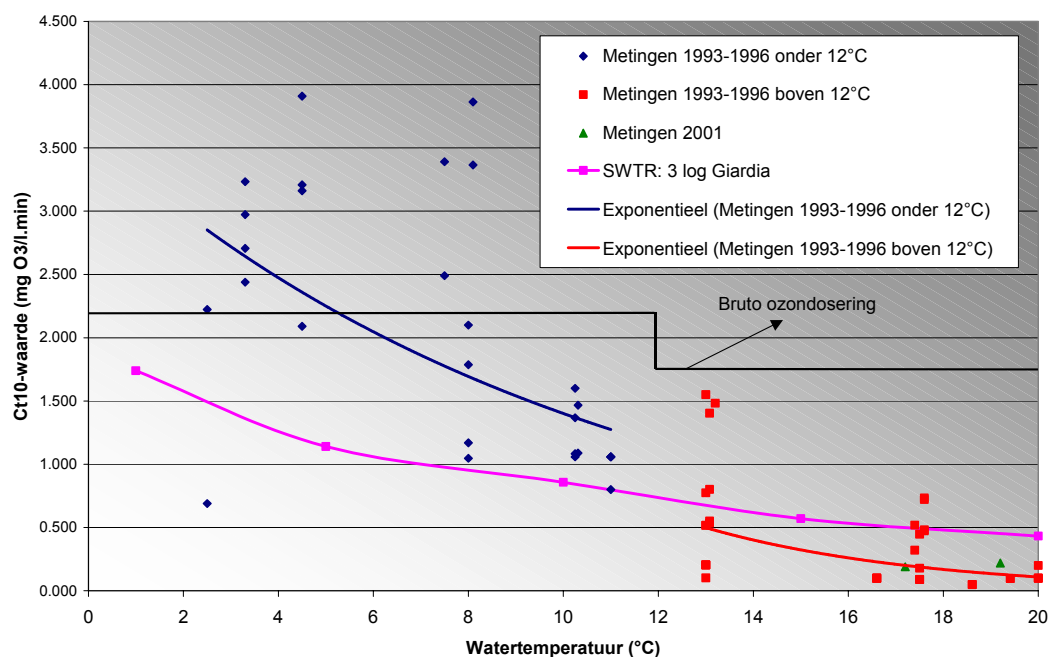
Datum	Concentratie in (g/Nm ³)	Concentratie uit (afgas) (g/Nm ³)	Ozonrendement (%)
6-9-2001	17,0	1,43	91,6
13-9-2001	17,0	1,92	88,7

In het bedrijf ligt het ozonrendement ongeveer rond de 90 procent. Dit is natuurlijk lager dan in de proefinstallatie, maar niet slecht gezien de schaal waarop de ozonoverdracht plaatsvindt. De berekende 90 % procent bevestigt de verhouding tussen de bruto- en nettodosis die in het bedrijf aangehouden wordt bij hoge temperaturen. Bij lagere temperaturen is het rendement hoger en wordt dus met een te pessimistische verhouding gewerkt.

6.5. SWTR

Net als bij de pogingen om de DEC te meten in de proefinstallatie is ook in het bedrijf gebleken dat de gebruikte methode niet voldoet. De gemeten waarden zijn erg onregelmatig en daardoor onbetrouwbaar. Het is bovendien de vraag of de indicatoren Coli44 en SSRC wel een goede weerspiegeling geven van het gehalte aan Campylobacter en Giardia in het water.

Een manier om aan te tonen of er door de ozonisatie voldoende eliminatie plaatsvindt is d.m.v. het vergelijken van de behaalde Ct₁₀-waarden met de SWTR (Surface Water Treatment Rule). Hiervoor zijn behalve de in figuur 6.1 bepaalde Ct₁₀-waarden ook Ct₁₀-waarden uit 1993 t/m 1996 beschikbaar. Benodigde Ct-waarden uit de SWTR voor een 3 log verwijdering van Giardia staan in tabel 3.3. Om deze om te rekenen naar Ct₁₀-waarden moeten ze met 0,6 vermenigvuldigd worden (op basis van de verwachting dat t₁₀ grofweg 60% van de hydraulische contacttijd bedraagt).



Figuur 6.4: Vergelijking van de behaalde Ct_{10} -waarden in Weesperkarspel met de benodigde Ct_{10} -waarden voor een 3 log verwijdering van *Giardia* volgens de SWTR.

Uit deze grafiek blijkt dat de Ct_{10} -waarde in Weesperkarspel regelmatig onder de norm van de SWTR komt, zodra de bruto ozondosering verlaagd wordt bij een watertemperatuur boven de 12 °C. Dit is een indicatie dat de desinfectie in Weesperkarspel bij hoge watertemperaturen onvoldoende zou kunnen zijn. In de zomer bij een watertemperatuur van 20 °C is een Ct_{10} van ongeveer 0,5 mg/l.min nodig. Met behulp van het model kan bepaald worden wat nodig is om de benodigde Ct-waarde te halen.

7. Kalibratie en validatie van het model

7.1. Inleiding

Bij de kalibratie van een model worden alle bekende modelparameters constant gehouden en wordt er door 1 of enkele onbekende parameters te wijzigen, een zo goed mogelijke overeenkomst tussen de modelresultaten en de meetresultaten verkregen. In dit model zijn de onbekende parameters de k_{ID} , de yieldfactor “ y ”, de concentratie IDVS (ID Veroorzakende Stoffen) en in mindere mate de beldiameter.

De ontwikkeling van het model is op te delen in drie fasen:

1. In eerste instantie werd de ozonafbraak slechts gemodelleerd door een 1^e-orde afbraakterm.
2. Deze bleek niet te voldoen en de (constante) ID term werd geïntroduceerd naast de 1^e-orde afbraak van ozon.
3. Ten slotte is de grootte van de ID afhankelijk gemaakt van de hoeveelheid overgedragen ozon in het water.

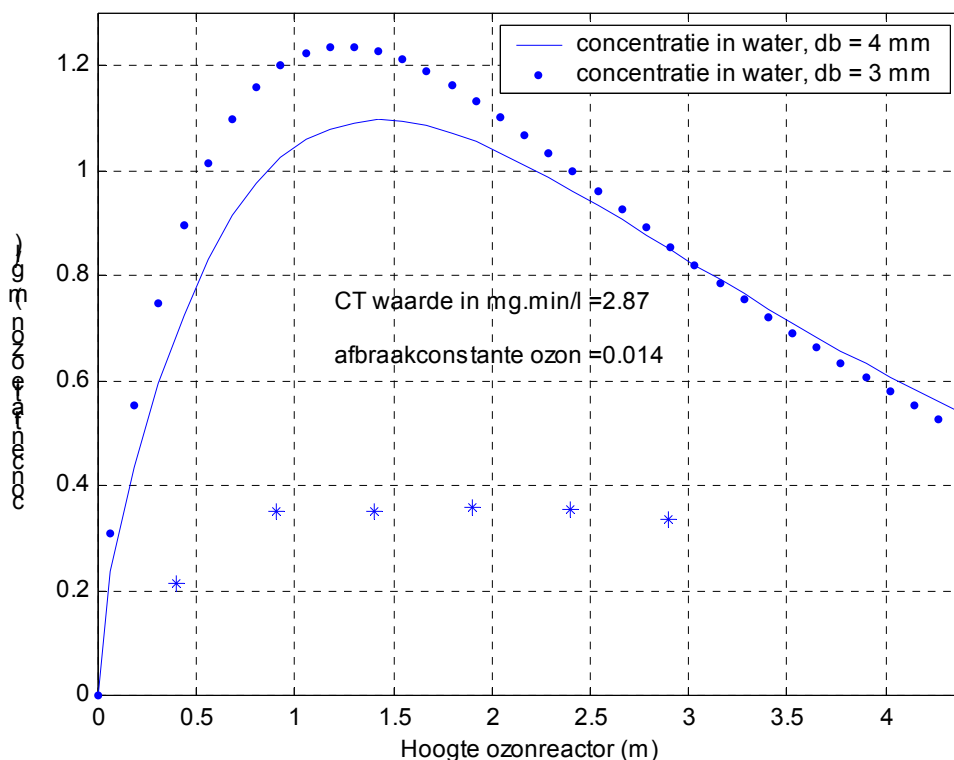
Bij de kalibratie en validatie is er niet gecorrigeerd voor de meetfout veroorzaakt door stikstofoxiden, omdat niet bekend is hoeveel gecorrigeerd moet worden over de hoogte. Het gevolg hiervan is dat het model minder goed fit.

Voor de kalibratie van het model is bij alle fasen de meestroom-situatie gebruikt met een ozondosering van 3,5 mg/l. Voor de kalibratie is de meestroom-situatie gekozen, omdat het model bij meestroom gevoeliger is voor veranderingen dan bij tegenstroom. Dit wil zeggen dat het modelresultaat bij een wijziging in parameters relatief meer afwijkt van de meetpunten dan bij tegenstroom. Voor de validatie van het model zijn alle gebruikte parameters constant gehouden en zijn concentratieprofielen berekend voor twee tegenstroom-situaties. De hierbij gebruikte ozondoseringen zijn 1,5 mg/l en 3,5 mg/l. Deze doseringen zijn gebruikt omdat er voor deze doseringen goede meetresultaten beschikbaar zijn. Aangezien de ozonafbraakcoëfficiënt van $0,014 \text{ s}^{-1}$ het betrouwbaarst is, is deze ook gebruikt bij de dosering van 1,5 mg/l. De andere twee ozonafbraakcoëfficiënten zijn door de correctie voor stikstofoxiden namelijk minder goed.

In paragraaf 7.2 zullen de modelresultaten van fase 1 besproken worden. In paragraaf 7.3 zijn de modelresultaten van fase 2 aan bod. Paragraaf 7.4 bespreekt de modelresultaten van fase 3. In paragraaf 7.5 volgt er nog een extra validatie door twee tegenstroomkolommen aan elkaar te koppelen. De modelconcentraties zullen hier vergeleken worden met de meetresultaten beschreven in paragraaf 5.4.6.

7.2. Kalibratie en validatie: fase 1

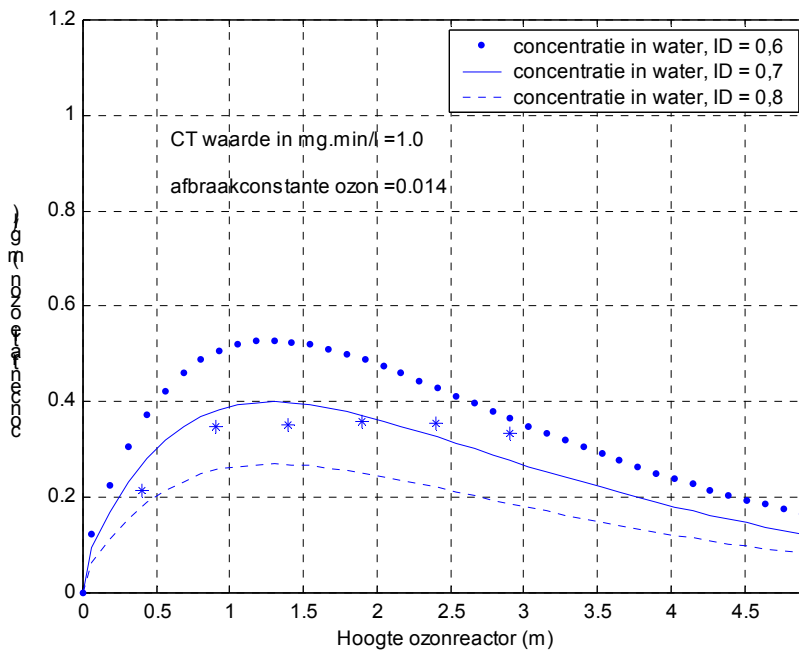
In fase 1 is er nog geen ID-factor en dus zijn er ook nog geen ID veroorzakende stoffen van invloed op het model. De enige mogelijkheid om het model te kalibreren is dus m.b.v. de beldiameter. De meetwaarden zijn in de figuren weergegeven d.m.v. “sterretjes”.



Figuur 7.1: Kalibratie in fase 1: meestroom bij een dosering van 3,5 mg/l.

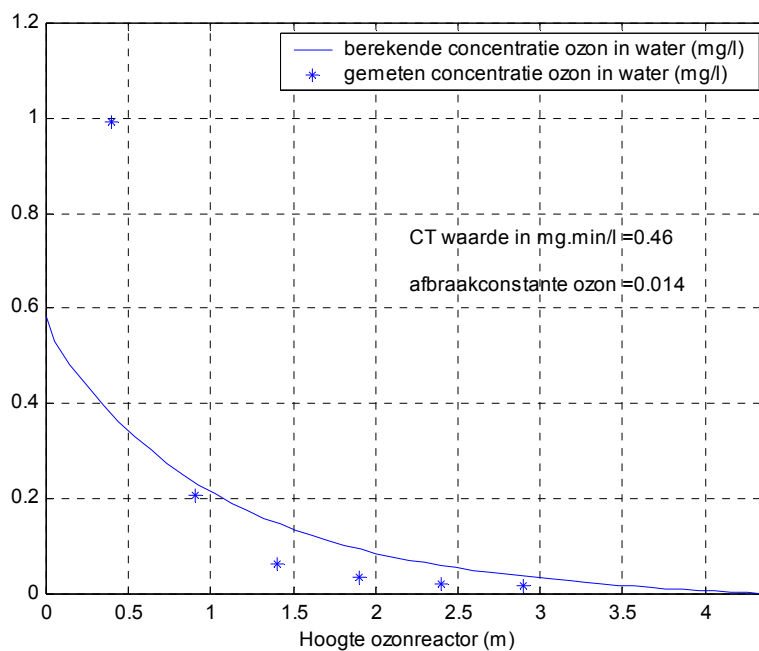
Duidelijk is dat beide grafieken de meetwaarden niet goed volgen. Een validatie is hier dus niet eens nodig. In fase 2 en 3 wordt gerekend met een beldiameter van 3 mm, omdat dat beter overeenkomt met waarnemingen in de proefinstallatie. Een figuur met de gas- en verzadigingsconcentraties bij meestroom en figuren van de validatie van fase 1 kunnen gevonden worden in bijlage IX. Evenals de figuren met de gas- en verzadigingsconcentraties van fase 2, 3 en de dubbele doseerstap.

7.3. Kalibratie en validatie: fase 2

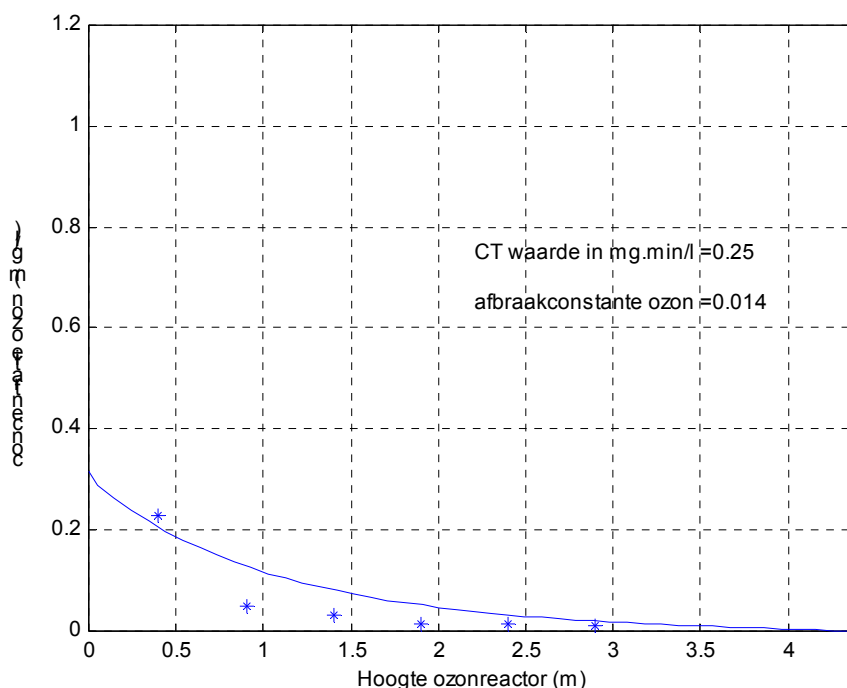


Figuur 7.2: Kalibratie in fase 2: meestroom bij een dosering van 3,5 mg/l.

Het effect van de ID-factor is duidelijk zichtbaar. De ozonconcentraties in het water zijn niet zo hoog meer en het verloop is ook vlakker. Bij een ID-factor van 0,7 komt het modelresultaat het beste overeen met de meetpunten.



Figuur 7.3: Validatie in fase 2: tegenstroom bij een dosering van 3,5 mg/l.

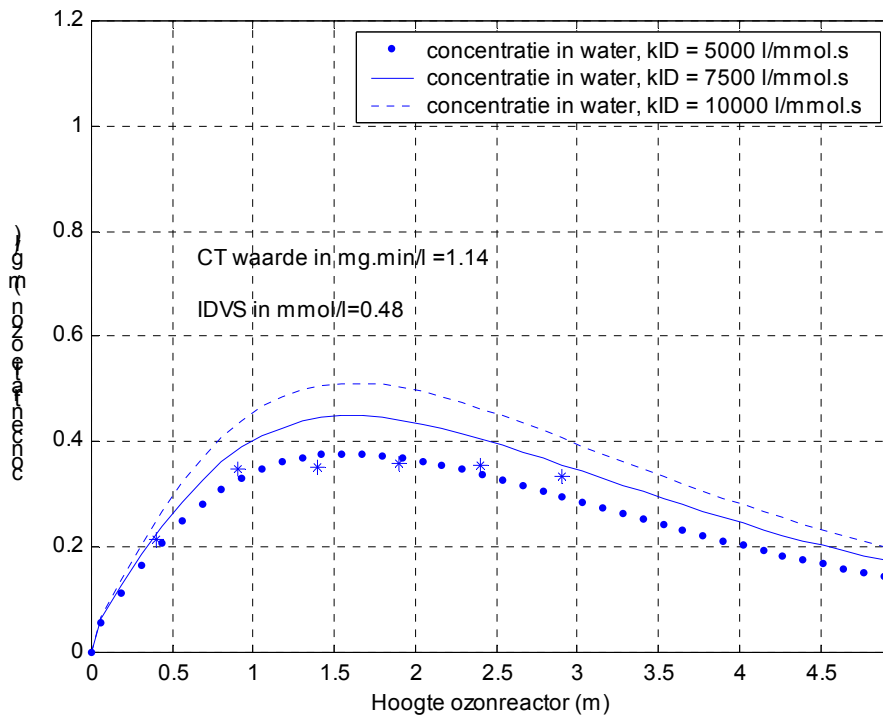


Figuur 7.4: Validatie in fase 2: tegenstroom bij een dosering van 1,5 mg/l

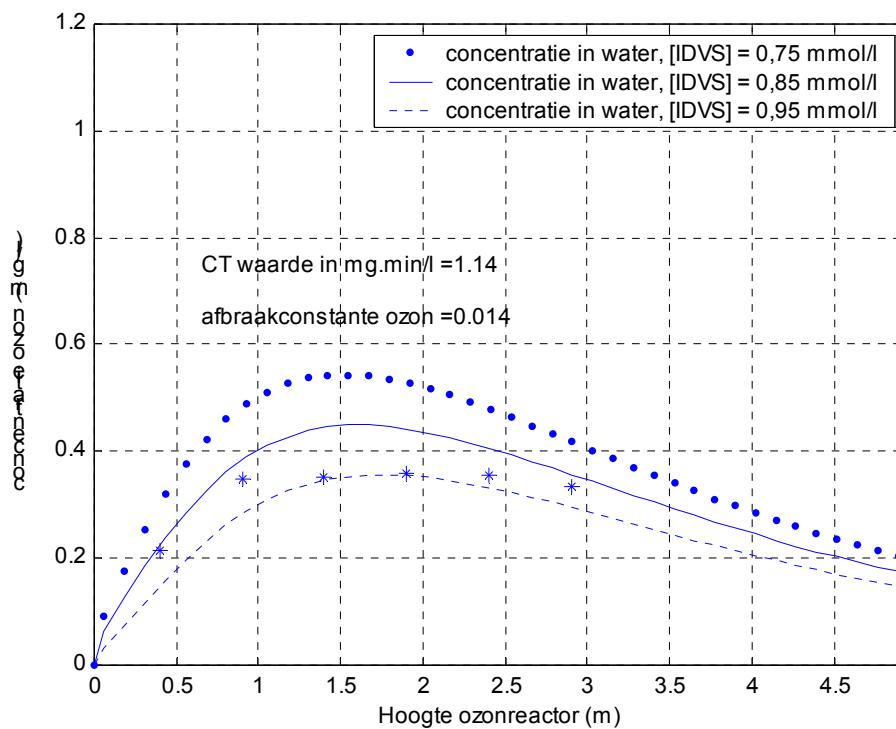
Ook bij de validatie is de invoering van de ID-factor een duidelijke verbetering. Het concentratieprofiel ligt een stuk beter in de buurt van de meetresultaten. De meetpunten op 0,4 m hoogte bij de tegenstroom-doseringen liggen aanzienlijk hoger dan de andere meetpunten. Door in de derde fase het ID af te laten nemen, zou de concentratie onderin de tegenstroomkolom sneller moeten toenemen, wat overeenkomt met het meetresultaat. Ook zou het concentratieprofiel bij meestroom door de lagere afbraak uiteindelijk nog wat vlakker moeten gaan lopen.

7.4. Kalibratie en validatie: fase 3

In fase 3 is het moeilijker om eenduidig “de beste” overeenkomst met de meetresultaten te verkrijgen, omdat het modelresultaat nu afhangt van de concentratie IDVS en van de k_{ID} . De uiteindelijke kalibratie is verkregen door het resultaat van de validatie terug te koppelen en waarden voor de k_{ID} en IDVS te nemen, die zowel bij de kalibratie als de validatie een goed resultaat geven. Voor de eenvoud is voor de yieldfactor “ y ” bij de kalibratie en validatie steeds dezelfde waarde genomen als voor de k_{ID} , zodat de breuk k_{ID}/y in vergelijking (4.4) gelijk is aan 1. In mogelijk vervolgonderzoek kan voor de yieldfactor een andere waarde genomen worden.

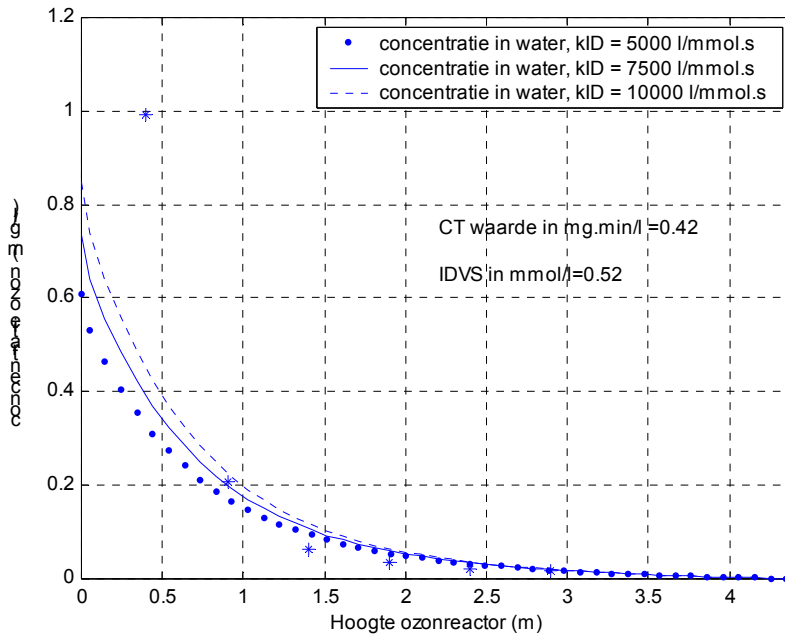


Figuur 7.5: Kalibratie in fase 3: meestroom bij een dosering van 3,5 mg/l, IDVS = 0,85 mmol/l.

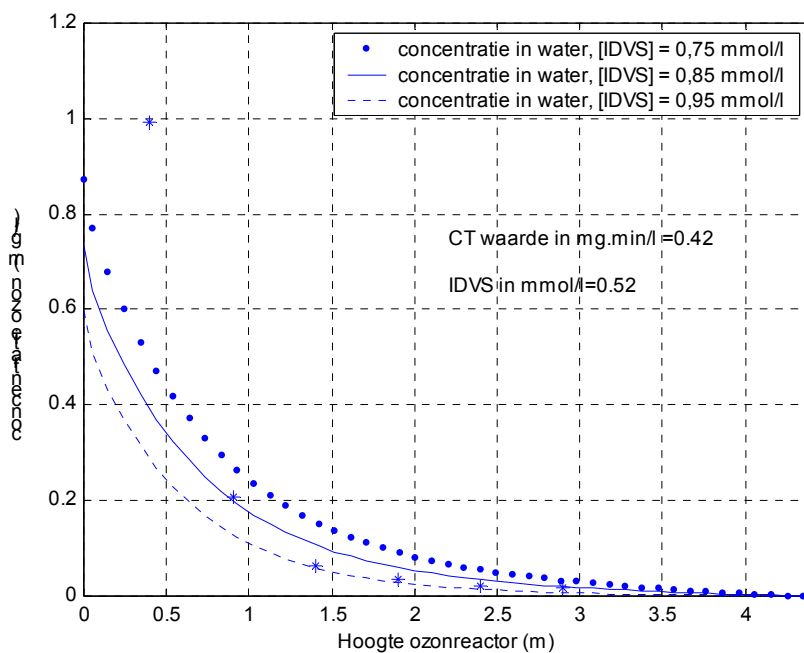


Figuur 7.6: Kalibratie in fase 3: meestroom bij dosering van 3,5 mg/l, $kID = 7500 \text{ l/mmol.s}$.

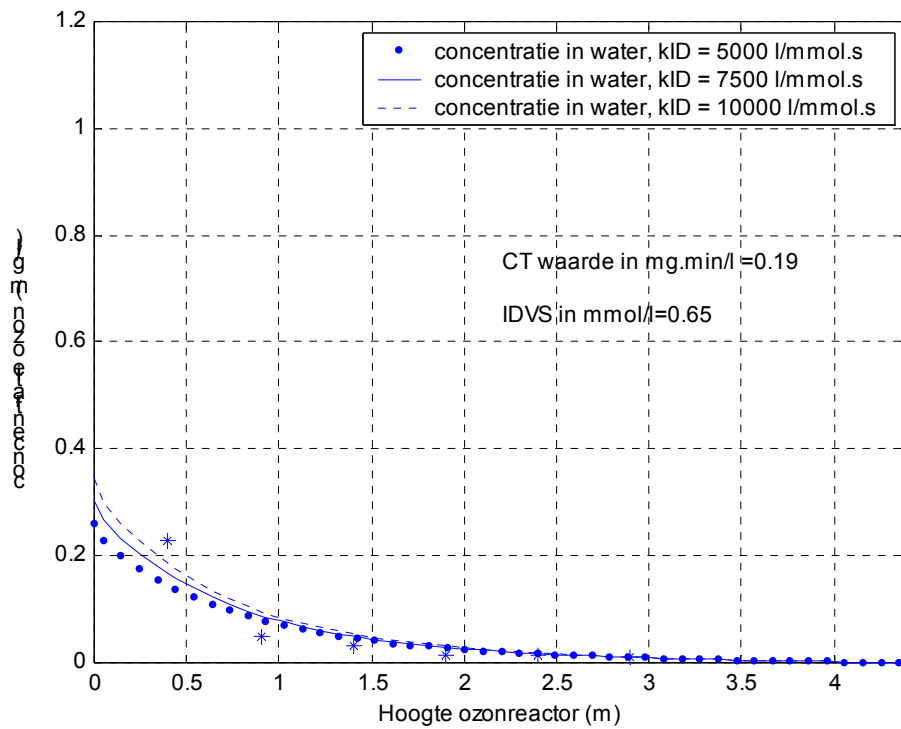
Uit figuur 7.5 en 7.6 lijkt het misschien dat een k_{ID} van 5000 l/mmol.s of een IDVS van 0,90 tot 0,95 een betere overeenkomst met de meetresultaten geeft. Bij de validatie blijken deze voor meestroom optimalere waarden echter minder goede resultaten te geven. De weergegeven waarden voor de k_{ID} en IDVS zijn natuurlijk niet de enige die geprobeerd zijn. Hier is enkel de “beste fit” weergegeven met twee extra ter illustratie.



