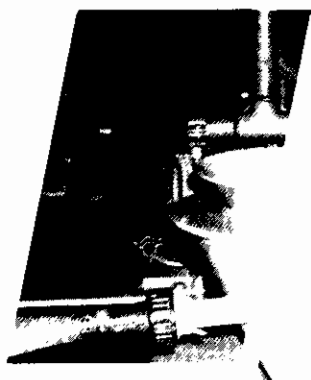


NN31050.92-4

1992-04

Invloed van drinkwaterontharding op de P- en N-verwijdering uit afvalwater



Programma PN-1992

stowa

Invloed van drinkwaterontharding op de P- en N- verwijdering uit afvalwater

01 APR. 1993

Programma PN-1992



towa

INHOUD	1 - 2
TEN GELEIDE	3
0 SAMENVATTING	5
1 INLEIDING	6
2 HARDHEID EN ALKALITEIT VAN DRINKWATER, REGENWATER EN AFVAL- WATER IN NEDERLAND	8
2.1 Omschrijving van begrippen	8
2.2 Hardheid, pH en alkaliteit van drinkwater	11
2.3 Hardheid, pH en alkaliteit van regenwater	16
2.4 Hardheid, pH en alkaliteit van het influent van rwzi's	17
2.4.1 hardheid van het influent van rwzi's	18
2.4.2 alkaliteit van het influent van rwzi's	19
2.4.3 pH van het influent van rwzi's	20
2.4.4 conclusies	20
3 HARDHEIDS-, pH- EN ALKALITEITSVERANDERINGEN BIJ DE ZUIVERING VAN AFVALWATER	21
3.1 Hardheidsveranderingen	21
3.1.1 theorie	21
3.1.2 praktijk	21
3.2 Alkaliteits- en aciditeitsveranderingen	22
3.2.1 theorie	22
3.2.2 praktijk	25
3.3 pH-veranderingen	26
3.3.1 theorie	26
3.3.2 praktijk	29
4 DE HARDHEID, pH EN ALKALITEIT VOOR EEN STABIEL PROCES BIJ DE P- EN N-VERWIJDERING VAN AFVALWATER	32
4.1 De P-verwijdering	32
4.2 De N-verwijdering	33
5 CONSEQUENTIES VAN CENTRALE (DEEL)ONTHARDING VOOR DE P- EN N- VERWIJDERING	34
6 FINANCIËLE EVALUATIE	37
7 CONCLUSIES	39
8 LITERATUUR	41

Bijlagen:

1	AMvB's betreffende stikstof- en fosfaatverwijdering	43
2	Omrekeningstabel hardheid	45
3	Meetresultaten	46
4	Alkaliteitsberekeningen	54
5	Grondslagen voor een rekenmodel voor berekening van de pH in een afvalwaterzuivering	59

Ten geleide

In 1990 werd het STORA-onderzoek naar de verwijdering van fosfaat en stikstof op rioolwaterzuiveringsinrichtingen geïntensiveerd en versneld. Doel van het speciaal hierop gerichte spoedprogramma "PN 1992" - dat van de zuiverende waterkwaliteitsbeheerders alleen al in het STORA-kader een extra onderzoeksinspanning van zeven miljoen gulden in drie jaar vraagt - is het elimineren van onzekerheden en knelpunten in de thans operationele methoden en technieken. Dit om de zuiverende deelnemers in de STORA tijdig een voldoende beproefd instrumentarium te bieden om te kunnen voldoen aan de effluent-eisen voor die stoffen in 1995 en later.

Onderdeel van het PN 1992-programma is na te gaan welke de consequenties kunnen zijn van centrale drinkwaterontharding voor de P- en N-verwijdering van afvalwater.

Het voorliggende rapport geeft aan dat verlaging van de hardheid en alkaliteit van het huishoudelijk afvalwater, als gevolg van de ontharding van drinkwater, geringe consequenties heeft voor de P-verwijdering. De relatie tussen de alkaliteit en de stikstofverwijdering is van meer belang door de cruciale rol van de pH bij de diverse stikstof-omzettingsprocessen.

Het onderzoek werd door het algemeen bestuur van de STORA - op voorstel van de Stuurgroep PNs 1992* - opgedragen aan DHV Water B.V. (projectteam bestaande uit ir. P.C.A.M. van Helvoort, ir. M.C. de Blois en ir. P.G. Piekema) en namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit drs. G. IJff (voorzitter), ir. H. Brink en ir. J. Zabicki.

Den Haag, april 1992

De directeur van de STOWA

drs. J.F. Noorthoorn van der Kruijff

*

De Stuurgroep PNs 1992 die tot participatie in dit project adviseerde, bestond uit:

ir. R. den Engelse (voorzitter), ir. J. Boschloo, ir. A.E. van Giffen, ir. C. Kerstens, ir. K.F. de Korte, ir. T. Meijer, ir. P.C. Stamperius, alsmede ir. W. van Starkenburg voor de coördinatie met het programma RWZI-2000.

Als technisch secretaris treedt op ir. P. de Jong van Witteveen + Bos Raadgevende Ingenieurs

In Nederland wordt in toenemende mate centrale ontharding van drinkwater toegepast. Bij ontharding van drinkwater worden de hardheid en de alkaliteit van het drinkwater verlaagd. De minimale waarden van de hardheid en alkaliteit van het drinkwater na ontharding zijn volgens het waterleidingbesluit 1.5 respectievelijk 1 mmol/l. Voor de alkaliteit wordt echter een minimale waarde van 2 mmol/l aanbevolen om pH-schommelingen in het leidingnet te voorkomen.

Ontharding van drinkwater geeft tevens een verlaging van de hardheid en alkaliteit van huishoudelijk afvalwater. Dit kan consequenties hebben voor de P- en N-verwijdering uit afvalwater. Hierbij zijn de consequenties voor de P-verwijdering over het algemeen erg gering. Bij de stikstofverwijdering is met name de relatie tussen de alkaliteit en de stikstofverwijdering belangrijk. In deze relatie speelt de pH een cruciale rol. De pH is immers een zeer belangrijke parameter voor de diverse processen, zoals nitrificatie, denitrificatie en CZV-afbraak, in een rioolwaterzuiveringsinrichting (rwzi).

Om de invloed van de ontharding van drinkwater op de alkaliteit en de pH in een rwzi te onderzoeken is een rekenmodel ontwikkeld (pH_SIM). Met dit model kunnen bij bekende influent-, effluent- en spuislibsamenstelling de alkaliteit en de pH, die tijdens de zuivering optreden, berekend worden.

De N-verwijdering (met name de nitrificatie) verloopt niet goed meer bij een pH kleiner dan 6.5. Een verlaging van de alkaliteit van het drinkwater tot 2 mmol/l heeft daarom alleen gevolgen, indien daardoor de alkaliteit van het afvalwater bij de zuivering te laag wordt om de pH boven 6.5 te houden.

De alkaliteit van huishoudelijk afvalwater wordt bij DWA niet lager dan die van het drinkwater, als in de zuivering volledige ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie en geen andere alkaliteitsbeïnvloedende processen plaatsvinden. Onder deze omstandigheden zal ontharding van drinkwater tot een alkaliteit van 2 mmol/l dus tevens een alkaliteit van het afvalwater van circa 2 mmol/l tot gevolg hebben.

Bij een zuurstofbenutting van 10 % of lager is deze alkaliteit van 2 mmol/l voldoende om de pH boven 6.5 te houden. Problemen met een te lage alkaliteit en daardoor een te lage pH van het afvalwater door ontharding van drinkwater kunnen optreden onder de volgende omstandigheden:

- bij te geringe lucht-waterverhoudingen, waardoor het geproduceerde CO_2 niet voldoende uitgedreven wordt;
- bij defosfatering door middel van FePO_4 -precipitatie;
- bij RWA;
- bij onvolledige denitrificatie.

In deze gevallen kan het noodzakelijk zijn alkalische chemicaliën toe te voegen om de pH rond 7 te handhaven. Toepassing van gebluste kalk is daarbij doelmatig en in de meeste gevallen het goedkoopst.

In de nabije toekomst worden de effluenteisen voor de eutrofiërende componenten stikstof en fosfor strenger. Voor rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) zijn deze eisen vastgelegd in (concept-) Algemene Maatregelen van Bestuur (AMvB's). De hoofdlijnen daaruit zijn in bijlage 1 schematisch weergegeven.

In Nederland wordt in toenemende mate centrale ontharding van drinkwater toegepast. De belangrijkste reden hiervoor is het verhogen van de distributie-pH. Een lage distributie-pH veroorzaakt namelijk een hoog metaaloplossend vermogen; met name lood en koper hebben daarbij negatieve gevolgen voor de volksgezondheid en het milieu.

Andere negatieve gevolgen van een hoge hardheid zijn [20]:

- een hoger verbruik van zeep en wasmiddelen door huishoudens;
- verhoogde slijtage van textiel;
- een onaangename gewaarwording bij de lichaamsverzorging;
- een grotere slijtage van waterverwarmingstoestellen;
- een hoger energieverbruik in waterverwarmingstoestellen;
- problemen bij de industriewatervoorziening, omdat bepaalde processen in de industrie zacht water vereisen;
- een negatieve beïnvloeding van de smaak, bijvoorbeeld van thee.

Afvalwater ontstaat uit drinkwater en proces- en koelwater na gebruik door huishoudens en industrie, al dan niet na bijmengen met regenwater en lekwater. Dit is weergegeven in figuur 1. Bij huishoudelijk afvalwater bestaat het grootste gedeelte van het afvalwater normaliter uit drinkwater.

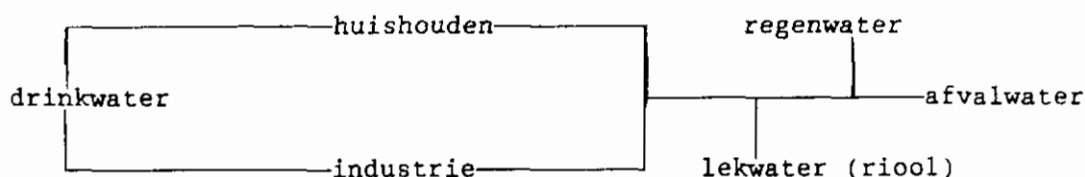


Fig. 1 Relatie tussen afvalwater en drinkwater

Bij ontharding van drinkwater zullen de hardheid, de alkaliteit en de buffercapaciteit van het water verlaagd worden. Zoals uit figuur 1 blijkt kunnen hierdoor tevens de hardheid, de alkaliteit en de buffercapaciteit van het afvalwater verlaagd worden.

Voor een goede P- en N-verwijdering zijn onder meer de pH, de alkaliteit en de buffercapaciteit van het afvalwater van belang. Bij een te geringe alkaliteit en buffercapaciteit kan de pH van het afvalwater tijdens de zuivering sterk dalen. Dit heeft tot gevolg dat de nitrificatie en daardoor ook de denitrificatie geremd worden. Bij een zeer sterke pH-daling (tot een pH kleiner dan 5) kan zelfs de defosfatering door middel van FePO_4 -precipitatie ongunstig beïnvloed worden. Bij defosfatering met behulp van calciumfosfaatprecipitatie of calciumfosfaatkristallisatie kan daarnaast ook de hardheid van het water belangrijk zijn.

Doel van deze studie is nu na te gaan of ontharding van drinkwater consequenties heeft voor de N- en P-verwijdering uit afvalwater en welke consequenties dit zijn. Zo zou bijvoorbeeld de alkaliteit van afvalwater door ontharding van drinkwater zodanig laag kunnen worden dat de reeds vermelde sterke pH-daling gaat optreden, waardoor de nitrificatie en denitrificatie geremd worden.

In hoofdstuk 2 van dit rapport komen de hardheid en alkaliteit van drinkwater, regenwater en huishoudelijk afvalwater in Nederland aan de orde. Er wordt ingegaan op centrale ontharding van drinkwater en de bijdrage van drinkwater en regenwater aan de alkaliteit en hardheid van afvalwater.

Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 aandacht geschonken aan de veranderingen in hardheid, pH, aciditeit en alkaliteit, die plaatsvinden bij de zuivering van afvalwater. Toetsing van de theorie vindt plaats aan een serie praktijkmetingen, die op een aantal rioolwaterzuiverings-inrichtingen (rwzi's) zijn verricht.

Aangezien de pH met name voor de nitrificatie een procesbepalende parameter is was er behoefte aan een model voor de voorspelling van de pH in een afvalwaterzuivering. Door de ontwikkeling van dit model (pH-SIM) is het nu mogelijk bij een kwantificering van de alkaliteits- en aciditeitsbeïnvloedende processen de pH te berekenen. In hoofdstuk 3 wordt een aantal voorbeeldberekeningen gegeven, waaruit blijkt welke processen voor een sterke alkaliteits- en pH-daling het belangrijkste zijn.

In hoofdstuk 4 worden voor een aantal in de praktijk gebruikte P-verwijderingstechnieken, nitrificatie en denitrificatie de belangrijke procescondities gegeven. Aansluitend wordt in hoofdstuk 5 nagegaan of bij centrale ontharding van drinkwater deze procescondities gewaarborgd blijven.

In hoofdstuk 6 wordt geëvalueerd welke technische en financiële consequenties ontharding heeft voor de P- en N-verwijdering uit afvalwater. Hoofdstuk 7 tot slot bevat de conclusies.

2 HARDHEID EN ALKALITEIT VAN DRINKWATER, REGENWATER EN AFVALWATER IN NEDERLAND

De hardheid en alkaliteit van het afvalwater worden voor een deel bepaald door de hardheid en alkaliteit van het drinkwater, en bij regenweerafvoer (RWA) tevens door de hardheid en alkaliteit van het regenwater (figuur 1). Daarom worden in dit hoofdstuk zowel de hardheid en alkaliteit van drink-, regen- en afvalwater besproken.

2.1 Omschrijving van begrippen

In deze paragraaf worden de begrippen, die voor deze studie relevant zijn, toegelicht.

Totale hardheid (TH)

Omschrijving: De som van de calcium- en magnesiumconcentratie uitgedrukt in mmol/l (1 mmol/l = 5.6 °D, Duitse hardheidsgraden, in bijlage 2 is een omrekeningstabel gegeven).

Bepaling: De totale hardheid wordt normaliter bepaald door middel van een afzonderlijke bepaling van magnesium en calcium met behulp van A.A.S. (Atomaire Absorptie Spectrometrie). Alternatief hiervoor is een complexometrische titratie met behulp van een EDTA-oplossing.

Alkaliteit (m-getal)

Omschrijving: De som van de hydroxydeconcentratie, de bicarbonaatconcentratie en tweemaal de carbonaatconcentratie minus de hydroniumconcentratie. In formule:
$$(\text{HCO}_3^-) + 2(\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}_3\text{O}^+)$$

(mmol/l)

Bepaling: De alkaliteit wordt in de praktijk bepaald door een titratie met zuur en is dan de hoeveelheid zuur (in mmol/l), die benodigd is om van de oorspronkelijke pH naar een pH van 4.4 te gaan. Bij deze pH zijn HCO_3^- en CO_3^{2-} volledig omgezet in CO_2 .

Aciditeit (p-getal)

Omschrijving: De som van de hydroxydeconcentratie, en de carbonaatconcentratie minus de hydroniumconcentratie en de koolzuurconcentratie. In formule:

$$(\text{CO}_3^{2-}) + (\text{OH}^-) - (\text{H}_3\text{O}^+) - (\text{CO}_2)$$

(mmol/l)

Bepaling: De aciditeit wordt in de praktijk bepaald door een titratie met zuur of loog en is dan de hoeveelheid zuur of loog (in mmol/l), die benodigd is om van de oorspronkelijke pH naar een pH van 8.3 te gaan. Bij deze pH zijn CO_2 en CO_3^{2-} volledig omgezet in HCO_3^- .

Bij gebruik van loog is de aciditeit negatief en bij gebruik van zuur positief.

Buffercapaciteit

Omschrijving

en bepaling: De buffercapaciteit is de helling van de raaklijn aan een titratiecurve, die het verband tussen de pH van de oplossing en de hoeveelheid hieraan toegevoegde loog dan wel zuur (in mmol/l) beschrijft.

Het koolzuurevenwicht

De pH, de buffercapaciteit en de alkaliteit van huishoudelijk afvalwater of drinkwater worden in sterke mate beïnvloed door het koolzuurevenwicht. Bij het koolzuurevenwicht zijn de volgende reactievergelijkingen van belang (pK's geldig bij een temperatuur van 20 °C):

		pK (-log K)
H_2CO_3 ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$)	$\longleftrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{H}^+$	6.37
HCO_3^-	$\longleftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+$	10.33
$\text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	$\longleftrightarrow \text{CaCO}_3(\text{s})$	

Het oplosbaarheidsprodukt van CaCO_3 bedraagt:

$$(\text{Ca}^{2+})(\text{CO}_3^{2-}) = 4.6 \cdot 10^{-9} \text{ (mmol}^2/\text{l}^2\text{)}$$

De onderlinge samenhang tussen bovengenoemde evenwichten is weergegeven in figuur 2.

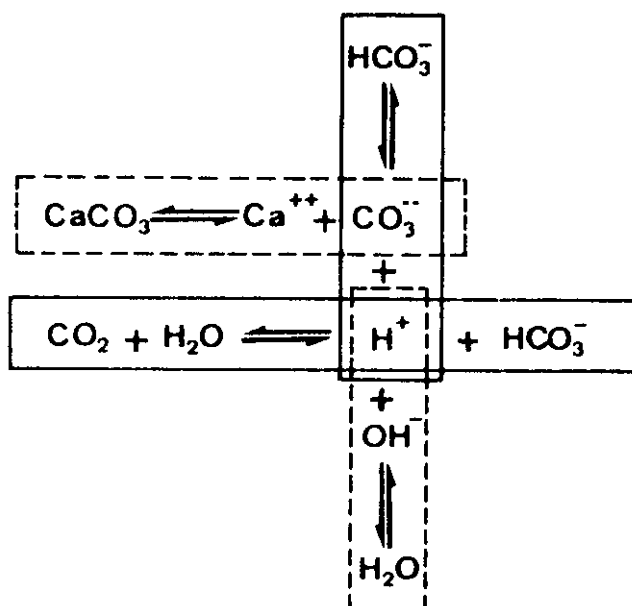


Fig. 2 Koolzuurevenwichten in water

In figuur 3 is de verdeling van de componenten van het koolzuurevenwicht (de verdeling over CO_3^{2-} , CO_2 en HCO_3^-) als functie van de pH weergegeven. Bij een normale pH van het afvalwater van 7 à 8 zijn de belangrijkste componenten CO_2 en HCO_3^- . Uit figuur 3 kan afgeleid worden dat de maximale buffercapaciteit van koolzuurhoudend water ligt bij een pH van 6.4 (50 % CO_2 en 50% HCO_3^-) en een pH van 10.3 (50% CO_3^{2-} en 50 % HCO_3^-). Tussen een pH van 7.8 en 9 en bij een pH kleiner dan 5 is de buffercapaciteit vrij gering.

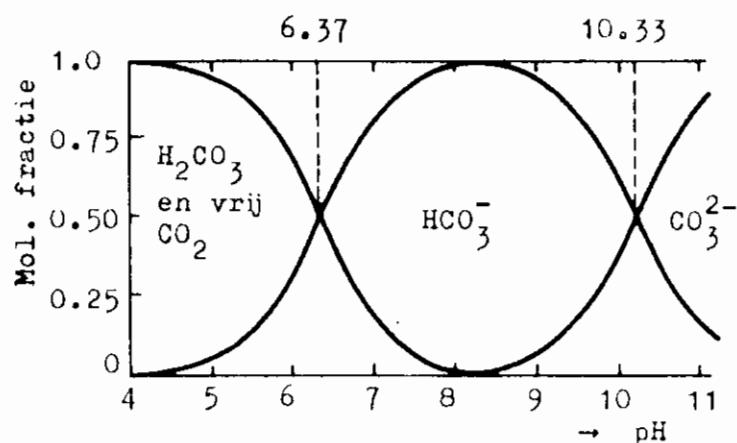


Fig. 3 Componentenverdeling van het koolzuurevenwicht als functie van de pH (temperatuur 20 °C)

Dit is ook te zien in figuur 4, waarin een titratiecurve van een afvalwater als voorbeeld is gegeven.

