

KWR 2013.069 | Oktober 2013

Conditionering: de optimale samenstelling van drinkwater

Kiwa-Mededeling 100 – Update 2013

Rapport

Conditionering: de optimale samenstelling van drinkwater; Kiwa-Mededeling 100 – Update 2013

KWR 2013.069 | Oktober 2013

Opdrachtnummers

A309090.009 en A309463.005

Projectmanager

P.G.G. Slaats

Opdrachtgever

Platformgroep Bedrijfsvoering

Kwaliteitsborging

EJM Blokker, SA. Kools en JHG Vreeburg

Auteurs

PGG Slaats, MA Meerkerk en CHM Hofman-Caris

Verzonden aan

Dit rapport is verstrekt aan de opdrachtgever van het adviesproject en is openbaar

Jaar van publicatie
2013

Meer informatie

T +31 (0)30 60 69 591
E Martin.Meerkerk@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl



KWR | Oktober 2013 © KWR

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd,
opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand,
of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze,
hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën,
opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande
schriftelijke toestemming van de uitgever.

Voorwoord

Het rapport KWR 2013.069 *Conditionering: de optimale samenstelling van drinkwater* is in 2012-2013 opgesteld in opdracht van het Platform Bedrijfsvoering, waarin alle Nederlandse drinkwaterbedrijven zijn vertegenwoordigd. Dit rapport vervangt Kiwa-Mededeling 100 'Optimale samenstelling van drinkwater' die medio jaren tachtig van de vorige eeuw is opgesteld. Mededeling 100 uit 1988 is een vervolg op de KIWA-Mededeling 54 uit 1978 en beschrijft de aanbevelingen voor het beperken van corrosieverschijnselen en hinderlijke afzettingen in drinkwaterdistributiesystemen.

De samenstelling van de projectgroep, die de totstandkoming van dit document heeft begeleid, is hieronder weergegeven. De deelnemers zijn per bedrijf in alfabetische volgorde vermeld.

Drinkwaterbedrijf of drinkwaterlaboratorium	Vertegenwoordiger(s)
Aqualab Zuid	Leo Keltjens
Brabant Water	Stephan van de Wetering
Dunea	Wim Oorthuizen
	Ed van der Mark
Evides	Jan Bahlman
KWR Watercycle Research Institute	Nellie Slaats
	Roberta Hofman
	Martin Meerkerk (secretaris)
Oasen	Ruud Kolpa
PWN	Herman Smit
	Ignaz Worm
	Cor Merks (tot 1 november 2012)
Vitens	Marlies van Rijn
Waterbedrijf Groningen	Carla Melessen-Moerman
	Remco van Kan
Waternet	Joost Louter
	Onno Kramer
WLN	Jantinus Bruins
WMD	Henk Brink (voorzitter)
WML	Luc Palmen
	Willem van Pol

Beheer van de richtlijn

Commentaar of opmerkingen betreffende opzet en/of de inhoud van dit document kunnen per e-mail worden verzonden aan KWR Watercycle Research Institute:

martin.meerkerk@kwrwater.nl. Indien van toepassing zal dit commentaar worden gebruikt als input voor een volgende editie van het document.

Samenvatting

De Nederlandse drinkwaterbedrijven conditioneren drinkwater om een optimale watersamenstelling in het leidingnet te behouden, aantasting van leidingmaterialen te voorkomen en hinderlijke kalkafzettingen bij de consument te beperken.

De drinkwatersector heeft in de afgelopen 25 jaar het conditioneringsbeleid in de praktijk gebracht op basis van de aanbevelingen voor een optimale samenstelling voor drinkwater in Kiwa-Mededeling 100 uit 1988. In deze 25 jaar heeft de sector ruime kennis en ervaring met conditionering opgedaan. Tevens is in deze periode veel kennis ontwikkeld en is er veel veranderd op het vlak van normstelling en regelgeving.

Het voorliggende rapport - KWR 2013.069 Conditionering: de optimale samenstelling van drinkwater - *Kiwa-Mededeling 100 Update 2013* - geeft aanbevelingen op basis van de situatie in 2013 uit oogpunt van de samenstelling van het leidingnet, regelgeving, kennis en ervaring. De aanbevelingen voor de optimale samenstelling van drinkwater sluiten aan op de actuele wet- en regelgeving en houden rekening met alle leidingmaterialen die in het Nederlandse leidingnet aanwezig zijn. Uitsluitend de fysisch-chemische interactie van materialen is beschouwd en de aanbevelingen betreffen een aantal fysisch-chemische parameters. Microbiologische aspecten zoals biofilmvorming en nagroei in het leidingnet zijn bij het opstellen van de aanbevelingen buiten beschouwing gelaten.

De aanbevelingen voor een optimale watersamenstelling zijn opgesteld met de bedoeling om:

- de afgifte van de metalen lood, koper en nikkel vanuit het leidingnet en drinkwaterinstallaties zo veel mogelijk te beperken. Uitgangspunt daarbij is dat de maximumwaarden in het Drinkwaterbesluit niet overschreden worden;
- aantasting van leidingmaterialen te beperken en de vorming van beschermende deklagen te bevorderen;
- kalkafzetting te beperken;
- sterke veranderingen van de pH in het leidingnet te beperken.

Voor een distributiesysteem waarin alle traditioneel in de bedrijfstak toegepaste materialen voorkomen, namelijk gietijzer, cementshoudende materialen, PVC, PE, koper en koperlegeringen, zijn aanbevelingen voor de zuurgraad (pH), de totale concentratie anorganisch koolstof (TAC), de verzadigingsindex (SI) en parameters voor de kalkafzettende eigenschappen geformuleerd.

Voor de zuurgraad (pH) is de aanbeveling om als ondergrens een waarde van 7,4 te hanteren. Deze ondergrens is bedoeld om aantasting van gietijzer te beperken en de vorming van beschermende lagen in gietijzeren leidingen te bevorderen.

Voor de pH geldt dat hoe hoger de pH is, hoe lager de metaalafgifte door metalen leidingen is. Voor koper is dit van belang om koperafgifte op het bestaande lage niveau te houden. In geval van lood is een hoge pH vooral van belang om loodafgifte te beperken in gebieden waar nog (delen van) loden leidingen voorkomen. Dan zijn pH-waarden aanzienlijk hoger dan 7,4 gewenst. Loodafgifte neemt af met toenemende pH.

De TAC is de totale anorganisch koolstofconcentratie en is gelijk aan de som van de concentraties van koolstofdioxide, waterstofcarbonaat en carbonaat in mmol/l. Wanneer de pH van het water tussen 7,0 en 9,5 ligt, is TAC bij benadering gelijk aan de waterstofcarbonaatconcentratie. In het relevante pH-gebied is dit verantwoord.

De aanbeveling voor de TAC hoger dan 2 mmol/l is opgenomen om putcorrosie in koperen leidingen te voorkomen. Het is echter niet zo dat bij een TAC lager dan 2 mmol/l zonder meer putcorrosie op zal treden. Ook draagt een TAC hoger dan 2 mmol/l bij aan voldoende buffercapaciteit van het drinkwater om grote pH-veranderingen in het leidingnet te voorkomen.

De aanbeveling voor de verzadigingsindex SI groter dan -0,2 is om uitloging van cementshoudende materialen te voorkomen en om afgifte van asbestvezels tegen te gaan. Het gebruik van de SI als parameter voor de beoordeling van de agressiviteit van drinkwater ten opzichte van cementshoudende materialen staat ter discussie. Het ontbreekt echter aan een voldoende onderbouwd alternatief. Het conditioneringsbeleid van de afgelopen decennia is, mede op basis van de aanbeveling voor de SI, effectief gebleken. Om dit niet teniet te doen, is de aanbeveling op basis van de SI gehandhaafd.

De aanbeveling voor een Totale Hardheid lager dan 1,8 mmol/l is gebaseerd op comfort en kosten voor de klant en op milieu- en energiekosten. Om kalkafzetting tegen te gaan zijn, is het aan te bevelen om voor de $TACC_{90}$ (Theoretisch Afzetbaar CalciumCarbonaat bij 90 °C) een waarde lager dan 0,6 mmol/l en voor de $PACC_k$ (Praktijk Afzetbaar CalciumCarbonaat) een waarde lager dan 0,4 mmol/l te hanteren.

Samengevat gelden voor de optimale samenstelling van drinkwater in 2013 de volgende aanbevelingen:

- | | | |
|--|-------------|--------------|
| • Zuurgraad | pH | > 7,4 |
| • Totale Anorganische Koolstofconcentratie | TAC | > 2 mmol/l |
| • Verzadigingsindex | SI | > - 0,2 |
| • Totale Hardheid | TH | < 1,8 mmol/l |
| • Theoretisch Afzetbaar CalciumCarbonaat bij 90 °C | $TACC_{90}$ | < 0,6 mmol/l |
| • Praktijk Afzetbaar CalciumCarbonaat | $PACC_k$ | < 0,4 mmol/l |

De opgestelde aanbevelingen komen in de plaats van de aanbevelingen die in 1988 zijn opgesteld en zijn weergegeven in Kiwa-Mededeling 100. Ten opzichte van de aanbevelingen uit 1988 is een aantal aanbevelingen verlaten. De motivatie verschilt per parameter en hangt samen met nieuwe inzichten en veranderde regelgeving. De motivatie voor het verlaten van de betreffende aanbeveling is in het voorliggende rapport opgenomen.

De aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling geven een richtlijn voor de distributie van probleemloos drinkwater uit oogpunt van conditionering. Door productie van drinkwater dat aan deze aanbevelingen voldoet, is het risico op problemen bij distributie of gebruik van het drinkwater minimaal.

De aanbevelingen vertegenwoordigen echter geen status van wet. Een aantal aanbevelingen zijn gebaseerd op gemiddelden en algemene verbanden. Distributie van drinkwater met een samenstelling buiten de genoemde aanbevelingen, hoeft dan ook niet tot problemen te leiden, maar kan aanleiding zijn tot bezinning of nadere afweging. De aanbeveling voor de hardheid van het water is bijvoorbeeld deels gebaseerd op lagere kosten voor gebruik van wasmiddelen door de klant. Verlaging van de hardheid van drinkwater is ook een relatief kostbaar proces, dat leidt tot een hogere drinkwaterprijs. Op basis van een integrale afweging kan uiteraard worden besloten om van de aanbeveling af te wijken.

Inhoud

Voorwoord	2
Samenvatting	3
Inhoud	6
1 Inleiding	8
1.1 Aanleiding	8
1.2 Uitgangspunten	8
1.3 Leeswijzer	9
2 Samenstelling leidingnet en drinkwaterinstallaties in Nederland	10
2.1 Leidingnet	10
2.2 Drinkwaterinstallaties	12
3 Wet- en regelgeving	13
3.1 Inleiding	13
3.2 Eisen aan drinkwater	13
3.3 Eisen aan leidingmaterialen	14
4 IJzerhoudende metalen	17
4.1 Gietijzer en staal	17
4.2 Roestvaststaal	21
4.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	22
5 Lood, koper en koperlegeringen	23
5.1 Monitoring lood, koper en nikkel in drinkwater	23
5.2 Loden leidingen	24
5.3 Koperen leidingen	27
5.4 Koperlegeringen	35
5.5 Verbindingstechnieken	38
5.6 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	38
6 Cementshoudende materialen	39
6.1 Asbestcement	39
6.2 Cementmortel en beton	42
6.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	44
7 Kunststoffen	45
7.1 Samenstelling en toepassing	45
7.2 Corrosiegedrag	46
7.3 Afgifte van stoffen	46
7.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling	46
8 Kalkafzetting en hardheid	47
8.1 Inleiding	47
8.2 Hardheid	47

8.3	Kalkafzetting	48
8.4	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	50
9	Verandering watersamenstelling tijdens distributie	51
9.1	Processen in het leidingnet	51
9.2	pH-verandering in het leidingnet	52
9.3	Aanbevelingen voor de watersamenstelling	53
10	Samenvatting aanbevelingen	54
10.1	Aanbevelingen per materiaal	54
10.2	Aanbeveling per parameter	55
10.3	Verlaten aanbevelingen	56
11	Literatuur	57
	Bijlage I Afkortingenlijst	63

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

De Nederlandse drinkwaterbedrijven conditioneren drinkwater om een optimale watersamenstelling in het leidingnet te behouden, aantasting van leidingmaterialen te voorkomen en hinderlijke kalkafzettingen bij de consument te beperken. Conditioneren is het wijzigen van de pH van het drinkwater al dan niet in combinatie met het aanpassen van de hardheid of het waterstofcarbonaatgehalte. De aanbevelingen voor een optimale samenstelling voor drinkwater in Mededeling 100 uit 1988 vormen de basis onder het conditioneringsbeleid van de Nederlandse drinkwaterbedrijven [1].

De afgelopen 25 jaar heeft de drinkwatersector het conditioneringsbeleid voortvarend in de praktijk gebracht en is ruime kennis en ervaring met conditionering opgedaan. Ook hebben in deze periode veel ontwikkelingen op het gebied van normstelling en regelgeving plaatsgevonden; de Europese Drinkwaterrichtlijn is herzien [2] en de Europese regelgeving is vertaald naar Nederlandse wet- en regelgeving [3, 4]. Ook is regelgeving op het gebied van toepassing van materialen in contact met drinkwater ingevoerd en herzien. Het aanleggen van nieuwe loden leidingen en asbestcement leidingen is verboden en de toelating van nieuwe materialen in contact met drinkwater is volledig gereguleerd [5,6].

Op wetenschappelijk niveau is veel kennis ontwikkeld op het gebied van de interactie van drinkwater met leidingmaterialen en processen in het leidingnet. Kennis over het kalkkoolzuurevenwicht is uitgebreid en er zijn methoden ontwikkeld voor het meten van de kalkafzettende eigenschappen van drinkwater. Inzichten in milieuaspecten zijn veranderd. Een belangrijk argument om te conditioneren, was het tegengaan van koperafgifte door koperen leidingen vanwege milieubezwaren. Diffuse verspreiding van koper in het milieu werd door de Nederlandse overheid als een probleem ervaren, vooral omdat hoge concentraties koper in oppervlaktewater schadelijk geacht werden voor aquatische micro-organismen en het hergebruik van slib van afvalwaterzuiveringen niet mogelijk was. Tegenwoordig is de afzet in de landbouw door allerlei andere stoffen in het slib niet meer mogelijk en is slib van afvalwaterzuiveringen niet te hergebruiken. Recente inzichten geven aan dat het ecologisch risico van koperoverschrijdingen in oppervlaktewater verwaarloosbaar blijkt te zijn doordat de biobeschikbaarheid van koper laag is [7]. Door deze ontwikkelingen en nieuwe inzichten is een aantal aanbevelingen voor een optimale watersamenstelling uit 1988 niet zonder meer te gebruiken voor het huidige conditioneringsbeleid van de drinkwaterbedrijven.

De drinkwaterbedrijven hebben behoefte aan het herijken van de aanbevelingen op basis van de stand van zaken en kennis op dit moment. In opdracht van en in samenwerking met de Nederlandse drinkwaterbedrijven heeft KWR Watercycle Research Institute (KWR) aanbevelingen voor een optimale watersamenstelling anno 2013 geformuleerd. Deze aanbevelingen zijn gericht op maatregelen die de drinkwaterbedrijven op de productielocatie met conditioneren kunnen realiseren.

1.2 Uitgangspunten

De kennis en ontwikkelingen in de afgelopen 25 jaar zijn aanleiding om Mededeling 100 te herzien en te verrijken met nieuwe inzichten. Dit terrein is breed en uitgestrekt en omvat een scala aan onderwerpen. Bij het opstellen van de aanbevelingen zijn de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- de aanbevelingen sluiten aan op de actuele wet- en regelgeving;
- de aanbevelingen houden rekening met alle leidingmaterialen die in het Nederlandse leidingnet aanwezig zijn;

- gezondheidkundige en milieukundige aspecten en comfort voor de consument vormen de grondslag voor de aanbevelingen;
- uitsluitend de fysisch-chemische interactie van materialen en fysisch-chemische drinkwaterparameters zijn in kaart gebracht. Microbiologische aspecten zoals biofilmvorming en nagroei in het leidingnet zijn buiten beschouwing gelaten.

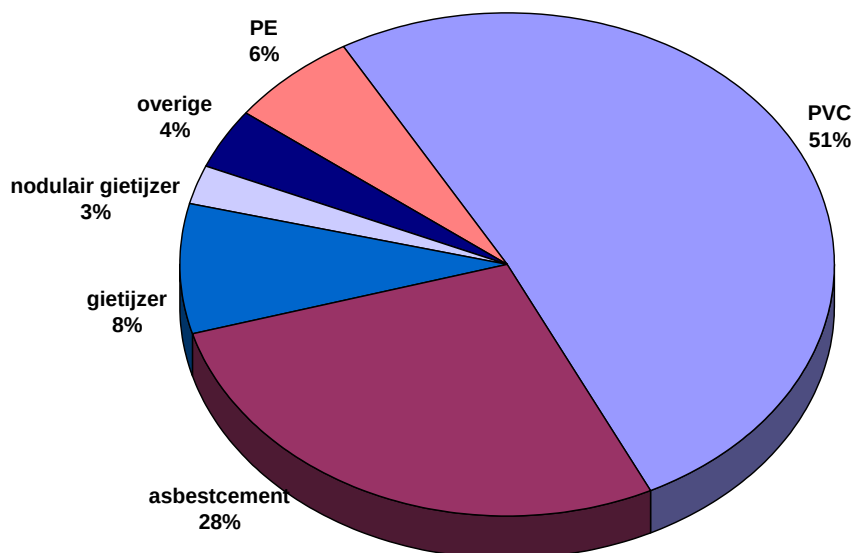
1.3 Leeswijzer

Dit rapport geeft de actuele kennis over de fysisch-chemische interactie van materialen en drinkwater op basis van nationale en internationale literatuur, meetgegevens, andere informatie en ervaringen. Hoofdstuk 2 geeft het meest recente overzicht van toegepaste leidingmaterialen in leidingnetten en drinkwaterinstallaties in Nederland en de te verwachten ontwikkelingen daarin. Hoofdstuk 3 beschrijft de relevante, vigerende wet- en regelgeving op het gebied van de drinkwaterkwaliteit en leidingmaterialen in contact met drinkwater. In de hoofdstukken 4 tot en met 7 volgt de beschrijving van de afgifte van stoffen en het corrosiegedrag van metalen, cementhoudende en kunststof leidingmaterialen. Hoofdstuk 8 behandelt de afzetting van kalksteen in leidingen en toestellen. Om het beoogde effect van conditionering te bereiken, dient de watersamenstelling gedurende de gehele periode van transport tussen productielocatie en tapkraan binnen de gewenste grenzen te blijven. Hoofdstuk 9 brengt in kaart welke processen in het leidingnet kunnen optreden, die de watersamenstelling kunnen beïnvloeden. Ten slotte is in hoofdstuk 10 de informatie uit de voorgaande hoofdstukken samengevoegd en zijn de aanbevelingen voor de optimale samenstelling van drinkwater gegeven. Dit hoofdstuk bevat eveneens een overzicht van de wijzigingen ten opzichte van de aanbevelingen in Kiwa-Mededeling 100 uit 1988.

2 Samenstelling leidingnet en drinkwaterinstallaties in Nederland

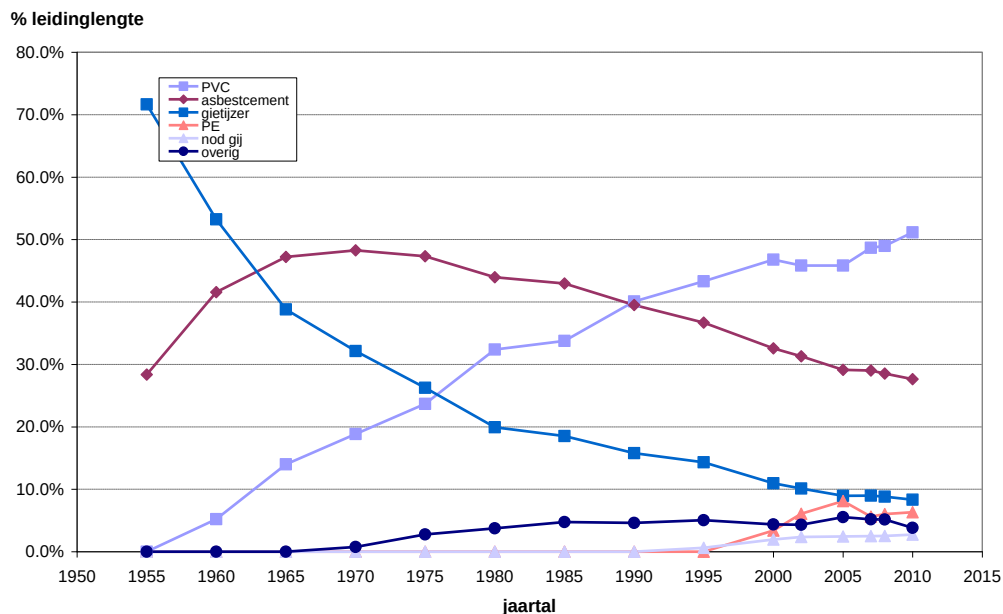
2.1 Leidingnet

Het drinkwaterleidingnet bestaat uit transport- en distributieleidingen en aansluitleidingen. Figuur 1 geeft een overzicht van de samenstelling van het Nederlandse transport- en distributienet voor drinkwater in 2010 [8]. Het transport- en distributienet heeft een totale lengte van bijna 118.000 km en bestaat voor bijna 80% uit de materialen PVC en asbestcement. Ongeveer 16% bestaat uit de materialen grijs en nodulair gietijzer en PE. De categorie 'overige' bedraagt 4% en dit betreft de materialen staal, beton en GVK.



Figuur 1 Samenstelling van het Nederlandse transport- en distributienet in 2010 [8]

De toepassing van leidingmaterialen in het transport- en distributienet vanaf 1955 tot en met 2010 is weergegeven in figuur 2 [8].



Figuur 2 De toepassing van materialen in het Nederlandse transport- en distributienet in de periode 1955-2010 [8]

Naar verwachting zullen de komende decennia niet veel nieuwe leidingen worden aangelegd, maar worden vooral bestaande leidingen gesaneerd. Hierbij zijn de volgende ontwikkelingen voorzien:

- het aandeel PVC in het leidingnet vertoont sinds de introductie van het materiaal een vrijwel lineaire toename in de tijd. De laatste jaren wordt circa 90% van de nieuwe aanleg in dat materiaal gerealiseerd, zodat de toename in het aandeel PVC zal doorzetten;
- na een periode van gestage afname zal het aandeel grijs gietijzer langzaam gaan afnemen;
- het aandeel nodulair gietijzer en dunwandig nodulair gietijzer neemt toe;
- sinds 1993 mogen asbestcement (AC) leidingen niet meer worden aangelegd. Door sanering zal het aandeel AC gestaag afnemen;
- voor het aandeel PE, staal, beton en GVK is geen of nauwelijks verandering te verwachten.