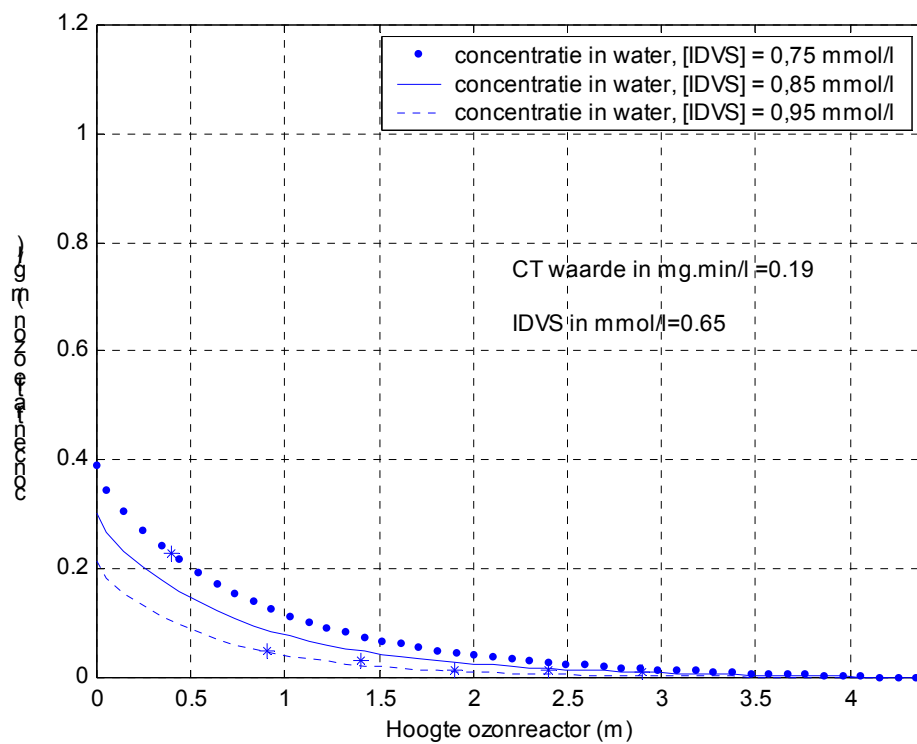
Figuur 7.7: Validatie in fase 3: tegenstroom bij een dosering van 3,5 mg/l, IDVS = 0,85 mmol/l.



Figuur 7.8: Validatie in fase 3: tegenstroom bij dosering van 3,5 mg/l, $k_{ID} = 7500$ l/mmol.s .



Figuur 7.9: Validatie in fase 3: tegenstroom bij een dosering van 1,5 mg/l, IDVS = 0,85 mmol/l.

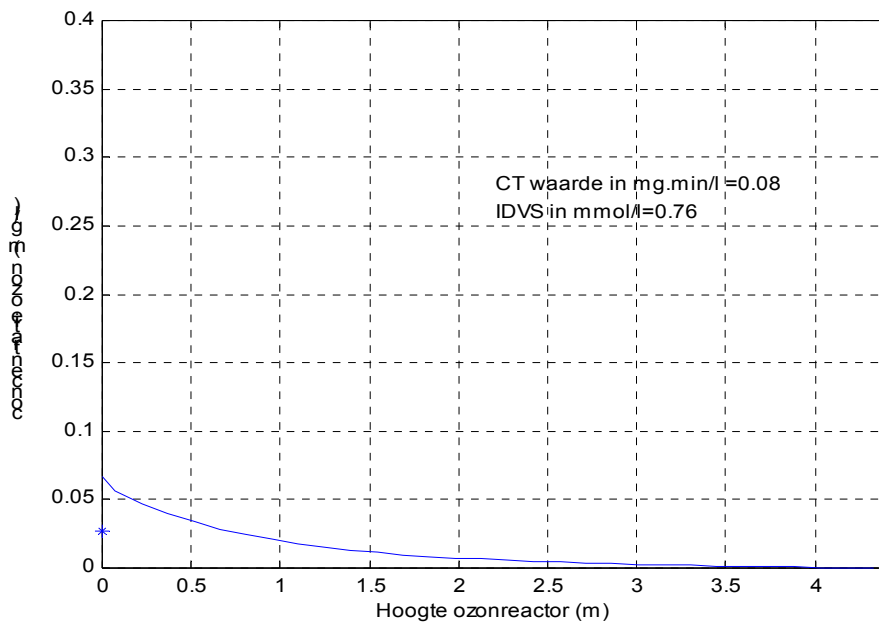


Figuur 7.10: Validatie in fase 3: tegenstroom bij dosering van 1,5 mg/l, $kID = 7500$ l/mmol.s.

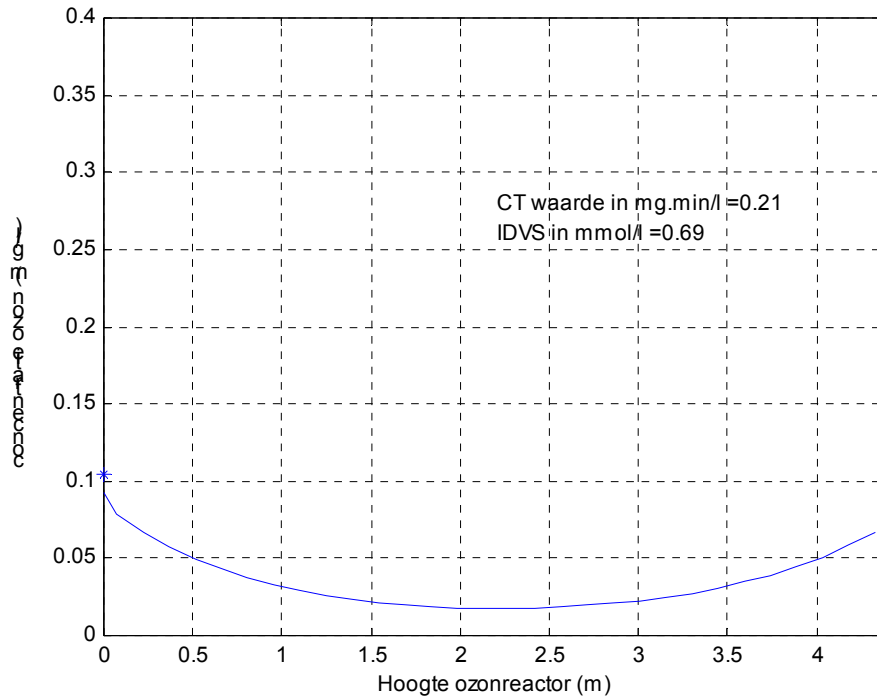
Na de kalibratie en validatie van fase 3 kunnen enkele conclusies getrokken worden:

- Een concentratie IDVS van 0,85 mmol/l en een k_{ID} van 7500 l/mmol.s met een Y van 7500 blijkt het beste compromis tussen meestroom en tegenstroom.
- De afname van het ID door reactie met ozon heeft inderdaad het verwachte effect. Bij tegenstroom is onder in de reactor een snellere toename van de ozonconcentratie, dit is een forse verbetering t.o.v. fase 2.
- Het model heeft bij tegenstroom en zeer hoge dosering (3,5 mg/l) nog steeds moeite om de meetwaarde op 0,4 m hoogte te volgen. Bij lagere doseringen is dit effect er ook, maar minder sterk: bij de (nog aanzienlijke) dosering van 1,5 mg/l volgt het model de meetresultaten een stuk beter. Hiervoor zijn 3 (mogelijke) oorzaken aan te wijzen:
 - Het uitgangspunt dat het ID instantaan is, is niet helemaal juist. In werkelijkheid zal het korte tijd duren voor dat het ID is verbruikt, wat met name in een tegenstroomkolom vlak boven de begasser zou kunnen leiden tot hogere ozonconcentraties.
 - Het kan ook zo zijn dat de meetwaarde niet zo nauwkeurig is. Het betreffende meetpunt zit namelijk vlak boven de dosering en het is dus waarschijnlijk dat de net gedoseerde ozon nog niet goed over het oppervlak van de kolom verspreid is. Het is dan echter wel toevallig dat er alleen uitschieters naar boven zijn gevonden.
 - Een ander effect wat optreedt is dat in vergelijking (4.2) vooral onder in de kolom een te lage ozonconcentratie wordt berekend in het gas. Dit wordt veroorzaakt doordat in de overdrachtterm in vergelijking (4.2) de gasconcentratie wordt vermenigvuldigd met α , waardoor de gasconcentratie wordt omgerekend van g/Nm^3 naar g/m^3 . Als vervolgens de volledige overdrachtterm van de convectieterm wordt afgetrokken moet er eigenlijk weer door α gedeeld worden omdat de convectieterm wel uitgedrukt is in g/Nm^3 . Dit heeft vooral onder in de kolom, waar de druk het hoogst is, het effect dat de drijvende kracht iets groter is dan nu berekend is.

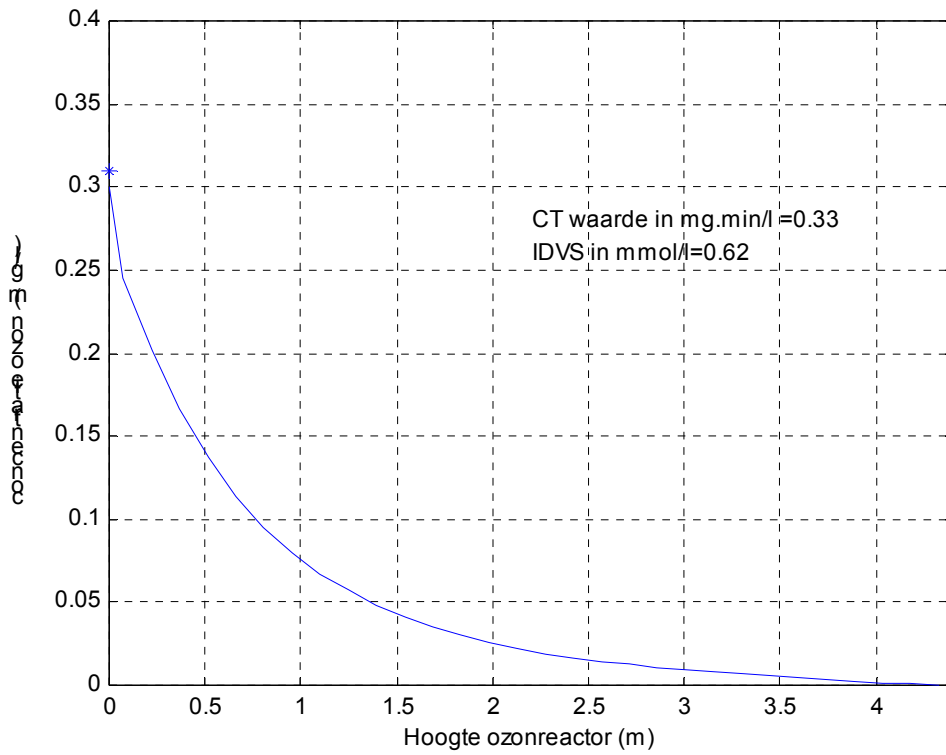
Het tweede voordeel van de afnemende ID in fase 3 is dat bij de koppeling van meerdere bellenkolommen aan elkaar, de ID in de volgende bellenkolom lager is dan in de voorgaande kolom. Dit betekent dat de ozonconcentratie in de volgende kolom sterker zou moeten toenemen. In paragraaf 7.5 wordt m.b.v. gegevens uit paragraaf 5.4.6 nog eens gevalideerd of dit effect in het model ook optreedt.

7.5. Validatie bij een dubbele doseerstap

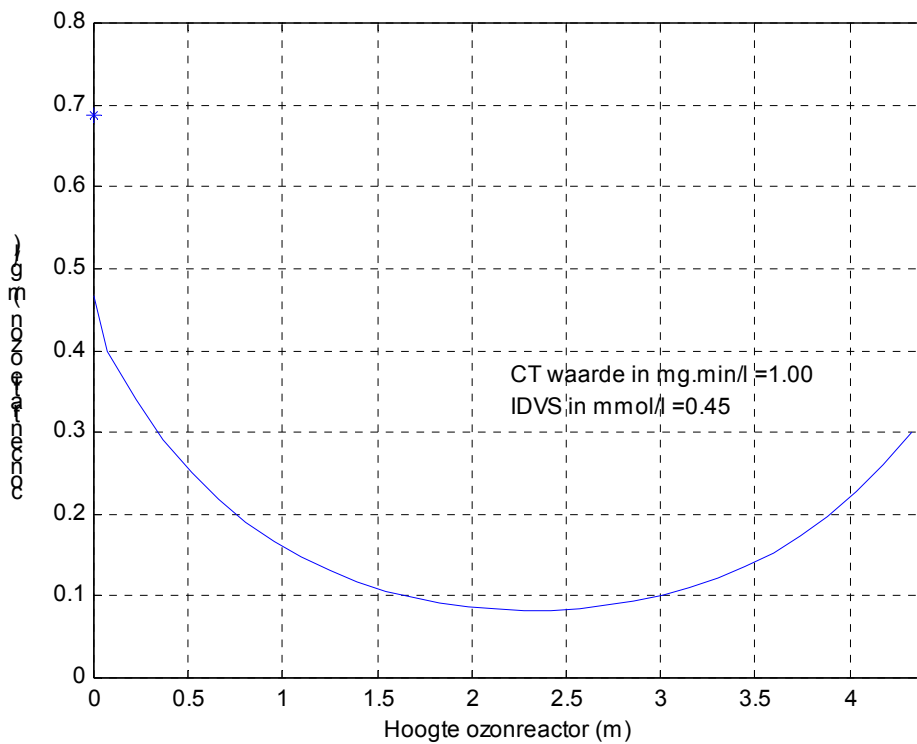
Figuur 7.11: Validatie bij dubbele dosering: totale dosering in 2 kolommen = 1,5 mg/l.



Figuur 7.12: Validatie bij dubbele dosering: totale dosering in 2 kolommen = 1,5 mg/l.



Figuur 7.13: Validatie bij dubbele dosering: totale dosering in 2 kolommen = 4 mg/l.



Figuur 7.14: Validatie bij dubbele dosering: totale dosering in 2 kolommen = 4 mg/l.

Uit deze validatie met dubbele doseringsstap kan geconcludeerd worden dat:

- De meetwaarde in figuur 7.11 ligt onder de onderste rapportage grens en heeft dus geen waarde. Na de tweede doseerkolom komt de berekende ozonconcentratie goed overeen met de gemeten waarde.
- Bij de extreem hoge dosering van 4 mg/l O_3 /l verdeeld over twee kolommen, komt het modelresultaat na de eerste bellenkolom goed overeen met de gemeten waarde. In de tweede kolom kan het model de gemeten ozonconcentratie echter niet meer volgen. Dit correspondeert met de in paragraaf 7.4 gevonden conclusie, dat de door het model berekende waarde vooral bij zeer hoge doseringen, in de onderste 0,4 m van de doseerkolom, iets lager is dan de gemeten waarde.
- De door het model berekende totale Ct-waarde in figuur 7.13 en 7.14 is ca. 1.3 mg.min/l, in de praktijk wordt dat, door de hogere ozonconcentraties onder in de kolom, misschien 1.4 mg.min/l.
- Dat het model na een dosering van 2 mg O_3 /l in één enkele bellenkolom nog wel een goed resultaat geeft is gunstig. In Weesperkarspel zal in totaal namelijk niet meer dan 2 mg/l gedoseerd kan worden i.v.m. de vorming van bijproducten.

8. Modelscenario's

8.1. Inleiding

Nu het model van een enkele bellenkolom gekalibreerd en gevalideerd is, kunnen de afzonderlijke bellenkolommen net zoals in paragraaf 7.5 aan elkaar gekoppeld worden. Op deze manier kan de werkelijke bedrijfssituatie in Weesperkarspel nagebootst worden, maar kunnen ook nieuwe scenario's gesimuleerd worden. Een kanttekening hierbij is, dat het model bij tegenstroom structureel te lage ozonconcentraties berekent in de onderste 0,4 m.

8.2. Gemodelleerde scenario's

Naast de bedrijfssituatie zijn er in totaal 10 andere scenario's met het model doorgerekend. De O₃-dosering is bij 9 van deze scenario's constant gehouden op 1,5 mg/l, in scenario 11 is de dosering met 50 % verhoogd naar 2,25 mg/l. De eerste 8 scenario's zijn situaties die waarschijnlijk zonder problemen doorgevoerd kunnen worden in Weesperkarspel. De scenario's 9 en 10 zijn situaties die om vrij forse aanpassingen vragen, aangezien hier respectievelijk 2 maal tegenstroom en 2 maal meestroom direct achter elkaar geplaatst is. Scenario 11 heeft door de hogere dosering meer vorming van bijproducten.

Tabel 8.1: Gemodelleerde scenario's.

Basis scenario's	Aantal O ₃ -bellenkolommen	Totale gasdebiet (Nm ³ /h)	O ₃ -conc. (g/Nm ³)	↓ gasdebiet (g/Nm ³)	↑ gasdebiet (g/Nm ³)	↓ gasdebiet (g/Nm ³)
1 (bedrijfssituatie)	2	0,075	17		0,0375	0,0375
2	2	0,058	22		0,029	0,029
3	1	0,075	17	0,075		
4	1	0,075	17		0,075	
5	2	0,075	17	0,0375	0,0375	
6	2	0,075	17	0,047	0,028	
7	2	0,075	17	0,047		0,028
8	3	0,075	17	0,033	0,021	0,021
Extra scenario's	stroomrichting					
9	3	0,075	17	↓ 0,025	↓ 0,025	↑ 0,025
10	3	0,075	17	↑ 0,025	↑ 0,025	↓ 0,025
11	2	0,112	17	↓ 0,070	↑ 0,042	

De gasdebieten uit tabel 8.1 zijn gebaseerd op de perspex doseerkolom uit de proefinstallatie. De overige instellingen van het model zijn dus ook gerelateerd aan de afmetingen van de perspex doseerkolom. In tabel 8.2 zijn deze instellingen nog een keer weergegeven:

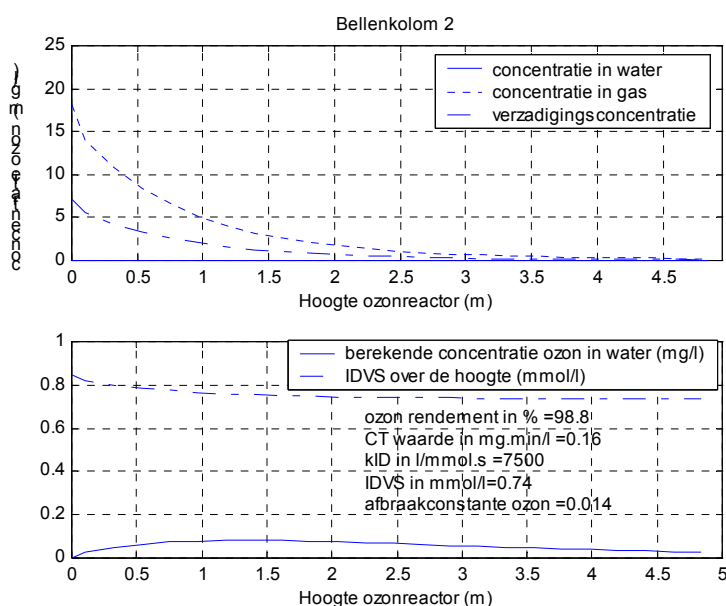
Tabel 8.2: Instellingen van het model bij de berekende scenario's.

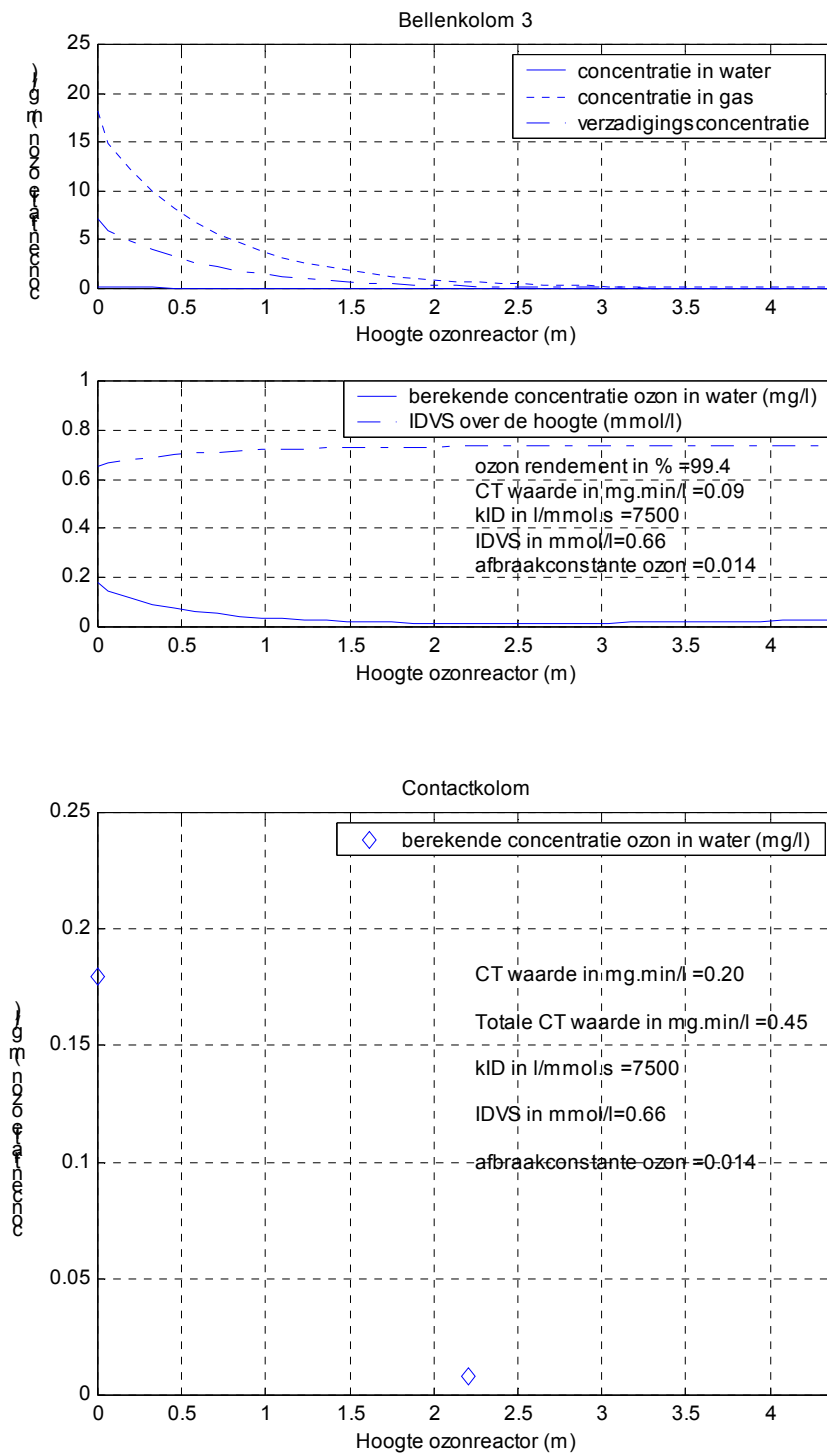
Parameter	Tegenstroom	Meestroom
Waterdebiet (m ³ /h)	0,85	0,85
Watertemperatuur (°C)	20	20
Hoogte van de reactor (m)	4,4	4,95
Oppervlak van de reactor (m ²)	7,85.10 ⁻³	7,85.10 ⁻³
Beldiameter (mm)	3	3
kID (l/mmol.s)	7500	7500
Y (-)	7500	7500
k _{afb} (s ⁻¹)	0,014	0,014
IDVS (mmol/l)	0,85	0,85
Aantal CSTR's (-)	34	23
k _L -waarde (m/s)	4,08.10 ⁻³	3,93.10 ⁻³

Om de volledige Ct-waarde te kunnen bepalen, is in elk scenario na de doseerkolommen nog een contactkolom geplaatst met een 10 maal zo groot volume. In deze contactkolom wordt verondersteld dat de stroming volledig gemengd is en dus is er maar 1 CSTR.

8.3. Resultaten van de scenario's

Scenario 1: Huidige bedrijfssituatie; dosering in respectievelijk meestroom en tegenstroom.





Figuur 8.1: Ozonconcentraties en Ct-waarden in de doseerkolommen + contactkolom.

In figuur 8.1 is net zoals bij de kalibratie en validatie weer de Ct-waarde per kolom aangegeven. In de contactkolom is bovendien ook nog de totaal behaalde Ct-waarde weergegeven. Deze is in het bedrijf 0,45 mg.min/l, dit komt volgens tabel 3.3 bijna overeen met een 2,0-log eliminatie van Giardia. Dit is weinig, aangezien een 3,0-log eliminatie het streven is.