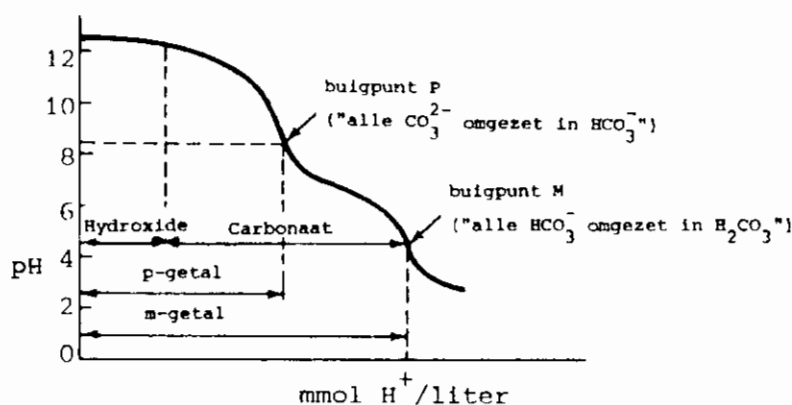


Fig. 4 Voorbeeld van een titratiecurve van een koolzuurhoudend afvalwater

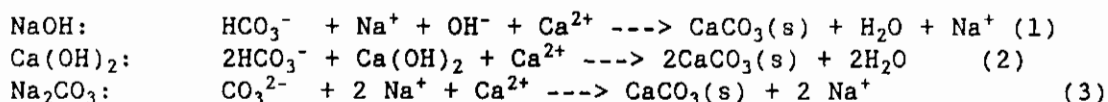
2.2 Hardheid, pH en alkaliteit van drinkwater

De waarden, waartussen de totale hardheid (TH) en alkaliteit van drinkwater in Nederland variëren, worden hieronder vermeld met tussen haakjes de meest voorkomende waarden.

Totale Hardheid (mmol/l)	Alkaliteit (mmol/l)
0.5-5 (1-3)	0.5-8 (2-5) [8,9]

In figuren 5, 6, 7 en 8 zijn achtereenvolgens de totale, de calcium- en de magnesiumhardheid en het bicarbonaatgehalte van de reinwater- pompstations in Nederland weergegeven (in klasse-indelingen).

In Nederland wordt op 17 plaatsen centrale (deel)ontharding toegepast (maart 1991). Onder centrale (deel)- ontharding verstaat men het verlagen van de totale hardheid door drinkwaterbedrijven. De hardheid van water kan worden verlaagd door aan het water een base toe te voegen. Basen, die voor toepassing in de praktijk in aanmerking komen, zijn natronloog (NaOH), kalk (Ca(OH)_2 of CaO) en soda (Na_2CO_3). De reactievergelijkingen bij toepassing van deze chemicaliën zijn:



Uit de reactievergelijkingen blijkt dat bij toepassing van natronloog de alkaliteitsdaling gelijk is aan de hardheidsdaling, terwijl bij kalk de alkaliteitsdaling tweemaal zo groot is als de hardheidsdaling. Bij toepassing van soda vindt in het geheel geen alkaliteitsdaling plaats. Bij het gebruik van natronloog en soda neemt het natriumgehalte van het water toe.

Afhankelijk van de mate van ontharding en van de alkaliteit van het water neemt de pH bij ontharding toe. In het algemeen zal het water af pompstation na ontharding een pH hebben, die tussen 7.8 en 8.3 ligt [10].

De minimale waarde van de totale hardheid, die volgens het waterleidingbesluit na deelontharding is toegestaan, bedraagt 1.5 mmol/l, terwijl de alkaliteit groter dan 1 mmol/l moet blijven. Aanbevolen wordt echter de alkaliteit boven 2 mmol/l te houden om pH-schommelingen in het leidingnet te voorkomen [10].

In tabel 1 zijn de huidige en voorgenomen onthardingsinstallaties vermeld, tesamen met de totale hardheid, de alkaliteit, de Ca- en CO_2 -concentratie, en de pH-waarde van het ruw- en reinwater.

In de nabije toekomst zal nog bij veel andere drinkwaterpompstations ontharding toegepast gaan worden. Hierbij heeft ontharding met kalk de voorkeur, aangezien het natriumgehalte zo laag mogelijk gehouden dient te worden [14].



Fig. 5 Totale hardheid (af pompstation) van drinkwater in Nederland

blauw = < 1.5	mmol/l
groen = 1.5 - 3.0	mmol/l
rood = > 3.0	mmol/l



Fig. 6 Calciumhardheid van drinkwater (af pompstation) in Nederland

blauw = < 1.0	mmol/l
groen = 1.0 - 2.0	mmol/l
geel = 2.0 - 3.0	mmol/l
rood = > 3.0	mmol/l



Fig. 7 Magnesiumhardheid van drinkwater (af pompstation) in Nederland

blauw = < 0.5	mmol/l
groen = 0.5 - 1.0	mmol/l
geel = 1.0 - 1.5	mmol/l
rood = > 1.5	mmol/l



Fig. 8 Bicarbonaatgehalte van drinkwater (af pompstation) in Nederland

blauw = < 1.0	mmol/l
groen = 1.0 - 2.0	mmol/l
geel = 2.0 - 3.0	mmol/l
paars = 3.0 - 4.0	mmol/l
rood = > 4.0	mmol/l

De drinkwaterbedrijven, waar de hardheid van het drinkwater groter dan 2.5 mmol/l is, wordt geadviseerd centrale deelontharding toe te passen [14]. Doelstelling van de overheid is dat in 1995 alle daarvoor in aanmerking komende drinkwaterbedrijven op centrale (deel)ontharding zijn overgegaan [13].

In de praktijk overwegen de waterleidingbedrijven reeds om ontharding toe te passen bij een hardheid groter dan 2 mmol/l. Bij ontharding zal gestreefd worden naar een totale hardheid van 1.5 mmol/l. Momenteel is er een discussie gaande om in de toekomst te ontharden tot een hardheid van 1 mmol/l en een alkaliteit van 1 mmol/l [19].

Tabel 1 - Overzicht van de onthardingsinstallaties in Nederland

locatie	jaar	capa- citeit m ³ /h	chemi- calie	pH ruw	pH rein	TH ruw mmol/l	TH rein mmol/l	Ca ruw mmol/l	Ca rein mmol/l	Alk. ruw mmol/l	Alk. rein mmol/l
Woerden	1972	6*180	NaOH	7.20	8.20	3.20	1.70	2.50	1.20	5.70	3.60
Ridderkerk	1973	1*70	NaOH	7.20	7.80	3.40	3.10	2.60	2.40	6.10	5.10
		1*150									
Alphen a/d Rijn	1975	3*200	NaOH	7.10		4.80	2.70	3.80	1.70	7.30	5.60
Altena	1977	2*200	Ca(OH) ₂	7.20	8.00	3.10	1.70	2.90	1.50	6.60	3.90
	1986	3*200									
Hazerswoude	1978	3*200	NaOH	7.00	8.10	5.70	2.40	4.20	1.30	7.90	5.20
Weesperkarspel	1979	1*660	NaOH	7.40	8.00	2.50	1.50	2.20	1.20	4.70	2.90
	1987	5*660									
Spannenburg	1982	10*250	NaOH	6.72	8.26	9.60	8.70	3.20	1.10	7.40	4.80
Noord-Bergum	1985	3*750	Ca(OH) ₂	6.90	8.10	4.00	1.70	3.60	1.40	6.20	2.80
Nijmegen	1985	2*250	NaOH	7.50	8.20	2.40	1.50	2.00	1.20	3.20	2.20
Leiduin	1987	10*850	NaOH	7.80	8.00	2.70	1.50	2.30	1.10	2.90	2.10
Oldenzaal	1988	2*200	NaOH	7.00		2.90		2.40		3.40	
Zutphen	1989	2*240	Ca(OH) ₂	7.34	8.37	2.95	1.70	2.50	1.30	5.20	2.60
Hendrik-Ido-Ambacht	1990	2*125	NaOH	7.40	7.60	3.00	2.60	2.40	2.10	4.40	3.50
Dordrecht	1991		CaO	7.30		4.30		4.00		8.20	
Wijk aan Zee	1991	6*500	NaOH	7.60		2.70		2.30		2.80	
Seppe	1991	4*400	Ca(OH) ₂			2.75		2.50		5.70	
Scheveningen	1992	10*800	Ca(OH) ₂	7.50		2.30		2.00		3.50	
Schijf	1972	6*300	NaOH	7.20	8.00	2.47	1.04	2.17	0.82	5.00	3.80
Biesbosch	1973	2*10000	NaOH	7.94	9.01	2.01	1.57	1.68	1.25	2.60	2.00

2.3 Hardheid, pH en alkaliteit van regenwater

De gemiddelde hardheid, pH en alkaliteit van regenwater in Nederland staan vermeld in tabel 2 [15]. De pH van regenwater bedraagt circa 4.5. De Ca- en Mg-hardheid en de alkaliteit van regenwater zijn relatief laag ten opzichte van de waarden van deze parameters in drink- en afvalwater.

Tabel 2 - Ca- en Mg-hardheid, totale hardheid, alkaliteit en pH van regenwater van diverse stations (gemiddelden van de periode 1978 -1987 [15])

meetstation	Ca mmol/l	Mg mmol/l	TH mmol/l	pH (-)	m-getal mmol/l
Leeuwarden	0.016	0.022	0.038	4.64	0
Witteveen	0.011	0.009	0.020	4.57	0
Lelystad	0.017	0.015	0.032	4.57	0
Rotterdam LH	0.021	0.016	0.037	4.39	0
De Bilt	0.013	0.011	0.024	4.49	0
Gilze-Rijen	0.014	0.009	0.023	4.52	0
Beek L	0.041	0.008	0.049	4.79	0

Bij het transport van het regenwater naar het rioolwaterstelsel en in het rioolwaterstelsel kan de samenstelling van het regenwater sterk veranderen. Aangezien het regenwater agressief is ten opzichte van CaCO_3 zullen bij transport van regenwater zowel de hardheid als de alkaliteit van het regenwater toenemen. Deze toename van de hardheid van het regenwater is sterk afhankelijk van de aard van het oppervlak, waarover het regenwater afstroomt en de verblijftijd in de rioolwaterstelsels, en is daardoor moeilijk kwantificeerbaar [22].

2.4 Hardheid, pH en alkaliteit van het influent van rwzi's

In het algemeen worden bij de routinebemonsteringsprogramma's van rwzi's de parameters hardheid en alkaliteit niet bepaald.

Voor het verkrijgen van nadere informatie is daarom in het kader van deze studie een kort bemonsteringsprogramma uitgevoerd bij drie rwzi's. Bij dit bemonsteringsprogramma zijn onder meer de hardheid en alkaliteit van het influent en het effluent van de rwzi's bepaald. Hierdoor kon inzicht verkregen worden in de verandering van deze parameters tijdens de zuivering van het afvalwater en kon tevens de bijdrage van drinkwater aan de alkaliteit en hardheid van afvalwater vastgesteld worden. Enige eigenschappen van de drie rwzi's en het bijbehorende drinkwater, die in dit verband van belang zijn, zijn weergegeven in tabel 3.

Tabel 3. Eigenschappen van de rwzi's en het bijbehorende drinkwater

rwzi	Kaffeberg	Rimburg	Wervershoof
type	Carrousel	Carrousel	Carrousel
belasting (kg BZV/d.s.d.)	0.06	0.04	0.07
processen	1 - 2 - 3	1 - 2 - 3	1 - 2 - 3
drinkwater:			
m-getal (mmol/l)	0.50	4,3	2,1
calcium (mmol/l)	0.5	1.6	2.2
pH (-)	9.0	7.7	7.9

1 - ammonificatie, 2 - nitrificatie, 3 - denitrificatie

De selectie van de rwzi's heeft plaatsgevonden op basis van de alkaliteit van het drinkwater. Er werden in totaal drie rwzi's geselecteerd, voor elk van de hiernavolgende situaties één: de alkaliteit van het drinkwater is zeer gering (Kaffeberg), de alkaliteit heeft de aanbevolen waarde van 2 mmol/l (Wervershoof) en de alkaliteit is betrekkelijk hoog (Rimburg).

Kenmerkend voor deze zuiveringen is dat zij alle zeer laagbelaste actief slibsystemen zijn (<0.1 kg BZV/kg d.s.d.). In alle drie de gevallen is sprake van ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie.

In tabel 4 is de gemiddelde pH, de Ca-hardheid, de alkaliteit, het NH_4^+ - en o-P- gehalte van het influent van de drie rwzi's en het bijbehorende drinkwater gegeven. De afzonderlijke waarnemingen zijn in bijlage 3 te vinden.

Tabel 4. Gemiddelde pH, Ca-hardheid, m-getal, NH₄ en o-P gehalte van influent (bij DWA) en het bijbehorende drinkwater

rwzi		pH	Ca mmol/l	m-getal mmol/l	NH ₄ -N mmol/l	o-P mmol/l
Kaffeberg	drinkw.	9.0	0.5	0.5	0.0	0.0
	influent	7.4	0.9	3.8	2.4	0.1
Rimburg	drinkw.	7.7	1.6	4.3	0.0	0.0
	influent	7.6	1.5	6.3	2.5	0.2
Werversh.	drinkw.	7.9	2.2	2.1	0.0	0.0
	influent	7.8	1.8	10.9	4.9	0.2

2.4.1 hardheid van het influent van rwzi's

De hardheid van het influent van rwzi's wordt voornamelijk bepaald door de hardheid van het drinkwater. Een hardheid van het influent lager dan van het bijbehorende drinkwater kan de volgende oorzaken hebben (tabel 4: rwzi's Rimburg en Wervershoof):

- verdunning met lekwater of regenwater (bij RWA);
- kristallisatie van oververzadigd CaCO₃.

Indien het influent van de rwzi agressief (onderverzadigd) is ten opzichte van CaCO₃ kan de hardheid van het influent hoger worden dan van het bijbehorende drinkwater (tabel 4: rwzi Kaffeberg).

Aangezien de hardheid van regenwater te verwaarlozen is (afgezien van enige toename voor het regenwater bij transport naar en in rioolwaterstelsels) zal menging van afvalwater met regenwater leiden tot een verlaging van de hardheid van het afvalwater. Deze verlaging kan eenvoudig berekend worden met de verdunningsfactor DWA (droogweerafvoer) gedeeld door RWA (regenweerafvoer). De RWA/DWA-verhouding bedraagt normaliter 2 à 3, hetgeen correspondeert met een verdunningsfactor van 0.33 à 0.5.

Met behulp van het programma Kalkkoo [21] kan gegeven de temperatuur, de ionsterkte, de alkaliteit, het calciumgehalte en de pH, de over- of onderverzadiging van het afvalwater ten opzichte van CaCO₃ bepaald worden; deze oververzadiging van het influent van de rwzi's Wervershoof en Rimburg blijkt respectievelijk 0.65 en 0.20 mmol/l te bedragen. De reactie, die bij de uitkristallisatie van oververzadigd CaCO₃ optreedt, luidt:



Doordat bij deze reactie CO₂ vrijkomt zal de pH van het water dalen. Bovendien neemt de alkaliteit van het water af (met 2 mol per mol CaCO₃).

Het influent van Kaffeberg is licht agressief ten opzichte van CaCO₃. Dit betekent dat er uitloging van CaCO₃ uit bijvoorbeeld rioolwaterleidingen kan plaatsvinden, waardoor de hardheid van het water stijgt.

De hardheid van huishoudelijk afvalwater ligt voor alle bemonsterde rwzi's in de buurt van de hardheid van het drinkwater. De geringe verschillen kunnen verklaard worden door verdunning met lekwater, uitkristallisatie van CaCO_3 (bij oververzadigd water) of uitloging van CaCO_3 (bij agressief water).

2.4.2 alkaliteit van het influent van rwzi's

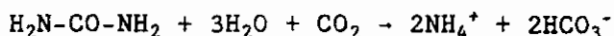
De alkaliteit van huishoudelijk afvalwater wordt grotendeels bepaald door

- de alkaliteit van het drinkwater
- het optreden van ammonificatie.

Daarnaast kunnen in specifieke gevallen ook verdunning met regenwater en/of lekwater, uitkristallisatie of uitloging van CaCO_3 , en industriële lozingen een belangrijke rol spelen.

Bij ammonificatie worden organische stikstofverbindingen omgezet in NH_4^+ .

De reactievergelijking voor de afbraak van ureum luidt:



Uit de reactievergelijking blijkt dat er per mol N 1 mol HCO_3^- gevormd wordt.

Bicarbonaat (afkomstig van drinkwater en ammonificatie) geeft de grootste bijdrage aan de alkaliteit van het influent van rwzi's. De bijdrage van fosfaat, ammonium en andere componenten aan de alkaliteit is vrij gering (normaliter < 10%).

Ammonificatie treedt al voor een groot deel op bij transport van afvalwater naar de zuivering. Doordat CO_2 weggenomen wordt, zal door ammonificatie de pH van het afvalwater stijgen. De mate van pH-stijging is afhankelijk van de buffercapaciteit van het water. Evenals de alkaliteit wordt deze grotendeels bepaald door het carbonaatevenwicht.

Tabel 4 illustreert dat de alkaliteit van het influent van een rwzi voor een groot deel wordt bepaald door de alkaliteit van het drinkwater en door het optreden van ammonificatie. Uit reactievergelijking (1) blijkt dat de bijdrage van ammonificatie aan de alkaliteit vrijwel gelijk is aan het ammoniumgehalte in mmol/l van het influent. De restpost, gedefinieerd als alkaliteit influent rwzi minus alkaliteit drinkwater minus alkaliteit als gevolg van ammonificatie, bedraagt achtereenvolgens 0.9, -0.5, en 3.9 mmol/l voor de rwzi's Kaffeberg, Rimborg en Wervershoof. Rekening houdend met het uitkristalliseren van CaCO_3 (Rimborg, Wervershoof) en de uitloging van CaCO_3 (Kaffeberg) worden deze restposten respectievelijk 0.1, -0.3 en 4.7 mmol/l.

De alkaliteit van het drinkwater is dus aanvankelijk ook de alkaliteit van het afvalwater. Verhoging hiervan geschiedt met name door ammonificatie, waarbij ureum omgezet wordt in ammonium en bicarbonaat.

De hardheid van huishoudelijk afvalwater ligt voor alle bemonsterde rwzi's in de buurt van de hardheid van het drinkwater. De geringe verschillen kunnen verklaard worden door verdunning met lekwater, uitkristallisatie van CaCO_3 (bij oververzadigd water) of uitloging van CaCO_3 (bij agressief water).

2.4.2 alkaliteit van het influent van rwzi's

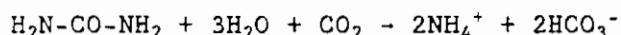
De alkaliteit van huishoudelijk afvalwater wordt grotendeels bepaald door

- de alkaliteit van het drinkwater
- het optreden van ammonificatie.

Daarnaast kunnen in specifieke gevallen ook verdunning met regenwater en/of lekwater, uitkristallisatie of uitloging van CaCO_3 , en industriële lozingen een belangrijke rol spelen.

Bij ammonificatie worden organische stikstofverbindingen omgezet in NH_4^+ .

De reactievergelijking voor de afbraak van ureum luidt:



Uit de reactievergelijking blijkt dat er per mol N 1 mol HCO_3^- gevormd wordt.

Bicarbonaat (afkomstig van drinkwater en ammonificatie) geeft de grootste bijdrage aan de alkaliteit van het influent van rwzi's. De bijdrage van fosfaat, ammonium en andere componenten aan de alkaliteit is vrij gering (normaliter < 10%).

Ammonificatie treedt al voor een groot deel op bij transport van afvalwater naar de zuivering. Doordat CO_2 weggenomen wordt, zal door ammonificatie de pH van het afvalwater stijgen. De mate van pH-stijging is afhankelijk van de buffercapaciteit van het water. Evenals de alkaliteit wordt deze grotendeels bepaald door het carbonaatevenwicht.

Tabel 4 illustreert dat de alkaliteit van het influent van een rwzi voor een groot deel wordt bepaald door de alkaliteit van het drinkwater en door het optreden van ammonificatie. Uit reactievergelijking (1) blijkt dat de bijdrage van ammonificatie aan de alkaliteit vrijwel gelijk is aan het ammoniumgehalte in mmol/l van het influent. De restpost, gedefinieerd als alkaliteit influent rwzi minus alkaliteit drinkwater minus alkaliteit als gevolg van ammonificatie, bedraagt achtereenvolgens 0.9, -0.5, en 3.9 mmol/l voor de rwzi's Kaffenberg, Rimburch en Wervershoof. Rekening houdend met het uitkristalliseren van CaCO_3 (Rimburch, Wervershoof) en de uitloging van CaCO_3 (Kaffenberg) worden deze restposten respectievelijk 0.1, -0.3 en 4.7 mmol/l.

