

De verontreiniging van oppervlaktewater met zware metalen*

Zware metalen in oppervlaktewater is een onderwerp met veel facetten. Enige direct aandacht vragende aspecten zijn:

1. de meting in oppervlaktewater en hierbij geconstateerde concentraties;
2. de kwalitatieve kant van het probleem, dus de vorm waarin de sporelementen voorkomen;
3. adsorptie- en sedimentatieverschijnselen en uitwisseling met bodemlib.

Nauw hiermee verbonden is de vraag of de gemeten concentraties aanvaardbaar zijn.

Dit probleem gezien vanuit de gezichtshoek van de bedrijfstak levert als punten:

4. het zuiveringsproces wat betreft zware metalen;
5. de concentraties van sporelementen in uit oppervlaktewater bereid drinkwater;
6. normen.

Het relatieve belang van de concentraties in drinkwater blijkt uit:

7. de inneming van sporelementen uit drinkwater t.o.v. de inneming van sporelementen via het totale dieet.

Een belangrijk onderwerp waarin de zware metalen hun rol spelen is:

8. het carcinogene karakter van sommige sporelementen.

1. De meting in oppervlaktewater, concentraties

In de Rijkswateren worden zware metaalconcentraties bepaald door het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, het Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening.

Dit geschiedt in onderling overleg en in onderlinge samenwerking. Gemonsterd wordt in de grensoverschrijdende wateren bij Lobith, Eysden en Ouden Doel, maar ook in de rivieren bij Vreeswijk, Gorinchem, Kampen en Keizersveer. Andere meetpunten zijn: Maassluis, Westerschelde bij Vlissingen, Haringvliet, IJsselmeer bij IJ. 10, Eems, Twenthekanaal en Noordzee bij Scheveningen. Bepaald worden Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb en Zn, soms worden ook As en Mn concentraties gemeten. Bij Eijsden en Lobith zijn ook Be, Li en V in het meetschema opgenomen.

*) Voordracht gehouden voor de Contactgroep Wateronderzoek en Waterzuivering.

Van alle genoemde elementen wordt steeds het gehalte in opgeloste toestand naast het totale gehalte (dus inclusief het aan zwevend stof geadsorbeerde) bepaald. Wel is de bepaling van het totale gehalte soms indirect.

Door de bedrijfstak openbare watervoorziening worden metingen verricht bij Lobith en Eijsden en voorts in de Maas bij Grave, Keizersveer en Heusden, in de Lek bij Bergambacht, in de Waal bij Ochten, in het IJsselmeer bij Andijk, in de Oude Maas en in de omgeving van Dordrecht.

Meestal houdt men zich bij de lijst Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb en Zn, soms worden slechts enige elementen uit deze lijst bepaald. In enkele gevallen neemt men As en Sb mee. Op enige uitzonderingen na wordt slechts of het totale gehalte of het gehalte aan opgelost sporelement bepaald.

Ook in de provinciale wateren worden door hoogheemraadschappen, waterschappen en andere beheerders en geïnteresseerden uiteraard metingen verricht.

Illustratief voor de in ons rivierwater te vinden concentraties zijn de maximum en minimum waarden bepaald voor de Waal in het eerste kwartaal van 1972¹⁾ en gerangschikt in tabel I.

TABEL I - Waal, K.M. 883, 1e kwartaal 1972 (in $\mu\text{g/l}$).

	Totaal	Opgelost (na centrifugeren)
Zn	360 — 560	225 — 380
Pb	49 — 81	8 — 22
Cd	3,8— 7,6	1,8— 4,1
Cu	42 — 68	12 — 23
Ni	19 — 27	14 — 20
Co	3,5— 6,5	2,5— 5,0
As	8,5— 18	4,5— 12,5
Hg	0,5— 5,7	0,2— 0,9

Afvoer tussen 810 en 1.559 m^3/sec , frequentie metingen: 1 x per week.

¹⁾ Bepaald door het Laboratorium Bodem, Water en Lucht van het Rijksinstituut voor de Volksgezondheid te Bilthoven.

TABEL IV - Sporelementen in $\mu\text{g/l}$, 1972, 4e kwartaal.