Aansluitleidingen vormen de verbinding tussen een distributieleiding en drinkwaterinstallaties. In Nederland zijn ruim 7,7 miljoen huishoudelijke aansluitingen [8]. Cijfers van Nederlandse drinkwaterbedrijven laten zien dat aansluitleidingen hoofdzakelijk uit PE bestaan. In overige gevallen bestaan deze uit PVC en koper en in heel geringe mate uit grijs gietijzer. Ondanks het verbod op de toepassing van loden drinkwaterleidingen (zie hoofdstuk 3) en de daarop gevolgde saneringsprogramma's komt lood nog op zeer beperkte schaal voor. Naar verwachting zullen loden leidingen op termijn volledig uit het distributienet verdwijnen.

2.2 Drinkwaterinstallaties

Sinds 1930 vindt de distributie van drinkwater in woningen en gebouwen plaats door koperen leidingen. Naast 'gewone' koperen leidingen worden sinds 2000 ook inwendig vertinde koperen leidingen toegepast. Roestvaststalen drinkwaterleidingen zijn en worden voor zover bekend in Nederland nauwelijks toegepast [9].

In verband met de emissie van koper naar het milieu, het plaatselijk optreden van corrosieproblemen met koper, het installatiegemak van kunststof leidingen en de kans op diefstal van koper worden sinds de jaren negentig behalve metalen ook kunststof leidingmaterialen in drinkwaterinstallaties toegepast. Waar het bij het leidingnet om 'koudwatermaterialen' gaat, betreft het in drinkwaterinstallaties 'warmwatermaterialen' (PE-X, PP-R, PB, PPSU, PVDF, PE-RT, PVC-C). De warmwatermaterialen zijn soms voorzien van een barrière tegen de introductie van zuurstof, in de vorm van een barrièrelaag van aluminium of van een specifieke kunststof (EVOH, ethyleenvinylalcohol). Hoofdstuk 7 gaat in op het verschil tussen koud- en warmwatermaterialen.

In het verleden zijn loden leidingen in drinkwaterinstallaties toegepast. Verondersteld wordt dat in 2012 in maximaal enkele procenten van de drinkwaterinstallaties nog (delen van) loden leidingen aanwezig zijn. In de praktijk komen in oude woningen nog steeds delen van loden leidingen voor. Dit aandeel is niet nader te onderbouwen. Ook blijven bij het saneren van loden leidingen nog delen van leidingen achter, zodat het nog lange tijd kan duren tot er geen loden leidingen meer in drinkwaterinstallaties aanwezig zijn.

Behalve leidingen maken ook kranen, toestellen en fittingen (hulp- of verbindingstukken) onderdeel uit van drinkwaterinstallaties. Kranen en fittingen zijn doorgaans van koperlegeringen vervaardigd.

Gegevens over de toepassing van materialen bij aanleg van nieuwe drinkwaterinstallaties zijn bij brancheorganisaties (UNETO-VNI en BureauLeiding) niet bekend. De inschatting van de brancheorganisaties is dat bij nieuwbouw 50% kunststof en 50% koper wordt geïnstalleerd. Dat impliceert dat het aandeel koper in drinkwaterinstallaties in de toekomst zal afnemen ten gunste van kunststof leidingmaterialen. Drinkwaterinstallaties gaan minimaal 30 jaar mee, de te verwachten verandering in de samenstelling van drinkwaterinstallaties is dus beperkt.

3 Wet- en regelgeving

3.1 Inleiding

De vigerende wet- en regelgeving op het gebied van drinkwater en op het gebied van leidingmaterialen in contact met drinkwater is vastgelegd in de Drinkwaterwet [3], het Drinkwaterbesluit [4] en de Regeling chemicaliën en materialen drink- en warm tapwatervoorziening [6]. De huidige versie van de wet- en regelgeving is van toepassing sinds 1 juli 2011. In het kader van de optimale samenstelling van drinkwater zijn de eisen in de paragrafen 3.2 en 3.3 van belang.

3.2 Eisen aan drinkwater

Fysisch-chemische parameters van drinkwater, die van invloed kunnen zijn op leidingmaterialen, zijn opgenomen in tabel IIIa Indicatoren – Bedrijfstechnische parameters en tabel IIIb Indicatoren – Organoleptische/esthetische parameters uit bijlage A van het Drinkwaterbesluit [4] en zijn vermeld in Tabel 1.

Vier van deze zeven parameters, namelijk Chloride, Elektrisch geleidingsvermogen, Zuurgraad en Sulfaat worden ook genoemd in de Europese Drinkwaterrichtlijn [2] met in alle gevallen een hogere maximumwaarde en de opmerking 'The water should not be aggressive'. De parameters Hardheid (totaal), Saturatie Index (SI) en Waterstofcarbonaat komen in de Europese Drinkwaterrichtlijn niet voor.

Tabel 1 Gegevens uit bijlage A van het Drinkwaterbesluit voor relevante parameters [4]

IIIa Indicatoren – Bedrijfstechnische parameters			
Parameter	Maximumwaarde	Eenheid	Opmerkingen
Chloride	150	mg/l	Jaargemiddelde
Elektrisch geleidingsvermogen	125	mS/m	bij 20 °C
Hardheid (totaal)	> 1	mmol/l	Totale hardheid te berekenen als aantal mmol Ca ²⁺ plus Mg ²⁺ /l. Normwaarde geldt uitsluitend bij toepassing van ontharding of ontzouting. Toetsing vindt plaats aan de 90 percentiel van de meetgegevens.
Saturatie Index (SI)	> -0,2		Jaargemiddelde
Waterstofcarbonaat	> 60	mg/l	
Zuurgraad	7,0 < pH < 9,5		
IIIb Indicatoren – Organoleptische/esthetische parameters			
Parameter	Maximumwaarde	Eenheid	Opmerkingen
Sulfaat	150	mg/l	

3.3 Eisen aan leidingmaterialen

3.3.1 Inleiding

Deze paragraaf geeft een samenvatting van de vigerende wet- en regelgeving rond het gebruik van leidingmaterialen voor drinkwatertoepassingen. Voor een gedetailleerde beschrijving daarvan inclusief citaten en definities van relevante begrippen wordt verwezen naar het rapport Wet- en regelgeving in Nederland voor leidingmaterialen in contact met drinkwater [10].

3.3.2 Algemeen

Producten en materialen die in contact komen met drinkwater en bij de bereiding of zuivering van drinkwater worden gebruikt, mogen geen stoffen aan het water afgeven in hoeveelheden die nadelige gevolgen hebben voor de volksgezondheid. Daartoe dienen die producten en materialen te voldoen aan de eisen die zijn vastgelegd in de ministeriële ‘Regeling materialen en chemicaliën drink- en warm tapwatervoorziening’ (verder aangeduid als Regeling) [6]. De Regeling beschrijft de eisen en beoordelingsmethoden voor het verkrijgen van een erkende kwaliteitsverklaring op producten van kunststof, rubber en cementhoudende materialen. Na het vaststellen van de toelaatbaarheid van een product volgt een traject van certificatie van het bijbehorende productieproces door een erkende certificatie-instelling, met als doel de borging van de vervaardiging van producten van constante kwaliteit. Als de kwaliteitsborging van het productieproces als ‘voldoende’ wordt beoordeeld, is de weg vrij voor het afgeven van een erkende kwaliteitsverklaring. De Nederlandse overheid erkent vooralsnog uitsluitend de kwaliteitsverklaring ‘Kiwa-ATA’ (Attest Toxicologische Aspecten) van certificatie-instelling Kiwa Nederland. Kiwa Nederland publiceert een overzicht van producten met een Kiwa-ATA inclusief leidingmaterialen op het Internet: www.kiwa.nl onder het Overzicht van producten die een Kiwa-ATA certificaat hebben. Duitsland, Frankrijk, Nederland en Verenigd Koninkrijk zijn sinds een aantal jaren bezig met een traject om tot een systeem van wederzijdse erkenning te komen. De Regeling beschrijft ook toelatingsprocedures voor metalen materialen. Dit betreft leidingmaterialen, die worden toegepast voor constructiedoeleinden zoals opslag- en leidingsystemen en installaties. Met installaties worden woninginstallaties, collectief leidingnet, collectieve watervoorziening of andere op het leidingnet van een drinkwaterbedrijf aangesloten installatie bedoeld.

In het leidingnet en drinkwaterinstallaties worden de materialen toegepast in buizen, fittingen, appendages (afsluiters en brandkranen) en toestellen. Metalen worden beoordeeld op basis van in de Regeling opgenomen ‘compositielijsten’, waarbij ook randvoorwaarden zijn opgenomen voor de intensiteit van het contact tussen metaal en drinkwater, en daarmee van het toepassingsgebied.

De Regeling bevat beoordelingsmethoden voor smeermiddelen ten behoeve van de smering van onderdelen van waterinstallaties, lijmen ten behoeve van lijmverbindingen in kunststof leidingsystemen, glijmiddelen voor de montage van rubber verbindingen bij verschillende materialen en ontkistingsmiddelen en ‘curing compounds’ ten behoeve van betonnen producten. ‘Hulpmiddelen’ zoals vloeimiddelen, afdichtingsmiddelen (bijvoorbeeld Teflon tape) en reparatiemiddelen voor beton worden afzonderlijk beoordeeld op hun toelaatbaarheid. Vooralsnog beschikken niet alle leidingmaterialen voor drinkwatertoepassingen over een erkende kwaliteitsverklaring volgens de Regeling.

3.3.3 Toegestane materialen en producten

Deze paragraaf geeft een overzicht van, volgens de Regeling toegestane materialen in leidingnetten en drinkwaterinstallaties die van belang zijn voor de actuele Nederlandse situatie. Voor zover bekend wordt gegalvaniseerd staal in Nederland niet of nauwelijks toegepast in contact met drinkwater [11], hoewel het materiaal onder bepaalde voorwaarden toelaatbaar is [4]. Het materiaal is daarom buiten beschouwing gelaten.

IJzerhoudende metalen

Buizen en fittingen van de volgende materialen mogen uitsluitend als onderdeel van leidingen worden toegepast als die inwendig zijn voorzien van een permanent beschermende laag, die over een erkende kwaliteitsverklaring beschikt:

- nodulair en lamellair gietijzer;
- staal;
- koolstofstaal.

Voorbeelden van een dergelijke laag zijn epoxy coatings en cementmortel linings. Gietijzer zonder bescherming mag uitsluitend worden toegepast voor specifieke toepassingen (bijvoorbeeld pompen en kleppen) en andere producten met een relatief klein contactoppervlak.

Koper en koperlegeringen

De Regeling bevat een compositielijst voor koperen en inwendig vertinde koperen materialen. Het kopergehalte van deze materialen dient ten minste 99,9% te zijn, met maximale gehalten fosfor en 'onzuiverheden' van 0,04% respectievelijk 0,1%. Het materiaal Cu-DHP (EN-nummer CW 024A) is toegelaten voor buizen, fittingen en (onderdelen van) appendages, en is tevens 'referentiemateriaal'. De volgende noot is daarbij opgenomen: *'De contaminatie van drink- of warm tapwater door koperen buizen is afhankelijk van verschillende karakteristieken van de watersamenstelling en kan in sommige gevallen tot niet accepteerbare koperconcentraties leiden.'*

De 1 µm dikke tinlaag van inwendig vertinde koperen buizen, fittingen en (onderdelen van) appendages bevat volgens de compositielimieten in de Regeling minstens 99,90% koper en tin. Het totale gehalte van zes zware metalen en bismut bedraagt individueel maximaal 0,01%.

De Regeling bevat compositielijsten voor de samenstelling van toegestane koperlegeringen op basis van zink en lood (messing). Volgens de compositielijst mogen die koperlegeringen maximaal 3,5% lood bevatten. Messing gebaseerd op de materialen CW617N en CW612N met een gehalte van 1,6 – 2,2% lood is toegelaten voor fittingen en (onderdelen van) appendages. Messing gebaseerd op de materialen CW614N en CW603N met 2,5 – 3,5% lood is uitsluitend toegelaten voor onderdelen van appendages.

In de Regeling is ook een compositielijst voor ontzinkingsbestendig messing opgenomen, maar toegelaten materialen komen daarin niet voor. Voor ontzinkingsbestendig messing mag het loodgehalte maximaal 2,2% bedragen.

Cementhoudende materialen

Producten van cementhoudende materialen die beschikken over een erkende kwaliteitsverklaring zijn toegestaan. Uitsluitend Portlandcement (CEM I) en hoogovencement (CEM III) volgens de Europese norm NEN-EN 197-1 [12] mogen worden toegepast.

Kunststoffen

Kunststof producten die beschikken over een erkende kwaliteitsverklaring mogen worden toegepast.

3.3.4 Verboden materialen

In documenten van de Tweede Kamer en de Minister wordt het jaar 1955 genoemd als het jaar waarin de toepassing van loden drinkwaterleidingen is verboden. Een expliciet verbod op het gebruik daarvan door wet- en regelgeving uit de tijd is niet bekend [13]. Via de

Regeling is het gebruik van lood als leidingmateriaal in ieder geval sinds medio 2011 niet toegestaan.

Met de inwerkingtreding van het Asbestbesluit Arbeidsomstandighedenwet per 1 juli 1993 mogen asbestcement leidingen niet meer worden aangelegd [14].

De toepassing van cementsoorten anders dan CEM I en CEM III volgens de norm NEN-EN 197-1 in producten in contact met drinkwater is verboden. Dit betekent dat uitsluitend Portlandcement en hoogovencement in Nederland mogen worden toegepast en dat onder meer vliegascement en aluminiumcement niet zijn toegestaan.

4 IJzerhoudende metalen

4.1 Gietijzer en staal

4.1.1 Samenstelling en toepassing

Gietijzer is een ijzer-koolstof-siliciumlegering met 2,0 tot 4,5% koolstof en een siliciumgehalte van tussen de 0,5 en 3,5%. Daarnaast zijn altijd sporen mangaan, zwavel en fosfor aanwezig. Staal is een legering bestaand uit ijzer en koolstof, en onderscheidt zich van gietijzer door een lager koolstofgehalte (lager dan 1,9%).

Bij de aanleg van drinkwaterleidingen werd oorspronkelijk het zogenaamde lamellair gietijzer toegepast, ook wel bekend als grijs gietijzer. Kenmerkend voor dit type is dat de vrije koolstof in de vorm van lamellen voorkomt.

Grijs gietijzeren en stalen buizen werden aan de binnenzijde veelal bekleed met een dunne dompellaag van bitumen of koolteer. Deze dompellaag diende vooral om de buizen tijdens de opslag te beschermen tegen atmosferische corrosie. Bitumen en koolteer coatings zijn in Nederland toegepast vanaf 1900 tot circa 1980. In 2010 blijkt bij onderzoek naar de aanwezigheid van bitumen en koolteer coatings in 120 willekeurig uitgenomen grijs gietijzeren leidingdelen dat in 87% van de leidingdelen een coating of restanten van een coating is terug te vinden. Figuur 3 geeft een beeld van een coating in een grijs gietijzeren leiding. De dekkingsgraad van de coating varieert van bijna 0% in 9% van de onderzochte leidingdelen tot 100% in 31% van de onderzochte leidingdelen [15].



Figuur 3 Grijs gietijzeren leiding met coating

In 2010 lag in Nederland nog circa 9.500 km grijs gietijzeren leidingen en circa 2.400 km stalen leidingen [15]. De opkomst van nodulair gietijzer ongeveer vijftig jaar geleden heeft ertoe geleid dat drinkwaterbuizen van grijs gietijzer niet meer worden gelegd. In nodulair gietijzer komt de vrije koolstof voor in de vorm van bolletjes, nodulen genaamd. De sterkte

en de taatheid van het gietijzer worden hierdoor in gunstige zin beïnvloed. Bij gebruik van nodulair gietijzer kan dan ook met een geringere wanddikte worden volstaan ten opzichte van grijs gietijzeren leidingen.

Nodulair gietijzeren leidingen mogen uitsluitend worden toegepast als deze inwendig zijn voorzien van een beschermende laag, die over een erkende kwaliteitsverklaring beschikt [6]. Voorbeelden van een beschermende laag zijn cement linings (Figuur 4) en epoxy coatings. Nodulair gietijzer zonder bescherming mag worden toegepast voor producten met een zeer beperkt contactoppervlak.



Figuur 4 Nodulair gietijzeren leiding met inwendige cement lining

4.1.2 Afgifte van stoffen

Coatings

Op basis van de huidige regelgeving mogen ongecoate gietijzeren en stalen buizen en koolteer en bitumen coatings niet meer toegepast worden. In het leidingnet komen nog wel gietijzeren en stalen leidingen met koolteer of bitumen coatings voor. Voorkomende waterkwaliteitsproblemen bij gebruik van grijs gietijzeren leidingen en staal zijn afgifte van Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK) en meldingen van bruin water. De afgifte van PAK hangt samen met mechanische beschadiging van de coating door spuien of werkzaamheden en is onafhankelijk van de watersamenstelling [15]. In dit rapport wordt daarom niet verder op dit onderwerp ingegaan.

Ijzerafgifte en bruin water

Bruin water kan ontstaan doordat gietijzeren leidingen onder invloed van de watersamenstelling en bij bepaalde hydraulische omstandigheden ijzer kunnen afgeven. Wanneer in het leidingnet niet gecoate gietijzeren en stalen leidingen voorkomen, zijn deze veelal bedekt met een inwendige deklaag bestaande uit een breed scala van ijzerverbindingen. Deze ijzerverbindingen zijn ontstaan door de oxidatie van ijzer en staal voornamelijk onder invloed van de opgeloste zuurstof. Ook andere componenten zoals nitraat, waterstofionen en, wanneer er wordt gechloord, bepaalde chloorcomponenten

kunnen als oxidator fungeren. Verder wordt van bacteriën verondersteld, dat ze de corrosie van gietijzer bevorderen.

De vrijgekomen ijzerionen verbinden zich met bestanddelen uit het water tot een breed scala van ijzerverbindingen en slaan neer op de leidingwand en vormen daar deklagen. Dergelijke deklagen kunnen zeer volumineus worden, waardoor de hydraulische weerstand van de buis toeneemt en de transportcapaciteit afneemt. Bovendien kunnen deze deklagen een negatieve invloed op de waterkwaliteit hebben.

Als maat voor de corrosiviteit voor drinkwater voor gietijzer en staal is in Mededeling 100 uit 1988 de Corrosie Index (CI) geïntroduceerd. De CI is afkomstig uit een Duitse norm voor gebruik van drinkwatermaterialen [16]. De CI geeft een richtlijn voor de verhouding van de concentraties chloride, sulfaat en carbonaten in drinkwater om corrosie van gietijzer en staal zoveel mogelijk te beperken. De CI is gedefinieerd als:

$$CI = ([Cl^-] + 2 [SO_4^{2-}]) / TAC$$

met de chloride- en sulfaatconcentratie en TAC (Totaal Anorganisch Koolstofconcentratie) in mmol/l

In de afgelopen jaren is het inzicht ontstaan dat ijzerafgifte en bruin water vooral ontstaan door deeltjesbelasting uit de zuivering of af productielocatie, gevolgd door accumulatie en opwerveling van geaccumuleerd sediment in het leidingnet [17]. De rol van ijzerafgifte door gietijzeren leidingen bij het ontstaan van bruin water wordt minder belangrijk geacht. In het kader van dit rapport is het van belang om inzicht te hebben in de relevantie van de aanbeveling voor de Corrosie Index in Mededeling 100 uit 1988. Om tot dit inzicht te komen, zijn twee sporen gevolgd, namelijk via de norm en via literatuurstudie.

Norm NEN-EN 12502-5:2005

De DIN 50930 uit 1980 is ingetrokken en vervangen door de Europese norm NEN-EN 12502-5:2005 'Protection of metallic materials against corrosion likelihood in water distribution and storage systems - Part 5. Influencing factors for cast iron, unalloyed and low alloyed steels' [18]. In NEN-EN 12502-5:2005 komt de CI niet meer voor. In plaats daarvan is opgenomen dat in ongecoate gietijzeren leidingen in zuurstofhoudend water corrosie kan optreden indien geen beschermende deklagen kunnen worden gevormd. Volgens de informatie in NEN-EN 12502-5 zijn de randvoorwaarden waarbij beschermende deklagen kunnen worden gevormd als volgt:

- Zuurstof, $[O_2]$ > 3 mg/l en
- zuurgraad, pH > 7,0 en
- waterstofcarbonaatconcentratie, $[HCO_3^-]$ > 2 mmol/l en
- calciumconcentratie, $[Ca^{2+}]$ > 1 mmol/l

NEN-EN 12502-5: 2005 geeft aan dat het type en de concentraties van natuurlijke bestanddelen (fosfaat, aluminosilicaten) in het drinkwater een belangrijke rol spelen bij de vorming van de beschermende deklagen. Er is geen nadere kwantitatieve of kwalitatieve informatie gegeven. De CI is uit de aanbevelingen verdwenen.

Invloedfactoren corrosie gietijzer

In 2001 is een literatuurstudie uitgevoerd naar de factoren die een rol spelen bij de corrosie van gietijzeren drinkwaterleidingen waarbij meer dan 300 peer reviewed artikelen zijn bekeken [19]. Om de effecten van corrosie te benoemen, zijn corrosiesnelheid, opbouw van de deklaag en de afgifte van corrosieproducten gedefinieerd. In het kader van dit rapport is vooral gekeken naar het derde aspect, afgifte van corrosieproducten, omdat het

uitgangspunt is dat gietijzeren leidingen in Nederland zijn voorzien van een coating dan wel van deklagen op het inwendig oppervlak van de leiding. Uit de studie volgt dat vooral de pH, de totale anorganisch koolstofconcentratie en de buffercapaciteit van invloed zijn op de afgifte van ijzerverbindingen door gietijzeren leidingen. De afgifte van ijzerverbindingen neemt af met een toenemende pH en totaal anorganisch koolstofgehalte.

De auteurs melden een tegenstrijdig effect van de toepasbaarheid van de CI. Bepaalde studies onderschrijven het negatieve effect van chloride en sulfaat op de corrosie van gietijzer, terwijl andere studies laten zien dat in de aanwezigheid van chloride en sulfaat beter beschermende deklagen worden gevormd.

