



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

**Normen en methoden voor
kwaliteitsparameters in het te wijzigen
Besluit hygiëne badinrichtingen en
zwemgelegenheden**

RIVM Rapport 330405xxx/2014

CONCEPT

Colofon

ISBN:

© RIVM 2014

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

FM Schets

LM Keltjens

G Hulshof

H Schoon

L Feyen

PJCM Janssen

JD te Biesebeek

Contact:

Ciska Schets

Centrum Z&O

ciska.schets@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, in het kader van project Recreatiewater M/330405

CONCEPT

Rapport in het kort

Nog toevoegen i.o. Communicatie

CONCEPT

Abstract

[Nog toevoegen](#)

CONCEPT

Inhoudsopgave

Samenvatting 8

1	Inleiding	10
2	Parameters voor circulatiebaden	11
2.1	Achtergrond parameters voor circulatiebaden	11
2.2	Algemene toelichting op Tabel 1	13
2.3	Geadviseerde methoden per parameter	13
2.3.1	Vrij Beschikbaar Chloor	13
2.3.2	Ozon (in lucht)	13
2.3.3	Gebonden Beschikbaar Chloor	14
2.3.4	Trichlooramine (in lucht)	14
2.3.5	Chloraat	14
2.3.6	Bromaat	14
2.3.7	Trihalomethanen (THMs)	14
2.3.8	Pseudomonas aeruginosa	14
2.3.9	Intestinale enterococci	14
2.3.10	Sporen van sulfiet reducerende clostridia	14
2.3.11	Staphylococcus aureus	15
2.3.12	Ureum	15
2.3.13	Nitraat	15
2.3.14	KMNO ₄ -verbruik	15
2.3.15	Troebelheid	16
2.3.16	Zuurgraad	16
2.3.17	Waterstofcarbonaat	16
2.3.18	Doorzicht	16
2.3.19	Chloride	16
2.3.20	Legionella	16
3	Parameters voor zwembijvers	18
3.1	Definities	18
3.2	Waterkwaliteit in zwembijvers	18
3.2.1	Noten m.b.t. vulwater	18
3.2.2	Monsterneming	19
3.3	Algemene toelichting op Tabel 2	21
3.4	Toelichting chemische parameters	21
3.5	Toelichting biologische parameters	21
3.6	Toelichting microbiologische parameters	22
3.7	Geadviseerde methoden per parameter	22
3.7.1	Fysische parameters	22
3.7.2	Chemische parameters	23
3.7.3	Biologische parameters	23
3.7.4	Microbiologische parameters	23
4	Parameters voor peuterspeelbaden	25
4.1	Definities	25
4.2	Achtergrond	25
4.3	Adviezen ten aanzien van peuterspeelbaden	25
4.3.1	Peuterspeelbaden dagelijks gelege	25
4.3.2	Peuterspeelbaden zonder recirculatie, met continue verversing	25
4.3.3	Peuterspeelbaden met recirculatie en waterbehandeling	25
4.3.4	Controlefrequentie	26
5	Parameters voor baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt	27

5.1	Definitie	27	
5.2	Adviezen ten aanzien van baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt		27
6	Parameters voor floating tanks	28	
6.1	Definitie	28	
6.2	Adviezen ten aanzien van floating tanks		28
7	Parameters voor 'bronbaden'	29	
7.1	Definitie	29	
7.2	Adviezen ten aanzien van 'bronbaden'		29
8	Aanvullende adviezen en gesignaleerde knelpunten	30	
9	Normstelling voor desinfectiebijproducten in zwemwater	32	
9.1	Inleiding	32	
9.2	Concentraties DBPs in badinrichtingen		33
9.2.1	Trihalomethanen	33	
9.2.2	Trichlooramine	34	
9.2.3	Bromaat	34	
9.2.4	Chloraat	35	
9.3	Toxicologie en toxicologische grenswaarden		35
9.3.1	Trihalomethanen (THMs)	35	
9.3.2	Chloroform	35	
9.3.3	Broomdichloormethaan (BDCM)	36	
9.3.4	Dibroomchloormethaan (DBCM)	37	
9.3.5	Bromoform	37	
9.3.6	Trichlooramine	37	
9.3.7	Bromaat	39	
9.3.8	Chloraat	40	
9.4	Ozon	40	
9.5	Blootstellingsberekeningen	42	
9.5.1	Opzet blootstellingsberekeningen	42	
9.5.2	Berekening van de blootstelling	43	
9.5.3	Resultaten blootstellingsberekeningen		43
9.6	Voorstellen voor zwemwaternormen		44
9.6.1	THMs	44	
9.6.2	Trichlooramine	44	
9.6.3	Bromaat	44	
9.6.4	Chloraat	45	
9.6.5	Ozon	45	
10	Slotwoord	46	
	Referenties	48	
	Bijlagen	53	

Samenvatting

In opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) heeft het RIVM in het kader van de voorgenomen wijziging van het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvbz) adviezen uitgebracht ten aanzien van de in dit Besluit op te nemen kwaliteitsparameters voor conventionele gechloorde zwembaden (circulatiebaden). Het betreft een twintigtal parameters, dat onder te verdelen is in desinfectiemiddelen (vrij beschikbaar chloor, ozon in lucht), desinfectiebijproducten (gebonden beschikbaar chloor, trichlooramine in lucht, chloraat, bromaat, trihalomethanen (THMs)), parameters die informatie geven over de microbiologische antropogene belasting (*Pseudomonas aeruginosa*, intestinale enterococcon, sporen van sulfiet reducerende clostridia, *Staphylococcus aureus*) en de chemische antropogene belasting (ureum, nitraat, KNMO_4 -verbruik, troebelheid), hygiëne hulpparameters (zuurgraad, waterstofcarbonaat), doorzicht, en de zogenaamde reguliere indicatoren chloride en Legionella. Voor deze parameters zijn parameterwaarden (normen, maximaal toelaatbare hoeveelheden), meetfrequenties (en waar en door wie monsters genomen en onderzocht dienen te worden) en analysemethoden geadviseerd. Ten opzichte van het huidige Bhvbz is het aantal microbiologische parameters uitgebreid, zijn de eisen voor een aantal chemische en fysische parameters aangescherpt en zijn metingen van de luchtkwaliteit in (overdekte) badinrichtingen toegevoegd.

Alle adviezen zijn gebaseerd op de huidige stand van de wetenschap en de huidige kennis en praktijkervaring van geraadpleegde experts. De adviezen met betrekking tot normstelling voor desinfectiebijproducten in circulatiebaden zijn tot stand gekomen door raadpleging en beoordeling van de beschikbare wetenschappelijke literatuur. Voor chloraat, bromaat en THMs zijn de voorgestelde parameterwaarden onderbouwd door middel van blootstellingsberekeningen voor zwembadbezoekers en zwembadpersoneel. Door de blootstellingswaarden te vergelijken met relevante toxicologische grenswaarden, is vastgesteld dat de voorgestelde parameterwaarden voldoende beschermend zijn.

Desinfectiemiddelen voor badinrichtingen kunnen door chemische reacties met (door de zwemmers ingebrachte) organische stoffen in het zwemwater potentieel toxische desinfectiebijproducten (DBPs) vormen, waaronder chloraat, bromaat, trichlooramine en THMs. Voor chloraat is een zwemwaternorm van 30 mg/liter vanuit toxicologisch oogpunt adequaat. Concentraties tot dit maximum mogen als onschadelijk voor de gezondheid van zwemmers beschouwd worden. Voor bromaat is een zwemwaternorm van 100 µg/liter geschat, uitgaande van een acceptabel risiconiveau van één op honderdduizend per leven voor de carcinogene werking door deze stof. Voor trichlooramine wordt voorgesteld een maximumwaarde van 500 µg/m³ en een streefwaarde van 200 µg/m³ in zwembadlucht aan te houden. Deze waarden representeren een pragmatische keuze op grond van de beschikbare toxicologische informatie. Voor THMs biedt een maximumwaarde in zwemwater van 50 µg/liter vanuit toxicologisch oogpunt voldoende bescherming. De norm geldt voor de som van alle THMs en wordt uitgedrukt als chloroform. Op basis van door de WHO vastgestelde maximumwaarden en een in Nederland geldende wettelijke grenswaarde voor arbeidsblootstellingen, is voor ozon (als dit gebruikt wordt) een luchtgrenswaarde van 120 µg/m³ geselecteerd als limiet voor blootstelling in badinrichtingen.

Voor verschillende andere typen badinrichtingen, waaronder zwemvijvers, peuterspeelbaden, baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, floating tanks en zogenaamde bronbaden, zijn eveneens adviezen uitgebracht met betrekking tot kwaliteitsparameters, parameterwaarden, meetfrequenties en analysemethoden.

Zwemvijvers zijn kunstmatig aangelegde ecosystemen om in te zwemmen, waarin men de omstandigheden van natuurlijke wateren nabootst. Zwemvijvers dienen gevuld te worden met water dat voldoet aan de microbiologische en chemische kwaliteitseisen voor Nederlands drinkwater. De waterkwaliteit in zwemvijvers moet doorlopend bewaakt worden, waarbij fysische (zuurstofverzadiging, doorzicht, watertemperatuur, kleur en geur), chemische (ammonium, totaal fosfor, hardheid, geleidbaarheid, nitraat, zuurgraad, waterstofcarbonaat), biologische (vissen, watervogels, ratten, slakken, fytoplankton) en microbiologische (*Escherichia coli*, intestinale

enterococcon, *Pseudomonas aeruginosa*, Legionella, *Staphylococcus aureus*) parameters regelmatig gemeten dienen te worden.

Peuterspeelbaden zijn baden met een geringe waterdiepte (0.1 – 0.5 m) ingericht om in te spelen of baden, met een harde bodem die niet in contact staat met de onderliggende natuurlijke bodem (aarde). Peuterspeelbaden kunnen snel verontreinigd raken doordat ze een relatief klein watervolume hebben en een relatief hoge belasting. Deze baden dienen gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Peuterspeelbaden die dagelijks gelegegd worden, moeten eveneens dagelijks gereinigd worden. In deze peuterspeelbaden, en de peuterspeelbaden zonder recirculatie maar met continue verversing met drinkwater, moeten de microbiologische parameters die gelden voor circulatiebaden periodiek gemeten worden. Wanneer chloor wordt gedoseerd, moeten de desinfectieparameters vrij beschikbaar chloor en zuurgraad, gemeten worden. Op peuterspeelbaden waarin het water wordt behandeld en recirculeert, zijn de kwaliteitseisen die gelden voor conventionele gechlorde buitenzwembaden van toepassing, waarbij ozon en trichlooramine in lucht en gebonden beschikbaar chloor en THMs niet gemeten hoeven te worden, maar chloraat en bromaat wel. Aangezien openstelling en belasting van deze baden samenhangen met de weersomstandigheden, zijn omstandigheids-afhankelijke controlefrequenties geadviseerd.

Baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, meestal door één persoon, maar soms door enkele personen tegelijkertijd, zijn bijvoorbeeld voetenbaden, dompelbaden, kruidenbaden, kleine whirlpools en therapeutische baden. Dergelijke baden dienen kort voor gebruik gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Na gebruik dient het bad leeggemaakt te worden, waarna het wordt gereinigd en gedesinfecteerd, nagespoeld met drinkwater en gedroogd. Wanneer het water in baden voor eenmalig gebruik wordt gedesinfecteerd dienen maandelijks de microbiologische parameters die gelden voor circulatiebaden gemeten te worden. Indien dergelijke baden worden belucht, dient controle op de aanwezigheid van Legionella uitgevoerd te worden zoals in circulatiebaden.

Floating tanks zijn donkere, gesloten baden, voor één of twee personen, gevuld met water dat is verzadigd met Epsom-zout of natuurlijke zouten, bijvoorbeeld uit de Dode Zee. Het water in deze baden wordt door meerdere personen na elkaar gebruikt. De floating tanks dienen gevuld te worden met water dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Het water in de floating tanks dient gedesinfecteerd te worden, floating tanks waarin het water niet wordt gedesinfecteerd worden niet toegestaan. De te controleren kwaliteitsparameters voor floating tanks zijn dezelfde als die voor circulatiebaden.

Baden die in de spreektaal worden aangeduid met 'bronbaden' zijn baden die gevuld zijn met water uit zelfstandige collectieve watervoorzieningen of 'eigen winningen'. Dit water dient te voldoen aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Wanneer water uit 'eigen winning' wordt gebruikt voor het (bij)vullen (suppletie) van circulatiebaden, dienen deze badinrichtingen te voldoen aan dezelfde eisen als circulatiebaden.

De adviezen zijn gericht op het bereiken van de meest wenselijke situatie in de verschillende typen badinrichtingen ten aanzien van water- en luchtkwaliteit. Hierbij is het uitgangspunt de gebruiker en het personeel zo goed mogelijk te beschermen tegen negatieve gezondheidseffecten veroorzaakt door de aanwezigheid van microbiologische en/of chemische verontreinigingen in het water of in de lucht. Hoewel niet alle typen badinrichtingen hetzelfde zijn, en ze daardoor een type-specifieke aanpak behoeven, dient de regelgeving gebruikers en personeel in alle typen baden in gelijke mate te beschermen.

Het is aan te bevelen om de in het gewijzigde Bhvz opgenomen kwaliteitsparameters en de daarbij behorende parameterwaarden (normen) en analysemethoden in de toekomst te evalueren op basis van praktijkervaringen van exploitanten en handhavers. Toepassing in de praktijk geeft waardevolle informatie over de bruikbaarheid van de parameters en normen en geeft inzicht in het voldoen van de parameters en normen aan het gestelde doel.

1 Inleiding

Zwemmen is belangrijk voor volksgezondheid, welzijn, ontspanning en de sociale cohesie. Verder is het in ons waterrijke land van levensbelang om te kunnen zwemmen als men onverhoeds te water raakt. Ook is zwemmen een belangrijk element bij onder meer recreatieve voorzieningen (zoals campings, pretparken, hotels en wellness-bedrijven) en locaties met een therapeutisch karakter (zoals ziekenhuizen en zorginstellingen). Daarmee is zwemmen ook van belang voor de economie. Verder is zwemmen een sport, waarin Nederlanders in internationaal verband regelmatig hoog scores.

Naast al deze positieve aspecten, kunnen aan het zwemmen ook risico's verbonden zijn. Het water kan bijvoorbeeld microbiologisch of chemisch verontreinigd zijn en daarmee negatieve effecten hebben op de gezondheid, er kunnen risico's zijn op verwonding of verdrinking.

Het hygiënisch en veilig kunnen zwemmen en baden is daarom al gedurende enkele tientallen jaren onderwerp van specifieke overheidszorg. In 1969 is daartoe de Wet hygiëne en veiligheid in zweminrichtingen vastgesteld. Deze wet is overigens pas in 1984, met een aantal aanpassingen, in werking getreden. Sinds de totstandkoming is de wet vele malen aangevuld en aangepast. Zo werd in 2000 de reikwijdte van de wet uitgebreid (Anonymous, 2000) en werd de naam gewijzigd in Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Whvbz).

Geconstateerd kan worden dat de inmiddels ruim 40 jaar oude regelgeving op tal van punten verouderd is. Tegelijkertijd is de regering van mening dat er ter bescherming van de volksgezondheid nog steeds behoefte is aan regelgeving om de risico's van zwemmen zoveel mogelijk te beperken. Bovendien vereist de Europese Zwemwaterrichtlijn 2006/7/EG (EU, 2006) dat er nationale wetgeving is waarin deze richtlijn geïmplementeerd wordt. Daarom is besloten om de bestaande regelgeving te herzien.

Een belangrijk aspect bij de herziening van de zwemwaterregelgeving is de integratie hiervan in de Omgevingswet. In het wetsvoorstel voor de Omgevingswet zijn enkele artikelen opgenomen die specifiek betrekking hebben op zwemlocaties in oppervlaktewater en op badinrichtingen. Deze artikelen zullen vooral wettelijke grondslagen bevatten voor nadere regeling van onderwerpen bij of krachtens algemene maatregelen van bestuur (amvb).

De inwerkingtreding van de Omgevingswet en de daarop gebaseerde regelgeving zal naar verwachting pas op middellange termijn kunnen plaatsvinden, terwijl er in de uitvoeringspraktijk grote behoefte wordt gevoeld aan eerdere inwerkingtreding van geactualiseerde regelgeving. Het gaat daarbij voornamelijk over regelgeving voor badinrichtingen. Daarom is besloten tot wijziging van het Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Bhvbz), binnen het kader van de huidige Whvbz. Dit is fase 1 van het traject voor de herziening van de zwemwaterregelgeving.

Fase 2 bestaat uit de integratie in de Omgevingswet en de vaststelling van de benodigde onderliggende regelgeving bij amvb en ministeriële regeling. De ontwerpen in deze fase zullen inhoudelijk overeenkomen met het huidige voorstel en worden uitgebreid met enkele aspecten die in fase 1 niet geregeld kunnen worden omdat de Whvbz daarvoor onvoldoende basis biedt.

Ter ondersteuning van de wijziging van het Bhvbz geeft dit rapport voor verschillende typen badinrichtingen adviezen ten aanzien van te bepalen waterkwaliteitsparameters (inclusief meetfrequentie en normwaarden) en de daarvoor te gebruiken analysemethoden. Het 'Advies expertgroep Veilig en Gezond Zwemmen in de nieuwe wetgeving' (Appel et al., 2012), dat door de Werkgroep van de Brancheorganisatie Zwembad-techniek (BoZt), aan het Ministerie van Infrastructuur en Milieu is uitgebracht heeft hiervoor als basis gediend.

2 Parameters voor circulatiebaden

2.1 Achtergrond parameters voor circulatiebaden

Het 'Advies expertgroep Veilig en Gezond Zwemmen in de nieuwe wetgeving' (Appel et al., 2012) adviseert voor circulatiebaden de monitoring van een twintigtal parameters die onder te verdelen zijn in groepen van parameters die informatie geven over desinfectiemiddelen, desinfectiebijproducten, microbiologische antropogene belasting, chemische antropogene belasting, efficiëntie desinfectie, doorzicht, chloride-gehalte en aanwezigheid van Legionella (Tabel 1). Voor deze parameters zijn normwaarden geadviseerd, alsmede een onderzoeksfrequentie. Tevens is voor elke parameter advies uitgebracht over de plaats waar bemonsterd zou moeten worden om een representatief monster te verkrijgen.

De voor de aangegeven desinfectiemiddelen aanbevolen bandbreedtes waarborgen een maximale desinfectie en voorkomen negatieve neveneffecten. Er zijn aanwijzingen dat gechlorideerde organische verbindingen, de zogenaamde desinfectiebijproducten (DBPs), schadelijke effecten hebben op de gezondheid van zwemmers en zwembadpersoneel (Jacobs et al., 2007, 2012). Definitieve conclusies over de relatie tussen de voorkomende concentraties van deze stoffen en gezondheidseffecten bij de mens zijn nog niet te trekken, maar men is het er over eens dat DBPs in zijn algemeenheid vanuit gezondheidsoogpunt ongewenst zijn. In het advies van de expertgroep is een aanzet gedaan tot toxicologische normering door het adviseren van maximaal toelaatbare waarden (Appel et al., 2012). Dit advies is door het RIVM verder uitgewerkt en onderbouwd (zie hoofdstuk 9 van het voorliggende rapport).

Ten aanzien van pathogene micro-organismen in zwemwater zijn de eisen aangescherpt, in vergelijking tot het huidige Bhvz. De toegenomen kennis over chloor-resistente micro-organismen, de beschikbaarheid van methoden voor analyse en identificatie van alternatieve micro-organismen die duiden op de aanwezigheid van pathogenen en het niet langer gedetailleerd voorschrijven van specifieke maatregelen om deze pathogene micro-organismen uit zwemwater te verwijderen, zoals zandfilters, liggen hieraan ten grondslag.

In plaats van het voorschrijven van een minimale hoeveelheid suppletiewater, adviseert de expertgroep maximale concentraties van schadelijke en/of ongewenste opgeloste stoffen, die een maat zijn voor de chemische antropologische belasting, zoals ureum en kaliumpermanganaatverbruik. Door te sturen op deze maximale waarden, kan een goede zwemwaterkwaliteit gehandhaafd worden. Daarnaast is de troebelheid van het zwemwater niet alleen van direct belang voor de veiligheid, maar geeft deze ook de mate van badbelasting in relatie tot het rendement van de filtratie aan. Door het stellen van een eis aan deze parameter is het mogelijk voor degelijk ontworpen installaties om een hogere badbelasting te verwerken.

Het voorliggende rapport bevat voor alle parameters een advies voor een door houder of laboratorium te gebruiken en door de overheid voor te schrijven analysemethode, met als doel een zo goed mogelijke standaardisatie van analyses resulterend in meetwaarden die met elkaar te vergelijken zijn. Deze adviezen zijn tot stand gekomen door discussies met verschillende experts met ruime praktijkervaring, daar waar mogelijk onderbouwd met wetenschappelijke literatuur. Paragraaf 2.2 geeft een algemene toelichting op Tabel 1, terwijl in paragraaf 2.3 voor elke parameter de geadviseerde methode nader wordt uitgewerkt en toegelicht.

Ten opzichte van de tabel met parameters en normwaarden zoals gerapporteerd door Appel et al. (2012), wijken de normwaarden voor bromaat en trichlooramine af en is ozon als parameter toegevoegd als gevolg van de door het RIVM in het kader van de huidige rapportage uitgevoerde onderbouwing en blootstellingsschatting. Ook de normwaarde voor Legionella is aangepast, omdat het RIVM adviseert voor deze parameter de normwaarde te stellen naar analogie met de Nederlandse drinkwaterwetgeving.