	Hg		Cd		Zn		Cu	
	totaal	na centr.	totaal	na centr.	totaal	na centr.	totaal	na centr.
Lobith	1,5—8,0	0,4—1,4	1,0—8,0	0,6—2,2	220—490	120—210	30—57	4—12
Kampen	0,6—2,0	0,2—0,4	1,2—3,0	0,8—1,0	170—520	100—220	13—52	3—11
Gorinchem	1,0—2,1	0,2—0,7	1,4—3,2	0,8—1,2	150—380	100—200	18—35	5—11
Keizersveer	0,2—0,6	<0,1—0,3	1,0—3,6	0,6—1,2	70—330	20—135	6—20	3—6
Vreeswijk	0,4—1,7	0,2—0,3	0,8—1,6	0,6—0,8	120—340	80—140	10—42	4—8

Afvoer Lobith lag tussen 807 en 4954 m^3/sec . Afvoer Lith lag tussen 28 en 972 m^3/sec .

De gemiddelden in 1971, 3e kwartaal, lagen vooral wat de minimum waarden betreft meestal iets lager (afvoer 935 - 2.399 m^3/sec). Voor totaal-chroom werd toen tussen 7,0 en 124 $\mu\text{g/l}$, na centrifugeren tussen 1,5 en 18 μl , gemeten.

Voor de vier meetpunten Lobith, Gorinchem, Vreeswijk en Kampen zijn in 1971 de in tabel II gegeven gehalten gevonden:

TABEL II - Lobith, Gorinchem, Vreeswijk, Kampen (in $\mu\text{g/l}$).

Cd	< 1 — 8	Pb	2— 21
Cr	2 — 5	Ni	5— 20
Cu	1 —20	Zn	50—250
Hg	0,1— 6		

De Maas te Grave gaf de in tabel III opgenomen concentraties te zien²⁾.

TABEL III - Maas, Grave (in $\mu\text{g/l}$), 1970 - 1971.

	Totaal	Opgelost (na centrifugeren)
Zn	40 — 125	15— 87
Pb		3— 12
Cd	< 2 — < 3	< 1— 2
Cu	< 5 — 20	< 2— 10
Ni	5 — 14	2— 13
Hg	0,3— 1,3	—
Cr	< 6— < 25	< 2— < 5

De afvoer lag tussen 54 en 1300 m^3/sec .

Het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening heeft in 1972 de in tabel IV gerangschikte gehalten bepaald.

Vergelijken van de mediaan over de jaren 1963 t/m 1968³⁾ voor de concentraties van een vijftal elementen in het Nederlandse deel van de Rijn met de gemiddelden over enige meer recente kwartalen levert het in tabel V geschetste beeld.

²⁾ Ir. J. L. Koolen, „Vacantie cursus”, Delft, 6 en 7 Januari 1972, „De Maas”.

³⁾ Ingebracht in het Nederlands Rapport bij het IWSA congres 1969 en bepaald door het RIV.

TABEL V - Sporelementen in $\mu\text{g/l}$ in Waal en Rijn.

	Mediaan 1963 t/m 1968	3e kwartaal 1970 gem.	3e kwartaal 1971 gem.	2e kwartaal 1972 gem.
Hg	1,4	0,8	1,1	1,7
As	9	11	14	
Cd		2,1	4,1	4
Pb	19		49	
Zn	155		238	219
Plaats		Nijmegen	Nijmegen	Lobith
Gem. afvoer	2445	2517	1408	1706

2. De vorm waarin de sporelementen voorkomen

2.1. Complexen, colloïdaal opgeloste deeltjes

Voor de drinkwaterbereider is het ongetwijfeld belangrijk om onderscheid te maken tussen „opgeloste” en „geadsorbeerde” hoeveelheden van een sporelement. Dit geeft een idee welk percentage via een eenvoudige filtratie te verwijderen valt.

Uit een groot aantal metingen in de Waal blijken de geadsorbeerde percentages als weergegeven in tabel VI te zijn.

TABEL VI - Percentage geadsorbeerd voor sporelementen, berekend uit meetresultaten voor de Waal.

Pb	70 à 80 %	As	30 à 50 %
Hg	60 à 80 %	Zn	30 à 45 %
Cu	65 à 75 %	Co	15 à 40 %
Cd	45 à 60 %	Ni	15 à 30 %

Het mechanisme van de adsorptie of de aard van eventuele opgeloste complexen is voor de hier vermelde resultaten althans niet bekend.

