NOTA 791 februari 1974

Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding
Wageningen

ALTERRA,
Wageningen Universiteit & Research centre
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer

WATERKWALITEIT EN KWALITEITSPARAMETERS

ing. H.P. Oosterom

I N H O U D

ALTERRA,
Wageningen Universiteit & Research centr
Omgevingswetenschappen
Centrum Water & Klimaat
Team Integraal Waterbeheer

1. INLEIDING

In ons land bestaat een toenemende behoefte aan bruikbaar zoet water voor de drink- en industriewatervoorziening, de openluchtrecreatie en het natuurbeheer, de watervoorziening van de agrarische sector en vooral ook voor de bestrijding van de verzilting.

Beïnvloeding van de waterkwaliteit vindt plaats door atmosferische verontreiniging, door de bodemsamenstelling en door de aanwezigheid en de aktiviteiten van de mens. Voorbeelden hiervan zijn: huishoudelijk en industrieel afvalwater, koelwaterlozingen, 'afvalwater' uit de agrarische sector, vaste afvalstoffen en het gebruik van stoffen, die gericht plaatsvinden, zoals meststoffen en bestrijdingsmiddelen.

In deze nota zal aandacht worden besteed aan de invloed van de hiervoor genoemde oorzaken, in bijzonder van de bodemsamenstelling op de waterkwaliteit. Ook zullen enkele algemene aspecten van verschillende kwaliteitsparameters behandeld worden. De parameters zijn: BOD, COD, $KMnO_4$, N, P, Ca, Mg, HCO_3, pH, SO_4, Na, K, Cl, Fe, Mn en geleidingsvermogen.

2. INVLOED VAN DE BODEM OP DE CHEMISCHE SAMENSTELLING VAN HET WATER

Het milieu, waarin de bodem gevormd is, is van grote invloed op de eigenschappen van de bodem en daarmee op de chemische samenstelling van het oppervlakte- en grondwater.

Elke bodemlaag beïnvloed de chemische samenstelling van het grondwater op een eigen directe of indirecte manier. Op directe manier door bijvoorbeeld de aanwezigheid van oerbanken of kalk in de vorm van schelpen en dergelijke of door de uitwisseling van ionen

tussen het grondwater en de klei-humusfractie. Op indirecte manier bijvoorbeeld door verschillen in doorlatendheid, waardoor menging van verschillende watertypen kan optreden. In West-Nederland kan bij grote doorlatendheid van de ondergrond de verzilting ernstige vormen aannemen.

In ons land is een groot gedeelte afgezet in een meso-/eutroof milieu, veroorzaakt door de invloed van rivieren en zee. Een gedeelte van deze afzettingen is eertijds verstoven in oostelijke richting over het bestaande landschap. Op grotere diepten bevinden zich afzettingen uit de ijstijden en tijden ver daarvoor toen de zee ook in het oosten nog invloed had. Veenvorming trad op in stilstaand water, dat gevoed werd door zee- en/of rivier- of regenwater en al naar gelang de voedselrijkdom van het water kon eutroof brak, eutroof zoet, mesotroof of oligotroof veen ontstaan.

Door ontwatering van de natuurlijke gronden, vinden er fysische, biologische en chemische processen in de bodem plaats, wat men rijping noemt. De bodem krijgt dan zijn karakteristieke eigenschappen. Aanwezig pyriet ($Fe\ S_2$)zal oxyderen, ontkalking zal optreden, de kationen bezetting van het klei-humus complex zal, vooral in zoute gronden, veranderen en de aard van de organische stof kan veranderen.

In tabel 1 zijn voor enkele bodemtypen analyses van oppervlakte- en grondwater weergegeven. De kleigrond is een kalkrijke oude zeeklei, zoals deze in de droogmakerijen vaak voorkomt (Stiboka: kalkrijke poldervaaggronden). De bovengrond van het zandgebied bestaat uit dekzand (lemig fijn zand), waarin een podsol is ontstaan; de ondergrond bestaat uit een fluviatiele afzetting (grof zand met grind). Het hoogveengebied ligt in de Peel en is na 1840 ontgonnen. Het laagveengebied is bovenland, dat als koopveengrond bestaat uit bosveen of eutroof broekveen met toemaakdek. Het zandprofiel waar het grondwater in bemonsterd is bestaat uit een dekzandpakket van zwak lemig fijn zand. Het hoogveen natuurgebied is een heidecomplex, waarvan het profiel bestaat uit een bonklaag van 0,50 m en vervolgens een grofzandige fluviatiele afzetting. Het hoogveen-agrarisch gebied is een jonge dalgrond. Het laagveen-natuurgebied, blauw-graslanden langs de Meije, bestaat grotendeels uit vlierveengronden, die zijn samengesteld uit zeggeveen, riet-zeggeveen en mesotroof broekveen. Eveneens

Tabel 1. Chemische samenstelling van het oppervlaktewater en grondwater (ca. 0,5 m onder waterpeil) in gebieden met een verschil in bodemsamenstelling en grondgebruik; de chemische samenstelling van het regenwater na een droge (aug. '73) en een natte (okt. '73) periode en de chemische samenstelling van zeewater volgens HEM (1970)

		Oppervlaktewater				Grondwater (1/2 m) natuurgebieden			Grondwater (1/2 m) landbouwgebieden				Regenwater		Zeewater (HEM)
Bemonsteringsdatum		13-2-73	6-2-73	5-2-73	13-2-73	18-4-73	29-5-73	4-4-73	3-4-73	2-5-73	29-5-73	4-4-73	aug./73	okt./73	
Bepaling		klei	zand	hoog-veen	laag-veen	zand	hoog-veen	laag-veen	klei	zand	hoog-veen	laag-veen	Wageningen		
BOD_5^{20}	(mg $O_2 \cdot l^{-1}$)	2	1	1	26	-	-	-	-	-	-	-	3	3	-
COD	"	40	18	18	183	-	-	-	-	-	-	-	38	4	-
$KMnO_4$	"	9	6	11	61	4	8	47	4	18	7	77	3	2	-
NO_3	(mg N. l^{-1})	2,86	0,22	0,66	1,31	< 0,22	< 0,22	0,22	0,22	< 0,22	< 0,22	0,22	1,32	< 0,22	
NO_2	"	0,05	0,02	0,03	0,24	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,5
NH_4-anorg.	"	1,3	1,0	2,3	4,4	0,3	0,5	1,4	8,4	3,0	2,3	9,4	2,7	0,9	
NH_4-org.	"	0,9	0,9	0,5	3,6	0,2	0,4	1,6	0,7	2,3	0,6	3,8	0,9	0,4	-
Tot. N	"	5,1	2,1	3,5	9,6	0,7	1,1	3,2	9,3	5,5	3,1	13,4	5,2	1,5	-
Ortho.-P	(mg P. l^{-1})	0,20	0,03	0,03	0,92	< 0,02	< 0,01	0,03	1,6	0,29	0,03	3,6	0,09	0,01	-
Hydr. -P	"	0,16	0,07	0,10	0,50	-	0,07	0,13	0,8	0,18	0,93	0,1	0,15	0,0	-
Tot. -P	"	0,36	0,10	0,13	1,52	< 0,02	0,08	0,16	2,4	0,47	0,96	3,7	0,24	0,01	0,07
Ca	(mg. l^{-1})	481	96	19	119	4	8	54	400	23	16	104	4	1,2	400
Mg	"	9	5	2	24	3	12	10	304	8	24	83	0,4	< 1	1 350
Na	"	25	20	14	80	4	9	33	52	17	14	250	2	1	10 500
K	"	6	3	4	30	2	< 1	< 1	21	3	2	9	1	< 1	380
HCO_3	(mg. l^{-1})	387	250	5	183	0	5	106	561	10	33	461	5	2	142
SO_4	"	888	44	54	258	28	40	8	1352	65	100	310	15	3	2 700
Cl	"	55	35	28	127	7	14	101	68	72	31	317	2	2	19 000
Fe	(mg. l^{-1})	1,9	2,1	4,5	1,3	0,27	4,0	1,8	23,0	13,1	11,6	0,05	0,09	0,04	0,01
Mn	"	-	-	-	-	0,06	< 0,03	0,43	5,6	0,40	0,07	0,12	-	-	0,002
O_2-geh.	"	8,7	7,0	7,3	7,0	2,2	1,6	0	1,3	-	0,0	0,0	-	-	-
O_2 verz.	(%)	70,7	54,0	52,6	55,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Geleidingsvermogen	(umho. cm^{-1})	1775	536	218	1037	97	181	462	2530	461	325	1764	78	24	-
Hardheid tot.	^oD	69,4	14,6	3,2	22,3	1,3	3,8	10,0	25,8	5,1	7,8	33,9	0,6	0,2	-
HCO_3-hardheid	"	17,8	11,6	0,2	8,4	0	0,2	4,9	102,6	0,4	1,5	21,2	0,2	0,1	-
pH	(- log[H^+])	7,3	7,4	4,9	7,5	4,4	4,6	6,3	7,1	5,4	5,6	6,6	4,6	5,0	-
SiO_2	(mg. l^{-1})	30	15	20	15	8	14	5	76	24	17	30	< 1	< 1	6,4
Cu-geh.	"	-	-	< 0,005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,003
Temperatuur	(^oC)	6,5	4,5	2,0	5,2	8,2	11,3	8,5	8,2	7,8	9,8	8,5	-	-	-
Grondwaterstand	(m.-m.v.)	-	-	-	-	2,00	1,13	0,10	1,15	0,73	1,28	0,30	-	-	-
Kwel	(mm. etm^{-1})	+ 0,64	-	-	- 0,09	-	-	- 0,35	+ 0,64	-	-	- 0,09	-	-	-

zijn in tabel 1 analyses van de neerslag opgenomen. De verschillen tussen de analyses worden veroorzaakt door de voorafgaande periode. Aan augustus ging een droge, aan oktober een natte periode vooraf. De laatste kolom geeft de analyse van zeewater (HEM, 1970).

2.1. K l e i g r o n d e n

Een k l e i g r o n d is een grond, die binnen 80 cm meer dan 40 cm lagen bevat, waarvan het humusgehalte beneden de 45 % en het lutumgehalte boven de 8 % ligt (STIBOKA).

De gronden kunnen afgezet zijn door zoet, zout of brak water. Men noemt ze dan respectievelijk rivierklei, zeeklei of estuarium gronden. Het afgezette materiaal bestaat uit kleimineralen (vnl. illiet), grovere stukjes van gesteenten en mineralen, organische stof, calciumcarbonaat, ijzerhydroxyde en andere stoffen. De omstandigheden, zoals de chemische samenstelling en de beweging van het water, hebben grote invloed op het verschil tussen de afzettingen (VAN DER HEIJ en PEERLKAMP, 1966).

Zeewater is rijker aan Na, K, Mg en SO_4-ionen dan rivierwater. Door de aanwezigheid van veel SO_4-ionen in zeeslib kan onder andere pyriet (FeS_2) aanwezig zijn of ontstaan. Zee- en rivierwater zijn beide kalkrijk ($CaCO_3$). Het afgezette slib zal daardoor ook in normale gevallen kalkrijk zijn. Wanneer zout of zoet water gemengd wordt met water, waarin veel organische zuren aanwezig zijn, afkomstig van venen, of dat door begroeiing rijk is aan CO_2, dan ontstaan kalkarme afzettingen. Het Maaswater is kalkarm door zuur water, afkomstig uit het Peelgebied. De kalkarmoede van de komgronden is waarschijnlijk het gevolg van CO_2-ophoping door plantengroei.

Een ander verschil tussen zout en zoet water bestaat in de samenstelling van de organische stof. In zout water is het dierlijk leven meer ontwikkeld dan in zoet water, waar het plantaardige meer op de voorgrond staat. Dieren zijn rijker aan eiwitten dan planten, het gevolg hiervan is dat zeeslib rijker aan N en P is dan rivierslib.