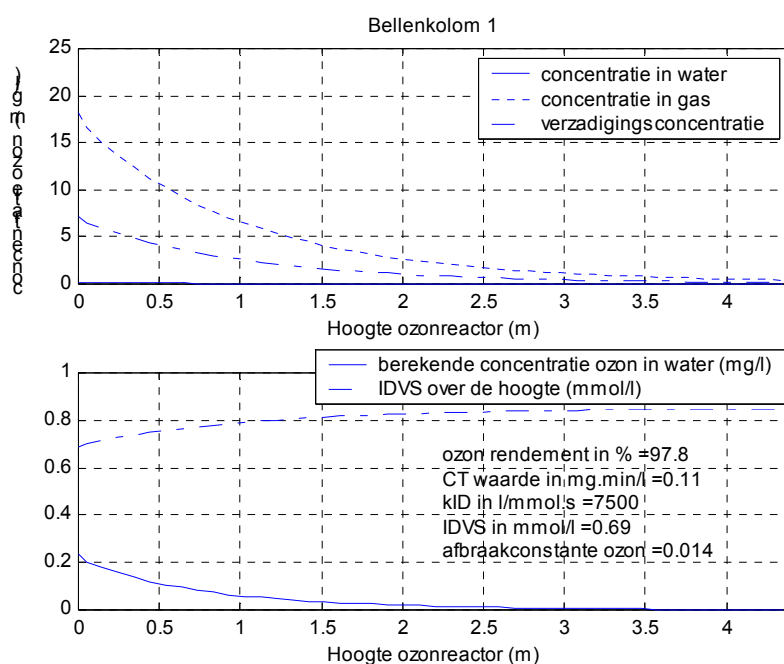
Voor de overzichtelijkheid zijn de figuren van scenario's 2 t/m 10 weergegeven in bijlage X. De resultaten van deze scenario's zijn samen met de resultaten van scenario's 1 en 11 samengevat in tabel 8.3:

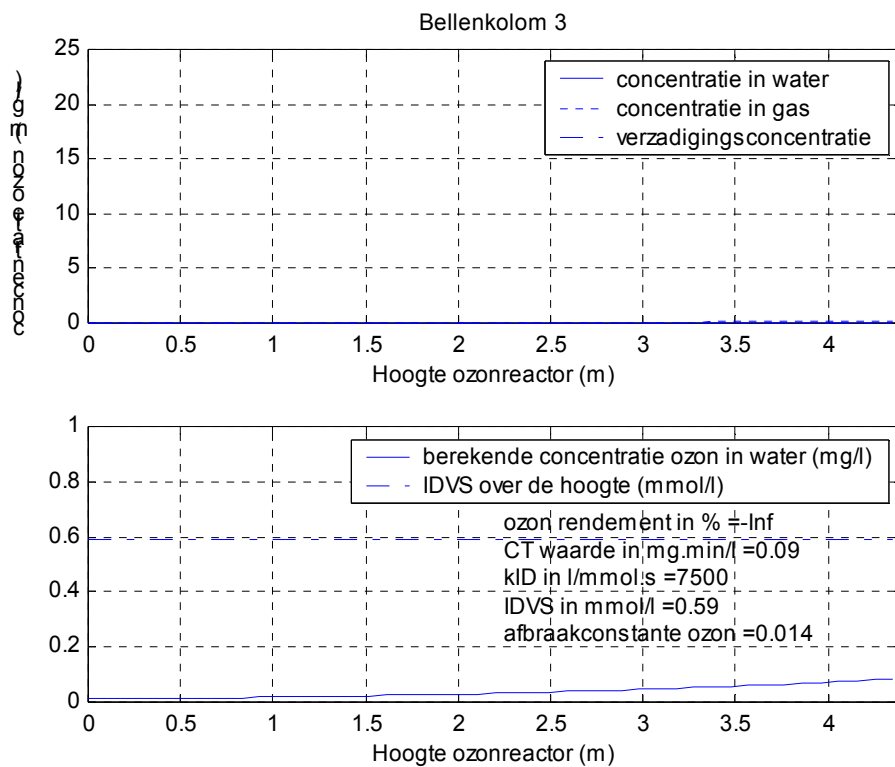
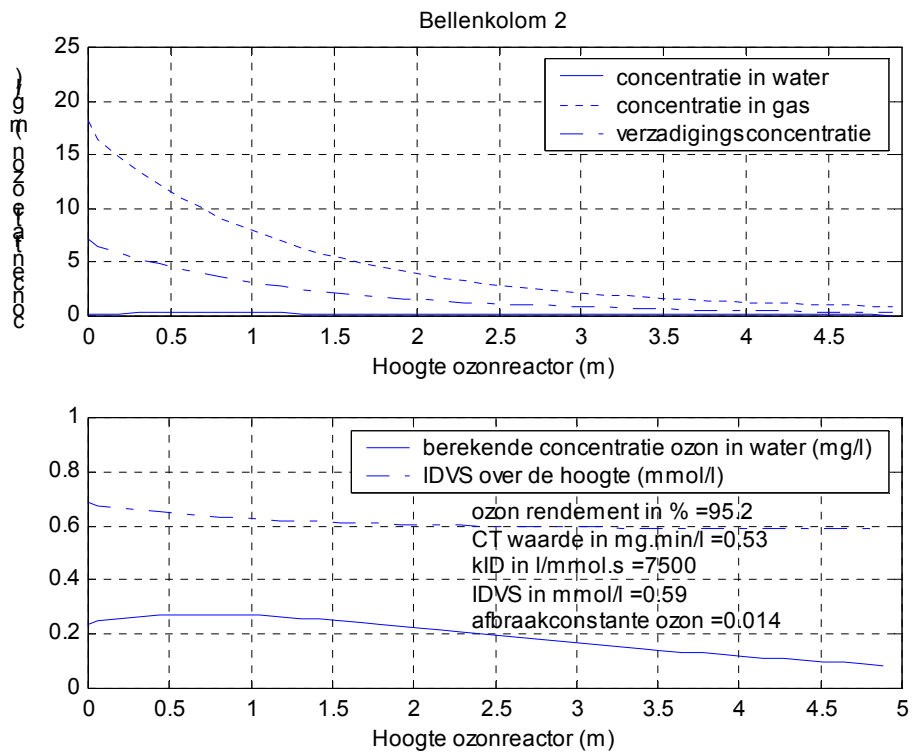
Tabel 8.3: Samenvatting van de resultaten van scenario's 1 t/m 11 (Ct in mg.min/l).

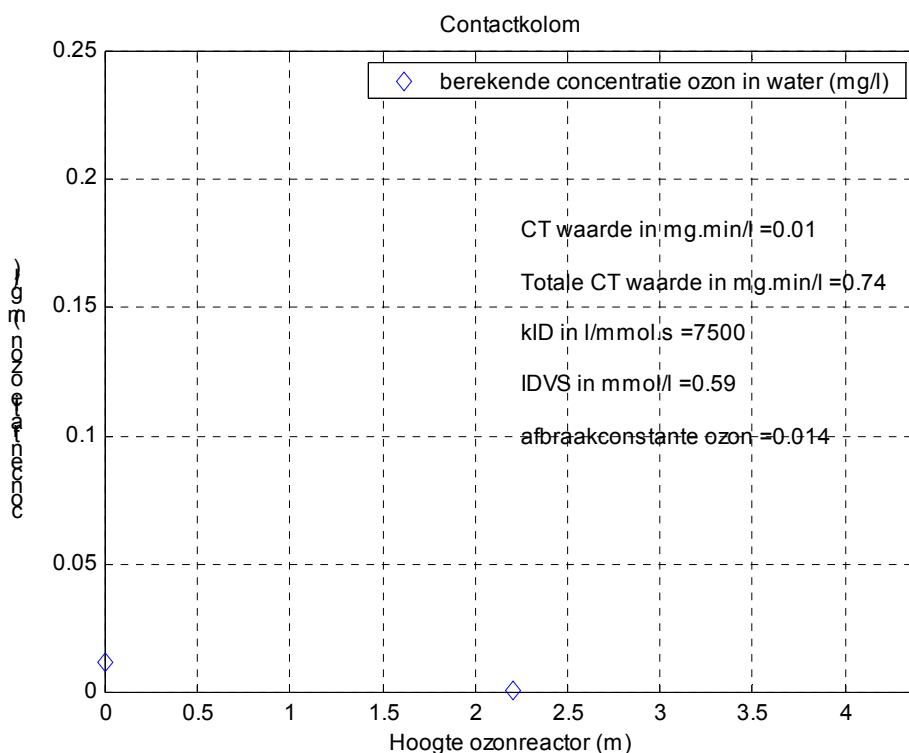
Scenario	Bellenkolom 1		Bellenkolom 2		Bellenkolom 3		Contactkolom	Totale Ct-waarde
	Ct	IDVS	Ct	IDVS	Ct	IDVS	Ct	
1	-	0,85	0,16	0,74	0,09	0,66	0,20	0,45
2	-	0,85	0,16	0,74	0,09	0,66	0,20	0,45
3	0,10	0,67	0,31	0,67	0,03	0,67	0,00	0,44
4	-	0,85	0,39	0,64	0,07	0,64	0,01	0,47
5	0,04	0,76	0,34	0,66	0,05	0,66	0,01	0,44
6	0,05	0,73	0,33	0,66	0,05	0,66	0,01	0,44
7	0,05	0,73	0,17	0,73	0,07	0,67	0,15	0,44
8	0,04	0,77	0,21	0,71	0,07	0,66	0,12	0,44
9	0,03	0,79	0,11	0,73	0,26	0,66	0,04	0,44
10	0,09	0,77	0,15	0,70	0,07	0,65	0,14	0,45
11	0,11	0,69	0,53	0,59	0,09	0,59	0,01	0,74

Aan de hand van de resultaten van scenario 1 t/m 10 kan geconcludeerd worden dat het voor de totale Ct-waarde niet uitmaakt hoe en waar de ozon gedoseerd wordt, zolang de totale dosis maar gelijk blijft. De enige mogelijkheid om de Ct-waarde te verhogen is dus door de ozondosis te verhogen.

Scenario 11: Dosering van 2,25 mg O₃/l mg in respectievelijk tegenstroom en meestroom.





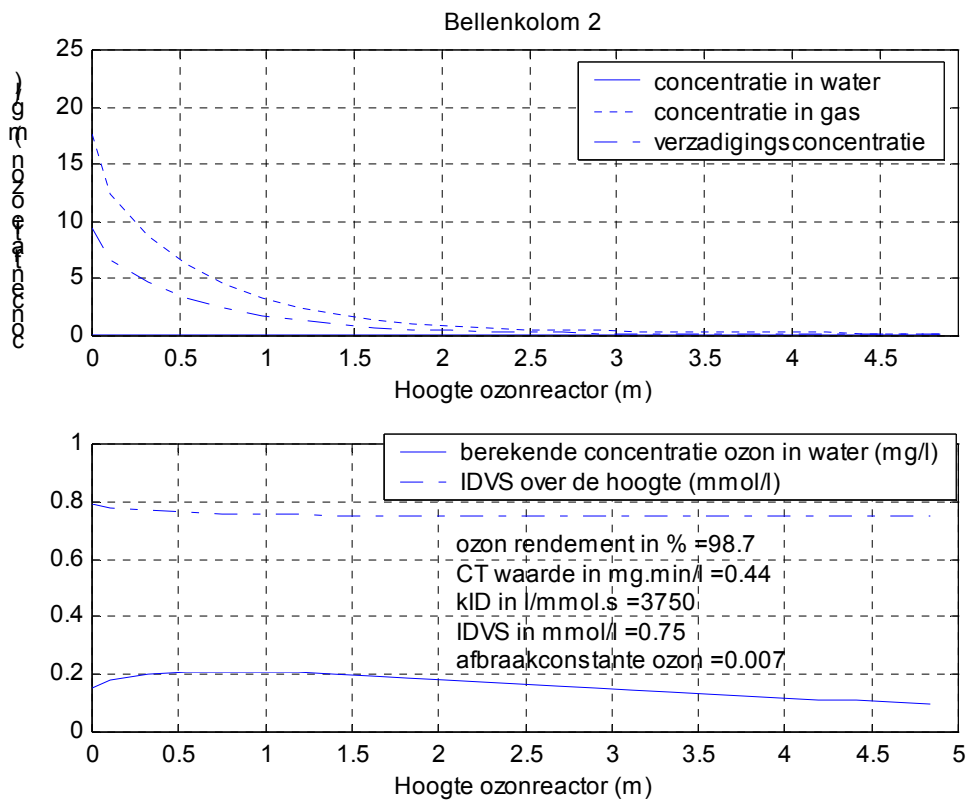
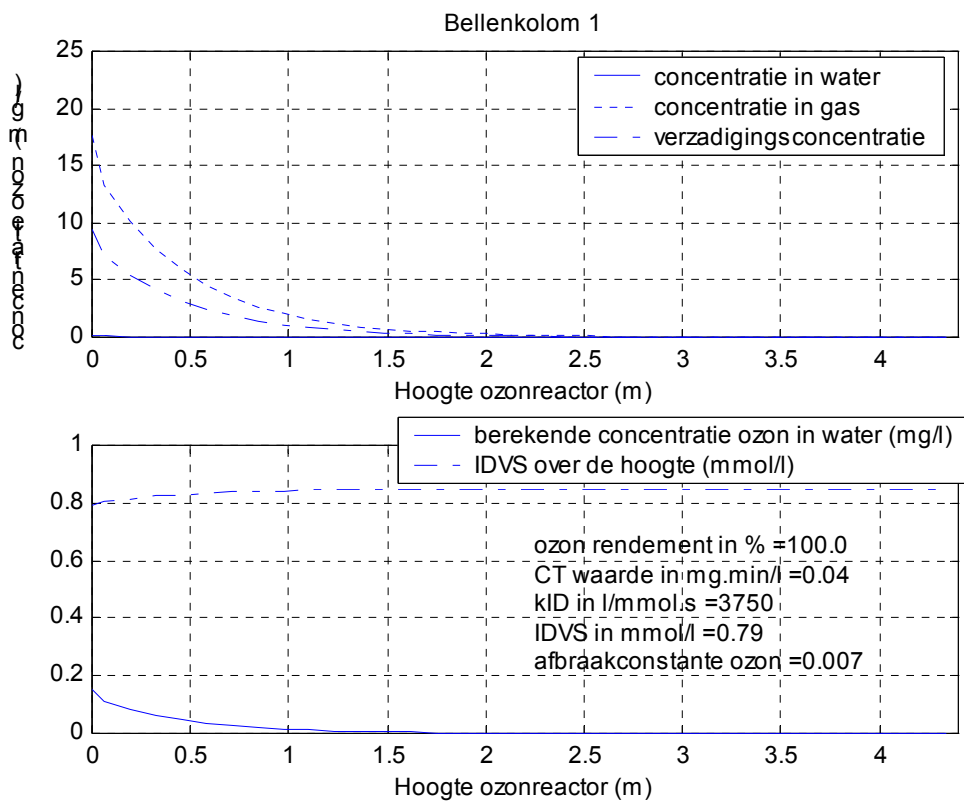


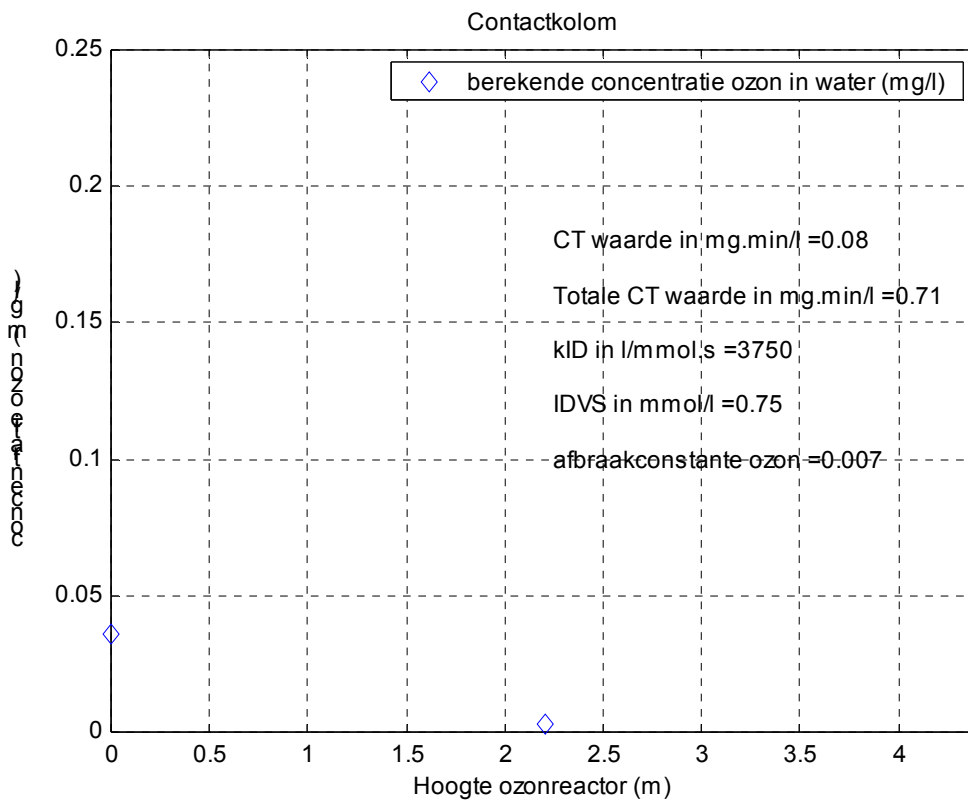
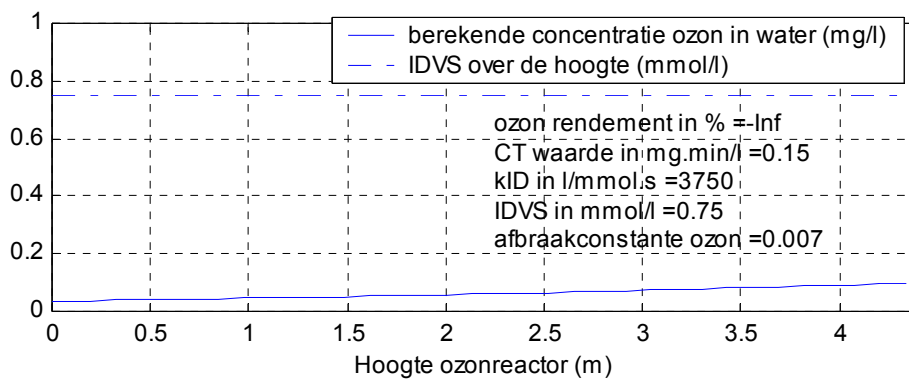
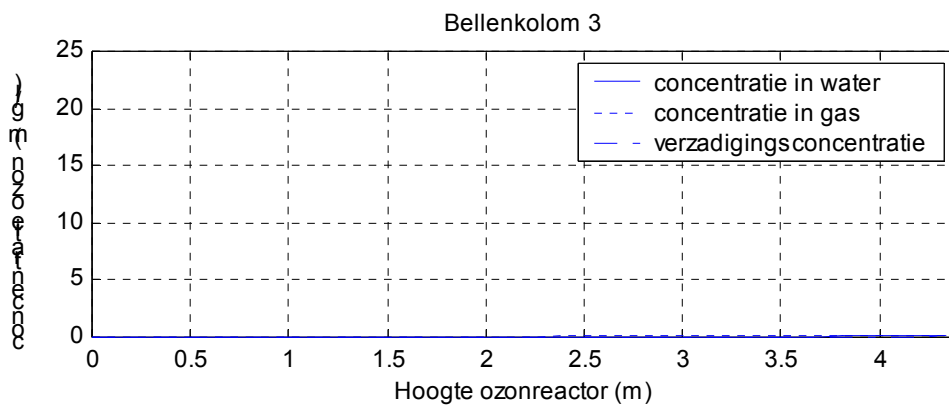
Figuur 8.2: Ozonconcentraties en Ct-waarden in de doseer- en contactkolommen bij scenario 11.

Voor scenario 11 zijn de instellingen gebruikt voor de “hoge instelling”, het is namelijk ook een hoge dosering. Deze “hoge instelling” wil zeggen dat de k_L waarde voor mee- en tegenstroom $2,51 \cdot 10^{-4}$ m/s is en het aantal CSTR's bij tegenstroom 45 en bij meestroom 40 is. Door de hogere dosering is de totale Ct-waarde duidelijk hoger, is de maximale ozonconcentratie hoger en is vanzelfsprekend het gehalte IDVS lager. Door de hogere dosering is ook het ozonrendement lager. De totaal behaalde Ct-waarde van 0,74 mg.min/l bij 20 °C, is volgens tabel 3.3 voldoende voor een 3,0 log eliminatie van Giardia.

8.4. Effect van temperatuursverlaging

Door een lagere watertemperatuur verlopen reacties langzamer en dus wordt ozon minder snel afgebroken. Dit betekent dat bij een gelijke dosering de concentratie ozon in het water omhoog gaat en dus de Ct-waarde omhoog gaat. Het betekent echter ook dat de contactruimte groter moet zijn dan bij 20 °C. De tragere afbraak van ozon komt tot uiting in een kleinere k_{afb} en een kleinere k_{ID} . Hoeveel kleiner is niet precies bekend en moet eigenlijk gemeten worden. Met behulp van de “van 't Hoff-regel” uit paragraaf 3.4 is echter wel een **grove schatting** te maken. Deze regel stelt dat bij een temperatuursverlaging van 10 °C de reactiesnelheid halveert. Dit betekent dus een halvering van de k_{afb} en de k_{ID} . Ter indicatie zal nu een scenario met respectievelijk een tegenstroomkolom en een meestroomkolom bij 10 °C (oftewel scenario 6 bij 10 °C) met het model doorgerekend worden:





Uit dit resultaat blijkt dat bij een lagere temperatuur, de Ct-waarde inderdaad omhoog gaat. Uit tabel 3.3 blijkt echter dat bij een lagere temperatuur ook een hogere Ct-waarde nodig is om dezelfde eliminatie te halen. De behaalde desinfectie is in dit voorbeeld zelfs lager dan bij 20 °C. Er moet echter nogmaals gezegd worden dat dit slechts een grove indicatie is van de werkelijkheid. In werkelijkheid zal bij lagere temperaturen waarschijnlijk minder ozon gedoseerd kunnen worden om dezelfde desinfectie te bereiken. Ook heeft de bij 20 °C gekalibreerde IDVS waarschijnlijk een lagere waarde bij een lagere temperatuur.

8.5. Conclusies

Uit de modelresultaten van paragraaf 8.3 en 8.4 kan het volgende geconcludeerd worden:

- De totale Ct-waarde lijkt onafhankelijk te zijn van de plaats en de wijze waarop ozon gedoseerd wordt.
- De totale Ct-waarde in dit model kan alleen verhoogd worden door de ozondosis te verhogen of de IDVS concentratie te verlagen (in Weesperkarspel waarschijnlijk voornamelijk DOC).
- Als de regels van de SWTR nageleefd worden, mag de eerste kolom waar ozon gedoseerd wordt, niet meegeteld worden bij de Ct-berekening. In dat geval is het niet slim om alle ozon in 1 bellencolom te doseren, of nog erger, te beginnen met een meestroomkolom. Dit laatste is wel het geval in de huidige situatie.
- Bij lagere temperaturen wordt er inderdaad een hogere Ct-waarde gehaald met dezelfde ozondosering.

Tot slot kan het voor de wijze waarop ozon gedoseerd wordt nog uitmaken of een hoge korte ozonconcentratiepiek effectiever is voor de desinfectie dan een lage langdurige ozonconcentratie. Hierover geeft het model echter geen duidelijkheid.

9. Conclusies en aanbevelingen

9.1. Proeven

Conclusies

- De gemeten ozonconcentratieprofielen in de perspex doseerkolom geven een goed beeld van het verschil tussen meestroom en tegenstroom en waren nuttig voor de kalibratie en validatie van het model.
 - Bij tegenstroom loopt de ozonconcentratie pas in de onderste 1 tot 1,5 m van de doseerkolom op, daarboven is de ozonconcentratie in het water nihil. De bereikte maximale concentratie is wel hoger dan de maximale concentratie bij meestroom.
 - Bij meestroom gaat de ozonconcentratie in het water binnen 1 m boven de dosering naar een maximum en blijft vervolgens in de gehele doseerkolom vrij constant.
- Uit de proeven met de “gele kolommen” blijkt dat de ozonconcentratie in het water bij de dosering in de 2^e doseerkolom meer stijgt dan bij de (even grote) dosering in de 1^e kolom.
- Bij verschillende proeven is gebleken dat de methode waarmee de concentratie ozon in water bepaald werd niet optimaal is. De methode reageert ook met stikstofoxiden in het water. De verkleuring van het monster die hierdoor wordt veroorzaakt, wordt vervolgens ten onrechte toegeschreven aan ozon.
- De gebruikte methode om de DEC te bepalen voldoet niet. De gemeten waarden waren erg onregelmatig en daardoor onbetrouwbaar.
- Het is bovendien de vraag of de indicatoren Coli44 en SSRC wel een goede weerspiegeling geven van het gehalte aan Campylobacter en Giardia in het water.
- Uit de vergelijking met de SWTR blijkt dat bij een watertemperatuur boven de 12 °C, de behaalde Ct₁₀-waarden in het bedrijf te laag zijn. Met het model zijn de Ct-waarden in het bedrijf echter beter te bepalen.

Aanbevelingen

- Het gebruiken van een andere ozonanalysemethode (bv. de “indigo-methode”) om onnodige onnauwkeurigheden bij de “ozon in water” meting in de toekomst te vermijden. De huidige methode levert te onnauwkeurige waarden voor de meeste onderzoeksdoeleinden en voor bepaling van de Ct in het bedrijf
- Het maken van een extra monsterpunt onder in de kolom, tussen de dosering en het huidige onderste monsterpunt. Vooral bij tegenstroom is het voor een zo nauwkeurig mogelijke bepaling van het ozonconcentratieprofiel van belang dat er een extra monsterpunt wordt aangebracht.
- Het aanbrengen van extra monsterpunten boven in de kolom, dit is vooral van belang voor de meestroomsituatie waarbij er boven de 2,9 m niet meer gemeten kan worden.

- Tegenstroom: meer metingen gewenst op 0.4 m boven de begasser voor een betere bepaling van de ozonconcentratie onder in de kolom.
- Metingen t.b.v. de k_{afb} bij verschillende ozondoseringen herhalen met een goede ozonanalysemethode.
- Meten van de k_{afb} en ozonconcentratieprofielen bij verschillende temperaturen, zodat beter beschreven en berekend kan worden wat het effect van een andere temperatuur is op de Ct-waarde en de ozondosis.
- Het is beter om de monsterpunten in de perspex kolom wat meer naar binnen te plaatsen. Vooral bij lage Reynolds-getallen bestaat namelijk het gevaar op laminaire stroming langs de wand van de kolom.

9.2. Modellerig

Conclusies

- Het model, gebaseerd op een 2-voudige ozonafbraak volgens een afnemende ID (Instantaneous Demand) en een 1^e-orde afbraakcoëfficiënt is, vooral bij de realistische doseringen van 0,75 mg O₃/l tot 2 mg O₃/l, goed in staat om voor verschillende doseringen de ozonconcentraties in water te voorspellen. Bij de zeer hoge dosering van 3,5 mg O₃/l en tegenstroom is de "fit" met het onderste monsterpunt nog niet naar wens.
- De door het model berekende totale Ct-waarde bij 20 °C in het bedrijf is te laag voor een 3,0 log verwijdering van Giardia. Dit is een aanwijzing dat de gewenste mate van desinfectie mogelijk niet gehaald wordt bij hoge watertemperaturen.
- De totale Ct-waarde lijkt onafhankelijk te zijn van de plaats en de wijze waarop ozon gedoseerd wordt. Er is reden te verwachten dat er een hogere Ct is bij tegenstroom door de "afwijkende" meetpunten op 0.4 m.
- Pas bij een **netto-dosis** van 2,2 mg O₃/l is de totale Ct-waarde volgens het model voldoende voor een 3,0 log verwijdering van Giardia bij 20 °C.
- Volgens de regels van de SWTR mag de eerste kolom waar ozon gedoseerd wordt niet meegeteld worden bij de Ct-berekening. Volgens de SWTR zou het niet slim zijn om te beginnen met een meestroomcompartiment waar een aanzienlijk deel van de Ct gevormd wordt. Dit is wel het geval in de huidige bedrijfssituatie.

Aanbevelingen

- Proberen het ID op een andere manier te beschrijven, t.b.v. een betere fit van de tegenstroom-situatie. Daarna de scenario's nog een keer doorrekenen.
- Het uitvoeren van onderzoek naar het mogelijke verschil in desinfectie tussen een Ct-waarde die bestaat uit een lage concentratie met een lange contacttijd en een even grote Ct-waarde die bestaat uit een hoge concentratie gedurende een korte tijd. Dit kan namelijk nog wel invloed hebben op de plaats en de wijze van doseren.

- Onderzoeken wat de invloed is van zaken als: pH, troebelheid, suspended solids, DOC-gehalte en UV-extinctie op de grootte van de ID. Mogelijk dat er een relatie gevonden kan worden die in het model verwerkt kan worden.
- Een aspect wat niet in het model verwerkt is, is de bellenverdeling in de doseerkolom. Deze heeft waarschijnlijk nog invloed op de desinfectie in de doseerkolom. In de eerste doseerkolom in het bedrijf zitten meer doseerbuizen en dus is de bellenverdeling daar beter. Dit betekent dat het mogelijk beter is om het eerste doseercompartiment te gebruiken.