Met de meestal toegepaste analyse techniek, atomaire absorptiespectrofotometrie, is het moeilijk diepergaande informatie te verkrijgen.

Stumm en Bilinski [1] gaan er vanuit dat het overschrijden van de oplosbaarheidsprodukten van veel sporelementen met de in natuurlijk water aanwezige anionen veroorzaakt wordt door complexvorming. Het gaat hierbij niet alleen om de vorming van hydroxy-complexen maar ook om coördinatieverbindingen S^{2-} , HPO_4^{2-} en anderen.

Ook wordt door hen gesteld dat colloïdaal opgeloste deeltjes van bijv. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ kunnen voorkomen. Deze zeer kleine deeltjes ($< 100 \text{ \AA}$) passeren bij een eventuele filtratie en zij slaan niet neer bij normaal centrifugeren. Zij worden derhalve tot de opgeloste fractie gerekend en kunnen zo een overschrijden van het oplosbaarheidsprodukt verklaren.

De verhouding opgelost-geadsorbeerd sporelement wordt beïnvloed door de aanwezigheid van complexvormers. Hydroxy-, sulfato- carbonato- en andere coördinatieverbindingen worden vaak sterker aan zwevend stof gebonden dan de metaalionen (eventueel in gehydrateerde

vorm) alleen. Dit wordt verklaard door aan te nemen dat het complex bij vervanging van een aqua-groep door een andere ligand sterker hydrofob wordt. Voorts zouden waterstofbruggen, pas mogelijk na genoemde vervanging, invloed kunnen hebben.

De grote invloed van de pH op de adsorptie van metaalionen aan een glaswand zou ook op deze manier verklaard kunnen worden. $\text{Pb}(\text{CO}_3)$ wordt veel sterker aan silicaten geadsorbeerd dan Pb^{2+} . Bij aanzuren verschuift het evenwicht van PbCO_3 naar Pb^{2+} ; dit impliceert desorptie van de glaswand.

Meer informatie over aanwezige complexvormen is op polarografische wijze te verkrijgen. Polarografie en voltammetrie zijn technieken waarbij men concentraties van oxydeerbare stoffen kan bepalen door hun diffusie-gecontroleerde en dus concentratie-afhankelijke reductie- of oxydatiestroom naar een elektrode te meten. Hierbij kunnen methoden als heroplossingspolarografie, differentieële pulspolarografie en kathodestraal polarografie toegepast worden. Stumm heeft bijvoorbeeld de potentiaalshift voor Pb^{2+} bij verschillende CO_3^{2-} concentraties bekeken. Hij leidde uit deze shift af dat bij de concentratie $[\text{CO}_3^{2-}] = 10^{-3}$ à 10^{-4} vooral het $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ complex voorkomt.

Ook Allen [2] c.s. hebben polarografisch meer informatie gekregen over in rivierwater aanwezige zware metalen. Zij bepaalden de concentraties aan vrij en complexeerd metaal in verschillende Amerikaanse wateren en deden dit door heroplossings voltammetrie in het oorspronkelijke en een met HClO_4 tot pH = 2 aangezuurd monster. Hun metingen betroffen koper en lood. Zeer leerzaam is het experiment waarbij vrije koperionen aan een overmaat rivierwater toegevoegd worden. Vervolgens vonden bepalingen met intervallen van 2 minuten plaats. De complexering in het rivierwater leek een eerste orde reactie.

In oppervlaktewater en het zich er in bevindende slib zijn organische stoffen als humuszuren, aminozuren en glycolzuren sacchariden, dus met- COOH , $-\text{NH}_2$, $-\text{OH}$ en $-\text{SH}$ groepen aantoonbaar. Deze stoffen kunnen met vele zware metalen coördinatie-verbindingen vormen. Bij concentraties van $10^{-7,5}$ à $10^{-5,5}$ mol. liganda per liter, zoals meestal gevonden, is het echter mogelijk dat praktisch al het ligand door de, in meer dan duizendvoudige overmaat ten opzichte

van de zware metaalsporen, aanwezige calcium- en magnesiumionen gebonden wordt. Stumm rapporteerde een aantal deze veronderstelling bevestigende experimenten.