Modellen voor ijzerafgifte

In 2012 zijn zeven modellen om de ijzerafgifte door drinkwaterleidingen te beschrijven geëvalueerd [20]. Deze modellen zijn gericht op het kunnen voorspellen van het optreden van bruin water. In deze modellen spelen verblijftijd en sediment in het leidingnet een belangrijke rol. De herkomst van het sediment in het leidingnet wordt niet genoemd. In één van de modellen is expliciet de rol van de watersamenstelling meegenomen, waarbij het effect op het water is uitgedrukt in de kleur van het water en niet in troebelheid of het ijzergehalte. Dit model betreft een modificatie van de Corrosie Index [21]. Naast de waterkwaliteitsparameters chloride, sulfaat en waterstofconcentratie komt in deze index de natriumconcentratie, de temperatuur en de verblijftijd voor. Ten opzichte van de traditionele Corrosie Index is in de gemodificeerde index de invloed van de chloride- en sulfaatconcentratie afgenomen. De gemodificeerde index bevestigt het geschetste beeld dat de mate van ijzerafgifte toeneemt bij een toename van de chlorideconcentratie en de sulfaatconcentratie en bij afname van de TAC in drinkwater. In deze index is het effect van de chloride- en de sulfaatconcentratie minder sterk dan de CI.

4.1.3 Corrosiegedrag gietijzer

Bij het in oplossing gaan van ijzer uit gietijzeren leidingen blijft de koolstof in de matrix achter. Dit verschijnsel wordt aangeduid met grafitering ('verpotloding'). Het leidt tot een verzwakking van het gietijzer. Meestal treedt de grafitering gelijkmatig over het gehele oppervlak op, waardoor de leiding langzaam zijn sterkte verliest en na verloop van tijd zal breken.

Conclusie

Ijzerafgifte en corrosie van gietijzeren leidingen is voornamelijk van belang bij de aanwezigheid van ongecoate gietijzeren leidingen. Het blijkt dat in Nederland het merendeel van de gietijzeren leidingen gecoat zijn. Deze coating kan gedurende de levensduur van de leiding (gedeeltelijk) verdwijnen.

Uit de literatuur komt geen eenduidige rol van de CI bij de mate van ijzerafgifte naar voren. Wel is te concluderen dat conform de aanbeveling in Mededeling 100 uit 1988 de kans op ijzerafgifte door gietijzeren leidingen minimaal is bij een CI kleiner dan 1. Het effect van een CI groter dan 1 op ijzerafgifte door gietijzeren leidingen kan niet worden uitgesloten. Er is echter geen basis de voormalige aanbeveling van een CI kleiner dan 1 te handhaven.

4.2 Roestvaststaal

4.2.1 Samenstelling en toepassing

Roestvaststaal (RVS) is een verzamelnaam voor legeringen op basis van ijzer met meer dan 12% chroom. Wanneer chroom met zuurstof in aanraking komt, vormt het een onzichtbaar laagje chroom(III)oxide (Cr_2O_3), de oxidehuid. Dit laagje beschermt het onderliggende metaal tegen verdere roestvorming. Er bestaan circa 200 verschillende typen RVS, die zich onderscheiden in samenstelling en daardoor ook in eigenschappen.

RVS is beschikbaar als materiaal voor toepassing in drinkwaterinstallaties (Figuur 5) en in de zuivering. Voor toepassing in contact met drinkwater is volgens DIN 17455 of DIN 17456 minimaal RVS 1.4401 vereist [22]. RVS 1.4401 komt overeen met AISI 316. Dit type RVS bevat naast minimaal 17% chroom en 12% nikkel circa 3% molybdeen om de corrosieweerstand te verhogen.

In Nederland wordt RVS nauwelijks toegepast in drinkwaterinstallaties. In het buitenland wordt RVS vaker toegepast, in Duitsland bestaat circa 15% van de drinkwaterinstallaties uit RVS [23].

In de huidige versie van de Regeling zijn nog geen compositielijsten voor RVS opgenomen; deze lijsten zijn nog onderwerp van discussie. RVS producten voor drinkwatertoepassingen dienen voortsnog te worden beoordeeld door de Commissie van Deskundigen (zie hoofdstuk 3).



Figuur 5 Knelfittingen voor RVS drinkwaterleidingen

4.2.2 Afgifte van stoffen

Nikkelaafgifte

Over de afgifte van stoffen aan drinkwater door RVS is relatief weinig gepubliceerd. In de ontwikkeling van de Europese standaard voor de buizenopstelling wordt RVS 1.4401 toegepast als blanco materiaal, omdat RVS 1.4401 geen metalen afgeeft boven de detectielimiet [24]. De reden hiervoor is dat het oppervlak van RVS passief is.

Eerder Duits onderzoek uit 1991 vermeldt een beperkte afgifte van nikkel, dat voornamelijk is beperkt tot enkele weken na installatie van de leidingen [25]. Bij een verblijftijd van een

week en leidingdiameters van 15 en 30 mm zijn nikkelconcentratie boven de maximumwaarde van 20 µg/l gemeten. De temperatuur en waterkwaliteit speelden hierbij geen significante rol. Ook werd in de eerste weken na installatie hogere nikkelconcentraties dan de maximumwaarden van 20 µg/l gemeten in Zweeds onderzoek [26].

Chroomafgifte

Internationaal is momenteel aandacht voor de toxiciteit van Cr(VI) [27]. Volgens RIVM is Cr(VI) bij inhalatoire blootstelling kankerverwekkend (zonder drempelwaarde) [28]. Er zijn geen aanwijzingen dat Cr(VI) bij orale blootstelling ook kankerverwekkend is, maar de mogelijkheid hiertoe kan niet definitief worden uitgesloten. RVS bevat minimaal 12% chroom en het oppervlak bestaat uit chroom(III)oxide. Chroom(III)oxide is een inert materiaal. Internationaal is geen informatie bekend over de afgifte van chroom door RVS. Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat de aandacht voor chroom(VI) niet in relatie staat met de toepassing van RVS in het leidingnet of in drinkwaterinstallaties.

Toelating RVS in contact met drinkwater

Om aan te tonen dat RVS geschikt is voor drinkwatertoepassingen, is een methode ontwikkeld om de weerstand tegen het optreden van putcorrosie te bepalen. De methode is beschreven in [29]. Influence of metallic materials on water intended for human consumption - Method to evaluate the passive behaviour of stainless steels.

4.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Op basis van de bevindingen in de literatuur en de praktijk zijn de aanbevelingen voor de watersamenstelling om problemen van drinkwater in contact met ijzerhoudende metalen als volgt:

pH > 7,0	op basis van NEN-EN 12502-5
TAC > 2 mmol/l	op basis van NEN-EN 12502-5

5 Lood, koper en koperlegeringen

5.1 Monitoring lood, koper en nikkel in drinkwater

In 1998 is op internationaal niveau de regelgeving omtrent lood, koper en nikkel in drinkwater aangepast [2]. De aanpassing bestaat uit:

- verandering van de maximumwaarden voor lood-, koper- en nikkelconcentraties in drinkwater;
- verandering van de wijze van monitoring voor lood-, koper- en nikkelconcentraties in drinkwater. De wijze van monitoring van lood, koper en nikkel dient een wekelijks gemiddelde inname te vertegenwoordigen en dient aan de tap bij de consument plaats te vinden.

In onderstaande alinea's wordt voor de parameters lood, koper en nikkel een toelichting gegeven.

Lood

In de Europese Drinkwaterrichtlijn is in 1998 de maximumwaarde voor lood in drinkwater verlaagd van 50 µg/l naar 10 µg/l [2]. De verlaging van de maximumwaarde is gebaseerd op gezondheidskundige afwegingen, omdat lood een toxisch effect heeft op de nieren, het bloed en het centrale zenuwstelsel [30,31].

De verlaging is op nationaal niveau stapsgewijs ingevoerd. In Nederland bedroeg de maximumwaarde voor lood in drinkwater 25 µg/l in de periode 1998 – 2006. Vanaf 1 januari 2006 bedraagt de maximumwaarde voor lood in drinkwater 10 µg/l. In 1998 is tevens de voorgeschreven wijze van bemonstering veranderd.

Bemonstering vond plaats door het meten van het loodoplossend vermogen van het drinkwater op de productielocatie met een loden buizenproef. Bij een loodoplossend vermogen van 200 µg/l werd voldaan aan een loodconcentratie aan de tapkraan lager dan 50 µg/l [32]. Voor de maximumwaarde van 10 µg/l is de voorwaarde dat de loodconcentratie wordt gemeten aan het tappunt via een passende steekproefmethode. Hiervoor is Random Day Time bemonstering voorgeschreven, zie de paragraaf over monitoring.

Koper

In 1998 is op Europees niveau zowel de maximumwaarde voor koper in drinkwater als de wijze van monitoring van koper in drinkwater gewijzigd [2]. De maximumwaarde voor koper in drinkwater is verlaagd van 3.000 µg/l naar 2.000 µg/l. De basis hiervoor is gezondheidskundig. Tevens is in 1998 de voorgeschreven wijze van bemonstering veranderd. In een monster genomen na 16 uur stilstand in een koperen drinkwaterleiding was de maximale toegestane koperconcentratie 3.000 µg/l. De maximumwaarde van 2.000 µg/l geldt voor een monster dat aan de tap genomen is gemeten via een passende steekproefmethode. Hiervoor is Random Day Time bemonstering voorgeschreven, zie de paragraaf over monitoring.

Nikkel

De maximumwaarde voor nikkel in drinkwater is in 1998 verlaagd van 50 µg/l naar 20 µg/l [2]. De basis voor de verlaging is gezondheidskundig. Nikkel in drinkwater kan bij personen met een nikkelallergie eczeem veroorzaken. De maximumwaarde van 20 µg/l is afdoende om deze symptomen te voorkomen [30]. De maximumwaarde van 20 µg/l geldt voor een monster dat aan de tap genomen is gemeten via een passende steekproefmethode. Hiervoor

wordt Random Day Time bemonstering voorgeschreven, de beschrijving van Random Day Time volgt onder het kopje Monitoring.

Monitoring lood, koper en nikkel in drinkwater

In 1998 is op Europees niveau de wijze van monitoring van koper, lood en nikkel in drinkwater gewijzigd. De wijze van monitoring schrijft voor dat lood-, koper- en nikkelconcentraties aan de tap worden gemeten via een passende steekproefmethode. De hoeveelheid lood, koper en/of nikkel in het verkregen monster dient representatief te zijn voor de gemiddelde wekelijkse inname door een consument. Voor de monitoring aan de tapkraan heeft het RIVM een protocol opgesteld [33].

Sinds 1 januari 2004 worden in Nederland in dit kader Random Day Time (RDT)-monsters aan de tap genomen. Een RDT- monster wordt tijdens kantooruren steekproefsgewijs genomen en kent dus een variabele verblijftijd van drinkwater in de drinkwaterinstallatie. Om inzicht te krijgen in voorkomende concentraties van de metalen koper, lood en nikkel aan de tap bij de consument zijn de individuele RDT-metwaarden uit de periode 2004 tot en met 2011 geanalyseerd [34,35]. De resultaten van deze analyse worden in de volgende paragrafen besproken en vormen een belangrijke basis voor de aanbevelingen voor de optimale drinkwatersamenstelling.

5.2 Loden leidingen

5.2.1 Samenstelling en toepassing

Loden leidingen vormen de oudste bestanddelen van het Nederlandse drinkwaterleidingnet. Tot ongeveer 1930 werd vrijwel uitsluitend lood gebruikt voor aansluit- en binnenleidingen. Daarna zijn geleidelijk andere materialen in gebruik gekomen. Naast onbeschermden loden leidingen zijn in sommige voorzieningsgebieden loden leidingen met een inwendige tinvoering of tincoating toegepast. Dit gebeurde vooral als men vermoedde dat het water het lood aantastte.

Anno 2012 zijn in Nederland vrijwel alle loden aansluitleidingen uit het leidingnet verwijderd. In drinkwaterinstallaties in oude woningen komen nog wel (delen van) loden leidingen voor. Het aantal drinkwaterinstallaties met loden leidingen is niet bekend.

De toepassing van lood als drinkwaterleidingmateriaal is verboden sinds 1955 en wettelijk is het sinds 1 juli 2011 door invoering van de Regeling uitgesloten [6].

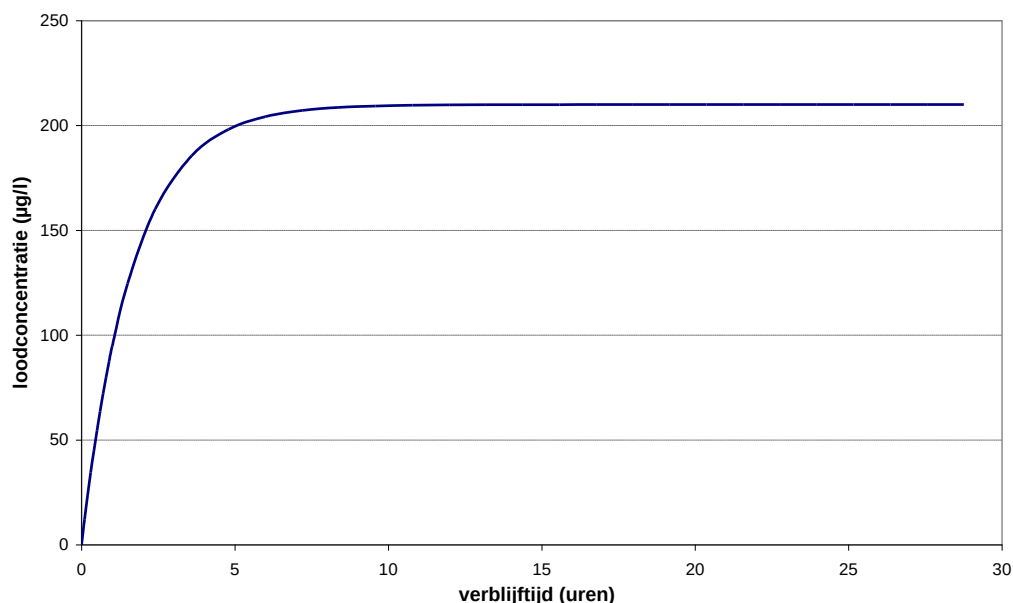
5.2.2 Corrosiegedrag en afgifte van stoffen

Theoretische loodafgifte

Bij aanwezigheid van een loden leiding neemt de concentratie in het drinkwater toe bij toename van de verblijftijd van water in de leiding (Figuur 6) [32]. De mate waarin de loodconcentratie in drinkwater toeneemt, hangt af van het loodoplossend vermogen van drinkwater. Onderzoek met behulp van loden buizenopstellingen op diverse productielocaties in Nederland heeft daarvoor een relatie opgeleverd tussen waterkwaliteit en fysische parameters:

$$Pb_{\max} (\mu\text{g/l}) = -141 \text{ pH} + 12 \text{ T } (^{\circ}\text{C}) + 1135$$

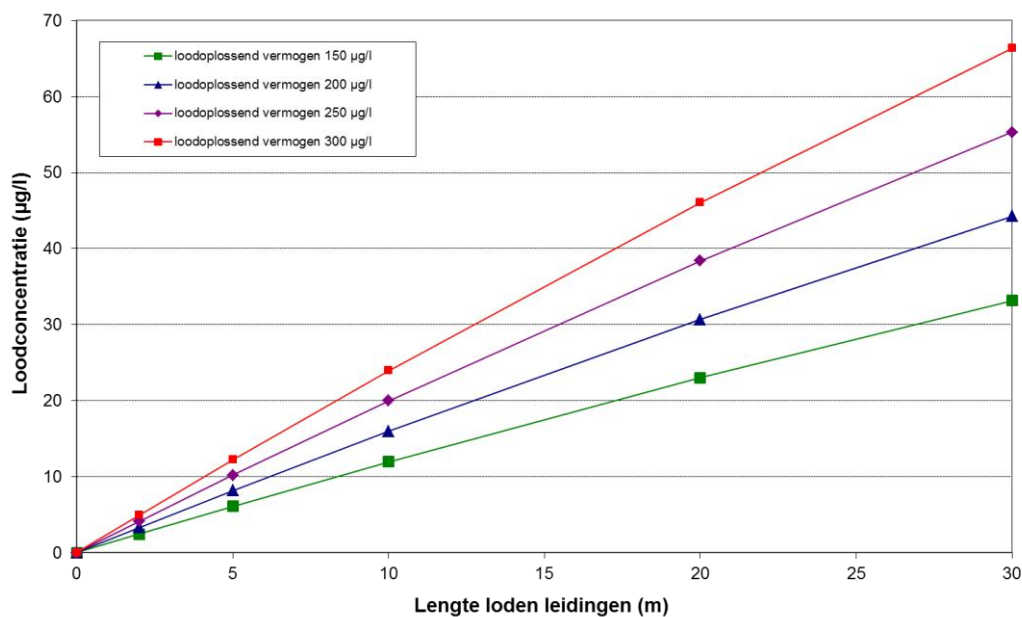
waarin $Pb_{\max}$ het de plateauwaarde of loodoplossend vermogen van het drinkwater is en T de temperatuur van het water bij de verblijftijd waarbij $Pb_{\max}$ wordt bereikt. Het loodoplossend vermogen neemt dus af met toenemende pH en met afnemende temperatuur.



Figuur 6 De loodconcentratie in drinkwater met een loodoplossend vermogen van 210 µg/l als functie van de verblijftijd

Uit Figuur 6 blijkt dat de loodconcentratie al na zeer korte verblijftijden een hogere waarde dan 10 µg/l kan bereiken. Kuch en Wagner (1983) hebben theoretische modellen opgesteld, waarmee de loodconcentratie in drinkwater voorspeld kan worden na doorstromen van een loden leiding [36]. Een belangrijk uitgangspunt in deze modellen is dat lood uitsluitend door oplossen van de deklaag en door diffusie in het drinkwater komt. Afgifte van looddeeltjes door erosie en dergelijke speelt in het model geen rol, maar kan in de praktijk ook optreden. Uit de modelberekeningen komt naar voren dat de loodconcentratie in drinkwater na doorstromen lager is naarmate de leiding korter, de diameter groter, het loodoplossend vermogen lager en de stroomsnelheid hoger is. Figuur 7 geeft de berekende loodconcentratie als functie van de lengte van de leiding bij een diameter van 19,8 mm en bij verschillende waarden voor het loodoplossend vermogen. De stroomsnelheid bedraagt 0,5 m/s. Dit is bij benadering de snelheid die optreedt in een 19,8 mm leiding bij een volledig geopende keukenkraan (600 l/uur). Een loodoplossend vermogen van 150 µg/l komt voor bij een pH van 8,5 en een temperatuur van 18 °C. Zichtbaar is dat bij een optimale pH uit oogpunt van minimale loodafgifte, na doorstromen van een leidinglengte van 8 m de loodconcentratie al een waarde van 10 µg/l bereikt. Bij lagere pH-waarden en/of hogere temperaturen en/of lagere stroomsnelheden is de situatie ongunstiger. In de Nederlandse situatie is het daarom nagenoeg niet mogelijk om bij aanwezigheid van loden leidingen een loodconcentratie lager dan 10 µg/l te garanderen.

Op basis hiervan is na invoering van de aanscherping voor de maximumwaarde voor lood in drinkwater geconstateerd dat doorstromen van loden leidingen niet effectief is om de beoogde maximumwaarde van 10 µg/l te garanderen [37].



Figuur 7 Berekende loodconcentraties in drinkwater bij een stroomsnelheid van 0,5 m/s en een loodoplossend vermogen van 150 µg/l [36]

Loodafgifte in de praktijk

In 2013 zijn de gegevens geanalyseerd van 16606 RDT-monsters die in de periode 2004-2011 in Nederland zijn genomen om de loodconcentratie aan de tap te bepalen [35]. In principe worden RDT-monsters random tijdens kantooruren in woningen in het voorzieningsgebied genomen, waarbij de bemonstering is uitgevoerd in drinkwaterinstallaties met koperen, kunststof en/of (delen van) loden leidingen en met appendages waarin lood voor kan komen. Uit de analyse en in de praktijk blijkt dat de monsters niet altijd random worden genomen en dat bemonstering ook plaats vindt in openbare gebouwen.

Tabel 2 geeft een overzicht van de range van de meetwaarden van de loodconcentraties in RDT-monsters, die in de periode 2004-2011 genomen zijn [35]. Zichtbaar is dat in 2,3 % van de monsters een loodconcentratie hoger dan 10 µg/l is gemeten. De meeste monsterlocaties met loodconcentraties hoger dan 10 µg/l komen voor bij één specifiek drinkwaterbedrijf waarvan bekend is dat in het voorzieningsgebied nog relatief veel panden met drinkwaterinstallaties met (delen van) loden leidingen voorkomen. Incidenteel worden zeer hoge loodconcentraties in drinkwater aangetroffen, dit kan veroorzaakt worden door de aanwezigheid van looddeeltjes in het monsters [38].

Tabel 2 Overzicht loodconcentraties in RDT-monsters in de periode 2004-2011 (in totaal 16606 monsters) [35]

Loodconcentratie	Aantal meetwaarden	% van aantal meetwaarden
< 1 µg/l	13.661	82,3
1- 5 µg/l	2.279	13,7
5-10 µg/l	292	1,8
10 - 100 µg/l	356	2,1
100 - 1.000 µg/l	14	0,1
> 1.000 µg/l	4	0,0
> 10.000 µg/l	1	0,0

Op basis van resultaten van de RDT-metingen is niet af te leiden of de eerder vastgestelde relaties tussen de watersamenstelling en het loodoplossend vermogen nog van toepassing zijn. De meetresultaten van RDT-monitoring vertegenwoordigen een resultante van waterkwaliteit, verblijftijd en samenstelling van drinkwaterinstallatie. Qua samenstelling van drinkwaterinstallaties is er landelijk een zeer grote spreiding in het voorkomen van loden leidingen. Daarnaast kan lood in drinkwater ook afkomstig zijn van messing onderdelen in drinkwaterinstallaties [39].

Conclusie

Bij aanwezigheid van loden leidingen is het niet mogelijk om aan de tap een loodconcentratie lager dan 10 µg/l te garanderen. Om loodafgifte door loden leidingen te beperken is het noodzakelijk om de pH zo hoog mogelijk in te stellen. Dit is vooral van belang voor waterbedrijven waarbij bekend is dat er nog (delen van) loden leidingen in het voorzieningsgebied aanwezig zijn.

5.3 Koperen leidingen

5.3.1 Samenstelling en toepassing

In Nederland zijn koperen leidingen als transportmiddel voor drinkwater rond 1930 geïntroduceerd. Sindsdien is koper op grote schaal gebruikt voor aansluitleidingen en in drinkwaterinstallaties.

In Nederland worden tegenwoordig vrijwel uitsluitend het materiaal Cu-DHP toegepast. Dit bestaat voor minimaal 99,85 (gewichts)procent uit koper. Het fosforpercentage varieert van 0,013 % tot 0,050 %. Het inwendig oppervlak is in de meeste gevallen kunstmatig geoxideerd. In Nederland worden voornamelijk halfharde koperen buizen toegepast. De term halfhard heeft betrekking op de wijze hoe de koperen buis de uiteindelijke maatvoering bereikt [13].