Tabel 1 Advies monitoringsparameters voor circulatiebaden

Te bepalen parameter	Norm	Locatie	Houder	Laboratorium	Advies analysemethode
A) Desinfectiemiddel					
Vrij beschikbaar chloor, binnenbaden	$0,5 \leq \text{VBC} \leq 1,5$ mg/L	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7393-2:2000
Vrij beschikbaar chloor, buitenbaden	$0,5 \leq \text{VBC} \leq 3,0$ mg/L	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7393-2:2000
Ozon in lucht, binnenbaden	$120 \mu\text{g}/\text{m}^3$	slechtste	n.v.t.	1 keer/kwartaal	EN 14625:2005
B) Desinfectiebijproducten					
Gebonden beschikbaar chloor	$\leq 0,50$ mg/L	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7393-2:2000
Trichlooramine in lucht, binnenbaden	$200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ streefwaarde $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ maximum	slechtste	n.v.t.	1 keer/kwartaal	INRS analysemethode 007/V01.01
Chloraat	< 30 mg/L	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN-EN-ISO 10304-4:1999
Bromaat	$\leq 100 \mu\text{g}/\text{L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN-EN-ISO 15061:2001
Σ THMs (als CHCl_3)	$\leq 50 \mu\text{g}/\text{L}$	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN-EN-ISO 15680:2003
C) Microbiologische antropogene belasting					
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	$< 1 / 100$ mL	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 16266:2008
intestinale enterococcon (IE)	$< 1 / 100$ mL	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7899-2:2000
sporen van sulfietreducerende Clostridia (SSRC)	$< 1 / 100$ mL	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-ISO 6461-2:1993
<i>Staphylococcus aureus</i>	$< 1 / 100$ mL	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 6888-1:1999
D) Chemische antropogene belasting					
Ureum	$\leq 2,0$ mg/L	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN 6494:1984
Nitraat	≤ 50 mg/L	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN 6604:2007 NEN-EN-ISO 7890-3:1999 NEN-EN-ISO 10304-1:2009 NEN-EN-ISO 13395:1997
KMnO ₄ -verbruik	$\leq 3,0$ mg/L O ₂	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 8467:1995
Troebelheid	$\leq 0,50$ FTE	elk bassin	n.v.t.	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 7027:2000
E) Efficiëntie desinfectie (Hygiëne hulpparameters)					
Zuurgraad (pH)	$7,30 \pm 0,30$	hoofdbad	3 keer /dag	1 keer/maand	NEN-EN-ISO 10523:2012
Waterstofcarbonaat	≥ 40 mg/L	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN 6531: 1986 NEN-EN-ISO 9963-1:1996 NEN-EN-ISO 9963-2:1996
F) Doorzicht					
Doorzicht	bodem	elk bassin	3 keer /dag	1 keer/maand	organoleptisch NEN 6606: 2009
G) Indicatoren regulier					
Chloride	≤ 800 mg/L ¹	hoofdbad	n.v.t.	1 keer/maand	NEN 6604:2007 NEN-EN-ISO 7890-3:1999 NEN-EN-ISO 10304-1:2009
Legionella	< 100 kve /L	hoofdbad en plaatsen waar aerosolen gevormd worden	n.v.t.	1 keer/kwartaal	NEN 6265: 2007

¹ geldt niet bij zoutwaterbaden of toepassing van zoutelektrolyse

2.2 Algemene toelichting op Tabel 1

Voor alle parameters, met uitzondering van trichlooramine en ozon in lucht, dient een monster genomen te worden op de slechtst doorstroomde plaats in een bassin; deze wordt bepaald door middel van een kleurproef conform NEN-EN 15288-2:2008 Zwembaden - Deel 2: Veiligheidseisen voor beheer.

Ten aanzien van alle parameters geldt dat monsternamen met de in Tabel 1 aangegeven frequentie plaatsvindt, zonder voorafgaande kennisgeving en in verschillende maanden op verschillende tijdstippen gedurende de openingsuren, maar altijd ten minste een uur na opening van het zwembad. Van seizoensgebonden buitenbaden worden alleen monsters genomen gedurende de periode van opening. Wanneer door de houder meerdere monsters per dag worden genomen, dient dit één keer voor de opening van het bad en twee keer verspreid gedurende de openingstijd te gebeuren. Met betrekking tot trichlooramine kan extra onderzoek uitgevoerd worden bij klachten t.a.v. chloorlucht en de daarmee samenhangende symptomen.

Voor de parameters trichlooramine en ozon in lucht vindt monsternamen plaats op de plek welke geacht wordt de slechtste te zijn in de zwemhal, d.w.z. de plek met de meeste waterbeweging, de plek waar de meeste chloorlucht wordt waargenomen of de zijde waar de lucht naar buiten wordt afgevoerd; monsternamen wordt gedurende minimaal 1 uur op een hoogte van 1,5 m boven het wateroppervlak uitgevoerd.

2.3 Geadviseerde methoden per parameter

2.3.1 *Vrij Beschikbaar Chloor*

Het huidige Bhvz schrijft NEN 6480:1982 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 7393-2:2000 Water - Bepaling van het vrije chloorgehalte en het totale chloorgehalte - Deel 2: Colorimetrische methode met gebruik van N,N-diethyl-1,4-phenylenediamine, voor routine controledoeleinden.

Opmerking:

Nagenoeg alle laboratoria gebruiken een fotometer met DPD-1 en DPD-3 tabletten of vloeibare producten. Deze methode komt het beste overeen met NEN-EN-ISO 7393-2:2000. De methode volgens NEN-EN-ISO 7393-2 is het meest geschikt als veldmethode.

In de machinekamers van de badinrichtingen worden elektroden gebruikt voor de analyse van vrij chloor en incidenteel totaal chloor. Ook zijn er diverse monitoringsystemen in de handel ter vervanging van de dagelijkse handmatige metingen door het zwembadpersoneel, voor zover bekend op basis van elektroden of vloeibaar DPD-reagens. Het zwembadpersoneel gebruikt voor de handmatige metingen eenvoudige fotometers met DPD-1 en DPD-3 tabletten.

De methode conform NEN-EN-ISO 7393-2 zou als referentiemethode kunnen worden vastgesteld.

Alle afgeleide methoden gehanteerd door zwembadpersoneel of monitoringsystemen zouden hieraan gelijkwaardig moeten zijn. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl).

2.3.2 *Ozon (in lucht)*

Advies:

EN 14625:2005 Ambient air quality — Standard method for the measurement of the concentration of ozone by ultraviolet photometry.

Opmerking:

Voor ozonmeting in lucht geeft de Europese Richtlijn 2008/50/EG voor buitenluchtkwaliteit (EU, 2008) als referentiemethode EN 14625:2005 'Ambient air quality — Standard method for the measurement of the concentration of ozone by ultraviolet photometry' of een gelijkwaardige methode. Dit komt overeen met een US-EPA aanbeveling in een Code of Federal Regulations (40CFR chapter I, subchapter C, part 50; www.ecfr.gov). De UV-fotometrische methode is in de praktijk veruit de meest gebruikte. Voor meting van ozon in arbeidsruimten en andere ruimten zijn ozonmeters gebaseerd op UV-absorptie commercieel verkrijgbaar. US-EPA houdt een lijst bij van monitoren die als gelijkwaardig met de federaal erkende meetmethoden beschouwd worden (<http://www.epa.gov/ttnamti1/files/ambient/criteria/reference-equivalent-methods-list.pdf>).

2.3.3 Gebonden Beschikbaar Chloor

Advies:

NEN-EN-ISO 7393-2:2000 Water - Bepaling van het vrije chloorgehalte en het totale chloorgehalte - Deel 2: Colorimetrische methode met gebruik van N,N-diethyl-1,4-phenylenediamine, voor routine controledoeleinden.

Opmerking:

Hiervoor geldt hetzelfde normvoorschrift als voor vrij beschikbaar chloor, waarbij geldt: totaal beschikbaar chloor minus vrij beschikbaar chloor is gebonden beschikbaar chloor. Meestal wordt een afgeleide van NEN-EN-ISO 7393-2:2000 toegepast.

2.3.4 Trichlooramine (in lucht)

Advies:

In Europa wordt doorgaans de Franse analysemethode van het INRS gevolgd; analysemethode 007/V01.01 (Héry et al., 1995).

2.3.5 Chloraat

Advies:

NEN-EN-ISO 10304-4:1999 Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 4: Bepaling van het gehalte aan chloraat, chloride en chloriet in water met een lichte verontreiniging.

2.3.6 Bromaat

Advies:

NEN-EN-ISO 15061:2001 Water - Bepaling van opgelost bromaat - Methode met vloeistofchromatografie van ionen.

2.3.7 Trihalomethanen (THMs)

Advies:

NEN-EN-ISO 15680:2003 Water - Gaschromatografische bepaling van een aantal monocyclische aromatische koolwaterstoffen, naftaleen en verscheidene gechloreerde verbindingen met 'purge-and-trap' en thermische desorptie.

2.3.8 *Pseudomonas aeruginosa*

Het huidige Bhvz schrijft NEN 6573:1987 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 16266:2008 Water - Detectie en telling van *Pseudomonas aeruginosa* - Methode met membraanfiltratie (CN-agar).

2.3.9 Intestinale enterococchen

Advies:

NEN-EN-ISO 7899-2:2000 Water - Detectie en telling van enterococchen - Deel 2: Membraanfiltratiemethode

Opmerking:

De onderste analysegrens van de MPN-methode conform NEN-EN-ISO 7899-1:2000 ligt te laag voor zwembadwater, dat wil zeggen dat de methode niet gevoelig genoeg is.

2.3.10 Sporen van sulfietreducerende clostridia

Het huidige Bhvz schrijft NEN 6567:1985 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-ISO 6461-2:1993 Water - Detectie en enumeratie van de sporen van sulfietreducerende anaeroben (clostridia) - Deel 2: Methode door middel van membraanfiltratie.

Opmerking:

NEN-ISO 6461-2 is het beste te vergelijken met veelgebruikte methode volgens NEN 6567. NEN 6567 is echter ingetrokken. Het verschil tussen deze twee normen is het gebruik van een filter met een kleinere poriëgrootte (0.22 µm t.o.v. 0.45 µm) in NEN-ISO 6461-2 en de pasteurisatietemperatuur. In NEN-ISO 6461-2 wordt het monster gepasteuriseerd bij (75 ± 5) °C gedurende 15 min. In NEN 6567 wordt het monster 30 min bij (70 ± 1) °C gepasteuriseerd.

2.3.11 *Staphylococcus aureus*

Advies:

NEN-EN-ISO 6888-1:1999 Microbiologie van voedingsmiddelen en diervoeders - Horizontale methode voor de bepaling van coagulase positieve staphylococci (*Staphylococcus aureus* en andere soorten) - Deel 1: Methode met behulp van het Baird-Parker medium.

Opmerking:

Deel 2 en 3 van deze NEN-EN-ISO zijn minder geschikt voor gechloreerd water.

De toepassing van moderne chromogene media is voor deze parameter een optie. Bijvoorbeeld Chromagar CSA. Voor deze of andere chromogene media dient dan wel gelijkwaardigheid aan NEN-EN-ISO 6888-1 aangetoond te worden. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl).

2.3.12 *Ureum*

Het huidige Bhvz schrijft NEN 6494:1984 voor; deze norm is nog steeds actief.

Advies:

NEN 6494:1984 Water - Enzymatische bepaling van het gehalte aan ureum in zwemwater.

Opmerking:

Naar mening van sommige experts is deze methode verouderd en dient een methode te worden genormeerd waarbij ureum enzymatisch wordt omgezet naar ammonium en vervolgens ammonium wordt geanalyseerd, bijvoorbeeld door middel van een fotometrische methode met een segmented flow analyser. Door geaccrediteerde laboratoria is gelijkwaardigheid van deze methode te accrediteren. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl). Het is wenselijk deze methode te normeren.

2.3.13 *Nitraat*

Advies:

NEN 6604:2007 Water- Bepaling van het gehalte aan ammonium, nitraat, nitriet, chloride, ortho-fosfaat, sulfaat en silicaat met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie.

Opmerking:

Het toepassingsgebied van NEN 6604 omvat grondwater, drinkwater, oppervlaktewater, afvalwater, eluaten en ketelwater. De matrix zwemwater lijkt geen probleem. Nagenoeg alle drinkwaterlaboratoria gebruiken de discreetanalyser.

Een mogelijk alternatief is NEN-EN-ISO 7890-3 'Water - Bepaling van het gehalte aan nitraat - Deel 3: Spectrometrische methode met zwavelsalicylzuur'. Met deze methode is echter weinig tot geen ervaring.

Een ander mogelijk alternatief is NEN-EN-ISO 10304-1:2009 'Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 1: Bepaling van bromide, chloride, fluoride, nitraat, nitriet, fosfaat en sulfaat' of NEN-EN-ISO 13395:1997 'Water - Bepaling van het stikstofgehalte in de vorm van nitriet en in de vorm van nitraat en de som van beide met doorstroomanalyse (CFA en FIA) en spectrometrische detectie'.

2.3.14 *KMNO₄-verbruik*

Het huidige Bhvz schrijft NEN-EN-ISO 8467:1995 voor; deze norm is nog steeds actief.

Advies:

NEN-EN-ISO 8467:1995 Water - Bepaling van de permanganaatindex.

Opmerking:

Een beperking van NEN-EN-ISO 8467 is dat deze methode toepasbaar is voor zwemwater met maximaal 300 mg/L chloride. Zwemwater met een hoger gehalte aan chloride dient verdund te worden, waardoor ook de rapportage grens met deze verdunningsfactor wordt verhoogd. Bij hoge chloridegehalten kan daardoor de rapportagegrens boven de norm komen. Impliciet vraagt deze methode dus ook om een chloride analyse. In veel badinrichtingen is het chloride gehalte hoger dan 300 mg/L.

Een alternatief is een fotometrische methode met een 'segmented flow analyser'. Door geaccrediteerde laboratoria is gelijkwaardigheid van deze methode te accrediteren. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl). Het is wenselijk deze methode te normeren.

2.3.15 Troebelheid

Het huidige Bhvz schrijft NEN-ISO 7027:1994 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 7027:2000 Water - Bepaling van de troebelheid.

Opmerking:

De kwantitatieve methode via bepaling van diffuse straling dient toegepast te worden.

2.3.16 Zuurgraad

Het huidige Bhvz schrijft NEN 6411:1981 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN-EN-ISO 10523:2012 Water - Bepaling van de pH.

Opmerking:

Het zwembadpersoneel gebruikt voor de handmatige pH-metingen eenvoudige fotometers met fenolrood tabletten. Deze bepalingen dienen aantoonbaar gelijkwaardig te zijn aan de bepaling conform NEN-EN-ISO 10523. Voor het begrip 'gelijkwaardigheid' zie RvA document T001 Toepassing van begrippen 'eigen methode', 'conform' en 'gelijkwaardig aan' (www.rva.nl).

2.3.17 Waterstofcarbonaat

Advies:

NEN 6531:1986 Water - Titrimetrische bepaling van het gehalte aan waterstofcarbonaat in water met een pH lager dan of gelijk aan 8,35.

Opmerking:

De methoden conform NEN-EN-ISO 9963-1 'Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 1: Bepaling van de totale en de samengestelde alkaliniteit' en NEN-EN-ISO 9963-2 'Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 2: Bepaling van de carbonaataalkaliniteit' zijn mogelijke alternatieven.

2.3.18 Doorzicht

Advies:

NEN 6606:2009 Water - Bepaling van de doorzichtigdiepte met behulp van een schijf volgens Secchi.

Opmerking:

Het doorzicht kan tevens organoleptisch worden vastgesteld. De richtlijn is dat de bodem van de bassins zichtbaar dient te zijn.

2.3.19 Chloride

Advies:

NEN 6604:2007 Water- Bepaling van het gehalte aan ammonium, nitraat, nitriet, chloride, ortho-fosfaat, sulfaat en silicaat met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie.

Opmerking:

Het toepassingsgebied van NEN 6604 omvat grondwater, drinkwater, oppervlaktewater, afvalwater, eluaten en ketelwater. De matrix zwemwater lijkt geen probleem. Nagenoeg alle drinkwaterlaboratoria gebruikende de discreetanalyser.

Een mogelijk alternatief is NEN-EN-ISO 10304-1:2009 'Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 1: Bepaling van bromide, chloride, fluoride, nitraat, nitriet, fosfaat en sulfaat'.

2.3.20 Legionella

Het huidige Bhvz schrijft NEN 6265:1991 voor; deze norm is ingetrokken.

Advies:

NEN 6265:2007 Water - Detectie en telling van Legionella.

Opmerking:

Een alternatief is de methode conform NEN-EN-ISO 11731-2: 2008 'Water - Detectie en telling van Legionella - Deel 2: Directe membraanfiltratiemethode voor water met een laag bacteriegehalte'.

Het advies is echter de methode conform NEN 6265 te gebruiken, naar analogie met de drinkwaterwetgeving, en te filteren alvorens uit te strijken op een voedingsbodem. Direct uitstrijken van een monster op een selectieve plaat wordt afgeraden omdat dit ten koste gaat van de detectielimiet. Deze is na filtratie 100 kve/L en zonder filtratie slechts 5000 kve/L (indien 2 platen worden beënt, zoals beschreven in NEN6265)

Aanvullend advies m.b.t. Legionella door RIVM experts naar aanleiding van additionele vragen van IenM.

- < 1 per 1 ml is hetzelfde als < 1000 per liter
- er wordt geadviseerd om de normwaarde te stellen op < 100 kve per liter naar analogie met de drinkwaterwet
- monstername heeft slechts een indicatorfunctie. Vanwege spreiding in de analysemethode en fluctuaties in legionella-aantallen is een negatief resultaat nooit een garantie voor afwezigheid van legionella. De nadruk zou daarom moeten liggen op juist aanleggen en beheer van de installaties. Vier maal meten geeft altijd een nauwkeuriger beeld dan twee keer meten over de legionella-status van de installatie. Dit is echter ook een economische afweging.
- monsterpunten zoals voorgesteld (bij aerosol-vormende elementen en bij uitlaatbuffer/filter) lijken een zinvolle aanvulling op meten bij uitlaat van elk bassin
- analyse uitvoeren volgens NEN 6265: 2007 of een gelijkwaardige methode. Niet met NEN 6254: 2012, omdat deze slechts gericht is op detectie van *L. pneumophila*, terwijl de norm gebaseerd is op Legionella species (of in analogie met de drinkwaterwet, op de 21 legionella soorten die ziekte kunnen veroorzaken)
- advies om bij het opstellen van een norm duidelijk te zijn over het doel van de norm: is de norm gericht op gezondheidsrisico dan kan deze gelden voor alleen de meest ziekmakende legionella-soorten (zoals *L. pneumophila*). Is de norm gericht op aantonen van installaties waar de condities voor legionella-groei gunstig zijn dan zou deze moeten gelden voor alle legionella-soorten. De voorkeur gaat uit naar de laatste keus, omdat de norm alleen dan een preventieve functie heeft (met het voorkomen van legionella-groei in een installatie voorkom je uiteindelijk ook groei van ziekmakende soorten).

CONCEPT

3 Parameters voor zwembijvers

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, parameterwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in zwembijvers.

3.1 Definities

Voor een goed begrip dient duidelijk onderscheid gemaakt te worden tussen *zwembijvers* en *natuurbaden*.

Zwembijvers

Zwembijvers zijn kunstmatig aangelegde ecosystemen waarin men de omstandigheden van natuurlijke wateren nabootst. Zwembijvers zijn speciaal voor zwemmen aangelegd. Het water in zwembijvers staat niet in contact met de onderliggende bodem. Zwembijvers hebben een gebruiksdeel, waarin gezwommen wordt, en een zuiveringsdeel, waarin het water behandeld wordt met gebruik van een helofytenfilter en eventuele andere methoden. Er worden gedefinieerde eisen aan de waterkwaliteit gesteld; de waterbehandeling is geheel of voor het grootste deel biologisch.

Natuurbaden

Natuurbaden zijn eenduidig begrensde zwemplaatsen die bestaan uit een voor zwemmen geschikt en omschreven deel van een oppervlaktewater dat is aangewezen om te zwemmen (een officiële zwemlocatie conform de Europese Zwemwaterrichtlijn) en het daarbij behorende landoppervlak. Karakteristieke voorzieningen zoals kleedruimten, duikfaciliteiten en glijbanen zijn aanwezig.

3.2 Waterkwaliteit in zwembijvers

De waterkwaliteit in zwembijvers moet doorlopend bewaakt worden. Wanneer niet aan de geformuleerde eisen voldaan kan worden doordat grenswaarden worden overschreden of niet bereikt, dienen de oorzaken te worden vastgesteld en dienen maatregelen te worden genomen. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de kwaliteit van het water in het deel van de zwembijver waarin gezwommen wordt (bassin), het water dat gebruikt wordt om het systeem te vullen of bij te vullen (vulwater) en het water dat de zwembijver voedt (behandeld water).

- bassin: het water in het gebruiksdeel van de zwembijver, d.w.z. het water waarin gezwommen wordt
- vulwater: het water dat voor de eerste vulling en navulling (eventueel na voorbehandeling) gebruikt wordt, bijvoorbeeld voor het opvangen van verlies door verdamping, waterafvoer door zwemmers of om te koelen
- behandeld water: het water dat alleen onmiddellijk na de biologische waterbehandeling gebruikt wordt om het bassin te voeden

Het vulwater dient te voldoen aan de microbiologische en chemische kwaliteitseisen van Nederlands drinkwater (Drinkwaterbesluit 2011; wetten.overheid.nl/BWBR0030111). Voor het bassin en het behandelde water zijn kwaliteitseisen opgenomen in Tabel 2. De normwaarden in Tabel 2 zijn voor alle parameters, met uitzondering van de microbiologische parameters, richtwaarden; voor de microbiologische parameters zijn de aangegeven normwaarden maximale waarden.

3.2.1 *Noten m.b.t. vulwater*

Voor een aantal chemische parameters zijn de in Tabel 2 opgenomen normwaarden afwijkend van de eisen die aan drinkwater worden gesteld. Het kan overwogen worden om voor deze parameters de drinkwatereisen op te nemen: ammonium $\leq 0,2$ mg/L, nitraat ≤ 50 mg/L.