Een gevolg van rijping is, dat het aanwezige pyriet kan oxyderen. Er ontstaat onder andere $Fe_2(SO_4)_3$ en H_2SO_4. Het laatste kan geneutraliseerd worden door eventueel aanwezig Ca CO_3 onder vorming van

gips ($CaSO_4$), dat beter oplosbaar is, waardoor ontkalking op kan treden. Is er na volledig verdwijnen van $CaCO_3$ nog H_2SO_4, dan ontstaat een zeer zure grond (pH < 3), men noemt dit k a t t e k l e i. Wanneer geen $CaCO_3$ en FeS_2 aanwezig is, zal het Na-ion zijn invloed uitoefenen op de structuur van de grond. Bij opname van vocht zwellen deze gronden sterk, terwijl ze bij droogte diepe scheuren vertonen en steenhard zijn. Men noemt deze gronden k n i p g r o n d e n (Friesl.), k n i k g r o n d e n (Gr.) of p i k g r o n d e n (Holland).

Jonge kleigronden kunnen in normale gevallen enkele jaren (± 6) zonder kali- en fosfaatbemesting. Nalevering uit de ondergrond zorgt er voor dat de bemestingstoestand langzaam verandert. Sommige rivierkleigronden zijn zeer kalibehoeftig. Deze gronden blijken zowel relatief als absoluut ten opzichte van kalium, grote hoeveelheden calcium en magnesium te bevatten. Men noemt dit verschijnsel k a l i u m-f i x a t i e.

Rivierklei is van nature (vooral maasklei) arm aan fosfaat, terwijl zeekleigronden van nature rijk aan fosfaat kunnen zijn (VAN DER HEIJ en PEERLKAMP, 1966).

2.2. Z a n d g r o n d e n

Een z a n d g r o n d is een grond, die binnen 80 cm meer dan 40 cm lagen bevat, waarvan het humusgehalte beneden de 22½ % en het lutumgehalte beneden de 8 % ligt (STIBOKA).

Op deze arme minerale gronden is de invloed van de mens groot geweest. Door het eeuwenlang opbrengen van de potstalmest zijn de oude bouwlandgronden (essen, engen) aanzienlijk rijker dan de jonge ontginningen.

Op plaatsen waar kwel optreed, kan tengevolge van sterk reducerend milieu pyriet ontstaan. Oxydatie zal optreden, wanneer men de grond naar boven brengt, maar ook door verlaging van de grondwaterstand, met het gevolg dat de H-concentratie door het ontstaan van H_2SO_4 een hoge waarde kan krijgen (pH < 3). Deze grond noemt men dan 'k a t t e z a n d' in navolging van katteklei. Het verschijnsel is geconstateerd op kwelplekken in Twente (WIND, 1964).

De kalitoestand is op zandgronden aan sterke schommeling onderhevig door de geringe betekenis van het klei-humuscomplex, waardoor uitwisseling tegen andere ionen slechts in beperkte mate mogelijk is.

Op vrijwel minerale grond (weinig org. stof) komt fosfaat voor 90 % in anorganische en 10 % in organische vorm voor (VAN DER HEIJ en PEERLKAMP, 1966). Op zure gronden komen de minerale fosforverbinden voornamelijk als Fe- en Al-verbindingen voor. In neutrale tot zwak basische gronden zijn het voornamelijk Ca-verbindingen. Wanneer de concentratie van de zojuist genoemde kationen toeneemt, neemt de oplosbaarheid van de Fe- en Al- en Ca-fosfaten steeds meer af. Men noemt dit f o s f a a t f i x a t i e (zie hoofdstuk 3.7 en 3.11).

2.3. V e e n g r o n d e n

Wanneer het bodemmateriaal meer dan 22½ à 45 % organische stof bevat, spreken we over v e e n. De grens hangt samen met het lutumgehalte van de minerale delen van de grond. Een v e e n g r o n d is een grond, die tussen 0 en 80 cm meer dan 40 cm veen of venig materiaal heeft (STIBOKA).

Veenvorming kan optreden in een milieu, waarin de vorming van organische stof de afbraak overtreft. Onder Nederlandse omstandigheden vindt dit plaats bij een overmaat aan water (reducerend milieu). De samenstelling van de organische stof hangt nauw samen met de plantensoort, en welke planten er zullen groeien hangt nauw samen met de chemische rijkdom van het water. Naar de rijkdom onderscheiden we oligotrofe, mesotrofe, eutroof-zoete en eutroof-brakke milieus. Het oligotrofe milieu wordt gevoed door de aanvoer van voedselarm regenwater (veen-mosveen), het mesotrofe milieu wordt gevoed door weinigvoedselrijk water (zeggeveen-berkenveen). Dit milieu ontstaat tengevolge van kwel uit zandgebieden of tengevolge van de overgang van een oligotroof naar een eutroof milieu. Het eutroof-zoete milieu wordt gevoed door voedselrijk en vaak ook kleihoudend rivierwater (bosvenen). Het eutroof-brakke milieu vinden we, waar zoet water zich mengt met zeewater (rietvenen; wat minder brak: riet-zeggeveen).

De venen, die ontstaan zijn in brak milieu, zullen veelal pyriet bevatten. Indien bagger als toemaakdek wordt gebruikt, zal verzuring

optreden als gevolg van de oxydatie van pyriet. Hoe rijker het milieu, waarin de veenvormende planten groeiden, hoe meer voedingsstoffen zijn vastgelegd en hoe chemisch rijker het veen is. Dit geldt voor kalk, kali, fosfaat en vooral ook stikstof. Het N-gehalte kan varieren van 0,65 % (jong mosveen) tot 4 à 5 % (eutrofe bagger) (VAN DER HEIJ en PEERLKAMP, 1966).

De stikstoflevering door mineralisatie van de organische stof kan volgens VAN DIJK (1972) in verschillende bodems sterk verschillen, afhankelijk van de pH, ontwatering, bemesting en ook de gebruikswijze. Op basis van laboratorium onderzoek kwam hij tot de conclusie dat noch het gehalte aan organische stof noch het totaal stikstofgehalte een voldoende indicatie geeft om iets van de stikstofmineralisatie te kunnen zeggen.

Door ontwatering zal mineralisatie van organische stof optreden. Op enkele proefobjecten in de Alblasserwaard, de Lopikerwaard en Zegveld blijkt, dat bij een peilverlaging van 0,50 m het stikstofeffect (gemeten aan grasopbrengst) ca. 300 kg $N.ha^{-1}.jr^{-1}$ kan bedragen. In de Lopikerwaard heeft men berekend dat zonder stikstofbemesting bij hoog peil (0,20 m-m.v.) het stikstofeffect 100 kg $N.ha^{-1}$ is, hetgeen overeenkomt met 2,5 ton organische $stof.ha^{-1}$ (2 mm zakking). Het stikstofeffect bij laag peil (0,70 m-m.v.) is berekend op 260 kg $N.ha^{-1}$, dit komt overeen met de mineralisatie van 6,5 ton organische stof (6 mm zakking). Het effect van 0,50 m peilverlaging in de Lopikerwaard is dus 160 kg $N.ha^{-1}$. Voor een deel ($\pm$ 80 %) is de zakking het gevolg van de oxydatie van organische stof. De stikstofmineralisatie neemt af wanneer de zakking minder wordt (SCHOTHORST, 1974).

De verhouding in veengronden van organische en anorganische fosfaatverbindingen is respectievelijk 75 % en 25 % (VAN DER HEIJ en PEERLKAMP, 1966).

3. BIOLOGISCHE, CHEMISCHE EN FYSISCHE ACHTERGROND VAN DE WATERKWALITEIT EN WATERKWALITEITSCRITERIA

3.1. Algemeen

We spreken van waterverontreiniging, indien natuurlijk water door menselijk toedoen zodanig van kwaliteit is veranderd, dat het niet of minder geschikt is geworden voor de functie waarvoor het in zijn oorspronkelijke toestand kan dienen. De verontreinigende stoffen kan men naar hun aard in twee groepen onderscheiden: de organische en anorganische stoffen.

De organische stoffen kunnen worden onderscheiden in biologisch afbreekbare, zoals koolhydraten, eiwitten, vetten en biologisch niet of zeer slecht afbreekbare verbindingen zoals de gechloreerde koolwaterstoffen en humuszuren. In zuurstofhoudend water wordt de organische stof door aerobe bacteriën biochemisch geoxydeerd, waarbij als eindprodukten voornamelijk NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, CO_2 en H_2O ontstaan.

De anorganische stoffen zijn zouten, die in oplossing als kationen en anionen aanwezig zijn.

Afhankelijk van het soort afvalwater en de fase waarin het afbraakproces verkeert kunnen de verschillende parameters hun dienst bewijzen. Voor de lozing van organische stof bijvoorbeeld BOD, COD, $KMnO_4$, O_2-gehalte, stikstof- en fosfaatgehalten.

De zouten kunnen tot verzilting leiden dat onder meer tot uiting komt in een hoger geleidingsvermogen. De som van de positieve ionen en die van de negatieve ionen, uitgedrukt in milli-equivalenten per liter, moeten nagenoeg aan elkaar gelijk zijn. Het verschil tussen de som van positieve en negatieve ionen mag niet meer bedragen dan 4 % (NNI). De aanwezige ionen zijn voornamelijk Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn en HCO_3, SO_4, Cl, NO_3, SiO_3. Wanneer het gehalte minder dan 0,01 $meq.l^{-1}$ bedraagt, komen de opgeloste ionen niet in aanmerking.

Achtereenvolgens zullen de genoemde parameters en hun betekenis voor het milieu behandeld worden.

3.2. Biochemisch zuurstofverbruik

Het biochemisch zuurstofverbruik, ook wel BOD (d.i. Biochemical Oxygen Demand) genoemd, kan worden gedefinieerd als de hoeveelheid zuurstof, geconsumeerd door de micro-organismen bij de mineralisatie van de in water aanwezige organische stoffen onder aerobe omstandigheden, met uitsluiting van de nitrificatie, uitgedrukt in mg $O_2.l^{-1}$ water (LANDBOUWHOGESCHOOL, 1972).

Voor volledige mineralisatie is een lange tijd (ca. 20 dagen bij 20^oC) nodig en over de daarbij behorende zogenaamde totale biochemische zuurstofbehoefte zou men dus in principe slechts geïnformeerd kunnen worden door bepaling van de BOD over een dergelijk lange periode. In het laboratorium wordt het zuurstofverbruik meestal bepaald in een periode van 5 dagen bij een temperatuur van 20^oC. Dit noemt men dan de BOD_5^{20}.

Oppervlaktewater bezit meestal een lage BOD. Schoon oppervlaktewater heeft een BOD_5, kleiner dan 5 mg $O_2.l^{-1}$, wanneer de BOD_5 groter is dan 25 mg $O_2.l^{-1}$, dan is er reeds sprake van een sterke verontreiniging.

De BOD_5 wordt gebruikt om de zogenaamde vervuilingskracht van een afvalwaterlozing cijfermatig tot uitdrukking te brengen en met behulp van andere gegevens de verstoring van de zuurstofhuishouding te kunnen voorspellen.

Voor de dimensionering van een afvalwaterzuiveringsinstallatie, is de BOD-belasting (kg BOD_5 per dag) een belangrijke parameter. Voor de berekening van de heffingen voor aangeslotenen op een zuiveringsinstallatie is de BOD_5 één van de belangrijkste maatstaven. In verband hiermee is het begrip inwoner-equivalent (i.e.) ingevoerd, dat is de hoeveelheid organische stof, die een inwoner gemiddeld per dag geacht wordt te lozen. Deze hoeveelheid organische stof heeft een BOD_5-waarde van 54 gram en wordt geloosd in 100 à 150 liter water. Voor Nederlandse omstandigheden wordt deze gemiddelde waarde, die door Imhoff naar Europese omstandigheden berekend is, niet overschreden. Onderzoekingen van het RIZA (1968) wijzen uit dat het influent van rioolwaterzuiveringsinstallaties bij droog-weer-afvoer een BOD_5 waarde heeft van 150-300 mg $O_2.l^{-1}$.

De BOD_5 waarde van het e f f l u e n t, dat sterk afhankelijk is van de belasting van de installatie, kan variëren van 7-85 mg $O_2.l^{-1}$ en zelfs nog hoger (HOOGHEEMRAADSCHAP VAN RIJNLAND, 1970).

De vervuiling, veroorzaakt door verschillende v e e s o o r t e n, wordt in het UITVOERINGSBESLUIT (1970) van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren op basis van de zuurstofbehoefte als volgt beoordeeld:

1 koe, volledige lozing	10	i.e.
1 koe uitsluitend gier	3	i.e.
1 kalf, geit of schaap	1	i.e.
1 varken, volledige lozing	2	i.e.
1 varken, alleen gier	1	i.e.
1 kip of ander pluimvee	0,1	i.e.
1 pelsdier	0,1	i.e.