Sinds 2002 kunnen inwendig vertinde koperen leidingen worden toegepast, hiervoor wordt een relatief dunne laag tin aangebracht op het basismateriaal koper. Door de diffusie van koperionen naar de tinlaag wordt een toenemende 'inter-metalen fase' gevormd bestaande uit tin en koper (η -fase = Cu_6Sn_5).

De Regeling bevat een compositielijst voor koperen en voor inwendig vertinde koperen buizen en fittingen. Het tin van inwendig vertinde koperen buizen bevat minstens 99,9% koper en tin; het totale gehalte aan zware metalen bedraagt maximaal 0,01%. Omdat er voor tin in drinkwater geen maximumwaarde bestaat, is voor inwendig vertinde buizen alleen de afgifte van koper van belang.

5.3.2 Afgifte van stoffen

Koperemissie door drinkwaterleidingen in relatie tot milieubeleid

In 1988 was het beperken van koperafgifte door koperen leidingen vanwege milieubezwaren een belangrijk argument om te conditioneren. Diffuse verspreiding van koper in het milieu werd door de Nederlandse overheid als een probleem ervaren, vooral omdat hoge concentraties koper in oppervlaktewater schadelijk zouden zijn voor aquatische micro-organismen. In 1992 werd in 90 tot 95% van de Nederlandse oppervlaktewateren de grenswaarde voor koper overschreden [40]. Daarnaast kwamen hoge gehalten koper voor in slib van afvalwaterzuiveringen, waardoor dit ongeschikt was voor hergebruik, met name in

de landbouw. Koperafgifte door drinkwaterleidingen leverde een belangrijke bijdrage aan de koperbelasting van het milieu. Volgens scenarioberekeningen uitgevoerd door RIZA was in 1993 in Nederland 20% van de koperlozingen op het oppervlaktewater en 60% van het koper in zuiveringsslib afkomstig van drinkwaterleidingen [41]. Waterleidingbedrijven streefden naar een vermindering van de koperbelasting van het milieu en in het VEWIN-Milieuplan van 1991 was daartoe de intentie vastgelegd om in 1997 op alle daarvoor in aanmerking komende locaties drinkwater te conditioneren [42].

Tegenwoordig is het niet meer mogelijk om slib van afvalwaterzuiveringen te hergebruiken, omdat de afzet in de landbouw door allerlei andere stoffen in het slib al niet mogelijk is. Ook is veel onderzoek verricht naar het feitelijke ecologisch risico van normoverschrijdingen door koper in oppervlaktewater. De normen voor metalen zijn generieke waarden, gebaseerd op de waargenomen toxiciteit in ecotoxicologische testen waarin de biologische beschikbaarheid van metalen veelal hoog is en de van nature voorkomende achtergrondconcentraties [43]. In de praktijk zijn er ook factoren die maken dat organismen veel minder metalen opnemen; dit is bijvoorbeeld het geval als er veel organische stof in het water aanwezig is. Inmiddels is het – door recente ontwikkelingen op het gebied van de zogeheten Biotic Ligand-modellen – mogelijk de ecologische risico's van zink en koper in het oppervlaktewater te schatten en daarbij ook deze factoren mee te nemen [44,45,46]. Voor koper wordt thans op 85 procent van de meetlocaties de generieke norm overschreden, maar na correctie voor de biologische beschikbaarheid wordt voor geen van deze locaties een ecologisch risico voorspeld [47].

Deze nieuwe kennis heeft inmiddels zijn weg naar het beleid gevonden. Volgens het LBOW protocol Toetsen en beoordelen is er ruimte om biobeschikbaarheid van koper te verdisconteren in de beoordeling van de waterkwaliteit [48]. Volgens dit protocol is het de waterbeheerder toegestaan om, aanvullend op de toetsing aan generieke normen (eerstelijnsbeoordeling), te toetsen aan een locatiespecifieke norm op basis van de opgeloste hoeveelheid organisch koolstof (DOC) op die locatie. In rapportages ten behoeve van de KRW Stroomgebiedbeheerplannen is het de bedoeling zowel te rapporteren over de toetsing aan generieke normen als -eventuele- toetsing aan locatiespecifieke normen. Het LBOW protocol is bindend voor de beoordeling van de waterkwaliteit door waterbeheerders.

Dit veranderde inzicht in de ecotoxiciteit van koper in oppervlaktewater kan voor de waterbedrijven een mogelijkheid geven om het conditioneringsbeleid te herzien. Het opheffen van conditionering zal leiden tot een toename van de koperconcentraties in het oppervlaktewater. Het is beleidsmatig ongewenst dat de emissie van koper toeneemt, maar uit oogpunt van ecotoxiciteit hoeft emissie van koper niet per sé een probleem te zijn. Hoe deze afweging tussen beleidsmatige principes en feitelijke effecten door waterbeheerders uitvalt is op voorhand niet te zeggen.

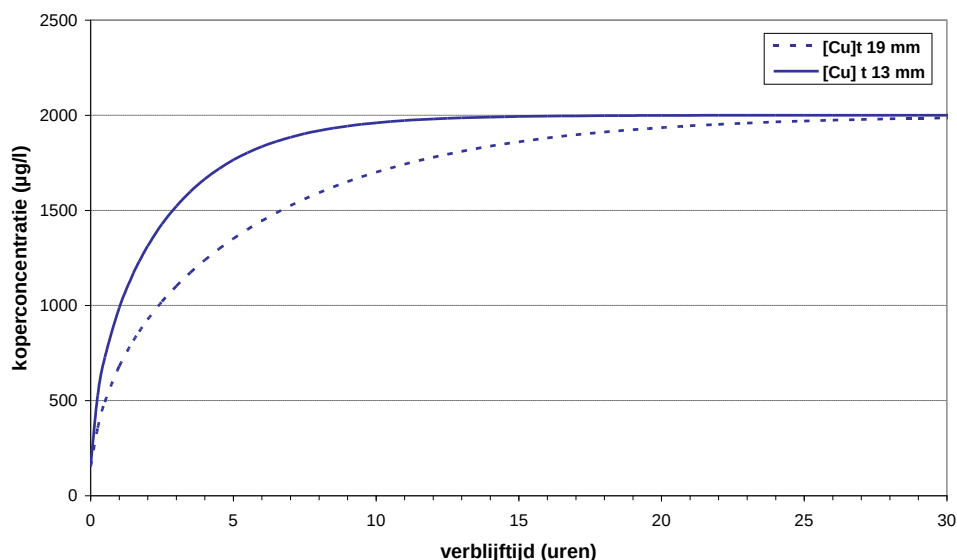
Invloed drinkwatersamenstelling op koperafgifte en koperen leidingen

In drinkwaterleidingen zijn twee vormen van kopercorrosie van belang: algemene corrosie, waarbij het metaaloppervlak gelijkmatig wordt aangetast en lokale corrosie of putcorrosie, waarbij zeer plaatselijk putten in het materiaal ontstaan, waardoor lekkage kan optreden. Naast putcorrosie komen ook andere vormen van corrosie voor in koperen leidingen, zoals erosiecorrosie en corrosie door vloeimiddelen. Op deze vormen van corrosie wordt in het kader van dit rapport niet verder ingegaan; deze informatie is beschikbaar via andere bronnen [49].

Algemene corrosie treedt altijd op. De eerste stap in het proces van algemene corrosie is de reactie tussen het koper en de opgeloste zuurstof. Soms fungeren andere componenten zoals vrij chloor als oxidator [50]. Het koper dat bij de oxidatie in oplossing gaat, vormt met zuurstof en andere componenten een laag van onoplosbare koperzouten. De vorming van dergelijke deklagen bereikt in het algemeen pas na een á twee jaar de stationaire toestand.

In koud drinkwater zijn twee typen deklagen te onderscheiden. Bij het eerste type heeft zich op het koper een laag cupriet (Cu_2O) afgezet. Bij het tweede type heeft zich op het cupriet nog een tweede laag gevormd, bestaande uit malachiet ($\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$). Dit is groen van kleur.

Nationaal en internationaal is veel onderzoek gedaan naar de mate van koperafgifte door koperen leidingen. De koperafgifte hangt in hoofdzaak af van de aanwezigheid van een deklaag door de vorming van koperverbindingen op het inwendig oppervlak van de leiding, de watersamenstelling en de verblijftijd van het water in de leiding. Bij verblijf in een koperen leiding verandert de koperconcentratie in drinkwater meestal volgens een vast patroon [51]. Figuur 8 geeft de koperconcentratie in drinkwater bij de toename van de verblijftijd in een koperen leiding bij een diameter van 13 en 19 mm. Na een aanvankelijke toename wordt een plateauwaarde bereikt, waarna de koperconcentratie niet meer van de verblijftijd afhangt. Dit wordt het koperoplossend vermogen genoemd, oftewel Cu_{max} . De watersamenstelling bepaalt de hoogte van het koperoplossend vermogen, en voornamelijk de pH en de TAC. In de formule voor het berekenen van het koperoplossend vermogen neemt de koperconcentratie toe met een afnemende pH en een toenemend TAC.



Figuur 8 De verandering van de koperafgifte aan drinkwater bij een toename van de verblijftijd [51]

Ook de leeftijd van de koperen buis is van belang. Na verloop van tijd slaan op het inwendig oppervlak van koperen leidingen koperverbindingen neer, waardoor de koperafgifte afneemt. De vorming van een dergelijke deklaag neemt in het algemeen een à twee jaar in beslag. Na verloop van tijd bereikt het koperoplossend vermogen een min of meer stabiel niveau.

Koperafgifte in de praktijk

In de periode 2004-2011 is in Nederland in 16046 RDT-monsters de koperconcentratie gemeten [35].

Tabel 3 geeft een overzicht van de range van de meetwaarden. Zichtbaar is dat 99,66% van de gemeten waarden lager is dan de maximumwaarde van 2.000 µg/l.

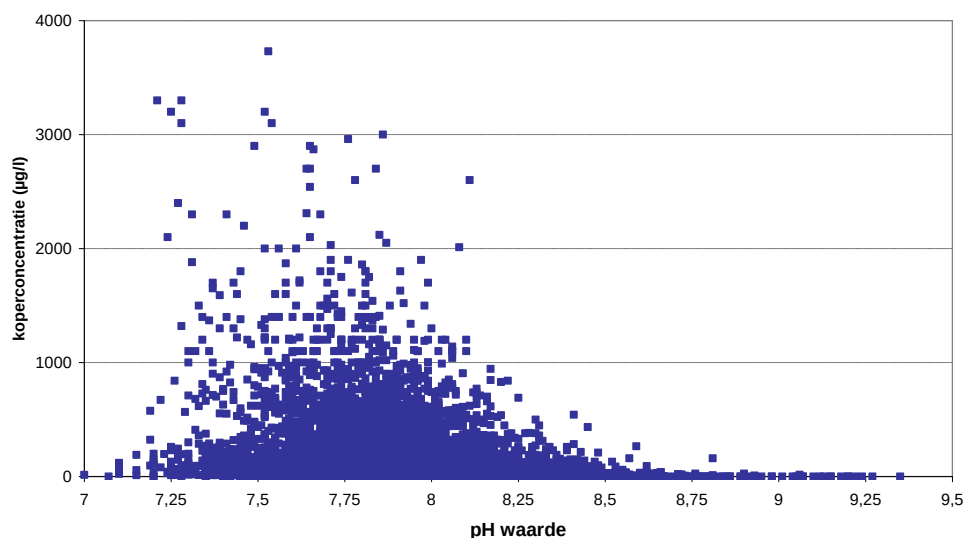
Tabel 3 Verdeling koperconcentraties gemeten in RDT-monsters in de periode 2004-2011 (in totaal 16046 monsters) [35]

Koperconcentratie	Aantal meetwaarden	% van aantal meetwaarden
< 500 µg/l	14611	91,06
500 - 1000 µg/l	1098	6,84
1000 -1500 µg/l	219	1,36
1000 -1500 µg/l	63	0,39
>2000 µg/l	55	0,34
> 3000 µg/l	17	0,11
> 4000 µg/l	5	0,03

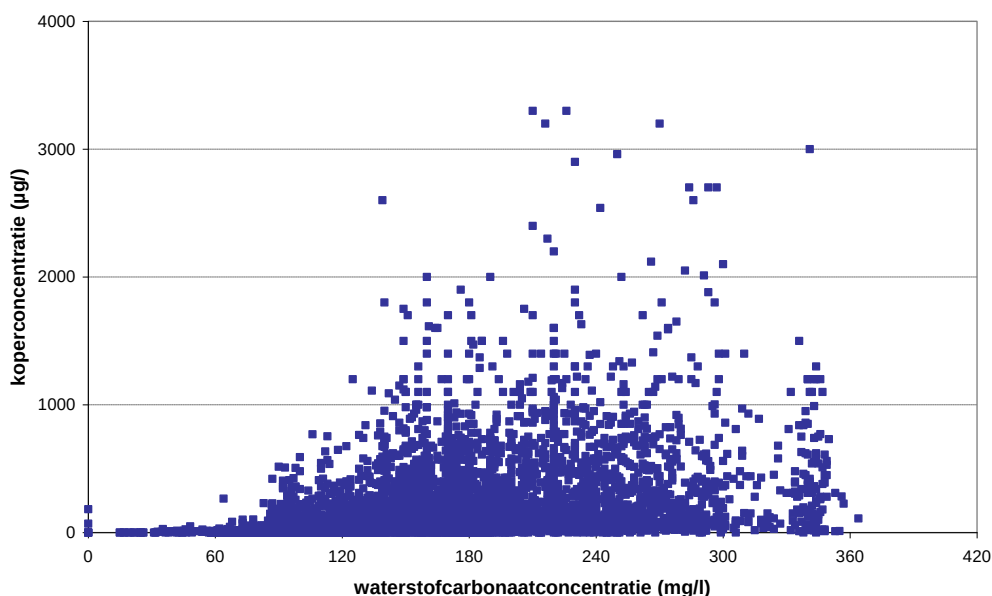
Van ongeveer de helft van de RDT-monsters zijn een aantal waterkwaliteitparameters gemeten zoals de pH, het elektrisch geleidingsvermogen en de waterstofcarbonaat- en sulfaatconcentratie. Figuur 9 geeft een beeld van de gemeten koperconcentraties bij de verschillende pH-waarden (8.505 meetwaarden), Figuur 10 geeft de gemeten koperconcentraties bij de verschillende waterstofcarbonaatconcentraties (5.890 meetwaarden). In Figuur 9 is zichtbaar dat naarmate de pH-waarde hoger wordt, het aantal hoge koperconcentraties afneemt. In Figuur 10 is zichtbaar dat naarmate de waterstofcarbonaatconcentratie toeneemt, het aantal hoge koperconcentraties toeneemt. Deze twee verbanden zijn ook statistisch aangetoond.

Deze waarnemingen komen overeen met de bevindingen van de analyse van de data van koperen buizenproeven van Brabant Water [52]. Op basis hiervan is geconcludeerd dat conditionering van drinkwater, door verhoging van de pH en/of verlaging van het waterstofcarbonaatconcentratie, effectief is om de koperconcentratie aan de tap te verlagen. Er is geen relatie aangetoond tussen de gemeten waarde voor het koperoplossend vermogen op de productielocatie en het gemiddelde van de RDT-metwaarden in het voorzieningsgebied. Ook is geen relatie aangetoond tussen het gemeten en de berekende waarde voor het koperoplossend vermogen [35].

Op basis van de resultaten van de vergelijking van de gemeten en berekende waarde voor het koperoplossend vermogen en de ontbrekende relevantie voor de praktijk van de formule voor het berekenen van het koperoplossend vermogen vervalt deze formule.



Figuur 9 Gemeten koperconcentraties uitgezet tegen de pH-waarde (8505 meetwaarden)



Figuur 10 Gemeten koperconcentraties uitgezet tegen de waterstofcarbonaatconcentratie (5890 meetwaarden)

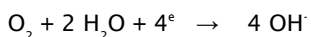
5.3.3 Putcorrosie

Algemene inwendige corrosie van koperen leidingen levert doorgaans geen probleem op voor de levensduur van koperen waterleidingen. Een veel gevaarlijkere vorm van corrosie in dit opzicht is putcorrosie. Hierdoor ontstaan zeer plaatselijk putten in het materiaal, waardoor lekkage kan optreden.

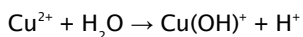
Naar de oorzaken van en mechanismen achter putcorrosie in koperen leidingen is veel onderzoek gedaan [50]. Globaal is de conclusie dat putcorrosie ontstaat als gevolg van een zeer lokale verstoring van het corrosiemilieu, zoals een insluitel in het metaal, een deeltje op de leidingwand en agressieve ionen die plaatselijk de deklaag aantasten. Ter plaatse van de inhomogeniteit op het koperoppervlak wordt een galvanisch element gevormd, waardoor het koper corrodeert. Putten kunnen zich daarna snel ontwikkelen, vooral omdat de oplosreactie:



en de zuurstofreactie:



op verschillende plaatsen in een put optreden. De zuurstofreactie vindt plaats aan de bovenzijde van de put, de oplosreactie onder in de put. De koperionen in de put verbinden zich met water, waardoor zuur geproduceerd wordt:



Door de reactie van koper met water ontstaat een zuur milieu, waardoor het oplossen van koper wordt versneld. In water met een laag waterstofcarbonaatconcentratie leidt een gelijke zuurproductie tot een grotere pH-verlaging dan in water met een hoog waterstofcarbonaatgehalte. De watersamenstelling bevordert in die zin de groei van putten. Putcorrosie in koperen drinkwaterleidingen manifesteert zich heel globaal in drie typen. Bij de drie typen treden verschillen op in de aanwezige corrosieproducten en in de vorm van de

put. In het algemeen komen de drie verschillende vormen voor bij de volgende omstandigheden:

- type I komt voor in koud water bij halfharde koperen buizen;
- type II komt voor in harde buizen in warm water ($> 60\text{ }^{\circ}\text{C}$);
- type III komt vooral voor in zacht water.

Type I kenmerkt zich door trogvormige, soms kogelronde gaten, die gevuld zijn met koperoxiden en vaak ook met chloriden. Op de plaats van de oorspronkelijke wand is het gat afgedicht met een poreuze laag cupriet. Daarboven bevindt zich vaak malachiet.

Factoren die putcorrosie type I beïnvloeden, zijn:

- het materiaal
Een voorbeeld hiervan zijn de koolstofdeeltjes die bij de fabricage op de buiswand achter kunnen blijven. Voor de aanwezigheid van residu koolstof op het inwendige oppervlak van koperen buizen geldt een eis van maximaal $0,2\text{ mg/dm}^2$ [53]. Deze eis geldt ook voor fittingen van koper en koperlegeringen. Productieprocessen van deze buizen en fittingen bevatten een stap waarin residu koolstof tot onder de genoemde eis wordt verwijderd;
- de installatietechniek
Vloeimiddelen en hun afbraakproducten die ontstaan bij het solderen hebben dezelfde uitwerking als deeltjes wanneer ze in de installatie achterblijven. Bovendien bevatten sommige vloeimiddelen agressieve componenten;
- de bedrijfsvoering
Putcorrosie blijkt vooral voor te komen in installaties met traag stromend en vaak stagnerend water, onder meer doordat er meer deeltjes bezinken;
- de watersamenstelling
In tegenstelling tot de drie eerder genoemde factoren, die het ontstaan van putten bevorderen, is de watersamenstelling met name van invloed op de groei van de putten. Het gevaar voor lekkage door putcorrosie neemt toe bij een afname van de pH, een afname van de waterstofcarbonaatconcentratie en het organisch stofgehalte, en bij een toename van de zuurstofconcentratie, het sulfaatconcentratie en het aantal deeltjes.

Type II is te herkennen aan smalle, speldeprikachtige gaten, waarin nauwelijks corrosieproducten voorkomen. Putcorrosie type II treedt op in warm water en is een relatief langzaam verlopend proces. In het algemeen leidt dit type putcorrosie niet binnen 8 jaar tot lekkages [50]. Er wordt gesteld dat putcorrosie type II op kan treden in:

- warm water ($>60\text{ }^{\circ}\text{C}$);
- zwak gebufferd water ($\text{TAC} \leq 1,7\text{ mmol/l}$);
- een lage zuurgraad, $\text{pH} < 7,4$;
- een hoge sulfaatconcentratie ten opzichte van waterstofcarbonaat ($[\text{SO}_4^{2-}]/\text{TAC} > 0,5$).

Type III komt voor in zacht water en kenmerkt zich door brede en ondiepe putten en veroorzaakt blauw water. Het doet zich voor in zacht water met pH-waarden boven de 8,0. Als oorzaak worden lange verblijftijden bij ingebruikname van de drinkwaterinstallatie genoemd en toepassing van aluminium als coagulatiemiddel. In Nederland zijn geen gevallen bekend waarin zich dit type putcorrosie heeft voorgedaan.

In de afgelopen 25 jaar is de schaal waarop putcorrosie in koperen leidingen optreedt sterk afgenomen. Dit heeft onder meer te maken met een toename van de kennis op dit vlak.

Om putcorrosie type I te voorkomen zijn scherpere eisen aan de watersamenstelling, aan materialen en aan de installatietechniek gesteld. Qua eis aan watersamenstelling is een TAC groter dan 2 mmol/l de voornaamste eis. Het is echter niet zo dat in gebieden met drinkwater met een TAC lager dan 2 mmol/l per definitie putcorrosie op zal treden. Ook worden kunststof leidingmaterialen toegepast waardoor putcorrosie wordt voorkomen. De kans op putcorrosie type II is laag omdat in Nederland het aantal locaties dat drinkwater distribueert met een pH lager dan 7,4 zeer beperkt is. Het hanteren van een temperatuur lager dan 60 °C in warmwaterleidingen is niet aan te bevelen omdat dit strijdig is met andere richtlijnen [54]. Putcorrosie type III in Nederland is, voor zover bekend, nog nooit opgetreden.

Blauw water

De literatuur maakt incidenteel melding van het blauwwaterfenomeen [55,56,57]. Problemen met blauw water kunnen zich voordoen bij drinkwater met een hoge pH waarde en met een laag TAC (TAC < 1 mmol/l). De verhoging van de pH van het drinkwater kan bijvoorbeeld ontstaan door uitloging van cementhoudende leidingen. De verklaring voor blauwwaterklachten is dat koperhydroxide ($\text{Cu}(\text{OH})_2$) gevormd wordt. Normaliter wordt koperhydroxide in relatief korte tijd omgezet in het minder oplosbare koperoxide (de magentarode tot bruine laag, Cu_2O) en neemt de concentratie van koperhydroxide aanzienlijk af. Problemen met blauw water treden op wanneer de omzetting van koperhydroxide naar koperoxide om een of andere reden vertraagd is. De relatief hoge oplosbaarheid van koperhydroxide leidt tot hoge kopergehalten in het water en een karakteristieke blauwe kleur.