Berekeningen aan een hypothetisch maar qua samenstelling op natuurlijk voorkomen geënt evenwichtsmengsel van een aantal metaalionen en liganda, 9 van beiden, hebben echter aangetoond dat enige spoormetaalchelaten in natuurlijk water voor zullen komen, vooral als het water met organisch materiaal verrijkt is.

2.2. Alkylmetalen

Bij kwik kan men te maken krijgen met, voor dit element zeer stabiele, alkylmetalen. Deze zijn uiterst giftig. Het is belangrijk deze apart te kunnen aantonen. Ook metallisch kwik moet naast anorganische kwikzouten onderkend kunnen worden. Bij dit laatste probleem kan de voltammetrie goede diensten bewijzen. De meeste andere alkylmetalen hydrolyseren direct, van tin en arseen zijn ze relatief stabiel.

2.3. Toxiciteit

De vorm waarin het element voorkomt kan de invloed op mens, dier en micro-organismen bepalen. Organisch gebonden kwik wordt gemakkelijk in het lichaam opgenomen. Dit bepaalt mede de grote toxiciteit van deze verbindingen. Complexvorming voor de opgeloste zware metalen maakt dat de vrije metaalionenconcentratie afneemt. Dit kan ontgiftig betekenen. Anderzijds wordt zo de totale opgeloste metaalconcentratie verhoogd. Als het lichaam of de organismen de chelaten gemakkelijk kunnen opnemen en afbreken zal de giftigheid bij complexering juist toenemen.

3. Bodemsedimenten

Deze bevatten vaak aanmerkelijke gehalten, van enige tot honderden parts per million aan zware metalen. Uitwisseling met het bovenstaande water, vooral door complexering of microbiologische invloeden, is mogelijk, zelfs van Hg uit HgS zoals Fagerström [3] aangetoond heeft.

Bekend zijn de vele publicaties van De Groot over deze materie [4].

Ook het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening houdt zich intensief met dit onderwerp bezig. Het lijkt vruchtbaarder pas in een later stadium van het onderzoek op deze materie in te gaan.

4. Het zuiveringsproces

Zeer verhelderend en tegelijk deprimerend werkt het artikel van Reichert c.s. [5], die zeer veel zware metaalanalyses uitgevoerd hebben gedurende de loop van het waterbereidingsproces in het waterleidingbedrijf te Wiesbaden. Dit proces hield in: voorbezinking in bekken, chlorering, ijzerfloculatie, ac-

tieve koolfiltratie, bodempassage, beluchting en langzame zandfiltratie.

Het bezinkingsproces gaf alleen een gedeeltelijke verwijdering van kwik en zink te zien. In het Rijnwater werden deze echter pas na filtratie bepaald.

De chemische bewerking leverde een duidelijke reductie (tussen 40 en 70 %) voor de concentraties van Cr, Se, V en Zn.

Bodempassage met daarna beluchting en langzame zandfiltratie had een aanzienlijke vermindering voor het vluchtige en micro-biologisch omzetbare kwik als resultaat. Ook het zinkgehalte nam duidelijk af.

Over het gehele proces genomen zouden alleen kwik, zink en seleen afdoende verwijderd worden.

Het onderzoek van het Rijksinstituut voor de Volksgezondheid naar sporenelementen in rivierwater en daaruit gewonnen drinkwater levert voor 1972 het in tabel VIII geschetste beeld.

Een publicatie van Rook [6] over de Berenplaat in 1971 wijst op een grote afname van As, Cr, Hg, Zn en ook wel Cd. Voor Pb, Se en Cu ligt de zaak moeilijker.

Onze eigen ervaringen met een bij hogere pH (≈ 8) uitgevoerd proces zijn onverdeeld gunstig voor Zn en Hg, maar zij zijn ook redelijk voor Cd.

Uit een enkele waarneming zou men kunnen concluderen dat Pb ook goed verwijderd wordt.

TABEL IX - Zuiveringsproces pH ≈ 8 . Gemiddelde over 3 waarnemingen (in $\mu\text{g/l}$).