De alkaliteit van het drinkwater is dus aanvankelijk ook de alkaliteit van het afvalwater. Verhoging hiervan geschiedt met name door ammonificatie, waarbij ureum omgezet wordt in ammonium en bicarbonaat.

Aangezien de hardheid van regenwater te verwaarlozen is (afgezien van enige toename voor het regenwater bij transport naar en in rioolwaterstelsels) zal menging van afvalwater met regenwater leiden tot een verlaging van de hardheid van het afvalwater. Deze verlaging kan eenvoudig berekend worden met de verdunningsfactor DWA (droogweerafvoer) gedeeld door RWA (regenweerafvoer). De RWA/DWA-verhouding bedraagt normaliter 2 à 3, hetgeen correspondeert met een verdunningsfactor van 0.33 à 0.5.

2.4.3 pH van het influent van rwzi's

De pH van het influent van rwzi's wordt net als de alkaliteit vrijwel volledig bepaald door het carbonaatevenwicht en bedraagt normaliter 7 tot 8 (tabel 4). Ammonificatie zal leiden tot een pH-stijging van het afvalwater, doordat er bij deze reactie zuur verbruikt wordt, terwijl kristallisatie van oververzadigd CaCO_3 en reeds gedeeltelijke afbraak van organische stof door een zuurproductie zullen leiden tot een pH-daling.

Bij de drie geselecteerde rwzi's blijkt de pH van het influent van de rwzi wat lager te zijn dan het bijbehorende drinkwater.

2.4.4 conclusies

Er is een directe relatie tussen de alkaliteit en hardheid van het influent van rwzi's en de alkaliteit en hardheid van het bijbehorende drinkwater. Bij DWA is de hardheid van het influent bij benadering gelijk aan de hardheid van het bijbehorende drinkwater. De alkaliteit van het influent van rwzi's kan bij DWA benaderd worden met de alkaliteit van het drinkwater en een kwantificering van de ammonificatie.

Bij RWA kan de hardheid en alkaliteit echter beduidend lager zijn dan op grond van bovengenoemde benaderingen verwacht wordt. Menging van regenwater en afvalwater zal een verlaging van de hardheid en alkaliteit geven. Deze verlaging is afhankelijk van de RWA/DWA-verhouding.

3 HARDHEIDS-, pH- EN ALKALITEITSVERANDERINGEN BIJ DE ZUIVERING VAN AFVALWATER

3.1 Hardheidsveranderingen

3.1.1 theorie

Hardheidsveranderingen zullen met name optreden door het precipiteren of kristalliseren van CaCO_3 of $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ uit een oververzadigde oplossing, of door toevoegen van kalk (ter correctie van de pH of voor defosfatering). Deze processen zijn samengevat in tabel 5.

Tabel 5 - Bepalende processen voor het verloop van het calciumgehalte bij de zuivering van (huishoudelijk) afvalwater

1.	precipitatie van CaCO_3	$\text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^- \text{ ---> } \text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$
2.	toevoeging $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ter correctie pH	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + 2\text{CO}_2 \text{ ---> } \text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^-$
3.	precipitatie van $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	$3 \text{Ca}^{2+} + \text{HPO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{PO}_4^- + 3 \text{HCO}_3^- \text{ ---> } \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 + 3 \text{H}_2\text{CO}_3$

3.1.2 praktijk

De beschreven hardheidsveranderingen worden in deze paragraaf getoetst aan de praktijkmetingen bij de drie betrokken rwzi's.

De gemiddelde Ca-gehalten in het influent en effluent van de drie zuiveringen staan vermeld in tabel 6. De afzonderlijke waarnemingen zijn in bijlage 3 te vinden.

Tabel 6. Gemiddelde Ca-gehalten in het influent en effluent van drie rwzi's

	Ca-influent (mmol/l)	Ca-effluent (mmol/l)
Kaffeberg	0.87	0.72
Rimburg	1.52	1.12
Wervershoof	1.76	1.75

Uit de tabel blijkt dat de hardheidsveranderingen bij deze rwzi's vrij gering zijn. Aangezien er op deze rwzi's geen defosfatering of pH-correctie plaatsvinden, kan de hardheid van het water alleen lager worden door precipitatie van CaCO_3 (de oververzadiging ten opzichte van CaCO_3 in het effluent van de rwzi bedraagt hier nog 0 tot 0.4 mmol CaCO_3/l).

De afname in de gemeten waarde van het calciumgehalte van de rwzi Rimburg houdt gelijke tred met de afname van het gemeten chloridegehalte (bijlage 3).

3.2 Alkaliteits- en aciditeitsveranderingen

3.2.1 theorie

De belangrijkste processen, die van invloed zijn op het verloop van de alkaliteit [1,2,3,4,7,12] en aciditeit bij de zuivering van afvalwater zijn:

- ammonificatie
- nitrificatie
- denitrificatie
- P-verwijdering door Fe^{2+} , Fe^{3+} of Al^{3+}
- hydroxydevorming bij dosering van Fe^{2+} , Fe^{3+} of Al^{3+}
- produktie van biomassa.

Daarnaast kunnen in specifieke gevallen ook de volgende processen van belang zijn:

- precipitatie van CaCO_3
- toevoegen van loog of zuur
- precipitatie van $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$.

De aciditeit wordt bovendien beïnvloed door de produktie en de verwijdering van CO_2 . De processen, die daarbij van belang zijn, zijn:

- de afbraak van CZV
- het strippen van CO_2 door beluchting.

De alkaliteit en aciditeit van het effluent van een rwzi kunnen berekend worden uit de alkaliteit en aciditeit van het influent en de kwantificering van bovengenoemde processen.

De belangrijkste reactievergelijkingen van bovengenoemde processen zijn gegeven in tabel 7. Op basis van deze reactievergelijkingen kan de invloed van de verschillende processen op de alkaliteit en de aciditeit worden aangegeven.

Zoals uit tabel 7 blijkt, neemt door ammonificatie, denitrificatie en het toevoegen van kalk de alkaliteit van het afvalwater toe. Door de overige processen neemt de alkaliteit van het afvalwater af.

Nitrificatie geeft in de praktijk het grootste verlies aan alkaliteit van het influent. Tabel 8 illustreert dit; hierin is voor verschillende zuiveringen in Denemarken de invloed van de verschillende processen uit tabel 7 op de alkaliteit weergegeven [3].

Tabel 7 - Processen die bij de zuivering van (huishoudelijk) afvalwater de alkaliteit en aciditeit beïnvloeden.

proces	reactievergelijking	toename(+)/afname(-) alkaliteit/aciditeit
1. ammonificatie	$\text{H}_2\text{N}-\text{CO}-\text{NH}_2 + 3\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 \rightarrow 2\text{NH}_4^+ + 2\text{HCO}_3^-$	+1/+0.5 (mol/mol N)
2. nitrificatie	$\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	-2/-2 (mol/mol N)
3. denitrificatie	$4\text{NO}_3^- + 4\text{H}_2\text{CO}_3 \rightarrow 2\text{N}_2 + 5\text{O}_2 + 4\text{HCO}_3^- + 2\text{H}_2\text{O}$	+1/+1 (mol/mol N)
4. P-verwijdering * door Fe^{2+}	$\text{Fe}^{2+} + \frac{1}{4}\text{O}_2 + \frac{1}{2}(\text{H}_2\text{PO}_4^- + \text{HPO}_4^{2-}) + \frac{1}{2}\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{FePO}_4 + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O} + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{CO}_3$	-1/-1.1 (mol/mol P)
5. P-verwijdering * door Fe^{3+} of Al^{3+}	$\text{Me}^{3+} + \frac{1}{2}(\text{H}_2\text{PO}_4^- + \text{HPO}_4^{2-}) + 1\frac{1}{2}\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{MePO}_4 + 1\frac{1}{2}\text{H}_2\text{CO}_3$	-2/-1.1 (mol/mol P)
6. hydroxydevorming door Fe^{2+}	$\text{Fe}^{2+} + \frac{1}{4}\text{O}_2 + 2\frac{1}{2}\text{H}_2\text{O} + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{H}_2\text{CO}_3$	-2/-2 (mol/mol Fe^{2+})
7. hydroxydevorming door Fe^{3+} of Al^{3+}	$\text{Me}^{3+} + 3\text{HCO}_3^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Me}(\text{OH})_3 + 3\text{H}_2\text{CO}_3$	-3/-3 (mol/mol Me^{3+})
8. produktie van biomassa	$\text{NH}_4^+ + \text{HCO}_3^- \rightarrow \text{org. N} + \text{H}_2\text{CO}_3$	-1/-1 (mol/mol N)
9. precipitatie van CaCO_3	$\text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-2/-1 (mol/mol CaCO_3)
10. toevoegen $\text{Ca}(\text{OH})_2$ voor pH-correctie	$\text{Ca}(\text{OH})_2 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$	+2/+2 (mol/mol $\text{Ca}(\text{OH})_2$)
11. precipitatie * van $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	$3\text{Ca}^{2+} + \text{HPO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{PO}_4^- + 3\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 + 3\text{H}_2\text{CO}_3$	-2/-1.1 (mol/mol PO_4^{3-})
12. toevoegen van zuur	$2\text{HCO}_3^- + 2\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{SO}_4^{2-}$	-1/-1 (mol/mol H^+)
13. afbraak van CZV	$\text{org. C} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	0/-0.5 à -1 (mol/mol O_2)
14. strippen van CO_2	$\text{CO}_2 (\text{aq}) \rightarrow \text{CO}_2 (\text{g})$	0/+1 (mol/mol CO_2)

(*) bij 4, 5 en 11 wordt de alkaliteit mede beïnvloed door de bufferende werking van het fosfaatevenwicht.

(**) de aciditeitsafname in mol per mol O_2 bij de CZV-afbraak is afhankelijk van de aard van het afvalwater.

Tabel 8 - Invloed van verschillende processen op de alkaliteit van afvalwater voor vier afvalwaterzuiveringen in Denemarken
[3]

rwzi	gebruikte chemicalie	Influent	verlies door (2)	Alkaliteit (mmol/l)		effluent berekend	effluent gemeten
				winst door (3)	verlies door (4-7)		
1	(-)	3,78	2,55	1,10	(-)	2,33	1,64
	(-)	3,07	1,03	0,33	(-)	2,37	2,22
	Al(III)	3,02	0,66	0,19	1,57	0,98	1,18
	Fe(II)	2,80	-0,06	-0,17	0,68	2,01	2,31
	Fe(II)	2,74	-0,12	-0,43	1,62	0,81	0,46
	(-)	2,88	1,92	0,69	(-)	1,65	1,72
2	Fe(II)	3,69	4,10	1,37	0,10	0,86	0,56
	(-)	7,10	0,76	0,18	(-)	6,52	7,30
	Fe(II)	8,00	3,06	0,93	-0,20	6,07	5,70
	Fe(II)	7,10	2,02	0,31	0,94	4,45	4,40
	Fe(II)	7,40	2,44	0,53	0,36	5,13	5,20
	Fe(II)	4,30	2,09	0,42	0,56	2,07	1,60
3	Fe(II)	4,20	2,07	0,98	0,41	2,70	3,00
	Fe(II)	8,20	3,98	0,02	1,03	3,21	2,70
4	Fe(II)	8,10	3,54	0,00	1,20	3,36	2,30

(2) = nitrificatie

(3) = denitrificatie

(4 - 7) = P-verwijdering en hydroxydevorming

Berekening van de alkaliteitsafname

De formule voor de berekening van de alkaliteitsafname voor een zuivering, waarin ammonificatie, nitrificatie, denitrificatie en biomassa productie de alkaliteitsbepalende processen zijn, kan het gemakkelijkst met een schema voor de stikstofhuishouding afgeleid worden.

In figuur 9 zijn als voorbeeld de stikstofhuishouding in een afvalwaterzuivering en de bijbehorende alkaliteitstoe- en afname schematisch weergegeven:

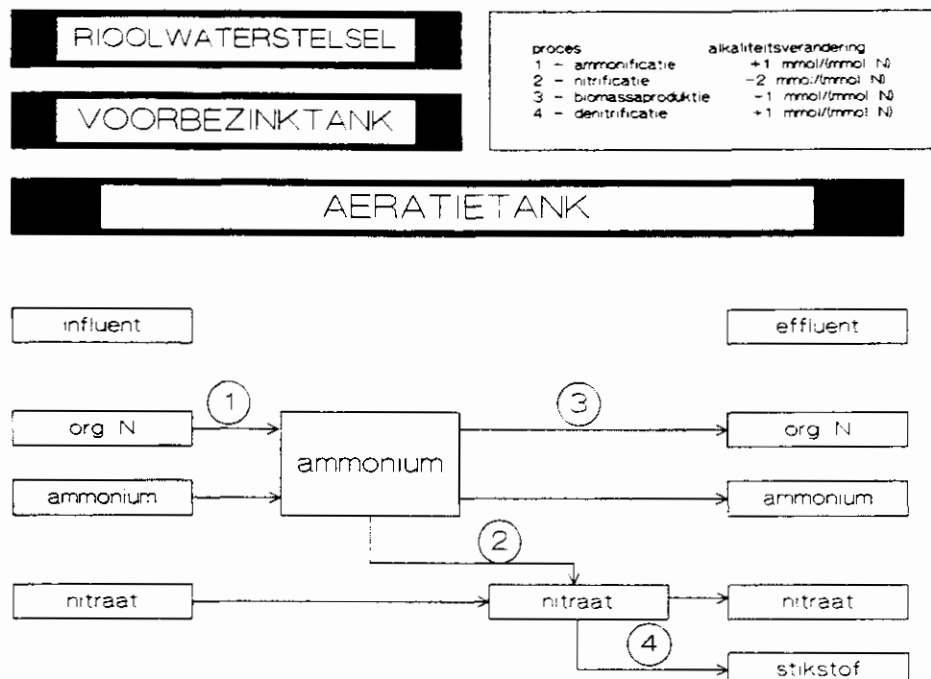


Fig. 9 Stikstofhuishouding in een afvalwaterzuivering en bijbehorende alkaliteitsveranderingen

Met figuur 8 kan de formule voor de alkaliteitsverandering afgeleid worden:

Alkaliteitsverandering =

$$\begin{aligned}
 +1 * \text{Ammonificatie} &= \text{Org(I)} - \text{Org(E)} \\
 -1 * \text{Biomassaproduktie} &= -\text{Bio(S)} \\
 -2 * \text{nitrificatie} &= -2 * [\text{Amm(I)} - \text{Amm(E)} + \text{Org(I)} - \text{Org(E)} - \text{Bio(S)}] \\
 +1 * \text{denitrificatie} &= +1 * [\text{Nit(I)} - \text{Nit(E)} + \text{Amm(I)} - \text{Amm(E)} + \text{Org(I)} - \text{Org(E)} - \text{Bio(S)}] \\
 &= -\text{Amm(I)} + \text{Amm(E)} + \text{Nit(I)} - \text{Nit(E)}
 \end{aligned}$$

Hierin is

Org(I) - organisch N-gehalte in het influent (mmol N/l)
 Org(E) - organisch N-gehalte in het effluent (mmol N/l)
 Amm(I) - ammoniumconcentratie in het influent (mmol N/l)
 Amm(E) - ammoniumconcentratie in het effluent (mmol N/l)
 Nit(I) - nitraatconcentratie in het influent (mmol N/l)
 Nit(E) - nitraatconcentratie in het effluent (mmol N/l)
 Bio(S) - biomassaproduktie (slib) (mmol N/l influent)

Bij huishoudelijk afvalwater zal al het stikstof aanvankelijk groten-deels in de vorm van organisch N (ureum) aanwezig zijn (Amm(I)=0; Nit(I)=0 mol N/l). Bij volledige ammonificatie, nitrificatie en denitri-ficatie (Amm(E)=0; Nit(E)= 0 mol N/l) zal de alkaliteit van het water dan ook niet veranderen.

3.2.2 praktijk

De alkaliteit in het effluent van een rwzi kan voorspeld worden met een kwantificering van de gegeven processen in tabel 7. Voor de drie zuive-ringen uit 2.4 is in figuur 10 de gemeten alkaliteitsdaling in het effluent van de rwzi uitgezet tegen de berekende alkaliteitsdaling (in bijlage 4 is de berekende alkaliteitsverandering voor de drie rwzi's nader gespecificeerd). De berekening is uitgevoerd rekening houdend met:

- ammonificatie
- nitrificatie
- denitrificatie
- produktie van biomassa.

Uit de figuur blijkt dat de alkaliteitsdaling in het effluent van de rwzi's Wervershoof en Kaffeberg vrij goed met deze processen te voor-spellen is, terwijl voor de rwzi Rimborg de gemeten alkaliteitsdaling duidelijk groter is dan de berekende alkaliteitsdaling.

De afwijking tussen de gemeten en de berekende alkaliteitsdaling bij de rwzi Rimborg loopt volledig synchroon met de mate van daling van het chloridegehalte in de zuivering. Chloride gedraagt zich in een zuivering

normaliter als een conservatieve parameter, zodat het chloridegehalte van het effluent dus feitelijk niet veel lager zou mogen zijn dan het chloridegehalte van het influent van de zuivering.

Bij volledige denitrificatie zal de alkaliteit van het effluent van de rwzi ongeveer gelijk zijn aan de alkaliteit van het drinkwater, indien naast ammonificatie, nitrificatie, denitrificatie en opbouw van biomassa geen andere alkaliteitbeïnvloedende processen plaatsvinden.

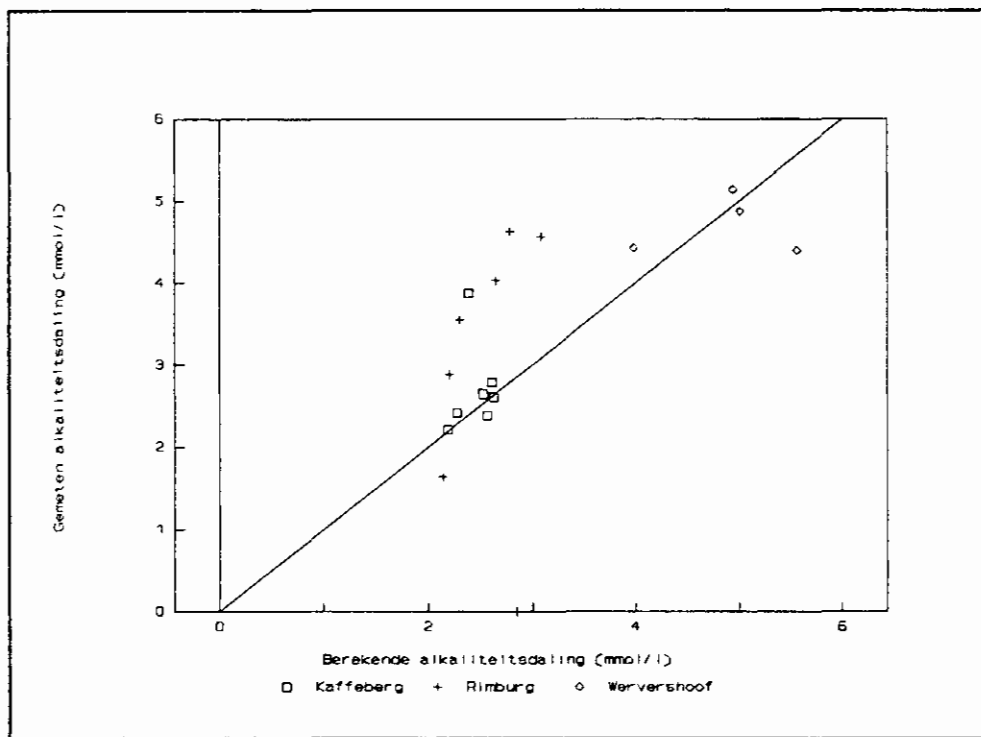


Fig. 10 Gemeten alkaliteitsdaling versus de berekende alkaliteitsdaling

3.3 pH-veranderingen

3.3.1 theorie

Aangezien de pH voor de processen (nitrificatie, denitrificatie, CZV-afbraak, etc.) bij de afvalwaterzuivering een zeer belangrijke parameter is, is er een rekenmodel (pH_SIM) ontwikkeld voor de berekening van de effluent-pH. De grondslagen voor dit model zijn nader uitgewerkt in bijlage 5. Hier zal kort op de achtergronden ingegaan worden.

Met het model pH_SIM is het mogelijk na te gaan welke invloed een bepaalde ingreep in de praktijk (bijvoorbeeld ontharding van drinkwater, defosfatering van het afvalwater) heeft op de pH en de alkaliteit en daardoor tevens op de stabiliteit van het zuiveringsproces.