Referenties

Hoofdstuk 2

- GWA, Drinkwater uit de plas; voorlichtingsfolder, GWA, Amsterdam, 1997.
- van der Aa, L.T.J., Nitrificatie in snelfilters; praktijkonderzoek Rivier-Plassenwaterleiding GWA en modellering, TU Delft / GWA, Amsterdam, blz. 3-6, 1999.
- Medema, G.J., Hijnen, W.A.M., Nobel, P.J., Welscher, R.A.G. te, Productielocatie Weesperkarspel aantoonbaar veilig?, GWA / Kiwa, Nieuwegein, 2000.

Hoofdstuk 3

- Bijsterbosch, J.W., Chemische oxidatietechnieken; een overzicht van de stand der techniek, Rijkswaterstaat / Riza, blz 11-12, 1994.
- Dijkstra, S., Optimaliseren van de ozondosering; de overgang van winter naar zomerdosering, GWA, blz 7-14, 15-17, 20-21, 1999.
- Faust, S.D., Aly, M. O., Chemistry of water treatment, Second Edition, Ann Arbor Press Inc., blz 531, 546-547, 1998.
- Gottschalk, C., Libra, J.A., Saupe, A., Ozonation of water and waste water; A practical guide to understanding ozone and its application, Wiley-VCH, blz 6-7, 11-15, 109-123, 2000.
- Helm, A.W.C. van der, Modellering van intensieve gasuitwisselingsystemen; afstudeerverslag, TU Delft, blz 11-21, bijlagen 3-4-5-6 en 8, 1998.
- Horvath, M., Bilitzky, L., Hüttner, J., Ozone, Elsevier, blz 70, 1985.
- Langlais, B., Reckow, D.A., Brink, D. R., Ozone in Water Treatment; Application and Engineering, 2^e druk, Lewis Publishers, Chelsea USA, blz 2, 11-19, 66-70, 112-121, 133-134, 218-229, 1991.
- Moes, W., Ozon in de drinkwaterbereiding; afstudeerverslag, TU Delft/GWA, blz 126-143, 1978.

- Park, H-S., Hwang, T-M., Kang, J-W., Choi, H. OH, H-J., Characterisation of raw water for ozone application measuring ozone consumption rate, Elsevier Science Ltd., Water Res., Vol 35, No 11, blz 2607-2614, 2001.
- Pöpel, prof.dr.ing. H.J., Dijk, prof.ir. J.C. van, Aeration and gas transfer; collegedictaat drinkwater I, TU Delft, blz 9-31, 89-92, 97, 1998.
- Rakness, K. L., Hunter, G. F., Monitoring and control of ozone disinfection for Crypto, Giardia and virus inactivation, International Ozone Association, 15th world congress, London, Section 3, Nr. 147, 2001.
- Stuivenberg, P. van, Optimalisatie van de ozondosering te Weesperkarspel, GWA, blz 7, 1999.
- Vossen, J. van der, Optimalisatie van de ozondosering van de dummy-installatie van het Technisch Laboratorium Leiduin, GWA, blz 11-15, 20-21, 16-19, 26-30, 1998.

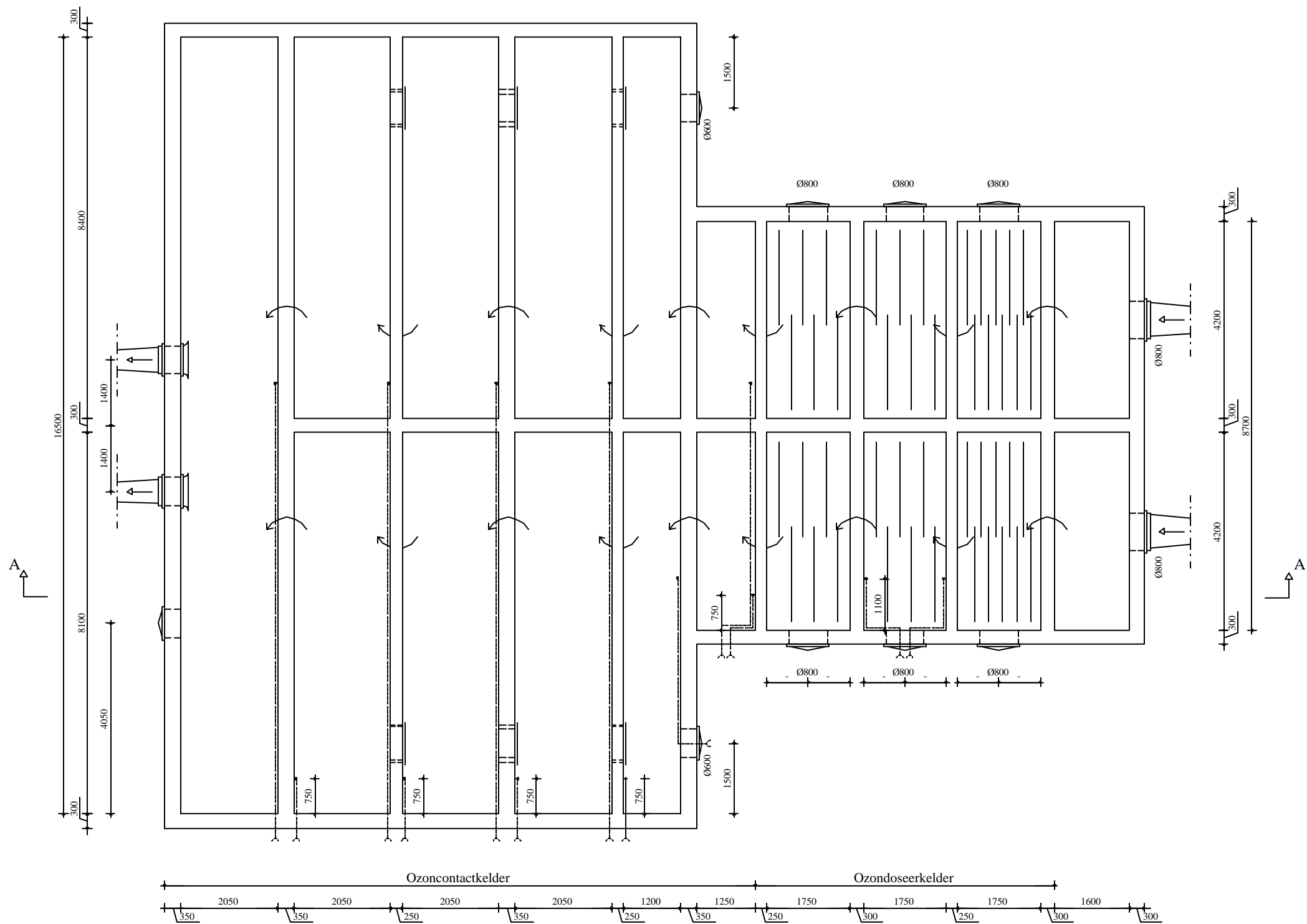
Hoofdstuk 4

- El-Din, M.G., Smith, D.W., Designing ozone bubble columns: A spreadsheet approach to axial dispersion model, Ozone Science & Eng., Vol 23, blz. 269-384, 2001.
- Gottschalk, C., Libra, J.A., Saupe, A., Ozonation of water and waste water; A practical guide to understanding ozone and its application, Wiley-VCH, blz 81-106, 2000.
- Hermanowicz, S.W., Bellamy W.D., Fung, L.C., Variability of ozone reaction kinetics in batch and continuous flow reactors, Elsevier Science Ltd, Water Res, Vol. 33, No 9, blz 2130-2138, 1999.
- Langlais, B., Reckow, D.A., Brink, D. R., Ozone in Water Treatment; Application and Engineering, 2^e druk, Lewis Publishers, Chelsea USA, blz 119, 1991.
- Oke, J.N., Smith, D.W., Zhou, H., An empirical analysis of ozone decay kinetics in natural waters, Ozone Science & Eng., Vol 20, blz 361-379, 1998.
- Park, H-S., Hwang, T-M., Kang, J-W., Choi, H. OH, H-J., Characterisation of raw water for ozone application measuring ozone consumption rate, Elsevier Science Ltd., Water Res. 35, No 11, blz 2607-2614, 2001.
- Roustan, M., Wang, R.Y., Wolbert, D., Modeling hydraulics and mass transfer parameters in a continuous ozone bubble column, Ozone Science & Eng., Vol. 18, blz 99-115., 1996.

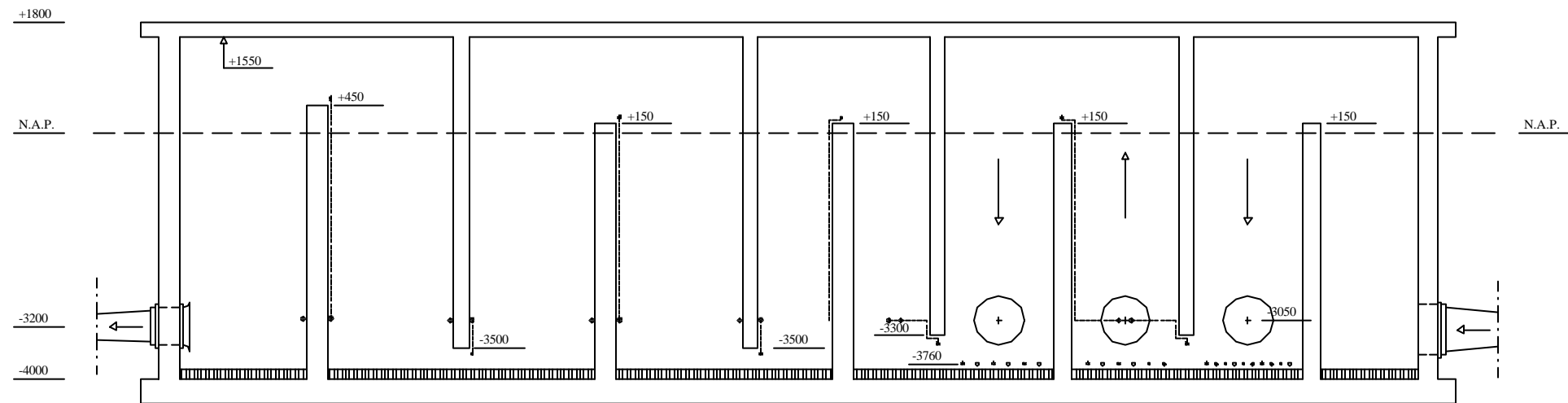
- Yavich, A.A., Masten, S. J., Modeling the kinetics of the reaction of ozone with natural organic matter in Huron River water, *Ozone Science & Eng.*, Vol. 23, blz 105-119, 2001.
- Yurteri, C. Gurol, M.D., Ozone consumption in natural waters: Effects of background organic matter, pH and carbonate species, *Ozone Science & Eng.*, Vol. 10, blz 277-290, 1988.
- Zhou, H. Smith, D.W., Stanley, S.J., Modeling of dissolved ozone concentration profiles in bubble columns, *Journal of Environ. Eng.*, Vol. 120, No 4, blz 821-840, 1994.
- Zhou, H. Smith, D.W., Integrated modeling of ozonation processes in water treatment, *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 1, No. 2, blz 191-200, 2001.



5. Hoofdstuk 5

- GWA Afdeling Waterkwaliteitsbewaking, Analysevoorschrift, Code E-16/B, De bepaling van het gehalte aan ozon in water met behulp van UV/VIS-spectrofotometrie, 2000.
- GWA Afdeling Waterkwaliteitsbewaking, Analysevoorschrift, Code A-06b/B, De bepaling van ozon in lucht in situ en de berekening van de bruto ozondosering, 1998.



Verklaring Maten in mm. Doornede gewapend beton	Schaal 1:100	Getekend 16-09-01
	Plassenwaterleiding - P.S. Weesperkarspel Ozondoseer- & contactkelders Plattegrond Plaatsing monsterpunten	



Verklaring Maten in mm. Hoogtematen in mm t.o.v. N.A.P.  Doorsnede gewapend beton  Doorsnede afschotlaag van vulbeton	Schaal 1:100	Getekend 16-09-01
	Plassenwaterleiding - P.S. Weesperkarspel Ozondoseer- & contactkelders Doorsnede A-A Plaatsing monsterpunten	
		Bijlage II

BIJLAGE III - Monsterpuntschrijving

<i>Monsterpunt</i>	<i>Omschrijving</i>
W6013	Weesperkarspel Ruw waterleiding 3 en 4 (voor ozon)
W6268	Weesperkarspel, ozondoseerkelder 3, compartiment 2
W6269	Weesperkarspel, ozondoseerkelder 3, compartiment 3
W6270	Weesperkarspel, ozondoseerkelder 3, compartiment 4
W6281A	Weesperkarspel, ozoncontactkelder 3, compartiment 1 midden
W6281	Weesperkarspel, ozoncontactkelder 3, compartiment 1 zijkant
W6282	Weesperkarspel, ozoncontactkelder 3, compartiment 2
W6283	Weesperkarspel, ozoncontactkelder 3, compartiment 3
W6284	Weesperkarspel, ozoncontactkelder 3, compartiment 4
W6313	Weesperkarspel (na ozon) coagulatiepomp 3 en 4
WM6232	Weesperkarspel afgas ozondoseerkelder 3, compartiment 2 en 3

Bijlage IV - Modelstructuur

De parameters die ingevoerd moeten worden in het model worden opgesplitst in:

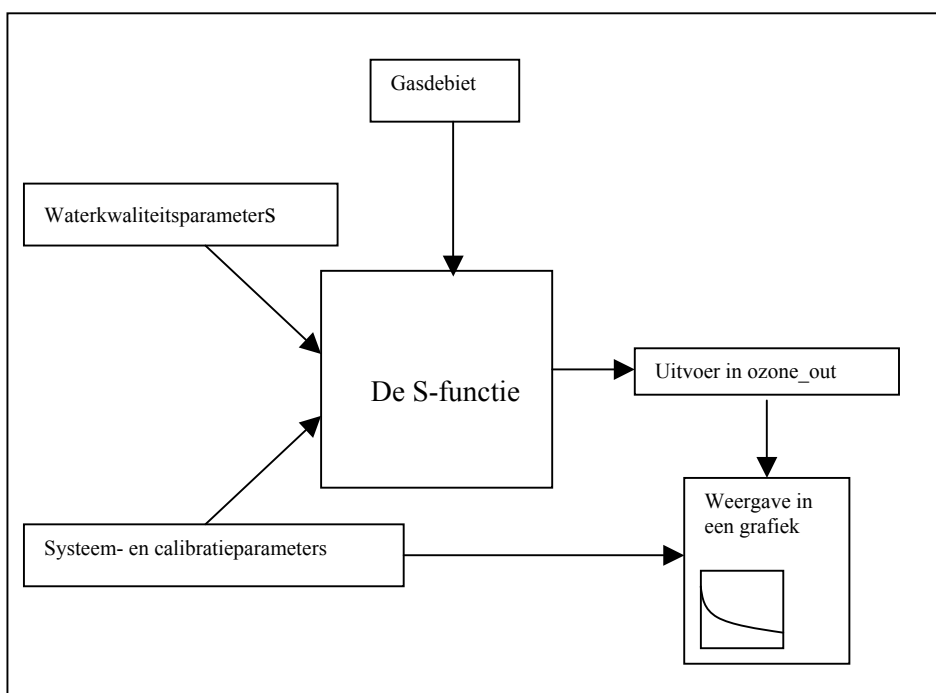
- Systeem- en calibratieparameters.
- Waterkwaliteitsparameters.

De systeem- en calibratieparameters dienen om het model af te stemmen op een bepaalde situatie. Parameters die hieronder vallen zijn de reactorhoogte, het reactoroppervlak, meestroom/tegenstroom, concentraties in de gasfase, de beldiameter, de instantane ozonvraag, de afbraakcoëfficiënt en het aantal CSTR's. Onder waterkwaliteitsparameters wordt o.a. verstaan het waterdebiet en de watertemperatuur. Naast deze groepen parameters wordt apart het gasdebiet ingevoerd.

Alle parameters worden in de zogenaamde S-functie omgerekend naar standaard eenheden. De benodigde constanten worden benoemd en de eigenlijke modelberekening wordt uitgevoerd.

De uitvoer van de S-functie bestaat uit de verzadigingsconcentratie en de concentraties in gas en in water van O_2 , O_3 en N_2 . Deze uitvoer wordt opgeslagen in de ozone_out-file. Deze file wordt voor de weergave van de uitvoer geladen samen met de eigenschappen van de reactor. De weergave is in de vorm van grafieken die de concentratieprofielen weergeven.

De structuur kan nu schematisch weergegeven worden als:



Figuur 1: Structuur van het model.

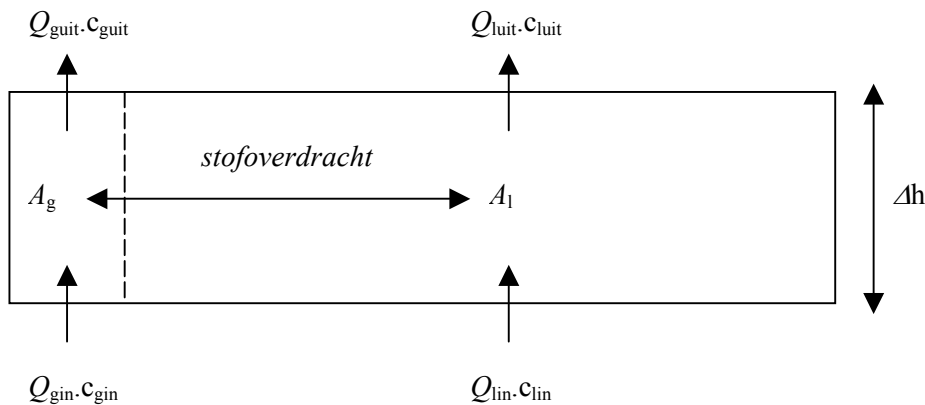
Bijlage V - Massabalans model

Als niet naar de ozonafbraak wordt gekeken dan geldt voor een sectie van een bellenkolom in het model:

$$\text{Voor de waterfase: } Q_{lin} \cdot c_{lin} = Q_{luit} \cdot c_{luit} + \frac{\Delta c_l}{\Delta t} \cdot A_l \cdot \Delta h - k_L \cdot a \cdot (c_s - c_l) \quad (1)$$

$$\text{Voor de gasfase: } Q_{gin} \cdot c_{gin} = Q_{guit} \cdot c_{guit} + \frac{\Delta c_g}{\Delta t} \cdot A_g \cdot \Delta h - k_L \cdot a \cdot (c_s - c_l) \quad (2)$$

De laatste twee termen in vergelijking (1) en (2), houden in dat een verandering van de concentratie in een sectie gelijk is aan de overdracht van gas naar water of andersom. Dit kan schematisch voorgesteld worden d.m.v. de volgende figuur:



Figuur 1: Schematische voorstelling van de massabalans in een sectie van het model.

De vergelijkingen (1) en (2) kunnen verder uitgeschreven worden door de onbekende parameters “a” en “c_s” uit te drukken in bekende parameters:

Water:

$$a = A_{bellen} = V_{bellen} \cdot \frac{6}{d_b} \Rightarrow V_{bellen} = \frac{A_g}{A_l} \cdot V_l = \frac{Q_g / v_g}{Q_l / v_l} \cdot V_l = \frac{Q_g}{Q_w} \cdot \frac{v_l}{v_g} \cdot V_l = RQ \cdot \frac{v_l}{v_g} \cdot V_l \quad (3a)$$

Gas:

$$a = A_{bellen} = V_{bellen} \cdot \frac{6}{d_b} \Rightarrow V_{bellen} = V_g = A_g \cdot \Delta h \quad (3b)$$

$$c_s = c_g \cdot k_D \quad (4)$$

In vergelijking (4) is de c_g nog uitgedrukt in g/Nm³. Voor de berekening van de drijvende kracht moet echter de gasconcentratie bij de werkelijke druk en temperatuur gebruikt worden. Dit betekent dat gasconcentratie nog omgerekend moet worden naar g/m³ volgens:

$$c_g = c_{gn} \cdot \frac{p_g}{P_0} \cdot \frac{T_n}{T_g} \Rightarrow \alpha = \frac{p_g}{P_0} \cdot \frac{T_n}{T_g} \quad (5)$$

De c_{gn} in vergelijking (5) stelt nu de gasconcentratie uitgedrukt in g/Nm^3 voor. De vergelijkingen (1) en (2) kunnen nu geschreven worden als:

$$\text{Voor water:} \quad \frac{\Delta c_l}{\Delta t} \cdot A_l \cdot \Delta h = -\Delta c_l \cdot Q_l + k_L \cdot RQ \cdot \frac{v_l}{v_g} \cdot V_l \cdot \frac{6}{d_b} \cdot (c_{gn} \cdot \alpha \cdot k_D - c_l) \quad (6)$$

$$\text{Voor gas:} \quad \frac{\Delta c_g}{\Delta t} \cdot A_g \cdot \Delta h = -\Delta c_g \cdot Q_g - k_L \cdot A_g \cdot \Delta h \cdot \frac{6}{d_b} \cdot (c_{gn} \cdot \alpha \cdot k_D - c_l) \quad (7)$$

Tot slot worden beide vergelijkingen door respectievelijk V_l en V_g gedeeld. De vergelijkingen voor alle secties samen worden nu:

$$\frac{\partial c_l}{\partial t} = -v_l \cdot \frac{\partial c_l}{\partial h} + k_L \cdot RQ \cdot \frac{v_l}{v_g} \cdot \frac{6}{d_b} \cdot (k_D \cdot \alpha \cdot c_g - c_l) \quad (8)$$

$$\frac{\partial c_g}{\partial t} = -v_g \cdot \frac{\partial c_g}{\partial h} - k_L \cdot \frac{6}{d_b} \cdot (k_D \cdot \alpha \cdot c_g - c_l) \quad (9)$$

Bijlage VI – Instellingen perspex kolom

		Gewenste ozonconcentraties (netto) mg O₃/l	
week 25	Straat 3	0.75	
week 29 di.	Straat 3	1.50	
week 29 wo.	Straat 3	2.50	
week 29 do.	Straat 3	3.50	
Verhouding w/l =		week 25 19.9	week 29 6.7
Kleine ozoncontactkolom			
Volume		0.63	0.63 m ³
Debiet		0.85	0.65 m ³ /u
contacttijd		44.5	58.2 minuten

De grote kolommen in straat 1 en 2 worden voor deze proeven niet gebruikt, de instellingen hiervan worden aangepast om de gewenste instellingen voor straat 3 te kunnen krijgen.

		conc. *	debiet =	dosering (g O ₃ /u)
week 25	Straat 3	0.75	0.85	0.64
week 29 di.	Straat 3	1.50	0.65	0.98
week 29 wo.	Straat 3	2.50	0.65	1.63
week 29 do.	Straat 3	3.50	0.65	2.28

De ozonconcentratie in de lucht wordt ingesteld op:

week 25	19.50	g O ₃ /m ³
week 29 di.	10.00	g O ₃ /m ³
week 29 wo.	16.00	g O ₃ /m ³
week 29 do.	22.00	g O ₃ /m ³

Als er 2 m³ lucht/uur door de ozongenerator wordt gevoerd, dan is de totale hoeveelheid O₃:

week 25	19.50	x	2	=	39.00	g O ₃
week 29 di.	10.00	x	2	=	20.00	g O ₃
week 29 wo.	16.00	x	2	=	32.00	g O ₃
week 29 do.	22.00	x	2	=	44.00	g O ₃

Omdat er maar 1 ozongenerator is, is de ozonconcentratie in de lucht overal gelijk.

De verhouding van de te doseren hoeveelheden lucht wordt dan:

	straat 3	straat 1	straat 2
week 25	0.64	12.79	25.58
week 29 di.	0.98	6.34	12.68
week 29 wo.	1.63	10.13	20.25
week 29 do.	2.28	13.91	27.82

De luchtdebieten over straat 3 worden:

week 25	$\frac{0.64}{19.50}$	=	0.033	m^3/u
week 29 di.	$\frac{0.98}{10.00}$	=	0.098	m^3/u
week 29 wo.	$\frac{1.63}{16.00}$	=	0.102	m^3/u
week 29 do.	$\frac{2.28}{22.00}$	=	0.103	m^3/u

Bijlage VII – Instellingen “gele kolommen”

Gewenste ozonconcentraties (netto) mg O₃/l

week 26	Straat 1	1.5
	Straat 2	4.0
week 27	Straat 1	2.0
	Straat 2	3.5
week 28	Straat 1	3.0
	Straat 2	2.5

Grote ozoncontactkolom

Volume	2.75	m ³
Debiet	6.0	m ³ /u
contacttijd	27.5	minuten

		conc. *	debiet =	dosering (g O ₃ /u)
week 26	Straat 1	1.5	6.0	9.00
	Straat 2	4	6.0	24.00
week 27	Straat 1	2	6.0	12.00
	Straat 2	3.5	6.0	21.00
week 28	Straat 1	3	6.0	18.00
	Straat 2	2.5	6.0	15.00

Straat 3 staat op $0.5 \times 1.26 = 0.63$ g O₃/u

In totaal moet er in 1 uur dus:

0.63 + 33.0 = 33.63 g O₃ gedoseerd worden

Als de ozongenerator 4 m³ lucht per uur verwerkt dan wordt de concentratie O₃ in de lucht dus:

33.63 / 2 = 16.8 g O₃/m³

De verhoudingen in luchtdebiet worden nu:

week 26	Straat 1	9.00	/	16.8	=	0.54	m ³ lucht/uur
	Straat 2	24.00	/	16.8	=	1.43	m ³ lucht/uur
	Straat 3	0.63	/	16.8	=	0.04	m ³ lucht/uur
week 27	Straat 1	12.00	/	16.8	=	0.71	m ³ lucht/uur
	Straat 2	21.00	/	16.8	=	1.25	m ³ lucht/uur
	Straat 3	0.63	/	16.8	=	0.04	m ³ lucht/uur

week 28	Straat 1	18.00	/	16.8	=	1.07	m ³ lucht/uur
	Straat 2	15.00	/	16.8	=	0.89	m ³ lucht/uur
	Straat 3	0.63	/	16.8	=	0.04	m ³ lucht/uur

De luchtdebieten per kolom zijn de helft van het totale debiet over de straat dus:

week 26	Straat 1	0.27	m ³ lucht/uur
	Straat 2	0.71	m ³ lucht/uur
week 27	Straat 1	0.36	m ³ lucht/uur
	Straat 2	0.62	m ³ lucht/uur
week 28	Straat 1	0.54	m ³ lucht/uur
	Straat 2	0.45	m ³ lucht/uur