In voornoemde wet is voor elk type bedrijf de vervuilingskracht van het afvalwater vastgelegd in een a f v a l w a t e r c o ë f f i c i ë n t die voor een te verwerken of geproduceerde eenheid is vastgesteld.

3.3. C h e m i s c h z u u r s t o f v e r b r u i k

Het chemisch zuurstofverbruik, ook wel COD (Chemical Oxygen Demand) genoemd, is gebaseerd op de oxydatie van organische stof met een chemisch oxydatiemiddel (bijv. kaliumbichromaat).

De COD-bepaling bezit een aantal voordelen boven de BOD-bepaling. Het routine-onderzoek kan vlotter worden uitgevoerd en het resultaat is veel minder afhankelijk van allerlei soms oncontroleerbare omstandigheden. Biologisch moeilijk afbreekbare stoffen, zoals humuszuren, worden bij de COD-bepaling wel geoxydeerd, evenals de persistente stoffen.

In de praktijk kan er een relatie zijn tussen de BOD_5 en de COD-waarde. De COD-waarde is dikwijls gelijk te stellen aan de totale BOD-waarde (na 20 dagen). De v e r h o u d i n g COD/BOD is sterk afhankelijk van het type water. In oppervlaktewater is de verhouding $\pm$ 10. Dit is gebleken uit een beekonderzoek (STEENVOORDEN, 1974).

Voor huishoudelijk afvalwater is de verhouding 1,5 à 2,0. Vindt men een lagere waarde dan kan dit wijzen op de aanwezigheid van giftige stoffen, die het biochemisch zuurstofverbruik remmen. Bij de voortschrijding van natuurlijke of kunstmatige biologische zuivering zal de verhouding stijgen.

3.4. Kalium permanganaatverbruik

Een andere methode ter bepaling van het chemisch zuurstofverbruik is de antieke $KMnO_4$-methode. Deze methode voldeed slecht vanwege onvolledige oxydatie. Bij het drinkwateronderzoek wordt echter nog steeds van de bepaling gebruik gemaakt. Men spreekt dan van het $KMnO_4$-getal. De gewichtsequivalentie in de reactievergelijking tussen $KMnO_4$ en de vrijkomende zuurstof is als 4:1.

Voor drinkwater van het vee hanteert men als norm een permanganaatgetal kleiner dan 50, bij aanwezigheid van humuszuren verhoogt men de norm tot 200 (LANDBOUWSCHAP, 1970).

In oppervlaktewater kan het permanganaatgetal variëren van 20-250 $mg.O_2.l^{-1}$ afhankelijk van de bodemsamenstelling in het gebied (zie tabel 1). Er bestaat meestal een verband tussen de BOD_5-waarde en het permanganaatgetal. Een onderzoek in beekgebieden (STEENVOORDEN, 1974) heeft aangetoond, dat de $BOD_5/KMnO_4$-verhouding ongeveer 4 is.

Zeer hoge waarden worden verkregen bij afvalwater. Al naar gelang de herkomst van het afvalwater kan het $KMnO_4$-getal variëren van enige honderden voor huishoudelijk afvalwater tot vele duizenden in afvalwater van industrieën, en dergelijke.

3.5. Zuurstofhuishouding

In niet verontreinigd oppervlaktewater wordt onder normale omstandigheden zuurstof opgenomen door waterplanten, algen, waterorganismen (zoals bacteriën, vissen) en bodemslib. Het gevolg hiervan is dat er een onderverzadiging ontstaat als gevolg waarvan aanvulling van zuurstof uit de atmosfeer plaats vindt (reaëratie). Een aparte factor voor de zuurstofhuishouding vormen de waterplanten en algen,

die zuurstof in het water brengen bij de f o t o s y n t h e s e. De reactie verloopt als volgt: $n\ CO_2 + n\ H_2O \xrightarrow[\text{licht}]{\text{zon}} n(CH_2O) + n\ O_2$. Dit proces is echter afhankelijk van de belichting (dag, nacht, weersgesteldheid) en derhalve onzeker.

Voor de snelheid van r e a ë r a t i e (re-oxygenatie) zijn de navolgende factoren van betekenis: het zuurstoftekort in het water ten opzichte van de verzadigingswaarde, de temperatuur, opgeloste stoffen, het relatief wateroppervlak (oppervlakte/volume) en de mate van turbulentie. Ter verduidelijking volgen enkele tabellen. In tabel 2 staan de zuurstofgehalten bij verschillende temperatuur in volledig verzadigd gedestilleerd water en in zeewater (20 000 mg Cl^-/l = ca. 3 % zout) bij 760 mm kwikdruk.

Tabel 2. Verzadigingswaarde van zuurstof (mg l^{-1}) bij verschillende temperaturen(^oC) in gedestilleerd water en in zeewater bij 760 mm kwikdruk (FAIR, e.a., 1967)

^oC	0	5	10	15	20	25	30
Gedestilleerd water	14,7	12,8	11,3	10,0	9,0	8,2	7,4
Zeewater	11,3	10,0	8,9	8,0	7,3	6,5	6,0

Voor de berekening van de zuurstofopname bij verschillende stroomsnelheden kan men uitgaan van de totale hoeveelheid stromend water, maar ook van het wateroppervlak. Fair heeft de zuurstofopname voor 6 typen wateren geschat, met uitsluiting van fotosynthese, bij een temperatuur van 20^oC (tabel 3) (IMHOFF, 1966).

Tabel 3. Zuurstofopname ($g.m^{-2}.dag^{-1}$) voor enkele type wateren bij verschillende verzadigingspercentages en een temperatuur van $20^{o}C$

Verzadiging	100	80	60	40	20	0 %
Kleine vijver	0	0,3	0,6	0,9	1,2	1,5
Groot meer	0	1,0	1,9	2,9	3,8	4,8
Langzaamstromende rivier	0	1,3	2,7	4,0	5,4	6,7
Matigstromende rivier	0	1,9	3,8	5,8	7,6	9,6
Snelstromende rivier	0	3,1	6,2	9,3	12,4	15,5
Rivier met stroomversnelling	0	9,6	19,2	28,6	38,4	48,0

Door l o z i n g v a n a f v a l w a t e r kan het aanwezige evenwicht in de zuurstofhuishouding verstoord worden. De micro-organismen gebruiken de in het water opgeloste zuurstof voor de mineralisatie van de organische stof. Zetten we het gemeten zuurstofverbruik van een monster verontreinigd water uit tegen de tijd, dan krijgen we het verloop zoals in fig. 1 weergegeven is.

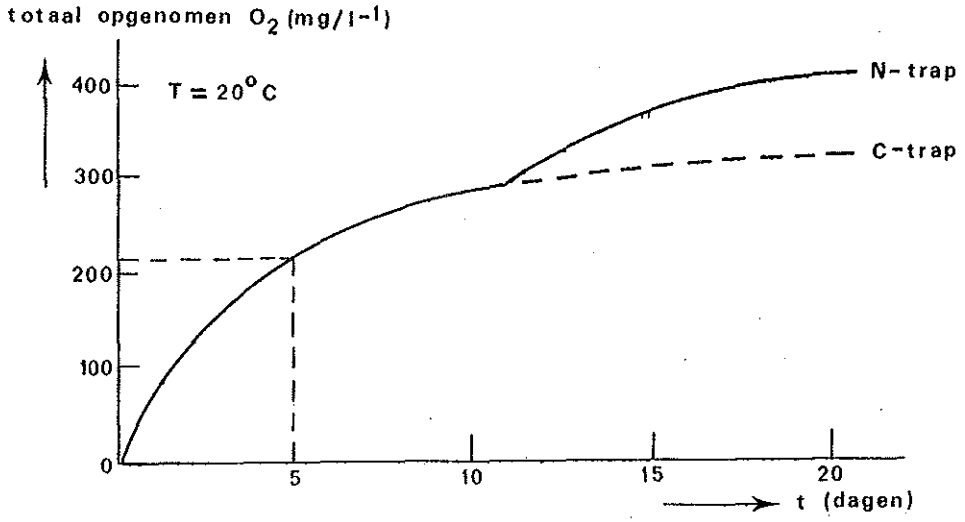

Fig. 1. BOD-curve, waarin de totale hoeveelheid verbruikte zuurstof ($mg.l^{-1}$) uitgezet is tegen de tijd (t)

In het eerste deel van de curve vindt de oxydatie van organische stof plaats tot CO_2, H_2O, NH_4 enz. (koolstoftrap) met afnemende snelheid. Op een gegeven moment neemt de zuurstofconsumptie weer snel toe als gevolg van de inzettende n i t r i f i c a t i e, dat is oxydatie van NH_4 tot NO_3 (stikstoftrap).

Een nevenverschijnsel van de lozingen, met name lozingen van fosfor- en stikstofverbindingen, is de e u t r o f i ë r i n g (secundaire verontreiniging). Als gevolg van beginnende eutrofiëring wordt het biologisch evenwicht verstoord, waarbij een nivellering van de diversiteit plaats vindt. Bij verdere voortschrijding kunnen echter catastrofale veranderingen en processen gaan optreden, die periodiek uitputting van de hoeveelheid opgeloste zuurstof veroorzaken (sterke o n d e r v e r z a d i g i n g) met als gevolg vissterfte en stank door rottingsverschijnselen en vergroting van de kans op het dominant voorkomen van blauwwieren, die berucht zijn vanwege hun produktie van gifstoffen voor dieren en mensen en hinderlijke stank (VOLLENWEIDER, 1968). Een niet-schadelijk gevolg bij voortschrijdende eutrofiëring is, dat bij de f o t o s y n t h e s e veel zuurstof vrijkomt. Dit kan aanleiding geven tot een sterke o v e r v e r z a d i g i n g met een verzadiging van meer dan 200 %. De fluctuaties van het zuurstofgehalte, tengevolge van de fotosynthese en de afbraak van reservemateriaal bij afwezigheid van zonlicht, kunnen op 1 dag zeer groot zijn. Dat deze schommelingen niet zonder invloed zijn voor het milieu, is begrijpelijk.
BIEMOND (1970) stelt dat een daling van het zuurstofgehalt in het oppervlaktewater nog aanvaardbaar is tot een verzadigingspercentage van 70 %. LIEBMANN (1962) geeft waarden voor het verzadigingspercentage en de maximale zuurstofonttrekking, waarbij bepaalde vissen nog kunnen leven (tabel 4).

Tabel 4. Toelaatbaar verzadigingspercentage en maximaal zuurstoftekort (mg. $O_2.l^{-1}$) voor vissen

	Verzadigingspercentage	Maximaal zuurstoftekort
Forellen	90	1
Edelvissen	50	4
Karpers	30	6
Geen stank	10-20	7

3.6. Stikstofverbindingen

De gehalten aan organisch gebonden stikstof, anorganisch ammonium, nitriet en nitraat spelen een belangrijke rol bij:

- de verontreiniging van het regenwater door de atmosfeer
- het zelfreinigingsproces in het oppervlaktewater (o.a. nitrificatie)
- de verontreiniging van het grondwater
- de bemestende waarde van afvalwater
- de biologische zuivering van afvalwater

De stikstofverrijking vanuit de atmosfeer is van belang als bijdrage in de natuurgebieden. Minerale stikstofverbindingen in de atmosfeer kunnen afkomstig zijn van:

- oxydatie van stikstofgas onder invloed van elektrische ontladingen en zonneënergie
- industrie en landbouw

Afhankelijk van de plaats komt Eriksson (SCHARRER, 1966) tot schattingen van 2-15 kg $ha^{-1}.jr^{-1}$. De grootste waarden voor West-Europa worden in de dichtbevolkte gebieden gevonden. Voor Nederland berekent hij de gemiddelde belasting op 6 à 7 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$.