De literatuur geeft aan dat factoren, die het optreden van blauw water bevorderen, bestaan uit een sterk verhoogde pH, een lage buffercapaciteit (TAC < 1 mmol/l), aanwezigheid van een biofilm op het inwendig oppervlak van de leiding en langdurige stilstand van het water direct na aanleg van de leiding. In Nederland is in incidentele gevallen blauw water gesignaleerd. Deze situaties deden zich voor in nieuwe gebouwen waarbij de drinkwaterinstallatie hydraulisch was getest na oplevering. Het gebouw werd veel later daadwerkelijk in gebruik genomen, waardoor het water lang in de leidingen stil heeft gestaan [58, 59].

Blauw water treedt incidenteel op en ontstaat door een combinatie van factoren, waarbij waterkwaliteit een van de factoren is. Het is daarom niet aan te bevelen om afzonderlijke randvoorwaarde aan de watersamenstelling te formuleren om blauw water te voorkomen. De aanbeveling voor een TAC groter dan 2 mmol/l waarborgt een voldoende buffercapaciteit.

Conclusie

Conditioneren van drinkwater is effectief om koperconcentraties in drinkwater te beperken. Verhoging van de pH en verlaging van de waterstofcarbonaatconcentratie beperken de mate van koperafgifte.

Met de huidige stand van conditionering in Nederland leidt koperafgifte door drinkwaterleidingen op basis van gemiddelde wekelijkse inname niet tot overschrijding van de maximumwaarden voor koper in het Drinkwaterbesluit. In incidentele gevallen is dit wel het geval. Ook uit oogpunt vanuit ecotoxiciteit vormt koperafgifte door drinkwaterleidingen geen probleem.

Aanbevelingen voor de drinkwatersamenstelling zijn daarom niet langer noodzakelijk. Om koperafgifte door drinkwaterleidingen ook in de toekomst op het huidige lage niveau te handhaven, is het aan te bevelen om voor de pH een minimumwaarde van 7,4 aan te houden.

Om putcorrosie in koperen leidingen te voorkomen is het aan te bevelen om een TAC van minimaal 2 mmol/l aan te houden.

5.4 Koperlegeringen

5.4.1 Samenstelling en toepassing

Messing en brons zijn koperlegeringen met zink en respectievelijk tin als belangrijkste bestanddeel. Messing en brons bevatten daarnaast enkele procenten lood om de verwerkbaarheid te verbeteren. Koperlegeringen komen in elke drinkwaterinstallatie voor, ze worden gebruikt voor fittingen, kranen, watermeters en toestellen, zoals inlaatcombinaties en warmwatertoestellen. Dit geldt zowel voor installaties waar koperen leidingen als kunststof leidingen zijn toegepast. Brons wordt vooral voor hulpstukken toegepast. In Nederland werd tot 2010 voornamelijk automatenmessing (CuZn39Pb3 of CW614N) en ontzinkingsbestendig messing (CuZn36Pb2As of CW602N) toegepast. Sinds het invoeren van de Regeling zijn veel nieuwe typen koperlegeringen in opkomst. De Regeling bevat compositielijsten voor de samenstelling van toegestane koperlegeringen, waarbij sterk de aandacht ligt op het loodgehalte in koperlegeringen. De trend is dat wordt overgegaan naar de ontwikkeling en toepassing van loodvrije koperlegeringen.

5.4.2 Afgifte van stoffen

Loodafgifte door koperlegeringen

De verlaging van de maximumwaarde voor lood in drinkwater in 1998 heeft consequenties voor het gebruik van het type fittingen en kranen vanwege loodafgifte door messing. Tot 1998 leidde de afgifte van lood door messing, voor zover bekend, niet tot overschrijding van de maximumwaarde van 50 µg/l, na verlaging van de maximumwaarde tot 10 µg/l kan dit wel het geval zijn.

Loodafgifte door koperlegering is sterk tijdsafhankelijk [60]. In de eerste maanden na ingebruikname van koperlegeringen is de loodafgifte hoog doordat vooral het op het inwendig oppervlak aanwezige lood afgegeven wordt. Na ongeveer twee maanden is het lood van het inwendig oppervlak verwijderd en gaat het lood uit de bulk van het materiaal in oplossing. De mate van loodafgifte neemt dan af. Om het lood op het inwendig oppervlak te verwijderen dienen fabrikanten na productie een spoelprocedure toe te passen [61].

De mate van afgifte van lood door koperlegeringen is afhankelijk van de watersamenstelling waarmee de koperlegering in contact komt. Internationaal is veel onderzoek naar loodafgifte door koperlegeringen uitgevoerd, maar er is relatief weinig over gepubliceerd. Relaties tussen de loodafgifte en de watersamenstelling zijn daarom niet goed bekend.

In Nederland is in 2007 onderzoek gedaan naar de afgifte van lood, koper en nikkel in nieuw aangelegde drinkwaterinstallaties [39]. De monsterneming vond plaats vóór in gebruik neming van de drinkwaterinstallatie, zowel bij de watermeter als aan de tap na een zo lang mogelijke verblijftijd. In veel drinkwaterinstallaties werden loodconcentraties hoger dan de maximumwaarde van 10 µg/l gemeten. Dit betrof een worst case situatie omdat de monsters in nieuwe drinkwaterinstallaties na een zo lang mogelijke verblijftijd zijn genomen.

Op basis van de uitkomsten van de analyse van de RDT-metwaarden uit de periode 2004-2011 lijkt het alsof loodafgifte door messing onderdelen in drinkwaterinstallaties beperkt is (Tabel 2).

Toelating koperlegeringen in contact met drinkwater

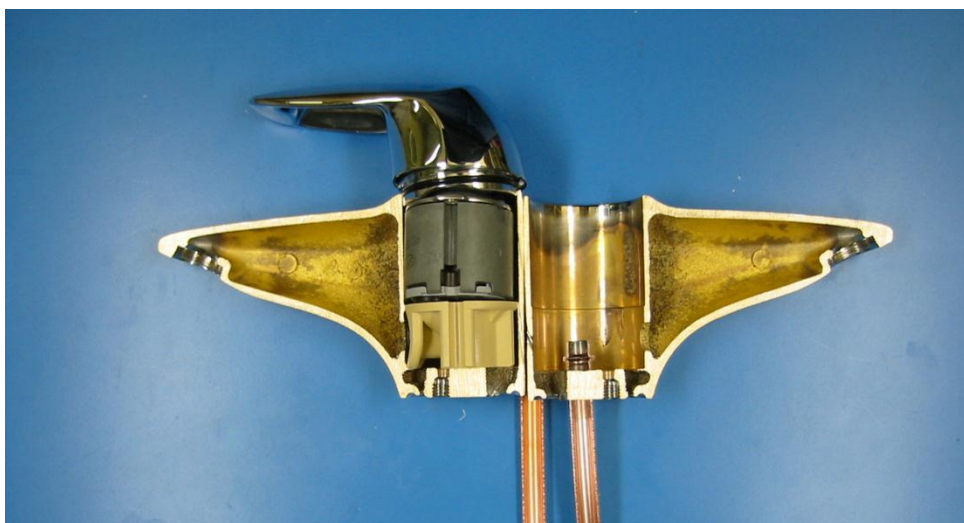
Voor de toelating van koperlegeringen in contact met drinkwater is het van belang inzicht te hebben in het gedrag van dat materiaal in contact met drinkwater gedurende langere tijd. Inzicht hierin wordt gekregen in de toelatingsprocedure voor koperlegeringen in contact met drinkwater. Koperlegeringen dienen voor toelating te worden getest volgens een gestandaardiseerde testopstelling. Deze testopstelling is beschreven in de norm NEN-EN 15664-1:2008 'Invloed van metalen op water bestemd voor menselijke consumptie – Dynamische test met buizenopstelling ter beoordeling van de metaalafgifte – Deel 1: Ontwerp en bediening' [62]. De minimale testperiode is 6 maanden. De buizenproeven worden uitgevoerd met een testwater met een bepaalde samenstelling (NEN-EN 15664-2:2008 Invloed van metallische materialen op water bestemd voor menselijke consumptie; Dynamische test met buizenopstelling ter beoordeling van de metaalafgifte; Deel 2: Testwater [63]. De samenstelling van de typen testwater is beschreven in Tabel 4.

Tabel 4 Beschrijving samenstelling testwater voorgeschreven in NEN-EN 15664-2:2008 [63]

Testwater	pH	TAC (mmol/l)	Som van [Cl] en [SO ₄ ²⁻] (mmol/l)	Zuurstof (mg/l)	TOC
1	7,1–7,5	> 5,0	> 3	> 70% verzadiging	> 1,5
2	6,7–7,1	0,5–1,3	-	> 70% verzadiging	-
3	8,0–8,4	0,7–1,3	-	> 70% verzadiging	-

Nikkelaafgifte door kranen

Nikkel wordt toegepast bij het verchromen van kranen, waarbij een nikkellaag wordt aangebracht voor het hechten van de chroomlaag. Deze nikkellaag komt ook voor op het inwendige oppervlak van kranen (Figuur 11). De aanwezigheid van een nikkellaag kan leiden tot verhoogde nikkelconcentraties in het drinkwater.



Figuur 11 Inwendig oppervlak kraan

Begin jaren 2000 zijn via internationaal onderzoek (voornamelijk in Duitsland en Denemarken) veel gegevens beschikbaar gekomen over nikkelafgifte door messing kranen. Deze gegevens laten zien dat de nikkelconcentratie in het eerst getapte water kan oplopen tot enkele honderden $\mu\text{g/l}$ [64].

Via testmethoden is vastgesteld dat nikkelafgifte door nieuwe kranen vooral in de eerste maanden na ingebruikname sterk verhoogd kan zijn. Na een aantal maanden neemt de nikkelafgifte af. Het afgiftepatroon van nikkel kan variëren per type kraan [65]. In Nederland is in 2007 onderzoek gedaan naar de afgifte van lood, koper en nikkel door nieuw aangelegde drinkwaterinstallaties [39]. Hierbij werden nikkelconcentraties gemeten die vele malen hoger waren dan de maximumwaarde van $20 \mu\text{g/l}$, het betrof wel een worst case situatie.

In de periode 2004–2011 is in Nederland in 13.913 RDT-monsters de nikkelconcentratie gemeten [35]. Tabel 5 geeft een overzicht van de range van de meetwaarden. Zichtbaar is dat 99,0% van de gemeten waarden lager is dan de maximumwaarde van $20 \mu\text{g/l}$. Het aantal nikkelconcentraties hoger dan $20 \mu\text{g/l}$ is redelijk vergelijkbaar bij de verschillende waterbedrijven. Er is geen reden om aan te nemen dat dit anders zou zijn, aangezien nikkel afkomstig is van kranen. Verondersteld wordt immers dat het gebruik van kranen landelijk gezien overal hetzelfde is.

Tabel 5 Verdeling nikkelconcentraties gemeten in RDT-monsters in de periode 2004–2011 (in totaal 13.913 monsters) [35]

Nikkelconcentratie	Aantal meetwaarden	% van aantal meetwaarden
< $1 \mu\text{g/l}$	8354	60,0
1 – $10 \mu\text{g/l}$	5221	37,5
10 – $20 \mu\text{g/l}$	217	1,6
> $20 \mu\text{g/l}$	121	0,9
> $100 \mu\text{g/l}$	15	0,1

Toelating kranen in contact met drinkwater

Voor de toelating van kranen in contact met drinkwater is het van belang inzicht te hebben in de afgifte van nikkel door kranen. Inzicht hierin wordt gekregen in de toelatingsprocedure voor kranen in contact met drinkwater. Kranen dienen voor toelating te worden getest volgens een gestandaardiseerde testopstelling. Deze testopstelling is beschreven in de norm EN 16058 (2012) en is vergelijkbaar met de procedure om koperlegeringen in contact met drinkwater te testen [66]. De minimale testperiode is 6 maanden.

5.4.3 Corrosiegedrag koperlegeringen

In contact met water en messing kan zink uit de metaalmatrix oplossen. Dit proces wordt ontzinking genoemd en doet zich vooral voor bij het zogenaamde automatenmessing. Het ontzinkte deel wordt poreus, waardoor lekkages en breuken kunnen ontstaan. Bij verhoogde pH-waarden kan ontzinking leiden tot verstoppingen door de vorming van volumineuze corrosieproducten (zinkcarbonaatverbindingen). De pH waarbij dit optreedt is niet goed bekend, in Mededeling 100 werd een pH-waarde van 8,3 genoemd, latere auteurs geven aan dat dit ook bij lagere pH-waarden op kan treden [67]. In Nederland zijn geen grootschalige problemen met dit type ontzinking bekend.

Om reden van ontzinking van automatenmessing zijn installateurs overgegaan naar de toepassing van ontzinkingsbestendig messing (DeZincification Resistant, DZR). DZR bevat 0,1% arseen om ontzinking tegen te gaan. DZR messing heeft andere eigenschappen dan automatenmessing en is gevoeliger voor spanningscorrosie [68,69]). In Denemarken mag om deze reden geen DZR messing meer worden toegepast in drinkwaterinstallaties [69]. De

beperking van het gebruik van DZR in drinkwaterinstallaties is tot 2013 niet internationaal overgenomen en dus ook niet in Nederland.

Conclusie

De mate van lood- of nikkelafgifte door koperlegeringen en kranen lijkt in de praktijk niet tot overschrijding van de maximumwaarden te leiden. De toelating van nieuwe koperlegeringen en kranen is vanaf 2011 volledig gereguleerd. Daarnaast zijn er geen corrosieproblemen rond koperlegeringen bekend waarbij de waterkwaliteit een rol speelt. Op basis hiervan zijn er geen specifieke aanbevelingen voor de watersamenstelling voor koperlegeringen in contact met drinkwater.

5.5 Verbindingstechnieken

Voor het verbinden van koperen buizen voor drinkwatertoepassingen wordt gebruik gemaakt van knelfittingen, hard- of zachtsoldeer. Hardsolderen is het solderen met soldeermiddelen met een smeltpunt hoger dan 450 °C en met gebruik van koperen hulpstukken. Toepassing van messing hulpstukken is voor het maken van hardsoldeerverbindingen niet toegestaan. Bij hardsolderen van koperen buizen worden fosforhoudende soldeermiddelen aanbevolen. Zachtsolderen is het solderen met soldeermiddelen met een smeltpunt tot circa 300 °C. Dit is toegestaan voor capillaire soldeerverbindingen tot en met 54 mm en optrompverbindingen tot 28 mm. Sinds 1 maart 1995 is toepassing van loodhoudend soldeer in drinkwaterinstallaties niet meer toegestaan. Loodtin soldeer is vervangen door onder andere tinzilver en tinkoper soldeer.

De Regeling geeft een overzicht van toegestane soldeermiddelen. Nieuwe soldeermiddelen worden voor toelating beoordeeld door de Commissie van Deskundigen (zie hoofdstuk 3).

5.6 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Om problemen bij de toepassing van loden en koperen leidingen en koperlegeringen te voorkomen, zijn de volgende aanbevelingen te hanteren:

pH > 7,4

TAC > 2 mmol/l

6 Cementhoudende materialen

6.1 Asbestcement

6.1.1 Samenstelling en toepassing

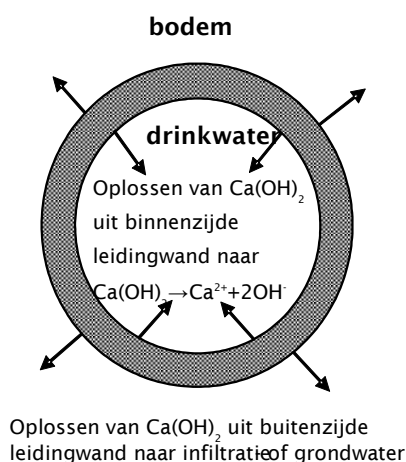
Asbestcement (AC) en beton worden op grote schaal gebruikt als materiaal voor transport- en distributieleidingen. Cementmortel wordt toegepast als materiaal voor de inwendige bekleding van metalen leidingen. De eerste AC leiding in Nederland is in 1931 gelegd. Sinds 1 januari 1993 is het verboden om het materiaal toe te passen voor drinkwaterleidingen. AC bestaat voor een belangrijk deel uit cement, dat als bindmiddel fungeert voor asbestvezels. Asbestvezels zijn chemisch vrijwel inert, zodat de aantasting van de cementhoudende materialen zich concentreert op het cement.

6.1.2 Uitloging en afgifte van stoffen

Aantasting van AC vindt plaats door oplossing van calciumhydroxide uit de leidingwand. Cement bevat een groot aantal verbindingen: de belangrijkste verbindingen zijn tricalciumsilicaat (Ca_3SiO_5), dicalciumsilicaat (Ca_2SiO_4), tricalciumaluminaat ($\text{Ca}_3\text{Al}_2\text{O}_6$) en calciumhydroxide $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Deze cementzouten hydrateren in contact met water, waarbij ook $\text{Ca}(\text{OH})_2$ wordt gevormd. Bij contact met water lost $\text{Ca}(\text{OH})_2$ op, waardoor Ca^{2+} en OH^- vrijkomt [70].



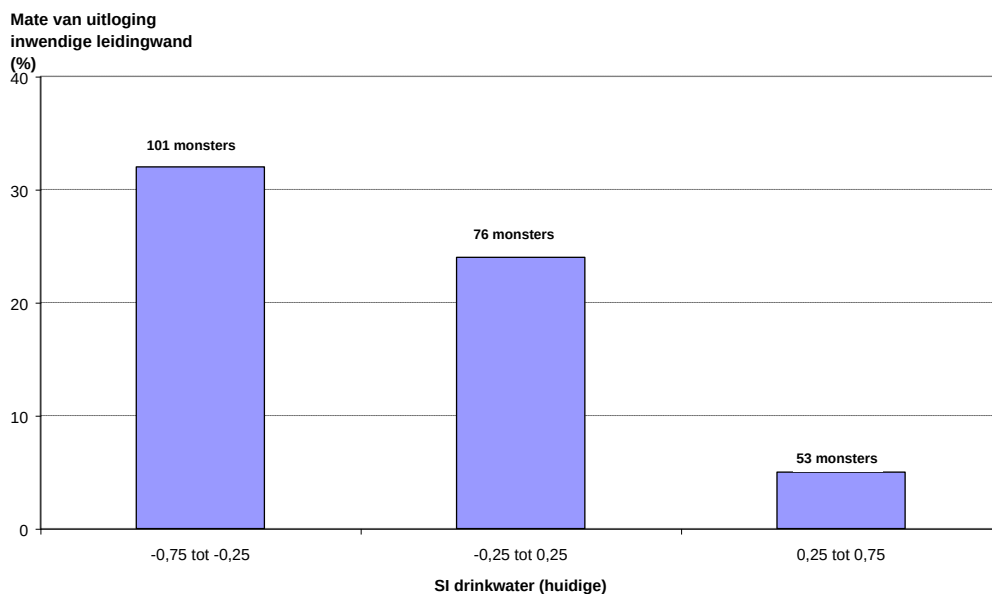
Figuur 12 geeft het proces van uitloging van asbestcement schematisch weer. Uitloging van AC treedt zowel aan de binnenwand als aan de buitenwand van een leiding op. De aantasting van cement aan de drinkwaterzijde kan leiden tot verzwakking van de leidingwand, vezelafgifte en een toename van de pH van het drinkwater.



Figuur 12 Schematische voorstelling uitloging asbestcement

Uitloging van AC door het oplossen van calciumhydroxide leidt tot verzwakking van de leidingwand en kan leiden tot breuk van de leiding. Calciumhydroxide lost op tot een evenwichts-pH van circa 14. Er is geen verband tussen het oplossen van calciumhydroxide en de SI. De verwachting is dat hoe agressiever het water, des te sterker de uitloging is, maar een goede onderbouwing hiervan ontbreekt.

In 2001 is binnen het bedrijfstakonderzoek de mate van uitloging van de AC-leidingwand van 230 monsters gerelateerd aan waterkwaliteit- en bodemparameters [71]. De mate van inwendige uitloging is gerelateerd aan de parameters pH en SI. Het blijkt dat er een significante relatie bestaat tussen de SI van het drinkwater en de mate van uitloging van de inwendige leidingwand (Figuur 13). Bij een toename van de SI neemt de mate van uitloging van AC af. Ook is zichtbaar dat uitloging zich bij alle SI-waarden voordoet.



Figuur 13 Mate van uitloging van de inwendige leidingwand uitgezet tegen de actuele (huidige) SI van het drinkwater (230 meetpunten) [71]

Vezelafgifte

Ten gevolge van uitloging kan de inwendige toplaag van een AC-leiding desintegreren, waardoor vezels komen bloot te liggen en gemakkelijk in het water terecht kunnen komen. Blootstelling aan asbest kan dan plaatsvinden door inslikken, inademing en via de huid. Op basis van al eerder verschenen onderzoeken is vastgesteld dat blootstelling via inslikken en via de huid geen gezondheidsrisico met zich meebrengt. Bij toepassing van drinkwater in huishoudens, bijvoorbeeld bij douchen of luchtbevochtiging, kan ook blootstelling via inademing plaatsvinden. Om na te gaan of blootstelling via inademing een rol van betekenis speelt, is in 1999 de concentratie asbest in het Nederlandse drinkwater in beeld gebracht [72]. Het onderzoek is uitgevoerd in juli 1999 in de voorzieningsgebieden van een zevental drinkwaterbedrijven. Bij de selectie van de monsterlocaties is er naar gestreefd om water te bemonsteren met verschillende SI-waarden.

Uit dit onderzoek bleek dat het aantal asbestvezels is afgenomen tot niveaus van 80 tot 1.630 vezels/l. In de jaren '70 werden concentraties aangetroffen van 60.000 tot 240.000 vezels/l en in de jaren '80 concentraties van 20.000 tot 120.000 vezels/l. De belangrijkste oorzaak van deze afname is toegeschreven aan de toegenomen schaal waarop in Nederland het water wordt geconditioneerd. Hierdoor is de kans op corrosie van AC-leidingen aanzienlijk verminderd.