Bijlage VIII – Data m.b.t. verblijftijdspreidingsproeven

<div style="border: 1px solid black; padding: 5px; display: inline-block;"> MEESTROOM waterdebiet 0.85 m³/h luchtdebiet 0.033 m³/h </div>									
tijd (min)	tijd (correctie)	EGV (uS/cm)	delta (uS/cm)	F	F (correctie)	E	t (min)	tm (min)	variantie
0	-0.75	530	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.25	-0.5	530	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.5	-0.25	530	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.75	0	530	0	0	0	0.0000	0	0	0
1	0.25	530	0	0	0	0.0000	0.125	0	0
1.25	0.5	530	0	0	0	0.0000	0.375	0	0
1.5	0.75	530	0	0	0	0.0000	0.625	0	0
1.75	1	530	0	0	0	0.0000	0.875	0	0
2	1.25	530	0	0	0	0.0000	1.125	0	0
2.25	1.5	529	-1	-0.0033	0	0.0000	1.375	0	0
2.5	1.75	529	-1	-0.0033	0	0.0000	1.625	0	0
2.75	2	536	6	0.0197	0.0197	0.0787	1.875	0.037	0.069
3	2.25	584	54	0.1770	0.1770	0.6295	2.125	0.334	0.711
3.25	2.5	664	134	0.4393	0.4393	1.0492	2.375	0.623	1.480
3.5	2.75	729	199	0.6525	0.6525	0.8525	2.625	0.559	1.468
3.75	3	766	236	0.7738	0.7738	0.4852	2.875	0.349	1.003
4	3.25	798	268	0.8787	0.8787	0.4197	3.125	0.328	1.025
4.25	3.5	809	279	0.9148	0.9148	0.1443	3.375	0.122	0.411
4.5	3.75	817	287	0.9410	0.9410	0.1049	3.625	0.095	0.345
4.75	4	822	292	0.9574	0.9574	0.0656	3.875	0.064	0.246
5	4.25	823	293	0.9607	0.9607	0.0131	4.125	0.014	0.056
5.25	4.5	827	297	0.9738	0.9738	0.0525	4.375	0.057	0.251
5.5	4.75	834	304	0.9967	0.9967	0.0918	4.625	0.106	0.491
5.75	5	835	305	1	1	0.0131	4.875	0.016	0.078
6	5.25	828	298	0.9770	1	0.0000	5.125	0	0
6.25	5.5	830	300	0.9836	1	0.0000	5.375	0	0
								2.704	7.632
									0.322
								Aantal CSTR's =	22.67

TEGENSTROOM waterdebiet 0.85 m³/h
 luchtdebiet 0.033 m³/h

tijd (sec)	tijd (correctie)	EGV (uS/cm)	delta (uS/cm)	F	F (correctie)	E	t (min)	tm (min)	variantie	
0	-0.50	527	0	0	0	0.0000	0	0	0	
0.25	-0.25	527	0	0	0	0.0000	0	0	0	
0.5	0.00	527	0	0	0	0.0000	0	0	0	
0.75	0.25	527	0	0	0	0.0000	0	0	0	
1	0.50	527	0	0	0	0.0000	0.375	0	0	
1.25	0.75	527	0	0	0	0.0000	0.625	0	0	
1.5	1.00	527	0	0	0	0.0000	0.875	0	0	
1.75	1.25	527	0	0	0	0.0000	1.125	0	0	
2	1.50	529	2	0.0072	0.0072	0.0289	1.375	0.010	0.014	
2.25	1.75	560	33	0.1191	0.1191	0.4477	1.625	0.182	0.296	
2.5	2.00	639	112	0.4043	0.4043	1.1408	1.875	0.535	1.003	
2.75	2.25	715	188	0.6787	0.6787	1.0975	2.125	0.583	1.239	
3	2.50	763	236	0.8520	0.8520	0.6931	2.375	0.412	0.977	
3.25	2.75	787	260	0.9386	0.9386	0.3466	2.625	0.227	0.597	
3.5	3.00	798	271	0.9783	0.9783	0.1588	2.875	0.114	0.328	
3.75	3.25	802	275	0.9928	0.9928	0.0578	3.125	0.045	0.141	
4	3.50	803	276	0.9964	0.9964	0.0144	3.375	0.012	0.041	
4.25	3.75	804	277	1	1	0.0144	3.625	0.013	0.047	
4.5	4.00	804	277	1	1	0.0000	3.875	0.000	0.000	
4.75	4.25	804	277	1	1	0.0000	4.125	0.000	0.000	
5	4.50	804	277	1	1	0.0000	4.375	0.000	0.000	
								2.133	4.683	
									0.133	
								Aantal CSTR's =		34.26

MEESTROOM	waterdebiet	0.65 m ³ /h
	luchtdebiet	0.10 m ³ /h

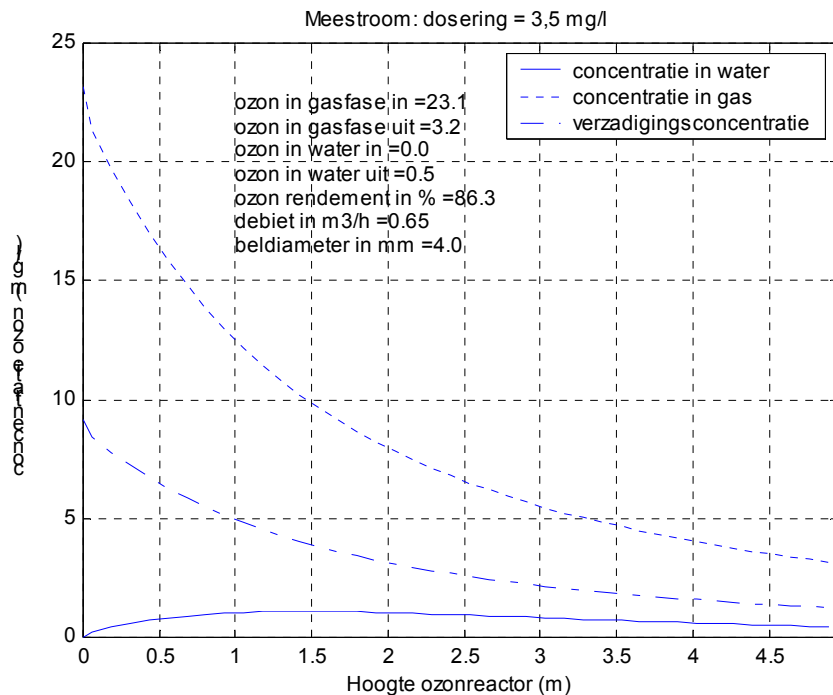
tijd (sec)	tijd (gecorrigeerd)	EGV (uS/cm)	delta (uS/cm)	F	F (correctie)	E	t (min)	tm (min)	variantie
0	-0.75	528	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.25	-0.5	528	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.5	-0.25	528	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.75	0	528	0	0	0	0.0000	0	0	0
1	0.25	528	0	0	0	0.0000	0.125	0	0
1.25	0.5	528	0	0	0	0.0000	0.375	0	0
1.5	0.75	528	0	0	0	0.0000	0.625	0	0
1.75	1	528	0	0	0	0.0000	0.875	0	0
2	1.25	528	0	0	0	0.0000	1.125	0	0
2.25	1.5	528	0	0	0	0.0000	1.375	0	0
2.5	1.75	528	0	0	0	0.0000	1.625	0	0
2.75	2	529	1	0.0026	0.0026	0.0102	1.875	0.005	0.009
3	2.25	541	13	0.0332	0.0332	0.1224	2.125	0.065	0.138
3.25	2.5	583	55	0.1403	0.1403	0.4286	2.375	0.254	0.604
3.5	2.75	656	128	0.3265	0.3265	0.7449	2.625	0.489	1.283
3.75	3	743	215	0.5485	0.5485	0.8878	2.875	0.638	1.834
4	3.25	814	286	0.7296	0.7296	0.7245	3.125	0.566	1.769
4.25	3.5	860	332	0.8469	0.8469	0.4694	3.375	0.396	1.337
4.5	3.75	893	365	0.9311	0.9311	0.3367	3.625	0.305	1.106
4.75	4	909	381	0.9719	0.9719	0.1633	3.875	0.158	0.613
5	4.25	917	389	0.9923	0.9923	0.0816	4.125	0.084	0.347
5.25	4.5	920	392	1	1	0.0306	4.375	0.033	0.146
5.5	4.75	920	392	1	1	0.0000	4.625	0.000	0.000
5.75	5	920	392	1	1	0.0000	4.875	0.000	0.000
								2.994	9.188
									0.222
								Aantal CSTR's =	40.40

TEGENSTROOM waterdebiet 0.65 m3/h
 luchtdebiet 0.10 m3/h

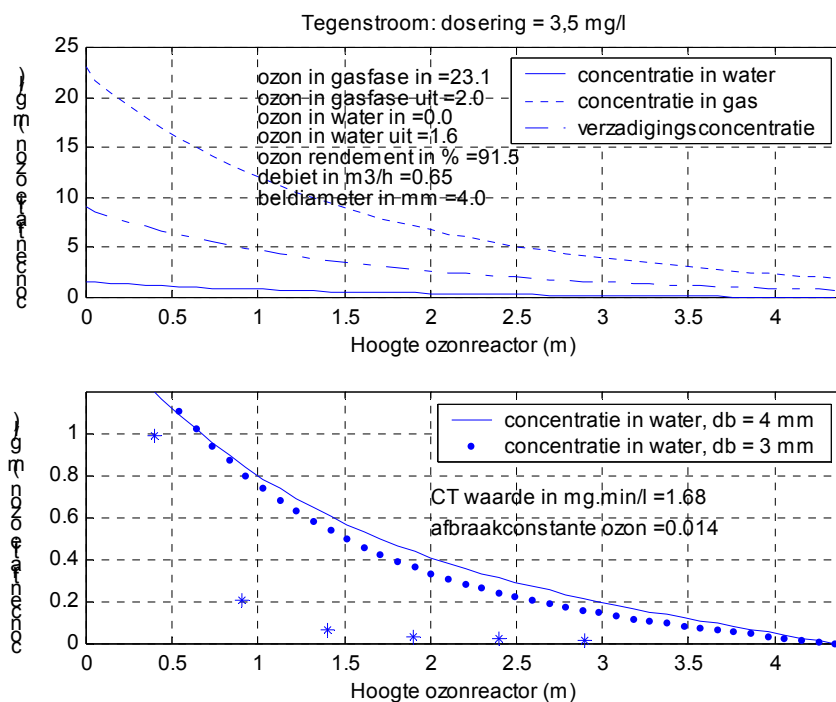
tijd (sec)	tijd (gecorrigeerd)	EGV (uS/cm)	delta (uS/cm)	F	F (correctie)	E	t (min)	tm (min)	variantie
0	-0.5	526	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.25	-0.25	526	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.5	0	526	0	0	0	0.0000	0	0	0
0.75	0.25	526	0	0	0	0.0000	0	0	0
1	0.5	526	0	0	0	0.0000	0.375	0	0
1.25	0.75	526	0	0	0	0.0000	0.625	0	0
1.5	1	526	0	0	0	0.0000	0.875	0	0
1.75	1.25	526	0	0	0	0.0000	1.125	0	0
2	1.5	526	0	0	0	0.0000	1.375	0.000	0.000
2.25	1.75	526	0	0	0	0.0000	1.625	0.000	0.000
2.5	2	526	0	0	0	0.0000	1.875	0.000	0.000
2.75	2.25	526	0	0	0	0.0000	2.125	0.000	0.000
3	2.5	537	11	0.0297	0.0297	0.1189	2.375	0.071	0.168
3.25	2.75	578	52	0.1405	0.1405	0.4432	2.625	0.291	0.764
3.5	3	643	117	0.3162	0.3162	0.7027	2.875	0.505	1.452
3.75	3.25	722	196	0.5297	0.5297	0.8541	3.125	0.667	2.085
4	3.5	792	266	0.7189	0.7189	0.7568	3.375	0.639	2.155
4.25	3.75	840	314	0.8486	0.8486	0.5189	3.625	0.470	1.705
4.5	4	866	340	0.9189	0.9189	0.2811	3.875	0.272	1.055
4.75	4.25	883	357	0.9649	0.9649	0.1838	4.125	0.190	0.782
5	4.5	890	364	0.9838	0.9838	0.0757	4.375	0.083	0.362
5.25	4.75	894	368	0.9946	0.9946	0.0432	4.625	0.050	0.231
5.5	5	895	369	0.9973	0.9973	0.0108	4.875	0.013	0.064
5.75	5.25	896	370	1	1	0.0108	5.125	0.014	0.071
6	5.5	896	370	1	1	0.0000	5.375	0.000	0.000
6.25	5.75	896	370	1	1	0.0000	5.625	0.000	0.000
6.5	6	896	370	1	1	0.0000	5.875	0.000	0.000
								3.264	10.894
									0.239
								Aantal CSTR's = 44.63	

Bijlage IX: Extra figuren: kalibratie en validatie

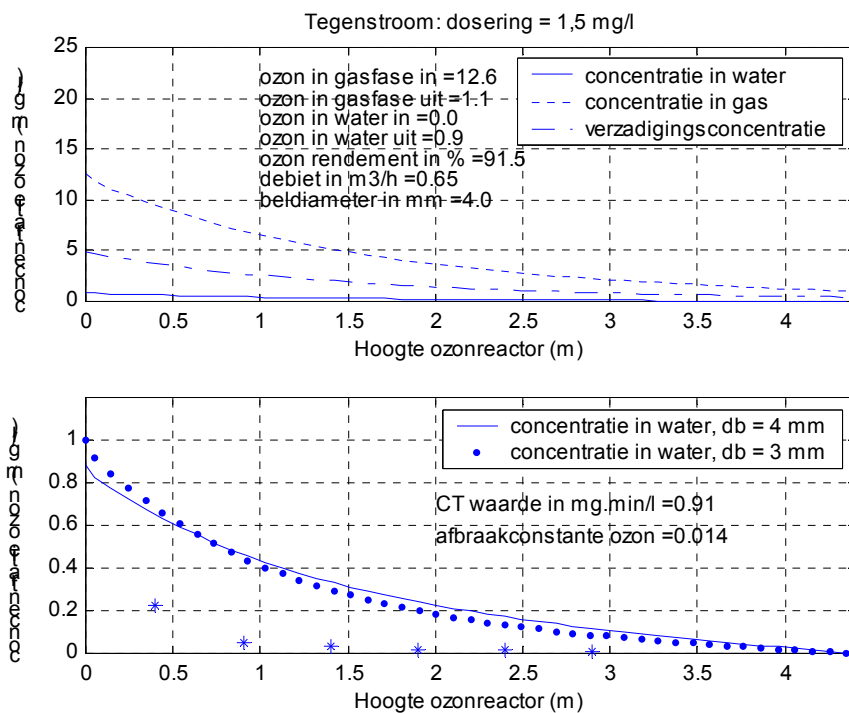
Fase 1



Figuur 1: Gas- en verzadigingsconcentratie bij kalibratie van fase 1.

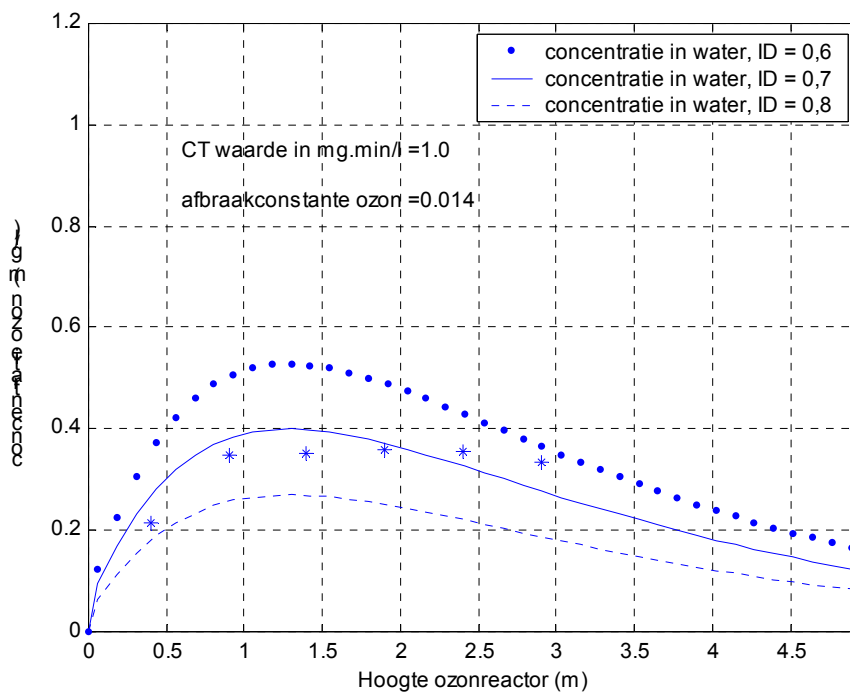


Figuur 2: Validatie in fase 1: tegenstroom bij een dosering van 3,5 mg/l.

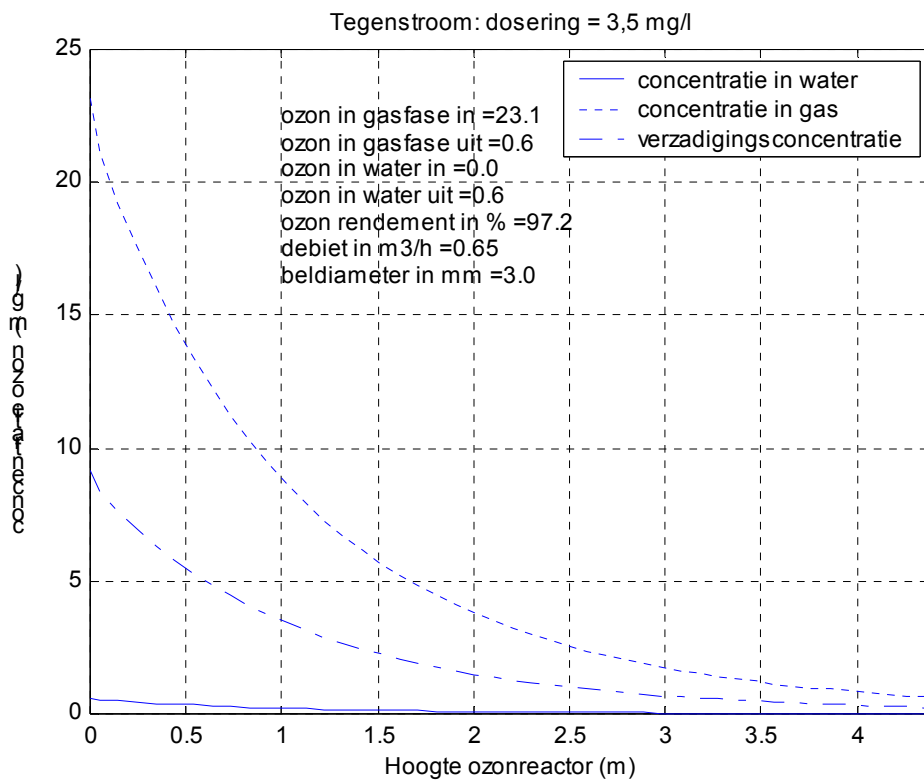


Figuur 3: Validatie in fase 1: tegenstroom bij een dosering van 1,5 mg/l

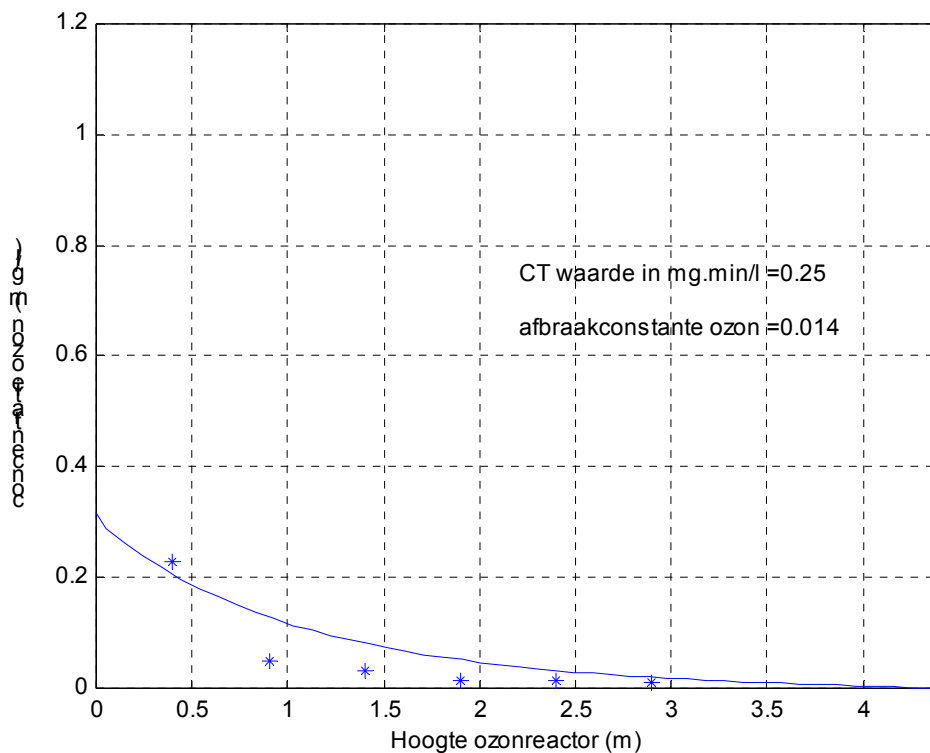
Fase 2



Figuur 4: Gas- en verzadigingsconcentratie bij kalibratie van fase 2.

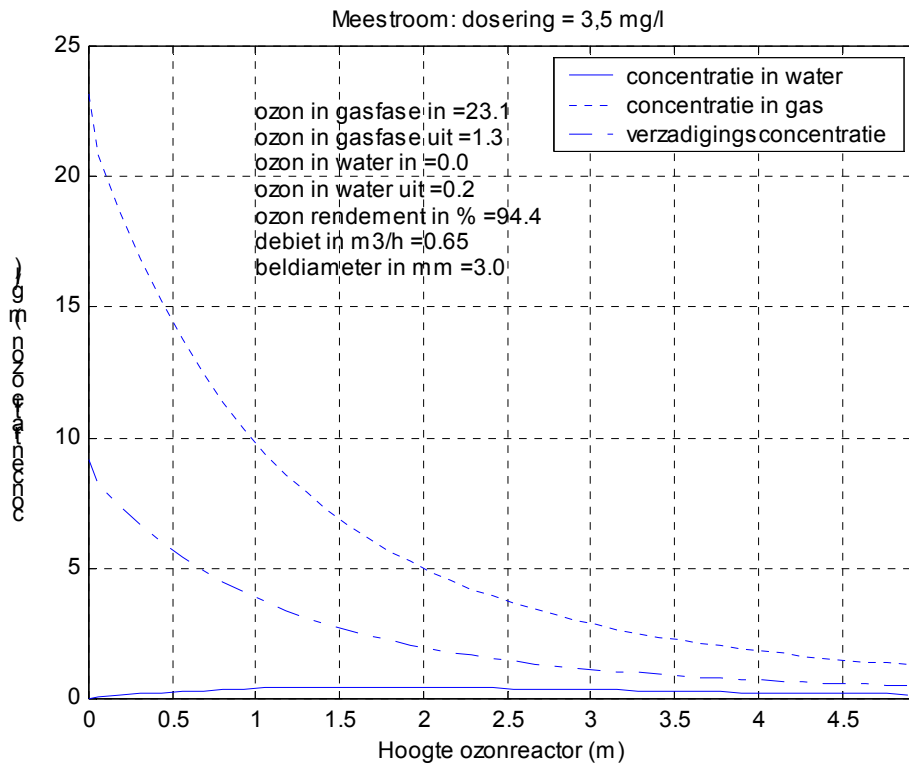


Figuur 5: Gas- en verzadigingsconcentratie bij validatie van fase 2: tegenstroom 3,5 mg/l.

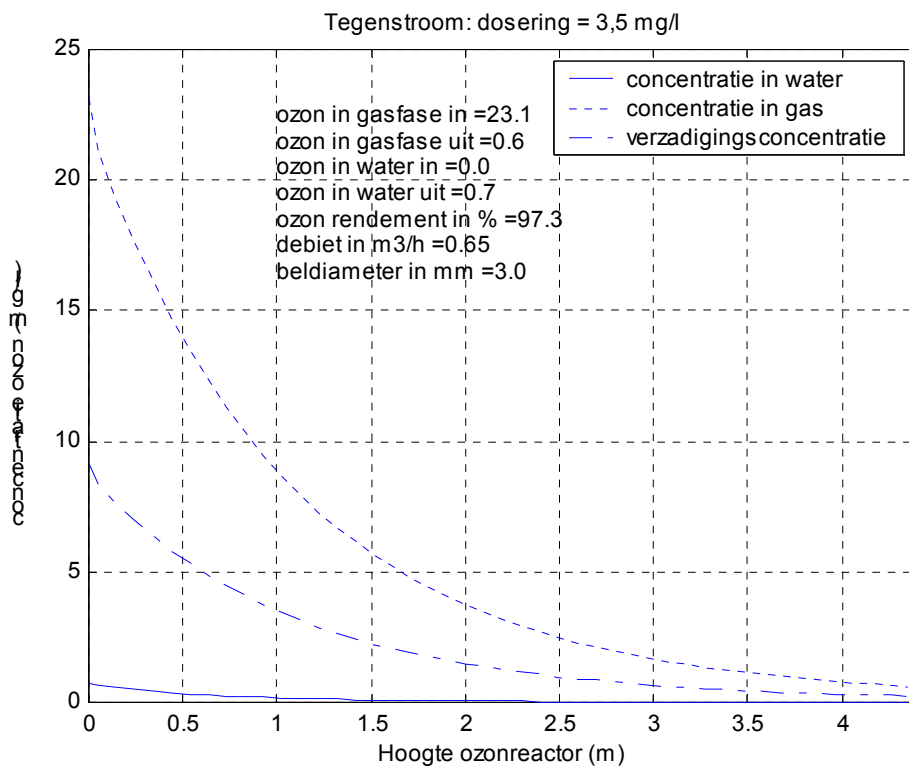


Figuur 6: Gas- en verzadigingsconcentratie bij validatie van fase 2: tegenstroom 1,5 mg/l.