De eis voor waterstofcarbonaat in drinkwater is ≥ 60 mg/L. Er zal in regio's met zacht water (Veluwe en Utrechtse Heuvelrug) zeker drinkwater zijn met een concentratie lager dan 122 mg/L. In dergelijke gevallen kan alleen een filtratiestap over bijvoorbeeld marmer de hardheid verhogen om te voldoen aan de eis die aan water in zwembijvers gesteld wordt.

3.2.2 *Monsterneming*

Voor monsterneming uit zwembadwater en conservering van de genomen monsters worden de volgende normen aanbevolen:

- monsterneming: NEN 6600-3:2010 - Water - Monsterneming - Deel 3: Zwembadwater
- monsterneming fytoplankton: raadpleeg bijlage 2 van het blauwalgenprotocol 2012 (www.helpdeskwater.nl)
- conservering: NEN-EN-ISO 5667-3:2012 Water - Monsterneming - Deel 3: Conservering en behandeling van watermonsters

CONCEPT

Tabel 2 Advies monitoringsparameters voor zwemvijvers

parameter	water	normwaarde	meet-frequentie	tijdstip monstername	analysemethode
fysische parameters					
zuurstofverzadiging	bassin	80 – 120 %	dagelijks	ochtend	NEN-ISO 5813:1993 NEN-ISO 5814:2012
doorzicht ¹	bassin	tot op de bodem	continu	tijdens toezicht	NEN 6606:2009 organoleptisch
watertemperatuur ²	bassin	≤ 25 °C	3 x per dag	ochtend, mid- dag, avond	NEN 6414:2008
kleur en geur	bassin	geen abnormale veranderingen	dagelijks		organoleptisch
chemische parameters					
ammonium	bassin behandeld water	≤ 0,3 mg/L ≤ 0,1 mg/L	maandelijks	ochtend	NEN-ISO 7150-1:2002 NEN-ISO 5664:2004 NEN-EN-ISO 11732:2005 NEN 6604:2007 NEN 6646:2006
totaal fosfor	bassin behandeld water	≤ 0,01 mg/L	maandelijks	ochtend	NEN-EN-ISO 6878:2004 NEN-EN-ISO 15681-1:2005 NEN-EN-ISO 15681-2:2005 NEN-EN-ISO 11885:2009 NEN-EN-ISO 17294-2:2004
hardheid	bassin behandeld water	≥ 1,0 mmol/L ≥ 5,6 °dH	maandelijks	ochtend	NEN-ISO 6059:2005
geleidbaarheid	bassin behandeld water	200 – ≤ 1000 µS/cm bij 25 °C			NEN 6535:1986 NEN-ISO 7888:1994
nitraat	bassin behandeld water	≤ 30 mg/L	maandelijks	ochtend	NEN 6604:2007 NEN-EN-ISO 10304-1:2009 NEN-EN-ISO 13395:1997
zuurgraad ³	bassin behandeld water	6,0 – 8,5	dagelijks	ochtend	NEN-EN-ISO 10523:2012
waterstofcarbonaat K _s 4,3	bassin behandeld water	≥ 2 mmol/L	maandelijks	ochtend	NEN-EN-ISO 9963-1:1996 NEN-EN-ISO 9963-2:1996
biologische parameters					
vissen ⁴	alle	afwezig	maandelijks/ jaarlijks		visueel NEN-EN 14011:2003
watervogels en ratten ⁵	alle	afwezig	dagelijks		visueel
slakken ⁶	bassin	afwezig	wekelijks		visueel
fytoplankton ⁷	bassin	≤ 1 mm ³ /L 100 µg/L	maandelijks	ochtend	NEN-EN 15204:2006 NEN 6520:2006
microbiologische parameters					
<i>Escherichia coli</i>	bassin	≤ 100 kve/100 ml	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 9308-1:2000 NEN-EN-ISO 9308-3:1999
intestinale enterococci	bassin	≤ 50 kve/100 ml	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 7899-1:1998 NEN-EN-ISO 7899-2:2000
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	bassin	≤ 10 kve/100 ml	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 16266:2008
Legionella ⁸	bassin	< 100 kve /L	wekelijks	middag	NEN 6265: 2007
<i>Staphylococcus aureus</i>	bassin	< 1 / 100 mL	wekelijks	middag	NEN-EN-ISO 6888-1:1999

1. minstens 1,80 m; 2. watertemperatuur tot 28 °C gedurende 5 dagen toegestaan, bij watertemperatuur > 23 °C geen technische verwarming van het water toegestaan; 3. bij wijze van uitzondering tot pH 9,0; 4. geen vissen uitzetten, aanwezige vissen zo veel mogelijk verwijderen; 5. gerichte maatregelen om deze dieren op een afstand te houden gewenst; 6. in het zwemgedeelte dient de slakkenpopulatie zo klein mogelijk gehouden te worden; bij massale ontwikkeling is mechanische verwijdering noodzakelijk; beoordeling van april tot en met oktober; 7. dient hoofdzakelijk uit groenalgen (*Chlorophyta*), kieselalgen (*Bacillariophyceae*) en bruin-groenalgen (*Cryptophyceae*) te bestaan; cyanobacteriën mogen slechts als begeleidende soorten voorkomen; de waarde 100 µg/l chlorofyl-a is de normwaarde voor oppervlaktewater; 8. alleen routinematige controle bij technische verwarming van het water

3.3 Algemene toelichting op Tabel 2

De in Tabel 2 opgenomen waterkwaliteitsparameters zijn veelal afkomstig uit 'Richtlinien für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von Freibädern mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- und Badeteiche) (FLL, 2011). Toetsing heeft plaatsgevonden door diverse experts van RIVM, C-Mark, Omegam-Water, Aqualab Zuid, de NEN-normcommissies Microbiologische parameters, Anorganische parameters en Ecologie en aan Vlarem II (LNE, 2009).

3.4 Toelichting chemische parameters

Vanuit organisch gebonden stikstof kan ammonium gevormd worden. In een nitrificatieproces kan ammonium omgezet worden in nitriet en vervolgens in nitraat, waaruit stikstofgas kan ontstaan. Het nitrificatieproces kost zuurstof en heeft invloed op het zuurstofgehalte van het water. Bij vorming van stikstofgas kan zuurstofarm water ontstaan. Dit is schadelijk voor veel leven in het water en brengt het ecosysteem in gevaar. Te veel nitraat in het water is, bij inslikken, schadelijk voor de mens (WHO, 2011).

Fosfor komt in het milieu meestal als fosfaat voor; een te hoge concentratie fosfaat bevordert de algenbloei in water. Te veel fosfaat in het water kan bij mensen die dit inslikken nierproblemen en osteoporose veroorzaken (WHO, 2011).

Water met een hoge hardheid heeft voor zover bekend geen nadelige gezondheidseffecten. Water met een te lage hardheid bevat erg weinig calcium en magnesium (mineralen) waardoor het makkelijker stoffen oplost uit leidingmaterialen, waaronder bijvoorbeeld giftige stoffen en zware metalen (WHO, 2011). Behalve voor gebruikers, zou dit nadelig kunnen zijn voor het biosysteem van de zwemvijver.

Te hoge waarden van bovengenoemde stoffen worden in drinkwater zelden aangetroffen; de niveaus die in drinkwater worden gevonden zijn niet schadelijk voor de gezondheid (WHO, 2011).

De buffercapaciteit van het water bepaalt de mate waarin het water schommelingen in de zuurgraad kan opvangen. Zowel hoge als een lage pH-waarden kunnen ongunstige effecten hebben op het leven in het water en de gezondheid van de mens, met name op de huid (WHO, 2003).

Wanneer chemische parameters dagelijks gemeten moeten worden, is het aannemelijk dat de houder dit zelf zal doen. In dat geval dient de houder te beschikken over de juiste kennis en apparatuur om dit zelf naar behoren te doen; dat is niet altijd eenvoudig. Het is te overwegen deze parameters daarom wekelijks door een extern laboratorium te laten meten. Een tussenvorm is de houder dagelijks te laten meten én een extern laboratorium wekelijks.

3.5 Toelichting biologische parameters

Vanuit hygiënisch oogpunt is het onwenselijk dat grote aantallen vissen in het water aanwezig zijn; ook vogels en ratten, die ziekteverwekkers in het water kunnen brengen, dienen afwezig te zijn, dan wel tot een minimum (vogels) beperkt te worden. Er is echter geen informatie beschikbaar over praktijksituaties waarin dit ook daadwerkelijk lukt, of juist niet lukt, en wat daarvan de consequenties zijn. De afwezigheid van vissen is moeilijk aan te tonen. Ter controle zou eenmaal per jaar elektrisch gevestigd kunnen worden volgens NEN-EN 14011:2003 Water quality - Sampling of fish with Electricity.

Aangezien zoetwaterslakken (in het bijzonder poelslakken) de tussengastheer zijn van de door watervogels verspreide parasiet *Trichobilharzia*, waarvan de larven bij zwemmers zwemmersjeuk veroorzaken, is het van belang er voor te zorgen dat er in zwemvijvers geen slakken aanwezig zijn. In stilstaand helder water, zoals in zwemvijvers aanwezig, gedijen slakken uitstekend en de aanwezigheid van waterplanten, zij het in de waterbehandelingszone, creëert bovendien een habitat waarin zij voedsel en een plaats om eitjes af te zetten vinden. Wanneer zoetwaterslakken worden aangetroffen die behoren tot de soorten die als gastheer voor *Trichobilharzia* kunnen optreden, is het raadzaam de slakken en/of het water in de zwemvijver te onderzoeken op de aanwezigheid van de parasiet (Schets et al., 2010).

Zoöplankton speelt een belangrijke rol bij de biologische zuivering van het water. Door filtratie verzamelt het zoöplankton voedsel, dat uit bacteriën en algen bestaat. Wanneer veel verschillende soorten en veel individuen aanwezig zijn, is de bijdrage aan de zuivering groter dan wanneer de soortensamenstelling relatief arm is en er weinig individuen aanwezig zijn. Het is van belang het zoöplankton, evenals het fytoplankton, regelmatig te controleren, omdat dit inzicht geeft in het

functioneren van de biologische waterzuivering. Eisen aan de zoöplankton-samenstelling kunnen echter niet gesteld worden (Anonymous, 2010; FLL, 2011).

In plaats van het tellen van fytoplankton, kan het gehalte aan chlorofyl-a worden vastgesteld. De in de tabel opgenomen normwaarde is de normwaarde voor oppervlaktewater (algemeen en met functie bereiding van drinkwater); voor oppervlaktewater met als functie zwemwater bestaat geen norm voor chlorofyl-a. Wel bestaat een normwaarde van 25 µg/L als streefwaarde voor de Goede Ecologische Toestand in ondiepe meren als doelstelling in de Kaderrichtlijn Water (EU, 2000).

3.6 Toelichting microbiologische parameters

De eisen met betrekking tot de fecale indicator parameters zijn strenger dan die uit de Europese Zwemwaterrichtlijn (EU, 2006). Zij stroken echter wel met verschillende epidemiologische studies naar de relatie tussen fecale verontreiniging van zwemwater en maag-darmklachten bij zwemmers. In zwemvijvers zijn de baders vrijwel de enige bron van fecale verontreiniging en ziekteverwekkers. Geïnfecteerde zwemmers kunnen hoge aantallen ziekteverwekkers uitscheiden, en het is bekend dat de aantallen fecale indicatoren niet altijd de aantallen ziekteverwekkers reflecteren (Schets et al., 2011). Het is daarom in deze context verdedigbaar en aan te bevelen dat de eisen strenger zijn dan die aan oppervlaktewater.

Aangezien *Pseudomonas aeruginosa* van nature in allerlei wateren kan voorkomen, kan uitgroeien bij hogere watertemperatuur, en de aanwezigheid van deze bacterie niet wordt aangegeven door de aanwezigheid van de fecale indicatoren, is de parameter zeer relevant. In Duitsland lijkt voor veel zwemvijvers de eis van ≤ 10 kve/100 ml haalbaar op een enkele incidentele uitschieter na (Anonymous, 2003).

De waarde van Legionella als microbiologische parameter in deze systemen is lastig in te schatten. Wanneer er alleen leidingwater aanwezig zou zijn, is er weinig concurrentie voor Legionella en zou bij aanwezigheid van amoeben vermeerdering kunnen optreden. Voor de zwemvijvers geldt echter wel een beperking met betrekking tot de toegestane maximum watertemperatuur. Wanneer een ecosysteem ontstaat waarin verschillende micro-organismen in het water een evenwicht vormen, is de concurrentie voor Legionella (net als dat in oppervlaktewater het geval is) waarschijnlijk te groot. Bij afwezigheid van aerosol-vormende elementen is deze parameter mogelijk eveneens niet relevant. Naar deze parameter in dit soort systemen is nader onderzoek nodig. In de bij de Duitse richtlijn gevoegde onderbouwende publicatie wordt geen aandacht aan Legionella besteed.

Niet in de Duitse richtlijn opgenomen, maar wel van belang is de microbiologische parameter *Staphylococcus aureus*. *S. aureus* komt bij de mens algemeen voor op de huid en in de slijmvliezen in de mond- en keelholte. *S. aureus* is ziekteverwekkend voor de mens en de aanwezigheid van deze bacterie in zwemwater duidt rechtstreeks een gezondheidsrisico voor de zwemmer aan (WHO, 2006). *S. aureus* komt vooral voor in de bovenste laag van zwemwater. Gezondheidsklachten door aanwezigheid van *S. aureus* in zwemwater worden vooral geassocieerd met een hoge badbelasting. Wanneer *S. aureus* wordt aangetroffen, was er op het moment van monsternamen mogelijk sprake van een te hoge (momentane en/ of voorafgaande) badbelasting in combinatie met een daartoe ontoereikende waterzuivering.

3.7 Geadviseerde methoden per parameter

3.7.1 Fysische parameters

- NEN-ISO 5813:1993 Water - Bepaling van het gehalte aan opgeloste zuurstof - Iodometrische methode.
- NEN-EN-ISO 5814:2012 Water - Bepaling van het gehalte aan opgeloste zuurstof - Elektrochemische methode.

Opmerking:

De methode voor zuurstofverzadiging volgens ISO/DIS 17289:2013 en - Water - Bepaling van opgeloste zuurstof - Optische sensormethode zal door Nederland worden overgenomen zodra deze norm definitief is.

- NEN 6606:2009 Water - Bepaling van de doorzichtigdiepte met behulp van een schijf volgens Secchi.
- NEN 6414:2008 Water en slib - Bepaling van de temperatuur.

3.7.2 Chemische parameters

- NEN-ISO 7150-1:2002 Water - Bepaling van ammonium - Deel 1: Handmatige spectrometrische methode.
- NEN-ISO 5664:2004 Water - Bepaling van ammonium - Destillatie en titratie methode
- NEN 6604:2007 Water - Bepaling van het gehalte aan ammonium, nitraat, nitriet, chloride, ortho-fosfaat, sulfaat en silicaat met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie.
Opmerking:
Deze NEN wordt in het vierde kwartaal van 2013 vervangen door NEN-EN-ISO 15923-1.
- NEN-EN-ISO 11732:2005 Water - Bepaling van ammonium stikstof - Methode voor doorstroomanalyse (CFA en FIA) en spectrometrische detectie.
- NEN 6646:2006 Water - Fotometrische bepaling van het gehalte aan ammoniumstikstof en van de som van de gehalten aan ammoniumstikstof en aan organisch gebonden stikstof volgens Kjeldahl met behulp van een doorstroomanalysesysteem.
- NEN-EN-ISO 6878:2004 Water - Bepaling van fosfor - Ammoniummolybdaat spectrometrische methode.
- NEN-EN-ISO 15681-1:2005 Water - Bepaling van het gehalte aan orthofosfaat en het totale gehalte aan fosfor met behulp van doorstroomanalyse (FIA en CFA) - Deel 1: Methode met een doorstroominjectiesysteem (FIA).
- NEN-EN-ISO 15681-2:2005 Water - Bepaling van het gehalte aan orthofosfaat en het totale gehalte aan fosfor met behulp van doorstroomanalyse (FIA en CFA) - Deel 2: Methode met een continu doorstroomanalysesysteem (CFA).
- NEN-EN-ISO 11885:2009 Water - Bepaling van geselecteerde elementen met atomaire-emissiespectrometrie met inductief gekoppeld plasma (ICP-AES).
- NEN-EN-ISO 17294-2:2004 Water - Toepassing van massaspectrometrie met inductief gekoppelde plasma (ICP-MS) - Deel 2: Bepaling van 62 elementen.
- NEN-ISO 6059:2005 Water - Bepaling van de som van calcium en magnesium - EDTA titrimetrische methode (hardheid).
- NEN 6535:1986 Water - Berekening of schatting van de ionensterkte (geleidbaarheid).
- NEN-ISO 7888:1994 Water - Bepaling van het elektrisch geleidingsvermogen.
- NEN 6604:2007 Water - Bepaling van het gehalte aan ammonium, nitraat, nitriet, chloride, ortho-fosfaat, sulfaat en silicaat met een discreet analysesysteem en spectrofotometrische detectie.
- NEN-EN-ISO 10304-1:2009 Water - Bepaling van opgeloste anionen met vloeistofionchromatografie - Deel 1: Bepaling van bromide, chloride, fluoride, nitraat, nitriet, fosfaat en sulfaat.
- NEN-EN-ISO 13395:1997 Water - Bepaling van het stikstofgehalte in de vorm van nitriet en in de vorm van nitraat en de som van beide met doorstroomanalyse (CFA en FIA) en spectrometrische detectie.
- NEN-EN-ISO 10523:2012 Water - Bepaling van de pH (zuurgraad).
- NEN-EN-ISO 9963-1:1996 Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 1: Bepaling van de totale en de samengestelde alkaliniteit.
- NEN-EN-ISO 9963-2:1996 Water - Bepaling van de alkaliniteit - Deel 2: Bepaling van de carbonaatakaliniteit.

3.7.3 Biologische parameters

- NEN-EN 15204:2006 Kwaliteit van water - Richtlijn voor het tellen van fytoplankton met behulp van omgekeerde microscopie (Utermöhl-techniek)
- NEN 6520:2006 Water - Spectrofotometrische bepaling van het gehalte aan chlorofyl-a.
- NEN-EN 14011:2003 Water quality - Sampling of fish with electricity.

3.7.4 Microbiologische parameters

- NEN-EN-ISO 9308-1:2000 Water - Detectie en enumeratie van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep - Deel 1: Methode met membraanfiltratie.

- NEN-EN-ISO 9308-3:1999 Water - Bepaling en enumeratie van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep in oppervlaktewater en afvalwater - Deel 3: Geminiaturiseerde methode (meest waarschijnlijke aantal) door enting in een vloeibaar medium.
- NEN-EN-ISO 7899-1:1998 Water - Detectie en telling van enterococci - Deel 1: Geminiaturiseerde methode (meest waarschijnlijke aantal) voor oppervlaktewater en afvalwater.
- NEN-EN-ISO 7899-2:2000 Water - Detectie en telling van enterococci - Deel 2: Membranfiltratiemethode.
- NEN-EN-ISO 16266:2008 Water - Detectie en telling van *Pseudomonas aeruginosa* - Methode met membranfiltratie. (CN-agar)
- NEN 6265:2007 Water - Detectie en telling van Legionella.

CONCEPT

4 Parameters voor peuterspeelbaden

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, parameterwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in peuterspeelbaden.

4.1 Definities

Onder peuterspeelbaden wordt hier verstaan: kleine baden met een geringe waterdiepte (0.1 – 0.5 m) ingericht om in te spelen of baden, met een harde bodem die niet in contact staat met de onderliggende natuurlijke bodem (aarde), bijvoorbeeld een betonnen bak. Deze baden worden gevuld met water, maar staan niet in verbinding met oppervlaktewater. Ze zijn vaak te vinden in de stedelijke omgeving, bijvoorbeeld in parken of woonwijken. Het betreft locaties waar geen van de aanwezige bassins dieper is dan 0,5 m.

Opmerking

Onder de term '(peuter)speelvijver' of 'waterspeelplaats' is een aantal ondiepe zwemlocaties in oppervlaktewater opgenomen in de lijst van officiële Nederlandse zwemlocaties. Deze zwemlocaties dienen te voldoen aan de eisen uit de Europese Zwemwaterrichtlijn (EU, 2006).

4.2 Achtergrond

Peuterspeelbaden kunnen snel verontreinigd raken doordat ze een relatief klein watervolume hebben en een relatief hoge belasting. Daarnaast zal het regelmatig voorkomen dat kleine kinderen er in urineren en vuil inbrengen vanuit de omgeving, zoals gras en aarde. Wanneer om wat voor reden dan ook de hygiënische kwaliteit niet gewaarborgd kan worden, dient de beheerder het peuterspeelbad te sluiten. Honden en andere dieren mogen geen toegang hebben tot peuterspeelbaden en hun directe omgeving (bijv. grasweide).

4.3 Adviezen ten aanzien van peuterspeelbaden

4.3.1 *Peuterspeelbaden die dagelijks gelegeerd worden*

Peuterspeelbaden die dagelijks gelegeerd worden, dienen eveneens dagelijks gereinigd te worden. Zij dienen gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Bij gebruik van water anders dan Nederlands drinkwater (bijv. water uit een zelfstandige collectieve voorziening of 'eigen winning') dient eens per jaar aangetoond te worden dat de kwaliteit overeenkomt met die van Nederlands drinkwater. Wanneer er geen circulatie is en niet wordt gedesinfecteerd, dienen periodiek (zie 4.3.4 voor frequentie) de microbiologische parameters (Tabel 1, sectie C) gemeten te worden. De meetwaarden dienen te voldoen aan de in de Tabel 1 gestelde eisen.

4.3.2 *Peuterspeelbaden zonder recirculatie, met continue verversing, die niet dagelijks gelegeerd worden*

Peuterspeelbaden zonder recirculatie met continue verversing met drinkwater, al dan niet in combinatie met chloordosering, dienen te worden gecontroleerd zoals peuterspeelbaden die dagelijks gelegeerd worden.