	Hg	Cd	Zn
in rivierwater	1,0	2,3	330
in spaarbekkenwater	0,2	<1	60
na breekpuntschloring	0,5	<1	63
na coagulatie	0,2	<1	22
na ozonisatie	0,2 ⁴⁾	<1	15

Een bij lagere pH (6,5 - 6,8) uitgevoerd voorzuiveringsproces heeft echter wat zink betreft weinig effect, getuige de getallen uit tabel X.

TABEL X - Voorzuiveringsproces pH 6,5 - 6,8 (in $\mu\text{g/l}$).

	27-2-'73	1-3-'73
in snelfiltraat rivierwater	74	148
na breekpuntschloring	59	150
na sulfietdosering	85	107
na ijzercoagulatie en upflow filtratie	83	140

De hierna op proefopstellingschaal uitgevoerde infiltratie heeft echter, op misschien een uitzondering na, in het algemeen een zeer sterk concentratie-verlagend effect (tot 10 à 20 p.p.b. Zn).

Men moet dus de zuiveringsprocessen niet overschatten. Vaak wordt gesteld dat gelijktrekken van de normen voor

⁴⁾ Snelfiltratie doet deze waarde nog tot < 0,1 dalen.

TABEL VII - Invloed zuiveringsproces op sporenelementen.

	Voorbezinking	Flocculatie zandfiltratie	Actieve koolfiltratie	Bodempassage	Beluchten langzaam zandfilter
As	—	+	—	(+)	—
Be	+	—	—	—	—
Cd	—	—	—	—	—
Co	—	—	—	—	—
Cr	—	+	—	(+)	—
Cu	—	—	—	(+)	—
Hg	(+)	—	—	+	+
Li	—	—	—	—	—
Mo	—	—	—	—	—
Ni	—	—	—	(+)	—
Pb	—	—	—	—	—
Se	—	+	+	—	+
V	—	+	—	—	—
Zn	(+)	+	(+)	+	+

+ = eliminering > 40 %
(+) = eliminering < 40 %

TABEL VIII - Spaarbekken-bedrijven. Gemiddelde over 5 waarnemingen ($\mu\text{g/l}$).

	Cr	Pb	Cu	Zn	Hg	As	Ni	Co
Ruw (spaarbekken) water	4	6	7	68	0,2	6,0	9	2
Rein water	3	7	9	20	0,1	1,0	6	1

Infiltratie-bedrijven. Gemiddelde over 6 waarnemingen ($\mu\text{g/l}$).

	Cr	Pb	Cu	Zn	Hg	As	Ni	Co
Ruw (rivier) water	19	20	14	156	0,5	8,0	9	3
Rein water	2	3	7	17	<0,1	0,8	3	<1

oppervlaktewater met die voor drinkwater geschikt lijkt, zolang men niet zeker is van een afname met minstens 90 % in het proces. Na het voorafgaande is duidelijk dat voor de meeste elementen deze graad van zuivering vaak niet gehaald wordt.

5. De concentraties in uit oppervlaktewater bereid drinkwater

Over dit onderwerp is in de USA veel cijfermateriaal voorhanden. Durfor en Becker [7] deden bijv. een uitgebreid onderzoek. Voor een deel zijn hun cijfers later in dit artikel uit onze intake-beschouwingen te beluisteren.

Enige in Nederland bepaalde waarden zijn te vinden in tabel VIII.

Het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening doet, in verband met cardiovasculaire statistiek, onderzoek in perifeer drinkwater uit een groot aantal gemeenten. Enkele hiervan gebruiken oppervlaktewater. Getracht wordt de monsternamen over zowel koperen als loden leidingnetten te verdelen. Representatieve waarden zijn (in $\mu\text{g/l}$):

Pb	< 2—30	Zn	10—46
Cu	1—25	V	< 2—8

6. Normen

Evenals bij het vorige onderwerp zal slechts kort bij deze materie stil gestaan worden en dit niet omdat zij onbelangrijk zou zijn.

Ter oriëntering volgt tabel XI.

Opgemerkt zij dat de „mindestgüte Werte" eigenlijk geen normen zijn. Het zijn de hoogste concentraties waarbij uit het Rijnwater nog aanvaardbaar drinkwater te maken zou zijn.