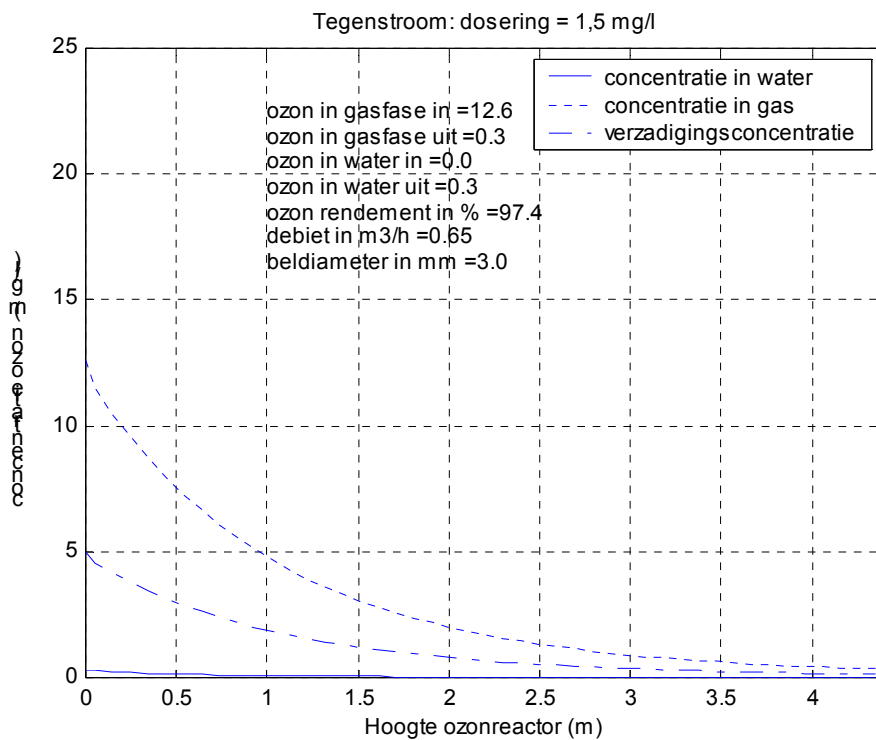
Fase 3



Figuur 7: Gas- en verzadigingsconcentratie bij kalibratie van fase 3

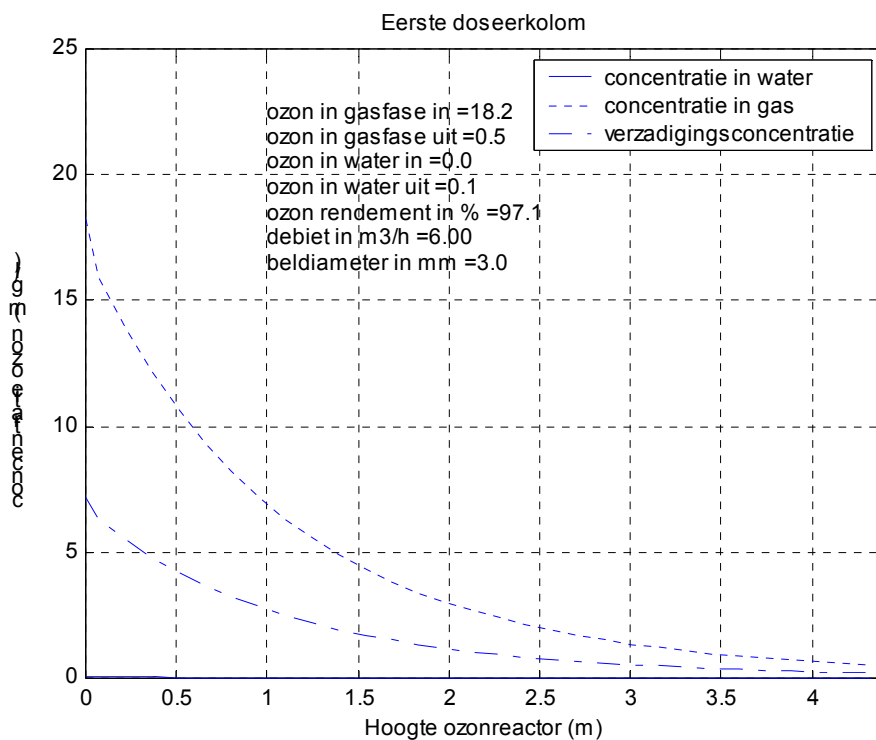


Figuur 8: Gas- en verzadigingsconcentratie bij validatie van fase 3: tegenstroom 3,5 mg/l

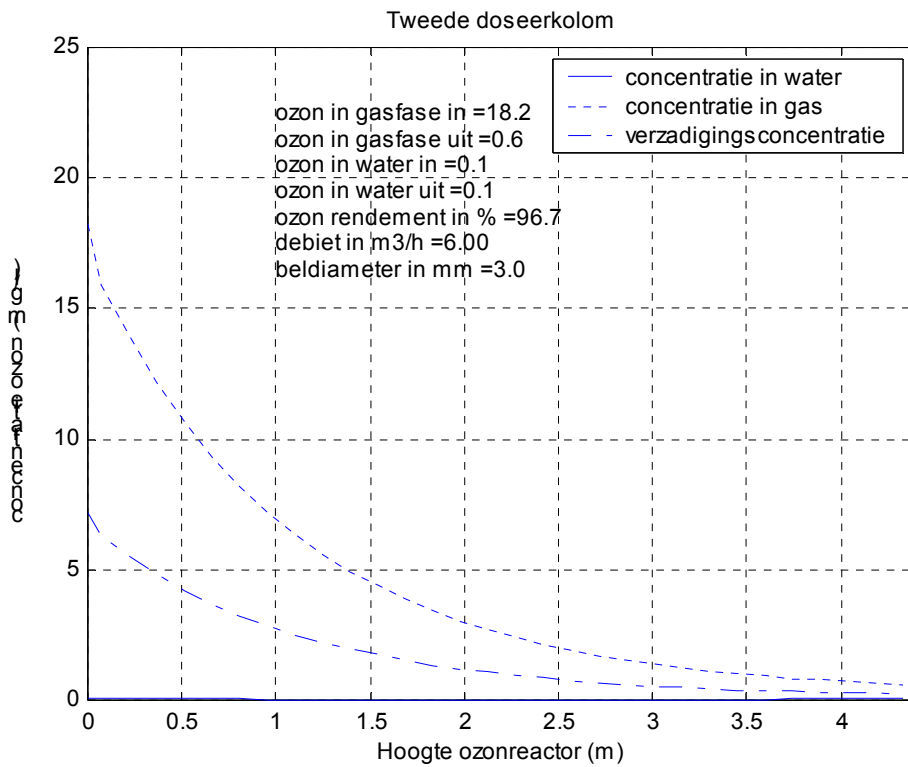


Figuur 9: Gas- en verzadigingsconcentratie bij validatie van fase 3: tegenstroom 1,5 mg/l

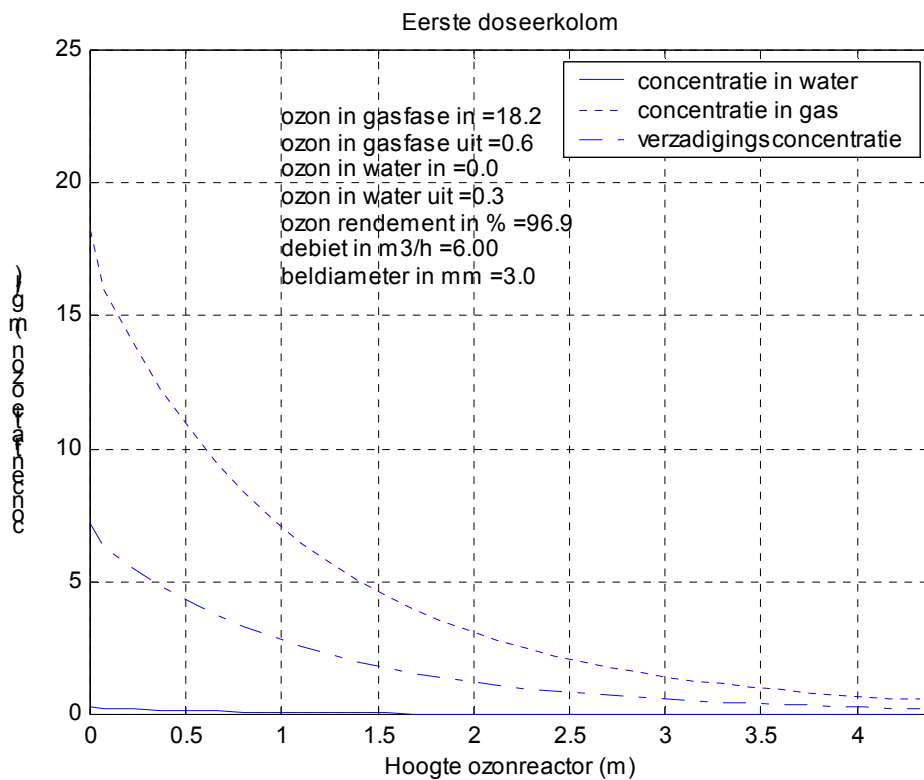
Dubbele doseerstap



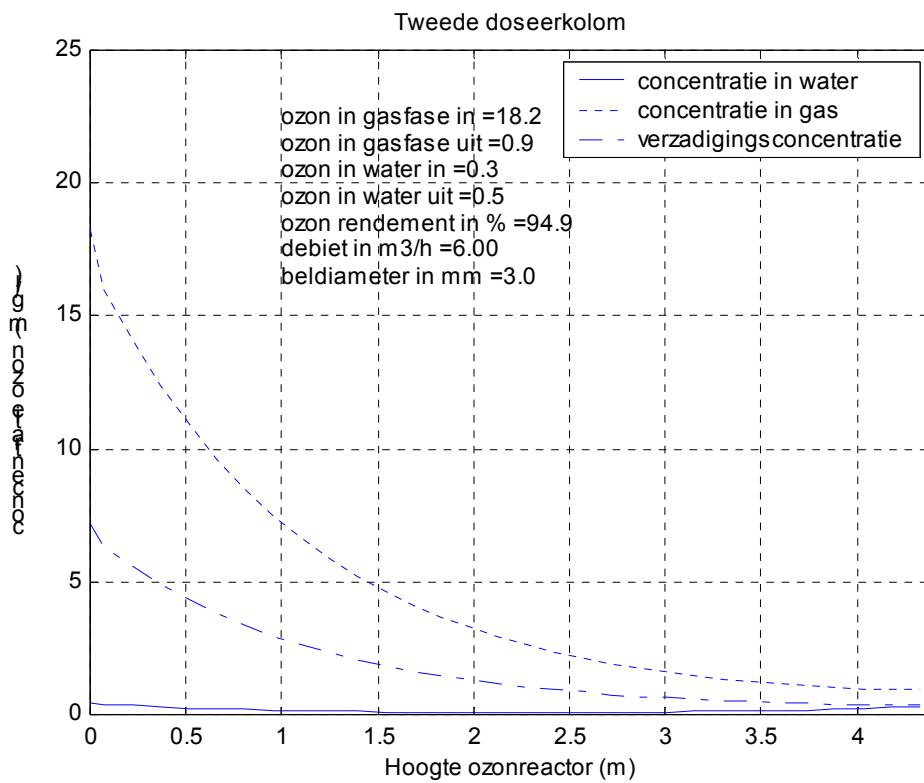
Figuur 10: Gas- en verzadigingsconcentratie bij dubbele doseerstap: tegenstroom 1,5 mg/l.



Figuur 11: Gas- en verzadigingsconcentratie bij dubbele doseerstap: tegenstroom 1,5 mg/l.



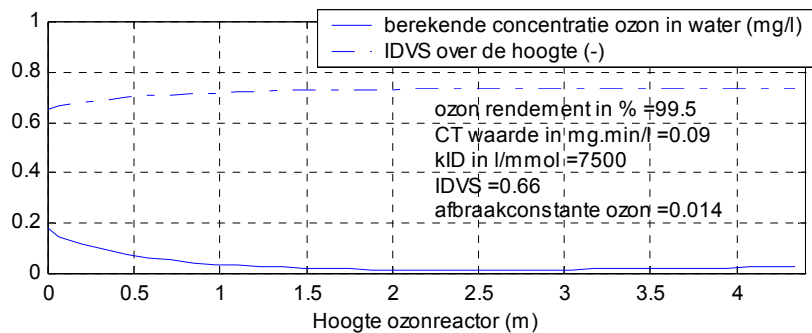
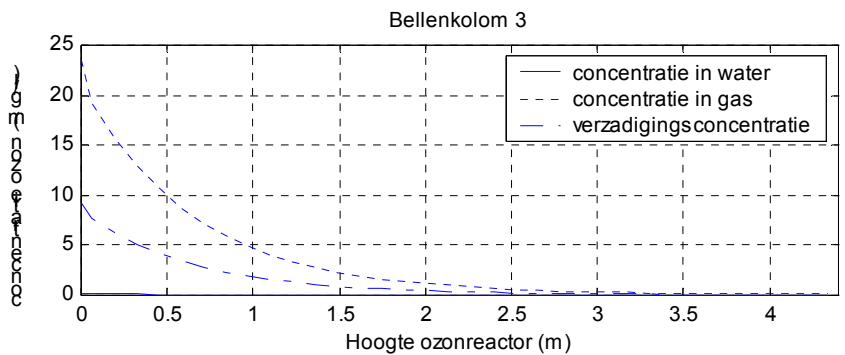
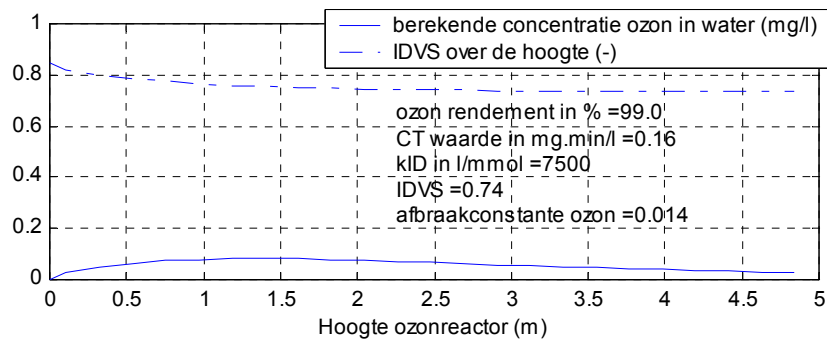
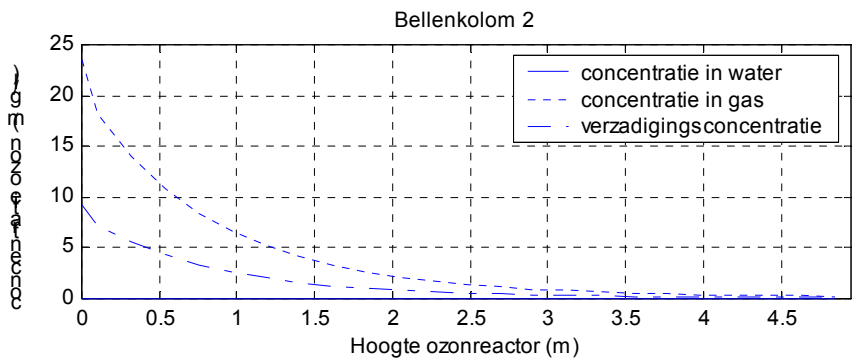
Figuur 12: Gas- en verzadigingsconcentratie bij dubbele doseerstap: tegenstroom 4,0 mg/l.

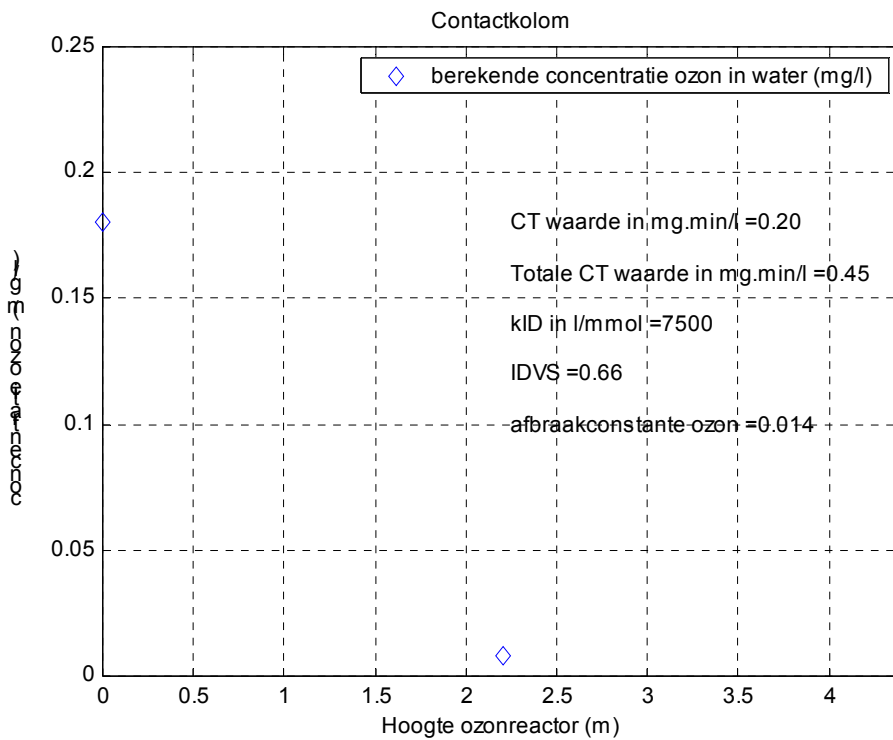


Figuur 13: Gas- en verzadigingsconcentratie bij dubbele doseerstap: tegenstroom 4,0 mg/l.

Bijlage X: Figuren van de modelscenario's

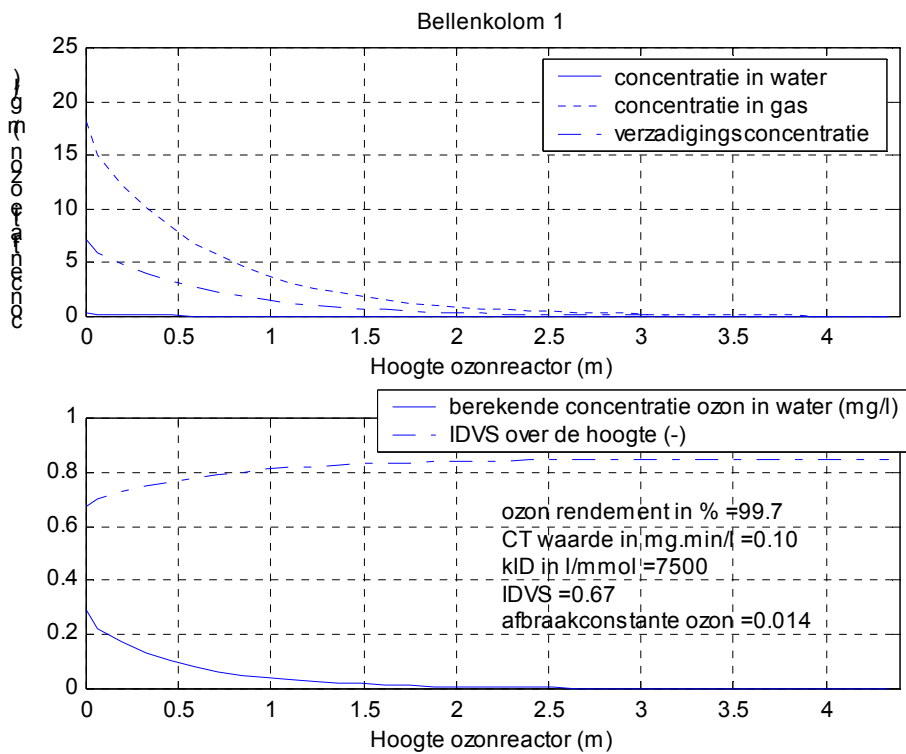
Scenario 2: Dosering zoals in bedrijf, maar met hogere O_3 -concentratie en lager gasdebit.

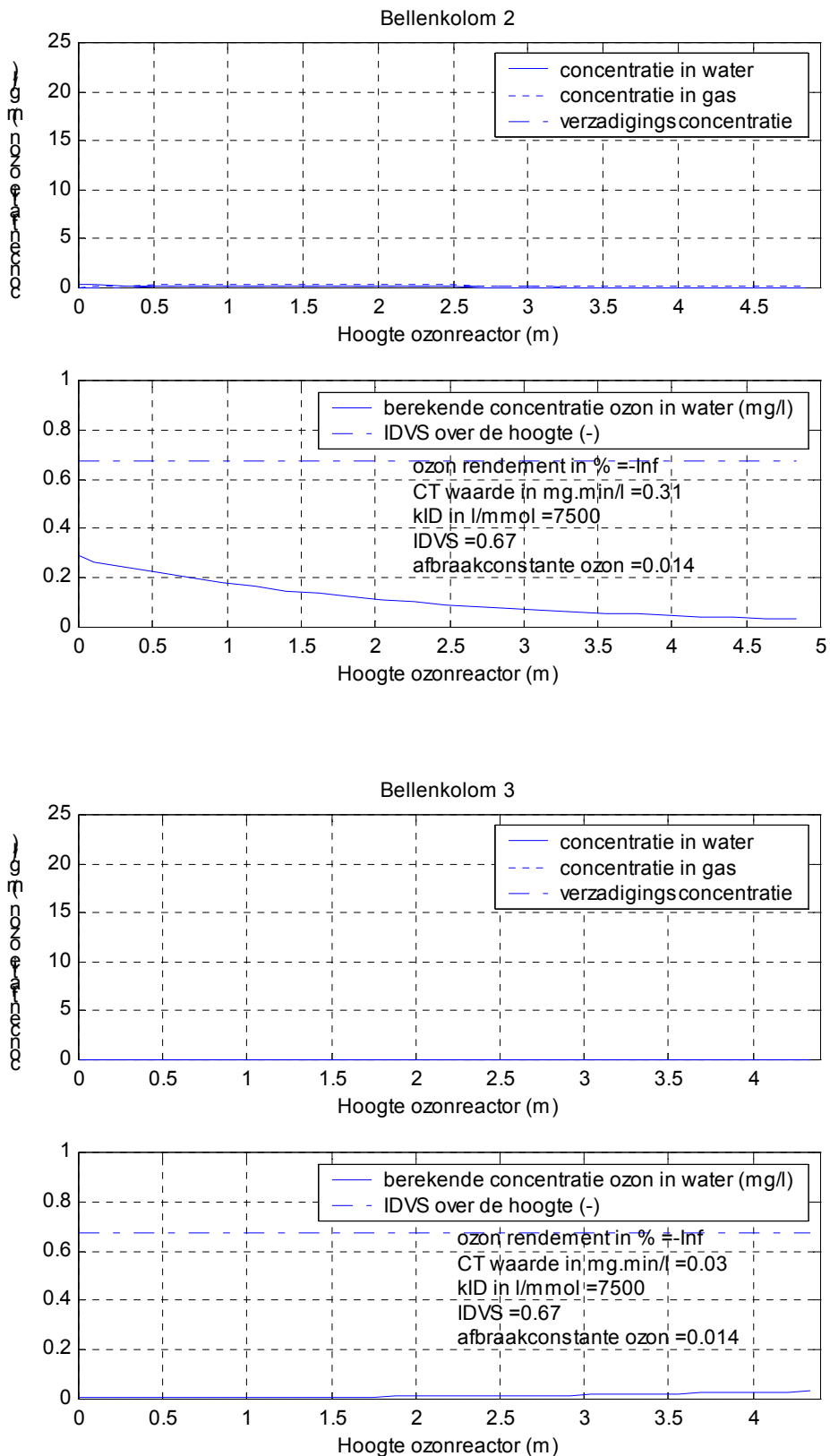




Figuur 1: Ozonconcentraties en Ct-waarden in de doseerkolommen + contactkolom voor scenario 2.

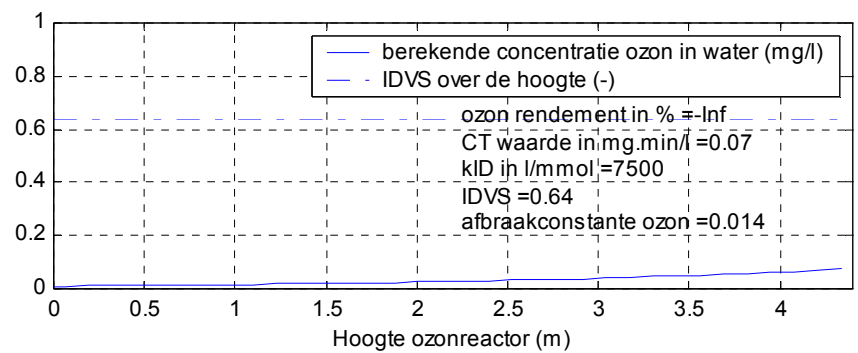
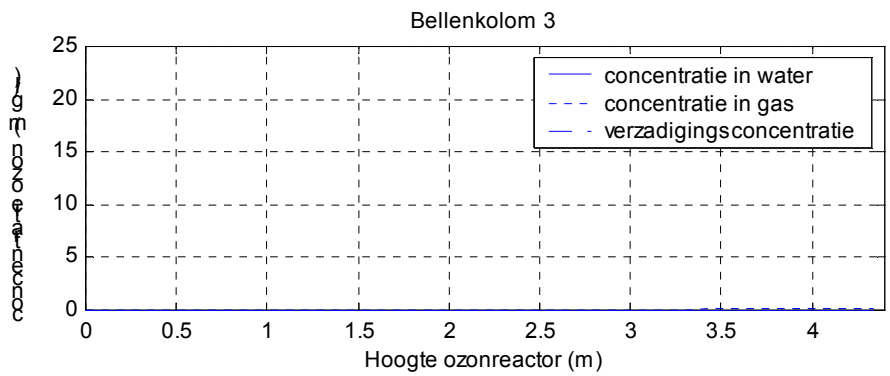
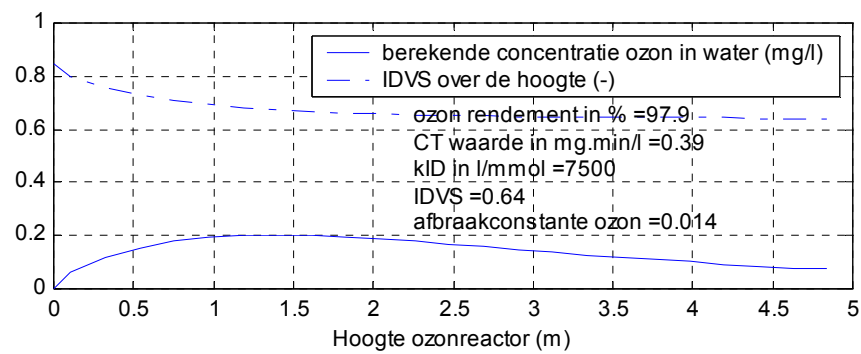
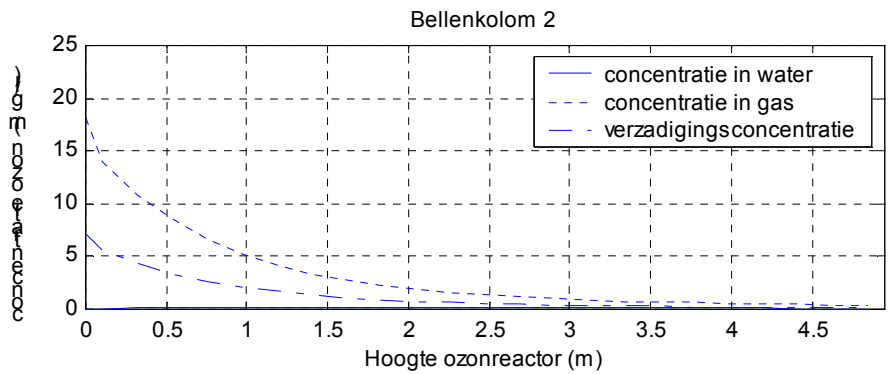
Scenario 3: Dosering in 1 tegenstroomkolom.

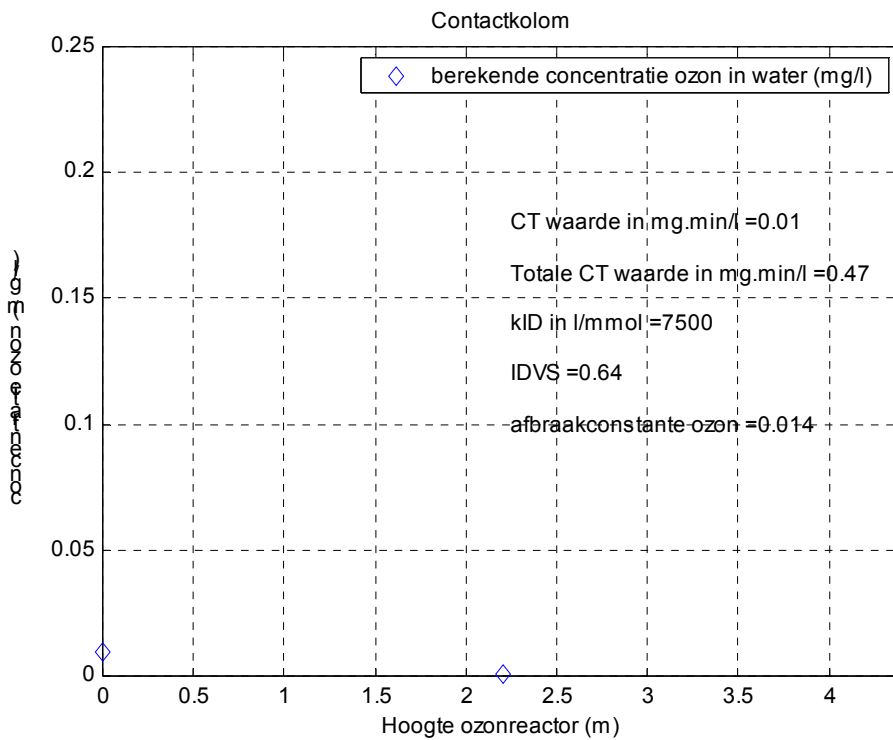




Figuur 2: Ozonconcentraties en Ct-waarde in de tegenstroomdoseerkolom en contactkolommen voor scenario 3.