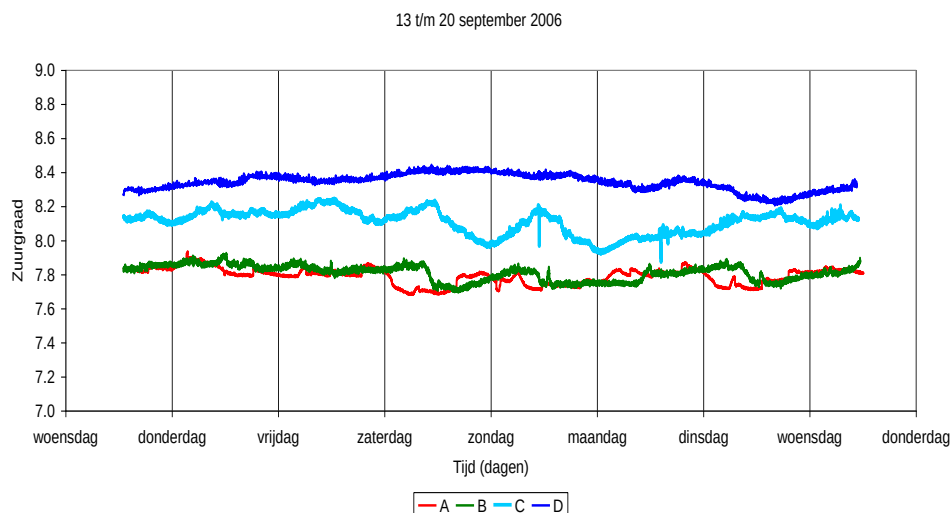
Ondanks dat er geen direct wetenschappelijk verband is tussen de SI en aantasting van AC, lijken de praktijkervaringen aan te geven dat vermindering van de agressiviteit van het water succesvol is geweest om in Nederland vezelafgifte te minimaliseren. Om risico's te voorkomen, wordt daarom aanbevolen de aanbeveling uit Kiwa-mededeling 100 voor de ondergrens van de SI te handhaven.

Waterkwaliteitsverandering

Uitloging van AC kan in de praktijk leiden tot klachten van consumenten, met name over de smaak of over overmatige kalkafzetting. Door het uitlogen van Ca(OH)_2 uit AC kan de samenstelling van drinkwater worden beïnvloed: de pH stijgt en de calciumconcentratie in water neemt toe. De pH van drinkwater kan daarom als parameter dienen voor het signaleren van uitloging van AC leidingen [1].

Figuur 14 geeft de resultaten van continue pH-metingen op een productielocatie en op een aantal plaatsen in een $\varnothing 100$ mm AC leiding in een voorzieningsgebied met relatief zacht water (de gemiddelde pH op jaarbasis is 7,92, de gemiddelde waterstofcarbonaatconcentratie op jaarbasis bedraagt 107 mg/l) [73]. De verblijftijd van het water in de leiding is op locatie D meer dan 12 uur.

Zichtbaar is dat de pH tijdens distributie door uitloging van de AC-leiding kan toenemen met 0,5 pH-eenheden. Op locatie C is op sommige dagen een dag-nachtritme te zien, op locatie D is dit niet meer het geval.



Figuur 14 Continu meting van de pH in een voorzieningsgebied met relatief zacht water (A is 'af productielocatie'; locatie B na 6,5 km PVC; locatie C na 1 km AC; locatie D na 2,2 km AC) [73]

Bij een toename van de pH en de calciumconcentratie neemt ook het kalkafzettende vermogen toe. Soms is de toename zodanig dat al tijdens distributie kalkafzetting gaat optreden. Calciumcarbonaat kan dan op de leidingwand maar ook als kleine deeltjes in het water (microkristallen) voorkomen.

Wanneer geen pH-stijging wordt waargenomen, hoeft dit niet te betekenen dat geen uitloging plaatsvindt. De pH-stijging door uitloging kan worden gecompenseerd door een pH-daling als gevolg van kalkafzetting of microbiologische processen in het leidingnet. Problemen met kalkafzetting zullen vooral optreden bij verwarming van het drinkwater, bijvoorbeeld in warmwatertoestellen. Invloed op de watersamenstelling door uitloging van AC-drinkwaterleidingen is vooral waar te nemen bij kleine leidingdiameters (100 tot 150 mm), lange verblijftijden, een lage SI en een lage buffercapaciteit van het drinkwater [74].

Aanpassen van de aanbeveling voor de SI

Mededeling 100 uit 1988 geeft de aanbeveling om als ondergrens voor de SI een waarde van -0,2 en als bovengrens een waarde van 0,3 aan te houden. De bovengrens voor de SI van 0,3 had tot doel problemen met kalkafzetting te voorkomen. Daarbij was opgemerkt dat de relatie tussen deze aanbeveling en de ervaringen in de praktijk slecht was en dat er behoefte was aan een alternatief. Het bedrijfstak onderzoek in de periode 1988–1997 heeft nieuwe meetmethoden opgeleverd waarmee de kalkafzettende eigenschappen van het drinkwater veel beter kunnen worden beschreven. De bovengrens voor de SI is daarom vervangen door aanbevelingen voor de kalkafzettende eigenschappen op basis van die nieuwe meetmethoden (zie hoofdstuk 8). Daarnaast is geconstateerd dat waterleidingbedrijven de pH van het drinkwater niet in alle gevallen zover konden verhogen als wenselijk is uit oogpunt van vermindering van het lood- en koperoplossend vermogen. Een bovengrens stellen aan de SI stond daarmee haaks op het streven van de overheid en de bedrijfstak om de lood- en koperafgifte aan drinkwater te minimaliseren [75].

Anno 2013 staat de ondergrens van -0,2 voor de SI in de bedrijfstak ter discussie omdat de motivatie voor een waarde van -0,2 niet goed bekend is en het voor sommige waterbedrijven kosten met zich meebrengt om aan de waarde van -0,2 te voldoen. In het kader van de herziening van de aanbevelingen in Mededeling 100 is onderzocht of herziening op basis van literatuur- of praktijkgegevens mogelijk is, anders dan het hiervoor beschreven onderzoek waarbij een relatie is aangetoond tussen de SI en de mate van inwendige uitloging van de AC-leidingwand.

De aanbeveling van een SI groter dan -0,2 is afkomstig uit Duitsland en is gebaseerd op onderzoek naar vezelafgifte [76]. Leroy *et al.* (1996) meldt dat een SI rond het nulpunt voldoet om afgifte van vezels uit AC tegen te gaan [77]. Beschermende lagen in de aanwezigheid van ijzer- en mangaanverbindingen spelen hierbij een rol. Ook de aanwezigheid van silicium in het drinkwater heeft een versterkend effect op de beschermende laag. Recente internationale literatuur maakt onderscheid tussen zeer agressief, gemiddeld en niet agressief water voor AC op basis van de Langelier Index (LI), die hetzelfde is als de SI. De grens voor gemiddeld tot niet agressief ligt op een LI van 0.

Conclusie

Op basis van de beschikbare literatuur- en praktijkgegevens is het aan te bevelen om de aanbeveling van SI groter dan -0,2 te handhaven. Bij een SI groter dan -0,2 neemt de kans op uitloging van AC af.

6.2 Cementmortel en beton

6.2.1 Samenstelling en toepassing

Beton en cementmortel bestaan voor een belangrijk deel uit cement, dat als bindmiddel fungeert voor respectievelijk grind en zand. Laatstgenoemde materialen zijn chemisch vrijwel inert, zodat de aantasting van de cementhoudende materialen zich concentreert op het cement. Cement bevat een zeer groot aantal verbindingen. De belangrijkste zijn C_3S ($= 3CaO \cdot SiO_2$), C_2S ($= 2CaO \cdot SiO_2$), C_3A ($= 3CaO \cdot Al_2O_3$), C_4AF ($= 4CaO \cdot Al_2O_3 \cdot Fe_2O_3$) en vrij kalk $Ca(OH)_2$ [78].

Betonnen buizen zijn voorzien van een stalen wapening. Als gevolg van desintegratie van de buis en permeatie kunnen corrosieve stoffen vanuit het drinkwater de wapening bereiken. De corrosieprocessen die hiervan het gevolg kunnen zijn, zijn in dit rapport buiten beschouwing

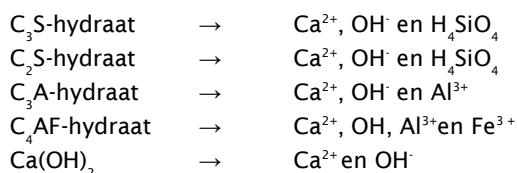
gelaten, omdat in de beginsituatie beschermende lagen op het staaloppervlak gevormd worden. Het is niet bekend hoe de beschermende lagen zich gedragen indien deze in een later stadium in contact met drinkwater komen.

Voor toepassingen in de drink- of warmtapwatervoorziening mogen uitsluitend producten en materialen op basis van Portland- en hoogovencement, respectievelijk CEM I en CEM III, worden gebruikt [12]. Hoogovencement (CEM III) mag om bouwtechnische redenen uitsluitend voor de toepassing in voorraadssystemen worden gebruikt. Aluminiumcement valt niet onder NEN-EN 197-1 waarmee het gebruik daarvan in Nederland is uitgesloten.

6.2.2 Uitloging en afgifte van stoffen

Waterkwaliteitsverandering door uitloging

Tijdens de fabricage wordt water toegevoegd aan het cement, wat leidt tot hydratatie van de cementverbindingen en de vorming van cementsteen ('uitharding'). Tevens wordt daardoor vrij kalk gevormd. Komt het cementsteen in contact met water, dan lossen de gehydrateerde cementzouten en calciumhydroxide op [70]:



Zoals genoemd in de paragraaf over AC kan door uitloging van cementhoudende materialen calciumhydroxide ($Ca(OH)_2$) de samenstelling van drinkwater worden beïnvloed in de vorm van een stijging van de pH en een toename van de calciumconcentratie. Dit kan leiden tot ongewenste waterkwaliteitsveranderingen, zoals smaakklachten door de pH-verhoging en kalkafzetting. Deze ongewenste waterkwaliteitsveranderingen zijn in Nederland nog niet gerapporteerd.

Afgifte van aluminium

Een aandachtspunt bij de toepassing van gecementeerde leidingen is de afgifte van aluminium door cement. De maximumwaarde voor aluminium in drinkwater bedraagt 200 µg/l. Concentraties aluminium in het drinkwater af productielocatie hoger dan 30 µg/l dienen te worden gemeld aan de regionale inspecteur voor de volksgezondheid in verband met thuisdialyse van nierpatiënten. Mensen die worden behandeld met thuisdialyse kunnen een risicogroep zijn, wanneer de geadviseerde voorbehandeling met membraanfiltratie niet wordt toegepast.

In 1996 heeft uitloging van inwendig gecementeerde leidingen op Curaçao geleid tot het overlijden van meerdere personen door hoge aluminiumconcentraties in drinkwater dat voor nierdialyse werd toegepast [79]. Het aluminium was afkomstig uit een nieuwe gecementeerde leiding.

Naar aanleiding van deze gebeurtenis is in Nederland ook onderzocht welke aluminiumconcentraties zich voordoen in drinkwater. Hiertoe zijn op 20 locaties monsters genomen, waarbij de aluminiumconcentratie in het drinkwater is gemeten. Voor de monsterlocaties is specifiek gezocht naar situatie waar de kans op uitlogen groot is (laag waterstofcarbonaatconcentratie, negatieve SI, lange verblijftijd, nieuwe leiding, kleine diameter). In het onderzoek is een maximale aluminiumconcentratie van 11 µg/l aangetroffen [80].

Toelating cementproducten in contact met drinkwater

Sinds 2007 is in Europa als onderdeel van de toelatingsprocedure van cementproducten in contact met drinkwater een migratietest beschikbaar [81]. In 2011 is de Regeling van kracht

geworden waarin deze toelatingsprocedure is vastgelegd. Door het gebruik van toegelaten materialen volgens de Regeling wordt het risico op afgifte van aluminium boven een waarde van 30 µg/l sterk beperkt.

Het bepalen van afgifte van stoffen door fabrieksmatig vervaardigde cementproducten of materialen vindt plaats volgens NEN-EN 14944-3:2007 Invloed van cementeuse producten op water bestemd voor menselijke consumptie - Beproevingsmethoden - Deel 3: Migratie van bestanddelen uit fabrieksmatig vervaardigde cementeuse producten. De test in de toelatingsprocedure bestaat uit de volgende stappen:

- Voorbehandeling

Buismonsters met een inwendige cementeuse coating worden voorbehandeld met testwater met een concentratie van 80 mg/l calcium en 244 mg/l waterstofcarbonaat. De pH is ingesteld op een waarde van $7,4 \pm 0,1$. De monsters worden gedurende 3 perioden van 24 uur, 1 periode van 72 uur en 1 periode van 24 uur voorbehandeld met dit testwater.

Na 7 dagen voorbehandeling dient de pH van het testwater na de test lager dan of gelijk aan 9,0 te zijn. Indien de pH hoger is dan 9,0 wordt de test gestopt en is het product/materiaal niet toelaatbaar.

- Migratietest

Na de voorbehandeling worden de daadwerkelijke migratietesten ingezet met de voorbehandelde buismonsters. De migratietesten bestaan uit een 3 maal 72 uur blootstelling aan migratiewater met een concentratie van 40 mg/l calcium, 102 mg/l waterstofcarbonaat en 4,8 mg/l silicium. De pH is ingesteld op een waarde van $7,0 \pm 0,1$. Aan het einde van de migratietest geldt dat de pH van het migratiewater lager dan of gelijk aan 9,0 dient te zijn.

Ingangscontrole gecementeerde en betonnen leidingen

Na in gebruikneming van nieuwe inwendig gecementeerd of betonnen leidingen dient naast microbiologische parameters, de pH gemeten te worden. De pH behoort niet af te wijken van gebruikelijke waarden in het leidingnet en dient volgens de Drinkwaterrichtlijn te liggen tussen 7,0 en 9,5 [82].

6.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Om aantasting van AC en cementshoudende leidingen te voorkomen, is het aan te bevelen om een SI > -0,2 'af productielocatie' te hanteren.

7 Kunststoffen

7.1 Samenstelling en toepassing

7.1.1 PVC en PE in drinkwaterleidingnetten

PolyVinylChloride (PVC) en PolyEtheen of PolyEthyleen (PE) worden toegepast in het leidingnet. PVC en PE leidingsystemen bestaan uit zowel buizen als fittingen van dat materiaal. Bij PE leidingsystemen kunnen PolyPropeen (PP) en ook PolyOxyMethyleen (POM) of polyacetaal fittingen worden toegepast. PVC en PE zijn koudwatermaterialen, dat wil zeggen dat ze uitsluitend worden toegepast voor drinkwater met een temperatuur tot 25 °C. PVC leidingmaterialen worden vervaardigd uit PVC poeder, met toevoegingen zoals stabilisator, vulstof en pigment. Buizen worden vervaardigd door extrusie, fittingen meestal door spuitgieten. Het poeder wordt verkregen door polymerisatie van vinylchloride. In het verleden werden 'loodstabilisatoren' toegepast, maar sinds het begin van het huidige millennium worden PVC producten met vervangende stoffen gestabiliseerd.

Bij PVC buizen wordt onderscheid gemaakt tussen 'normaal' en 'biaxiaal verstrekt' PVC. Het verschil tussen beide PVC materialen is fysisch van aard. Bij biaxiaal verstrekt materiaal gaat het om verstrekte polymeerketens met andere mechanische eigenschappen van de buis tot gevolg.

Voor PVC zijn tot en met DN 160 lijmfittingen beschikbaar [83]. In die diameterrange kunnen echter ook klemverbindingen met rubber afdichtingsring worden toegepast. Voor leidingen met een middellijn groter dan DN 160 moeten dergelijke klemverbindingen sowieso worden toegepast.

Buizen en fittingen van PE worden eveneens vervaardigd via extrusie respectievelijk spuitgieten. Veelal wordt bij het productieproces uitgegaan van een granulaat waarin naast het polymere materiaal antioxidanten en stabilisatoren aanwezig zijn. In het verleden werden de typen LDPE, MDPE en HDPE onderscheiden op basis van de dichtheid. Sinds de jaren 80 is binnen Europa de classificatie van PE kwaliteiten op basis van de wandspanning steeds meer in zwang gekomen. De huidige kwaliteiten voor drinkwatertoepassingen worden aangeduid als PE 40, PE 80 en PE 100. Het daarin aanwezige dimensieloze classificatiegetal komt overeen met de Minimum Required Strength, de MRS-waarde [84].

Er zijn drie verbindingsmethoden voor PE leidingsystemen die diameterafhankelijk worden toegepast [85]:

- klemverbindingen met metalen of kunststof klemfitting (tot 90 mm);
- insteekverbindingen met rubber afdichtingsring (tot 90 mm);
- lassen (stuik- en elektromoflassen, tot 800 mm).

PE kan niet worden gelijmd.

7.1.2 Materialen voor drinkwaterinstallaties

In drinkwaterinstallaties kunnen de volgende materialen worden toegepast:

- PVC-C: nagechloord PolyVinylChloride;
- PE-RT: PolyEtheen – Resistant Temperature;
- PP-R: 'Random' gecopolymeriseerd PolyPropeen;
- PB: PolyButeen;
- PE-X: crosslinked of vernet PolyEtheen.

Deze materialen zijn warmwatermaterialen, dat wil zeggen dat de materialen gedurende hun levensduur van ten minste 50 jaar bij een bedrijfstemperatuur van 70 °C kunnen worden toegepast met een incidentele maximumtemperatuur van 80 °C en zeer incidenteel van 95 °C.

7.2 Corrosiegedrag

Kunststof materialen zijn niet aan corrosie onderhevig.

7.3 Afgifte van stoffen

Alle kunststof materialen en producten in contact met drinkwater vertonen migratie, bijvoorbeeld vanuit de wand van een buis. Er vindt stofoverdracht plaats op het grensvlak kunststof en drinkwater naar het drinkwater. Dit wordt gevolgd door diffusie binnen het materiaal in de richting van dat grensvlak door de ontstane concentratieverschillen. Door die twee processen in het materiaal ontstaat een stroom naar het drinkwater. Deze migratie betreft residueel aanwezige monomeren en niet in de polymere structuur opgenomen stoffen uit de receptuur van kunststof leidingmaterialen zoals kleurpigmenten en antioxidanten. De mate waarin migratie optreedt, is afhankelijk van de aard van een materiaal en van de aard van een stof. Een erkende kwaliteitsverklaring (zie hoofdstuk 3) op kunststof producten voor drinkwatertoepassing(en) is het bewijs dat het om hoeveelheden gaat die niet nadelig zijn voor de volksgezondheid en/of geen geur- en/of smaaklachten veroorzaken.

7.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Omdat corrosie bij kunststof materialen niet optreedt en de migratie onafhankelijk is van de drinkwaterkwaliteit gelden er geen specifieke aanbevelingen voor de samenstelling van het drinkwater.

8 Kalkafzetting en hardheid

8.1 Inleiding

De vorming van hinderlijke afzettingen van calciumcarbonaat in leidingen en toestellen betekent voor de consument veel ongemak. Veel kalkafzetting leidt, behalve tot een hoog energieverbruik, tot versnelde slijtage en tot veel onderhoud bij huishoudelijke en industriële warmwatertoestellen. Kalkafzetting in koud water leidt onder meer tot verstopte watermeters en schuimstraalmondstukken (perlators) in kranen.

Om tot aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling te komen, is het nodig om kort in te gaan op het mechanisme van de kalkafzetting. De stappen die bij de vorming van calciumcarbonaat kunnen worden onderscheiden zijn achtereenvolgens:

- het overschrijden van het oplosbaarheidproduct;
- het transport van de calcium- en carbonaationen naar een kristallisatieoppervlak;
- de inbouw van deze ionen in het kristalrooster.

In dit proces is de laatste stap snelheidsbepalend. Uitsluitend oververzadiging, aangegeven door een positieve SI, is dus niet voldoende om vorming van calciumcarbonaat te doen plaatsvinden. Oververzadiging is slechts drijvende kracht, die feitelijk niet uitgedrukt zou behoren te worden in de verzadigingsindex maar in de hoeveelheid calciumcarbonaat die zich theoretisch kan afzetten om evenwicht te bereiken.

Het afzetten van kalk kan pas plaatsvinden in aanwezigheid van een kristallisatiekiem. De spontane vorming van zo'n kiem is echter een proces dat pas optreedt bij een hoge mate van oververzadiging. Doorgaans zal kalk zich dus afzetten op al aanwezig kristallisatieoppervlak, zoals ketelsteen, ruwe materiaaloppervlakken of microkristallen en stofdeeltjes in water.

De grootte, aard en temperatuur van het kristallisatieoppervlak heeft invloed op de afzettingssnelheid. Bij een groter aantal kiemen is meer oppervlak aanwezig, wat kan resulteren in een hogere afzettingssnelheid. De snelheid is ook hoger als de inbouw van calcium- en carbonaationen in het calcietskystalrooster via een tussenvorm geschiedt, aragoniet of vateriet, waarvan het oppervlak een grotere kristalkieming vertoont. Ook bij een verhoogde temperatuur zal de kristallisatie sneller verlopen. Een verwarmd oppervlak heeft een groter kristallisatiekiemend vermogen, bovendien is de mate van oververzadiging groter.

In de afgelopen 25 jaar is veel onderzoek verricht naar factoren en parameters die een rol spelen in kalk-koolzuurevenwichten en kalkafzetting. Binnen het BTO zijn parameters ontwikkeld waarmee de kalkafzettende eigenschappen zijn te definiëren, zoals de PACC (in Praktijk Afzetbaar CalciumCarbonaat) en $TACC_{90}$ (Theoretisch Afzetbaar CalciumCarbonaat bij 90 °C) [86]. Ook zijn berekening- en meetmethoden ontwikkeld. Een voorbeeld van een berekeningsmethode is Aquacalc waarmee de $TACC_{90}$ is te berekenen [87]. Om de mate van kalkafzetting te meten in de praktijk is de kookproef ontwikkeld, waarmee de PACC is te meten [88, 89]. In de afgelopen jaren zijn de meest recente inzichten in kalk-koolzuurevenwichten in drinkwater en in de berekeningsmethoden geactualiseerd [90,91]. Deze inzichten zijn in de volgende paragrafen verwerkt.

8.2 Hardheid

8.2.1 Totale hardheid

De totale hardheid (TH) van drinkwater komt overeen met de totale hoeveelheid in het water opgeloste calcium- en magnesiumionen, uitgedrukt in mmol/l. Een andere maat voor de TH is de Duitse graad (°D), 1 mmol/l correspondeert met 5,6 °D.

De parameter hardheid is onder andere van belang in relatie tot de zeepbindende eigenschappen van calcium en magnesium met de meestal anionogene zepen. Hierdoor moet bij hogere hardheid meer zeep worden gebruikt om dezelfde waswerking te verkrijgen. In doseervoorschriften van wasmiddelen in Nederland wordt door fabrikanten van die middelen onderscheid gemaakt in drie categorieën voor de hardheid van water:

- tot 1,8 mmol/l (10 °D): minimale dosering;
- van 1,8 tot 2,9 mmol/l (10 – 16 °D): gemiddelde dosering;
- vanaf 2,9 mmol/l (16 °D): maximale dosering.