Het is leerzaam even terug te vallen op tabel I. Men constateert dan dat, behalve voor kwik, Rijnwater meestal aan de drinkwaternormen voor sporenelementen voldoet.

De manier waarop de normen tot stand gekomen zijn of komen en de reden voor de gekozen numerieke waarden zullen we op deze plaats verder buiten beschouwing laten.

7. Het relatieve belang ten opzichte van de voeding

Belangrijke publicisten over dit onderwerp zijn Schroeder, Hadjimarkos, Underwood en Murthy [8]. Hun cijfers over de dagelijkse inneming zijn in tabel XII gerangschikt.

Ook de in Nederland gepubliceerde cijfers van Poels [9] zijn in de lijst opgenomen.

Selecteert men de meest waarschijnlijke waarden uit, waarbij rekening wordt gehouden met de onder paragraaf 5 gegeven concentraties, dan komt men tot de navolgende tabel XIII over de procentuele bijdrage van de verschillende sporenelementen aan het totale dieet.

TABEL XI - Enige veel aangehaalde normen en criteria in µg/l ⁵⁾.

	Oppervlaktewater		Rijn	Drinkwater		
	USA 1968 FWPCA	USSR 1970	„mindestgüte Werte” IAWR memorandum kwal. gr. B	Intern. st. WHO 1971	US Public Health 1962	Europ. St. WHO 1970
As	50	50	50	50	50	50
Be		0,2	0,2			
Cd	10	10	10	10	10	10
Cr (VI)	50	100	50	50 (1963)	50	50
Co		1000	50			
Cu	1000	100	50	1500 (gewenst 50)		50
Hg	5	5	1	1	5	50
Pb	50	100	50	100	50	100
Mn	300		500 (opgel.)	500		
Ni		100	50			
Se	10	1	10	10	10	
V		100				
Zn	5000	1000	1000	15000 (gewenst 5000)		5000
Sb		50				

⁵⁾ Een Werkgroep van experts heeft geadviseerd de WHO-normen voor Pb en Cd te halveren tot resp. 50 en 5 µg/l. WHO Chronicle 27 (1973), p. 192.

Hierbij is op een gebruik van 2 l water per dag gerekend.

Zoals uit deze tabel blijkt is de drinkwaterbijdrage voor lood en cadmium aanmerkelijk, echter bepaald niet overwegend. Wellicht verdient antimoon meer aandacht van drinkwaterzijde, de cijfers van Hadjimarkos voor dit element zijn echter aan twijfel onderhevig. De berylliumbijdrage van het drinkwater aan het totale dieet is 10 %, maar absoluut gezien laag.

Voor geen enkel sporelement komt het aandeel aan het totale dieet boven 20 %. In veel publicaties over en kritieken op de drinkwaterkwaliteit lijkt de rol van het drinkwater overschat te worden. Zeker is dit het geval als men geen rekening houdt met de vorm waarin de sporelementen in drinkwater of voeding voorkomen.

Zeer instructief is een vergelijking van de sporelementconcentraties in drinkwater met de concentraties in gebottelde koemelk. Hamilton c.s. [10] publiceerden de in tabel XIV ondergebrachte resultaten.

Veel bezwaren tegen en angsten over de drinkwaterkwaliteit vallen niet te rijmen

TABEL XII - Daily intake in µg.

Ele- ment	Schroeder 1966			Schroe- der ¹⁾ 1971	Hadjimarkos 1967			Underwood ¹⁾ 1971	Murthy ²⁾ 1971	Poels ¹⁾ 1972
	water ³⁾	voedsel	%	water ³⁾	voedsel	%				
Al	540	36.000	1,5							
B	130	15.000	0,9							
Ba	160	1.400	11,4							
Cd	< 4	25	< 16,0	100	12	200	6,0	200—500	32—158	50—150
Cr	3	75	4,0		6	75	8,0	50 à (400)	206—1.204	
Cu	14	2.500	0,6		58	3.200	1,8	2.000—4.000		2.500—3.750
Li	34	—	—		—	—	—			
Mn	28	3.000	0,9		64	3.000	2,1	2.300—8.800	631—4.180	
Mo	6	1.000	0,6		16	1.000	1,6	100		
Pb	7	300	2,3	300	24	300	8,0	300—400		200—300
Sr	480	2.700	17,8							
Ti	4	300	1,3							
V	15	2.000	0,8		12	2.000	0,6			
Ni				900	14			3—9,00		
Be				12	1					
Sn				7.300	12	4.000	0,3	1.500—3.500		4000 ⁴⁾
Sb				< 100	48				247—1.275	
Bi				20	20					
Hg				20				5—20		
Co					10			140—580	297—1.767	
Fe					142					
Zn				1.212	12.000	10,1		5.000—22.000	3.150—22.000	12.750—18.750
As										1.500—2.000