Wanneer geen chloordosering plaatsvindt, betreft de controle alleen de microbiologische parameters (Tabel 1, sectie C); bij chloordosering dienen eveneens de desinfectieparameters VBC en zuurgraad (Tabel 1, sectie A en E) gemeten te worden. De meetwaarden dienen te voldoen aan de in Tabel 1 gestelde eisen.

4.3.3 *Peuterspeelbaden met recirculatie en waterbehandeling, die niet dagelijks gelegeerd worden*

Op peuterspeelbaden waarin het water wordt behandeld en recirculeert, zijn de kwaliteitseisen die ook gelden voor conventionele gechloorde buitenzwembaden van toepassing (Tabel 1); ozon en trichlooramine in lucht en THMs hoeven niet gemeten te worden, chloraat en bromaat wel. GBC hoeft niet gemeten te worden omdat dit overeenkomstig het GBC in conventionele buitenbaden laag zal zijn door afbraak door UV uit zonlicht.

4.3.4 Controlefrequentie

Aangezien openstelling en belasting van peuterbaden samenhangen met de weersomstandigheden dient voor de controlefrequentie van alle peuterbaden uitgegaan te worden van het volgende:

- bemonstering dient na 12.00 uitgevoerd te worden i.v.m. geringe belasting in de ochtenduren; slechts in de schoolvakanties mag ook in de ochtenduren bemonsterd worden; monsters dienen gedurende het seizoen gevarieerd over de (mid)dag genomen te worden
- controles dienen uitgevoerd te worden wanneer het bad voor het eerst gevuld wordt, en daarna als volgt:
 - frequentie onderzoek minimaal 1x per maand wanneer de buitentemperatuur gedurende 3 opeenvolgende dagen ≥ 20 °C is en het bad is opengesteld
 - frequentie onderzoek minimaal 1x per week wanneer de buitentemperatuur gedurende 3 opeenvolgende dagen ≥ 25 °C is en het bad is opengesteld
 - bij aanwezigheid van aerosolvormende elementen en een buitentemperatuur gedurende 3 opeenvolgende dagen van ≥ 25 °C, dient controle op de aanwezigheid van Legionella plaats te vinden, conform de eisen in sectie G in Tabel
 - wanneer een flexibele planning van het onderzoek, gestuurd door de buitentemperatuur, niet mogelijk is, dient elke twee weken onderzoek uitgevoerd te worden, gedurende de periode dat het bad is opengesteld

5 Parameters voor baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, parameterwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt.

5.1 Definitie

Baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, meestal door één persoon, maar soms door enkele personen tegelijkertijd, zijn bijvoorbeeld voetenbaden, dompelbaden, kruidenbaden, kleine whirlpools en therapeutische baden.

5.2 Adviezen ten aanzien van baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt

Dergelijke baden dienen kort voor gebruik gevuld te worden met drinkwater dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Na gebruik dient het bad leeggemaakt te worden, waarna het wordt gereinigd en gedesinfecteerd, nagespoeld met drinkwater en gedroogd. Het bad mag niet vochtig of met een laagje water erin blijven staan als het buiten gebruik is. De verplichting om het bad na gebruik (en voor het volgende gebruik) te legen, te reinigen en te desinfecteren, na te spoelen met drinkwater en te drogen, geldt ook voor baden die met water anders dan Nederlands drinkwater worden gevuld.

Indien het bad gevuld wordt met water uit een zelfstandige collectieve voorziening of eigen winning, dient de houder eens per jaar aan te tonen dat dit dezelfde kwaliteit heeft als Nederlands drinkwater. Water in baden voor eenmalig gebruik die worden gevuld met gechloord zwembadwater dient gecontroleerd te worden conform en te voldoen aan de eisen voor conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1).

Wanneer het water in baden voor eenmalig gebruik wordt gedesinfecteerd dienen maandelijks de microbiologische parameters die gelden voor conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1, sectie C) en de parameters VBC (Tabel 1, sectie A), zuurgraad (Tabel 1, sectie E) en troebelheid (Tabel 1, sectie D) gemeten te worden. De waterkwaliteit dient aan de in Tabel 1 gestelde eisen te voldoen. Echter voor troebelheid geldt de eis die aan Nederlands drinkwater wordt gesteld (≤ 4 FTU).

Wanneer het water niet wordt gedesinfecteerd dienen 1x per maand de microbiologische parameters (Tabel 1, sectie C) en de troebelheid (Tabel 1, sectie D) gemeten te worden en dient de waterkwaliteit aan de gestelde eisen te voldoen. Dergelijke metingen geven inzicht in het schoonmaakregime. Bij niet voldoen aan de eisen dient de onderzoeksfrequentie verhoogd te worden, bijvoorbeeld naar 1x per week. De toezichthouder dient dit te regelen.

Indien baden voor eenmalig gebruik worden belucht, dient controle op de aanwezigheid van Legionella uitgevoerd te worden zoals in conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1, sectie G).

6 Parameters voor floating tanks

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, parameterwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in floating tanks.

6.1 Definitie

Floating tanks zijn donkere, gesloten baden, voor één of twee personen, gevuld met water dat is verzadigd met magnesium sulfaat (Epsom-zout) of natuurlijke zouten, bijvoorbeeld uit de Dode Zee. Het water in deze baden wordt door meerdere personen na elkaar gebruikt. Deze baden zijn bedoeld voor psychotherapeutische behandelingen. Epsom-zout heeft enige anti-bacteriologische eigenschappen, maar de dosering van desinfectantia wordt meestal uitgevoerd zoals voor whirlpools.

6.2 Adviezen ten aanzien van floating tanks

De floating tanks dienen gevuld te worden met water dat voldoet aan de eisen voor Nederlands drinkwater. Het water in de floating tanks dient gedesinfecteerd te worden. De waterkwaliteit in floating tanks dient gecontroleerd te worden conform Tabel 1 en te voldoen aan de eisen die aan de parameters gesteld worden. De parameter kaliumpermanganaat-verbruik (Tabel 1, sectie D) is echter niet bruikbaar omdat de aanwezigheid van hoge concentraties zout de analyse onmogelijk maakt. In het zoute water is ureum al bij aanvang aanwezig en daarom dient in deze baden de toename van de hoeveelheid ureum gemeten te worden. Deze mag niet te groot zijn (toename < 2 mg/L, maximale absolute toename ten opzichte van de startsituatie). In aanwezigheid van waterstofperoxide is de parameter kaliumpermanganaat-verbruik niet bruikbaar en de parameter ureum niet relevant.

Gedurende de eerste drie maanden na opstarten dienen verschillende parameters dagelijks (temperatuur, doorzicht) of wekelijks (ureum, zuurgraad, troebelheid, *Pseudomonas aeruginosa*, waterstofperoxide (indien aanwezig)) gemeten te worden om te kunnen zien of de installatie optimaal functioneert, daarna kan worden overgegaan op de maandelijkse meetfrequentie conform Tabel 1 (InfoMil. 2010).

Floating tanks waarin het water niet wordt gedesinfecteerd worden niet toegestaan.

Onderzoek heeft aangetoond dat gebruik van chloorverbindingen nevenreacties geeft, met geur- en reukproblemen tot gevolg (Reuß et al., 2011). Dit heeft geleid tot de keuze voor gebruik van waterstofperoxide. De combinatie van het toepassen van chloorverbindingen en waterstofperoxide is om chemische redenen niet verstandig: de ene stof neutraliseert de andere.

In de praktijk wordt de combinatie waterstofperoxide en UV toegepast, echter alleen als een bad niet in gebruik is. Het primaire doel is oxidatie ('advanced oxidation'). Bij in gebruik zijn van een bad moet worden aangetoond dat er geen waterstofperoxide meer aanwezig is.

Het water in de floating tanks dient regelmatig verversd te worden om ophoping en indikking van debris te voorkomen. Hiervoor kan gekozen worden voor een vaste frequentie, of na een vast aantal gebruikers. Ook kan door middel van onderzoek vastgesteld worden of ophoping en indikking hebben plaatsgevonden en kan op basis van de uitkomsten het water al dan niet verversd worden.

7 Parameters voor 'bronbaden'

Dit hoofdstuk beschrijft de parameters, parameterwaarden, meetfrequenties en analysemethoden voor onderzoek en waarborging van de waterkwaliteit in 'bronbaden'.

7.1 Definitie

Baden die in de spreektaal worden aangeduid met 'bronbaden' zijn baden die gevuld zijn met water uit zelfstandige collectieve watervoorzieningen of 'eigen winningen'. Dit water dient te voldoen aan de eisen die aan Nederlands drinkwater worden gesteld. Hiertoe dient een meetprogramma opgesteld en uitgevoerd te worden conform tabel IIIa of IIIb in Bijlage 3 behorend bij de artikelen 10 en 11 van de Drinkwaterregeling (<http://wetten.overheid.nl/BWR0030152>).

7.2 Adviezen ten aanzien van 'bronbaden'

Wanneer water uit 'eigen winning' wordt gebruikt voor het (bij)vullen (suppletie) van conventionele gechloorde zwembaden, dienen deze te voldoen aan dezelfde eisen als conventionele gechloorde zwembaden (Tabel 1). Wanneer natuurlijke eigenschappen van het water het voldoen aan bepaalde eisen onmogelijk maken, maar geen consequenties hebben voor de volksgezondheid, zijn afwijkingen dan wel ontheffingen mogelijk. Dit is maatwerk. Ontheffingen op grond van gezondheidsbevorderende eigenschappen (balneologie) welke niet in parameters te vangen zijn, dienen per situatie afgewogen te worden.

CONCEPT

8 Aanvullende adviezen en gesignaleerde knelpunten

Tijdens de overleggen met experts zijn voor de in de voorgaande paragrafen besproken typen baden verschillende discussiepunten gesignaleerd, waarvoor geen consensus is bereikt of die vanwege tijdgebrek niet voldoende zijn uitgediscussieerd. Deze punten verdienen wel aandacht en zijn derhalve in dit hoofdstuk opgenomen.

- Peuterspeelbaden
 - het al dan niet toestaan van gebruik van cyaanuurzuur; dit wordt in de praktijk nu wel gebruikt
 - het al dan niet meten van chemische parameters; in de praktijk worden de baden niet altijd dagelijks gelegeerd en/of niet op de juiste wijze gereinigd; met chemische analyses kan hierop controle plaatsvinden
 - de houder/eigenaar is verantwoordelijk is voor de afstemming van de monstername in relatie tot de buitentemperatuur; wie bewaakt dit? controleert de wettelijke toezichthouder achteraf of de frequentie in overeenstemming is geweest met de weeromstandigheden?
- Baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt
 - al dan niet opnemen wat er met het gebruikte water moet gebeuren: het kan naar het riool worden afgevoerd (voor kruidenbaden bestaat hiertoe de voorkeur) of worden afgevoerd naar een bufferkelder van een zwembadbehandelingsinstallatie en hergebruikt worden
 - het al dan niet meten van chlooraat en bromaat; bij gebruik van chloor zouden deze parameters gemeten moeten worden; het analysepakket wordt (te) zwaar in relatie tot het risico; bij openbare baden is een relatie te leggen met de chlooraatgehalten van andere bassins: als daar geen problemen zijn, zal dat in deze baden ook zo zijn
- Floating tanks
 - Voor alle baden worden normen en voorschriften opgesteld gebaseerd op desinfectie met chloorverbindingen op basis van onderchlorigzuur en hypochloriet. Is het toestaan van waterstofperoxide-uv voor floating tanks wel consequent? Andere manieren van desinfecteren toestaan past echter wel in een doelenwetgeving.
 - Het is onduidelijk of de toepassing van waterstofperoxide in floating tanks wettelijk is toegelaten. Het 'Werkboek Bhvz meldt in de verzie van 28-05-2010: "De branche vraagt nog een toelatingsnummer aan...".
 - Het water in de floating tanks dient regelmatig verversd te worden om ophoping en indikking te voorkomen. Hiervoor kan gekozen worden voor een vaste frequentie, of na een vast aantal gebruikers. Ook kan door middel van onderzoek vastgesteld worden of ophoping en indikking hebben plaatsgevonden en kan op basis van de uitkomsten het water al dan niet verversd worden. Frequenties en /of gebruikersaantallen zijn nog niet bediscussieerd.
- Bronbaden
 - in dit typen baden kunnen snel THMs en andere DBPs ontstaan, waardoor niet aan de eisen uit de Tabel voldaan kan worden, mogelijk resulterend in sluiting
 - wanneer water uit 'eigen winning' alleen gebruikt wordt voor suppletie van het zwembad, wordt onderzoek conform genoemde tabel IIIa wel erg uitgebreid en kostbaar. Nu hebben deze baden daar een eenmalig analysepakket en een jaarlijks beperkt pakket voor dat in 1986 door Centrilab is opgesteld en door Vrom is goedgekeurd. Mogelijk kan dit pakket (na enige aanpassing) in deze situaties gebruikt worden.

Daarnaast zijn typen baden geïdentificeerd waarvoor mogelijk ook regelgeving gewenst is.

- Spray parks, splash parks, bedriegertjes
 - behandelen zoals peuterspeelbaden; inclusief altijd controle Legionella (risico van deze waterpartijen is bekend)
- Speelplaatsen in de natuur
 - worden gevuld met slootwater of ander oppervlaktewater en staan daarmee in verbinding
 - eisen aan oppervlaktewater niet van toepassing, want vulwater is vaak geen officiële zwemlocatie en natuurlijke processen die in oppervlaktewater plaatsvinden, gebeuren hier niet of veel minder
 - risico van deze waterpartijen is onbekend, maar problemen komen voor (bijv. Den Haag); inventarisatie van risico's en omvang daarvan is gewenst, alsook vaststellen relevante parameters
- Zoutwaterbassins
 - worden gevuld met drinkwater (of water uit eigen winning) waaraan zout wordt toegevoegd; zijn baden met conventionele waterbehandeling
 - normale parameters zijn niet-duidelijk (mogelijk vervangende parameters nodig) en worden snel overschreden; overschrijdingen zijn vanuit gezondheidskundig perspectief relevant
 - deze baden zouden met betrekking tot de te analyseren parameters behandeld kunnen worden als floating tanks; dan is aanpassing van de beschrijving/definitie van floating tanks nodig
 - mogelijk aanpassingen nodig voor de parameters chloride, kaliumpermanganaat-verbinding en ureum
- Badens voor meermalig gebruik, bijv. in hotelkamers:
 - badens voor meermalig gebruik zonder enige waterbehandeling zijn niet bekend
 - badens voor meermalig gebruik moeten wel waterbehandeling hebben, anders zou er een bak met troebel water staan
 - badens in hotelkamers zonder waterbehandeling worden dagelijks gelegegd (en horen behandeld te worden als badens waarin het water eenmalig wordt gebruikt)

Ten aanzien van de toets frequentie en herleidbaarheid zijn opgemerkt:

- bij onvoldoende waterkwaliteit (i.e. niet voldoen aan de voor het betreffende type bad gestelde eisen) moet de meetfrequentie omhoog; regelen door toezichthouder
- voor alle typen overige badens geldt dat alle handelingen met betrekking tot schoonmaak, desinfectie en waterbehandeling of -verversing in een logboek moeten worden vastgelegd
- als er standardeisen zijn voor het bewaren van dergelijke logboeken, dan moeten die ook voor deze typen badens gelden (en als ze er niet zijn, dan moeten ze er komen)

9 Normstelling voor desinfectiebijproducten in zwemwater

9.1 Inleiding

Het Ministerie van IenM bereidt nieuwe zwemwaterwetgeving voor. De beoogde nieuwe wet is een doelenwet, wat inhoudt dat de te bereiken doelen worden omschreven waarbij zo weinig mogelijk middelen (maatregelen) worden voorgeschreven om dat doel te bereiken. De in de bestaande wet voorgeschreven procestechnologische stappen worden losgelaten; er worden kwaliteitseisen voorgeschreven voor water en lucht, met daarnaast de verplichting tot uitvoering van een risicoanalyse en daarop gebaseerde beheersmaatregelen. Een centraal uitgangspunt daarbij is dat de veiligheid van zwemmers en andere aanwezigen in het zwembad gegarandeerd dient te zijn.

Een belangrijk middel daartoe is desinfectie van het zwemwater met als doel een adequate microbiologische kwaliteit van het water te bewerkstelligen en te handhaven tijdens het gebruik van het zwembad door bezoekers. De gebruikte desinfectiemiddelen vormen door chemische reacties met stoffen in het zwemwater echter desinfectiebijproducten (DBPs). Deze DBPs hebben vaak toxische eigenschappen en kunnen zodoende schadelijk zijn voor de gezondheid van zwemmers en personeel. Omdat sinds de invoering van de huidige wetgeving met betrekking van DBP's veel nieuwe kennis beschikbaar is gekomen, wordt ten opzichte van de bestaande wetgeving aanvullende normstelling overwogen. Dit sluit aan bij ontwikkelingen in ons omringende landen.

Het doel van dergelijke normstelling is om de schadelijke gezondheidseffecten door DBPs te minimaliseren zonder daarbij het doel van adequate desinfectie in gevaar te brengen. Als deel van het voorbereidingstraject voor de beoogde nieuwe wetgeving heeft de Werkgroep BoZt een advies uitgebracht aan het Ministerie van IenM (Appel et al., 2012). In dit 'Advies expertgroep Veilig en Gezond Zwemmen in de nieuwe wetgeving' is op voorlopige basis gerapporteerd over normen van de geselecteerde DBPs. Het ministerie van IenM heeft het RIVM in 2013 gevraagd aanvullend te adviseren over normstelling in de beoogde nieuwe wetgeving, daarbij uitgaand van de voorlopige voorstellen. Deze aanvullende advisering is gericht op onderbouwde voorstellen voor normen voor DBPs. Conform de keuze door Appel et al. (2012) wordt in de huidige rapportage uitgegaan van desinfectie met chloorverbindingen op basis van onderchlorig zuur en hypochloriet. De reden hiervoor is dat in de praktijk deze middelen in veruit de meeste (semi-)publieke badinrichtingen worden gebruikt. Eventuele DBPs gevormd tijdens desinfectie met andere desinfectiemiddelen vallen buiten het bestek van dit advies.

In de afgelopen decennia is steeds meer wetenschappelijk onderzoek over chloor-gerelateerde DBPs beschikbaar gekomen. In eerste instantie ging het hier om onderzoek gericht op DBPs in drinkwater maar gaandeweg is er ook aandacht gekomen voor vorming van DBPs in zwemwater. Voor zwemwater is belangrijk dat als gevolg van de aanwezigheid van zwemmers additioneel organisch materiaal in het water terecht komt dat als precursor kan fungeren voor DBPs. Dit maakt dat DBP-niveaus in zwemwater hoger kunnen zijn dan in drinkwater.

De meeste DBPs zijn van organische aard maar ook enkele anorganische DBPs komen voor (chloriet, chloraat, bromaat). Veel organische DBPs hebben toxische eigenschappen maar ook de anorganische DBPs zijn vanuit gezondheidsoogpunt van belang.

Van het totale mengsel aan organische DBPs, zoals in wisselende concentraties aangetroffen in zwemwater, is tot op heden slechts een deel chemisch geïdentificeerd. Het gaat voornamelijk om verbindingen die chloor of broom bevatten, de zogenaamde gehalogeneerde verbindingen. Chrobok, (2003) vermeldt dat van het totaal aan gehalogeneerde verbindingen in zwemwater rond 20% uit trihalomethanen (THMs) bestaat, rond 13% uit gehalogeneerde azijnzuren, 2% uit haloacetonitrillen, 1,5% uit chloralhydraat en 1% uit cyaanchloride. Meer dan 60% is onbekend. Het aantal gevormde DBPs is groot tot zeer groot. Richardson et al. (2010) identificeerden bij metingen in Spaanse binnenbaden meer dan 100 verschillende organische DBPs. In drinkwater zijn 600 verschillende DBPs bekend (REF toevoegen). Naast de aanwezigheid van DBPs in het zwemwater, moet ook rekening gehouden worden met DBP-concentraties in de lucht. Trichlooramine is een belangrijk DBP in lucht, zo tonen metingen aan. Het complexe beeld voor wat

betreft de verschillende DBPs wordt nog eens versterkt door de waarschijnlijk aanzienlijke variatie in concentraties tussen verschillende badinrichtingen en, waarschijnlijk in mindere mate, binnen één en dezelfde badinrichting. Tal van factoren zijn van invloed, zoals het aantal bezoekers en hun gedrag met betrekking tot hygiëne en verblijfsduur, karakteristieken van het invoerwater, mate van waterverversing, concentratie actief chloor, temperatuur, instraling van zonlicht (buitenbaden), en ventilatie. Dit alles maakt dat volledige kwantitatieve risicobeoordeling voor DBPs niet mogelijk is en dat pragmatische keuzes onontkoombaar zijn wanneer het gaat om regulering van DBPs in zwemwater.

Conform Appel et al. (2012) worden met het oog op normstelling in de voorgenomen nieuwe zwemwaterwetgeving de volgende DBPs als prioritair beschouwd: THMs, trichlooramine, bromaat en chloraat. Deze selectie is een pragmatische keuze op basis van de huidige kennis over DBPs. Ook is rekening gehouden met normstelling in omliggende Europese landen. Daarnaast verdient ozon aandacht, gezien de mogelijke gezondheidsproblemen die gebruik ervan oplevert voor zwembadbezoekers en –personeel.

9.2 Concentraties DBPs in badinrichtingen

9.2.1 Trihalomethanen

De trihalomethanen zijn de bekendste DBPs, die ook toxicologisch uitgebreid onderzocht zijn. Deze groep bestaat uit trichloormethaan (chloroform), broomdichloormethaan (BDCM), dibroomchloormethaan (DBCM) en tribroommethaan (bromoform). In met onderchlorig zuur en hypochloriet behandelde zwembaden is chloroform duidelijk de belangrijkste component, die in de hoogste concentraties aanwezig is. Wanneer in het toevoerwater bromide aanwezig is, kan de bromoform-concentratie verhoogd zijn. Wanneer desinfectie wordt uitgevoerd met broomhoudende desinfectiemiddelen neemt bromoform de dominante positie van chloroform over.