Door het KNMI worden in regenwater regelmatig de N-gehalten gemeten van de stations in Den Helder (N.H.), Witteveen (Dr.) en De Bilt (U). De volgende gegevens zijn gemiddelden over de jaren '67, '68 en '69:

Den Helder:	12,4 kg $N.ha^{-1}.jr^{-1}$	(4,9 kg NH_4-N,
	(599 mm neerslag)	7,5 kg NO_3-N)
Witteveen :	8,3 kg $N.ha^{-1}.jr^{-1}$	(4,9 kg NH_4-N,
	(714 mm neerslag)	3,4 kg NO_3-N)
De Bilt :	18,3 kg $N.ha^{-1}.jr^{-1}$	(4,3 kg NH_4-N,
	(662 mm neerslag)	14,0 kg NO_3-N)

De stikstofgehalten kunnen per maand variëren van 0,1-4 mg $N.l^{-1}$ (zie ook tabel 1).

In verontreinigd water is er een zuurstofverbruik vanwege de oxydatie van organische stof tot CO_2, H_2O en NH_3 (zie 3.5). Op een gegeven moment (na ca. 10 dagen) gaat de O_2-consumptie weer snel stijgen als gevolg van de inzettende n i t r i f i c a t i e, dat is oxydatie van NH_4 tot NO_3. De nitrificatie komt langzaam op gang en is sterk afhankelijk van de temperatuur. Bij 20°C komt het pas na 7 à 10 dagen tot uiting.

Fig. 2 illustreert het verloop van de omzetting van stikstofverbindingen tijdens het mineralisatieproces, nadat verontreiniging met organische stikstof heeft plaatsgevonden.

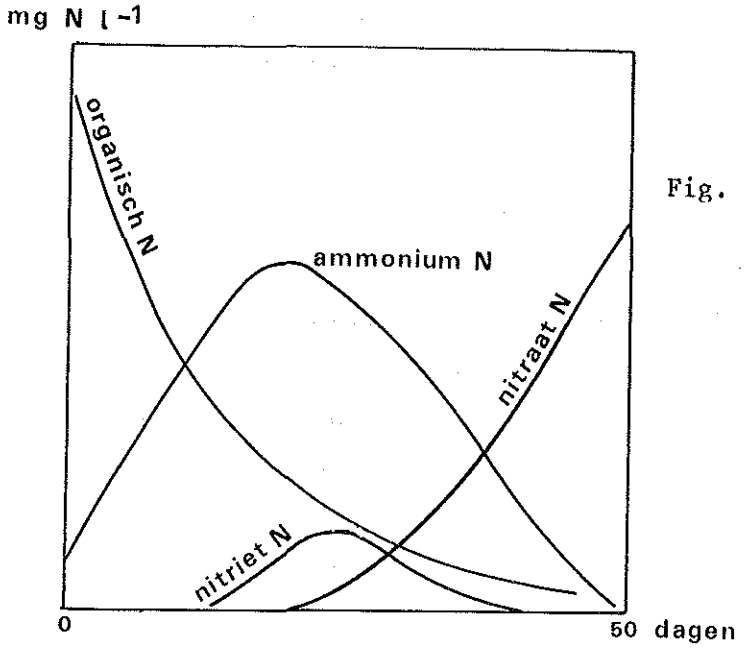

Fig. 2. Verloop van relatieve gehalten van N-verbindingen in verontreinigd water onder aërobe omstandigheden (LANDBOUWHOGESCHOOL, 1972)

De nitrificatie verloopt in 2 fasen

$$2\ NH_4^+ + 3\ O_2 \rightarrow 2\ NO_2^- + 4\ H^+ + 2\ H_2O \quad (1)$$

$$2\ NO_2^- + \quad O_2 \rightarrow 2\ NO_3^- \quad (2)$$

$$\overline{2\ NH_4^+ + 4\ O_2 \rightarrow 2\ NO_3^- + 4\ H^+ + 2\ H_2O} \ +$$

Nitriet is te beschouwen als een tussentrap in het proces. Daar de oxydatie van nitriet tot nitraat sneller verloopt dan de vorming van nitriet, is het nitrietgehalte meestal erg laag (< 0,03 $mg.N.l^{-1}$) Een hoog nitrietgehalte wijst op een geremde zelfreinigende werking tengevolge van gebrek aan zuurstof. Het oxydatieproces kan nog bij een zeer laag zuurstofgehalte verlopen. Beneden 0,7-0,8 mg $O_2.l^{-1}$ zien we meestal de nitrificatie stoppen. Bij volledige zuurstof of uitputting kan d e n i t r i f i c a t i e optreden:

$$2\ H^+ + 2\ NO_3^- + 5\ AH_2 \rightarrow N_2 \uparrow + 6\ H_2O + 5\ A$$

Nitraat fungeert hier als waterstofacceptor bij de biochemische oxydatie van organische stof.

Toediening van stoffen aan de grond vindt al plaats sinds de tijd dat de mens ontdekte dat door een zekere mate van bemesting een gunstige invloed uitgeoefend kan worden op gewasopbrengsten. Ook buiten de land- en tuinbouw zijn een groot aantal aktiviteiten aan te wijzen, waarbij toevoegingen aan de bodem plaatsvinden. Landbehandeling van afvalwater van agrarische industrieën komt meer in de belangstelling teneinde op goedkope wijze een zuivering van dit afvalwater te verkrijgen. Ook in andere sectoren worden stoffen door landbehandeling of opslag aan de bodem toegevoegd, zoals door rioolwater, slib van zuiveringsinstallaties, septic tanks en vuilstortplaatsen.

Het stikstofgehalte van het grondwater op percelen in zandgebieden kan een goede indicatie zijn voor de zwaarte van de b e m e s t i n g.

In tabel 5 is onder andere het stikstofgehalte weergegeven van percelen, die in verschillende mate bemest worden. Het zwaar bemeste perceel wordt reeds 6 jaar met meer dan 300 $ton.ha^{-1}.jr^{-1}$ varkensdrijfmest bemest. Op het perceel wordt regelmatig mais verbouwd.

Tabel 5. Gemiddelde stikstof- (mg $N.l^{-1}$), fosfaatgehalten (mg $P.l^{-1}$) en chemisch zuurstofverbruik ($KMnO_4$-verbruik in mg $O_2.l^{-1}$) van varkensdrijfmest en van het bovenste grondwater van een zwaarder bemest perceel, normaal bemest perceel en van een natuurgebied op zandgrond (3 bemonsteringen 1972/'73)

Bepaling	Drijfmest	Zwaarder bemest	Normaal bemest	Natuur
NO_3-N	2,2	31,0	1,1	0,22
NO_2-N	0,01	0,04	0,01	0,01
NH_4-organisch-N	185	0,5	1,0	0,2
NH_4-anorganisch-N	1670	0,3	2,2	0,2
Tot.-N	1857	31,9	4,3	0,58
PO_4-P	396	0,06	0,01	0,02
Tot.-P	462	0,14	0,14	0,09
$KMnO_4$	890	3	13	5

De verhoogde stikstofuitspoeling op het zwaarder bemeste perceel wordt volledig veroorzaakt door het nitraat-ion. De belangrijkste bijdrage aan het totaal-stikstof in het grondwater van het normaal bemeste perceel en het natuurgebied wordt geleverd door het anorganisch en organisch ammonium. Het verschil in het $KMnO_4$-getal in het grondwater moet worden toegeschreven aan de aanwezigheid van veen (zie ook tabel 1), hetgeen ook voor het fosfaat consequenties kan hebben. In de Veenkoloniën heeft men onderzoek gedaan naar de gevolgen voor de bodem van het gebruik van a f v a l w a t e r v a n d e a a r d a p p e l m e e l i n d u s t r i e v i a l a n d-b e h a n d e l i n g (DE HAAN, 1972). In tabel 6 zijn enkele resultaten weergegeven uit voornoemde nota, waarbij de percelen enkele jaren behandeld zijn met een afvalwatergift van 300-600 mm. De grond is vrijwel uitsluitend in gebruik als bouwland.

Tabel 6. Gemiddelde stikstof- (mg $N.l^{-1}$), fosfaatgehalten (mg $P.l^{-1}$) en gemiddelde zuurstofbehoefte (mg $O_2.l^{-1}$) van afvalwater WTM en van het bovenste grondwater op WTM vloeivelden en op onbehandelde grond in de campagne 1971

Bepaling	Afvalwater	Grondwater praktijk perceel	Grondwater onbehandeld
NO_3-N	1,1	13,4	3,7
NO_2-N	0,48	0,48	0,06
NH_4-organisch	315	4,5	1,0
NH_4-anorganisch	95	9,5	0,8
Tot.-N	412	27,9	5,6
PO_4-P	20	0,13	0,07
Tot.-P	47	0,36	0,10
BOD_5	3910	34	2
K	670	197	15

De grondwateranalyses van de vloeivelden zien er slechter uit dan bij het onbevloeide perceel. Op de vloeivelden blijkt enig nitraat uit te spoelen.

Zuivering van huishoudelijk afvalwater via landbehandeling wordt reeds 40 jaar met succes toegepast in de gemeente Tilburg. In het afvoerwater bedraagt het gemiddeld N-gehalte 8 mg l^{-1}. De totale N-afvoer via het ontwateringssysteem is ongeveer 335 kg $N.ha^{-1}$. Een andere bron van verontreiniging wordt gevormd door vuilstortplaatsen, die voornamelijk uit stedelijke afvalstoffen bestaan. Of er percolatie bij een stort zal optreden is afhankelijk van de doorlatendheid van het afval en de deklaag. De mate zal afhangen van de hoeveelheid oplosbare en afbreekbare stoffen in het afval en ook van de ouderdom van het stort. Uit een literatuurstudie van HOEKS (1973), waarin enkele analyseresultaten van percolatiewater genoemd worden, komt naar voren dat het stikstofgehalte hoofdzakelijk door ammonium bepaald wordt. Het ammoniumgehalte kan variëren van 14 tot 515 mg $N.l^{-1}$ en het

fosfaatgehalte kan variëren van 1,5 tot 3,6 mg $P.l^{-1}$. De uitspoeling van het stort te Delden is aan de hand van de hoeveelheid percolatiewater (ca. 10 % van de neerslag) berekend op 234 kg $N.ha^{-1}.jr^{-1}$.

De hoofdvoedingselementen van landbouwgewassen vormen eveneens de belangrijkste bestanddelen van het afvalwater van de agrarische industrieën. De beschikbaarheid van de voedingselementen uit het afvalwater voor de gewassen wordt uitgedrukt in een w e r k i n g s-c o ë f f i c i ë n t, door een vergelijking te maken met de werking van de gebruikelijke meststoffen. Zij zijn verschillend zowel voor de diverse gewassen als voor verschillende soorten afvalwater. In de aardappelmeelindustrie kunnen uit het proces afvalwater aan plantenvoedende bestanddelen een totale produktie van 4000 ton N, 1000 ton P_2O_5 en 9600 ton K_2O worden benut (WERKGROEP TNO, 1972).

I n h u i s h o u d e l ij k a f v a l w a t e r komt stikstof voor als anorganisch (± 90 %) en organisch ammonium (± 10 %). De Nederlander loost gemiddeld per etmaal 6,5 à 11 g.N (RIZA, 1968). Volgens Imhoff wordt dagelijks per inwoner 12,8 g.N geloosd. Door conventionele zuivering, in twee trappen, vindt globaal een stikstofreductie plaats van 50 %. In het effluent blijft nog 25-40 mg $N.l^{-1}$ aanwezig. De stikstof is hoofdzakelijk aanwezig als nitraat en anorganisch ammonium (DRENT, 1971). Het ammoniumgehalte van het effluent dat sterk afhankelijk is van de belasting en type installatie kan variëren van 1-40 mg $N.l^{-1}$ (HOOGHEEMRAADSCHAP RIJNLAND, 1970). De zuivering via landbehandeling, zoals in Tilburg plaats vindt, bedraagt voor stikstof 75 %.

Behandeling van afvalwater in een oxydatief biologische zuivering is alleen mogelijk bij een gunstig C/N-q u o t i ë n t. Proeven in een model zuiveringsinstallatie op het Sprenger Instituut met rootwater, relatief stikstofarm afvalwater (vlasfabrieken), hebben uitgewezen dat toevoeging van $(NH_4)_2SO_4$ een goede biologische zuivering mogelijk maakt. Ook bij landbehandeling moet men hiermee rekening houden (DRENT, 1972).