¹⁾ Inname uit totale dieet.

²⁾ Alleen via de voeding, dus met uitsluiting van drinkwater.

³⁾ Aangenomen is dat 2 l drinkwater per dag gebruikt wordt.

⁴⁾ Europa in 2000.

TABEL XIII - Procentuele bijdrage uit drinkwater aan het totale dieet ⁹⁾.

Element	% bijdrage	Element	% bijdrage
Al	1,5	Ti	1,3
B	1,0—2,0	V	0,6—0,8
Ba	5,0—10,0	Ni	> 1,5
Cd	2,5—12,5	Be	10,0
Cr	0,3—2,8	Sn	0,3
Cu	0,5—2,0	Sb	4,0—20,0
Mo	0,6—1,6	Hg	1,0
Pb	6,0—16,0	Co	0,6—3,0
Sr	17,8	Zn	1,5—7,0

⁹⁾ Zeer recent is door Hamilton en Minski een lijst met „intakes” gepubliceerd, (Sci. Total Environ, 1 (1972-73) 375).

Aleen met deze waarden rekening houdend zou het beeld zich voor enige elementen wijzigen.

Al 18 %; B 4-8 %; Ba 12-23 %; Sr 36 %; Ni 5 %; Sn 6 % en Sb 57 %.

Het cijfer voor Sb is uit de arbitraire drinkwaterconcentratie van Hadjimarkos berekend. Aannemelijk is dat de procentuele drinkwaterbijdrage op zijn minst een factor 3 lager ligt.

TABEL XIV - Spoorelementen in Engelse koemelk (in µg/l).

Element	Gem. concentratie over 12 monsters	Element	Gem. concentratie over 12 monsters
Al	900 ± 100	Pb	25 ± 8
B	400 ± 100	Sr	300 ± 100
Ba	200 ± 100	Sn	7,8 ± 1,2
Cd	34 ± 5	Sb	9,4 ± 1,7
Cr	47 ± 5	Bi	< 2,2
Cu	300 ± 100	Fe	4.100 ± 700
Li	16 ± 3	Zn	4.400 ± 100
Mn	74 ± 8	As	< 0,6
Mo	56 ± 7		

met de idee dat koemelk gezond is (Cadmium!).

Literatuur

8. Carcinogeniteit

Bij epidemiologisch onderzoek is wel geconstateerd dat As de oorzaak kan zijn van huidgezwellen en tumoren in bronchiën en longen. De latentie tijd schijnt zeer lang te zijn en kan wel 50 jaar bedragen. Duidelijk is het carcinogene karakter bij een aantal wijnboeren (bespuiting) aan het licht getreden. Op Taiwan, waar in een deel van het land enige tijd water met 0,8-2,5 mg As/l. gedistribueerd werd, is een zevenmaal zo frequent voorkomen van kwaadaardige nieuwvormingen tengevolge van arseen-opname vastgesteld. Er zijn landen, die als drinkwaternorm 5 µg/l aanhouden.

Ook van selen staat wel vast dat het carcinomen kan opwekken. Van selen moet de intake gedurende het leven dus eveneens gesommeerd worden, het no-effect-level is dus minder belangrijk.

Een derde carcinosuspect element is cadmium, men verdenkt het van sarcoomvorming en ontwikkeling van testiculaire tumoren [11].

Voorts is men over zink tot nu toe niet geheel zeker.