Over concentraties van chloroform en andere THM's in het water in Nederlandse badinrichtingen zijn slechts beperkte gegevens beschikbaar. In de periode 2009-2012 werden in enkele binnenbaden in Nederland (wedstrijdbaden, recreatiebaden) chloroformconcentraties gemeten van 2,4 tot 42 µg/liter. De corresponderende BDCM-concentraties lagen tussen 0,7 en 7,1 µg/liter. De concentraties DBCM en bromoform waren duidelijk lager (respectievelijk <0,05-4,1 en 0,05-1,4 µg/liter) (persoonlijke mededeling G. Hulshof, 31-05-2013). Bijlage 1 toont gemeten concentraties in gechloreerde binnenbaden zoals gemeten in enkele andere landen. In overeenstemming met de beschikbare Nederlandse data blijkt uit deze bijlage dat chloroform beschouwd kan worden als de dominante verbinding, met broomdichloormethaan als tweede in concentratieniveau. De concentraties van de beide andere THMs zijn laag (DBCM) tot zeer laag (bromoform). Bromoform zal echter verhoogd zijn als bromide aanwezig is in het toevoerwater van het zwembad. De beschikbare metingen voor Duitsland wijzen op een duidelijke trend naar dalende THM-niveaus over de decennia vanaf 1980. De recentste Duitse data in de tabel wijzen op concentraties totaal THMs in binnenbaden rond 20 µg/liter (Chrobok, 2003).

In buitenbaden zijn de THM-concentraties in zwemwater hoger dan in binnenbaden. Dit is een gevolg van de hogere concentraties actief chloor die nodig zijn in buitenbaden vanwege een grotere insleep van verontreinigingen in buitensituaties. Rodriguez et al. (2013) vonden in 39 buitenbaden in de Canadese provincie Québec tijdens de zomerperiode maandgemiddelde totaal THM-concentraties die ongeveer twee keer hoger waren dan in binnenbaden (n=15; gemiddelde 98 µg/liter versus 44 µg/liter; 90-percentiel 181 µg/liter versus 89 µg/liter). De door Chrobok (2003) gerapporteerde data wijzen ook op hogere concentraties THM's in buitenbaden. Het patroon van THMs is buiten hetzelfde als binnen (chloroform dominant, gevolgd door BDCM). Zoals Chrobok (2003) aangeeft, is voor buitenbaden geen trend naar dalende niveaus zichtbaar. De reden daarvoor zou het uitblijven van daarvoor noodzakelijke modernisering in buitenbaden in Duitsland zijn.

THMs zijn vluchtig en vooral in binnenbaden komen verhoogde concentraties in lucht voor. Metingen voor Nederlandse binnenbaden ontbreken. Chrobok (2003) rapporteerde metingen in binnenbaden in Duitsland, met als recentste resultaat (uit 2000) een gemiddelde concentratie totaal THM in lucht op 20 cm boven het wateroppervlak van 93,6 µg/m³ (range 23,9-178,9 µg/m³), bij een gemiddelde concentratie in het zwemwater van 19,6 µg/liter. De gemiddelde

luchtconcentraties op 150 cm boven het wateroppervlak zijn tot ongeveer 30% lager. Metingen in de deelstaat Baden-Württemberg (BMBF, 2003), bevestigen dit relatief geringe verschil. De gerapporteerde concentraties totaal THM in lucht waren gemiddeld 56 µg/m³ (range 15-192 µg/m³), bij concentraties in zwembadwater van 5 tot 32 µg/liter totaal THM (BMBF, 2003). Het is niet bekend hoe representatief deze Duitse metingen zijn voor de situatie in Nederland. Bij elkaar laten de beschikbare metingen zien dat de verdeling van individuele THMs in lucht een afspiegeling is van de verdeling in water (dominantie van chloroform in de meeste situaties). Gezien de situatie in binnenbaden, vooral voor wat betreft variatie in mate van ventilatie, is het aannemelijk dat THM-concentraties in lucht aanzienlijk zullen fluctueren in de tijd.

Hoewel in buitenbaden de THM-concentraties in het zwembadwater hoger zijn dan in binnenbaden, liggen de concentraties in lucht duidelijk lager. De oorzaak hiervoor is verwaaiing en/of verspreiding in de open lucht. Beschikbare metingen uit Duitsland laten boven buitenbaden concentraties totaal THM zien tot rond 15 µg/m³ (gemeten op 20 cm hoogte) (Chrobok, 2003).

9.2.2 Trichlooramine

Jacobs et al. (2007) voerden metingen uit in de lucht van zes binnenbaden in Nederland. Driemaal per dag werd gedurende 2-uursperioden bemonsterd op 150 cm hoogte boven het waterpeil. In één bad werd gedurende 5 dagen gemeten. Met behulp van een model werden de chronische trichlooramine-concentraties geschat. De gemiddelde concentratie was 560 µg/m³ en hoogste concentratie (2-uursgemiddelde) was 1340 µg/m³. Variatie in trichlooramine-concentratie in de tijd was minder dan een factor 2. De geschatte concentraties over langere duur lagen tussen 380 en 1100 µg/m³ met een gemiddelde van 660 µg/m³. In latere 2-uursmetingen in negen binnenbaden (3 achtereenvolgende metingen per dag) vond men wat lagere concentraties in lucht (gemiddeld 210 µg/m³; hoogste gemiddelde dag-concentratie 440 µg/m³; hoogste meetwaarde 780 µg/m³). Rond 90% van de metingen was lager dan 500 µg/m³.

DGUV (2009) deed metingen in meer dan 90 binnenbaden (diverse soorten inclusief schoolbaden, pretzwembaden, therapiebaden) in Duitsland. Ongeveer 95% van de meetwaarden lag beneden 500 µg/m³ (50-percentiel 120 µg/m³, 90-percentiel 370 µg/m³). De concentraties lagen in pretzwembaden iets hoger dan in gewone binnenbaden. De metingen werden uitgevoerd op een hoogte van 150 cm boven de badrand. Metingen op 20 cm hoogte boven het water lieten iets hogere concentraties zien (93% van metingen beneden 500 µg/m³). Metingen op schouderhoogte bij zwembadpersoneel leverden iets lagere concentraties op met een maximum van 450 µg/m³.

Parrat et al. (2012) voerden 24-uursmetingen uit in lucht in 30 Zwitserse binnenbaden gedurende de winterperiode van 2007-2008 en vonden een gemiddelde concentratie van 114 ± 43 µg/m³ (25- en 75-percentiel van respectievelijk 30 en 158 µg/m³). Nordberg et al. (2012) bepaalden trichlooramine in de lucht van 10 Zweedse binnenbaden met een bemonsteringduur van 3 uur. Van alle metingen was de gemiddelde concentratie 210 µg/m³ met een range van 1 tot 770 µg/m³. Fantuzzi et al. (2013) rapporteren meetresultaten voor 20 Italiaanse binnenbaden. Ze bemonsterden gedurende 100 minuten. De gemiddelde concentratie was 650±200 µg/m³ met een range van 200 tot 1020 µg/m³.

9.2.3 Bromaat

Bromaat ontstaat als bromide aanwezig is in het toevoerwater. Actief chloor zorgt voor omzetting van bromide naar bromaat. Toepassing van ozon leidt ook tot vorming van bromaat uit bromide. Vorming van bromaat treedt ook op tijdens elektrolytische productie van hypochloriet als het daarbij gebruikte zout verontreinigd is met bromide.

In Nederland zijn recent metingen gedaan in enkele badinrichtingen door het onderzoeksbureau Labo Derva. De resultaten lieten concentraties zien tot ongeveer 250 µg/liter (persoonlijke mededeling L. Feyen, juni 2013). Strähle (2000) geeft voor binnenbaden in Duitsland gemiddelde bromaat-concentraties in zwembadwater van 0,8 mg/liter (in thermaal-, zout- of zeewaterzwembaden waar ozonering wordt toegepast), 0,4 mg/liter (in drinkwater-gesuppleerde baden met broomdesinfectie) en 0,15 mg/liter (in drinkwater-gesuppleerde baden met chloordesinfectie). Er zijn verder geen gegevens beschikbaar over bromaat-concentraties in zwembadwater.

9.2.4 Chloraat

Chloraat ontstaat door afbraak van hypochloriet. Ook bij gebruik van elektrolyse voor het maken van actief chloor kan chloraat gevormd worden. Concentraties kunnen zich opbouwen omdat chloraat niet verwijderd wordt tijdens de watercirculatie.

Labo Derva heeft in 2012 metingen gedaan in 30 badinrichtingen in Nederland, waarbij de volgende distributie van de chloraat-concentraties werd gevonden (n=1317 metingen) (persoonlijke mededeling L. Feyen, juni 2013):

< 7 mg/liter:	35,69%;
7-20 mg/liter:	27,56%;
20-50 mg/liter:	26,12%;
50-100 mg/liter:	7,37%;
>100 mg/liter:	3,26%.

Dygutsch et al. (2012) geven voor Duitse badinrichtingen iets lagere concentraties dan die in Nederlandse badinrichtingen zijn gemeten: meer dan 90% lag onder 30 mg/liter.

9.3 Toxicologie en toxicologische grenswaarden

Dit hoofdstuk beschrijft in het kort de toxicologische eigenschappen van de geselecteerde DBPs en de toxicologische grenswaarden die op basis van de beschikbare toxicologische informatie zijn vastgesteld door verschillende beoordelingsinstanties. Deze grenswaarden (Tabel 3) zijn bruikbaar als toetsingswaarden bij de normstelling voor zwemwater. Omdat in badinrichtingen ook inhalatoire blootstelling plaatsvindt wordt ook aandacht besteed aan inhalatoire toxiciteit.

Tabel 3 Toxicologische grenswaarden voor DBPs

DBP	Route	Grenswaarde in µg/kg lichaamsgewicht/dag ¹	Toelichting
Chloroform	Oraal	15	Veilige inname
BDCM	Oraal	0,07-0,26	Extra kankerrisiconiveau 10 ⁻⁶ /leven
		7-26	Extra kankerrisiconiveau 10 ⁻⁴ /leven
Trichlooramine	Inhalatie	500 µg/m ³ (maximum)	Toelaatbare maximum concentratie op basis van gezondheidsklachten
		200 µg/m ³ (streefwaarde)	Streefwaarde op basis van gezondheidsklachten
Bromaat	Oraal	0,005	Extra kankerrisiconiveau 10 ⁻⁶ /leven
		0,5	Extra kankerrisiconiveau 10 ⁻⁴ /leven
		0,05	Acceptabele inname vlgs EFSA-methode
Chloraat	Oraal	30	Veilige inname WHO (2005c)
		10	Veilige inname JECFA (2008)

¹ Tenzij anders vermeld

9.3.1 Trihalomethanen (THMs)

De toxicologische eigenschappen van de THMs zijn beoordeeld door diverse (inter)nationale beoordelingsinstanties. Alle THMs zijn beoordeeld door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) in het kader van drinkwaterrichtlijnen (WHO, 2011). Van de beschikbare evaluaties zijn deze het meest actueel en compleet. Het RIVM heeft de toxicologie van chloroform voor het laatst beoordeeld in 2001 (Baars et al., 2001). In Europees verband is voor chloroform een concept Risk Assessment Report (RAR) opgesteld, dat echter nooit afgerond is (EU, 2008).

9.3.2 Chloroform

Met chloroform zijn een groot aantal proefdierstudies uitgevoerd. Deze worden samengevat in documenten van de WHO (WHO, 2004; WHO, 2005a). Studies naar acute effecten wijzen op matige acute toxiciteit. In orale en inhalatoire studies met herhaalde toediening, veroorzaakte chloroform nadelige lever- en nier-effecten; de lever was het meest gevoelig. Voor de orale route

werd een chronisch laagste-effect-niveau afgeleid van 15 mg/kg lichaamsgewicht/dag, afkomstig uit een studie bij honden met 7,5 jaar toediening van chloroform in tandpasta (WHO 2004; WHO, 2005a).

Chloroform is door de IARC (International Agency for Research on Cancer van de WHO) geclassificeerd in Groep 2B, 'mogelijk kankerverwekkend voor de mens' op basis van 'beperkt bewijs' bij de mens en 'voldoende bewijs' bij proefdieren.

In carcinogeniteitsexperimenten bij ratten en muizen veroorzaakte chloroform lever- en nier-tumoren. Op basis van beschikbare mechanistische studies en genotoxiciteitsonderzoek concludeert de WHO (2005a) dat het mechanisme voor deze tumorvorming waarschijnlijk is gebaseerd op cytotoxiciteit in combinatie met verhoogde proliferatie van cellen. Dit betekent dat de dosisresponscurve niet lineair is bij lage doses en dat een drempelwerking aannemelijk is (niet-genotoxisch mechanisme). Ook in andere beoordelingen is deze conclusie getrokken (Baars et al., 2001). Dit betekent dat voor chloroform een veilige waarde afleidbaar is.

De WHO (2004) berekende met een PBPK-model¹ op basis van het laagste-effect-niveau van 15 mg/kg lichaamsgewicht voor levereffecten uit de 7,5-jaar studie bij honden, dat bij de mens een kritische toename in toxische levermetabolieten bereikt wordt bij een orale inname vanaf 12 mg/liter in drinkwater (bij levenslange blootstelling). De overeenkomstige inademingsconcentratie werd berekend op 3,4 mg/m³. Met gebruikmaking van een assessment factor van 25 (2,5 voor interspecies verschillen, 10 voor verschillen in gevoeligheid in de menselijke populatie) berekende de WHO (2004) hieruit een orale veilige waarde voor de algemene bevolking van 15 µg/kg lichaamsgewicht/dag en een inhalatoire veilige concentratie voor de algemene bevolking van 140 µg/m³. Deze beide waarden gelden voor levenslange blootstelling. Beide zijn afgeleid op basis van orale studies.²

De aldus afgeleide inhalatoire veilige waarde houdt geen rekening met lokale effecten in ademhalingswegen. De beschikbare informatie over effecten bij de mens (vrijwilligersstudies met kortdurende toediening van hoge concentraties, klinische ervaringen bij gebruik als anestheticum, oude arbeidstoxicologische studies) wijst niet op een duidelijke potentie van chloroform tot het induceren van dergelijke effecten (US-EPA, 2009). In diverse inhalatiestudies bij ratten zijn echter wel lokale effecten op de luchtwegen waargenomen. De EU-RAR (EU, 2008) leidt voor lokale luchtwegirritatie na herhaalde blootstelling een laagste effectniveau (LOAEL) af van 2 ppm (10 mg/m³) afkomstig uit een 13-wekenstudie bij ratten, met blootstelling gedurende 7 dagen per week. Het waargenomen effect bij deze concentratie was geringe beschadiging van het neusepitheel. Bij hogere testconcentraties waren de effecten ernstiger (dosis-respons aanwezig). Het is bekend dat de mens minder gevoelig is voor dit specifieke effect op het neusepitheel. Daarbij komt dat bij de mens voor chloroform zelfs bij hoge concentraties geen luchtwegeffecten gerapporteerd zijn (WHO, 2004). Een en ander maakt dat bij de voor badinrichtingen gerapporteerde chloroformconcentraties in lucht tot rond 200 µg/m³ de kans op lokale luchtwegeffecten als gering tot zeer gering moet worden geschat.

9.3.3 Broomdichloormethaan (BDCM)

Met broomdichloormethaan (BDCM) zijn diverse orale proefdierstudies uitgevoerd. Deze worden samengevat in een WHO document (WHO, 2005a). In orale studies met herhaalde toediening waren voor BDCM net als voor chloroform de lever en de nieren de doelorganen. Een vergelijkende studie wijst erop dat van de vier broom/chloor THMs, BDCM het meest potent is voor levereffecten (WHO 2005a).

BDCM is door de IARC geclassificeerd in Groep 2B, 'mogelijk kankerverwekkend voor de mens' op basis van 'beperkt bewijs' in de mens en 'voldoende bewijs' in proefdieren.

In carcinogeniteitsexperimenten bij ratten en muizen veroorzaakte BDCM niertumoren (rat en muis), levertumoren (muis) en, in hoge incidenties, tumoren in de dikke darm (rat). De resultaten

¹ PBPK: Physiologically Based Pharmacokinetic. Deze modellen geven een wiskundige beschrijving van het kinetische gedrag van giftige stoffen in het lichaam.

² Merk op dat deze beide grenswaarden bij gelijktijdige blootstelling op geïntegreerde wijze dienen te worden gebruikt, dat wil zeggen door de totale somblootstelling te schatten (interne dosis).

van het genotoxiciteitsonderzoek wijzen op een zwakke genotoxische werking door BDCM. Voor genotoxische carcinogenen wordt in de risicobeoordeling lineair geëxtrapoleerd naar vooraf gekozen kankerrisiconiveaus (maximaal toelaatbaar dan wel verwaarloosbaar). De WHO (2005a) geeft aan dat de tumoren in de dikke darm relevant lijken in het licht van epidemiologische gegevens die wijzen op een verhoogd risico voor darmtumoren door THMs in drinkwater. Voor de darmtumoren in ratten berekende de WHO (2000a) voor BDCM een risico-specifieke dosis van 2,4 µg/kg lichaamsgewicht/dag voor een extra kankerrisico van één op honderdduizend (levenslange blootstelling). De WHO (2005a) geeft op basis van de verschillende tumorsoorten zoals gevonden bij ratten en muizen een range van 0,7-2,6 µg/kg lichaamsgewicht/dag voor één op honderdduizend (levenslange blootstelling).³

Met BDCM zijn geen inhalatoire toxiciteitsexperimenten uitgevoerd. Op basis van de vluchtigheid en de Henry-coëfficiënt van BDCM is enige emissie naar zwembadlucht aannemelijk (maar wel lager dan voor chloroform). Door blootstellingsschatting (zie 9.5 en Bijlage 2) kan de inhalatoire inname van BDCM berekend worden als lichaamsdosis. Specifieke toetsing op mogelijke lokale toxische werking in de luchtwegen (zoals bij chloroform) is niet uitvoerbaar vanwege het ontbreken van inhalatoire toxiciteitsdata voor BDCM.

9.3.4 Dibroomchloormethaan (DBCM)

In orale proefdierstudies (rat, muis) veroorzaakte dibroomchloormethaan (DBCM) net als chloroform en BDCM lever- en nierbeschadiging. In semi-chronische experimenten met ratten en muizen was het hoogste niveau zonder effecten 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag. In studies naar het effect op de reproductie bij muizen waren diverse voortplantingsparameters verlaagd bij toediening van meer dan 171 mg/kg lichaamsgewicht/dag (niveau zonder effect 17 mg/kg lichaamsgewicht/dag). Voor DBCM zijn geen inhalatoire toxiciteitstudies beschikbaar (WHO 2005a). Orale studies naar de carcinogene werking van DBCM lieten geen duidelijke effecten zien. In genotoxiciteitstudies in vitro was DBCM positief (REF toevoegen); de enige in vivo studie was negatief (REF toevoegen). DBCM is door de IARC geclassificeerd in Groep 3, 'niet classificeerbaar'. Op basis van een niveau zonder effecten van 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag in een semi-chronische studie met ratten, leidde de WHO (2005a) een orale grenswaarde af van 21,4 µg/kg lichaamsgewicht/dag.

Voor DBCM zijn geen inhalatoire toxiciteitsexperimenten uitgevoerd. Op basis van de vluchtigheid en de Henry-coëfficiënt van DBCM is geringe emissie naar zwembadlucht aannemelijk (duidelijk lager dan voor chloroform).

9.3.5 Bromoform

In orale proefdierstudies (rat, muis) veroorzaakte bromoform levereffecten. In semi-chronische experimenten met ratten en muizen was het hoogste niveau zonder effecten respectievelijk 25 en 100 mg/kg lichaamsgewicht/dag (WHO 2005a). Genotoxiciteitsstudies wijzen erop dat bromoform mogelijk zwak mutageen is. Uitgevoerde orale studies naar de carcinogene werking leverden beperkt bewijs voor een dergelijke werking (REF toevoegen). IARC classificeerde bromoform op basis van de beschikbare carcinogeniteitsgegevens in Groep 3, 'niet classificeerbaar'. Op basis van een niveau zonder effecten van 25 mg/kg lichaamsgewicht/dag in een semi-chronische studie met ratten, leidde de WHO (2005a) een orale grenswaarde af van 17,9 µg/kg lichaamsgewicht/dag.

Met bromoform zijn geen volwaardige inhalatoire toxiciteitsexperimenten uitgevoerd. Op basis van de vluchtigheid en de Henry-coëfficiënt van DBCM is geringe emissie naar zwembadlucht aannemelijk (duidelijk lager dan voor chloroform).

9.3.6 Trichlooramine

De beschikbare dierexperimentele data voor trichlooramine zijn zeer beperkt. In een semi-chronische orale drinkwaterstudie met ratten veroorzaakte trichlooramine geringe histologische

³ Berekend uit de door de WHO opgegeven drinkwaterconcentraties van 21 tot 77 µg/liter als overeenkomend met een extra kankerrisico van één op honderdduizend (uitgaand van 60 kg lichaamsgewicht en een drinkwaterinname van 2 liter per dag).

effecten in nieren en schildklier (geen effect meer bij 0,23 mg/kg lichaamsgewicht/dag) (Nakai et al. 2000). Inhalatoire dierproeven met herhaalde blootstelling ontbreken.