De pH-veranderingen in het afvalwater kunnen goed geschat worden met het carbonaatevenwicht, aangezien de buffering in afvalwater grotendeels bepaald wordt door dit carbonaatevenwicht. Processen die leiden tot de vorming van CO_2 geven een pH-daling, processen waarbij CO_2 opgenomen

wordt geven een pH-stijging. De mate van pH-daling, c.q. pH-stijging is rechtstreeks afhankelijk van de alkaliteit (en daarmee de buffercapaciteit) van het afvalwater.

Met een kwantificering van de processen vermeld in tabel 7 kunnen de alkaliteits- en de aciditeitsverandering bij de afvalwaterzuivering berekend worden. Gegeven de alkaliteit en aciditeit van het influent van de zuivering is dus tevens de alkaliteit en aciditeit van het effluent van de zuivering bekend. Hiermee kan de pH van het effluent van de zuivering berekend worden.

Deze berekende effluent-pH is namelijk een goede schatting van de proces-pH in de aëratietank, indien er vanuit gegaan wordt dat de aëratietank kan worden gezien als een volledig gemengde tank, waar alle processen zoals precipitatie, CZV-afbraak, ammonificatie, nitrificatie, denitrificatie en het strippen van CO₂ gelijktijdig plaatsvinden.

De hoeveelheid gestript CO₂ kan berekend worden uit de hoeveelheid geproduceerd CO₂ per mol afgebroken CZV, de afbraak van CZV, de lucht-waterverhouding (RQ), en de temperatuur, er vanuit gaande dat het CO₂-gehalte van de lucht, die het afvalwater verlaat in evenwicht is met het CO₂-gehalte van het afvalwater.

Een massabalans over de aëratietank geeft de volgende formule

$$V \cdot dC_{e,w}/dt = Q_{i,w} \cdot C_{i,w} - Q_{e,w} \cdot C_{e,w} + Q_{i,l} \cdot C_{i,l} - Q_{e,l} \cdot C_{e,l} + Q_{i,w} \cdot P_A$$

Indien $Q_{i,w} = Q_{e,w}$, $Q_{i,l} = Q_{e,l}$ en $V \cdot dC_{e,w}/dt = 0$ wordt de formule:

$$Q_{i,w} \cdot C_{i,w} - Q_{i,w} \cdot C_{e,w} + RQ \cdot Q_{i,w} \cdot C_{i,l} - RQ \cdot Q_{i,w} \cdot C_{e,w} / k_D + Q_{i,w} \cdot P_A =$$

$$C_{i,w} - C_{e,w} + RQ \cdot C_{i,l} - RQ \cdot C_{e,w} / k_D + P_A = 0, \text{ oftewel}$$

$$C_{e,w} = (C_{i,w} + RQ \cdot C_{i,l} + P_A) / (1 + RQ / k_D) \quad (1)$$

Hierin is:

$C_{i,w}$	-	concentratie van CO ₂ in het influent van de aëratietank (mmol/l)
$C_{e,w}$	-	concentratie van CO ₂ in het effluent van de aëratietank (mmol/l)
$C_{e,l}$	-	concentratie van CO ₂ in de lucht (effluent) (mmol/l)
$C_{i,l}$	-	concentratie van CO ₂ in de lucht (influent) (mmol/l)
V	-	volume aëratietank
$Q_{i,w}$	-	het influentdebiet (m ³ /h)
$Q_{e,w}$	-	het effluentdebiet (m ³ /h)
$Q_{i,l}$	-	het luchtdebiet (influent) (m ³ /h)
$Q_{e,l}$	-	het luchtdebiet (effluent) (m ³ /h)
RQ	-	lucht-waterverhouding ($=Q_{i,l}/Q_{i,w}$)
P_A	-	CO ₂ -produktie (mmol/l)
k_D	-	verdelingscoëfficiënt
t	-	tijd (h)

Met de kwantificering van de processen in tabel 7 kan de produktie van CO₂ berekend worden. Gegeven $C_{i,w}$, $C_{i,l}$, en RQ kan $C_{e,w}$, het CO₂-gehalte in

- met behulp van het luchtdebiet en waterdebiet door de zuivering. De RQ is dan het quotiënt van het luchtdebiet en het waterdebiet.
- met behulp van het zuurstofverbruik en de zuurstofbenutting. Het zuurstofverbruik kan berekend worden uitgaande van de influent-, effluent-, en spuislibsaamenstelling van het water. De zuurstofbenutting (het percentage van de aangeboden lucht dat daadwerkelijk voor omzettingen benut wordt) dient geschat te worden. Deze ligt normaliter tussen 1 en 20 %. De formule voor de RQ wordt nu:

$$RQ = O_2\text{-verbr.} \cdot 10000 / (\rho_{O_2} \cdot \text{gew. \% } O_2 \cdot O_2\text{-ben.} \cdot Q_{i,w}) \quad (2)$$

Hierin is:

$O_2\text{-verbr.}$	- zuurstofverbruik (kg/h)
ρ_{O_2}	- dichtheid van de lucht (kg lucht/m ³ lucht)
gew. % O_2	- gewichtspercentage O_2 in lucht (%)
$O_2\text{-ben.}$	- zuurstofbenutting (%)
$Q_{i,w}$	- influentdebiet (m ³ /h)

Voor een zuivering, waarbij ammonificatie, nitrificatie, denitrificatie en CZV-afbraak de belangrijkste alkaliteit- en aciditeitbeïnvloedende processen zijn kan met vergelijking (1) en (2) afgeleid worden dat het CO_2 -gehalte in het effluent van de zuivering vrijwel alleen afhankelijk is van de zuurstofbenutting (dit is nader uitgewerkt in bijlage 6). Bij gelijke zuurstofbenutting geeft een hoger zuurstofverbruik (door bijvoorbeeld een toename van het CZV in het influent) een hogere RQ, maar de produktie van CO_2 (P_A) neemt echter in dezelfde mate toe, zodat de CO_2 -concentratie in het effluent vrijwel niet beïnvloed wordt. Een eerste benadering voor de CO_2 -concentratie in het effluent kan verkregen worden door de zuurstofbenutting in procenten door tien te delen. Bij een zuurstofbenutting variërend tussen 1 en 20 % zal de CO_2 -concentratie dan liggen tussen 0.1 en 2.0 mmol/l.

Een lagere zuurstofbenutting geeft een hogere RQ en daardoor een geringere CO_2 -concentratie en een hogere pH. Een grotere alkaliteit geeft een grotere buffercapaciteit en daardoor een minder snellere daling van de pH. Bij een lagere temperatuur kan voor eenzelfde O_2 -concentratie met een geringere RQ volstaan worden, zodat de pH bij een lagere temperatuur lager zal zijn [11].

Figuur 11 geeft de pH als functie van het CO_2 -gehalte van het water bij verschillende alkaliteiten. Uit de figuur blijkt duidelijk dat bij lage alkaliteiten de pH snel daalt. Voor behoud van een stabiele pH van 6.5 of hoger is bij hoge CO_2 -concentraties een minimum-alkaliteit van minstens 3 mmol/l gewenst. Bij CO_2 -concentraties van 1 mmol/l of minder is een alkaliteit van 2 mmol/l voldoende.

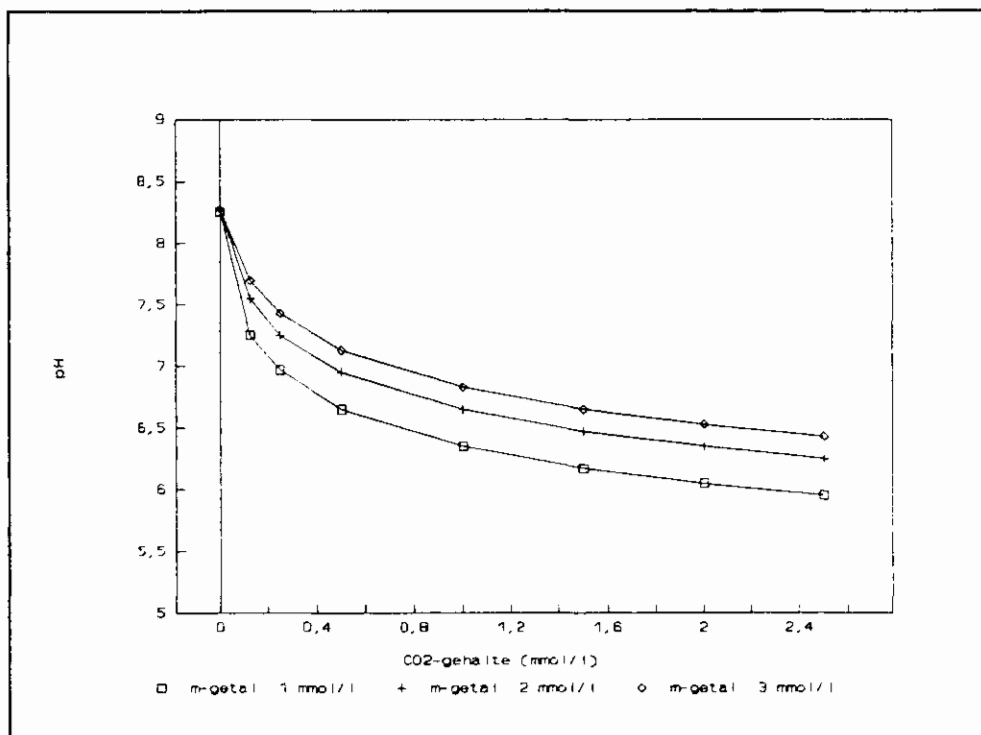


Fig. 11 De pH als functie van het CO₂-gehalte bij verschillende alkaliteiten

3.3.2 praktijk

De praktijkmetingen zijn verricht in debietsproportionele dagmonsters. De pH en het p-getal van dergelijke monsters ondergaan veranderingen aangezien het CO₂ bij bewaren, transport en bewerking uit het monster kan ontsnappen. De pH van het monster zal daarom hoger zijn dan de werkelijke pH in het effluent. De praktijkwaarnemingen voor de pH kunnen daarom niet worden getoetst aan het ontwikkelde model.

Aan de hand van een aantal voorbeeldberekeningen wordt geïllustreerd welke processen een invloed hebben op de pH. De influent-, effluent- en spuislibgegevens van de rwzi Kaffenberg worden daarbij als uitgangspunt genomen. Deze gegevens zijn vermeld in bijlage 1. De rwzi Kaffenberg is van het type Carrousel en er vindt volledige denitrificatie plaats. Er worden geen chemicaliën gedoseerd. Figuur 12 geeft de invloed van de alkaliteit van het drinkwater weer op de pH tijdens de zuivering voor verschillende scenario's.

Uit de figuur blijkt dat bij een zuurstofbenutting van 10 % en volledige denitrificatie een alkaliteit van het drinkwater van 2 mmol/l voldoende is om een sterke daling van de proces-pH te voorkomen. Bij verhoging van de fosfaatconcentratie met 5 mg P/l en dosering van 10 mg Fe(III)/l voor defosfatering is een alkaliteit van het drinkwater van 3 mmol/l nodig, terwijl er zelfs een alkaliteit van 5 mmol/l nodig is bij het afwezig zijn van denitrificatie.

Omdat de CO_2 -concentratie rechtstreeks gecorreleerd is aan de zuurstofbenutting, is de zuurstofbenutting erg belangrijk voor de pH. Dit wordt geïllustreerd in figuur 13, waarin de proces-pH uitgezet is als functie van de alkaliteit van het drinkwater voor verschillende waarden van de zuurstofbenutting. Uit de figuur blijkt dat de pH sneller daalt naarmate de zuurstofbenutting hoger is.

Indien er wel defosfatering en/of geen denitrificatie plaatsvindt zou ontharding van het drinkwater tot een alkaliteit van circa 2 mmol/l dus een sterke daling van de proces-pH tot gevolg hebben. Toevoeging van alkalische chemicaliën kan dit verhelpen.

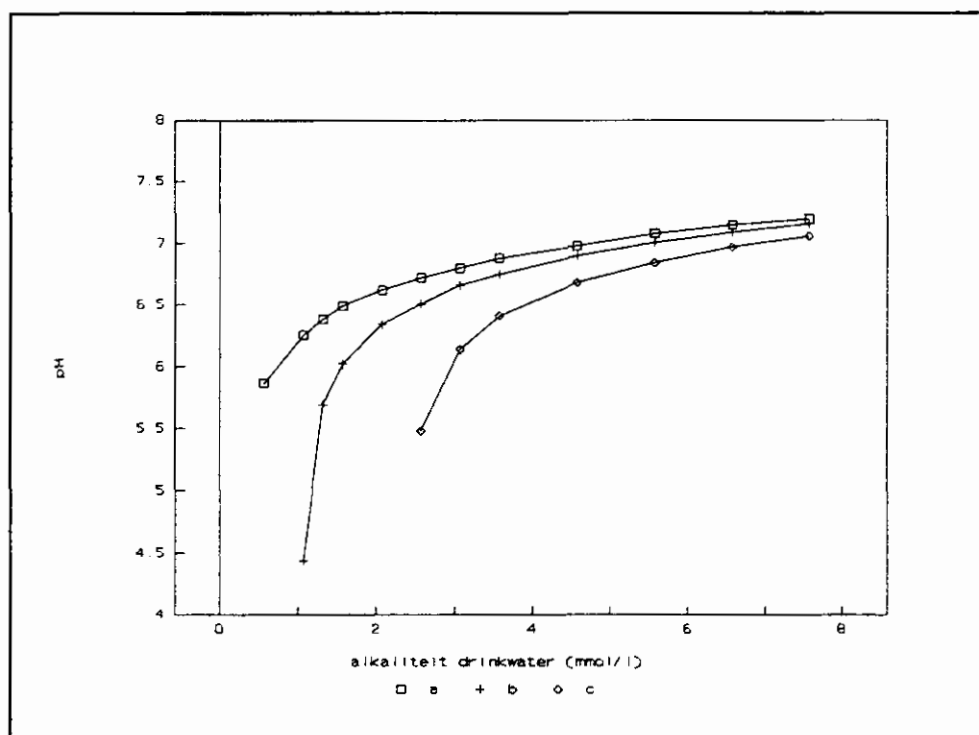


Fig. 12 De pH in de aëratietank van de rwzi Kaffenberg als functie van de alkaliteit van het drinkwater

- a - volledige ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie, zuurstofbenutting 10 % , geen dosering van chemicaliën en DWA
- b - als a, de P-concentratie met 5 mg P/l verhoogd, en bij een Fe(III)-dosering van 10 mg Fe/l
- c - als a, maar zonder denitrificatie

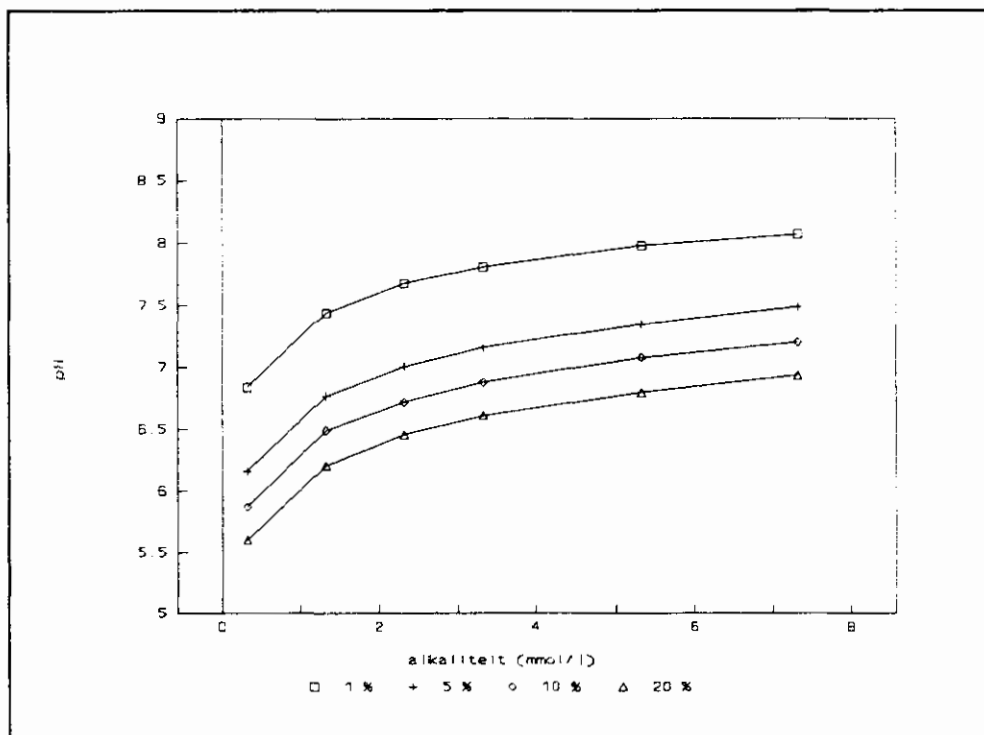


Fig. 13 De pH in de aëratietank van de rwzi Kaffeberg als functie van de alkaliteit van het drinkwater bij vier verschillende waarden van de zuurstofbenutting (volledige ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie, geen doseringen en DWA)

4 DE HARDHEID, pH EN ALKALITEIT VOOR EEN STABIEL PROCES BIJ DE P- EN N-VERWIJDERING VAN AFVALWATER

4.1 De P-verwijdering

Chemische defosfatering vindt plaats via precipitatie of kristallisatie. De meest gebruikte methode in Nederland is precipitatie van ijzerfosfaat.

Precipitatie met behulp van chemicaliën geschiedt als:

- voorprecipitatie door dosering in de voorbezinktank;
- simultane precipitatie door de dosering na de voorbezinktank en voor de beluchtingstank, in de beluchtingstank of voor de nabezinktank;
- naprecipitatie door dosering in een aparte installatie na de nabezinktank.

De dosering van chemicaliën vindt plaats op basis van de Me/P-verhouding.

De toegepaste Me/P-verhouding (mol/mol) is afhankelijk van de gewenste effluentkwaliteit. Meestal wordt de Me/P-verhouding ingesteld op basis van de dagelijkse of wekelijkse last. Dit resulteert 's nachts in regelmatige overdosering. Het influent van een rwzi heeft namelijk niet altijd dezelfde samenstelling. Bovendien is de aanvoer veelal niet constant.

In het algemeen wordt een Me/P-verhouding van 1 à 2 mol/mol toegepast, waarbij P-effluentconcentraties van 1 à 2 mg P/l bereikt worden. Een pH van 6 tot 7 is optimaal voor de P-verwijdering door middel van ijzerfosfaatprecipitatie.

De pH-daling en alkaliteitsdaling bij het toepassen van fosfaatprecipitatie zijn afhankelijk van:

- de P-concentratie van het afvalwater. Hoe hoger de P-concentratie, des te meer metaalionen zullen toegevoegd moeten worden, waardoor de pH-daling des te groter zal zijn.
- de toegepaste Me/P-verhouding. Hoe groter de Me/P-verhouding des te groter zal de pH-daling zijn;
- de alkaliteit en de pH van het afvalwater. Deze bepalen de buffercapaciteit van het water. Bij een grote buffercapaciteit van het water zal de pH-daling slechts gering zijn.

Naast precipitatie is chemische defosfatering ook mogelijk door kristallisatie van calciumfosfaat in een korrelreactor (in de waterlijn of in combinatie met biologische defosfatering). Daarbij zijn voor deze studie de volgende condities van belang:

Ca/P-doseerverhouding	:	2 mol/mol
CT (carbonaattotaal) influent reactor	:	< 1 mmol/l
pH effluent reactor	:	8 à 10
(afhankelijk van de P-influentconcentratie)		

Met de kalkdosering wordt de pH verhoogd en de Ca/P-verhouding ingesteld. Een hoog calciumgehalte van het korrelreactorinfluent kan uit besparing van chemicaliënkosten dus interessant zijn.

Het is noodzakelijk om voor de korrelreactor een CO₂-stripper te plaatsen. Zuur wordt toegevoegd om het in het water aanwezige (bi)carbonaat om te zetten in CO₂, waarna het CO₂ verwijderd kan worden. Een lage alkaliteit van het effluent van de rwzi geeft dus een besparing op de zuurkosten.

4.2 De N-verwijdering

De optimale pH voor nitrificerende bacteriën varieert tussen 7.5 en 8.5 [6]. Door zuurproduktie bedraagt de pH in een nitrificatiezone veelal 6.5 à 7.2. Dit geeft nog vrijwel geen inhibitie van de nitrificatie.