Zuiver oppervlaktewater in agrarische zandgebieden bevat slechts weinig a n o r g a n i s c h a m m o n i u m, in de regel niet meer dan 0,5 mg $N.l^{-1}$. In vele gebieden zal het gehalte meestal merkbaar hoger zijn. Het nitraatgehalte in zuiver oppervlaktewater blijft beperkt tot enkele 10-den mg $N.l^{-1}$. Door oppervlakkige afvoer en drainafvoer kan het nitraatgehalte hogere waarden hebben. Over het algemeen zal in zandgebieden bij normaal bodemgebruik het totaal-stikstofgehalte ca. 1,5 mg $N.l^{-1}$ zijn (STEENVOORDEN, 1973). Voor een goede zuurstofhuishouding van de Rijn zou het NH_4-gehalte niet hoger mogen zijn dan 0,5 mg $N.l^{-1}$ (BIEMOND, 1970).
De VEWIN (1961) geeft in de aanbevelingen voor drinkwater de voorkeur aan minder dan 0,04 mg NH_4-$N.l^{-1}$. Een gehalte van 0,15 mg is ook nog tolerabel. Voor de betonindustrie geeft TNO als veilige grens 12-23 mg $N.l^{-1}$.

De norm die men in Amerika en Rusland aanhoudt voor oppervlaktewater ten aanzien van n i t r a a t e n n i t r i e t is 10 mg $N.l^{-1}$. In het waterleidingsbesluit van 1960 houdt men als drinkwaternorm 23 mg $N.l^{-1}$ voor nitriet + nitraat. Hoge nitriet-en nitraatgehalten in drinkwater kunnen bij babies methaemoglobinemie veroorzaken (FAO, 1972).

De Gezondheidscommissie voor dieren (1970) stelt voor veedrinkwater dat een nitraatgehalte hoger dan 6,5 mg $N.l^{-1}$ aanleiding kan geven tot nitrietvergiftiging, vooral als daarnaast voedergewassen (bijv. stoppelknollen) gegeven worden, die rijk zijn aan nitraat.

In het waterleidingsbesluit (1960) wordt als norm voor n i t r i e t 0,03 mg NO_2-$N.l^{-1}$ aangehouden. De Gezondheidscommissie voor dieren (1970) stelt als norm 0,15 mg $N.l^{-1}$ voor nitriet. Ook voor vissen is een hoog nitrietgehalte schadelijk. In de industrie wordt nitriet ontraden voor ververijen, omdat het de eigenschap heeft organische kleuren chemisch aan te tasten.

De aanwezigheid van a m m o n i a k in oppervlaktewater wordt voor vissen, beneden 0,2-2 $mg.l^{-1}$ niet schadelijk geacht, voor andere waterorganismen 0,2-9 $mg.l^{-1}$.

S t i k s t o f, naast fosfaat en silicium, bepaalt mede de grootte van de primaire produktie. Naarmate er meer van deze elementen aanwezig is, kan de biomassa groter worden, zodat er meer vissen

en dergelijke in kunnen leven. VOLLENWEIDER (1968) geeft op basis van het fosfaat- en stikstofgehalte de volgende indeling voor oppervlaktewater (tabel 7).

Tabel 7. Indeling van oppervlaktewater op basis van fosfaat- (mg $P.l^{-1}$) en stikstofgehalte (mg $N.l^{-1}$)

	Totaal P	Anorganisch N
1. ultra-oligotroof	< 0,005	< 0,20
2. oligo-mesotroof	0,005 - 0,01	0,20 - 0,40
3. meso-eutroof	0,01 - 0,03	0,30 - 0,65
4. eu-polytroof	0,03 - 0,10	0,5 - 1,5
5. polytroof	> 0,10	> 1,5

VOLLENWEIDER (1968) vermeldt, dat een water in gevaar verkeert als de voorjaarsconcentratie van biologisch opneembaar P en anorganisch N meer dan 0,01 mg $P.l^{-1}$ en 0,2-0,3 mg $N.l^{-1}$ bedraagt. Aangezien deze waarden betrekking hebben op grote stilstaande wateren, zoals meren, gelden voor Nederland andere normen. LEENTVAAR (1970) is van mening dat onder Nederlandse omstandigheden de norm als volgt gesteld kan worden:

0,03 mg opneembaar $P.l^{-1}$
0,2 - 0,3 mg anorganisch $N.l^{-1}$

3.7. Fosfaatverbindingen

De oplosbaarheid van fosfaatverbindingen is afhankelijk van verschillende factoren, hoofdzakelijk de pH. Met de metalen ijzer, aluminium en mangaan kunnen verbindingen ontstaan, die onder normale omstandigheden bijzonder slecht oplosbaar zijn, dit geldt voornamelijk bij een lage pH (4 tot 6). Wanneer de pH hoger dan 6 is nemen de Ca-ionen de taak van de metaal-ionen over. In het pH-traject 5-7 is een gedeelte van het fosfaat verbonden met de eventueel aanwezige kleimineralen. Fosfaat is het meest beschikbaar voor de plant in het

pH-traject 6-7 en dus kan in dit traject ook een hogere uitspoeling verwacht worden (VOLLENWEIDER, 1968). De volgende tabel geeft inzicht in de fosfaatconcentraties bij verschillende pH's.

Tabel 8. Fosfaatconcentratie (mg $P.l^{-1}$) in samenhang met verschillende ionen en bij verschillende pH's in hypothetisch water (STUMM, 1970)

	pH 5	pH 6	pH 7
AL PO_4	0,03	0,01	0,3
Fe PO_4	0,1	1,0	-
Ca_5 (OH) $(PO_4)_3$			
Ca = 40 $mg.l^{-1}$	-	-	0,01
Ca = 100 $mg.l^{-1}$	-	-	0,001

Fosfaat speelt een belangrijke rol bij de eutrofiëring van oppervlaktewater, omdat het onder Nederlandse omstandigheden over het algemeen beschouwd wordt als de b e p e r k e n d e g r o e i- f a c t o r. De volgende vergelijking (ontleend aan STUMM, 1970) laat zien wat de consequenties zijn van betrekkelijk geringe hoeveelheden P:

$$106\ CO_2 + 122\ H_2O + 16\ NO_3^- + HPO_4^{2-} + 18\ H^+ + \text{zonneënergie}$$

$$+ \text{ sporenelementen} \xrightarrow[\text{primaire produktie van org.stof}]{\text{respiratie}} C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P + 138\ O_2$$

Volgens deze formule ontstaat uit 1 mg P 115 mg organisch materiaal (drooggewicht), waarvoor bij volledige mineralisatie ± 140 mg zuurstof nodig is.

Van eén watermonster wordt het totaal-fosfaat bepaald door voorafgaande destructie, zodat ook de organische verbindingen als ortho-P beschikbaar komen. Het verschil tussen het totaal-P en

ortho-P is het gehalte aan h y d r o l y s e e r b a a r f o s f a a t. Deze fosfaatverbindingen komen onder andere voor in wasmiddelen, als natrium-pyrofosfaat ($Na_4 P_2O_7$) en tripolyfosfaat ($Na_5P_3O_{10}$), en in de minder toegankelijke organische stoffen.

Als bronnen van fosfaatverrijking in oppervlaktewater kunnen genoemd worden de aanvoer via

- regenwater
- natuurlijke uitspoeling
- afvalwaterlozingen

Toevoer van fosfaat vanuit de a t m o s f e e r via de neerslag is vooral een belangrijke factor voor een groot wateroppervlak en voor voedselarme natuurgebieden.
Gehalten, die gevonden zijn in de literatuur en in regenwater, dat verzameld is in Wageningen op het Staringgebouw, zijn vermeld in tabel 9.

Tabel 9. Enkele totaal-fosfaatgehalten (mg $P.l^{-1}$) in regenwater en de fosfaatbelasting(KG.$P.ha^{-1}.jr^{-1}$

	mg $P.l^{-1}$	kg $P.ha^{-1}.jr^{-1}$
Amerika	-	0,2
Zweden	0,03 - 0,1	0,15 - 0,5
Frankrijk (alleen ortho-P)	< 0,13	0,14
Nederland (zie tabel 1)	0,01 - 0,24	0,5

Volgens VOLLENWEIDER (1968) komt het fosfaat vermoedelijk in de atmosfeer door verwaaiing van kunstmest. Waarschijnlijk dragen ook stofdeeltjes hieraan bij.

Het fosfaat, dat via drains of via het grondwater wordt afgevoerd kan worden beschouwd als n a t u u r l ij k e u i t s p o e- l i n g. Een grondwateronderzoek op zandgrond heeft aangetoond dat de verschillen niet veroorzaakt worden door de bemesting. Bij de natuurgebieden en de agrarische percelen waren de fosfaatgehalten in het ondiepe grondwater respectievelijk

0,10 - 0,15 mg $P.l^{-1}$ en 0,16-0,27 mg $P.l^{-1}$ (STEENVOORDEN, 1973). De verschillen in fosfaatgehalten moeten worden toegeschreven aan de aanwezigheid van veen (zie tabel 1). Uit een bemestingsonderzoek (6 jaar) in de Flevopolder kon worden vastgesteld, dat de verontreiniging met betrekking tot fosfaat in de landbouw niet van wezenlijke betekenis is (DE JONG, 1971). Het fosfaatgehalte van het drainwater, afkomstig van onbemeste en bemeste (600 kg super per jaar) percelen bedroegen respectievelijk 0,025 en 0,020 mg $P.l^{-1}$. Invloed van fosfaatbemesting is op minerale gronden door geen enkele onderzoeker aangetoond.

In huishoudelijk afvalwater wordt volgen Imhoff dagelijks 1,8 g.P per inwoner geproduceerd. Afhankelijk van het leefpatroon kunnen deze hoeveelheden variëren. De toepassing van fosfaat in wasmiddelen heeft een grote vlucht genomen. Deze fosfaten zijn toegevoegd in de vorm van Na-tri-polyfosfaat. In de literatuur vindt KOOT (1970) getallen die variëren van 1,5-2,5 g.P per hoofd per dag. Afhankelijk van het waterverbruik bedraagt de totale hoeveelheid 3-4,0 g.P per persoon per dag of 5-15 mg $P.l^{-1}$ (KOOT, 1970). In een zuiveringsinstallatie wordt door de mechanische reiniging (d.i. de eerste trap) ongeveer 10 % fosfaat verwijderd. Door de oxydatief biologische zuivering (tweede trap) kan de hoeveelheid fosfaat 20-25 % afnemen. De maximaal bereikbare verwijdering langs deze weg bedraagt dus 35 %. In het effluent van een dergelijke installatie is dus 3-10 mg $P.l^{-1}$ aanwezig (zie hoofdstuk 3.11 voor derde zuiveringstrap).
Zuivering via landbehandeling, zoals reeds genoemd in hoofdstuk 3.6, betekent voor fosfaat een reiniging van 96 %; aanzienlijk meer dus dan de biologische zuivering (35 %). Op de vloeivelden in Tilburg worden nog steeds hoge zuiveringswaarden bereikt. De concentraties aan totaal-fosfaat voor afvalwater en voor drainwater bedragen respectievelijk 11 en 0,6 mg $P.l^{-1}$. De totale jaarlijkse aanvoer bedraagt 204 kg $P.ha^{-1}$, terwijl de afvoer via de drains 8 kg $P.ha^{-1}$ is. Dit betekent dus een jaarlijkse vastlegging van 196 kg $P.ha^{-1}$ (DE HAAN, 1972).

Zuiver oppervlaktewater in agrarische gebieden (zand- en kleigronden) heeft een totaal-P gehalte van ± 0,1 à 0,2 mg $P.l^{-1}$ en een ortho-P gehalte van ± 0,05 $mg.l^{-1}$ (STEENVOORDEN, 1973). Het gemiddelde fosfaatverlies voor de Nederlandse landbouw bedraagt volgens KOLENBRANDER (1971) 0,13 kg $P.ha^{-1}.jr^{-1}$. De bijdrage van runnoff, erosie en eventuele directe vervuiling is 0,03 kg $P.ha^{-1}.jr^{-1}$.

Normen ten aanzien van de eutrofiëring zijn reeds vermeld in het voorgaande hoofdstuk 3.6. Drinkwaternormen ten aanzien van fosfaatverbindingen zijn niet bekend. Voor het vee is fosfaat (PO_4) niet schadelijk.