Voor trichlooramine zijn relatief veel humane gegevens beschikbaar. In diverse epidemiologische cross-sectionele studies is verband gelegd tussen trichlooramine-concentraties in lucht in binnenbaden en het voorkomen van luchtwegklachten bij badpersoneel en baders. In Nederland is dergelijk onderzoek uitgevoerd door Jacobs et al. (2007). Zij vonden een concentratie-afhankelijk verhoogd voorkomen van luchtwegklachten en astma-gerelateerde klachten bij zwembadpersoneel in badinrichtingen waarin concentraties van 130 tot 1340 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gemeten werden. Andere studies wijzen op een verhoogde permeabiliteit van het longepitheel, mogelijk leidend tot ontstekingsreacties en een verhoogd sensibilisatierisico (REF toevoegen). Specifieke groepen waarvoor dit onderzocht is, zijn sportzwemmers en zeer jonge kinderen. Dergelijke onderzoeken hebben ook een verband gelegd tussen het bezoek aan gechloreerde zwembaden en dergelijke klachten (dus niet direct gerelateerd aan trichlooramine) (REF toevoegen). Het bewijsmateriaal voor het bestaan van een oorzakelijk verband met inductie van astma is beperkt, zodat een eenduidige conclusie nog niet te trekken is. De potentie van trichlooramine om andere luchtwegklachten, zoals irritatie, te veroorzaken staat minder ter discussie hoewel ook daarover de gegevens slechts een beperkt beeld geven van de concentratie-effect relatie (REF toevoegen).

Hery et al. (1995) voerden een onderzoek uit bij 13 binnenbaden en vonden een correlatie van de trichlooramineconcentratie in lucht met klachten bij het personeel van irritatie van ogen en luchtwegen. Vanaf 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ werden de eerste klachten gemeld, terwijl boven 700 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ alle geïnterviewde personen klaagden over irritatie. Op basis van hun resultaten schatten zij een "comfort-niveau" van 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Bonvallet et al. (2009) publiceerden een review van alle beschikbare studies. Zij komen tot een laagste-effect-niveau van 355 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gedurende 45 minuten voor long-specifieke eiwitten (als maat voor permeabiliteit van longepitheel) bij sportzwemmers. Zij stellen extrapolatiefactoren voor van 10 voor gevoelige groepen en 10 voor het gebruik van een effectniveau in plaats van een niveau zonder effecten. Aldus komen zij tot een voorgestelde grenswaarde van 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Recentere studies zijn gerapporteerd door Parrat et al. (2012), Nordberg et al. (2012) en Fantuzzi et al. (2013). Parrat et al. (2012) voerden een cross-sectionele studie uit bij 184 werknemers van 30 Zwitserse binnenbaden. De werknemers vulden vragenlijst in over het voorkomen van luchtwegklachten en werden vervolgens vergeleken met een controlegroep van 71 personen. De onderzoekspopulatie werd ingedeeld in drie concentratiegroepen: $50 \pm 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $150 \pm 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en $360 \pm 110 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Odds ratio's voor neusirritatie waren significant verhoogd bij de groep met de hoogste concentratie. Odds ratio's voor oogirritatie waren significant verhoogd bij de laagste en de hoogste concentratiegroep. De auteurs concluderen dat hun resultaten erop wijzen dat een verhoogd risico voor irritatieklachten al aanwezig is bij 200 tot 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Fantuzzi et al. (2013) voerden een vergelijkbare studie uit bij 20 Italiaanse binnenbaden. Zij vonden verhoogde frequenties van oog- en neusklachten bij zwembadpersoneel ($n=128$) bij concentraties $\geq 500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Nordberg et al. (2012) inventariseerden het voorkomen van respiratoire symptomen en astma bij een cohort zwembadpersoneel ($n=1741$) en vonden verhoogde odds ratio's voor astma en klachten van slijmvliezen en luchtwegen. De gemiddelde concentratie in de desbetreffende badinrichtingen was 210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ met een range van 1 tot 770 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Dezelfde onderzoekers voerden bovendien een vrijwilligersstudie uit met een groep gezonde proefpersonen ($n=37$) en een groep zwembadpersoneel ($n=14$). De vrijwilligers deden een inspanningstest van 2 uur in een binnenbadomgeving waarin de gemiddelde concentratie trichlooramine respectievelijk (achtereenvolgens?) 230 en 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ bedroeg. Voor beide groepen vonden de onderzoekers een gering effect in een longfunctietest (FEV). Twee biomarkers voor longepitheelpermeabiliteit lieten geen eenduidig effect zien.

Bovenstaande gegevens geven een incompleet beeld van de concentratie-effect-relatie voor de inhalatoire toxiciteit van trichlooramine voor de mens. De laagste concentratie waarbij zich nog effecten voordoen is niet eenduidig vast te stellen. Het onderzoek van Parrat et al. (2012) suggereert dat bij 200 tot 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ al irritatieklachten kunnen optreden. Andere onderzoeken geven aan dat dergelijke klachten pas bij hogere concentraties te verwachten zijn. Op informele basis is in het verleden meestal als gezondheidsrichtwaarde de door Hery et al. (1995) aanbevolen

500 µg/m³ gehanteerd. Alles overziend ligt de aanbeveling voor de hand dat vanuit het oogpunt van gezondheidsbescherming de trichlooramine-concentraties in lucht in badinrichtingen bij voorkeur zo laag mogelijk dienen te zijn. In een recente beoordeling door het Duitse Umweltbundesamt (UBA, 2011) wordt geconcludeerd dat een grenswaarde niet afleidbaar is en wordt op pragmatische gronden aangesloten bij de in Zwitserland voorgestelde luchtnorm van 200 µg/m³. Voor de nieuwe zwemwaterwet wordt voorgesteld om 500 µg/m³ aan te houden als maximum en de lagere waarde van 200 µg/m³ als streefwaarde te hanteren. Deze waarden representeren een pragmatische keuze op grond van de beschikbare informatie.

9.3.7 Bromaat

Kaliumbromaat werd in het verleden gebruikt als meelverbeteraar, maar dit gebruik is sinds 1990 niet meer geoorloofd in de EU vanwege de carcinogene eigenschappen van de stof. In de uitgevoerde proefdierstudies is bromaat toxisch gebleken voor de nieren. Beperkte gegevens voor de mens wijzen ook hier op niertoxische potentie. In dierproeven waarbij ratten chronisch werden blootgesteld aan bromaat, had bromaat een carcinogene werking in diverse organen. In diverse drinkwaterstudies met ratten werden tumoren in nieren, schildklier en buikvlies (mesotheliomen) waargenomen (RIVM, 1992; US-EPA, 2001; WHO, 2005b; OEHHA, 2009).

Kaliumbromaat is door de IARC geclassificeerd in Groep 2B, 'mogelijk kankerverwekkend voor de mens' op basis van 'inadequaat bewijs' bij de mens en 'voldoende bewijs' bij proefdieren. In genotoxiciteitsproeven in *in vitro* systemen veroorzaakte bromaat genmutaties bij bacteriën en chromosoomaberraties. *In vivo* micronucleus studies bij ratten en muizen (beenmerg, perifere bloedcellen) waren positief (en dat betekent?). Enkele *in vivo* chromosoomaberratietesten bij ratten (beenmergcellen) waren eveneens positief. Op basis van de positieve genotoxiciteit *in vivo* en de carcinogene werking bij proefdieren concludeerde het RIVM (1992) dat bromaat als genotoxisch carcinogeen beschouwd dient te worden. Voor de carcinogene werking in de nieren zijn sindsdien diverse mechanistische studies uitgevoerd. Daaruit komen beperkte aanwijzingen dat bij het ontstaan van deze tumoren niertoxiciteit (oxidatieve beschadiging door vrije radicalen in combinatie met verhoogde celproliferatie) een rol speelt. De WHO (2005b) concludeert dat deze aanwijzingen onvoldoende zijn om een genotoxische component te kunnen uitsluiten in de complexe ontstaanswijze van de niertumoren. Voor de tumoren in buikvlies en schildklier ontbreken verdere gegevens over het mogelijke ontstaansmechanisme. De conclusie voor bromaat is dat op basis van het beschikbare bewijsmateriaal met een genotoxisch carcinogene werking bij de mens rekening moet worden gehouden (ongewijzigde conclusie ten opzichte van 1992).⁴

In 1992 heeft het RIVM voor bromaat een risico-specifieke dosis berekend van 0,016 µg/kg lichaamsgewicht/dag voor een extra kankerrisico van één op miljoen per leven. Dit niveau komt overeen met het verwaarloosbare risico (VR) in het Nederlandse milieubeleid. Voor een extra risico van één op tienduizend, het maximaal toelaatbare risico (MTR) in het Nederlandse milieubeleid, is dit 1,6 µg/kg lichaamsgewicht/dag. US-EPA (2001), WHO (2005b) en OEHHA (2009) geven berekeningen op basis van nieuwere proefdiergegevens. Hieruit komt een 'unit risk' van 0,19-0,21 per mg/kg lichaamsgewicht/dag bij levenslange blootstelling. VR- en MTR-niveaus op basis hiervan bedragen respectievelijk 0,005 en 0,5 µg/kg lichaamsgewicht/dag. Met de benaderingswijze voor genotoxisch carcinogenen zoals voorgesteld door EFSA (2005) kan een acceptabele inname van 0,05 µg/kg lichaamsgewicht/dag berekend worden.⁵

⁴ Voor de volledigheid wordt erop gewezen dat deze conclusie afwijkt van die zoals recent getrokken in een herbeoordeling van bromaat door het Duitse Umweltbundesamt (UBA). Deze UBA-beoordeling is gebruikt voor het vaststellen van de bromaatnorm in de vernieuwde Duitse norm DIN 19643. UBA concludeerde in de toxicologische beoordeling dat bromaat als indirect werkend, niet-genotoxisch carcinogeen met een geringe carcinogene potentie beschouwd dient te worden. Voor de werking in het doelorgaan, de nieren, achtte UBA bij lage doses een werkingsdrempel aannemelijk. Deze andere evaluatie van de carcinogene werking door bromaat leidde tot een hogere toxicologische grenswaarde bij UBA nl. 3 µg/kg lichaamsgewicht/dag (UBA 2009).

⁵ De EFSA beveelt aan een Margin of Safety van 10.000 ten opzichte van de LED₁₀ (95% statistische ondergrens op de dosis die 10% verhoging geeft van de tumorfrequentie). De LED₁₀ voor multipole tumoren in de rat zoals gerapporteerd door OEHHA (2009) bedraagt 0,55 mg/kg lichaamsgewicht/dag.

9.3.8 Chloraat

De toxicologie van chloraat is beoordeeld door de WHO (2005c) en JECFA (2008). In proefdierstudies en ook bij de mens is methemoglobine-vorming waargenomen. Net zoals chloriet en andere oxiderende verbindingen, zet chloraat ijzerionen in hemoglobine om van Fe^{+2} naar Fe^{+3} , waardoor methemoglobine ontstaat dat niet in staat is zuurstof te transporteren. Dit gaat waarschijnlijk gepaard met een reductie van de glutathion-concentraties waardoor cellen onbeschermd raken tegen oxidatieve stress door chloraat. Een geringe verhoging van methemoglobine in het bloed is relatief onschuldig. Pas bij percentages vanaf 15% treden de eerste symptomen op. In semi-chronische en chronische rattenstudies bleken schildklieren echter gevoeliger (colloïd-depletie, hypertrofie, hyperplasie). Op basis van colloïd-depletie leidde de WHO (2005c) een geen-effect-niveau af van 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag, afkomstig uit een semi-chronische proefdierstudie in ratten. In nadien uitgevoerde orale proeven bleek dat na chronische toediening bij ratten ook hyperplasie in de schildklier ontstaat en dat bij hoge doses ook schildkliertumoren ontstaan. Mede op basis van de negatieve genotoxiciteit is een niet-genotoxisch werkingsmechanisme het meest aannemelijk voor deze tumoren. Chloraat verstoort de hormoonproductie door de schildklier, waarschijnlijk als gevolg van competitieve verstoring van jodiumopname door schildkliercellen. Dit resulteert in verhoging van afgifte van schildklierstimulerend hormoon met als gevolg schildklierproliferatie. De mens is hoogstwaarschijnlijk minder gevoelig voor dit effect dan de rat. In de orale ratten- en muizenproeven deden bloedeffecten zich pas bij relatief hoge doseringen voor. JECFA (2008) berekende voor schildkliereffecten een Benchmark Dose Limiet (BMDL) van 1,1 mg/kg lichaamsgewicht/dag voor 10% toename van schildklierhypertrofie bij mannelijke ratten zoals waargenomen in een chronisch experiment uit 2005.

In een vrijwilligersstudie uitgevoerd rond 1980, met toediening van chloraat met het drinkwater, was geen schadelijk effect aantoonbaar bij 0,036 mg/kg lichaamsgewicht/dag (het enige doseringsniveau) (REF toevoegen). In deze studie dronken gezonde mannelijke proefpersonen gedurende 12 weken dagelijks 500 ml water met daarin een concentratie van 5 mg/liter chloraat. Bloedonderzoek (klinische chemie en hematologie) en urine-analyse werden uitgevoerd. Ook werden de concentraties schildklierhormonen en methemoglobine gemeten in het bloed.

Ten behoeve van de drinkwaternormering leidde de WHO (2005c) op basis van het niveau zonder effecten van 30 mg/kg lichaamsgewicht/dag een chronische orale grenswaarde af van 30 μ g/kg lichaamsgewicht/dag (extrapolatiefactoren van 10 voor gevoelige groepen in de populatie, 10 voor interspecies, 10 voor beperkte studieduur). Het resultaat van de humane vrijwilligersstudie werd daarbij als ondersteunend bewijs voor de grenswaarde beschouwd. De latere beoordeling door JECFA (2008) omvat aanvullende studies. Op basis van de resultaten van deze studie berekende JECFA (2008) een chronische BMDL van 1,1 mg/kg lichaamsgewicht voor schildklierhyperplasie en leidde op basis van deze BMDL een driemaal lagere orale grenswaarde af van 10 μ g/kg lichaamsgewicht/dag (extrapolatiefactoren van 1 voor interspecies variatie omdat bekend is dat de rat gevoeliger is dan de mens voor het kritische effect, 10 voor gevoelige groepen in de populatie, extra factor 10 voor beperkingen in de dataset). Vanwege de relatief hoge extra factor in combinatie met mindere gevoeligheid van de mens voor het kritische effect betekent dit een conservatieve benadering. De eerdere grenswaarde van 30 μ g/kg lichaamsgewicht/dag blijft bruikbaar als een minder conservatieve benadering.

9.4 Ozon

Ozon wordt in sommige badinrichtingen gebruikt als oxidatie- en ontsmettingsmiddel. Dit leidt tot mogelijk verhoogde concentraties in water en lucht. Concentratieingen in badinrichtingen ontbreken echter.

Ozon is een veel voorkomende milieucontaminant in de buitenlucht. Het wordt gevormd uit stikstofoxiden en vluchtige organische componenten ('smog') onder invloed van zonlicht. Op zonnige dagen in de zomer kan de concentratie oplopen tot boven 200 μ g/m³. Dit kan voorkomen in stedelijke gebieden maar ook in niet-stedelijke gebieden, waar de concentraties gemiddeld genomen zelfs hoger liggen als gevolg van de vormingsdynamiek en atmosferisch transport (EU, 2011).

Ozon heeft een sterke oxiderende werking en kan daardoor reageren met talloze cel-componenten. Bij inademing door mens of dier kan dit leiden tot schade in alle delen van de luchtwegen, waarbij de locatie van de afwijkingen afhankelijk is van de concentratie, het blootstellingspatroon en de ademintensiteit.

Bij proefdieren deed zich bij hoge inademingsconcentraties (tot 7000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) gedurende 6 tot 8 uur over een periode van 7 tot 21 dagen, concentratieafhankelijke celbeschadiging voor in neus, trachea, bronchiën en alveoli. Ontstekingen, verhoogde permeabiliteit en verminderde afweer treden ook op. Gedurende de eerste dagen van de blootstelling ontwikkelen zich ontstekingen die vervolgens in ernst afnemen. Tegelijkertijd ontstaat hyperplasie van het epitheel die na ongeveer een week niet verder meer toeneemt. Deze effecten zijn omkeerbaar na stopzetten van de blootstelling. Fibrose van tussencelruimtes neemt echter gedurende de blootstellingsperiode langzaam toe en kan blijven voortbestaan na stopzetten van de blootstelling. Vanaf 400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ doet zich bij eenmalige blootstelling van proefdieren ook vermindering van longfunctie voor die zich uit in kortademigheid en verminderde longcapaciteit. Meestal verdwijnen deze effecten weer in de weken na de blootstelling.

Bij de mens zijn talrijke vrijwilligersstudies uitgevoerd met ozon (REFs toevoegen). In deze studies werd aantasting van de longfunctie gevonden, meestal vergezeld van respiratoire symptomen. In studies naar acute effecten, met gezonde proefpersonen en patiënten met luchtwegaandoeningen, werden concentraties variërend van 160 tot 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ getest met blootstelduren van 1 tot 8 uur. De omstandigheden in deze testen waren bedoeld om in de praktijk voorkomende luchtverontreinigingssituaties na te bootsen. Bij gezonde, jonge proefpersonen doen zich bij matige inspanning de volgende effecten voor op de longfunctie bij blootstelling gedurende 4 of 8 uur:

- vermindering van het geforceerde expiratie secondevolume (FEV1) vanaf 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- verhoogde luchtwegweerstand vanaf 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- verminderde geforceerde vitale capaciteit vanaf 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;
- toegenomen luchtwegreactiviteit vanaf 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

In studies waarbij gebruik werd gemaakt van bronchoalveolaire lavage werd aangetoond dat zich vanaf 160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ontstekingsreacties voordoen in de luchtwegen (WHO, 2000b). Onderzoek bij patiënten met longaandoeningen wees niet op een duidelijk grotere gevoeligheid voor ozon, maar door een reeds slechtere longwerking loopt deze groep desondanks meer risico op schadelijke effecten (Van Pul et al., 2011).

De langetermijneffecten van ozon zijn slechts beperkt onderzocht. De invloed op longfunctie, op het ontstaan van astma en op sterfte zijn onderzocht maar definitieve conclusies voor wat betreft langdurige concentraties zonder effect zijn nog niet te trekken uit deze onderzoeken (Van Pul et al., 2011).

Op basis van de resultaten van de vrijwilligersproeven stelde de WHO (2000b) een maximum dagelijks 8-uursgemiddelde voor van 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Uit latere onderzoeken naar het verband tussen fluctuaties in ozonconcentraties en bijbehorende sterftcijfers komen echter aanwijzingen dat beneden deze concentraties al gezondheidseffecten voorkomen (REF toevoegen). Daarom stelde de WHO (2006) voor om het 8-uursmaximum te verlagen naar 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. In Europa is via de luchtkwaliteitsrichtlijn 2008/50/EG van de Europese Unie (EU, 2008) een streefwaarde van 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ van kracht (hoogste 8-uursgemiddelde per dag). Deze concentratie mag gemiddeld over drie jaar niet vaker dan 25 dagen per kalenderjaar worden overschreden. De doelstelling voor de lange termijn is dat de hoogste 8-uursgemiddelde ozonconcentratie op geen enkele dag in een kalenderjaar meer boven de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ komt. Bij de EU-streefwaarde hoort een 1-uursinformatiedrempel⁶ van 180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en een 1-uursalarmdrempel⁷ van 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Van Pul et al., 2011). Een jaargemiddelde grens- of streefwaarde voor ozon is niet vastgesteld vanwege onvoldoende inzicht in de concentratie-responsrelatie.

⁶ Dit is de grens voor 'matige smog'. Als er matige smog door ozon wordt verwacht of ontstaat, moet de overheid informatie over de luchtkwaliteit verspreiden. Men beoogt hiermee de gezondheidsrisico's van bijzonder gevoelige bevolkingsgroepen te beperken.

⁷ Boven de alarmdrempel wordt gesproken van 'ernstige smog'. Er kunnen dan gezondheidsrisico's voor de gehele bevolking zijn. De overheid heeft de verplichting hiervoor te waarschuwen.

Voor arbeidsblootstellingen geldt in Nederland een wettelijke grenswaarde van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (1-uursgemiddelde) (REF toevoegen).

Op basis van het bovenstaande wordt voor ozon een grenswaarde van $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ geselecteerd als richtwaarde voor blootstelling in badinrichtingen.

9.5 Blootstellingsberekeningen

Bij de normstelling voor DBPs zoals voorgesteld in het huidige rapport kan ter onderbouwing de blootstelling voor bezoekers en zwembadpersoneel bij de normconcentraties in water en/of lucht worden geschat. Deze kan vervolgens worden vergeleken met beschikbare relevante toxicologische grenswaarden. Aldus is op eenvoudige wijze na te gaan of de voorgestelde normen beschermend genoeg zijn voor de gezondheid van de potentieel blootgestelden in badinrichtingen.

9.5.1 Opzet blootstellingsberekeningen

Humane blootstelling in badinrichtingen kan plaatsvinden via inhalatie, via huidopname als gevolg van dermaal contact en via orale inname als gevolg van inslikken van zwembadwater. De intensiteit van de blootstelling verschilt van persoon tot persoon, bijvoorbeeld doordat het ademvolume sterk toeneemt bij lichamelijke inspanning, maar ook doordat het lichaamsgewicht en huidoppervlak voor verschillende blootgestelden anders zijn, zoals badmeesters, baby's, volwassenen, en sportzwermers (Prud'Homme de Lodder et al., 2006). Voor de relevante blootstellingsparameters zijn representatieve defaults beschikbaar per groep van blootgestelden. De blootstelling wordt geschat per dag en vervolgens op basis van jaarlijkse frequenties van zwembadbezoek vertaald naar een chronische blootstelling. De jaarlijkse frequenties van zwembadbezoek zijn ontleend aan Schets et al. (2011). De motivatie voor deze berekeningswijze is dat de relevante gezondheidslimieten ook zijn gebaseerd op gezondheidseffecten op de langere termijn.

Voor de THMs wordt orale, dermale en inhalatoire blootstelling meegenomen. Deze stoffen verdampen uit het water naar de lucht en gaan bovendien relatief gemakkelijk door de huid (US-EPA, 2003).