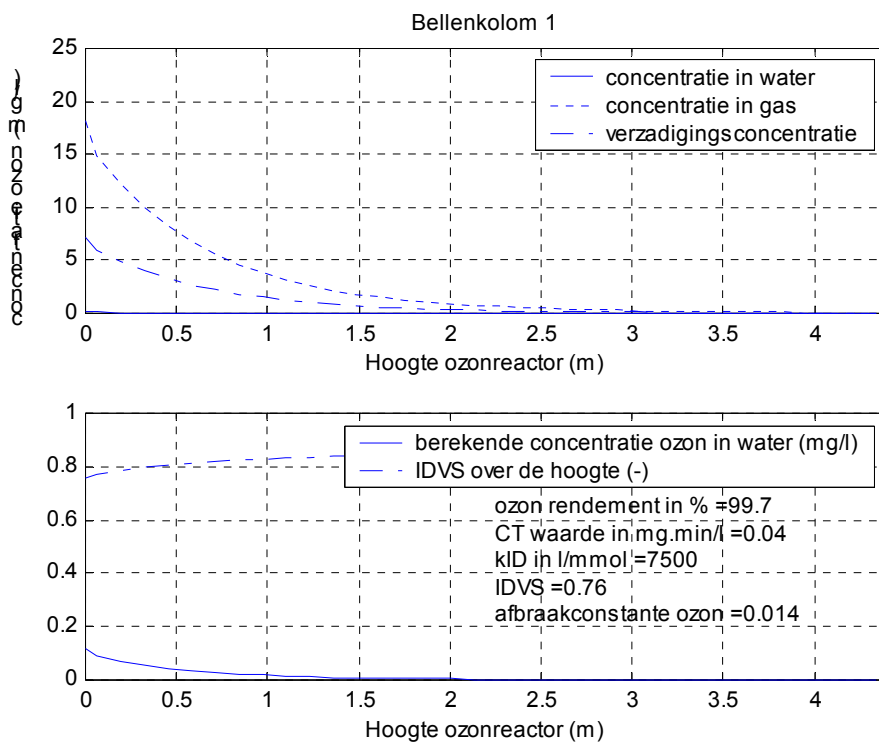
Scenario 4: Dosering in 1 meestroomkolom.

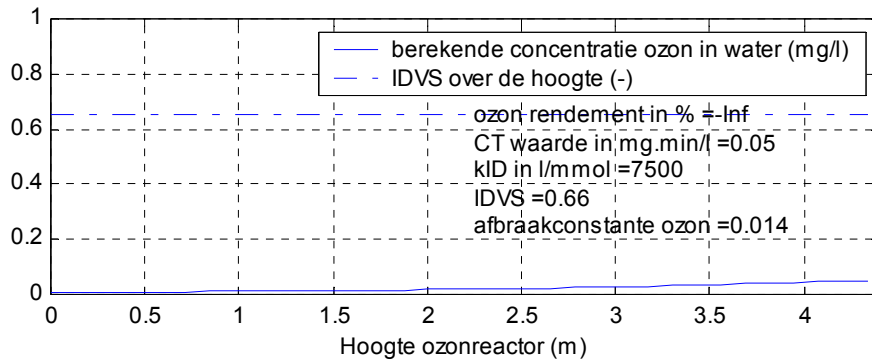
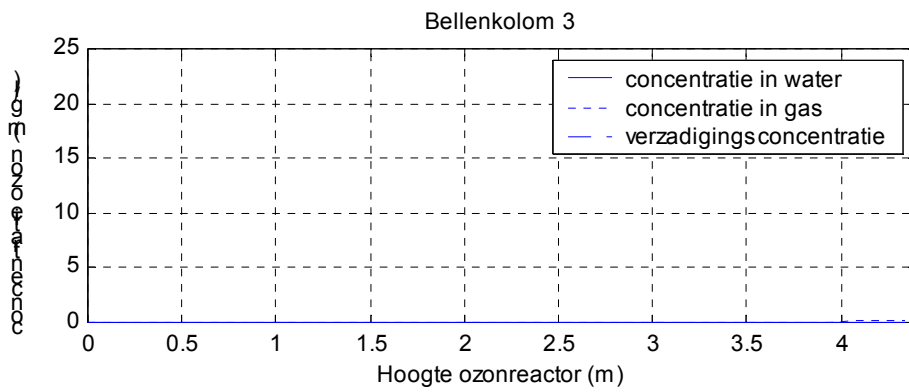
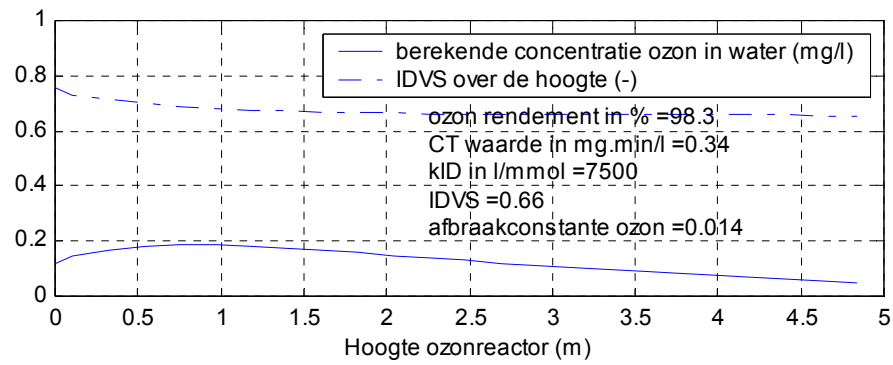
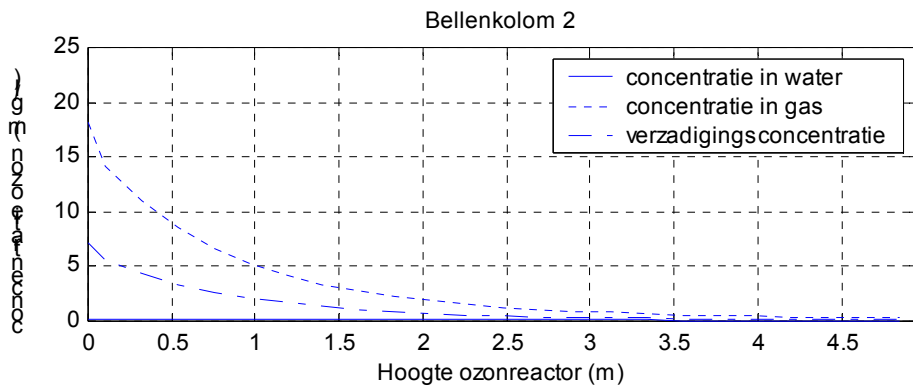


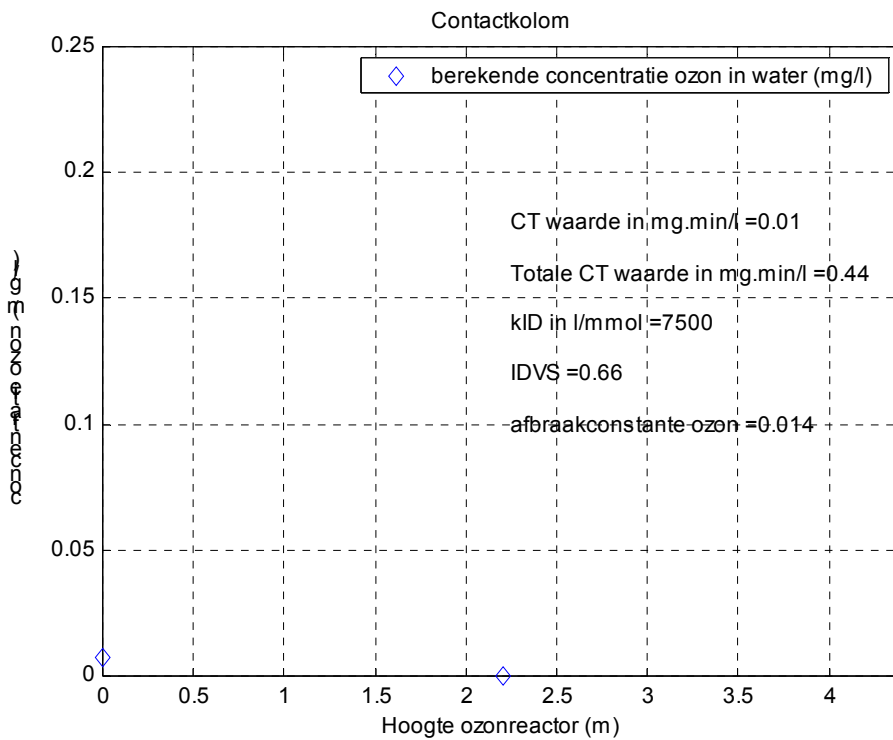


Figuur 3: Ozonconcentratie en Ct-waarde in de meestroomdoseerkolom en contactkolommen voor scenario 4.

Scenario 5: Dosering in respectievelijk tegenstroom en meestroom.

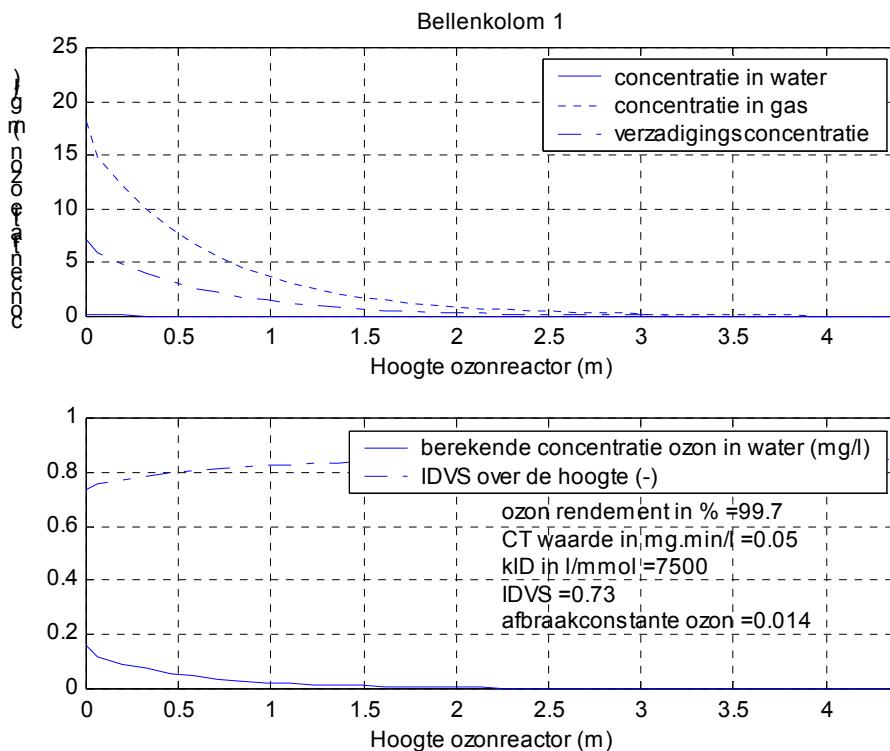


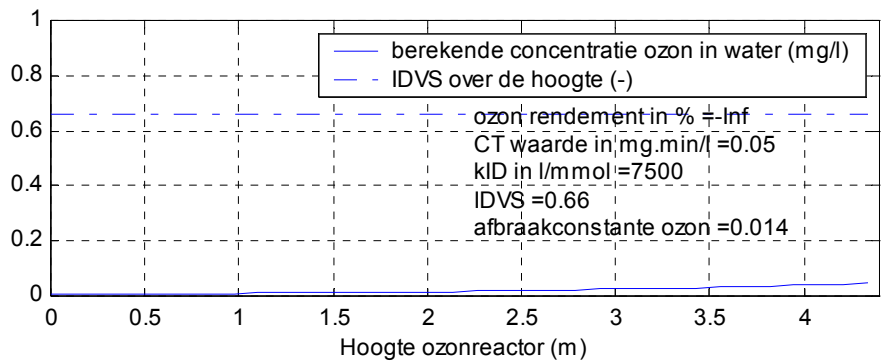
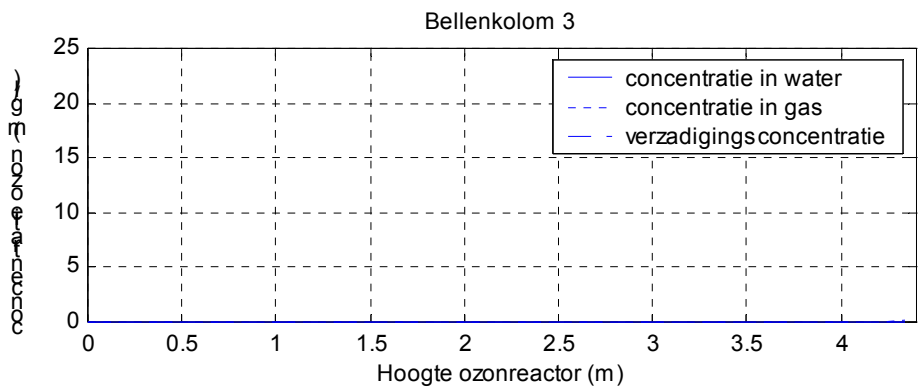
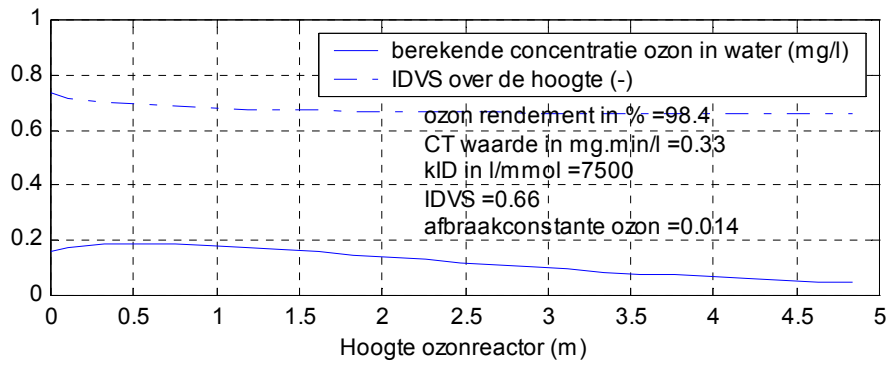
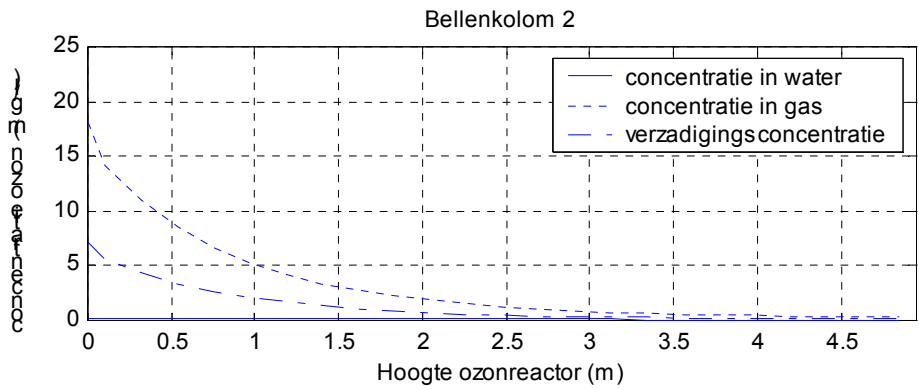


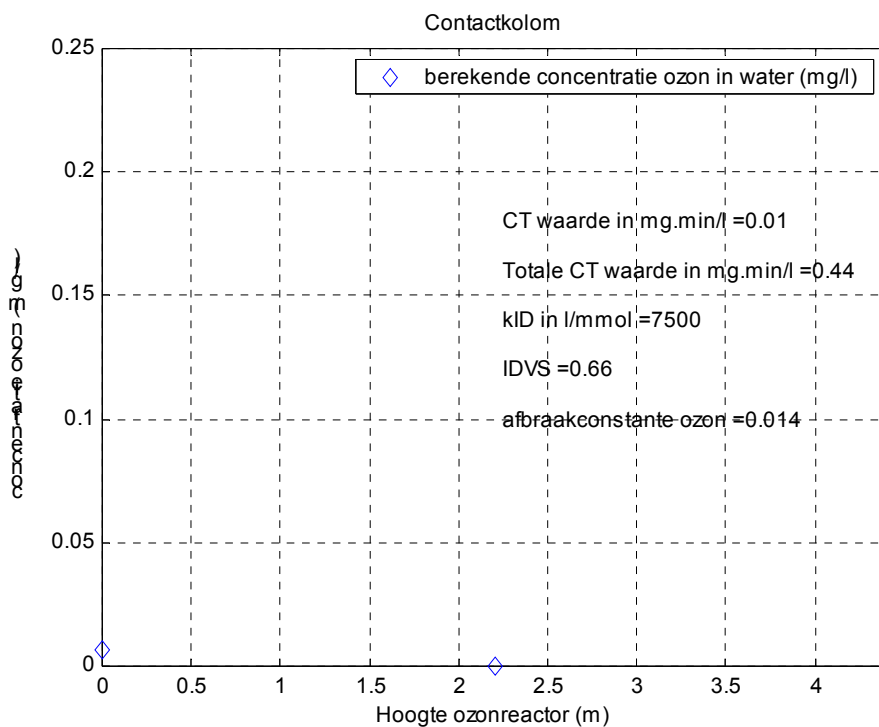


Figuur 8.5: Ozonconcentraties en Ct-waarden in de doseerkolommen + contactkolom voor scenario 5.

Scenario 6: Dosering in respectievelijk tegenstroom en meestroom met een hoger gasdebiet in de tegenstroomkolom en een lager gasdebiet in de meestroomkolom.

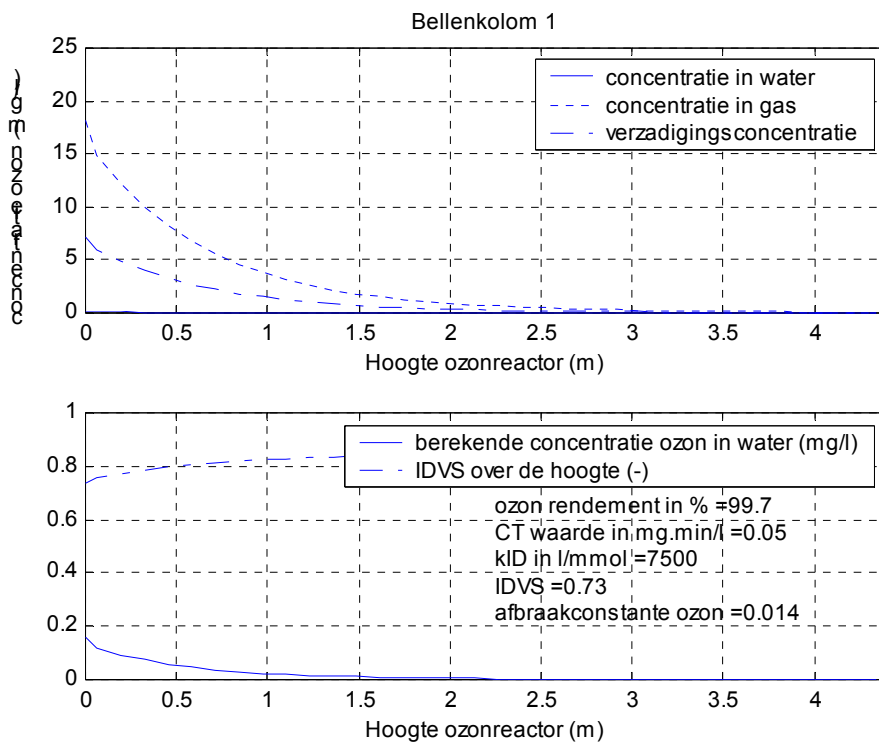


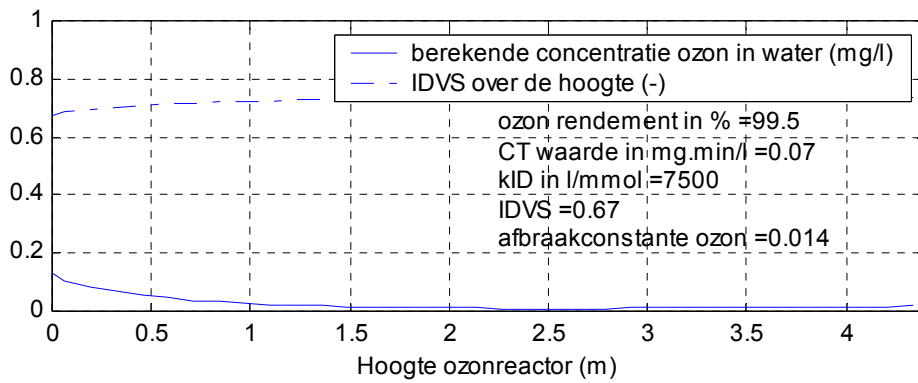
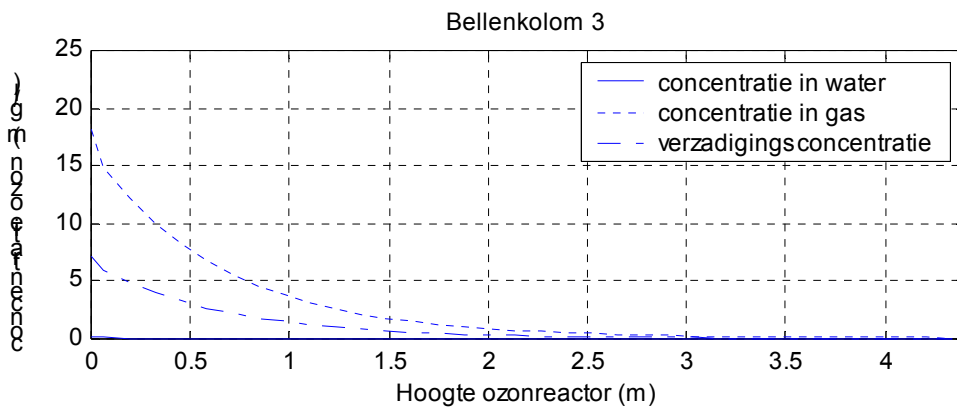
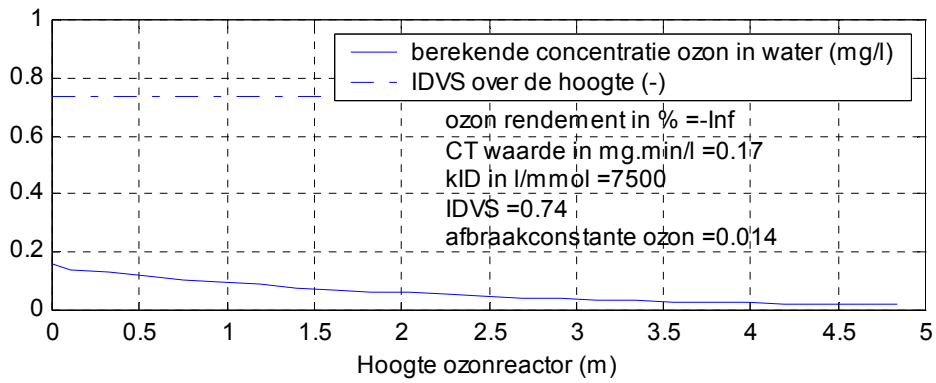
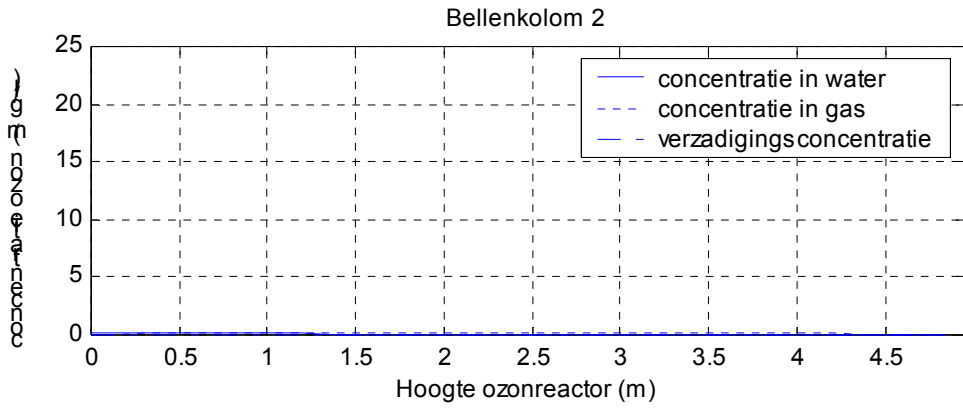


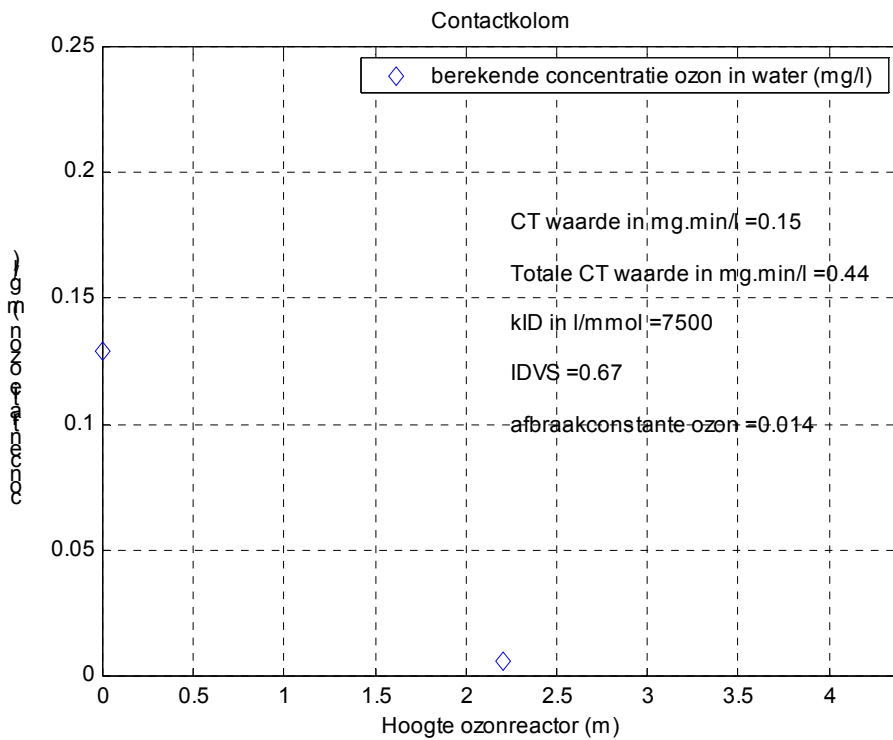


Figuur 5: Ozonconcentraties en Ct-waarden in de doseerkolommen + contactkolom voor scenario 6.

Scenario 7: Dosering in de twee tegenstroomkolommen met daartussenin de meestroombellenkolom.