Teichgräber [5] rapporteert een geval, waar een efficiënte nitrificatie een alkaliteit kleiner dan 1.6 mmol/l gaf. Hierbij trad een verslechtering van de vlokstructuur op, waardoor het zwevendstofgehalte in het effluent toenam (20-90 mg/l).

Hoge ammoniumgehalten en een lage alkaliteit van het influent kunnen dus problemen geven: een sterke daling van de alkaliteit, een afname van de SVI, een toename van het zwevendstofgehalte in het effluent en grote pH-schommelingen. Dit gebeurt met name wanneer voor defosfatering ook nog chemicaliën worden toegevoegd.

In de literatuur worden verschillende minimaal vereiste alkaliteiten genoemd voor een behoud van processtabiliteit bij de zuivering van huishoudelijk afvalwater. Grünebaum [11] noemt 1.5 à 2.0 mmol/l, terwijl Teichgräber dit ruimer stelt op 1 à 2.5 mmol/l.

Bij lagere alkaliteiten zullen de pH-schommelingen te groot worden. Het bij nitrificatie, P-verwijdering, hydroxidevorming en CZV-afbraak gevormde CO₂ zal aanleiding geven tot een te grote verlaging van de pH.

Denitrificatie is minder gevoelig voor de pH dan nitrificatie. In de literatuur [17, 18] worden pH-waarden genoemd tussen 5.0 en 9.5, waarbij de denitrificatie op peil blijft. pH-schommelingen zullen dus veel minder invloed hebben op de denitrificatie dan op de nitrificatie.

Voor de processen in de aëratietank is de pH van cruciaal belang. Nitrificatie is over het algemeen het gevoeligst voor pH-veranderingen. Indien de pH in de aëratietank kleiner wordt dan 6.5 wordt de nitrificatie sterk geremd.

De pH kan berekend worden uit de aciditeit en de alkaliteit van het water. Bij huishoudelijk afvalwater worden deze parameters voornamelijk bepaald door het koolzuurevenwicht. De aciditeit is dan bij benadering gelijk aan -1 maal de koolzuurconcentratie, terwijl de alkaliteit bij benadering gelijk is aan de bicarbonaatconcentratie.

De CZV-reductie en de nitrificatie in een afvalwaterzuiveringsinrichting geven een grote CO₂-productie, waardoor het CO₂-gehalte van het water sterk toeneemt. Het gevormde CO₂ wordt bij het strippen met voldoende hoge lucht-waterverhoudingen voor een groot deel verwijderd. Afhankelijk van de zuurstofbenutting (normaliter gelegen tussen 1 en 20 %) zal de overblijvende CO₂-concentratie variëren tussen 0.1 en 2 mmol/l. Dit overblijvende CO₂ zorgt voor een pH-daling. De mate van pH-daling is weer afhankelijk van de alkaliteit van het afvalwater.

De alkaliteit, die nodig is om de pH in de aëratietank op 6.5 of hoger te houden bedraagt circa 3 mmol/l bij een CO₂-concentratie van 2 mmol/l. Indien de zuurstofbenutting echter niet groter is dan 10 % (de CO₂-concentratie is dan circa 1 mmol/l) is een alkaliteit van 2 mmol/l reeds voldoende. Bij een zuurstofbenutting van enkele procenten is het in principe mogelijk dat de alkaliteit lager kan zijn dan 2 mmol/l zonder dat de pH lager wordt dan 6.5. Bij deze lage alkaliteiten wordt de buffercapaciteit van het water gering, waardoor al bij geringe verstoringen in de zuivering de pH-schommelingen groot kunnen zijn. Daarom is aan te raden de alkaliteit, die tijdens de zuivering optreedt, op minimaal 2 mmol/l te handhaven. Deze grenswaarde voor de alkaliteit, waaronder de pH sterk daalt of waaronder sterke pH-schommelingen kunnen optreden, komt overeen met de gerapporteerde literatuurgegevens.

De alkaliteit, die tijdens de zuivering in de aëratietank optreedt, is afhankelijk van de samenstelling van het afvalwater, de alkaliteit van het bijbehorende drinkwater en de processen, die tijdens de zuivering optreden.

Indien in een huishoudelijke afvalwaterzuivering alleen ammonificatie, nitrificatie en volledige denitrificatie plaatsvinden, zal de alkaliteit van het afvalwater bij DWA niet kleiner worden dan de alkaliteit van het drinkwater. De alkaliteit, die tijdens de zuivering optreedt, is dan gelijk aan de alkaliteit van het drinkwater. De aciditeit zal bij een zuurstofbenutting van 10 % of lager niet kleiner worden dan -1 mmol/l. Aangezien er bij drinkwaterontharding niet verder onthard wordt dan tot een alkaliteit van 2 mmol/l zijn er in dit geval geen problemen te verwachten van sterke pH-dalingen of pH-schommelingen.

Bij een drinkwateralkaliteit van 2 mmol/l kunnen wel problemen optreden in de volgende situaties:

- de zuurstofbenutting ligt boven 10 % of er wordt belucht met zuivere zuurstof.
Hierbij zal de lucht-waterverhouding te klein zijn om het geproduceerde CO_2 in voldoende mate te verwijderen (figuur 13);
- er treedt geen of onvolledige denitrificatie op.
In dit geval zal de alkaliteit van het afvalwater geringer worden dan die van het drinkwater. De optredende alkaliteit kan dan grofweg benaderd worden door de som van de alkaliteit van het drinkwater en het N-gehalte van het slib (mmol/l afvalwater) minus het N-gehalte van het afvalwater (mmol/l afvalwater). Een alkaliteit van het drinkwater van 2 mmol/l is dan te klein om een sterke pH-daling (figuur 12) of pH-schommelingen te voorkomen, aangezien de alkaliteit van het afvalwater door het ontbreken van denitrificatie kleiner zal worden dan 2 mmol/l;
- naast ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie vindt tevens fosfaatverwijdering plaats door dosering van metaalzouten.
Ook dan zal de alkaliteit kleiner worden dan de alkaliteit van het drinkwater en zal de pH sterk dalen (figuur 12) of variëren, uitgaande van een drinkwateralkaliteit van 2 mmol/l;
- er is sprake van RWA.
Bij RWA zal de alkaliteit, die tijdens de zuivering optreedt, door verdunning van het afvalwater geringer zijn dan bij DWA. Deze afname van de alkaliteit hangt af van de alkaliteit van het regenwater en de RWA/DWA-verhouding. De CO_2 -concentratie (en de aciditeit) zal echter bij RWA bij eenzelfde zuurstofbenutting een vergelijkbare waarde hebben als bij DWA. Daarom zal ook bij RWA een alkaliteit van het drinkwater van 2 mmol/l niet voldoende zijn om een pH-daling of pH-schommelingen te voorkomen.

Ontharding van drinkwater tot een alkaliteit van 2 mmol/l kan in deze gevallen dus gevolgen hebben voor de N-verwijdering uit afvalwater. In bovengenoemde gevallen kan de pH tijdens de zuivering van het afvalwater zodanig dalen dat de nitrificatie geremd wordt. Om dergelijke problemen te voorkomen zijn verschillende maatregelen mogelijk:

- de lucht-waterverhouding wordt vergroot, zodat het geproduceerde CO_2 verder uitgeblazen wordt. Hierdoor kan de pH ondanks een geringere alkaliteit hoog blijven. Bij deze maatregel zal er echter sprake blijven van een geringe alkaliteit, zodat de kans op pH-schommelingen bij geringe verstoringen in de zuivering groot is;
- er worden alkalische chemicaliën (NaOH , Ca(OH)_2 , CaCO_3 of Na_2CO_3) toegevoegd.

De consequenties van ontharding voor de N-verwijdering uit afvalwater kunnen aanleiding geven tot een heroverweging van het besluit om over te gaan tot ontharding van drinkwater. Een dergelijk besluit dient echter te worden genomen na een bredere afweging, waarbij meerdere voor- en nadelen van ontharding kunnen worden betrokken.

Met het model pH-SIM kan onder specifieke omstandigheden berekend worden welke pH-verandering tijdens de zuivering van afvalwater optreedt. Hierdoor is het mogelijk om in iedere situatie na te gaan of er maatregelen noodzakelijk zijn om een sterke pH-daling te voorkomen.

De ijzerfosfaatprecipitatie is minder gevoelig voor de pH dan nitrificatie. Pas indien door ontharding de alkaliteit tijdens de zuivering zo laag wordt dat de pH kleiner wordt dan 5 is er een daling van het defosfateringsrendement te verwachten. In de praktijk zullen al in een eerder stadium alkalische chemicaliën toegevoegd moeten worden om de nitrificatie op peil te houden.

Door ontharding van het drinkwater tot een calciumgehalte van 1.5 mmol/l zal ook het calciumgehalte van het afvalwater verlaagd worden tot dit gehalte. In het geval van calciumfosfaatkristallisatie kan dit leiden tot een extra kalkdosering. Daartegenover staat dat een verlaging van de alkaliteit van het afvalwater door ontharding van drinkwater een besparing geeft op het verbruik van zuur. Dit zuur is bij toepassing van calciumfosfaatkristallisatie in de korrelreactor nodig om het bicarbonaat uit het water te verwijderen.

Bij wijze van voorbeeld worden in dit hoofdstuk voor een zeer laagbelaste rwzi de kosten doorgerekend voor diverse scenario's indien ontharding van drinkwater geïmplementeerd gaat worden. Er wordt uitgegaan van de volgende veronderstellingen:

- de hardheid en alkaliteit van het drinkwater hebben na ontharding de door de VEWIN aanbevolen waarden. De hardheid bedraagt dan 1.5 mmol/l en de alkaliteit 2 mmol/l;
- in het zuiveringsproces vinden volledige ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie plaats;
- er is sprake van DWA;
- in de zuivering wordt gedefosfateerd door middel van FePO_4 -precipitatie bij een dosering van FeCl_3 . De Me/P-doseerverhouding bedraagt 2 mol/mol;
- indien de alkaliteit tijdens de zuivering kleiner dan 2 mmol/l wordt, wordt het tekort aan alkaliteit aangevuld door dosering van Ca(OH)_2 ; Er wordt vanuit gegaan dat een alkaliteit van 2 mmol/l voldoende is om de pH in het proces op peil te houden.
- indien geen ontharding wordt toegepast, blijft de alkaliteit in de zuivering groter dan 2 mmol/l;
- het debiet van de zuivering bedraagt 0.20 m³/(i.e.d.).

In tabel 9 staan voor drie P-gehaltenes en voor zuiveringen van drie verschillende groottes de chemicaliënkosten voor de dosering van gebluste kalk en de investeringen voor de bijbehorende doseerinrichting vermeld. Deze kosten komen in beeld als ontharding van drinkwater zodanige consequenties heeft dat chemicaliëndosering op rwzi's noodzakelijk is (zie hoofdstuk 5).

Tabel 9. Financiële consequenties van ontharding van drinkwater voor de zuivering van afvalwater (prijzen inclusief BTW)

grootte zuivering (i.e.)(*)	P-gehalte (mg/l)	chemicalie- kosten (fl/jaar)	investe- ringen(**) (fl)	totale jaar- lasten(***) (fl/i.e.)
50.000	5	30.000,-	520.000,-	2.0
50.000	10	60.000,-	520.000,-	2.6
50.000	15	90.000,-	570.000,-	3.3
100.000	5	60.000,-	520.000,-	1.3
100.000	10	120.000,-	570.000,-	1.9
100.000	15	180.000,-	590.000,-	2.6
200.000	5	120.000,-	570.000,-	1.0
200.000	10	240.000,-	640.000,-	1.6
200.000	15	360.000,-	700.000,-	2.3

(*) een i.e. komt overeen met 54 g BZV

(**) inclusief advieskosten, bouwrente en onvoorzien

(***) berekend met een afschrijvingstermijn van 15 jaar en een rente van 10 %

In de hierboven omschreven situatie heeft ontharding van het drinkwater een toename van de jaarlijkse lasten tot gevolg bij toepassing van chemische defosfatering. Ervan uitgaande dat de jaarlijkse lasten van

chemische defosfatering (zonder neutralisatie) in de orde van fl 5,- tot fl 15,- per i.e. bedragen, afhankelijk van de grootte van de rwzi en het P-gehalte van het influent, bedragen de extra kosten 15 à 30 % van de jaarlijkse lasten van chemische defosfatering.

Bij de berekening van de extra zuiveringskosten door de ontharding is ervan uitgegaan dat gebluste kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) voor de aanvulling van de alkaliteit wordt ingezet, omdat gebluste kalk veelal het goedkoopst zal zijn. De kosten van diverse geschikte alkalische chemicaliën per kmol alkaliteitstoename zijn (inclusief BTW):

fl/kmol alkaliteitstoename

NaOH	28,-
Na_2CO_3	30,-
$\text{Ca}(\text{OH})_2$	9,50
CaO	8,30

Hieruit blijkt dat CaO het goedkoopste chemicalie is. Kalk moet echter als een kalkmelksuspensie gedoseerd worden. Dit betekent dat CaO in een blusinstallatie geblust dient te worden. De aanschaf van een eigen blusinstallatie kan interessant zijn voor een grote zuivering (vanaf 100.000 i.e.).

Bij biologische defosfatering in combinatie met de korrelreactor zal ontharding van drinkwater enerzijds leiden tot een besparing op de zuurkosten voor het strippen van CO_2 en anderzijds leiden tot een kostenverhoging, doordat meer kalk toegevoegd moet worden. Bij ontharding met natronloog zullen besparing en kostenverhoging ongeveer met elkaar in evenwicht zijn. Bij ontharding met kalk kan nog een marginale besparing optreden.

Bij de zuivering van afvalwater is de pH een belangrijke parameter. Met name de nitrificatie is gevoelig voor pH-dalingen; bij een pH lager dan 6.5 wordt de nitrificatie geremd. De pH kan berekend worden uit de alkaliteit en de aciditeit.

Bij ontharding van drinkwater worden de hardheid en de alkaliteit van het drinkwater verlaagd. Dit geeft tevens een verlaging van de hardheid en alkaliteit van huishoudelijk afvalwater. De minimale waarden van de hardheid en alkaliteit van het drinkwater zijn volgens het waterleidingbesluit 1.5 respectievelijk 1 mmol/l. Voor de alkaliteit wordt echter een minimale waarde van 2 mmol/l aanbevolen om pH-schommelingen in het leidingnet te voorkomen.

Een verlaging van de hardheid heeft geen consequenties voor de nitrificatie en denitrificatie van het afvalwater. Een verlaging van de alkaliteit van het drinkwater tot 2 mmol/l heeft alleen gevolgen, indien daardoor de alkaliteit van het afvalwater bij de zuivering te laag wordt om de pH boven 6.5 te houden.

De alkaliteit van huishoudelijk afvalwater wordt bij DWA niet lager dan die van het drinkwater, als in de zuivering volledige ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie en geen andere alkaliteitsbeïnvloedende processen plaatsvinden. Onder deze omstandigheden zal ontharding van drinkwater tot een alkaliteit van 2 mmol/l dus tevens een alkaliteit van het afvalwater van circa 2 mmol/l tot gevolg hebben.

Bij een zuurstofbenutting van 10 % of lager is deze alkaliteit van 2 mmol/l voldoende om de pH boven 6.5 te houden. Problemen met een te lage alkaliteit van het afvalwater door ontharding van drinkwater kunnen optreden onder de volgende omstandigheden:

- bij te geringe lucht-waterverhoudingen, waardoor het geproduceerde CO_2 niet voldoende uitgedreven wordt. Dit is het geval als de zuurstofbenutting groter is dan 10 % of als er belucht wordt met zuivere zuurstof;
- bij defosfatering door middel van FePO_4 -precipitatie. Uitgaande van een drinkwateralkaliteit van 2 mmol/l zal bij invoering van defosfatering de optredende afvalwateralkaliteit lager worden dan 2 mmol/l. Aangezien de CO_2 -concentratie (en de aciditeit) voornamelijk bepaald wordt door de zuurstofbenutting zal bij gelijkblijvende zuurstofbenutting een pH-daling optreden;
- bij RWA. Ook bij RWA zal een pH-daling optreden, omdat de alkaliteit door verdunning met regenwater lager wordt dan 2 mmol/l, terwijl de aciditeit bij dezelfde zuurstofbenutting vrijwel gelijk blijft;
- bij onvolledige denitrificatie. Ook in dit geval zal een pH-daling optreden.

In deze gevallen kan het noodzakelijk zijn alkalische chemicaliën toe te voegen om de pH rond 7 te handhaven. Toepassing van gebluste kalk is daarbij doelmatig en in de meeste gevallen financieel het meest aantrekkelijk.

Bij bekende influent-, effluent en spuislibsamenstelling kunnen met het model pH-SIM de alkaliteit en de pH, die tijdens de zuivering optreden, berekend worden. Het is daardoor mogelijk de invloed van een bepaalde ingreep op de pH en de alkaliteit en daardoor op de stabiliteit van het zuiveringsproces, te voorspellen.

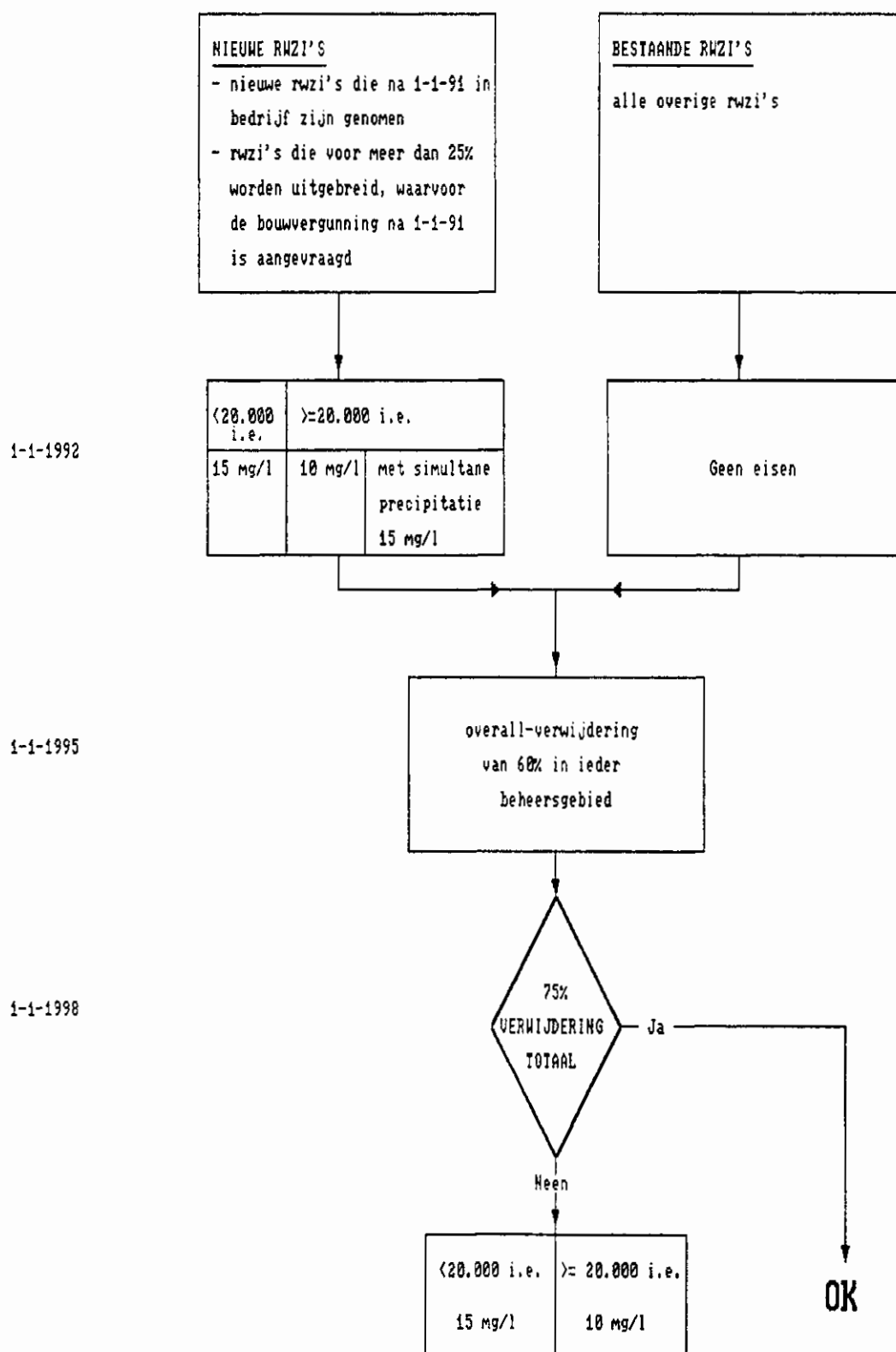
IJzerfosfaatprecipitatie is minder gevoelig voor de pH dan nitrificatie. Pas indien door ontharding de alkaliteit tijdens de zuivering zo laag wordt dat de pH kleiner wordt dan 5 is er een daling van het defosfateringsrendement te verwachten. In de praktijk zullen al in een eerder stadium alkalische chemicaliën toegevoegd moeten worden om de nitrificatie op peil te houden.