3.8. Calcium, magnesium, (bi)-carbonaat en pH

Koolzuur kan door het zwak-zure karakter in verschillende vormen voorkomen, afhankelijk van de pH, namelijk als CO_2, H_2CO_3 HCO_3^- en CO_3^{2-}. Afhankelijk van de pH wordt ook indirect de hoeveelheid Ca- en Mg-ionen beïnvloed. De volgende figuur laat zien hoe de evenwichten in elkaar grijpen.

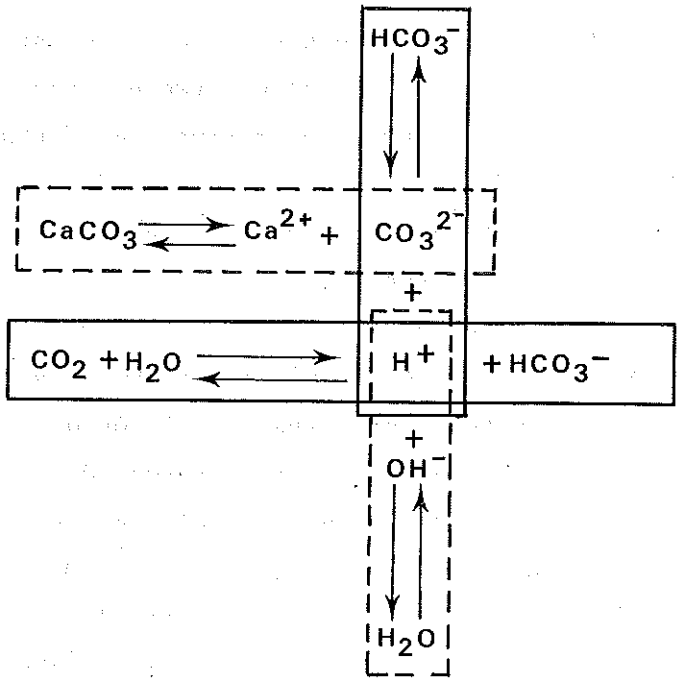

Fig. 3. Kalk-koolzuurevenwichten

De verschillende vormen, waarin koolzuur voorkomt in water spelen een grote rol bij allerlei processen, die zich voordoen in grond- en oppervlakte water, zoals algenbloei, biogene en ontkalking, oplossen van Ca CO_3. Van belang is het koolzuurevenwicht eveneens bij vorming van afzettingen en bij de zuivering van water, bijvoorbeeld bij ontharding, ontzuring ten behoeve van proceswater voor sommige industrieën en van leidingwater.

Algen gebruiken voor de fotosynthese CO_2. Het verbruikte CO_2 wordt hierbij aangevuld via de evenwichtsreactie waarbij tevens zoveel H^+ ionen worden weggenomen. Het CO_3^{2-} gehalte kan daardoor zover stijgen, dat het oplosbaarheidsprodukt van Ca CO_3 overschreden wordt. Er komt dan onoplosbaar Ca CO_3 tot afscheiding. Dit noemt men 'b i o g e n e o n t k a l k i n g' van het water.

N a t u u r l ij k e w a t e r e n bevatten Ca- en HCO_3-ionen, die afkomstig zijn van kalkhoudende gesteenten of bodemmineralen. De verklaring hiervoor is dat koolzuur in het water wordt opgenomen bij het doorzijgen van de bodem. Het CO_2 is afkomstig van de mineralisatie van dood plantaardig en dierlijk materiaal. Is bij een bepaald HCO_3-gehalte het vrije CO_2-gehalte hoger dan met het evenwicht overeenkomt, dan zal bij aanwezigheid van Ca CO_3 (kalk, beton) dit oplossen om een evenwichtstoestand te bereiken. Het water is dan kalkagressief. Ligt het CO_2-gehalte lager dan zal voor het bereiken van de evenwichtstoestand, het oplosbaarheidsprodukt van Ca CO_3 overschreden worden, tengevolge waarvan kalk afgescheiden zal worden. Het water is dan k a l k - a f z e t t e n d. Voor concentraties zoals die in grond- en oppervlaktewater voorkomen geeft tabel 1 een goed inzicht.

Het voorkomen van ionen in r e g e n w a t e r wordt aan de kust hoofdzakelijk bepaald onder invloed van de zee. De invloed neemt af naarmate men verder van de kust afkomt en zal 50 (voor Ca- en K-ionen) à 300 km (voor Na- en Cl-ionen) landinwaarts, niet meer van invloed zijn. In Amerika heeft men gemeten dat de jaarlijkse hoeveelheden Ca (en ook K) in regenwater in agrarische gebieden soms aanzienlijk hoog kunnen zijn. Tabel 10 geeft onder andere de Ca- en Mg-hoeveelheden weer, die jaarlijks met regenwater aangevoerd kunnen worden (zie ook tabel 1).

Tabel 10. Neerslaghoeveelheden (mm) en hoeveelheden opgeloste mineralen (kg $ha^{-1}.jr^{-1}$) in regenwater van drie KNMI-stations in 1958 volgens Eriksson (SCHARRER, 1966)

	Neerslag	K	Na	Cl	Ca	Mg	SO_4	NO_3-N
Den Helder	734	5,0	124,7	184,6	10,5	20,6	17,2	4,17
De Bilt	829	1,4	15,3	24,4	5,4	2,3	13,7	2,95
Witteveen	824	1,7	14,8	25,7	4,1	2,8	14,9	3,98

Kalkafzettingen kunnen ook optreden tengevolge van het uitdrijven van koolzuur, bijvoorbeeld door middel van beluchting of door daling van de partiële CO_2-druk van de gasfase (koken).

Het totaal aan Ca- en Mg-ionen noemt men de totale hardheid. De Ca- en Mg-ionen, die met de CO_3-ionen tijdens koken neerslaan, noemt men de bicarbonaat of tijdelijke hardheid. De overblijvende Ca en Mg-ionen veroorzaken de blijvende hardheid. De hardheid is van belang bij het wassen met zeep, omdat onoplosbaar Ca-zeep gevormd vormt en bij verwarmingsinstallaties, omdat door verwarming ketelsteen kan afzetten.

De hardheid wordt bij voorkeur uitgedrukt in ^oD = duitse graden (10 mg Ca 0.1^{-1} = 1^oD)

De onderverdeling in ^oD is:

zeer zacht water	0 - 4^oD
zacht	4 - 8^oD
matig hard	8 - 12^oD
vrij hard	12 - 18^oD
hard	18 - 30^oD
zeer hard	> 30^oD

Ook zijn de volgende hardheidsgraden in gebruik:

10 mg Ca $CO_3.1^{-1}$ = fH (Frankrijk)

10 mg Ca $CO_3.0,7$ 1^{-1} = eH (Engeland)

10 mg Ca $CO_3.0,585$ 1^{-1} = aH (Amerika)

In Nederland zijn geen grenzen gesteld ten aanzien van de Ca- en Mg-concentratie. In het waterleidingsbesluit (1960) wordt echter als grens voor de hardheid 5 $meq.l^{-1}$ genoemd (d.i. 100 mg $Ca.l^{-1}$ of 80 mg $Mg.l^{-1}$).

Voor het d r i n k w a t e r v a n h e t v e e is een hoge hardheid niet schadelijk (LANDBOUWSCHAP, 1970). In internationaal verband heeft men voor drinkwater als standaard voor Ca 75 $mg.l^{-1}$ (1963)en voor Mg aanvankelijk 50 $mg.l^{-1}$ (1963), hetgeen later (1970) verlaagd is tot 30 $mg.l^{-1}$. Ten aanzien van de hardheid geeft men het gebied van 2-10 $meq.l^{-1}$ vrij voor de drinkwatervoorziening.

Voor de b l o e m e n t e e l t is de aanwezigheid van Ca- en Mg-zouten van belang. De calcium- en magnesiumzouten geven witte vlekken (externe kwaliteitsvermindering). Bij beregening met oppervlaktewater van een bepaalde hardheid, treed het verschijnsel minder op dan bij gebruik van grondwater met dezelfde hardheid. Beneden $5^{o}D$ treed het vrijwel niet op. Hoge bicarbonaatgehalten, meer dan $8^{o}D$, kunnen chlorose, dat is ijzergebrek, veroorzaken, waarschijnlijk doordat het bicarbonaat de ijzeropname belemmert (HIDDING, 1972)..

3.9. Z w a v e l v e r b i n d i n g e n

Zwavel is een element, dat in zijn gedrag in een aantal opzichten overeenkomt met stikstof. De waardigheden kunnen, evenals bij stikstof, vele waarden aannemen, variërend van tweewaardig negatief (H_2S) tot zeswaardig positief ($Ca\ SO_4$). Mede om deze reden, waardoor zwavel dienst kan doen als electron accepter en -donor, is het betrokken bij een groot aantal microbiologische omzettingsreacties. Door reductie van zwaveloxyden (sulfaat) kan de verbinding overgaan in een gasvormige verbinding (H_2S). Dit kan zowel in sterk verontreinigd oppervlaktewater als grondwater plaatsvinden. Wanneer de aanvankelijk anaërobe toestand overgaat in een aërobe toestand kan eventueel H_2S geoxydeerd worden. De oxydatie van zwavelverbindingen tot zwavelzuur zal een verzurende werking in de bodem teweeg brengen. Gronden, die sterk verzuurd zijn moemt men katteklei of kattezand (pH < 3) (zie 2.1).

Als bronnen van zwaveltoevoer kunnen de volgende genoemd worden:

- verontreiniging van regenwater door de atmosfeer
- kunstmeststoffen (super fosfaat e.a.)
- mineralisatie van organische mest
- bodemmineralen (Fe S_2)
- bestrijdingsmiddelen

Verrijking van zwaveldioxyde in de a t m o s f e e r moet in de eerste plaats worden toegeschreven aan de chemische industrie en gebruik van fossiele brandstof voor huisverwarming. In industriecentra en grote woongebieden kan het sulfaatgehalte waarden bereiken van 15-20 $mg.l^{-1}$. Langs de kust van West-Europa is waarschijnlijk nog sterke invloed van de industrie aanwezig, gezien de hoge sulfaatbelasting in Den Helder (tabel 10). De sulfaataanvoer vanuit een zuivere atmosfeer kan geschat worden op 3,5 $kg.ha^{-1}.jr^{-1}$.

Enkele k u n s t m e s t s t o f f e n, met name superfosfaat, patentkali, zwavelzure kali, zwavelzure ammoniak bevatten grote hoeveelheden zwavel, van de voornoemde meststoffen is het % S respectievelijk 12, 15, 17 en 23. Het S-gehalte van s t a l m e s t bedraagt ongeveer 0,05 % van het totale gewicht (VAN DIEST, 1971).

In hoofdstuk 2 is reeds vermeld, dat aanwezig p y r i e t (Fe S_2) in een aëroob milieu kan oxyderen. Hoge sulfaatgehalten kunnen hiervan het gevolg zijn. De sulfaatgehalten kunnen in een sterk reducerend milieu teruglopen tot enkele $mg.l^{-1}$. De volgende tabel laat enkele sulfaatgehalten van water zien in een aëroob en anaëroob milieu.

Tabel 11. Sulfaatgehalten ($mg.l^{-1}$) in het oppervlaktewater, het drainwater en het grondwater in de Haarlemmermeerpolder (STEENVOORDEN, 1974)

	Filterdiepte t.o.v. grondw. peil	Aantal bemonsteringen	SO_4-gehalte
Oppervlaktewater	-	36	678
Drainwater	-	1	1196
Grondwater	- 0,5 m	9	772
Grondwater	- 2,5 m	9	75

Vroeger werd veel meer dan nu elementaire zwavel toegepast als f u n g i c i d e vooral in de fruitteelt. De jaarlijkse hoeveelheden konden oplopen tot 50 kg $S.ha^{-1}$. Tegenwoordig maakt men gebruik van organisch sulfonaat bevattende bestrijdingsmiddelen, zoals parathion, malathion etc. De hoeveelheden S die hiervan zijn toegediend is verwaarloosbaar klein (VAN DIEST, 1971).