Voor het schatten van de inhalatoire blootstelling zijn luchtconcentraties nodig. Omdat de concentraties van THMs in lucht moeilijk te modelleren zijn, gaan we uit van vaste concentraties in lucht. De concentratie is geschat op basis van beschikbare meetgegevens. Nederlandse gegevens ontbreken op dit punt. Voor de inhalatoire blootstellingschatting wordt daarom uitgegaan van de meest recente Duitse meetgegevens (Chrobok, 2003):

- chloroform: op 20 cm hoogte $93,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$; op 150 cm hoogte $65,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$;
- BDCM: op 20 cm hoogte $9,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$; op 150 cm hoogte $6,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (geschat op basis van verhouding chloroform/BDCM in zwembadwater in combinatie met het verschil in vluchtigheid uit water).

Voor de schatting van de dermale en orale blootstelling van chloroform en BDCM wordt gerekend met een beoogde zwembadnorm van $50 \mu\text{g}/\text{liter}$. Voor chloroform is deze concentratie onveranderd ingevoerd in de berekening. Rekening houdend met de gangbare verhouding tussen chloroform en BDCM is voor deze laatste stof een lagere concentratie van $20 \mu\text{g}/\text{liter}$ doorgerekend.

Bromaat en chloraat zijn niet vluchtig en penetreren als anorganische geladen deeltjes naar verwachting niet of nauwelijks door de huid. Voor deze DBPs is alleen de orale route relevant. De voor bromaat relevante orale risicowaarden zijn $0,005 \mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag als het Verwaarloosbare Risico (VR) en $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag als het Maximum Toelaatbare Risico (MTR). Voor chloraat zijn orale toxicologische grenswaarden beschikbaar van 10 en $30 \mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht/dag. Voor bromaat en chloraat zijn eerder op voorlopige basis normen voorgesteld van respectievelijk $50 \mu\text{g}/\text{liter}$ en $30 \text{mg}/\text{liter}$ (Appel et al., 2012). Om voor bromaat en chloraat de afweging te kunnen maken voor de huidige voorstellen voor zwembadnormen zijn de diverse beschikbare orale grenswaarden teruggerekend naar de een concentratie in zwembadwater (reverse calculation), daarbij gebruikmakend van de in Bijlage 2 beschreven orale blootstellingsformule.

Voor trichlooramine zijn geen gegevens over het voorkomen in zwembadwater beschikbaar. Het transport van trichlooramine naar zwembadlucht vanuit water is een complex proces dat slechts

ten dele begrepen wordt (Schmalz et al., 2011). De toxicologische maximumwaarde van 500 µg/m³ en de streefwaarde van 200 µg/m³ voor lucht zijn afgeleid op basis van studies naar het verband tussen trichlooramine-concentraties in lucht in binnenbaden en het voorkomen luchtwegklachten bij zwemmers en personeel. In deze situatie is blootstellingsberekening ter onderbouwing van de luchtnorm niet mogelijk en ook niet zinvol.

Voor ozon geldt een soortgelijke situatie. De ozonconcentraties in zwemwater in Nederland zijn onbekend. Ozon is instabiel in water. Chobrok (2003) vermeldt een halfwaardetijd van 11 minuten bij 10 °C. Ozon reageert vooral met dubbele banden in organische moleculen, onder vorming van specifieke DBPs. Door de instabiliteit in water is modelberekening van concentraties in lucht niet mogelijk. De toxicologische literatuur voor ozon is uitsluitend gericht op inhalatoire effecten. In deze situatie is blootstellingsberekening voor ozon niet mogelijk of zinvol.

9.5.2 Berekening van de blootstelling

Voor de berekening wordt uitgegaan van de blootstellingsmodellen zoals eerder gebruikt door het RIVM in een risico-evaluatie voor chloroform in zweminrichtingen (Mennes, 1994). De totale blootstelling wordt modelmatig bepaald als som van de blootstellingen via de te onderscheiden routes inhalatie, oraal en dermaal. De totale interne blootstelling van mensen wordt geschat als som van de blootstellingen via de afzonderlijke routes. Details van de blootstellingsberekening zijn weergegeven in Bijlage 2.

9.5.3 Resultaten blootstellingsberekeningen

Tabel 4 toont de berekende blootstelling aan de THMs chloroform en BDCM in een binnenbadsituatie uitgaand van een concentratie in zwemwater van 50 µg/liter voor chloroform en 20 µg/liter voor BDCM.

Voor bromaat en chloraat zijn de grenswaarden teruggerekend naar een concentratie in zwemwater die resulteert in een blootstelling gelijk aan de grenswaarden. Voor de berekeningen is de orale formule zoals weergegeven in Bijlage 2 gebruikt. Tabel 5 toont de resultaten van deze berekeningen.

Tabel 4 Blootstelling aan chloroform en BDCM in een binnenbad, voor een zwembadnorm van 50 µg/liter^a

	blootstelling (µg/kg lg/dag)				
	inhalatie	oraal	dermaal	totaal-acuut	totaal-chronisch
Chloroform					
Badmeester	9,58	x	x	9,58	6,82
Baby	1,89	0,24	0,21	2,34	0,08
Volwassenen	5,13	0,12	0,65	5,90	1,05
Sportzwemmer	10,83	0,06	0,65	11,54	8,22
BDCM					
Badmeester	1,20	x	x	1,20	0,85
Baby	0,24	0,10	0,03	0,37	0,01
Volwassenen	0,64	0,05	0,10	0,79	0,14
Sportzwemmer	1,35	0,02	0,10	1,47	1,05

^a Invoerconcentratie voor chloroform 50 µg/liter en voor BDCM 20 µg/liter ??

Tabel 5 Concentraties bromaat en chloraat in zwemwater overeenkomend met orale grenswaarde

	Bromaat VR	Bromaat MTR	Chloraat	Chloraat
Grenswaarde ($\mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht\dag)	0,005	0,5	10	30
Max. concentratie ($\mu\text{g}/\text{L}$) baby's	29,01	2901	58026	174078
Max. concentratie ($\mu\text{g}/\text{L}$) volwassenen	11,70	1170	23397	70191
Max. concentratie ($\mu\text{g}/\text{L}$) sportzwemmers	5,85	585	11699	35097

9.6 Voorstellen voor zwemwaternormen

In het navolgende worden zwemwaternormen voor de geselecteerde DBPs voorgesteld. Daarbij zijn de eerdere voorlopige waarden zoals voorgesteld door Appel et al. (2012) als uitgangspunt genomen. Om de beoogde zwemwaternormen van onderbouwing te voorzien zijn waar mogelijk en relevant blootstellingsberekeningen uitgevoerd. De uitkomsten daarvan worden vergeleken met de beschikbare toxicologische grenswaarden. Wanneer bij een bepaalde concentratie in zwemwater de te verwachten blootstelling beneden erkende toxicologische grenswaarden blijft kan deze concentratie als in toxicologisch opzicht acceptabel beschouwd worden.

9.6.1 THMs

De blootstellingsberekeningen voor chloroform op basis van de eerder op voorlopige basis voorgestelde waarde van $50 \mu\text{g}/\text{liter}$ als zwemwaternorm laten blootstellingen zien die onder de toxicologische grenswaarde van $15 \mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht blijven (Tabel 4). De berekening voor BDCM komt uit op een dagelijkse dosis van 0,01 tot $1,05 \mu\text{g}/\text{kg}$ lichaamsgewicht (Tabel 4). Bij levenslange blootstelling resulteren deze blootstellingen maximaal in extra kankerrisico's rond één op honderdduizend per leven. Dit laatste niveau ligt tussen de in het Nederlandse milieubeleid gebruikte referentieniveaus van het Verwaarloosbare Risico en het Maximum Toelaatbare Risico. Mede gezien de recente ontwikkelingen rond de methodiek van de kwantitatieve kankerrisicoschatting⁸ kan dit risiconiveau vanuit normstellingsperspectief als nog vallend in de acceptabele range bestempeld worden.

De conclusie is dat voor THMs een zwemwaternorm van $50 \mu\text{g}/\text{liter}$ vanuit toxicologisch oogpunt voldoende bescherming biedt. Bij deze norm zullen internationaal geaccepteerde toxicologische grens- en referentiewaarden naar verwachting niet overschreden worden. De norm geldt voor THM-totaal en wordt uitgedrukt als chloroform.

9.6.2 Trichlooramine

Voor trichlooramine wordt conform Appel et al. (2012) een luchtnorm voorgesteld. De beschikbare toxicologische gegevens voor trichlooramine zijn beperkt. Bruikbare proefdierstudies ontbreken. De beschikbare humane gegevens geven een incompleet beeld van de concentratie-effect-relatie voor de inhalatie-route voor de mens. De laagste concentratie waarbij zich nog effecten voordoen is niet eenduidig vast te stellen. Uit studies naar het voorkomen van irritatieklachten in badinrichtingen in relatie tot de daar gemeten trichlooramine-concentraties komt een geschatte drempel van $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Enkele van dergelijke studies wijzen echter op mogelijke klachten al bij 200 tot $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Voor de nieuwe zwemwaterwet wordt voorgesteld om $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aan te houden als maximum en een lagere waarde van $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ als streefwaarde. Deze waarden representeren een pragmatische keuze op grond van de beschikbare toxicologische stofinformatie

9.6.3 Bromaat

Voor bromaat als genotoxisch carcinogene verbinding geeft de uitgevoerde blootstellingberekening aan dat het extra risiconiveau van één op miljoen per leven, het verwaarloosbare niveau zoals gehanteerd in het Nederlandse milieubeleid, geassocieerd is met zwemwaterconcentraties van 5,85 tot $29,01 \mu\text{g}/\text{liter}$ (Tabel 5). Omdat de blootstelling voornamelijk plaatsvindt gedurende het volwassen leven, zijn de uitkomsten voor volwassenen en sportzwemmers het laagst (respectievelijk 11,70 en $5,85 \mu\text{g}/\text{liter}$). Het extra kankerrisico van één op tienduizend per leven is

⁸ EFSA (2005) stelde berekening van een margin of exposure (MOE) voor tussen de LED10 (statistische betrouwbaarheidsongergrens van de dosis waarbij 10% effect optreedt) en de blootstelling voor. Een MOE van minimaal 10000 werd daarbij als acceptabel aangemerkt. In termen van extra kankerrisico per leven komt dit nog acceptabele niveau overeen met één op honderdduizend.

verbonden met met bromaat-concentraties in zwemwater van 1170 tot 585 µg/liter voor volwassenen en sportzwemmers. Uitgaand van een risiconiveau van één op honderdduizend als een nog acceptabel te achten risiconiveau kan op basis hiervan een afgeronde zwemwaternorm van 100 µg/liter geschat worden.

9.6.4 Chloraat

Voor chloraat zijn toxicologische grenswaarden beschikbaar van 10 en 30 µg/kg lichaamsgewicht/dag (WHO, 2004; JECFA, 2008). Beide waarden zijn afgeleid op basis van schildkliereffecten zoals waargenomen in rattenstudies. De lagere waarde representeert een conservatievere schatting op basis van de beschikbare toxicologische informatie. Tabel 5 geeft de concentraties in zwemwater overeenkomend met de grenswaarden. De voorlopig opgegeven zwemwaternorm van 30 mg/liter als maximum (Dygutsch et al., 2011) kan in het licht van deze uitkomsten als een vanuit toxicologisch oogpunt adequate keuze beschouwd worden. Concentraties tot dit maximum mogen als onschadelijk voor de gezondheid van zwemmers beschouwd worden.

9.6.5 Ozon

Op basis van de resultaten van humane experimenten met kortdurende blootstelling en studies naar de sterfteregistraties tijdens perioden van verhoogde ozonconcentraties in de omgevingslucht heeft de WHO een maximum dagelijks 8-uursgemiddelde vastgesteld van 100 µg/m³ (WHO, 2006). In Europa geldt voor buitenlucht een streefwaarde van 120 µg/m³ (hoogste 8-uursgemiddelde per dag). Bij deze EU-streefwaarde hoort een 1-uursinformatiedrempel van 180 µg/m³ en een 1-uursalarmdrempel van 240 µg/m³ (Van Pul et al., 2011). Een jaargemiddelde grens- of streefwaarde voor ozon is niet vastgesteld vanwege onvoldoende inzicht in de concentratie-responsrelatie. Voor arbeidsblootstellingen geldt in Nederland een wettelijke grenswaarde van 120 µg/m³ (1-uursgemiddelde).

Op basis hiervan het bovenstaande wordt voor ozon een grenswaarde van 120 µg/m³ geselecteerd als limiet voor blootstelling in badinrichtingen.

Tabel 6 Advies normwaarden voor desinfectiebijproducten en ozon in badinrichtingen

Stof	Normwaarde	Toelichting
THMs	50 µg/L water	Uitgedrukt als chloroform
Chloraat	30 mg/L water	
Bromaat	100 µg/L water	
Trichlooramine	500 µg/m ³ lucht	Maximale waarde
	200 µg/m ³ lucht	Streefwaarde
Ozon	120 µg/m ³ lucht	1-uurswaarde

10 Slotwoord

In opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) heeft het RIVM in het kader van de voorgenomen wijziging van het Bhvz adviezen uitgebracht ten aanzien van parameterwaarden (normen) en analysemethoden voor de in dit Besluit op te nemen kwaliteitsparameters voor circulatiebaden (Appel et al., 2012). Daarnaast zijn adviezen uitgebracht voor verschillende typen badinrichtingen, waaronder zwembadbad, peuterspeelbaden, baden waarin het water eenmalig wordt gebruikt, floating tanks en zogenaamde bronbaden. Voor deze typen baden betreffen de adviezen kwaliteitsparameters, parameterwaarden, meetfrequenties en analysemethoden.

Alle adviezen zijn gebaseerd op de huidige stand van de wetenschap en de huidige kennis en praktijkervaring van de geraadpleegde experts. De adviezen met betrekking tot normstelling voor desinfectiebijproducten in circulatiebaden zijn tot stand gekomen door raadpleging en beoordeling van de beschikbare wetenschappelijke literatuur en voor chloor, bromaat en THMs onderbouwd door middel van blootstellingsberekeningen.

De adviezen zijn gericht op het bereiken van de, in de ogen van de experts, meest wenselijke situatie in de verschillende typen badinrichtingen ten aanzien van water- en luchtkwaliteit. Hierbij is het uitgangspunt de gebruikers en het personeel zo goed mogelijk te beschermen tegen negatieve gezondheidseffecten veroorzaakt door de aanwezigheid van microbiologische en/of chemische verontreinigingen in het water of in de lucht. Hoewel niet alle typen badinrichtingen hetzelfde zijn, en ze daardoor een type-specifieke aanpak behoeven, dient de regelgeving gebruikers en personeel in alle typen badinrichtingen in gelijke mate te beschermen.

Het is wenselijk (en aan te bevelen) om de in het gewijzigde Bhvz opgenomen kwaliteitsparameters en de daarbij behorende parameterwaarden (normen) en analysemethoden in de toekomst te evalueren op basis van praktijkervaringen van exploitanten en handhavers. Toepassing in de praktijk geeft waardevolle informatie over de bruikbaarheid van de parameters en normen en geeft inzicht in het voldoen van de parameters en normen aan het gestelde doel. Van belang hierbij is om te investeren in een centraal beheerde database waarin meetgegevens worden opgeslagen en een bewaartermijn voor logboeken en/of output van geautomatiseerde systemen af te spreken.

De voorgestelde afgeleide zwembadnormen voor THMs, trichlooramine, bromaat, chloor en ozon gelden zowel voor binnenbaden als voor buitenbaden. Er zijn echter relevante verschillen tussen binnenbaden en buitenbaden met betrekking tot de blootstelling aan DBPs, maar momenteel zijn onvoldoende gegevens beschikbaar om deze baden apart te beschouwen. Het is de bedoeling dat de normen voor DBPs een haalbare, en vanuit gezondheidskundig oogpunt acceptabele, bovengrens aangeven voor de adequate praktische procesvoering ten aanzien van zwembadbesmetting. Eventuele structurele overschrijdingen kunnen in de toekomst op hun toxicologische betekenis beoordeeld worden. Deze dient zo goed als mogelijk afgewogen worden tegen financiële randvoorwaarden en de winst ten aanzien van de microbiologische waterkwaliteit.

De auteurs zijn zich ervan bewust dat sommige adviezen verder gaan dan de huidige praktijk in verschillende badinrichtingen en dat soms (veel) inspanningen nodig kunnen zijn om de adviezen op te volgen. Het is echter aan IenM om te besluiten of en hoe de hier gepresenteerde adviezen worden overgenomen in het gewijzigde Bhvz. Hierbij kan het kostenaspect, dat bij het opstellen van deze adviezen buiten beschouwing is gelaten, meegewogen worden. De kosteneffecten van de voorgestelde wijziging van de kwaliteitsparameters, analysemethoden en meetfrequenties voor circulatiebaden zijn door Pool Water Treatment (2013) in kaart gebracht. De belangrijkste conclusies uit dat onderzoek zijn:

- om te kunnen voldoen aan de voorgestelde normen van de voorgestelde kwaliteitsparameters zijn voor de overgrote meerderheid van de badinrichtingen geen investeringen nodig en zullen de exploitatiekosten niet stijgen
- verhoogde laboratoriumkosten komen voornamelijk voort uit de uitbreiding van de microbiologische parameters en de meting van trichlooramine in lucht; de uitbreiding van deze

parameters komt voort uit voortgeschreden inzichten met betrekking tot gezondheidsrisico's in badinrichtingen

- de laboratoriumkosten voor de metingen van de voorgestelde kwaliteitsparameters zijn ruwweg gelijk aan de kosten voor badinrichtingen in Duitsland en Frankrijk; deze landen hanteren al een set van parameters die beter aansluit bij de huidige inzichten betreffende de gezondheidsrisico's van water en lucht in badinrichtingen dan het huidige Nederlandse Bhvz
- de voorgestelde kwaliteitsparameters vullen elkaar aan; zij geven houders van badinrichtingen handvatten voor het kostenefficiënter laten functioneren van het waterbehandelingsproces
- de flexibiliteit van een aantal normen, ondersteund door het loslaten van voorgeschreven technieken, faciliteert de introductie van kostenbesparende technologieën

CONCEPT

Referenties

- Anonymous (2000)** Wet hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden (Whvbz). Staatsblad 125 (wetten.overheid.nl)
- Anonymous (2003)** Hygienische Anforderungen an Kleinbadeteiche (künstliche Schwimm- und Badeteichanlagen). Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforsch – Gesundheitsschutz 46: 527–529.
- Anonymous (2008)** Funktionalität und Wirtschaftlichkeit von öffentlichen Schwimmteichen in Bayern. Archiv des Badewesens 05: 255–263.
- Anonymous (2010)** Keimelimination durch Zooplankton. Archiv des Badewesens 03: 167–175.
- Appel, P.W.**, F.M. Schets, A. Versteegh, M. Appel, G. Hulshof, P. Cuijpers, D. Slingerland, L. Feyen, F. Godfriedt, L.L.M. Keltjens, M. Keuten, H. Schoon, C. van Veluwen, J. van der Westen, D. Bastenhof (2012) Advies expertgroep 'Veilig en gezond zwemmen in de nieuwe wetgeving'. Werkgroep van de Brancheorganisatie Zwembad-techniek (BoZt).
- Baars et al.** (2001) Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM rapport nr. 711701025.
- BMBF (2003)** Schwimmbeckenwasserprojekt BMBF - Förderkennzeichen: 02 WT 0003
Verbundvorhaben: „Sicherheit von Schwimmbad Badebeckenwasser aus gesundheitlicher und aufbereitungstechnischer Sicht“, Teil 3: „Vergleich verschiedener Schwimmbeckenwasseraufbereitungstechnologien im Hinblick auf die gesundheitliche Bewertung von Desinfektionsnebenprodukten (DNP) und auf die Möglichkeiten zu deren Minimierung“ Rapport van het Landesgesundheitsamt Baden-Württemberg, geschat publicatiejaar 2003.
- Bonvallet N et al.** (2010) Derivation of a toxicity reference value for nitrogen trichloride as a disinfection by-product. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **56**, 357–364.
- Bremmer HJ**, Prud'Homme de Lodder LCH and van Engelen JGM (2006). General Fact Sheet. Updated version for ConsExpo 4. RIVM report 320104002/2006 available at <http://www.rivm.nl/en/>, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven
- Chrobok K** (2003) Desinfektionsverfahren in der schwimmbeckenwasseraufbereitung unter besondere Berücksichtigung des elektrochemischen Aktivierungsverfahren zwecks Verbesserung der Beckenswasserqualität. Dissertation im Fachbereich der Biologie – Universität Bremen. Dezember 2003
- DGUV** (2009) Forschungsprojekt Trichloramin in Bädern. Deutsche Gesetzliche Unfallversicherung, Berlin.
- Dygutsch DP** et al. (2012) Chlorit und Chlorat – Ein neuer Summenparameter der DIN 19643 zur Überwachung von Schwimmbeckenwasser. *AB Archiv des Badewesens* 03/pp. 166-178.
- EFSA (2005)** Opinion of the Scientific Committee on a request from EFSA related to a harmonised approach for risk assessment of substances which are both genotoxic and carcinogenic (Request No EFSA-Q-2004-020) (Adopted on 18 October 2005). The EFSA Journal **282**, 1-31.
<http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/282.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013).
- EU (2000)** Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie L 327.

EU (2006) Richtlijn 2006/7/EG van het Europees Parlement en de Raad van 15 februari 2006 betreffende het beheer van de zwemwaterkwaliteit en tot intrekking van Richtlijn 76/160/EEG. Publicatieblad van de Europese Unie L 64/37.

EU (2007) Technical notes for Guidance (TnSG) (2007). Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. EUROPEAN COMMISSION JOINT RESEARCH CENTRE EUR 20418 EN

EU (2008) EU Risk Assessment Report – Chloroform CAS No. 67-66-3. Draft dated March 2008.

(EU, 2008) RICHTLIJN 2008/50/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD van 20 mei 2008 betreffende de luchtkwaliteit en schonere lucht voor Europa Publicatieblad van de Europese Unie L 152/1

EU (2011) Air quality in Europe — 2011 report. European Environment Agency EEA Technical report No 12/2011.