Bij defosfatering door calciumfosfaatkristallisatie geeft ontharding enerzijds een besparing op het zuurverbruik, terwijl anderzijds de verlaging van de hardheid een verhoging van het kalkverbruik kan geven.

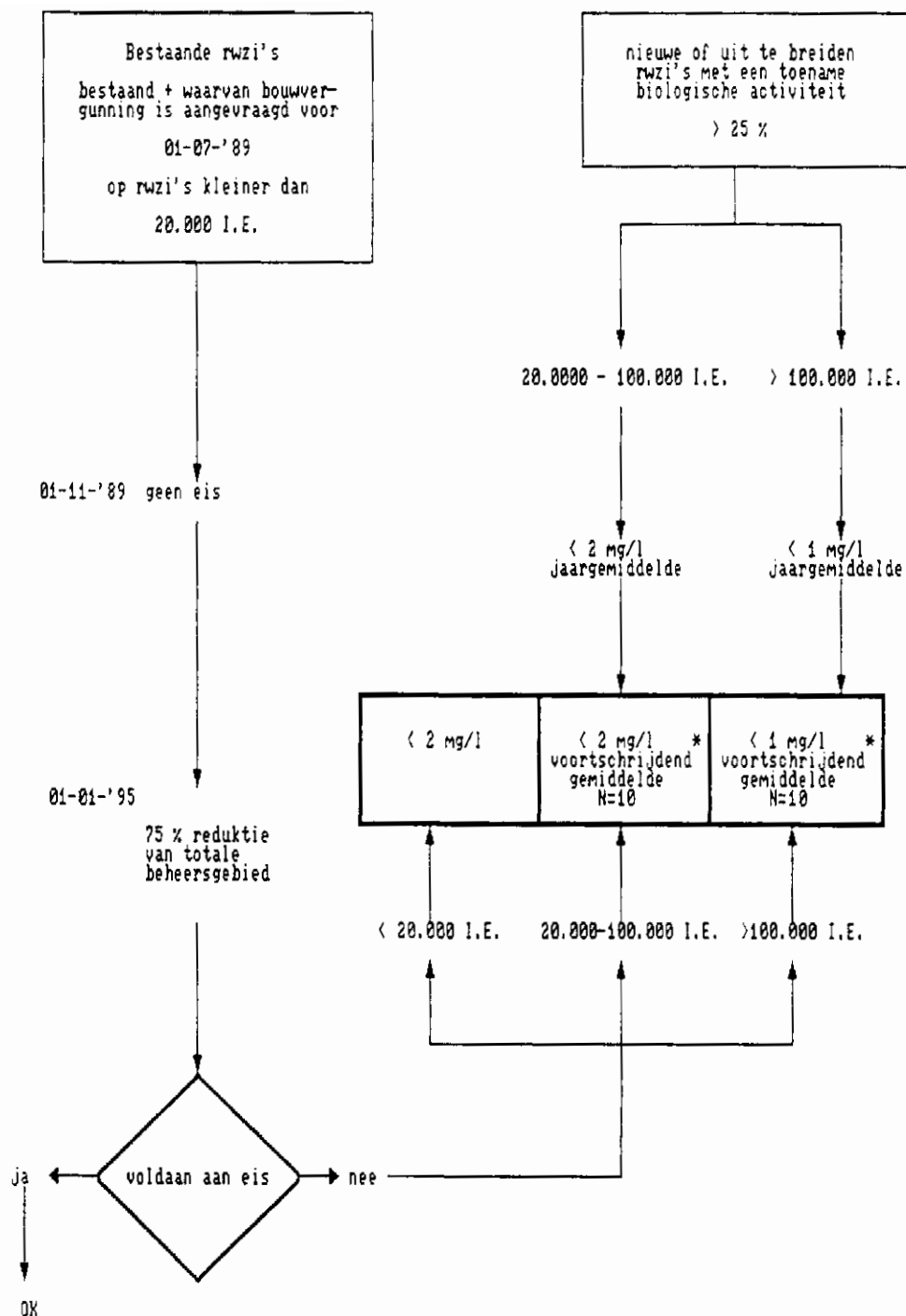
1. Nielsen, M. en E. Bundgaard, 1978.
Alkalinity - A neglected parameter in advanced wastewater treatment systems. Prog. Wat. Techn., vol. 10, nos. 5/6, pp. 507-517.
2. Eisenberg, D.M., A.H. Molof en J.F. Ferguson, 1978.
Alkalinity - A neglected parameter in Advanced Wastewater Treatment System by M. Neilson and E. Bundgaard, pp. 507-517. Discussion by D.M. Eisenberg et al.
Prog. Wat. Tech., vol. 10, nos. 5/6, pp. 1049-1055.
3. Searce, S.N., R.W. Benninger, A.S. Weber en J.H. Sherrard, 1980.
Prediction of alkalinity changes in the activated sludge process. Journal WPCF, vol. 52, nr. 2, pp. 399-405.
4. Haandel, A.C. van en P.F.C. Catunda, 1987.
Alkalinity and pH-changes in the activated sludge process. Wat. Sci. Tech., vol. 19, pp. 1263-1264.
5. Teichgräber, B., 1991.
Nitrification of sewage with low buffering capacity.
To be published.
6. Downing, A. en A. Hopwood, 1964.
Some observations on the Kinetics of Nitrifying activated-sludge plants.
Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie., 26, pp. 271-288.
7. M.E. Salvador en J. O'Brien, 1976.
"Importance of Bicarbonate Alkalinity in Extended Aeration Plants", New England Water Pollution Control Association Journal 10 (2).
8. VEWIN, 1989
Statistiek Wateronderzoek, 1986.
Uitkomsten van fysisch en chemisch wateronderzoek, verricht door de waterleidinglaboratoria over het jaar 1986.
9. VEWIN, 1991
Jaarboek voor de waterleiding in Nederland 1991.
10. KIWA, 1988
Optimale samenstelling van drinkwater.
Mededeling nummer 100.
11. Grünebaum, T. 1991
Pufferverhalten des Abwassers gegen pH-wert-Schwankungen. Grundlegende Zusammenhänge für die weitergehende Abwasserreinigung. Korrespondenz Abwasser, nr. 2. 38 Jahrgang.
12. Teichgräber, B. 1991
Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität. Korrespondenz Abwasser, nr. 2. 38 Jahrgang.

13. Tweede Kamer der Staten-Generaal, 1990
Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening.
Naar een glasheldere toekomst.
14. Concept VEWIN-aanbevelingen, 1990.
15. RIVM, KNMI, 1987
Chemische samenstelling van de neerslag over Nederland, jaarrap-
port 1987
16. Piekema, P., 1988
Dimensioneringsgrondslagen van nitrificatie en denitrificatie in
het actief slibproces. Literatuuronderzoek.
TU Delft, DHV Raadgevend Ingenieursbureau BV
17. Schröder, H. Fr., 1987
Denitrifizierungsgeschwindigkeiten in 1- und 2- stufigen Bele-
bungsanlagen in Abhängigkeit von physikalischen und physikochemi-
schen Parametern.
Gewässerschutz Abwasser 98, symposium Aachen 1987, p. 363.
18. Klapwijk, 1977
Nieuwe gezichtspunten voor de eliminatie van organische stoffen,
stikstof en fosfaten uit afvalwater.
H₂O 10, p. 207.
19. Kruithof, J.C., J.C. Schippers en J.C. van Dijk, 1991.
De drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater in de jaren negentig.
H₂O (24), nr 17; pp 468 - 476.
20. KIWA N.V., z.j.. Centrale ontharding. Rijswijk. Rapport van de
commissie centrale ontharding.
21. DHV, 1983.
Het kalk-koolzuurevenwicht opnieuw bezien. DHV Raadgevend Inge-
nieursbureau BV.
22. Sluis, J.W., D. ten Hove en B. de Boer, 1989. Eindrapportage
NWRW; Eindrapportage en evaluatie van het onderzoek 1982 - 1989.
NWRW - Nationale Werkgroep Riolering en Waterkwaliteit.

AMvB's betreffende stikstof- en fosfaatverwijdering



Concept-AMvB betreffende stikstofverwijdering



Concept AMvB betreffende fosfaatverwijdering

Bijlage 2

Omrekeningstabel hardheid

De hardheid in Duitse hardheidsgraden als functie van het Ca- en Mg-gehalte in mmol/l

		Mg (mmol/l)															
		0,0	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,0	2,2	2,4	2,6	2,8	3,0
Ca (mmol/l)	0,0	0,0	1,1	2,2	3,4	4,5	5,6	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8
	0,2	1,1	2,2	3,4	4,5	5,6	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9
	0,4	2,2	3,4	4,5	5,6	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0
	0,6	3,4	4,5	5,6	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2
	0,8	4,5	5,6	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3
	1,0	5,6	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4
	1,2	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5
	1,4	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6
	1,6	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8
	1,8	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9
	2,0	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0
	2,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1
	2,4	13,4	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2
	2,6	14,6	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4
	2,8	15,7	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5
	3,0	16,8	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6
	3,2	17,9	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7
	3,4	19,0	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8
	3,6	20,2	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0
	3,8	21,3	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1
	4,0	22,4	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2
	4,2	23,5	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3
	4,4	24,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4
	4,6	25,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6
	4,8	26,9	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6	43,7
	5,0	28,0	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6	43,7	44,8
	5,2	29,1	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6	43,7	44,8	45,9
	5,4	30,2	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6	43,7	44,8	45,9	47,0
	5,6	31,4	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6	43,7	44,8	45,9	47,0	48,2
	5,8	32,5	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6	43,7	44,8	45,9	47,0	48,2	49,3
	6,0	33,6	34,7	35,8	37,0	38,1	39,2	40,3	41,4	42,6	43,7	44,8	45,9	47,0	48,2	49,3	50,4

De hardheid in Duitse hardheidsgraden als functie van het Ca- en Mg-gehalte in mg/l

		Mg (mg/l)															
		0,0	5,0	10,0	15,0	20,0	25,0	30,0	35,0	40,0	45,0	50,0	55,0	60,0	65,0	70,0	75,0
Ca (mg/l)	0,0	0,0	1,1	2,2	3,4	4,5	5,6	6,7	7,8	9,0	10,1	11,2	12,3	13,4	14,6	15,7	16,8
	10,0	1,4	2,6	3,7	4,9	6,0	7,2	8,3	9,5	10,6	11,8	12,9	14,1	15,2	16,4	17,5	18,7
	20,0	2,8	4,0	5,1	6,3	7,4	8,6	9,7	10,9	12,0	13,2	14,3	15,5	16,6	17,8	18,9	20,1
	30,0	4,2	5,4	6,5	7,7	8,8	10,0	11,1	12,3	13,4	14,6	15,7	16,9	18,0	19,2	20,3	21,5
	40,0	5,6	6,8	7,9	9,1	10,2	11,4	12,5	13,7	14,8	16,0	17,1	18,3	19,4	20,6	21,7	22,9
	50,0	7,0	8,2	9,3	10,5	11,6	12,8	13,9	15,1	16,2	17,4	18,5	19,7	20,8	22,0	23,1	24,3
	60,0	8,4	9,6	10,7	11,9	13,0	14,2	15,3	16,5	17,6	18,8	19,9	21,1	22,2	23,4	24,5	25,7
	70,0	9,8	11,0	12,1	13,3	14,4	15,6	16,7	17,9	19,0	20,2	21,3	22,5	23,6	24,8	25,9	27,1
	80,0	11,2	12,4	13,5	14,7	15,8	17,0	18,1	19,3	20,4	21,6	22,7	23,9	25,0	26,2	27,3	28,5
	90,0	12,6	13,8	14,9	16,1	17,2	18,4	19,5	20,7	21,8	23,0	24,1	25,3	26,4	27,6	28,7	29,9
	100,0	14,0	15,2	16,3	17,5	18,6	19,8	20,9	22,1	23,2	24,4	25,5	26,7	27,8	29,0	30,1	31,3
	110,0	15,4	16,6	17,7	18,9	20,0	21,2	22,3	23,5	24,6	25,8	26,9	28,1	29,2	30,4	31,5	32,7
	120,0	16,8	18,0	19,1	20,3	21,4	22,6	23,7	24,9	26,0	27,2	28,3	29,5	30,6	31,8	32,9	34,1
	130,0	18,2	19,4	20,5	21,7	22,8	24,0	25,1	26,3	27,4	28,6	29,7	30,9	32,0	33,2	34,3	35,5
	140,0	19,6	20,8	21,9	23,1	24,2	25,4	26,5	27,7	28,8	30,0	31,1	32,3	33,4	34,6	35,7	36,9
	150,0	21,0	22,2	23,3	24,5	25,6	26,8	27,9	29,1	30,2	31,4	32,5	33,7	34,8	36,0	37,1	38,3
	160,0	22,4	23,6	24,7	25,9	27,0	28,2	29,3	30,5	31,6	32,8	33,9	35,1	36,2	37,4	38,5	39,7
	170,0	23,8	25,0	26,1	27,3	28,4	29,6	30,7	31,9	33,0	34,2	35,3	36,5	37,6	38,8	39,9	41,1
	180,0	25,2	26,4	27,5	28,7	29,8	31,0	32,1	33,3	34,4	35,6	36,7	37,9	39,0	40,2	41,3	42,5
	190,0	26,6	27,8	28,9	30,1	31,2	32,4	33,5	34,7	35,8	37,0	38,1	39,3	40,4	41,6	42,7	43,9
	200,0	28,0	29,2	30,3	31,5	32,6	33,8	34,9	36,1	37,2	38,4	39,5	40,7	41,8	43,0	44,1	45,3
	210,0	29,4	30,6	31,7	32,9	34,0	35,2	36,3	37,5	38,6	39,8	40,9	42,1	43,2	44,4	45,5	46,7
	220,0	30,8	32,0	33,1	34,3	35,4	36,6	37,7	38,9	40,0	41,2	42,3	43,5	44,6	45,8	46,9	48,1
	230,0	32,2	33,4	34,5	35,7	36,8	38,0	39,1	40,3	41,4	42,6	43,7	44,9	46,0	47,2	48,3	49,5
	240,0	33,6	34,8	35,9	37,1	38,2	39,4	40,5	41,7	42,8	44,0	45,1	46,3	47,4	48,6	49,7	50,9
	250,0	35,0	36,2	37,3	38,5	39,6	40,8	41,9	43,1	44,2	45,4	46,5	47,7	48,8	50,0	51,1	52,3
	260,0	36,4	37,6	38,7	39,9	41,0	42,2	43,3	44,5	45,6	46,8	47,9	49,1	50,2	51,4	52,5	53,7
	270,0	37,8	39,0	40,1	41,3	42,4	43,6	44,7	45,9	47,0	48,2	49,3	50,5	51,6	52,8	53,9	55,1
	280,0	39,2	40,4	41,5	42,7	43,8	45,0	46,1	47,3	48,4	49,6	50,7	51,9	53,0	54,2	55,3	56,5
	290,0	40,6	41,8	42,9	44,1	45,2	46,4	47,5	48,7	49,8	51,0	52,1	53,3	54,4	55,6	56,7	57,9
	300,0	42,0	43,2	44,3	45,5	46,6	47,8	48,9	50,1	51,2	52,4	53,5	54,7	55,8	57,0	58,1	59,3

Meetresultaten

RWZI WERVERSHOOF monster		influent	effluent	circuit		surplus	ingedikt
labnr.		5501	5502	5503		slib	slib
datum		910521	910521	910521		910521	910521
pH	(-)	7,90	8,20	7,20			
temp.	gr. C	15,00	15,00	15,00			
BZV	mg/l	330,00	6,00		g/kg ds	284,00	309,00
CZV	mg/l	895,00	60,00		g/kg ds	942,00	1080,00
Kj-N	mg/l	85,00	5,30		g/kg ds	53,00	63,00
NH4-N	mg/l	77,00	2,60				
NO3-N	mg/l	0,13	3,60				
o-P	mg/l	5,30	2,60				
tot.-P	mg/l	11,00	3,10				
m-getal (HCO3)	mg/l	649,00	381,00				
p-getal (CO3)	mg/l	< 0.1	< 0.1	< 0.1			
Ca	mg/l	72,00	67,00				
Mg	mg/l	13,00	14,00				
bezinksel				geen			
SVI (verdund)	ml/g			180,00			
droogrest	mg/l			3910,00			
indamprest	%					0,56	2,40
gloeirest	%			24,00			
debiet	m3/d	400,00					
monster		influent	effluent	circuit		surplus	ingedikt
datum		5628	5629	5630		slib	slib
datum		910522	910522	910522		910522	910522
pH	(-)	7,90	8,20	7,20			
temp.	gr. C	15,50	15,50	15,50			
BZV	mg/l	305,00	5,00		g/kg ds		
CZV	mg/l	693,00	63,00		g/kg ds	1150,00	999,00
Kj-N	mg/l	78,00	7,30		g/kg ds	61,00	63,00
NH4-N	mg/l	70,00	4,50				
NO3-N	mg/l	< 0.01	3,70				
o-P	mg/l	5,60	3,30				
tot.-P	mg/l	9,90	3,50				
m-getal (HCO3)	mg/l	682,00	369,00				
p-getal (CO3)	mg/l	< 0.1	< 0.1	< 0.1			
Ca	mg/l	67,00	70,00				
Mg	mg/l	14,00	14,00				
bezinksel				geen			
SVI (verdund)	ml/g			160,00			
droogrest	mg/l			3790,00			
indamprest	%					0,48	2,40
gloeirest	%			26,00		41,00	27,00
debiet	m3/d	400,00					

monster		influent	effluent	circuit		surplus slib	ingedikt slib
datum		5702 910523	5703 910523	5704 910523		5705 910523	5706 910523
pH	(-)	7,80	8,20	7,10			
temp.	gr. C						
BZV	mg/l	370,00	22,00		g/kg ds	360,00	362,00
CZV	mg/l	799,00	64,00		g/kg ds	1480,00	1010,00
Kj-N	mg/l	75,00	7,60		g/kg ds	55,00	66,00
NH4-N	mg/l	69,00	1,20				
NO3-N	mg/l	< 0.01	2,30				
o-P	mg/l	6,80	4,00				
tot.-P	mg/l	10,00	4,30				
m-getal (HCO3)	mg/l	679,00	382,00				
p-getal (CO3)	mg/l	< 0.1	< 0.1	< 0.1			
Ca	mg/l	70,00	70,00				
Mg	mg/l	14,00	14,00				
bezinksel				geen			
SVI (verdund)	ml/g			125,00			
droogrest	mg/l			3840,00			
indamprest	%					0,45	2,30
gloeirest	%			25,00		42,00	27,00
debiet	m3/d	400,00					

Waterschap Zuiveringschap Limburg
 Overzicht analyseresultaten
 Monsterpunt omschrijving :Kaffeberg effluent

Pagina : 1
 Datum : 22-11-1991

Monster	ZKFFFFL1	ZKFFFFL1	ZKFFFFL1	ZKFFFFL1	ZKFFFFL1	
Datum	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	
Tijd	13.00	13.00	14.00	14.00	14.00	

Methode						Eenheid
Etm vol.pr	1	1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Etm.tijdpr	n.v.t.	n.v.t.	1	1	1	
Temp.water	12	13	13	12	13	gr.c
Afvoer	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	8440	m3
Afvoer rwz	15724	12230	18303	16644	n.v.t.	m3
Datum beg.	01-05-1991	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	ddmmjj
Datum eind	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	ddmmjj
pH lab	7.45	7.50	7.45	7.50	7.50	pH-eeenh
K20 lab	439	625	560	465	575	uS/cm
Bez.stof	.2	<0.1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	ml/l.h
Aff.stof	6	4	4	6	3	mg/l
CZV 1	35	37	40	39	34	mg O2/l
BZV20/5atu	4	3	4	4	2	mg O2/l
Kj-N	3.1	3.2	3.4	3.0	1.9	mg N/l
t PO4-P	2.1	2.6	2.6	2.3	2.3	mg P/l
NH4-N	2.0	2.1	1.8	1.2	.7	mg N/l
NO2-N	.19	.11	.12	.12	.12	mg N/l
NO2+NO3-N	3.4	1.9	1.5	2.1	3.2	mg N/l
o PO4-P	1.8	2.1	2.1	1.9	2.0	mg P/l
Cl	37	53	54	44	46	mg Cl/l
SO4	66	114	130	110	97	mg SO4/l
Tot.hardh.	4	5	5	5	5	oDH
P-getal	-0.21	-0.18	-0.14	-0.12	-0.14	mol/m3
M-getal	1.00	1.24	1.37	1.23	1.27	mol/m3
Ca opg.	22	42	26	25	26	mg/l
eta	.3807	.3761	n.v.t.	.4499	.3590	verh.
macro-ell.	.0024	.0039	n.v.t.	.0036	.0034	mol/l