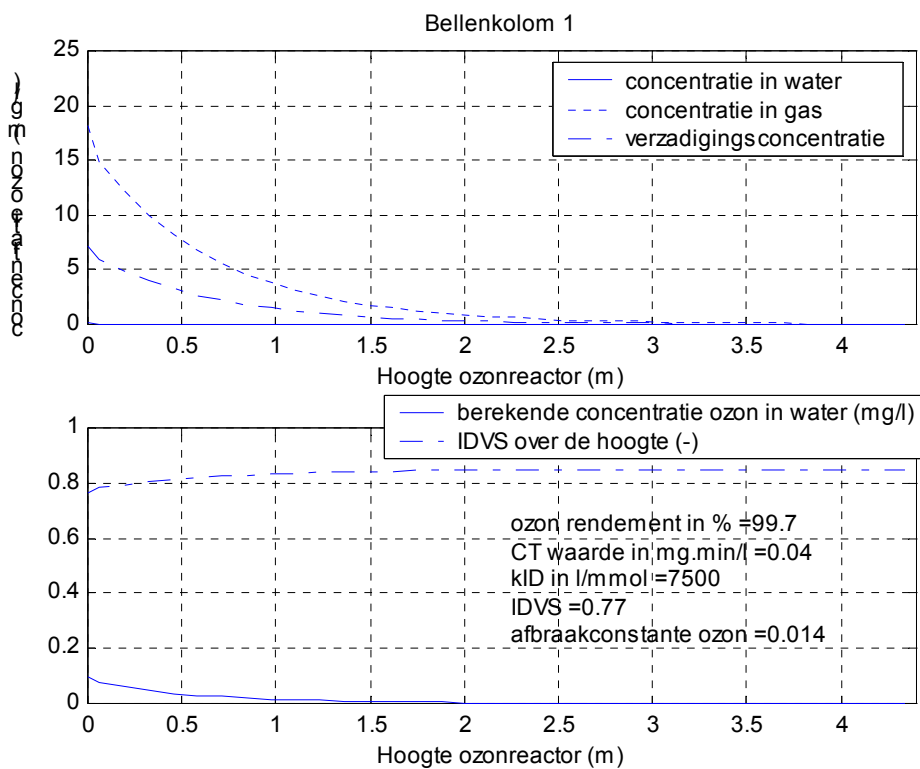


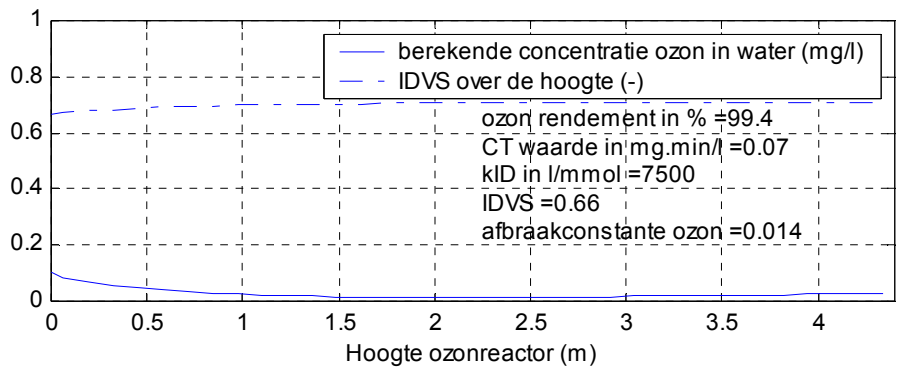
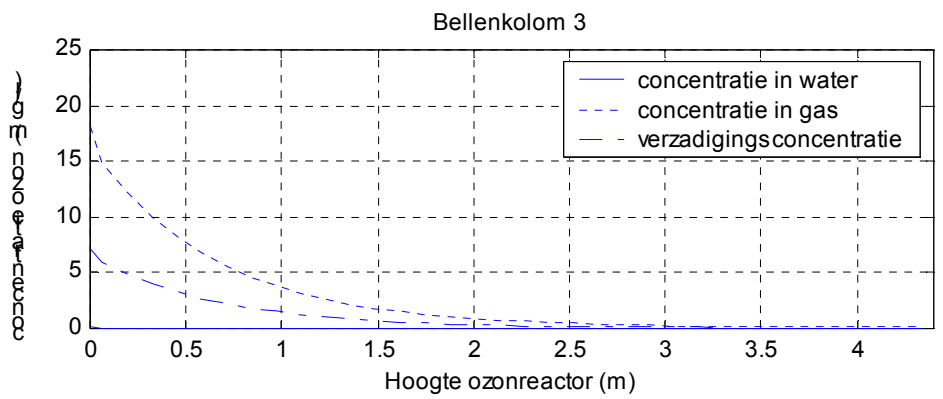
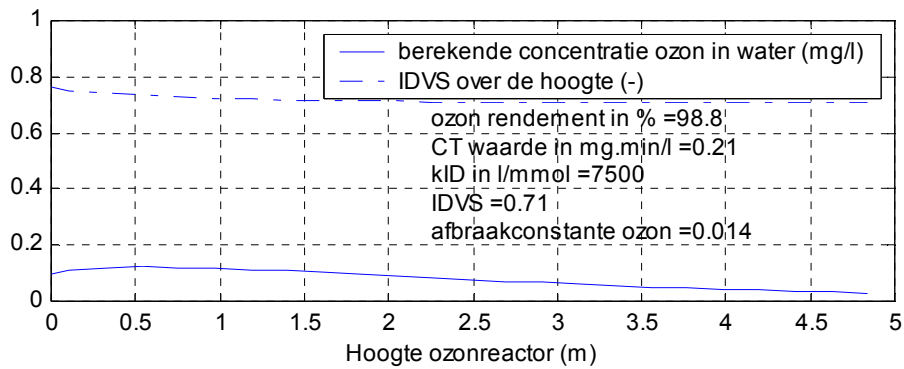
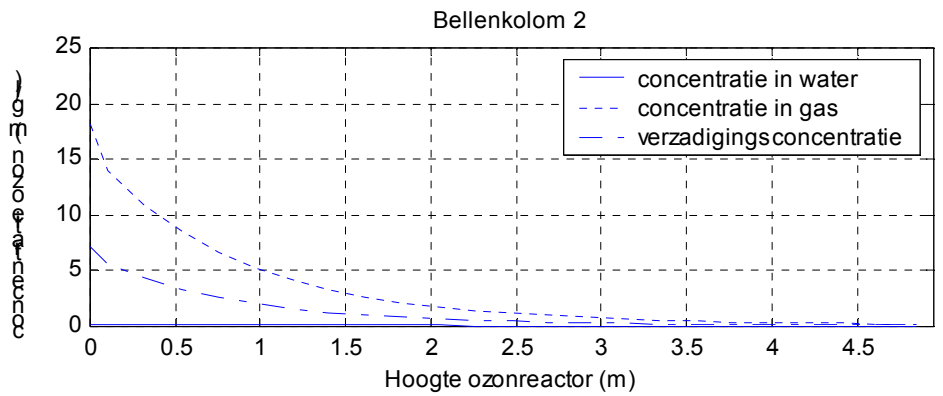


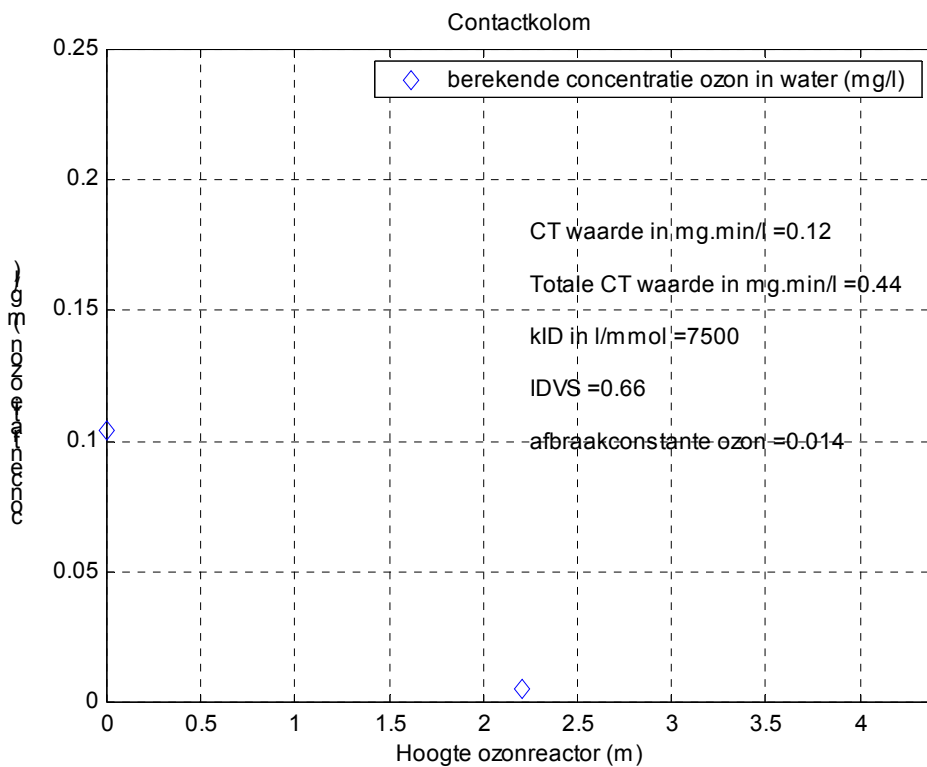


Figuur 6: Ozonconcentraties en Ct-waarden voor scenario 7.

Scenario 8: Dosering in respectievelijk tegenstroom, meestroom en weer tegenstroom.

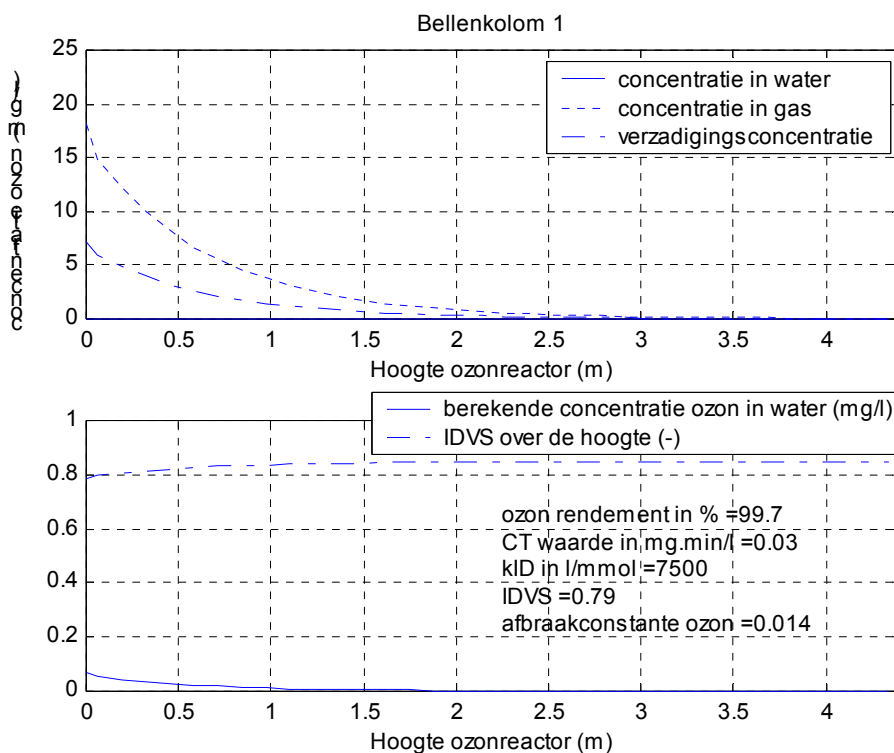


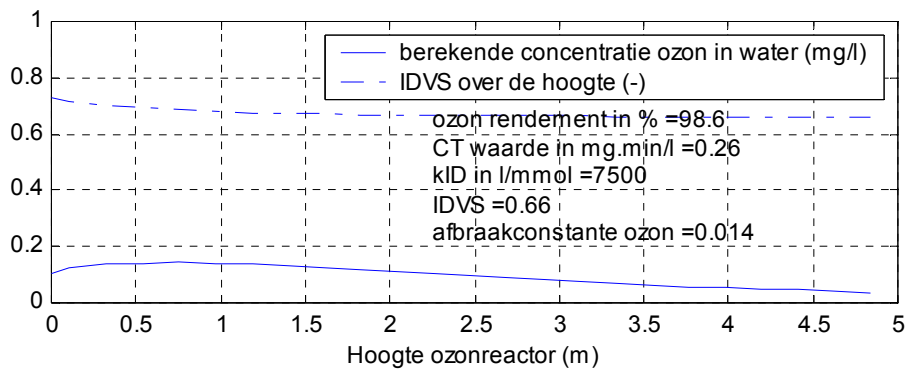
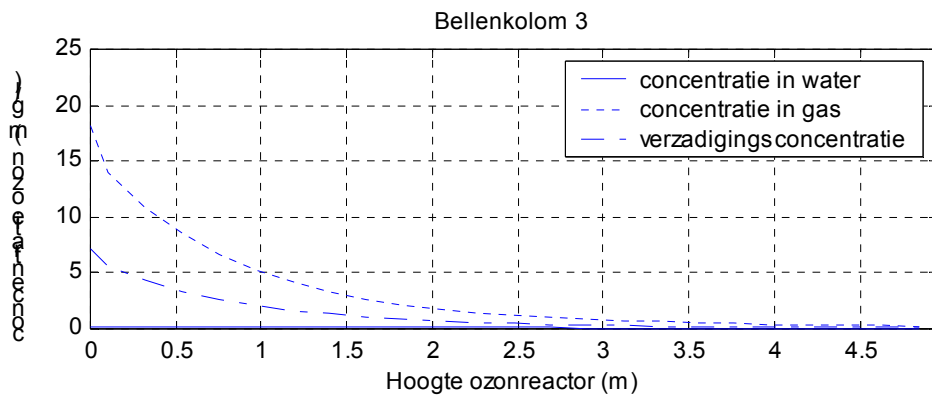
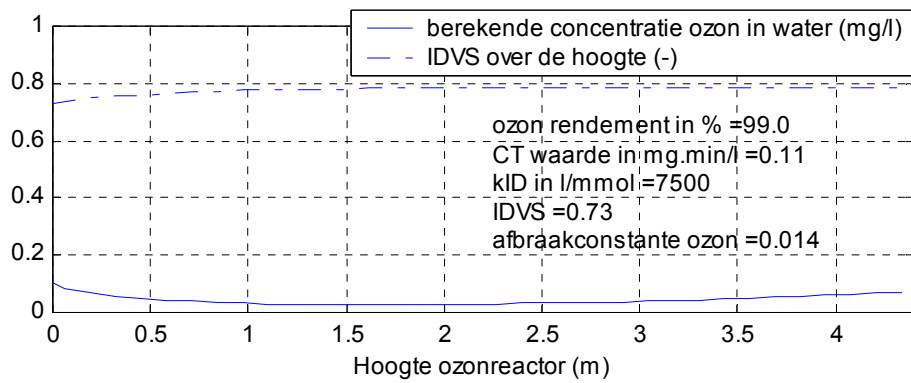
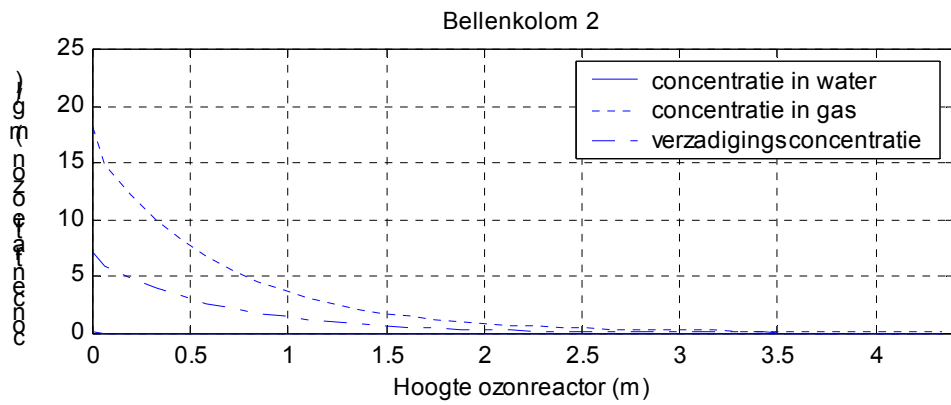


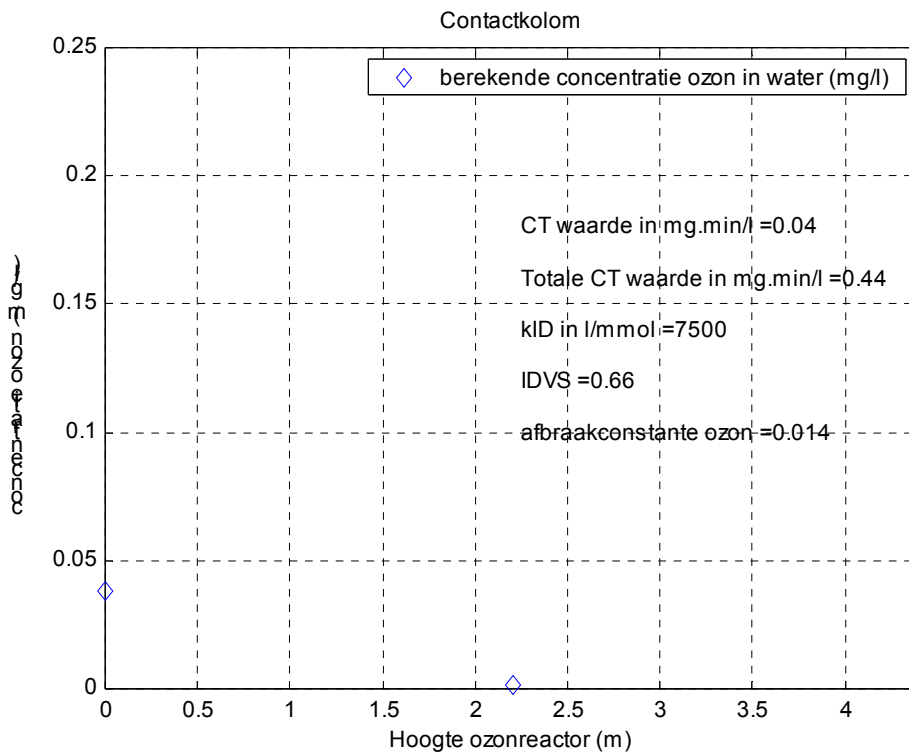


Figuur 7: Ozonconcentratie en Ct-waarden voor scenario 8.

Scenario 9: Dosering in respectievelijk tegenstroom, tegenstroom en tenslotte meestroom.

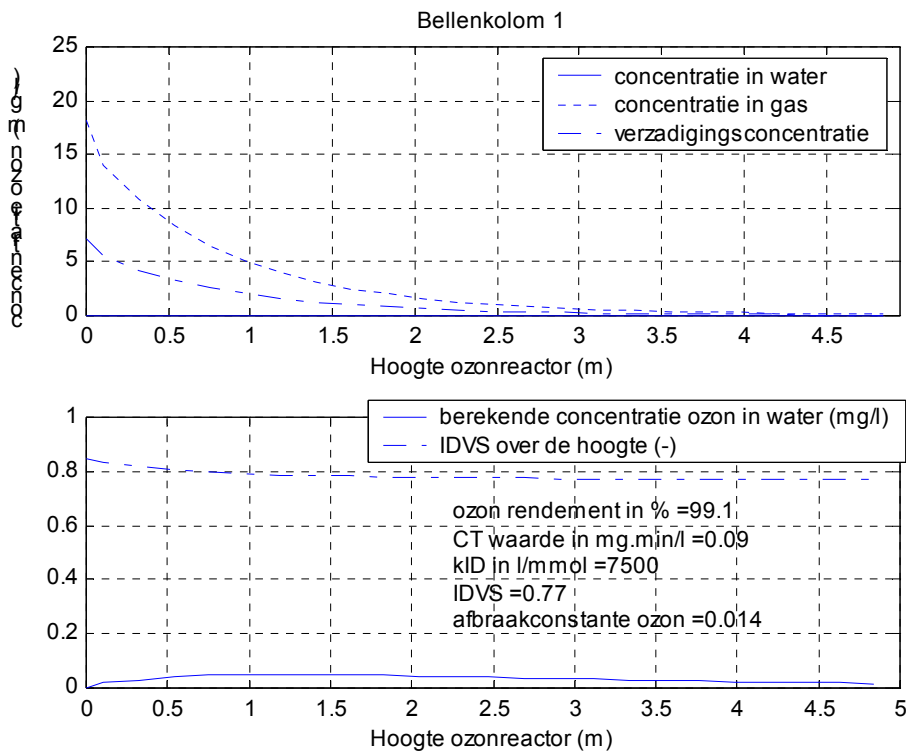


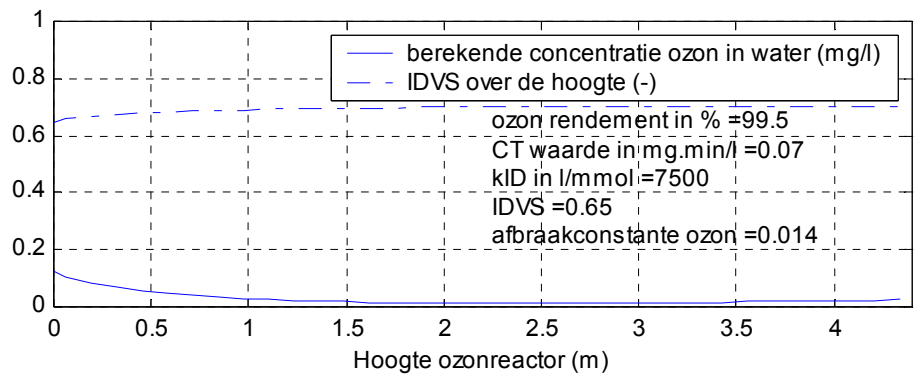
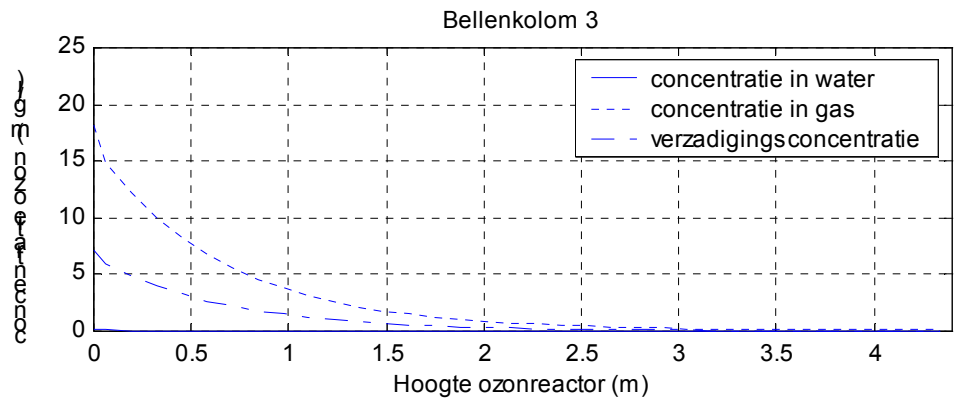
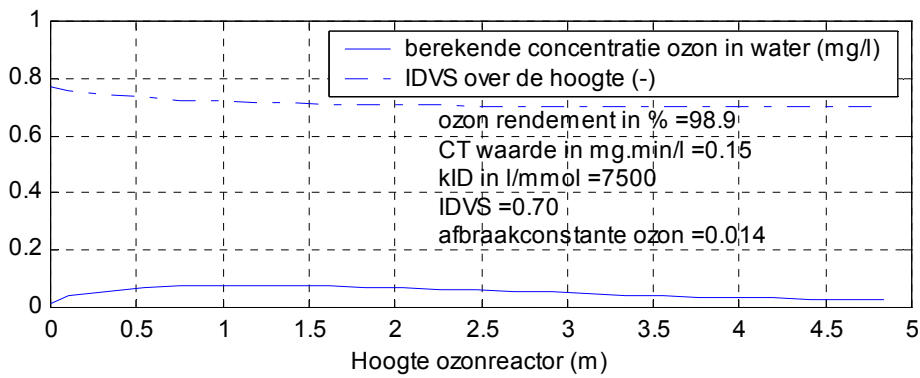
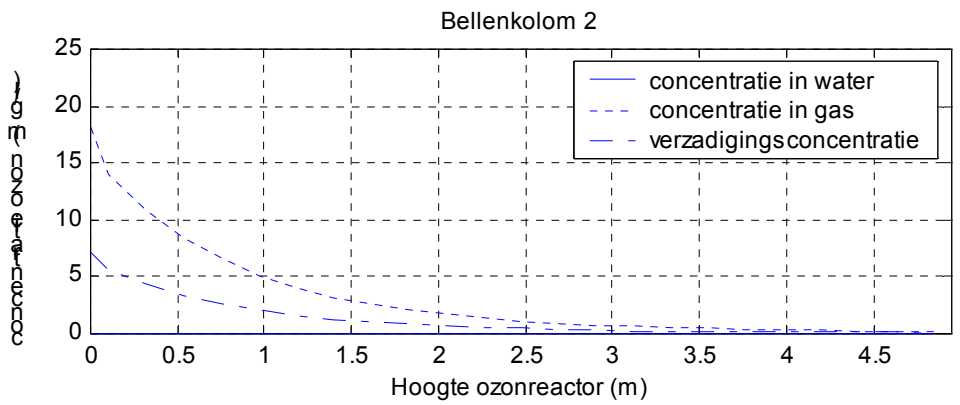


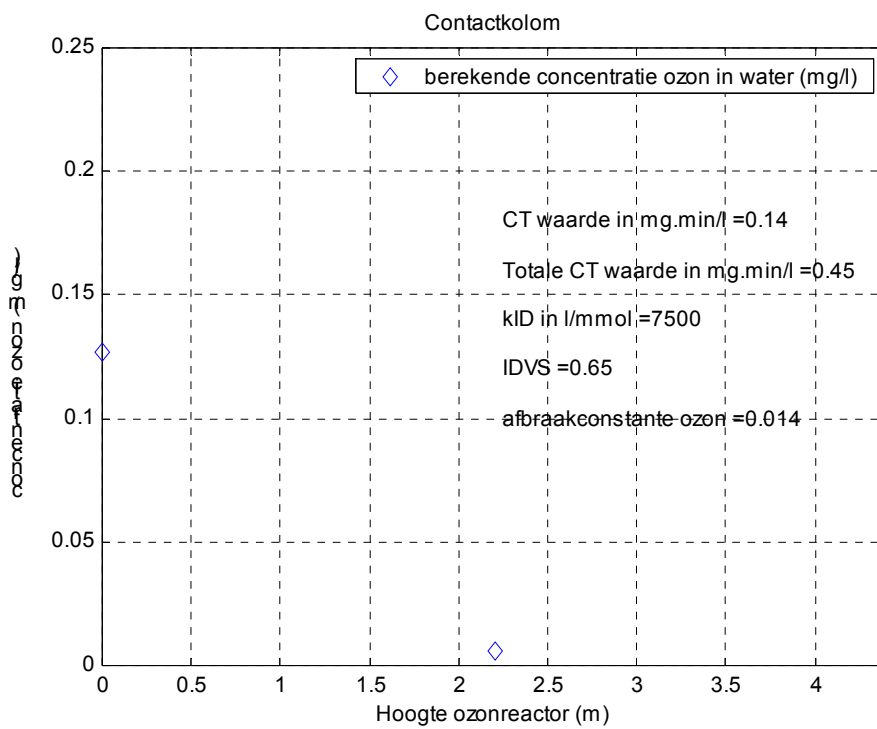


Figuur 8: Ozonconcentratie en Ct-waarden voor scenario 9

Scenario 10: Dosering in respectievelijk meestroom, meestroom en ten slotte tegenstroom.







Figuur 8.9: Ozonconcentraties en Ct-waarden in de drie doseerkolommen + contactkolom voor scenario 10.