Normen voor drinkwater zijn in het w a t e r l e i d i n g s b e s l u i t (1960) ten aanzien van sulfaat niet gegeven. In Amerika heeft men als grens 200 à 250 $mg.l^{-1}$. Hoge sulfaatgehalten geven een onaangename geur aan het water. Het voorkomen van H_2S in drinkwater is schadelijk boven een concentratie van 0,05 $mg.l^{-1}$. Het LANDBOUWSCHAP (1970) stelt dat goed drinkwater voor het vee weinig sulfaat mag bevatten. Veel sulfaat kan aanleiding geven tot diarree. Het water is ongeschikt wanneer H_2S aanwezig is.
O p p e r v l a k t e w a t e r als drinkwater heeft in Amerika als grenswaarde 250 $mg.l^{-1}$. Men streeft echter naar een waarde van 50 $mg.l^{-1}$. Uit tabel 1 blijkt dat het oppervlakte en grondwater in zand- en hoogveengebieden meestal geen hogere waarden dan 50 $mg.l^{-1}$ hebben. Op de mariene afzettingen zijn de gehalten veelal enkele honderden $mg.l^{-1}$. In de i n d u s t r i e ondervindt men van sulfaatrijk water (meer dan 400 $mg.l^{-1}$) veel nadeel. De opgeloste sulfaten kunnen bij gebruik van ketelvoedingwater aanleiding geven tot het ontstaan van een zeer hardnekkige vorm van ketelsteen ($Ca\ SO_4$). Voor de betonindustrie wordt een gehalte van meer dan 350 $mg.l^{-1}$ SO_4 sterk afgeraden.

3.10. N a t r i u m, k a l i u m e n c h l o r i d e

Van elementen, die voorkomen in z e e w a t e r, overwegen Na en Cl sterk (tabel 1). De verklaring van deze hoge concentraties ten opzichte van K, en andere, ligt in het feit dat Na en Cl in oplossing blijven, terwijl K wordt ingebouw in kleimineralen (illiet) en afgezet wordt. Andere ionen worden grotendeels door organismen opgenomen. Na en Cl zullen daarentegen in zeewater ophopen.

Verdamping van zeewater zal de atmosfeer in kuststreken relatief

sterk beïnvloeden. Afhankelijk van de afstand tot de kust en weersomstandigheden, kunnen de Na-, K- en Cl-gehalten in regenwater, zoals blijkt uit gegevens van Eriksson (SCHARRER, 1966), als volgt variëren.

Na: 27 - 1 $mg.l^{-1}$
K : 0,8 - 0,2 $mg.l^{-1}$
Cl: 25 - 1 $mg.l^{-1}$

De concentratie van het natrium-ion in grond- en oppervlaktewater is meestal groter dan van het K-ion. Het Na-ion speelt een bijzonder geringe rol als voedingselement, het heeft echter wel de eigenschap om zich aan kleimineralen te binden. In zandgrond zal het dan ook volledig uitspoelen.

Het kalium-ion is belangrijk voor de groei en ontwikkeling van de plant. Door de grote behoefte van de plant komt kaliumgebrek veelvuldig voor. In de landbouw wordt kalium daarom in de vorm van meststof toegediend, tengevolge waarvan vooral op zandgrond kalium uit kan spoelen.

Het chloride-ion wordt biologisch en chemisch niet vastgelegd, zodat de chlorideconcentratie slechts verandert door bemesting, verdamping en menging. Ionen zoals Ag^{+}, waarmee het Cl-ion neergeslagen kan worden, ontbreken geheel in oppervlakte- en grondwater. Het chloride-ion spoelt dus volledig uit en kan daarom een belangrijke aanwijzing geven, omtrent de invloed van afvalwater. In landelijke gebieden, waar naast agrarische gebieden ook natuurgebieden voorkomen, heeft de organische bemesting grote invloed op onder andere het natrium- en chloridegehalte. Het is mogelijk om de concentratie van deze ionen te berekenen uit de jaarlijkse mestproduktie van rundvee (20 ton per v.g.e.) de veebezetting (2,0 v.g.e. ha^{-1}) en de afgevoerde hoeveelheid water (300 $mm.jr^{-1}$). Voor de samenstelling van dunne mest zijn gegevens van KOLENBRANDER e.a. (1967) gebruikt.Met behulp van voornoemde gegevens zijn enkele berekeningen uitgevoerd (tabel 12).

Tabel 12. Kalium-, natrium- en chlorideconcentraties ($mg.l^{-1}$) als bijdrage in het grondwater bij een veebezetting van 2 v.g.e., een mestproduktie van 2 ton per v.g.e. en een grondwaterafvoer van 300 $mm.jr^{-1}$

mineraal	Samenstelling dunne mest (rundvee)	Produktie $kg.v.g.e.^{-1}$	Produktie $kg.ha^{-1}$	Bijdrage aan de concentratie $mg.l^{-1}$
K	0,50 %	100	200	67
Na	0,07 %	15	30	10
Cl	0,30 %	60	120	40

De bijdrage van natrium en chloride in het grondwater op zandgrond met een normale veebezetting kan geschat worden op respectievelijk 10 en 40 $mg.l^{-1}$. Ten aanzien van varkensdrijfmest kan nog vermeld worden dat het natriumgehalte 100 % hoger ligt dan in rundveedrijfmest. Ook kippemest bevat naar verhouding meer natrium. In een grondwateronderzoek zijn op basis van het stikstofgehalte, de percelen ingedeeld als zwaar bemest en normaal bemest (STEENVOORDEN, 1973). De bijbehorende K-, Na- en Cl-gehalten staan in tabel 13.

Tabel 13. Stikstof-, kalium-, natrium-, chloridegehalte ($mg.l^{-1}$) en geleidingsvermogen ($\mu mho.cm^{-1}$) in het grondwater (op ½ m en 2½ m onder het grondwaterpeil) van enkele landbouwpercelen en natuurgebieden op zandgrond

Bepaling	Zwaar bemest		Normaal bemest		Natuurgebied	
	½ m	2½ m	½ m	2½ m	½ m	2½ m
N	12,5	5,0	2,2	2,5	1,3	2,1
Na	21	21	19	19	6	7
K	8	4	6	3	2	3
Cl	47	56	37	40	12	13
Geleidingsvermogen	543	566	511	518	151	289

In het oppervlaktewater van de zandgebieden zal het chloridegehalte over het algemeen de waarde van 50 $mg.l^{-1}$ niet overschrijden; voor natrium en kalium zijn dit respectievelijk de waarden 30 en 10 $mg.l^{-1}$ (STEENVOORDEN, 1974).

Tengevolge van afvalwaterzuivering via landbehandeling kan het grondwater aanzienlijk verrijkt worden met K-ionen. De reeds genoemde vloeivelden (3.6) zijn hiervan een voorbeeld. Zoals in tabel 5 vermeld staat heeft het grondwater van vloeivelden van de aardappelmeelfabrieken een gemiddelde K-gehalte van 197 $mg.l^{-1}$. Op de rioolwater-vloeivelden van de gemeente Tilburg, die bevloeid worden met afvalwater met een K-gehalte van 49 $mg.l^{-1}$, is het gehalte in het grondwater gemiddeld 41 $mg.l^{-1}$ (DE HAAN, 1972). Per inwoner wordt per dag gemiddeld 6 g .chloride geloosd. Hetgeen neerkomt op een bijdrage van $\pm$ 50 $mg.l^{-1}$ in het geloosde huishoudelijk afvalwater.

Hoge chloridegehalten worden ook gevonden in het oppervlaktewater van vuilstortplaatsen. Waarden van 3000 $mg.l^{-1}$ vormen geen uitzondering. De natrium- en kaliumgehalten kunnen waarden hebben van respectievelijk 1000 en 600 $mg.l^{-1}$. Het geleidingsvermogen kan daardoor variëren van enkele duizenden tot enkele 10-duizenden $\mu mho.cm^{-1}$ (HOEKS, 1973).

In West-Nederland worden hoge zoutgehalten in het grondwater veroorzaakt door zoute kwel (vnl. Na- en Cl-ionen). In het bovenste grondwater zal menging optreden van het zoute kwelwater met regenwater. Naarmate men dieper komt neemt de ionenconcentratie toe. Uit een onderzoek (STEENVOORDEN, 1974) is gebleken dat het chloride- en natriumgehalte in het grondwater van ½ cm naar 2½ m (onder het grondwaterpeil) 200 à 350 % toe kan nemen. Het polderwater kan naast zoute kwel ook sterk verzilten door zout water afkomstig van gasbronnen of koelwaterlozingen. De gehalten in het gasbronwater van een gasbron in de Veenderpolder zijn als volgt:

Na	: 1300 $mg.l^{-1}$	SO_4	: 20 $mg.l^{-1}$
K	: 77 $mg.l^{-1}$	tot-N	: 27 $mg.l^{-1}$
Cl	: 2600 $mg.l^{-1}$	tot-P	: 5,5 $mg.l^{-1}$

Normen voor het d r i n k w a t e r ten aanzien van natrium en kalium zijn niet bekend. Chloride is ook niet in het Waterleiding Besluit (1960) opgenomen. De VEWIN, 1961 stelt dat een chloridegehalte hoger dan 250 $mg.l^{-1}$ niet aanbevelenswaardig is. Het bezwaar van een te hoog chloridegehalte uit zich in een minder aantrekkelijke smaak.

De veilige grens voor het chloride van slootwater als d r i n k w a t e r v o o r h e t v e e ligt beneden 2000 $mg.l^{-1}$. Bij hogere gehalten kan afsterven van organismen aanleiding geven tot moeilijkheden. Wanneer het water zuiver is kunnen kalveren en volwassen runderen hogere waarden verdragen, respectievelijk tot 2500 en 5000 $mg.l^{-1}$. Pluimvee en varkens zijn erg gevoelig, hier dient men de norm kleiner dan 1300 $mg.l^{-1}$ zeker aan te houden (LANDBOUWSCHAP, 1970).

Proeven met onder glas geteelde t u i n b o u w g e w a s s e n hebben aangetoond, dat de produktiviteit sterk daalt als het Cl-gehalte van het beregeningswater stijgt boven de 200 $mg.l^{-1}$. Voor de groente- en bloementeelt als geheel wordt deze grens als toelaatbaar beschouwd. Bij zoutgevoelige gewassen zoals komkommer, boon en vele in pot geteelde sierteeltgewassen zoals Azalea, Calicolaxia, Ericaceën, Primula, heesters en coniferen treden dan reeds opbrengstreducties op. Hiervoor zou een grens van 150 $mg.l^{-1}$ moeten worden aangehouden. Voor de in de vollegrond geteelde gewassen liggen de limieten hoger (HIDDING, 1972). Het probleem van verzilting is reeds jarenlang onderwerp van studie. Een recent onderzoek in Midden-West-Nederland over het tijdperk 1954-1970 (TOUSSAINT, 1972) wijst uit, dat de gestelde limiet voor de tuinbouw van 200 mg $Cl.l^{-1}$ in een aantal boezemwateren voor kortere of langere duur ruimschoots zijn overschreden.

3.11. IJ z e r- en m a n g a a n v e r b i n d i n g e n

Bij het voorkomen van ij z e r i n d e b o d e m moet men onderscheid maken tussen de mariene en zandgronden. In het eerste bodemtype wordt in reducerend milieu Fe S omgezet in Fe S_2, dat onoplosbaar is. Wanneer het milieu aëroob wordt, ontstaat door oxydatie

$Fe_2(SO_4)_3$, dat goed oplosbaar is en dat direct reageert met $CaCO_3$, onder vorming van onder andere onoplosbaar $Fe(OH)_3$ en bicarbonaat. In het tweede bodemtype (zandgronden) ontstaan door inwerking van CO_2 en humuszuren onder reducerende omstandigheden de goed oplosbare $Fe(HCO_3)_2$ en Fe-humaten. Oxydatie geeft een bruine afzetting langs scheuren en dergelijke van $Fe(OH)_3$ (VAN DER HEIJ EN PEERLKAMP, 1966).

M a n g a a n kan men als een natuurlijke begeleider van ijzer beschouwen. Toename van het lutumgehalte gaat vaak samen met een relatief sterke toename van het mangaangehalte (SCHARRER und LINSEL). Een lage pH en een reducerend milieu zijn gunstig voor de vorming van goed oplosbare 2-waardige mangaanzouten. Het gevolg hiervan is dat mangaan uitspoelt. VAN DER HEIJ en PEERLKAMP (1966) vermelden dat op zand- en dalgrond dan geen mangaangebrek op zal treden (pH < 5,4). Bij pH hoger dan 6,2 zal zo goed als steeds mangaangebrek optreden. Op mariene gronden wordt het mangaangebrek dan bepaald door de aanwezige hoeveelheid gemakkelijk reduceerbare Mn-verbindingen. Deze hoeveelheid neemt in het algemeen toe met de zwaarte.