Monster	ZKFFFFL1	ZKFFFFL1	
Datum	07-05-1991	08-05-1991	
Tijd	13.00	14.00	

Methode			
Etm vol.pr	1	n.v.t.	
Temp.water	13	13	gr.c
Afvoer rwz	11062	10833	m3
Datum beg.	06-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Datum eind	07-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
pH lab	7.65	7.65	pH-eeenh
K20 lab	567	645	uS/cm
Bez.stof	n.v.t.	<.1	ml/l.h
Aff.stof	6	3	mg/l
CZV 1	44	49	mg O2/l
BZV20/5atu	4	3	mg O2/l
Kj-N	3.9	4.9	mg N/l
t PO4-P	3.8	4.2	mg P/l
NH4-N	2.0	3.8	mg N/l
NO2-N	.12	.11	mg N/l
NO2+NO3-N	1.7	.8	mg N/l
o PO4-P	1.8	2.6	mg P/l
Cl	56	64	mg Cl/l
SO4	122	158	mg SO4/l
Tot.hardh.	6	6	oDH
P-getal	-0.13	-0.18	mol/m3
M-getal	1.90	2.02	mol/m3
Ca opg.	28	32	mg/l
eta	.4337	.4621	verh.
macro-ell.	.0041	.0050	mol/l

Waterschap Zuiveringschap Limburg
Overzicht analyseresultaten
Monsterpunt omschrijving :Kaffeberg influent

Pagina : 1
Datum : 22-11-1991

Monster	ZKFFNFL1	ZKFFNFL1	ZKFFNFL1	ZKFFNFL1	ZKFFNFL1	
Datum	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	
Tijd	13.00	13.00	14.00	14.00	14.00	

Methode						Eenheid
Etm vol.pr	1	1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Etm.tijdpr	n.v.t.	n.v.t.	1	1	1	
Afvoer rwz	16444	12950	19023	17364	9160	m3
Datum beg.	01-05-1991	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	ddmmjj
Datum eind	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	ddmmjj
pH lab	7.25	7.35	7.45	7.45	7.50	pH-eeenh
K20 lab	868	884	820	626	871	uS/cm
Aff.stof	170	182	266	226	216	mg/l
CZV 1	505	515	535	450	615	mg O2/l
BZV20/5	125	145	160	115	165	mg O2/l
Kj-N	50	51	46	42	56	mg N/l
t PO4-P	7.0	6.5	6.3	5.2	8.9	mg P/l
NH4-N	34	37	31	31	31	mg N/l
NO2-N	.04	.05	.05	.04	.06	mg N/l
NO2+NO3-N	<.1	<.1	<.1	<.1	<.1	mg N/l
o PO4-P	2.8	2.8	3.0	2.9	3.8	mg P/l
Cl	73	72	55	46	67	mg Cl/l
SO4	176	174	160	82	119	mg SO4/l
Tot.hardh.	8	6	8	6	7	oDH
P-getal	-0.64	-0.70	-0.44	-0.36	-0.50	mol/m3
M-getal	3.64	3.84	3.58	3.64	5.14	mol/m3
Ca opg.	34	32	34	35	39	mg/l
eta	.5219	.5221	.4747	.4868	.4397	verh.
macro-ell.	.0039	.0037	.0033	.0014	.0028	mol/l

Monster	ZKFFNFL1	ZKFFNFL1	
Datum	07-05-1991	08-05-1991	
Tijd	13.00	14.00	

Methode			
Etm vol.pr	1	n.v.t.	
Afvoer rwz	11362	11553	m3
Datum beg.	06-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Datum eind	07-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
pH lab	7.45	7.40	pH-eeenh
K20 lab	1000	997	uS/cm
Bez.stof	n.v.t.	7.5	ml/l.h
Aff.stof	192	204	mg/l
CZV 1	595	570	mg O2/l
BZV20/5atu	n.v.t.	150	mg O2/l
BZV20/5	410	n.v.t.	mg O2/l
Kj-N	53	59	mg N/l
t PO4-P	8.5	8.9	mg P/l
NH4-N	37	39	mg N/l
NO2-N	.05	.04	mg N/l
NO2+NO3-N	<.1	<.1	mg N/l
o PO4-P	3.1	3.9	mg P/l
Cl	75	79	mg Cl/l
SO4	188	188	mg SO4/l
Tot.hardh.	6	6	oDH
P-getal	-0.48	-0.70	mol/m3
M-getal	4.68	4.40	mol/m3
Ca opg.	34	35	mg/l
eta	.4804	.5009	verh.
macro-ell.	.0041	.0041	mol/l

Waterschap Zuiveringschap Limburg
 Overzicht analyseresultaten
 Monsterpunt omschrijving :Kaffeberg retourslib

Pagina : 1
 Datum : 22-11-1991

Monster	ZKFFRTR1	ZKFFRTR1	ZKFFRTR1	ZKFFRTR1	ZKFFRTR1	
Datum	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	
Tijd	13.00	13.00	14.00	14.00	14.00	

Methode						Eenheid
Etm vol.pr	1	1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Etm.tijdpr	n.v.t.	n.v.t.	1	1	1	
Afvoer	n.v.t.	n.v.t.	720	720	720	m3
Afvoer rwz	720	720	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	m3
Datum beg.	01-05-1991	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	ddmmjj
Datum eind	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	04-05-1991	ddmmjj
Indamprest	.44	.46	.66	.39	.48	%
Gloeirest	34.6	35.4	32.6	34.9	35.1	% van ds.
Gloeiverl.	65.3	64.5	67.4	65.2	64.8	% ds
CZV 5 slib	1145	1145	1015	1310	1154	g/kg ds
Kj-N slib	64.6	61.3	57.3	74.3	65.1	g/kg ds
Tot.P.slib	13	13.9	10.3	14.9	9.80	g/kg ds

Monster	ZKFFRTR1	ZKFFRTR1	
Datum	07-05-1991	08-05-1991	
Tijd	13.00	14.00	

Methode			
Etm vol.pr	1	n.v.t.	
Afvoer	n.v.t.	720	m3
Afvoer rwz	300	n.v.t.	m3
Datum beg.	06-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Datum eind	07-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Indamprest	.45	.48	%
Gloeirest	36.2	35.8	% van ds.
Gloeiverl.	63.8	64.2	% ds
CZV 5 slib	1061	1109	g/kg ds
Kj-N slib	60.2	55.0	g/kg ds
Tot.P.slib	12.0	12.2	g/kg ds

Waterschap Zuiveringschap Limburg
 Overzicht analyseresultaten
 Monsterpunt omschrijving :Rimburg influent

Pagina : 1
 Datum : 22-11-1991

Monster	ZRMBNFL1	ZRMBNFL1	ZRMBNFL1	ZRMBNFL1	ZRMBNFL1	
Datum	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	
Tijd	14.00	14.00	14.00	14.00	4.00	
						Eenheid
Etm vol.pr	1	1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Etm.tijdpr	n.v.t.	n.v.t.	1	1	1	
Afvoer rwz	6890	8206	10221	15198	6747	m3
Datum beg.	01-05-1991	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	ddmmjj
Datum eind	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	ddmmjj
pH lab	7.55	7.55	7.60	7.65	7.65	pH-eeenh
K20 lab	894	892	807	704	931	uS/cm
Aff.stof	176	146	210	160	150	mg/l
CZV 1	530	480	525	315	425	mg O2/l
BZV20/5	195	165	180	83	135	mg O2/l
Kj-N	55	53	52	36	47	mg N/l
t PO4-P	10	9.3	9.4	6.8	8.6	mg P/l
NH4-N	36	36	31	31	31	mg N/l
NO2-N	.03	.04	.05	.04	.05	mg N/l
NO2+NO3-N	<.1	<.1	<.1	<.1	<.1	mg N/l
o PO4-P	6.1	5.8	6.0	4.9	6.4	mg P/l
Cl	78	74	66	52	67	mg Cl/l
SO4	72	72	68	63	75	mg SO4/l
Tot.hardh.	10	11	12	9	13	oDH
P-getal	-0.64	-0.64	-0.48	-0.40	-0.48	mol/m3
M-getal	6.44	6.56	5.88	4.58	6.36	mol/m3
Ca opg.	63	62	59	50	60	mg/l
eta	.4409	.4314	.4267	.4363	.3796	verh.
macro-ell.	.0019	.0018	.0017	.0012	.0019	mol/l

Monster	ZRMBNFL1	ZRMBNFL1	
Datum	07-05-1991	08-05-1991	
Tijd	14.00	14.00	
			Eenheid
Etm vol.pr	1	n.v.t.	
Afvoer rwz	6776	4315	m3
Datum beg.	06-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Datum eind	07-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
pH lab	7.65	7.55	pH-eeenh
K20 lab	1030	976	uS/cm
Aff.stof	190	174	mg/l
CZV 1	725	550	mg O2/l
BZV20/5	355	285	mg O2/l
Kj-N	69	60	mg N/l
t PO4-P	11	11	mg P/l
NH4-N	41	40	mg N/l
NO2-N	.05	.03	mg N/l
NO2+NO3-N	<.1	<.1	mg N/l
o PO4-P	5.5	7.2	mg P/l
Cl	79	79	mg Cl/l
SO4	79	80	mg SO4/l
Tot.hardh.	12	12	oDH
P-getal	-0.70	-0.26	mol/m3
M-getal	7.70	3.56	mol/m3
Ca opg.	64	67	mg/l
eta	.4088	.4328	verh.
macro-ell.	.0018	.0019	mol/l

Waterschap Zuiveringschap Limburg
Overzicht analyseresultaten
Monsterpunt omschrijving :Rimburg effluent

Pagina : 1
Datum : 22-11-1991

Monster	ZRMBFFL1	ZRMBFFL1	ZRMBFFL1	ZRMBFFL1	ZRMBFFL1	
Datum	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	
Tijd	14.00	14.00	14.00	14.00	14.00	

Methode						Eenheid
Etm vol.pr	1	1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Etm.tijdpr	n.v.t.	n.v.t.	1	1	1	
Temp.water	n.v.t.	n.v.t.	11	12	12	gr.c
Afvoer rwz	6410	7724	9741	14718	6267	m3
Datum beg.	01-05-1991	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	ddmmjj
Datum eind	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	ddmmjj
pH lab	7.80	7.85	8.00	7.90	7.75	pH-eeenh
K20 lab	391	560	585	515	536	uS/cm
Aff.stof	4	2	4	2	4	mg/l
CZV 1	32	33	33	33	31	mg O2/l
BZV20/5atu	4	2	2	2	2	mg O2/l
Kj-N	1.2	1.6	2.2	3.1	1.8	mg N/l
t PO4-P	2.1	2.8	3.5	3.4	3.3	mg P/l
NH4-N	.5	.8	.9	1.9	.6	mg N/l
NO2-N	.04	.05	.08	.09	.08	mg N/l
NO2+NO3-N	3.4	1.9	.9	.9	2.0	mg N/l
o PO4-P	1.9	2.2	3.0	3.1	3.1	mg P/l
Cl	40	49	55	51	49	mg Cl/l
SO4	44	53	60	58	57	mg SO4/l
Tot.hardh.	7	8	10	8	9	oDH
P-getal	-0.14	-0.12	-0.14	-0.10	-0.14	mol/m3
M-getal	1.82	2.53	3.00	2.94	2.81	mol/m3
Ca opg.	n.v.t.	41	44	42	44	mg/l
eta	.3819	.3046	.3538	.3513	.3284	verh.
macro-ell.	.0021	.0025	.0033	.0027	.0027	mol/l

Monster	ZRMBFFL1	ZRMBFFL1	
Datum	07-05-1991	08-05-1991	
Tijd	14.00	14.00	

Methode			
Etm vol.pr	1	n.v.t.	
Temp.water	11	12	gr.c
Afvoer rwz	6576	3835	m3
Datum beg.	06-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Datum eind	07-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
pH lab	7.80	7.80	pH-eeenh
K20 lab	561	617	uS/cm
Bez.stof	n.v.t.	<.1	ml/l.h
Aff.stof	2	2	mg/l
CZV 1	31	33	mg O2/l
BZV20/5atu	2	2	mg O2/l
Kj-N	1.7	2.7	mg N/l
t PO4-P	3.9	4.4	mg P/l
NH4-N	.4	1.3	mg N/l
NO2-N	.07	.06	mg N/l
NO2+NO3-N	2.5	1.2	mg N/l
o PO4-P	1.8	3.1	mg P/l
Cl	56	65	mg Cl/l
SO4	64	71	mg SO4/l
Tot.hardh.	9	10	oDH
P-getal	-0.12	-0.16	mol/m3
M-getal	3.14	3.62	mol/m3
Ca opg.	46	51	mg/l
eta	.3477	.3579	verh.
macro-ell.	.0030	.0034	mol/l

Waterschap Zuiveringschap Limburg
 Overzicht analyseresultaten
 Monsterpunt omschrijving :Rimburg retourslib

Pagina : 1
 Datum : 22-11-1991

Monster	ZRMBRTR1	ZRMBRTR1	ZRMBRTR1	ZRMBRTR1	ZRMBRTR1	
Datum	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	
Tijd	14.00	14.00	14.00	14.00	14.00	

Methode						Eenheid
Etm vol.pr	1	1	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
Etm.tijdpr	n.v.t.	n.v.t.	1	1	1	
Afvoer	n.v.t.	n.v.t.	480	480	480	m3
Afvoer rwz	480	480	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	m3
Datum beg.	01-05-1991	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	ddmmjj
Datum eind	02-05-1991	03-05-1991	04-05-1991	05-05-1991	06-05-1991	ddmmjj
Indamprest	.72	.72	.61	.52	.45	%
Gloeirest	34.7	35.8	36.2	38.3	39.2	% van ds.
Gloeiverl.	65.3	64.2	63.8	61.8	60.8	% ds
CZV 5 slib	1029	1066	1028	931	977	g/kg ds
Kj-N slib	62.6	63.2	63.6	59.2	59.0	g/kg ds
Tot.P.slib	14.6	18	17.9	16.3	16.6	g/kg ds

Monster	ZRMBRTR1	ZRMBRTR1	
Datum	07-05-1991	08-05-1991	
Tijd	14.00	14.00	

Methode			
Etm vol.pr	1	n.v.t.	
Afvoer	n.v.t.	480	m3
Afvoer rwz	200	n.v.t.	m3
Datum beg.	06-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Datum eind	07-05-1991	n.v.t.	ddmmjj
Indamprest	.41	.39	%
Gloeirest	40.0	40.8	% van ds.
Gloeiverl.	60.0	59.2	% ds
CZV 5 slib	969	1000	g/kg ds
Kj-N slib	59.6	59.3	g/kg ds
Tot.P.slib	14.3	12.1	g/kg ds

Alkaliteitsberekeningen

RWZI KAFFEBERG

```

=====
Influent: 16444 m3 Indamprest: 0,46 %
Effluent: 15724 m3 N-Kj slib: 61,30 g/kg ds
Retour: 720 m3
=====

```

```

=====
Kaffeberg                                berekend
02-05-91 13.00 h                        alkaliteitsverlies
                                     infl.  effl.  infl-effl  a.g.v.  mmol/l
-----
N-Kj.      mg/l  50,00    3,10    46,90  nitrificatie  4,94
NH4-N      mg/l  34,00    2,00    32,00  slibproductie  0,88
NO2+NO3-N  mg/l   0,00    3,40   -3,40  denitrificatie -2,23
org. N     mg/l  16,00    1,10    14,90  ammonificatie -1,06
alkal.     mmol/l  3,64    1,00    2,64          totaal  2,53
=====

```

```

=====
Influent: 12230 m3 Indamprest: 0,46 %
Effluent: 11510 m3 N-Kj slib: 61,30 g/kg ds
Retour: 720 m3
=====

```

```

=====
Kaffeberg                                berekend
03-05-91 13.00 h                        alkaliteitsverlies
                                     infl.  effl.  infl-effl  a.g.v.  mmol/l
-----
N-Kj.      mg/l  51,00    3,20    47,80  nitrificatie  4,46
NH4-N      mg/l  37,00    2,10    34,90  slibproductie  1,19
NO2+NO3-N  mg/l   0,00    1,90   -1,90  denitrificatie -2,09
org. N     mg/l  14,00    1,10    12,90  ammonificatie -0,92
alkal.     mmol/l  3,84    1,24    2,60          totaal  2,63
=====

```

```

=====
Influent: 19023 m3 Indamprest: 0,66 %
Effluent: 18303 m3 N-Kj slib: 57,30 g/kg ds
Retour: 720 m3
=====

```

```

=====
Kaffeberg                                berekend
04-05-91 14.00 h                        alkaliteitsverlies
                                     infl.  effl.  infl-effl  a.g.v.  mmol/l
-----
N-Kj.      mg/l  46,00    3,40    42,60  nitrificatie  4,04
NH4-N      mg/l  31,00    1,80    29,20  slibproductie  1,02
NO2+NO3-N  mg/l   0,00    1,50   -1,50  denitrificatie -1,91
org. N     mg/l  15,00    1,60    13,40  ammonificatie -0,96
alkal.     mmol/l  3,58    1,37    2,21          totaal  2,19
=====

```

```

=====
Influent: 17364 m3 Indamprest: 0,39 %
Effluent: 16644 m3 N-Kj slib: 74,30 g/kg ds
Retour: 720 m3
=====

```

```

=====
Kaffeberg                                berekend
05-05-91 14.00 h                        alkaliteitsverlies
                                     infl.  effl.  infl-effl  a.g.v.  mmol/l
-----
N-Kj.      mg/l  42,00    3,00    39,00  nitrificatie  3,85
NH4-N      mg/l  31,00    1,20    29,80  slibproductie  0,86
NO2+NO3-N  mg/l   0,00    2,10   -2,10  denitrificatie -1,78
org. N     mg/l  11,00    1,80    9,20  ammonificatie -0,66
alkal.     mmol/l  3,64    1,23    2,41          totaal  2,28
=====

```

```

=====
Influent:      9160 m3  Indamprest:      0,48 %
Effluent:      8440 m3  N-Kj  slib:      65,10 g/kg ds
Retour:        720 m3
=====

```

```

-----
Kaffeberg
06-05-91 14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     -----
infl.      effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l    56,00    1,90    54,10  nitrificatie    4,22
NH4-N      mg/l    31,00    0,70    30,30  slibproductie   1,75
NO2+NO3-N  mg/l     0,00    3,20   -3,20  denitrificatie  -1,88
org. N     mg/l    25,00    1,20    23,80  ammonificatie   -1,70
alkal.     mmol/l   5,14    1,27    3,87   totaal          2,39
=====

```

```

=====
Influent:      11360 m3  Indamprest:      0,45 %
Effluent:      11062 m3  N-Kj  slib:      60,20 g/kg ds
Retour:        300 m3
=====

```

```

-----
Kaffeberg
07-05-91 14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     -----
infl.      effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l    53,00    3,90    49,10  nitrificatie    5,99
NH4-N      mg/l    37,00    2,00    35,00  slibproductie   0,51
NO2+NO3-N  mg/l     0,00    1,70   -1,70  denitrificatie  -2,87
org. N     mg/l    16,00    1,90    14,10  ammonificatie   -1,01
alkal.     mmol/l   4,68    1,90    2,78   totaal          2,62
=====

```

```

=====
Influent:      11553 m3  Indamprest:      0,48 %
Effluent:      10833 m3  N-Kj  slib:      55,00 g/kg ds
Retour:        720 m3
=====

```

```

-----
Kaffeberg
08-05-91 14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     -----
infl.      effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l    59,00    4,90    54,10  nitrificatie    5,38
NH4-N      mg/l    39,00    3,80    35,20  slibproductie   1,18
NO2+NO3-N  mg/l     0,00    0,80   -0,80  denitrificatie  -2,63
org. N     mg/l    20,00    1,10    18,90  ammonificatie   -1,35
alkal.     mmol/l   4,40    2,02    2,38   totaal          2,57
=====