Om droogvlekken op de vaat te beperken voorkomen, wordt in vaatwassers het spoelwater onthard met behulp van een onthardingszout. Bij lagere hardheid is minder zout nodig.

8.2.2 *Belang van calcium en magnesium in drinkwater*

In het verleden is veel onderzoek gedaan naar de samenstelling van drinkwater in relatie tot de volksgezondheid [92,93]. De WHO heeft zich uitgebreid gebogen over het belang van de inname van calcium en magnesium via drinkwater [94]. Over het algemeen is aangetoond dat calcium voor de volksgezondheid van belang is. Hieruit volgt dat het belang van calcium en magnesium in drinkwater geen eenduidig resultaat oplevert, zeker aangezien de opname van beide stoffen via voedsel sterk afhankelijk is van de cultuur en de omstandigheden. In Nederland is de bijdrage aan de totale inname van calcium en magnesium via drinkwater beperkt. Wanneer ook leef- en eetgewoonten worden meegenomen, blijkt in elk geval in Nederland geen relatie tussen de totale hardheid van water en het voorkomen van hart- en vaatziekten te kunnen worden aangetoond [95, 96,97].

8.3 Kalkafzetting

Kalkafzetting treedt vooral op bij verwarming van water, omdat calciumcarbonaat bij hogere temperaturen slechter oplosbaar is. Verder kan afzetting ook bij lagere temperaturen optreden door het ontwijken van koolstofdioxide uit het water en bij het verdampen van waterdruppels, tezamen met andere zouten in het drinkwater. Kalkafzetting leidt tot hinder en financiële schade door extra onderhoud en versnelde vervanging van warmwatertoestellen bij consumenten en hogere energiekosten en moet dus worden voorkomen. Hoewel de TH een rol speelt in de kalkafzetting is niet uitsluitend deze factor bepalend voor het kalkafzettende vermogen van drinkwater. Hierbij zijn namelijk meer parameters betrokken [86,98], waarvan de invloed met behulp van onderstaande methoden kan worden vastgesteld:

- Theoretisch Afzetbaar CalciumCarbonaat bij 90 °C in mmol/l ($TACC_{90}$);
- Saturatie Index bij 90 °C (SI_{90});
- in Praktijk Afgezette CalciumCarbonaat in mmol/l, gemeten met behulp van de kookproef ($PACC_k$);
- Aanwezigheid van deeltjes uitgedrukt in de Nucleatie Index (NI) en de $PACC_{mu}$.

De SI_{90} beschrijft de thermodynamische drijvende kracht voor de kalkafzettingsreactie. Een positieve SI betekent dat de oplossing oververzadigd is. Dat wil echter niet zeggen dat er ook daadwerkelijk kalkafzetting zal plaatsvinden, aangezien dat ook van andere factoren afhankelijk is, zoals het transport van calcium- en carbonaationen naar een kristallisatieoppervlak en de inbouw van de ionen in het kristalrooster. Met name deze laatste stap is snelheidsbepalend.

In plaats van de SI kan beter de TACC worden gebruikt: de hoeveelheid calciumcarbonaat die theoretisch kan worden afgezet. Het voordeel van de TACC ten opzichte van de SI dat de TACC een maat is voor de hoeveelheid calciumcarbonaat die zich kan afzetten. De TACC is

afhankelijk van de temperatuur waarbij deze wordt berekend. De $TACC_{10}$ geldt bij een temperatuur van 10 °C en kan van belang zijn voor mogelijke kalkzetting bij distributie. In de praktijk worden de meeste problemen door klanten echter ervaren bij verwarming van het water en wordt dus vooral de $TACC_{90}$ berekend. Of calciumcarbonaat inderdaad afzet, is sterk kinetisch bepaald en hangt af van lokale omstandigheden zoals de aanwezigheid van deeltjes en organische stof.

De $TACC_{90}$ geeft aan hoeveel calciumcarbonaat in een gesloten systeem maximaal kan ontstaan bij verwarming tot 90 °C en is een maat voor het verschil tussen de actuele totale calciumconcentratie en de totale calciumconcentratie bij evenwicht in mmol/l bij 90 °C [86].

Over het algemeen is het aan te bevelen om de volgende waarden aan te houden:

- $TACC_{90} < 0,6$ mmol/l: problemen met kalkafzetting zijn niet of nauwelijks te verwachten;
- $0,6 < TACC_{90} < 1,2$ mmol/l: bij verwarming kan kalkafzetting optreden;
- $TACC_{90} > 1,2$ mmol/l: er kan veel kalkafzetting optreden bij verwarming van het drinkwater.

De $PACC_k$ is een meting onder praktijkomstandigheden, waarmee de mate van kalkafzetting wordt gemeten. De $PACC_k$ wordt gemeten via een gestandaardiseerde kookproef [99, 89]. Hierbij wordt het water 5 minuten gekookt, waarbij er kooldioxide uit het water ontwijkt. Voor het koken en na filtratie van het afgekoelde gekookte water wordt de calciumconcentratie bepaald. Het concentratieverschil is de $PACC_k$. Bij een $PACC_k$ lager dan 0,4 mmol/l zijn geen problemen met kalkafzetting te verwachten.

De NI geeft aan in hoeverre kalkafzetting wordt versneld door in het water aanwezige kiemen, maar die parameter wordt in de praktijk niet meer gemeten. Hiervoor in de plaats is de $PACC_\mu$ gekomen. De bepalingmethode voor de $PACC_\mu$ komt overeen met die van de $PACC_k$, maar de $PACC_\mu$ wordt bepaald in gefiltreerd water dat geen deeltjes groter dan 0,05 µm meer bevat. Het verschil tussen de $PACC_k$ en de $PACC_\mu$ weerspiegelt het effect van de aanwezigheid van deze deeltjes, die als kristallisatiekiem voor calciumcarbonaat kunnen fungeren.

In de praktijk geldt dat, hoewel de $TACC_{90}$ kan worden berekend, het toch is aan te bevelen om de $PACC_k$ te meten, omdat deze praktische toets ook effecten meeneemt die veroorzaakt zijn door bijvoorbeeld de aanwezigheid van deeltjes of de aard van het Natuurlijk Organisch Materiaal (NOM). De resultaten van de $PACC_k$ -meting zijn daardoor beter te relateren aan de praktijksituatie. Als meting van de $PACC_k$ niet mogelijk is, bijvoorbeeld in scenariostudies of bij oriënterende ontwerpberoeeningen, kunnen conclusies worden getrokken op basis van de berekende $TACC_{90}$.

Conclusie

Op basis van milieuaspecten (het beperken van het zeepverbruik en het gebruik van bijvoorbeeld onthardingszout), het energieverbruik (beperken van overmatige kalkafzetting), gebruikerscomfort (het ontkalken van apparaten voor warmwater, het verwijderen van kalkvlekken) en kosten (beperken zeepverbruik, energie, onderhoud aan apparaten) is het aan te bevelen om voor de hardheid een maximale TH van 1,8 mmol/l te hanteren.

Problemen met kalkafzetting zijn te voorkomen om een $TACC_{90}$ lager dan 0,6 mmol/l aan te houden. Daarnaast is het aan te bevelen om de $PACC_k$ te meten, omdat deze praktische toets ook effecten meeneemt die veroorzaakt zijn door bijvoorbeeld de aanwezigheid van deeltjes

of de aard van het Natuurlijk Organisch Materiaal (NOM). Bij een $PACC_k$ kleiner dan 0,4 mmol/l zijn geen problemen met kalkafzetting te verwachten.

In Nederland is het niet nodig een ondergrens te stellen in verband met gezondheidskundige aspecten. Het is daarom niet nodig om een andere aanbeveling te doen dan de wettelijke ondergrens van 1,0 mmol/l (na ontharding).

8.4 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

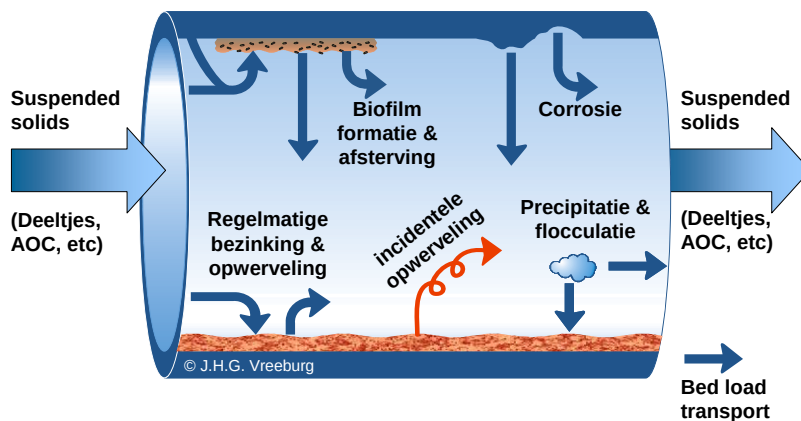
Om problemen door kalkafzetting bij de consument te voorkomen, gelden de volgende aanbevelingen voor de drinkwatersamenstelling:

TH	< 1,8 mmol/l
TACC ₉₀	< 0,6 mmol/l
PACC _k	< 0,4 mmol/l

9 Verandering watersamenstelling tijdens distributie

9.1 Processen in het leidingnet

Om het beoogde effect van conditionering te bereiken en te behouden, dient de watersamenstelling gedurende de gehele periode van transport en distributie tussen productielocatie en tapkraan binnen de gewenste grenzen te blijven. Tijdens het transport en de distributie van drinkwater kunnen in het leidingnet diverse processen plaatsvinden, die van invloed zijn op de waterkwaliteit. De waterkwaliteitsprocessen in het leidingnet zijn onder te verdelen in fysische, chemische en biologische processen [100]. Deze processen zijn schematisch weergegeven in Figuur 15. De fysische en chemische processen zijn samengevat in Tabel 6 met daarbij de relevante tijdschaal waarop ze optreden. Biologische processen worden in het kader van dit rapport buiten beschouwing gelaten.



Figuur 15 Overzicht fysische, chemische en biologische processen in een leidingnet [17]

Tabel 6 Samenvatting van de processen tijdens distributie met de daarbij behorende tijdschaal [100]

Tijd	PROCESSEN	
	Fysisch	Chemisch
Seconden	Opwerveling	Afgifte van stoffen door leidingmaterialen
Uur	Temperatuur Menging Verblijftijd	Uitloging Kalkafzetting Corrosie Nacoagulatie Permeatie
Dag	Accumulatie	

De processen in het leidingnet kunnen leiden tot waterkwaliteitsveranderingen. In het kader van dit rapport zijn vooral de volgende processen van belang:

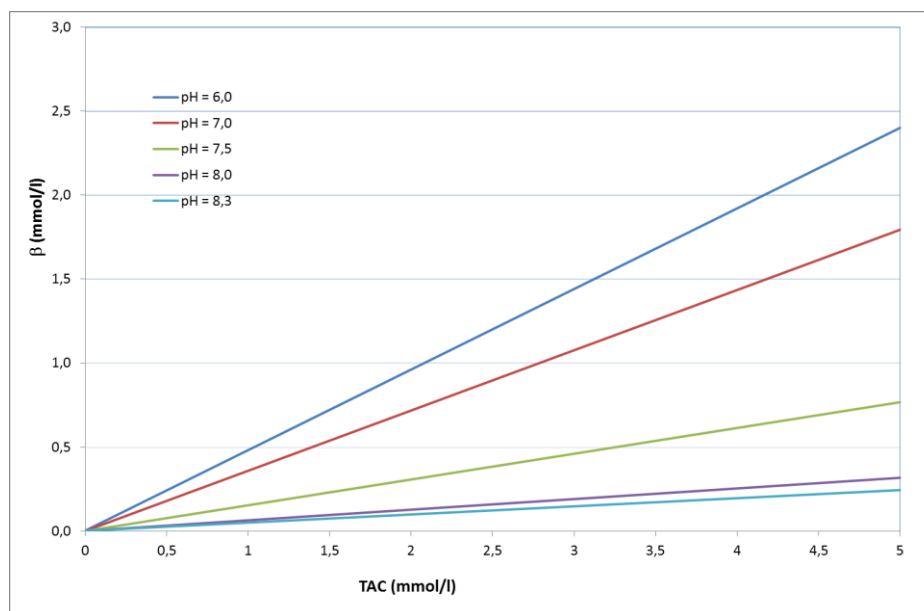
- de uitloging van calciumhydroxide uit betonnen, gecementeerde en AC leidingen, waardoor de pH verandert;
- de opwarming dan wel afkoeling in het leidingnet.

Veranderingen in pH-waarde kunnen negatieve consequenties hebben, zoals een toename van de metaalafgifte bij een daling van de pH en de verstopping van geisers door kalkafzettingen bij een toename van de pH.

9.2 pH-verandering in het leidingnet

In hoofdstuk 6 is beschreven dat door uitloging van AC de pH van drinkwater kan veranderen. Door afname van de pH kan metaalafgifte toenemen, vooral bij aanwezigheid van loden leidingen heeft dit een negatief effect. Toename van de pH kan kalkafzetting bevorderen.

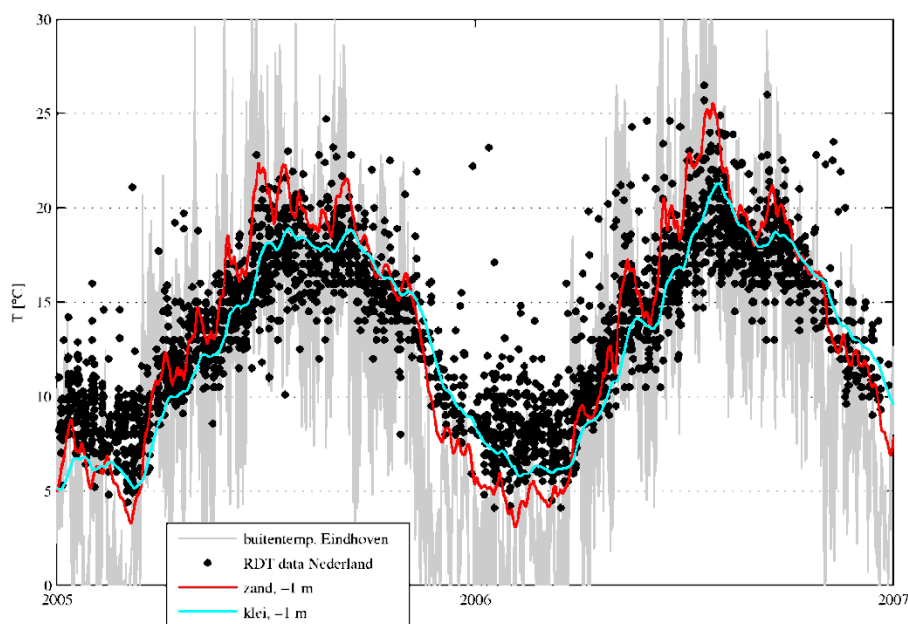
De mate waarin pH-veranderingen in het leidingnet optreden, hangt onder meer af van de buffercapaciteit (β) van het water. Hoe lager de buffercapaciteit van drinkwater is, hoe groter veranderingen in pH zullen zijn ten gevolge van processen in het leidingnet. In drinkwater bepalen de verschillende evenwichten van waterstofcarbonaat en de pH grotendeels de buffercapaciteit. Zoals zichtbaar is in Figuur 16 daalt de buffercapaciteit naarmate de pH toeneemt en de buffercapaciteit heeft een minimale waarde rond een pH van 8.3. De grootste veranderingen in pH kunnen optreden in drinkwater met een relatief hoge pH en een relatief lage TAC. Om sterke pH-veranderingen in het leidingnet te voorkomen, mag de TAC dus niet al te laag zijn. In analogie met de aanbeveling voor het voorkomen van putcorrosie in koperen leidingen, is het aan te bevelen om een TAC groter dan 2 mmol/l aan te houden.



Figuur 16 Buffercapaciteit als functie TAC in mmol/l bij verschillende pH-waarden en bij een temperatuur van 15 °C

De temperatuur in het leidingnet is van invloed op processen in het leidingnet en dus ook op de pH van het drinkwater. Volgens het Drinkwaterbesluit [3] mag de temperatuur van het water aan de tap niet hoger zijn dan 25 °C. De temperatuur in het leidingnet wordt bijna

volledig bepaald door de temperatuur van de bodem waarin de leidingen zich bevinden: het water verblijft namelijk zo lang in het leidingnet dat het de bodemtemperatuur aanneemt. De bodemtemperatuur wordt bepaald door de buitentemperatuur, de straling van de zon, de bodembedekking en een combinatie van de warmtegeleiding en -capaciteit van de bodem. In warme jaren, zoals 2006, kan de watertemperatuur gedurende enkele dagen boven 25 °C stijgen. Als gevolg van klimaatverandering kan dit vaker gaan optreden [101]. De bodemtemperatuur geeft dus voldoende informatie over de temperatuur van het water in een distributieleiding en aan de tap. Dit is terug te zien in de temperatuurmetingen die na het nemen van een RDT-monsters plaatsvinden. Figuur 17 geeft de temperatuur van RDT-monsters gemeten aan de tapkraan als functie van de buitentemperatuur en op basis van modelberekeningen. Het is duidelijk zichtbaar dat de temperatuur aan de tap de bodemtemperatuur benadert.



Figuur 17 Temperatuur gemeten aan de tapkraan als functie van de buitentemperatuur op basis van modelberekeningen [101]

Conclusie

Om grote pH-veranderingen in het leidingnet te voorkomen is het van belang dat drinkwater voldoende buffercapaciteit heeft. Het is aan te bevelen om een TAC groter dan 2 mmol/l aan te houden.

9.3 Aanbevelingen voor de watersamenstelling

Om pH-veranderingen tijdens distributie zoveel mogelijk te beperken, is het aan te bevelen een TAC groter dan 2 mmol/l aan te houden.

10 Samenvatting aanbevelingen

10.1 Aanbevelingen per materiaal

Bij de optimale samenstelling van drinkwater uit oogpunt van conditionering zijn de minste problemen te verwachten door de afgifte van stoffen door leidingmaterialen, aantasting van leidingmaterialen en de vorming van hinderlijke kalkafzetting bij de consument.

De aanbevelingen voor een optimale samenstelling zijn gebaseerd op de actuele wet- en regelgeving en gericht op de fysisch-chemische interactie tussen drinkwater en materialen. Tabel 7 geeft een overzicht van de aanbevelingen voor de fysisch-chemische parameters per materiaal. Uitgangspunt is dat bij deze aanbevelingen in ieder geval de maximumwaarden zoals vermeld in het Drinkwaterbesluit zoals vermeld in tabel 1 van dit rapport in acht worden genomen.

Tabel 7 Overzicht van de aanbevelingen voor fysisch-chemische parameters per materiaal

	Parameter	Aanbeveling	Opmerking
IJzerhoudende materialen	pH	pH > 7,0	Hoe hoger de pH, hoe kleiner kans op aantasting gietijzer
	TAC	TAC > 2 mmol/l	Bij TAC groter dan 2 mmol/l is vorming van beschermende lagen mogelijk
Lood	pH	pH zo hoog mogelijk	Een zo hoog mogelijke pH heeft de voorkeur. Deze aanbeveling is vooral van belang in gebieden met (delen) van loden leidingen
Koper (algemene corrosie)	pH	pH > 7,4	Koperafgifte beperken
Koper (putcorrosie)	TAC	TAC > 2 mmol/l	Voorkomen groei putten in geval van putcorrosie
Koperlegeringen			Geen aanbeveling
Cementhoudende leidingmaterialen	SI	SI > - 0,2	Voorkomen aantasting cementhoudende leidingmaterialen
Kunststoffen			Geen aanbeveling
Kalkafzetting	TH	TH < 1,8 mmol/l	Gebaseerd op klantcomfort
	TACC ₉₀	TACC ₉₀ < 0,6 mmol/l	Bij een TACC ₉₀ > 1,2 mmol/l grote kans op kalkafzetting bij verwarming van drinkwater
	PACC _k	PACC _k < 0,4 mmol/l	
Watersamenstelling tijdens distributie	TAC	TAC > 2 mmol/l	Voorkomen van pH-veranderingen in het leidingnet

10.2 Aanbeveling per parameter

Het leidingnet bestaat uit een combinatie van verschillende materialen. De aanbevelingen voor de verschillende materialen zijn daarom niet afzonderlijk op te volgen. Tabel 8 geeft het overzicht van de fysisch-chemische aanbevelingen voor de optimale watersamenstelling per parameter.

De aanbevelingen zijn gebaseerd op gezondheidkundige en milieukundige aspecten en klantcomfort. De aanbevelingen houden rekening met alle leidingmaterialen die in het leidingnet en in drinkwaterinstallaties worden toegepast.

Tabel 8 Overzicht van de aanbevelingen per parameter

Parameter	Aanbeveling	Opmerking
pH	pH > 7,4	Hoe hoger de pH, hoe kleiner kans op aantasting gietijzer Hoe hoger de pH, hoe lager koperafgifte door koperen drinkwaterleidingen Hoe hoger de pH, hoe lager loodafgifte door loden leidingen. Dit is vooral van belang in gebieden waar (delen) van loden leidingen voorkomen
TAC	TAC > 2 mmol/l	Ter voorkoming van putcorrosie in koperen leidingen. Het is echter niet zo dat bij een TAC lager dan 2 mmol/l zonder meer putcorrosie op zal treden. Ter voorkoming van grote pH veranderingen in het leidingnet
SI	SI > - 0,2	Ter voorkomen van uitloging cementhoudende materialen
TH	TH < 1,8 mmol/l	Gebaseerd op klantcomfort, kosten voor de klant, milieu- en energiekosten
TACC₉₀	TACC ₉₀ < 0,6 mmol/l	Bij een TACC ₉₀ groter dan 0,6 mmol/l neemt de kans op kalkafzetting bij verwarming van het drinkwater toe, bij een TACC ₉₀ groter dan 1,2 mmol/l is de kans op kalkafzetting groot
PACC_k	PACC _k < 0,4 mmol/l	Bij een PACC _k groter dan 0,4 mmol/l neemt de kans op kalkafzetting bij verwarming van het drinkwater toe

10.3 Verlaten aanbevelingen

Op basis van de inventarisatie worden een aantal aanbevelingen uit Mededeling 100 uit 1988 verlaten. Tabel 9 geeft een overzicht van de vervallen aanbeveling en de motivatie waarom deze aanbevelingen verlaten zijn.