In o p p e r v l a k t e w a t e r is ijzer en mangaan hoofdzakelijk aanwezig in onopgeloste toestand. In de meeste natuurlijke wateren is de zuurstofhuishouding en zuurgraad zodanig dat elk Fe^{2+}- en Mn^{2+}-ion, afkomstig uit grondwater en diepere waterlagen, direct geoxydeerd wordt tot een onoplosbare verbinding die tenslotte weer bezinkt. Hoewel de mangaanconcentraties in g r o n d- e n o p p e r v l a k t e w a t e r gering zijn, kunnen in diep stilstaand water soms extreem hoge waarden voorkomen. De mangaanconcentratie zal zelden hoger zijn dan 20 $mg.l^{-1}$ (STUMM, 1970). Voor ons land zal het Fe-gehalte en Mn-gehalte in het grondwater veelal niet meer dan respectievelijk 70 (Peelgebied) en 6 $mg.l^{-1}$ (Haarlemmermeerpolder) bedragen.

In het hoofdstuk over fosfaatverbindingen (3.6) komt naar voren dat zuivering van h u i s h o u d e l ij k a f v a l-water volgens de conventionele zuiveringsmethode een fosfaatreductie geeft van 35 %, zodat het effluent nog 3-10 mg $P.l^{-1}$ kan bevatten. Dit is niet voldoende in vele gevallen. In een derde trap kunnen door toevoeging van chemicaliën onoplosbare fosfaatverbindingen gevormd worden, die na bezinking verwijderd worden. Voor de praktijk komen in aanmerking:

Al^{3+} - zouten
Fe^{3+} - zouten
Ca^{2+} - zouten

Een experiënt met het effluent van de RWZI Elburg wees uit dat met overdosering van $FeCl_3$ een extra reductie van ongeveer 55 % te bereiken is. De fosfaatreductie die we totaal kunnen bereiken is dan 90-95 %. In het effluent blijft dan 0,2-0,6 mg $P.l^{-1}$ achter. In Zwitserland wordt de fosfaatverwijdering reeds enige jaren toegepast (DRENT, 1971).
De rol van ijzer bij de verwijdering van fosfaat blijkt eveneens uit het zuiverend vermogen van de bodem. Zoals in hoofdstuk 3.6 beschreven, is het zuiveringseffect op de rioolwater-vloeivelden van de gemeente Tilburg groot (± 96 %).

Als d r i n k w a t e r n o r m ten aanzien van ijzer en mangaan noemt het waterleidingsbesluit (1960) geen waarden. Aangenomen kan worden dat hoge gehalten niet schadelijk zijn voor de gezondheid. In aanbevelingen van de VEWIN (1961) worden als maximum gehalten voor ijzer en mangaan respectievelijk 0,1 en 0,05 $mg.l^{-1}$ genoemd. In Amerika stelt men als norm voor het oppervlaktewater 0,3 $mg.l^{-1}$ ten aanzien van ijzer.

Het LANDBOUWSCHAP (1970) deelt mede dat water met een hoog ijzergehalte slechts in uiterste omstandigheden door h e t v e e wordt gedronken. Ontijzeren is gewenst bij meer dan 5 $mg.l^{-1}$. Zeer hoge eisen ten aanzien van het ijzergehalte stelt de f r u i t t e e l t. Beregening tijdens het groeiseizoen van de vruchten met water met meer dan 1,5 à 2,0 $mg.l^{-1}$ Fe geeft sterke vruchtverruiming (externe kwaliteitsvermindering). Bij g l a s t e e l t e n is de bruinkleuvan het blad of bladverbranding het gevolg. De grens ligt bij 5 $mg.l^{-1}$ Fe in gietwater. Bladverbranding is bij hogere waarden tevens afhankelijk van het HCO_3^--gehalte en de pH, chloride- of sulfaatgehalte (HIDDING, 1972).

3.12. Geleidingsvermogen

Het geleidingsvermogen van het water is een maat voor het gehalte aan ionen. Het wordt uitgedrukt in de reciproke weerstand Ω^{-1} (d.i. mho). Omdat de waarde meestal gering is geeft men de waarde op in µmho (d.i. micro mho). De waarde rekent men om naar een bepaalde temperatuur. Veelal is dit 20 of 25°C.

De waarden (µmho. cm^{-1} bij 20°C), die voor kunnen komen in regenwater, in oppervlakte- en grondwater van natuurgebieden, ontginningsgebieden, polders en in zeewater staan vermeld in tabel 14. De gegevens zijn afkomstig, indien niet anders vermeld, uit een onderzoek van STEENVOORDEN (1974).

Tabel 14. Geleidingsvermogen (µmho.cm^{-1}) in regen-, grond-, oppervlakte- en zeewater

Gebied	Watertype	Geleidingsvermogen	
	regenwater	24 - 100	(zie tabel 1, pag. 3)
	"	27	(SCHOLTE UBING, 1972)
Natuurgebied:			
meren	(oppervl.water)	52 - 210	(SCHOLTE UBING, 1972)
heideloop	"	140 - 170	
bosloop	"	25 - 350	
naaldhout	(grondw. op 0,5 m)	85	
heide	"	140	
loofhout	"	370	
blauwgrasland	"	520	
Ontginningsgebied (agrarisch):			
hoogveen (De Peel)	(oppervl.water)	229 - 363	
beekklei (Baakse Beek)	"	490 - 573	
zand (Salland)	"	510 - 945	
laagveen (polder 0,09 mm infiltr.)	"	975 - 1125	
zeeklei (polder 0,64 mm kwel)	"	1026 - 2050	
Veenderpolder (Z.H.)	gasbronwater)	± 7 000	
	zeewater	± 50 000	(geschat)

Tussen het totaal zoutgehalte en het geleidingsvermogen blijkt een duidelijk verband te bestaan. Voor het oppervlaktewater van Rijnland en Delfland heeft TOUSSAINT (1972) hiervoor de correlatie berekent. De correlaties zijn:

$X = 0{,}69\ Y - 3{,}8$ (Rijnland)

$X = 0{,}73\ Y - 48{,}0$ (Delfland)

waarbij X = som totaal ionen ($mg.l^{-1}$) en

Y = geleidingsvermogen ($\mu mho.cm^{-1}$)

Voor de g r o e n t e t e e l t als geheel wordt momenteel een geleidingsvermogen van ca. 1500 µmho als toelaatbaar beschouwd (HIDDING, 1973)

LITERATUURLIJST

BIEMOND, C. 1970. Normen aan het oppervlaktewater te stellen. H_2O (3) 13 (1970), pag. 282 - 286.

DIEST, A. VAN, 1971. Syllabus 'Bodemvruchtbaarheid' Landbouwhogeschool, Wageningen.

DRENT, J. 1971. Het probleem van eutrofiëring in Nederland (project: ALH 71-04), Wageningen.

——— 1972. Vlasindustrie. Jaarverslag ICW, pag. 40-43.

DIJK, H. VAN, 1972. Der Aussagewert der verschiedenen analysenmethoden für 'potentiell pflanzenverfügbaren stickstoff' in Ackerböden. I.B., Haren (Gr.).

FAIR, G.M., J.C. GEYER, D.A. OKUN, 1967. Water and waste water Engineering (volume 2). Water purification and waste water treatment and disposal.

F.A.O., 1972. Effects of intensive fertilizer use on the human environment. Soils bulletin no. 16, Rome.

HAAN, F.A.M. DE, 1972. Resultaten van belasting van de bodem met grote hoeveelheden afvalstoffen. Nota 657 ICW, Wageningen.

HEIJ, D. VAN DER en P.K. PEERLKAMP, 1966. Kennis van Grond en Bodem, 4e druk, 215 pag.

HEM, J.D., 1970. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. Geological Survey Water supply paper 1473, second edition.

HIDDING, A.P., 1972. Welke eisen stelt de tuinbouw aan de kwaliteit van het water? Rijkstuinbouwconsulentschap voor Bodemaangelegenheden, Wageningen.

HOEKS, J., 1973. Verontreiniging van bodem- en grondwater bij vuilstortplaatsen (een literatuurstudie). Nota 737 ICW, Wageningen.

HOOGHEEMRAADSCHAP RIJNLAND, 1970. Installaties voor de zuivering van afvalwater. Jaarverslag 1970, pag. 62-75.

IMHOFF, K., 1966. Taschenbuch der Stadtentwässerung.

JONG, G.J. DE, 1971. De betekenis van bodem- en bemestingsfosfaat voor de milieuhygiëne (zes jaar fosfaat onderzoek op de klei in Oost-Flevoland). Stikstof 69, pag. 373-375.

KOLENBRANDER, C.J. en L.C.N. DE LA LANDE CREMER, 1967. Stalmest en gier, waarde en mogelijkheden. I.B., Haren (Gr.).

——— 1971. Eutrofiëring van oppervlaktewater door de landbouw en de stedelijke bevolking. Stikstof 69, pag. 384-396.

KOOT, A.C.J., 1970. De toekomstige behandeling van huishoudelijk afvalwater H_2O (3), nr 22, pag. 551-559.

LANDBOUWHOGESCHOOL, Afdeling Waterzuivering, 1972. Oorzaken, wezen en gevolgen van waterverontreiniging en onderzoek van water, deel I.

LANDBOUWSCHAP, Gezondheidscommissie voor dieren, 1970. Onderzoek naar de bruikbaarheid van drinkwater voor vee, no. 8818a.

LEENTVAAR, P., 1970. Het probleem van de eutrofiëring H_2O (3) 5 (1970), pag. 100-103.

LIEBMANN, H., 1962. Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Band I.

NEDERLANDS NORMALISATIE INSTITUUT, 1934. Methoden voor het fysisch en chemisch onderzoek van drinkwater, deel III.

R.I.D., 1971/'72. Overzicht van enige normen voor drinkwater en drinkwaterbronnen, 35618.

R.I.Z.A., 1968. Onderzoek naar het verontreinigend vermogen van huishoudelijk afvalwater, med. nr 5, Voorburg.

SCHARRER, K. und H. LINSER, 1966. Handbuch der Pflazennährung und Düngung, Zweite Band, Erste Hälfte, pag. 774-792.

SCHOLTE UBING, D.W., 1972. Kwaliteit van oppervlaktewater in Nederland. Omstandigheden en processen, welke de kwaliteit in belangrijke mate bepalen, met de nadruk op de fosforbelasting, I.G.-T.N.O., Werkrapport A68.

SCHOTHORST, C.J., 1974. Subsidence of peat soils in the Western Netherlands (nog niet gepubliceerd). ICW, Wageningen.

STICHTING VOOR BODEMKARTERING (STIBOKA). Bodemkaart van Nederland, Wageningen.

STEENVOORDEN, J.H.A.M. en H.P. OOSTEROM, 1973. Stikstof, fosfaat en organisch materiaal in het grond- en oppervlaktewater van enkele gebieden. Cultuurtechnisch Tijdschrift, jrg. 12, nr 6.

——— en H.P. OOSTEROM, 1974. Grond- en oppervlaktewater onderzoek in enkele gebieden (nog niet gepubliceerd), ICW, WAGENINGEN.

STUMM, W. and J.J. MORGAN, 1970. Aquatic Chemistry. An introduction enphasizing chemical equilibria in natural waters.

T.N.O., 1972. Landbouwkundiggebruik van afvalwater in de aardappelmeelindustrie.
Werkgroep Onderzoek Irrigatie Afvalwater Aardappelmeelfabrieken, Wageningen.

TOUSSAINT, C.G., 1972. De chemische samenstelling van het oppervlaktewater in West-Nederland. Nota 653, ICW, Wageningen.

——— 1972. Chloridegehalten in het boezemwater in West-Nederland. Nota 682. ICW, Wageningen.

UITVOERINGSBESLUIT, 1970. Van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren.

VOLLENWEIDER, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. O.E.C.D., DAS/CS/68.27/Bibliography, Paris.

WIND, G.P. en B.H. STEEGHS, 1964. 'Kattezand'. Mededeling 60, ICW, Wageningen.