Halme [12] schijnt tumorinductie aan proefmuizen bij hogere concentraties in drinkwater (5-200 mg Zn/l) geconstateerd te hebben. Vanaf de F₃ en F₄ generatie kwamen veel tumoren voor. Tenslotte moet beryllium genoemd worden. Practisch al het toxicologisch materiaal heeft echter betrekking op inwerking via de longen [13]. Be bevattende

splinters leidden tot niet genezende zweren in de huid. De door beryllium optredende granulatie van weefsels is vaak nauwelijks te onderscheiden van sarcoom granulatie.

9. Slotbeschouwing

Bij veel artikelen en debatten over zware metalen lijkt men bijna te vergeten dat een aantal van deze elementen nodig zijn voor het lichaam. Het betreft in ieder geval Fe, Mn, Zn, Co, Cu en Mo. Ook Ni, Cr, V en misschien zelfs Sn schijnt men nodig te hebben.

Volledig ontbreken van alle zware metalen in het dieet is dan ook geen gewenste situatie. Bij de beoordeling van verontreiniging met spoorelementen zal men dan ook meer moeten letten op verstoring van de natuurlijke verhoudingen, hierop is de mens tenslotte ook ingesteld.

Het verdient aanbeveling de aandacht die vooral op kwik in oppervlakte- en drinkwater gelegd is geweest, sterker naar cadmium en lood te richten. De inneming van deze elementen via drinkwater is aanmerkelijk. Vanzelfsprekend verdienen de carcinosuspecten As en Se ook meer aandacht, hierbij dient wel opgemerkt dat Se antagonistisch werkt met vele zware metalen.

1. Stumm, W. and Bilingski, H., *Proceedings of the 6th International Water Pollution Research*, June 1972, A/2/3/1, Pergamon Press.
2. Allen, H. E., Matson, W. R. and Mancy, K. H., *Journal WPCF* 1970, 573.
3. Fagerström, T. and Jernelöv, A., *Water Research* 1971, 121.
4. Groot, A. J. de, Goey, J. J. M. de en Zegers, C., *Geologie en Mijnbouw* 1971, 393.
Groot, A. J. de en Schuppe, K. H., *TNO nieuws* 1972, 437.
Goey, J. J. M. de, Zegers, C. en Groot, A. J. de, *TNO nieuws*, 1971, 378.
Groot, A. J. de, *De Ingenieur* 1972, 19-23.
5. Reichert, J., Haberer, K., Normann, S. *Vom Wasser*, Bnd 39, 1972, 135.
6. Rook, J. J. *Water Treatment and Examination* 1972, 259.
7. Durfor, C. N., Becker, E., *Public Water Supplies of the 100 largest cities in the United States 1962*, Geological Survey - Water Supply Paper No. 1812, Washington D.C. 1964.
8. Schroeder, H. A., *JAMA* 1966, 81.
Schroeder, H. A., *Environment* 1971, 18.
Hadjimarkos, D. M. *The Journal of Pediatrics*, 1967, 967.
9. Underwood, E. J., *Trace Elements in Human and Animal Nutrition*, 3rd, 1971, Academic Press.
Murthy, G. K., Rhea, U. and Peeler, J. T. *Env. Sci. and Technol.* 1971, 436.
9. Poels, C. L. M. *„Toxische grens concentraties van enkele zware metalen voor de mens”*, febr. 1972.
10. Hamilton, E. I., Minski, M. J., Cleary, J. J. and Halsey, V. S. *Sci. Total Environm.* 1972, 205.
11. Flick, D. F., Kraybill, M. F. and Dimitroff, J. M. *Environm. Res.* 1971, 71.
Vesa Riihimäki, *Work. environm. hlth*, 9 (1972) 91.
12. Addink, N. W. H., Frank, L. J. P., *Nature* 1962, 1190.
Halme, E., *Vitalstoffe, Zivilisations Krankheiten*, 1968, 174.
Halme, E., *Vitalstoffe, Zivilisations Krankheiten*, 1960, 59.
Halme, E., *Vitalstoffe, Zivilisations Krankheiten*, 1970, 43.
Quitty, J. T. Mc., Dewijs, W. D., Monaco, L. e.a. *Cancer Research* 1970, 1387.
13. Tepper, L. B. *C.R.C. Critical Reviews in Toxicology*, 1972, p. 235.
Irving Sax, N., *„Dangerous Properties of Industrial Materials”*, 1970, 3rd Ed. Reinhold.