```

RWZI RIMBURG

```

=====
Influent:      6890 m3  Indamprest:      0,72 %
Effluent:      6410 m3  N-Kj slib:      62,60 g/kg ds
Retour:        480 m3
=====

```

```

=====
Rimburg
02-05-91  14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     infl.  effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l  55,00  1,20  53,80  nitrificatie  3,20
NH4-N      mg/l  36,00  0,50  35,50  slibproductie  2,24
NO2+NO3-N  mg/l   0,00  3,40  -3,40  denitrificatie -1,36
org. N     mg/l  19,00  0,70  18,30  ammonificatie -1,31
alkal.     mmol/l  6,44  1,82  4,62  totaal      2,78
=====

```

```

=====
Influent:      8206 m3  Indamprest:      0,72 %
Effluent:      7724 m3  N-Kj slib:      63,20 g/kg ds
Retour:        480 m3
=====

```

```

=====
Rimburg
03-05-91  14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     infl.  effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l  53,00  1,60  51,40  nitrificatie  3,54
NH4-N      mg/l  36,00  0,80  35,20  slibproductie  1,90
NO2+NO3-N  mg/l   0,00  1,90  -1,90  denitrificatie -1,63
org. N     mg/l  17,00  0,80  16,20  ammonificatie -1,16
alkal.     mmol/l  6,56  2,53  4,03  totaal      2,65
=====

```

```

=====
Influent:      10221 m3  Indamprest:      0,61 %
Effluent:      9741 m3  N-Kj slib:      63,60 g/kg ds
Retour:        480 m3
=====

```

```

=====
Rimburg
04-05-91  14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     infl.  effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l  52,00  2,20  49,80  nitrificatie  4,51
NH4-N      mg/l  31,00  0,90  30,10  slibproductie  1,30
NO2+NO3-N  mg/l   0,00  0,90  -0,90  denitrificatie -2,19
org. N     mg/l  21,00  1,30  19,70  ammonificatie -1,41
alkal.     mmol/l  5,88  3,00  2,88  totaal      2,21
=====

```

```

=====
Influent:      15198 m3  Indamprest:      0,52 %
Effluent:      14718 m3  N-Kj slib:      59,20 g/kg ds
Retour:        480 m3
=====

```

```

=====
Rimburg
05-05-91  14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     infl.  effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l  36,00  3,10  32,90  nitrificatie  3,31
NH4-N      mg/l  31,00  1,90  29,10  slibproductie  0,69
NO2+NO3-N  mg/l   0,00  0,90  -0,90  denitrificatie -1,59
org. N     mg/l   5,00  1,20  3,80  ammonificatie -0,27
alkal.     mmol/l  4,58  2,94  1,64  totaal      2,14
=====

```

```

=====
Influent:      6747 m3  Indamprest:      0,45 %
Effluent:      6267 m3  N-Kj  slib:      59,00 g/kg ds
Retour:        480 m3
=====

```

```

-----
Rimburg
06-05-91  14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     infl.  effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l  47,00  1,80  45,20  nitrificatie  3,76
NH4-N      mg/l  31,00  0,60  30,40  slibproductie  1,35
NO2+NO3-N  mg/l   0,00  2,00  -2,00  denitrificatie -1,74
org. N     mg/l  16,00  1,20  14,80  ammonificatie -1,06
alkal.     mmol/l  6,36  2,81  3,55  totaal        2,31
=====

```

```

=====
Influent:      6776 m3  Indamprest:      0,41 %
Effluent:      6576 m3  N-Kj  slib:      59,60 g/kg ds
Retour:        200 m3
=====

```

```

-----
Rimburg
07-05-91  14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     infl.  effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l  41,00  1,70  39,30  nitrificatie  4,58
NH4-N      mg/l  41,00  0,40  40,60  slibproductie  0,52
NO2+NO3-N  mg/l   0,00  2,50  -2,50  denitrificatie -2,11
org. N     mg/l   0,00  1,30  -1,30  ammonificatie  0,09
alkal.     mmol/l  7,70  3,14  4,56  totaal        3,08
=====

```

```

=====
Influent:      4315 m3  Indamprest:      0,39 %
Effluent:      3835 m3  N-Kj  slib:      59,30 g/kg ds
Retour:        480 m3
=====

```

```

-----
Rimburg
08-05-91  14.00 h
                                     berekend
                                     alkaliteitsverlies
                                     a.g.v.  mmol/l
                                     infl.  effl.  infl-effl
-----
N-Kj.      mg/l  60,00  2,70  57,30  nitrificatie  4,51
NH4-N      mg/l  40,00  1,30  38,70  slibproductie  1,84
NO2+NO3-N  mg/l   0,00  1,20  -1,20  denitrificatie -2,17
org. N     mg/l  20,00  1,40  18,60  ammonificatie -1,33
alkal.     mmol/l  3,56  3,62  -0,06  totaal        2,85
=====

```

RWZI WERVERSHOOF

					berekend alkaliteitsverlies	
Wervershoof 21-05-91		infl.	effl.	infl-effl	a.g.v.	mmol/l
N-Kj.	mg/l	85,00	5,30	79,70	nitrificatie	11,39
NH4-N	mg/l	77,00	2,60	74,40	slibproductie	?
NO2+NO3-N	mg/l	0,13	3,60	-3,47	denitrificatie	-5,45
org. N	mg/l	8,00	2,70	5,30	ammonificatie	-0,38
alkal.	mmol/l	10,63	6,24	4,39	totaal	5,56
? De bijdrage van de slibproductie is gelijk aan nul gesteld.						

					berekend alkaliteitsverlies	
Wervershoof 22-05-91		infl.	effl.	infl-effl	a.g.v.	mmol/l
N-Kj.	mg/l	78,00	7,30	70,70	nitrificatie	10,10
NH4-N	mg/l	70,00	4,50	65,50	slibproductie	?
NO2+NO3-N	mg/l	0,00	3,70	-3,70	denitrificatie	-4,79
org. N	mg/l	8,00	2,80	5,20	ammonificatie	-0,37
alkal.	mmol/l	11,18	6,04	5,14	totaal	4,94
? De bijdrage van de slibproductie is gelijk aan nul gesteld.						

					berekend alkaliteitsverlies	
Wervershoof 23-05-91		infl.	effl.	infl-effl	a.g.v.	mmol/l
N-Kj.	mg/l	75,00	7,60	67,40	nitrificatie	9,63
NH4-N	mg/l	69,00	1,20	67,80	slibproductie	?
NO2+NO3-N	mg/l	0,00	2,30	-2,30	denitrificatie	-4,65
org. N	mg/l	6,00	6,40	-0,40	ammonificatie	0,03
alkal.	mmol/l	11,13	6,26	4,87	totaal	5,01
? De bijdrage van de slibproductie is gelijk aan nul gesteld.						

					berekend alkaliteitsverlies	
Wervershoof 24-05-91		infl.	effl.	infl-effl	a.g.v.	mmol/l
N-Kj.	mg/l	77,00	6,80	70,20	nitrificatie	10,03
NH4-N	mg/l	59,00	3,50	55,50	slibproductie	?
NO2+NO3-N	mg/l	0,02	0,25	-0,23	denitrificatie	-5,00
org. N	mg/l	18,00	3,30	14,70	ammonificatie	-1,05
alkal.	mmol/l	10,50	6,08	4,42	totaal	3,98
? De bijdrage van de slibproductie is gelijk aan nul gesteld.						

Grondslagen voor een rekenmodel voor berekening van de pH in een afvalwaterzuivering

1 Aannames

- de zuivering is laag tot zeer laag belast;
- de zuivering ontvangt alleen huishoudelijk afvalwater;
- er wordt uitgegaan van voorbezonken afvalwater;
- de aëratietank wordt gezien als een volledig gemengde tank, waar alle processen zoals precipitatie, BZV-afbraak, ammonificatie, nitrificatie en denitrificatie gelijktijdig plaatsvinden.

2 Invoergegevens:

influent:

parameter:	afkorting	eenheid
- alkaliteit (m-getal)	m[i]	(mmol/l)
- aciditeit (p-getal)	p[i]	(mmol/l)
- pH	pH[i]	(-)
- N-Kj	NK[i]	(mg N/l)
- $\text{NH}_4^+\text{-N}$	amm[i]	(mg N/l)
- $\text{NO}_3^-\text{-N}$	nit[i]	(mg N/l)
- P-totaal	PT[i]	(mg P/l)
- ortho-P	oP[i]	(mg P/l)
- CZV	CZV[i]	(mg O_2 /l)
- Ca	Ca[i]	(mg/l)

doserings:

- Fe(II)SO_4	Fe2[i]	(mg Fe/l)
- Fe(III)Cl_3	Fe3[i]	(mg Fe/l)
- NaOH	NaOH[i]	(mmol/l)
- Ca(OH)_2	kalk[i]	(mmol/l)
- Na_2CO_3	soda[i]	(mmol/l)
- $\text{HCl/H}_2\text{SO}_4$	zuur[i]	(mmol H/l)

debieten:

- influentdebiet	Q[i]	(m^3/d)
- effluentdebiet	Q[e]	(m^3/d)
- spuislibstroom	Q[s]	(m^3/d)
- luchtdebiet	Q[l]	(m^3/d)

effluent:

- N-Kj	NK[e]	(mg N/l)
- $\text{NH}_4^+\text{-N}$	amm[e]	(mg N/l)
- $\text{NO}_3^-\text{-N}$	nit[e]	(mg N/l)
- P-totaal	PT[e]	(mg P/l)
- ortho-P	oP[e]	(mg P/l)
- CZV	CZV[e]	(mg O_2 /l)
- Ca	Ca[e]	(mg/l)

spuislib:

```

-----
-      indamprest                IDR                (Z)
-      N-Kj-slib                 NK[s]              (g N/kg ds)
-      P-slib                    P[s]                (g P/kg ds)
-      CZV-slib                  CZV[s]              (g CZV/kg ds)

```

overig:

```

-----
-      OC (oxygen capacity)       OC                (kg O2/d)
-      CO2-produktie/CZV-afbraak CQ                (mol/mol)

```

3 Relevante processen voor de alkaliteit en de pH in een afvalwaterzuivering

In tabel 10 staan de voor de pH en de alkaliteit relevante processen vermeld, tezamen met de formules, waarmee deze processen berekend kunnen worden. De concentraties in de formules hebben als eenheid mmol/l influent. De concentraties kunnen van mg/l naar mmol/l omgerekend worden met de molmassa's (N-14 g/mol; Ca-40 g/mol; Fe-56 g/mol; O₂-32 g/mol; P-31 g/mol).

De omrekeningsformules voor de gehalten in het slib zijn:

```

NK[s] (mmol/l)      = NK[s] (mg/l)*IDR*Q[s]*10/(Q[i]*14)
CZV[s] (mmol/l)     = CZV[s] (mg/l)*IDR*Q[s]*10/(Q[i]*32)
PT[s] (mmol/l)      = PT[s] (mg/l)*IDR*Q[s]*10/(Q[i]*31)

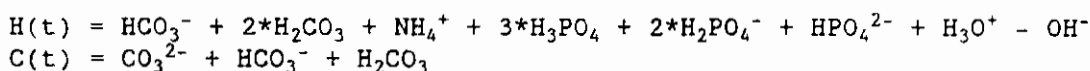
```

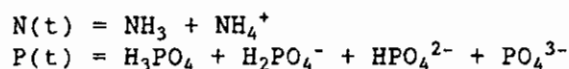
Tabel 10 Relevante processen voor de alkaliteit en de pH in een afvalwaterzuivering

1	ammonificatie	=	NK[i]-amm[i]-NK[e]+amm[e]
2	nitrificatie	=	amm[i]-amm[e]+(1)-(7)
3	denitrificatie	=	amm[i]+amm[e]+nit[i]-nit[e]
4	P-verwijdering (Fe(II),Fe(III))	=	PT[i]-PT[e]-PT[s]
5	hydroxydevorming Fe(II)	=	Fe2[i]-(4)
6	hydroxydevorming Fe(III)	=	Fe3[i]-(4)
7	produktie biomassa	=	NK[s]
8	precipitatie CaCO ₃	=	Ca[i]+kalk[i]-Ca[e]-(9)
9	precipitatie Ca ₃ P ₂	=	PT[i]-PT[e]-PT[s]
10	toevoegen OH	=	NaOH[i]+2*kalk[i]
11	toevoegen Na ₂ CO ₃	=	soda[i]
12	toevoegen H	=	zuur[i]
13	BZV-afbraak	=	CQ*(CZV[i]-CZV[e]-CV2[s])

4 Chemische evenwichtsberekeningen

Met de definitie van H(t), C(t), N(t) en P(t) kunnen pH-veranderingen gemakkelijk berekend worden:





Met behulp van de chemische evenwichtsvergelijkingen kunnen $H(t)$, $C(t)$, $N(t)$ en $P(t)$ volledig in de componenten H_3O^+ , CO_3^{2-} , PO_4^{3-} en NH_4^+ uitgedrukt worden. Gegeven $H(t)$ (of de pH), $C(t)$, $N(t)$ en $P(t)$ resulteren er dus vier vergelijkingen met vier onbekenden. De relevante chemische evenwichtsvergelijkingen zijn:

$H^+ + CO_3^{2-}$	$\longleftrightarrow$	HCO_3^-	log K 10.4
$2H^+ + CO_3^{2-}$	$\longleftrightarrow$	H_2CO_3	16.8
$H^+ + PO_4^{3-}$	$\longleftrightarrow$	HPO_4^{2-}	12.4
$2H^+ + PO_4^{3-}$	$\longleftrightarrow$	$H_2PO_4^-$	19.6
$3H^+ + PO_4^{3-}$	$\longleftrightarrow$	H_3PO_4	21.7
$NH_3 + H^+$	$\longleftrightarrow$	NH_4^+	9.2
$H^+ + OH^-$	$\longleftrightarrow$	H_2O	14.0

6 Verandering van $H(t)$, $C(t)$, $N(t)$ en $P(t)$ tijdens de zuivering

De veranderingen van $H(t)$, $C(t)$, $N(t)$, $P(t)$, het m-getal en het p-getal tijdens de zuivering als gevolg van de in tabel 10 genoemde processen kunnen met behulp van tabel 11 berekend worden.

Tabel 11 Verandering van $H(t)$, $C(t)$, $N(t)$, $P(t)$, het m- en p-getal voor de diverse processen

Proces	eenheid	$H(t)$ (l/mol)	$C(t)$ (l/mol)	$N(t)$ (l/mol)	$P(t)$ (l/mol)	m-getal (l/mol)	p-getal (l/mol)
1 ammonificatie	mol N	1	1	2	0	1	0,5
2 nitrificatie	mol N	1	0	-1	0	-2	-2
3 denitrificatie	mol N	-1	0	0	0	1	1
4 P-verwijdering (Fe(II))	mol P	-1	0	0	-1	-1	-1,1
5 P-verwijdering (Fe(III))	mol P	0	0	0	-1	-2	-1,1
6 hydroxydevorming (Fe(II))	mol Fe	2	0	0	0	-2	-2
7 hydroxydevorming (Fe(III))	mol Fe	3	0	0	0	-3	-3
8 produktie biomassa	mol N	0	0	-1	0	-1	-1
9 precipitatie $CaCO_3$	mol Ca	0	-1	0	0	-2	-1
10 precipitatie $Ca_3(PO_4)_2$	mol P	0	0	0	-1	-2	-1,1
11 toevoegen $Ca(OH)_2/NaOH$	mol OH	-1	0	0	0	1	1
12 toevoegen Na_2CO_3	mol CO_3	0	1	0	0	2	1
13 toevoegen HCl/H_2SO_4	mol H	1	0	0	0	-1	-1
14 strippen van CO_2	mol CO_2	-2	-1	0	0	0	1
15 afbraak van BZV	mol BZV	2	1	0	0	0	-1

Met deze verandering en de waarden van $H(t)$, $C(t)$, $N(t)$, $P(t)$, het m- en p-getal van het influent kunnen de waarden van deze parameters van het effluent berekend worden. In eerste instantie wordt er van uitgegaan dat het CO_2 niet gestript wordt. Met $H(t)$, $C(t)$, $N(t)$ en $P(t)$ van het efflu-

ent kan het CO₂ van het effluent berekend worden. Dit CO₂-gehalte geldt als uitgangspunt voor de berekening van de hoeveelheid CO₂, die in het water overblijft na het strippen met lucht.

7 Strippen CO₂

Een massabalans over de aëratietank geeft de volgende formule

$$V \cdot dC_{e,w}/dt = Q_{i,w} \cdot C_{i,w} - Q_{e,w} \cdot C_{e,w} + Q_{i,l} \cdot C_{i,l} - Q_{e,l} \cdot C_{e,l} + Q_{i,w} \cdot P_A$$

Indien $Q_{i,w} = Q_{e,w}$ en $Q_{i,l} = Q_{e,l}$ en $V \cdot dC_{e,w}/dt = 0$ wordt de formule

$$0 = Q_{i,w} \cdot C_{i,w} - Q_{i,w} \cdot C_{e,w} + RQ \cdot Q_{i,w} \cdot C_{i,l} - RQ \cdot Q_{i,w} \cdot C_{e,w} / k_D + Q_{i,w} \cdot P_A;$$

$$0 = Q_{i,w} \cdot (C_{i,w} - C_{e,w} + RQ \cdot C_{i,l} - RQ \cdot C_{e,w} / k_D) + Q_{i,w} \cdot P_A;$$

$$C_{e,w} = (C_{i,w} + RQ \cdot C_{i,l} + P_A) / (1 + RQ / k_D)$$

Hierin is:

$C_{i,w}$	-	concentratie van CO ₂ in het influent van de aëratietank
$C_{e,w}$	-	concentratie van CO ₂ in het effluent van de aëratietank
$C_{e,l}$	-	concentratie van CO ₂ in de lucht (effluent)
$C_{i,l}$	-	concentratie van CO ₂ in de lucht (influent)
V	-	volume aëratietank
$Q_{i,w}$	-	het influentdebiet
$Q_{e,w}$	-	het effluentdebiet
$Q_{i,l}$	-	het luchtdebiet (influent)
$Q_{e,l}$	-	het luchtdebiet (effluent)
RQ	-	lucht-waterverhouding ($= Q_{i,l} / Q_{i,w}$)
P_A	-	CO ₂ -produktie
k_D	-	verdelingscoëfficiënt

Aangezien in deze formule $C_{e,w}$ de enige onbekende is kan het CO₂-gehalte in het effluent berekend worden. Hiermee is ook de nieuwe $C(t)$ en $H(t)$ in het effluent bekend, zodat de pH in het effluent berekend kan worden.

Bovenstaande formule voor $C_{e,w}$ kan indien $P_A \gg C_{i,w} + RQ \cdot C_{i,l}$ en $RQ / k_D \gg 1$ vereenvoudigd worden tot:

$$C_{e,w} = k_D \cdot P_A / RQ$$

De RQ kan uitgedrukt worden in het zuurstofverbruik en de zuurstofbenutting:

$$RQ = O_2\text{-verbr.} \cdot 10000 / (\rho_{O_2} \cdot \text{gew. \% } O_2 \cdot O_2\text{-ben.})$$

Hierin is:

$O_2\text{-verbr.}$	-	zuurstofverbruik (kg/m ³)
ρ_{O_2}	-	dichtheid van de lucht (kg lucht/m ³ lucht)
gew. % O_2	-	gewichtspercentage O_2 in lucht (%)
$O_2\text{-ben.}$	-	zuurstofbenutting (%)

Aangezien het zuurstofverbruik bij benadering gelijk is aan de CO₂-productie (tabel 7) wordt de formule voor de CO₂-concentratie in het effluent:

$$C_{e,w} = (k_D \cdot \rho_{O_2} \cdot \text{gew. \% } O_2 \cdot O_2\text{-ben.}) / 10000$$

Met een gegeven zuurstofbenutting kan de CO₂-concentratie in het effluent van de zuivering onder de genoemde veronderstellingen dus goed geschat worden. Met behulp van tabel 11 en een kwantificering van de processen in tabel 10 kan het m-getal in het effluent van de zuivering berekend worden. Omdat het m-getal bij benadering gelijk is aan de HCO₃⁻-concentratie kan de pH met de volgende formule berekend worden:

$$pH = pK + \log (HCO_3^- / CO_2),$$

waarbij de pK-waarde bij 20 °C een waarde van 6.4 heeft.