Tabel 9 Overzicht van de verlaten aanbevelingen voor fysisch-chemische parameters per materiaal

Vervallen aanbeveling	Achterliggende reden voormalige aanbeveling	Motivatie voor verlaten aanbeveling
$7,8 + (0,38\text{TAC} + 1,5[\text{SO}_4^{2-}] + 5,3) < \text{pH}$ met sulfaat en TAC in mmol/l	Voorkomen koperafgifte door koperen leidingen	De koperformule is ontwikkeld om te toetsen of voldaan kon worden aan de maximumwaarde voor koper in de drinkwaterwet van 3 mg/l gemeten met de koperen buizenopstelling. Door wijziging van de wet is de norm in deze hoedanigheid niet meer van toepassing. Bovendien levert vergelijking van gemeten en berekende waarden van het koperoplossend vermogen geen statistisch significante relatie op.
pH < 8,3	Voorkomen ontzinking van messing	De aanbeveling van de pH-waarde lager dan 8,3 is gebaseerd op het voorkomen van volumineuze corrosieproducten door ontzinking van messing. In de praktijk blijkt dat verstopping van kranen door volumineuze corrosieproducten geen probleem vormt. Daarnaast wordt messing steeds minder toegepast door invoering van de Regeling in 2011.
SI < 0,3	Voorkomen kalkafzetting	Deze aanbeveling is gebaseerd op het voorkomen van kalkafzetting. De ontwikkelde methoden TACC_{90} en PACC_k beschrijven kalkafzetting beter. Aanbevelingen voor kalkafzetting zijn nu op de TACC_{90} en PACC_k gebaseerd. Daarnaast heeft een bovengrens voor de SI in de praktijk tot gevolg dat drinkwaterbedrijven de pH van het drinkwater niet in alle gevallen zover kunnen verhogen als gewenst uit oogpunt van vermindering van het lood- en koperoplossend vermogen.
$([\text{Cl}^-] + 2[\text{SO}_4^{2-}])/\text{TAC} < 1$ met chloride, sulfaat en TAC in mmol/l	Voorkomen ijzerafgifte door GGJ-leidingen	Bruin water ontstaat vooral door deeltjes afkomstig uit de zuivering. De aanbeveling voor de Corrosie Index kleiner dan 1 is verdwenen omdat deze aanbeveling niet meer is opgenomen in NEN-EN 12502-5 (van toepassing op GGJ) en de literatuur geen basis biedt voor een aanbeveling voor CI kleiner dan 1.

11 Literatuur

1. Hoven, ThJJ van den en MWM van Eekeren (1988) Optimale samenstelling van drinkwater, Kiwa-rapport Mededeling 100, KWR, Nieuwegein
2. Europese Unie (1998) Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 3 november 1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, nummer L 330 van 5 december 1998, 32-54
3. Staatsblad 2009 Drinkwaterwet, van 18 juli 2009, nummer 370, 3 september 2009
4. Staatsblad 2011 Drinkwaterbesluit, van 23 mei 2011, nummer 293, 21 juni 2011
5. Waterleidingbesluit 9/1/2001, Koninklijke Vermande
6. Staatscourant 2011 Regeling materialen en chemicaliën drink- en warm tapwatervoorziening van 29 juni 2011, nr 11911, 18 juli 2011
7. Gaalen F van, F Kragt, P van Puijenbroek, M Vonk (2012) Kwaliteit voor later 2 Evaluatie van het waterkwaliteitsbeleid, Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag
8. Geudens PJJG (2012) Drinkwaterstatistieken 2012; De watercyclus van bron tot kraan, Vereniging van waterbedrijven in Nederland, Vewin, Den Haag
9. Slaats, PGG (1996) Vergelijking materialen binnenleidingen, Kiwa-rapport KOA 96.097, KWR, Nieuwegein
10. Meerkerk MA (2013) Wet- en regelgeving in Nederland voor leidingmaterialen in contact met drinkwater, KWR-notitie, KWR, Nieuwegein
11. www.infodwi.nl Waterwerkblad WB 22 H (2004) Leidingmaterialen: verzinkt stalen draadpijpen, hulpstukken en verbindingen, juni 2004
12. NEN-EN 197-1:2011 Cement - Deel 1: Samenstelling, specificaties en conformiteitscriteria voor gewone cementsoorten, NEN, Rijswijk
13. Meerkerk MA en PGG Slaats (2004) Beoordeling van toxicologische, organoleptische en hygiënische aspecten van metalen producten in contact met leidingwater; OAS 2004 Grondslagen en criteria beoordeling; activiteiten 6 en 17, rapport OAS 04-019, Kiwa Nederland, Rijswijk
14. Staatsblad 1993, nummer 135 en 136, 'Asbestbesluit Arbeidsomstandighedenwet', februari 1993
15. Blokker EJM, BM van de Ven, M Tankerville en GAM Mesman (2010) Invloed coating grijs gietijzeren leidingen op drinkwaterkwaliteit, KWR-rapport BTO 2010.044, KWR, Nieuwegein
16. DIN 50930-2 (1980) Corrosion of metals; corrosion behaviour of metallic materials against water, scale for evaluation for unalloyed and low-alloyed iron materials (ingetrokken)
17. Vreeburg JHG (2007) Discolouration in drinking water: A particular approach Proefschrift TU, Delft

18. NEN-EN 12502-5 (2005) Protection of metallic materials against corrosion likelihood in water distribution and storage systems - Part 5 Influencing factors for cast iron, unalloyed en low alloyed steels, NEN, Rijswijk
19. McNeill LS and M Edwards (2001) Iron pipe corrosion in distribution systems Journal AWWA 93 88-100
20. Benson AS, AM Dietrich and DL Gallagher (2012) Evaluation of iron release models for water distribution systems Critical reviews in Environmental Science and Technology, 42: 44- 97
21. Imran SA, Dietz JD, Mutoti G, Taylor JS and Randal AA (2005a) Modified Larons Ratio incorporating temperature, water age, and electroneutrality effects on red water release Journal of Environmental Engineering 131, 1514-1520
22. Kiwa BRL K762/3 (2012) Kiwa Beoordelingsrichtlijn voor Naadloze en gelaste roestvast stalen buizen voor waterinstallaties, Kiwa Nederland, Rijswijk
23. Cutler P (2003) Stainless steels and drinking water around the world
24. Mikó A, JW Erning, H Schlerkmann, T Mathiesen (2009) Comparative investigation of stainless steels used in drinking water distribution systems Electrochimica Acta 54 (2009) 7507-7513
25. Schwenk W (1991) Nickel migration from Cr-Ni stainless steel exposed to potable water British Corrosion Journal (26) 4, 245-249
26. Elfström Broo A, B Berghult en T Hedberg (2001) The influence of drinking water quality on the corrosion of stainless steel EN 14401 (SS 2347, AISI 316) Avesta Polarit Corrosion Management and Application Engineering 3-4/2001, p 1-5
27. MCL update for Cr+6 (2011)
<http://www.cdph.ca.gov/certlic/drinkingwater/Pages/Chromium6.aspx>
28. RIVM (2010) Publicatie over chroom en chroomverbindingen
http://www.rivm.nl/rvs/Images/Chroom%20en%20chroomverbindingen%2008%20f_tcm35-54889.pdf
29. prEN 16056 (2010) Influence of metallic materials on water intended for human consumption – Method to evaluate the passive behaviour of stainless steel, NEN, Rijswijk
30. WHO (2003) Guidelines for drinking-water quality, third edition, WHO, Geneva
31. WHO (2011) Guidelines for drinking-water quality, fourth edition, WHO, Geneva
32. Hoven Van den ThJJ (1986) Het loodgehalte van drinkwater, Kiwa-rapport Mededeling 96, KWR, Nieuwegein
33. Versteegh JFM (2005) Protocol Monitoring koper/lood/nikkel en chroom in drinkwater, Werkgroep monitoring zware metalen van de VROM-Inspectie, RIVM Bilthoven in Inspectierichtlijn Harmonisatie Meetprogramma Drinkwaterkwaliteit (VROM, 2005)
34. Slaats N, M Blokker en A Versteegh (2008) Eerste inventarisatie van gemeten concentraties lood, koper, nikkel en chroom in drinkwater, H₂O, 2008-3, 37-40

35. Slaats N en M Blokker (2013) Lood-, koper- en nikkelconcentraties in drinkwater aan de tap -resultaten RDT-monitoring 2004-2011, KWR-rapport BTO 2013.214(s) KWR, Nieuwegein
36. Kuch, A en I Wagner (1983) Transfer model to describe lead concentrations in drinking water *Water Research* 17 (10), 1303-1307
37. Slaats PGG en H Brink (1995) Effectiviteit van het Vewin-doorstroomadvies voor het verlagen van het loodgehalte in drinkwater, Kiwa-rapport SWO 94.341, KWR, Nieuwegein
38. Hulsmann AD (2007) Particulate lead in water supplies *Water and Environment Journal* 4 (1) p 1-101
39. Wuijts S, PGG Slaats, JFM Versteegh en MA Meerkerk (2007) Drinkwaterkwaliteit in nieuwbouwwoningen RIVM-rapport 703719023, RIVM, Bilthoven
40. CUWVO (1993) Landelijke watersysteemrapportage 1992, RIZA, Lelystad
41. RIZA (1993) Zware metalen in oppervlaktewater, bronnen en maatregelen, SPEED-rapportage. RIZA notanummer 93.012, RIZA, Lelystad
42. VEWIN (1991) VEWIN-Milieuplan, Den Haag
43. Crommentuijn T, D Sijm, J De Bruijn, M van den Hoop, K van Leeuwen, E van de Plassche (2000) Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations *Journal of Environmental Management* 60 (2) p 121-143
44. Zwolsman JJG en K de Schamphelaere (2007) Biologische beschikbaarheid en actuele risico's van zware metalen in oppervlaktewater, STOWA-rapport 2007-12, STOWA, Amersfoort
45. Bonten L, J Groenenberg, G Koopmans, P Römkens, J Vink en A Verschoor (2010) Uitspoeling van zware metalen uit bodems naar het oppervlaktewater. Ecologische risico's van metalen in het oppervlaktewater en bronnen van metaaluitspoeling Alterra-rapport 2024, Alterra, Wageningen
46. Verschoor AJ, JPM Vink, G de Snoo en MG Vijver (2011) Spatial and temporal variation in bioavailable Cu, Ni and Zn and risks for aquatic ecosystems *Environmental Science and Technology*, 45, 6049-6056
47. Gaalen F van, F Kragt, P van Puijenbroek, M Vonk (2012) Kwaliteit voor later 2. Evaluatie van het waterkwaliteitsbeleid', Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag
48. LBOW protocol Toetsen en beoordelen (2007)
49. Senden WJMK, PGG Slaats en GAM Mesman () Corrosie van koperen drinkwaterleidingen *Intech K&S* december 2007, 57-58
50. Ferguson JF, O von Franqué and MR Schock (1996) Corrosion of copper in potable water systems in: *AWWA/DVWG-Technologiezentrum Wasser* (1996) Internal corrosion of water distribution systems (second edition), AWWA Denver
51. Hoven Van den ThJJ, PK Baggelaar, GH Ekkers (1990) Koperafgifte door drinkwaterleidingen, Kiwa-rapport Mededeling 111, KWR, Nieuwegein

52. Moel P de (2012) Koperenbuizenproef - Praktijk en theorie Summerschool PHREECQ voor drinkwater op 30 augustus 2012 TU, Delft
53. NEN-EN 1057 (2010) Koper en koperlegeringen - Naadloze koperen buizen voor gas- en waterleidingen in sanitaire en verwarmingstoepassingen, NEN, Rijswijk
54. Richtlijn Legionella preventie 2011
55. Taylor RJ, RH O'Halloran and PH Cannington (1996) The causes and treatment of blue water in copper plumbing systems. Proceedings 13th International Corrosion Conference Melbourne Australia
56. Edwards M, S Jacobs S. en RJ Taylor (2000) Blue water phenomenon, Journal of AWWA **92**, 7, 72-82
57. Hill CP (2011) Internal Corrosion Control in Distribution Systems, Manual 58, AWWA Research Foundation, Denver
58. Slaats PGG en GAM Mesman (1993) Onderzoek blauw water Universiteitsgebouw Nijmegen, Kiwa-rapport SWO 93.251, KWR, Nieuwegein
59. Slaats PGG (2000) Oorzaak blauw water in woningen GWL-terrein, Kiwa-rapport KOA 00.93, KWR, Nieuwegein
60. Oliphant RJ and MR Schock (1996) Copper alloys and solders in: AwwaRF/DVWG-Technologiezentrum Wasser (1996) Internal corrosion of water distribution systems (second edition), AWWA Research Foundation, Denver
61. prEN 16057 (2010) Influence of metallic materials on water intended for human consumption - Determination of residual surface lead (Pb) - Extraction method, NEN, Rijswijk
62. NEN-EN 15664-1 (2008) Invloed van metallische materialen op water bestemd voor menselijke consumptie - Dynamische test met buizenopstelling ter beoordeling van de metaalafgifte - Deel 1: Ontwerp en bediening, NEN, Rijswijk
63. NEN-EN 15664-2 (2010) Invloed van metallische materialen op water bestemd voor menselijke consumptie - Dynamische test met buizenopstelling ter beoordeling van de metaalafgifte - Deel 2: Testwater, NEN, Rijswijk
64. Nielsen K (2001) Metal release to drinking water, rig tests of materials for domestic drinking water installations, Miljøstyrelsen, Denemarken
65. Fontany F, A Andersen, W Werner and W Erning (2009) Nickel and lead release to drinking water - Danish and European results, EUROCORR Conference Nice September 2009, Paper no. 8351
66. EN 16058 (2012) Influence of metallic materials on water intended for human consumption - Dynamic rig test for assessment of surface coatings with nickel layers - Long-term test method, NEN, Rijswijk
67. Sarver E, Y Zhang and M Edwards (2010) Review of brass dezincification corrosion in potable water systems Corrosion Reviews **28**, no.3-4
68. Asbjørn A, F Fontenay, L Rischel Hilbert (2011) Corrosion of brass in drinking water with high alkalinity, EUROCORR 2011 Conference Stockholm September 2011, Paper no. 4809

69. Brandl E, R. Malke, T Beck, A Wanner en T Hack (2009) Stress corrosion cracking and selective corrosion of copper-zinc alloys for the drinking water installation *Materials and corrosion* **60** (4) 251-258
70. Schock MR en RW Buelow (1981) The behavior of asbestos-cement pipe under various water quality conditions: Part 2, theoretical considerations *Journal of AWWA* **73**, 609
71. Rosenthal LPM (2001). Operationeel leidingnetbeheer en conditie- en levensduurbepaling -Clusteronderzoek 2000, Kiwa-rapport BTO 2001.129 (C) KWR, Nieuwegein
72. Mons MN, A van Dijk-Looijaard (2004) Blootstelling aan asbest via drinkwater Kiwa-rapport SWI 99.186 KWR, Nieuwegein
73. Slaats PGG, B Heijman en M Blokker (2007) Effect waterbehandeling op uitloging van AC-leiding Vitens, Kiwa-rapport BTO 2007.035, KWR, Nieuwegein
74. Slaats PGG, H Brink en ThJJ van den Hoven (1993) Uitloging van calciumhydroxide bij cementshoudende leidingmaterialen Kiwa-rapport SWE 93.035, KWR, Nieuwegein
75. Werkgroep Conditionering (1996) Herziening van de aanbeveling voor de verzadigingsindex (SI) Kiwa-rapport SWI 96.124, KWR, Nieuwegein
76. Meyer E (1982) Untersuchungen zum Vorkommen von Asbestfasern in Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland und gesundheitliche Bewertung der Ergebnisse *gas- und Wasserfach* **123**, 2, 85-96
77. Leroy P, MR Schock, I Wagner en H Holtschulte (1996) *Cement-based materials in: AwwaRF/DVWG-Technologiezentrum Wasser (1996) Internal corrosion of water distribution systems (second edition)*, AWWA Research Foundation, Denver
78. Holtschulte H en Schock MR (1985) Asbestos-cement and cement mortar lined pipes in Internal corrosion of water distribution systems (first edition), AWWA Research Foundation, Denver
79. Berends, K en T Trouwborst (1999) Cement-mortar pipes as a source of aluminum *Journal AWWA* **91** (7) 91-100
80. Reijnen GK (1996) Afgifte van aluminium door cementshoudende drinkwaterleidingen Kiwa-rapport SWE 96.015, KWR, Nieuwegein
81. NEN-EN 14944-3 (2007) Invloed van cementeuse producten op water bestemd voor menselijke consumptie - Beproevingsmethoden - Deel 3: Migratie van bestanddelen uit fabrieksmatig vervaardigde cementeuse producten, NEN, Rijswijk
82. Meerkerk MA en J Kroesbergen (2010) Hygiëncode drinkwater - opslag, transport en distributie KWR-rapport BTO2001.175 tweede editie, KWR, Nieuwegein
83. Kiwa BRL-K17301 (2007) Beoordelingsrichtlijn voor het Kiwa productcertificaat voor leidingssystemen van PVC voor transport van drinkwater en ruw water, Kiwa Nederland, Rijswijk
84. Kiwa BRL-K17105 (2012) Beoordelingsrichtlijn voor het Kiwa productcertificaat voor kunststof leidingssystemen van PE voor transport van drinkwater en ruw water, Kiwa Nederland, Rijswijk
85. www.infodwinl.nl Waterwerkbladen, WB 22 C Leidingmaterialen: Buizen van PE, juni 2004
86. Brink H, PGG Slaats, MWM van Eekeren (2004) Scaling in domestic heating equipment getting to know a complex phenomenon *WatSciTechnol*, **49** (2), 129-136
87. Eggen GJPM, H Brink en MM Nederlof (1997) AQUACALC versie 20, Handleiding, Kiwa-rapport SWS 97.510, KWR, Nieuwegein

88. Keltjens L en H Brink (2005) Met nieuwe kookproef snel informatie over kalkafzetting – Alternatief voor PACC-meting, H_2O , **38**, 7, 30-32
89. Meerkerk MA (2012) Beschrijving uitvoering van de kookproef in detail, KWR-notitie, KWR, Nieuwegein
90. Kooij D van der, J van Genderen, M Heringa, A Hogenboom, C de Hoogh, M Mons, L Puijker, N Slaats, J Vreeburg en A van Wezel (2010) Drinkwaterkwaliteit Q21; Een horizon voor onderzoek en actie, KWR-rapport BTO 2010.042, KWR, Nieuwegein
91. Hofman-Caris CHM (2013) Berekening van kalk-koolzuurevenwichten in drinkwater; Ontwikkelingen in de afgelopen twintig jaar, KWR-rapport BTO 2013.206(s), KWR, Nieuwegein
92. Akoteyon IS, AO Omotayo, O Soladoye, HO Olaoye (2011) Determination of water quality index and suitability of urban river for municipal water supply in Lagos-Nigeria; Eur J Sci Res, 54 (2), 263-271
93. Calisevici MN, DM Perju, MC Lysandrou, GA Dumitrel and M Glevitzky (2011) Determination of anion and cation contents in Cyprus drinking waters by HPIC method; J Food, Agricult Environm, 9 (1), 65-68
94. WHO (2005) Nutrients in Drinking Water; Water, Sanitation and Health Protection and the Human Environment, WHO, Geneva
95. Leurs LJ, LJ Schouten, MN Mons, RA Goldbohm and PA van den Brandt (2010) Relationship between Tap Water Hardness, Magnesium and Calcium concentration and mortality due to Ischemic Heart Disease or Stroke in the Netherlands; Environm Health, Persp, 118 (3), 414-420
96. Van der Veerdonk C en M Mons (2006); Drinkwatersector discussieert over relatieve hardheid en hart- en vaatziekten H_2O , **6**, 17
97. Van der Veerdonk, C, JP van der Hoek, M Groenendijk, M Nederlof en M. Mons (2007) Reactie drinkwatersector op WHO discussie over mineralen H_2O , 14/15, 14-15
98. Van Raalte-Drewes MJC, H Brink, LAC Feij, PGG Slaats, EAM van Soest, PPR Vaal, PPR en G Veenendaal (2004) Scaling property of water; new predictive parameters, Water Intelligence Online; IWA Publishing
99. Keltjens L, H Brink, J Hopman en D Harmsen (2004) Validatie nieuwe kookproef kalkafzetting, Kiwa-rapport KWR 04.055, KWR, Nieuwegein
100. Vreeburg JHG en IN Vloerbergh (2013) Smart sensing: Wat willen we meten? - Verslag en beschouwing workshop 12 juni 2012, KWR-rapport BTO 2012.018, KWR, Nieuwegein
101. Blokker M en I Pieterse-Quirijns (2010b) Model voor de berekening van de watertemperatuur in het leidingnet, H_2O **23** p 46-49

Bijlage I Afkortingenlijst

AC	Asbestcement
ATA	Attest Toxicologische Aspecten
BTO	BedrijfsTakOnderzoek
CI	Corrosie Index
Cu-DHP	Phosphorous-Deoxidized, High Residual Phosphorous Copper
DOC	Dissolved Organic Carbon of opgelost organisch koolstof
DIN	Deutsches Institut für Normung
EVOH	EthyleenVinylalcohol
GGIJ	Grijs gietijzer
GVK	GlasvezelVersterkte Kunststof
HDPE	Hoge Dichtheid PolyEthyleen
LI	Langelier Index
LDPE	Lage Dichtheid PolyEthyleen
MDPE	Middel Dichtheid PolyEthyleen
MRS	Minimum Required Strength
NEN	Nederlandse Europese Norm
NGIJ	Nodulair gietijzer
NI	Nucleatie Index
NOM	Natuurlijk Organisch Materiaal
PACC	in Praktijk Afzetbaar CalciumCarbonaat (met index 'k': bepaald via de 'kookproef'; met index 'mu': bepaald via de kookproef en dan specifiek de microkristallen in verband met kalkafzetting in warmwatertoestellen)
PAK	Policyclische Aromatische Koolwaterstoffen
PB	PolyButeen
PE	PolyEtheen of PolyEthyleen
PE-RT	PolyEtheen – 'Resistant Temperature'
PE-X	crosslinked of vernet PolyEtheen
POM	PolyOxyMethyleen of polyacetaal
PP	PolyPropeen of PolyPropyleen
PP-R	'Random' gecopolymeriseerd PolyPropeen
PPSU	PolyPhenylSulfon
PVC	PolyVinylChloride
PVC-C	nagechloord PolyVinylChloride
PVDF	PolyVinylDiFluoride of PolyvinylDiDeenFluoride
RDT	Random Day Time
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
RVS	RoestVast Staal
SI	Saturatie Index
TAC	Totaal anorganisch koolstofgehalte
TACC	Theoretisch Afzetbaar CalciumCarbonaat (via een index: bij 10 of 90 °C)
TH	Totale Hardheid
VROM	Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu
WHO	World Health Organization