Fantuzzi G et al. (2013) Airborne trichloramine (NCl₃) levels and self-reported health symptoms in indoor swimming pool workers: dose-response relationships. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* **23**, 88 – 93

FIL (2011) Richtlijnen für Planung, Bau, Instandhaltung und Betrieb von Freibädern mit biologischer Wasseraufbereitung (Schwimm- und Badeteiche). Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V., Bonn.

Gerlofsma A, Heijden CA van der, Heijna-Merkus E, Janssen PJCM, Knaap AGAC, Leeuwen FXR, Maas RJM, Mennes WC, Ros JPM, Bergshoeff G, Besemer AC, Duiser JA, Huldy HJ, Huijgen C, Jong P de, Lanting RW, Heijden PFJ, en Vrijer F. de (1986) Criteriadocument over chloroform. Ministerie VROM, Leidschendam, Publicatiereeks lucht nr. 54

Hery, M., G. Hecht, J.M. Gerber, J.C. Gendre, G. Hubert, J. Rebuffaud (1995) Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *Annals of Occupational Hygiene* **39**: 427-439.

InfoMil (2010) Werkboek Besluit hygiëne en veiligheid badinrichtingen en zwemgelegenheden. (www.kader-bouwadvies.nl/images/pdf/werkboek_bhvbz.pdf; 4-8-2014).

Jacobs JH et al. (2007) Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *European Respiratory Journal* **29**: 690–698.

Jacobs JH et al. (2012) Swimming pool attendance and respiratory symptoms and allergies among Dutch children. *Occupational and Environmental Medicine* **69**: 823–830.

JECFA (2008) Acidified sodium chlorite - Safety evaluation of certain food additives and contaminants - Prepared by the Sixty-eighth meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). WHO Food Additives Series nr. 59. http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241660594_eng.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2013).

LNE (2009) VLAREM II – Besluit van de Vlaamse regering van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne – Aanpassing voor natuurlijke zwembaden, 2009. Departement Leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid (www.lne.be)

Mennes (1994) Risico-evaluatie van chloroform in zweminrichtingen. RIVM Adviesrapport no. 94/289202.

Nakai JS et al. (2000) Effects of Subchronic Exposure of Rats to Dichloramine and Trichloramine in Drinking Water. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **31** (nr. 2), 200-209.

Nordberg GF et al. (2012) Lung function in volunteers before and after exposure to trichloramine in indoor pool environments and asthma in a cohort of pool workers. *BMJ Open* **2**:e000973 <http://bmjopen.bmj.com/content/2/5/e000973.full.pdf> (Geraadpleegd op 11 juli 2013)

OEHHA (2009) Public Health Goal for Bromate in Drinking Water. Prepared by Pesticide and Environmental Toxicology Branch Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency December 2009. <http://oehha.ca.gov/water/phg/pdf/BromatePHG010110.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013).

Parrat J et al. (2012) Assessment of Occupational and Public Exposure to Trichloramine in Swiss Indoor Swimming Pools: A Proposal for an Occupational Exposure Limit. *Annals of Occupational Hygiene* **56**, (nr. 3) pp. 1–14

Pool Water Treatment (2013) Kosteneffecten kwaliteitseisen (water en lucht) in de voorgestelde herziening regelgeving bhvzbz.

Prud'Homme de Lodder LCH, Bremmer HJ, Pelgrom SMGJ, Park MVDZ and van Engelen JGM (2006). Disinfectant Products Fact Sheet. To assess the risks for the consumer. RIVM report 320005003 available at <http://www.rivm.nl/en/>, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven

Reuß, A., D.P. Dygutsch (2011) Qualitätsichere Wasseraufbereitung in Floatingbecken. *Archiv des Badewesens* 05: 297-305.

Richardson S et al. (2010) What's in the Pool? A Comprehensive Identification of Disinfection By-products and Assessment of Mutagenicity of Chlorinated and Brominated Swimming Pool Water. *Environmental Health Perspectives* **118**:1523–1530.

RIVM (1992) Toxicologie bromaat in drinkwater – advies van het RIVM aan de Hoofdinspecteur van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne Ir.P.J.Verkerk, Leidschendam. Advies RIVM/ACT 445/92 ACT vKo/Kn/mm, d.d. 16-06-1992.

Schets, F.M., W.J. Lodder, A.M. de Roda Husman (2010) Confirmation of the presence of *Trichobilharzia* by examination of water samples and snails following reports of cases of cercarial dermatitis. *Parasitology* **137**: 77-83.

Schets, F.M., A.M. de Roda Husman, A.H. Havelaar. (2011a) Disease outbreaks associated with untreated recreational water use. *Epidemiology and Infection* **139**: 1114-1125.

Schets, F.M., J.F. Schijven, A.M. de Roda Husman. (2011b) Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Water Research* **45**: 2392-2400.

Schijven, J.F., A.M. de Roda Husman (2006) A survey of diving behavior and accidental water ingestion among Dutch occupation and sport divers to assess the risk of infection with waterborne pathogenic microorganisms. *Environmental Health Perspectives* **114**: 712-717.

Schmalz et al. (2011) Trichloramine in swimming pools: Formation and mass transfer. *Water Research* **45**, 2681-2690.

Strähle J (2000) Risikoabschätzung Risikoabschätzung der gesundheitlichen Belastung von Schwimmern durch die bei der Desinfektion von Schwimmbeckenwasser entstehenden Nebenreaktionsprodukte. Samenvatting van dissertatie. <http://archiv.ub.uni-heidelberg.de/volltextserver/939/1/STRHLE.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013)

UBA (1999) Entstehung von Bromat bei der Aufbereitung von Schwimm- und Badebeckenwasser - Gesundheitliche Bewertung. *Bundesgesundheitsblatt Gesundheitsforschung Gesundheitsschutz* **42**: 859–862.

- UBA (2009)** Ableitung eines lebenslang gesundheitlich duldbaren Leitwertes (LW) für Bromat im Badebeckenwasser (LWBW). BUA document nr. NA 119-04-13 AA N 162 d.d. 30-09-2009.
- UBA (2011)** Bekanntmachung des Umweltbundesamtes: Gesundheitliche Bewertung von Trichloramin in der Hallenbadluft - Mitteilung der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Innenraumrichtwerte der Innenraumlufthygiene-Kommission des Umweltbundesamtes und der Obersten Landesgesundheitsbehörden. *Bundesgesundheitsblatt* 2011, **54**:997–1004.
- US-EPA (2001)** Toxicological review of bromate (CAS No. 15541-45-4). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS) March 2001. <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/1002tr.pdf> (Geraadpleegd op 15-07-2013)
- US-EPA (2003)** User's Manual Swimmer Exposure Assessment Model (SWIMODEL) Version 3.0. <http://www.epa.gov/oppad001/swimodelusersguide.pdf>
- US-EPA (2009)** Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals: Volume 12 (AEGL-document voor chloroform gepubliceerd door National Research Council). http://www.epa.gov/oppt/aegl/pubs/chloroform_volume12.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2013)
- Van Pul et al. (2011)** Dossier ozon 2011 - Een overzicht van de huidige stand van kennis over ozon op leefniveau in Nederland. RIVM rapport nr. 680151001. <http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:49084&type=org&disposition=inline> (Geraadpleegd op 15-07-2013)
- WHO (2000a)** Environmental Health Criteria nr 216 - Disinfectants and disinfectant by-products. WHO/IPCS. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm> (Geraadpleegd op 10-07-2013).
- WHO (2000b)** WHO air quality guidelines for Europe, 2nd edition, 2000 (CD ROM version). http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0018/123084/AQG2ndEd_7_2ozone.PDF
- WHO (2004)** CICAD nr. 58 - Chloroform. WHO/IPCS Geneve. <http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad58.pdf> (Geraadpleegd op 10-07-2013).
- WHO (2005a)** Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO/SDE/WSH/03.04/64. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/trihalomethanes.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2012)
- WHO (2005b)** Bromate in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/05.08/78 http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/bromate260505.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2012)
- WHO (2005c)** Chlorite and Chlorate in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. WHO/SDE/WSH/05.08/86, http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/chlorateandchlorite0505.pdf (Geraadpleegd op 15-07-2012)
- WHO (2006)** WHO air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide - Global update 2005. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf
- Xu Xu and Weisel C.P. (2005)** Dermal uptake of chloroform and haloketones during bathing. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* (2005)15, 289–29.

CONCEPT

Bijlage 1 Gerapporteerde concentraties trihalomethanen in zwembadwater in verschillende landen

Baden	Chloroform (µg/liter)		BDCM (µg/liter)		DBCm (µg/liter)		Bromoform (µg/liter)		Land en jaar	referentie
	Gemiddeld	range	gemiddeld	range	gemiddeld	range	gemiddeld	range		
Binnenbad (n=9)	197	43-980	19,6	0,1-150	9,2	0,1-140	1,6	nd-88	Duitsland 1981	Chrobok 2003
Binnenbad (n=3)	34,8	<0,1-87,5	11,1	<0,05-27,7	3,2	<0,05-6,9	0,3	<0,05-0,72	Duitsland 1994	idem
Binnenbad (n=4)	21,2	13,1-37,5	1,5	0,8-3,1	0,4	0,1-1	<0,4	<0,4- <0,4	Duitsland 2000	Chrobok 2003
Binnenbad (n=20)	17,5	1-38	2,9	0,5-7	0,5	0,05-2,5	0,3	<0,05-0,7	Duitsland 2001	idem
Binnenbad (n=3)	8,2	5,5-12,3	1,0	0,4-1,8	0,4	0,1-1,5	0,1	0,0-0,2	Duitsland 2003	BMBF 2003
Binnenbad (n=8)	121,1	45-212	8,3	2,5-23	2,7	0,67-7	0,9	0,67-2	Engeland 2000	Chu & Nieuwenhuizen 2002
Binnenbad (n=23)	62 (mediaan)	25-207	2 (mediaan)	1-28	Nd	-	nd	-	VS	Kanan 2010
Binnenbad (n=30) ^c	nr ^b	6,28-123	nr	1-21,5	nr	nr	nr	nr	Portugal 2012	Silva et al. 2012
Binnenbad (n=15)	55,2	12,93-215	1,23	0-23,9	0,26	0-27,13	0,26	0-19,23	Canada 2007/2008	Dyck et al. 2011
Binnenbad (n=72)	40,7	0,2-101,7	3,0	Nd-10,5	0,5	nd-5,6	nd	nd	Zuid-Korea 2008	Lee et al. 2009
Binnenbad (n=30)	20,9	nd-45,8	2,1	Nd-7,0	nd	nd	nd	nd	Zuid-Korea 2010	Lee et al. 2010
Binnenbad (n=1)	15,4	8,4-20,8	14,2	9,3-26,8	12,8	6,5—22,6	7,2	3,0-16,5	Spanje 2010	Richardson et al. 2010

^a nd = niet detecteerbaar

• ^b nr not reported

^c Totaal-THM's over periode van 6 maanden: range 10,1-130 µg/liter, mediane waarden boven 80 µg/liter in 5 baden.

Bijlage 2 Blootstellingsberekening voor trihalomethanen (THMs), bromaat en chloraat

Onderstaande tabel vat de toxicologische grenswaarden voor chloroform en broomdichloormethaan (BDCM), bromaat en chloraat samen en geeft de relevante blootstellingsroute voor de verschillende stoffen.

Toxicologische grenswaarden en relevante blootstellingsroute

DBP	Grenswaarde ($\mu\text{g}/\text{kg Iq}/\text{dag}$)	Relevante blootstellingsroute
Chloroform	15 (oraal)	inhalatie/oraal/dermaal
BDCM	7-26 (oraal)	inhalatie/oraal/dermaal
Bromaat	0,005-0,5 (oraal)	Oraal
Chloraat	10 en 30 (oraal)	Oraal

Voor de blootstellingsparameters die nodig zijn voor de berekening zijn representatieve defaults beschikbaar (Bremmer et al., 2006; Prud'Homme de Lodder et al., 2006; Schets et al., 2011). De chronische blootstelling wordt uitgedrukt per dag en berekend op basis van frequenties per jaar. De reden daarvoor is dat de relevante gezondheidsgrenzen ook zijn gebaseerd op gezondheidseffecten op de langere termijn.

Voor de schatting van de dermale en orale blootstelling aan THM's is voor chloroform een concentratie van 50 $\mu\text{g}/\text{liter}$ doorgerekend; rekening houdend met de gangbare verhouding tussen chloroform en BDCM is voor BDCM een lagere concentratie van 20 $\mu\text{g}/\text{liter}$ doorgerekend. Er is uitgegaan van een vaste inhalatieconcentratie in de lucht; deze is geschat op basis van beschikbare meetgegevens voor een binnenbadsituatie:

- Chloroform: op 20 cm hoogte 93,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; op 150 cm hoogte 65,52 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Chrobok, 2003)

-BDCM: op 20 cm hoogte 9,36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; op 150 cm hoogte 6,55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (geschat op basis van verhouding chloroform/BDCM in zwembadwater 1:10)

Opmerking: De luchtconcentraties chloroform en BDCM op 150 cm worden geschat op 70% van de concentratie op 20 cm boven het wateroppervlak (Chrobok, 2003).

Voor de berekening van de dermale blootstelling van chloroform en BDCM wordt uitgegaan van specifieke dermale opnamecoëfficiënten (K_p -waarden) van respectievelijk $2,48 \times 10^{-4}$ cm/min (Xu Xu, 2005) en $9,67 \times 10^{-5}$ cm/min (US-EPA, 2003).

Mennes (1994) beschrijft blootstellingsmodellen ten behoeve van een risico-evaluatie voor chloroform in zweminrichtingen. Deze modellen zijn gebruikt voor de huidige berekeningen. De totale blootstelling (B_t) wordt modelmatig bepaald als som van de blootstellingen via de te onderscheiden routes: inhalatie (B_i), oraal (B_o) en dermaal (B_d). De totale interne blootstelling wordt geschat als som van de blootstellingen via de afzonderlijke routes.

De blootstelling is berekend met de volgende formule:

$$B_t = B_i + B_o + B_d \text{ (mg/kg lichaamsgewicht/dag)}$$

Waarin:

$$B_i = C_{\text{lucht}} \times AV \times T \times f_i \times 10^{-3} / Iq$$

$$B_o = C_{\text{water}} \times IVT \times T \times 10^{-9} / Iq$$

$$B_d = C_{\text{water}} \times K_p \times T \times O \times 10^{-6} / Iq$$

Verklaring modelparameters:

C_{lucht} : DBP in zwembadlucht ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_{water} : DBP in zwembadwater ($\mu\text{g}/\text{liter}$)

AV: ademvolume (m^3/min)

f_i : fractie van de ingeademde hoeveelheid die werkelijk wordt opgenomen. Default is 1,0.

Voor chloroform is deze gesteld op 0,8 (conform Mennes, 1994)

T: tijdsduur zwemmen (min)
 IVT: ingeslikt volume (water) (mg/min)
 O: het totale lichaamsoppervlak persoon (cm²)
 Lg: lichaamsgewicht persoon (kg)
 Kp: dermale opnamecoëfficiënt van DBP vanuit het zwemwater (cm/min)
 10⁻³: correctie eenheid (µg naar mg)
 10⁻⁹: correctie eenheden (µg naar mg; 10⁻³, ml naar liter; 10⁻³ en mg naar gram; 10⁻³)
 10⁻⁶: correctie eenheden (µg naar mg en ml naar liter), 1 ml = 1 g = 1000 mg = 10⁶ µg bij
 dichtheid water 1 (g/cm³)

Modellen en modelparameters

De ConsExpo factsheet 'Disinfectant Products' (Prud'Homme de Lodder et al., 2006) presenteert scenario's en defaults bruikbaar voor het berekenen van de DBP-blootstelling van zwemmers en personeel. De factsheet stelt in het scenario voor zwemmers het model 'verdamping vanuit een vloeistofoppervlak' voor. Echter, het model kan hier niet worden gebruikt, omdat het model uitgaat van een (THM)-luchtconcentratie 'nul' op tijdstip t=0. In de praktijk zijn de concentraties voor chloroform en BDCM op tijdstip t=0 respectievelijk 93,6 µg/m³ en 9,4 µg/m³. Het ConsExpo model onderschat in deze situatie de inhalatieblootstelling.

Wel bevat ConsExpo (www.consexpo.nl) modellen voor berekening van de dermale en orale blootstelling van zwemmers, waaronder het 'dermal skin permeation uptake model' en het 'oral constant rate model'. Het dermale model maakt gebruik van een stofspecifieke dermale opnamecoëfficiënt (Kp). Deze coëfficiënt geeft aan met welke snelheid een stof door de huid diffundeert en wordt uitgedrukt in cm/uur (of cm/min). Het orale model maakt gebruik van een vastgestelde hoeveelheid water die per tijdseenheid wordt ingeslikt (mg/min).

In een eerdere risico-evaluatie voor chloroform in zweminrichtingen door het RIVM beschrijft Mennes (1994) bovengenoemde orale en dermale modellen. Daarnaast beschrijft hij een inhalatiemodel dat uitgaat van het inademen van een vaste luchtconcentratie. US-EPA (2003) beschrijft het 'Swim model' waarmee ook de inhalatie, orale en dermale blootstelling van zwemmers kan worden berekend. Het 'Swim model' gebruikt dezelfde formules als Mennes (1994). Omdat het ConsExpo-inhalatiemodel de binnenbadsituatie niet adequaat kan modelleren wordt de voorkeur gegeven aan de berekeningsformules zoals beschreven door Mennes (1994). De default-waarden zoals gebruikt door Mennes (1994) zijn echter vervangen door recentere gegevens.

Hogere tier-modellen

De specifieke dermale opnamecoëfficiënten (Kp) van chloroform en BDCM zijn afkomstig uit publicaties van Xu Xu (2005) en US-EPA (2003). De laatste publicatie presenteert voor beide stoffen Kp-waarden, die modelmatig zijn berekend op basis van de K_{OW} en de molecuulmassa. Voor een dergelijke berekening zijn meerdere modellen voorhanden. De Kp voor chloroform zoals afgeleid door Xu Xu (2005) is gebaseerd op een meting in aantal proefpersonen die 30 min in een (wellness) bad baadden. Het bad bevatte een constante concentratie chloroform (40 µg/liter). De proefpersonen droegen gedurende het experiment speciale ademapparatuur waarmee in de uitgedemde lucht chloroform werd gemeten. Omdat er alleen via de huid blootstelling plaatsvond, kon via een PBBK modellering de Kp (2,48 x 10⁻⁴ cm/min) voor chloroform berekend worden. De Kp uit deze studie is beoordeeld als de beste beschikbare waarde voor chloroform.

De dermale formule (met Kp) beschrijft de interne blootstelling. De inhalatoire en orale formules beschrijven de externe blootstelling. Mennes (1994) gaat voor chloroform uit van 100% orale absorptie en 80% inhalatoire absorptie. Voor chloroform lijkt er in de literatuur voldoende informatie aanwezig te zijn voor PBPK-modellering voor ook de inhalatoire en orale route. Om redenen van tijd en efficiëntie is een dergelijke uitbreiding niet verder ontwikkeld voor de huidige berekening. Een van de redenen hiervoor is dat vergelijkbare invoergegevens ontbreken voor BDCM. Uiteindelijk is de potentiële opbrengst van PBPK-modellering voor alleen chloroform in termen van reductie van onzekerheid in de uiteindelijke normstelling in de huidige rapportage beperkt. In het licht hiervan is er gekozen voor de benadering conform Mennes (1994).

Default modelparameters

Schets et al. (2011) hebben een uitgebreide onderzoek uitgevoerd naar karakteristieken van Nederlandse zwembadbezoekers. Zij presenteren informatie over zwemfrequentie, zwemduur en ingeslikt volume water tijdens het zwemmen. Ook Prud'Homme de Lodder et al. (2006)

presenteren bruikbare en recentere modelparameters die de defaults zoals gebruikt in Mennes (1994) op enkele punten zouden kunnen vervangen.

In principe zijn de gegevens zoals gerapporteerd door Schets et al. (2011) gebruikt als beste beschrijving van de huidige Nederlandse binnenbadsituatie. In het geval van babyzwemmen is voor de parameters zwemduur en zwemfrequentie gekozen voor factsheet defaults. Schets et al. (2011) presenteren de gegevens verdeeld over twee leeftijdsgroepen, namelijk volwassenen (> 15 jaar) en kinderen jonger dan 15 jaar. Baby's maken onderdeel uit van de groep <15 jaar. Er zijn wel kinderen van 0-1 jaar te onderscheiden in de oorspronkelijke dataset van Schets et al. (2011), maar hun aantal is te klein om een enigszins betrouwbaar beeld te geven van zwemduur en zwemfrequenties van baby's. Voor baby's wordt wel gebruik gemaakt van de door Schets et al. (2011) gepresenteerde innamevolumes (voor <15 jarigen) omdat geschat wordt dat deze volumes worst-case genoeg zijn voor baby's. Omdat er wordt vergeleken met lange-termijn toxicologische grenswaarden is er bij de Schets et al. (2011) gegevens uitgegaan van bovengrenswaarden (95% betrouwbaarheidsinterval) van het gemiddelde. Deze bovengrenswaarden worden beschouwd als conservatief.

Scenario's

De blootstelling is geschat op basis van verschillende scenario's in een binnenbadsituatie. De gebruikte default-waarden van de modelparameters zijn in onderstaande tabel weergegeven.

Karakteristieken voor zwemmers en badmeesters, gebruikt voor blootstellingsschatting

persoon	route blootstelling ^a	Gewicht ^{b,c} (kg)	duur (min)	Adem-volume ^f (m ³ /min)	frequentie (1/jaar)	lichaams-oppervlak ^c (cm ²)	water ingeslikt ^d (mg/min)
badmeester	I	60	480 ^e	0,023	260 ^g	nvt	nvt
baby	I/D/O	6,2	30 ^c	0,005	13 ^c	3460	1000
volwassenen	I/D/O	60	180 ^d	0,023	65 ^d	17500	800
sportzwemmer	I/D/O	60	180 ^d	0,048	260 ^g	17500	400 ^h

^a I (inhalatie); D (dermaal); O (oraal)

^{b,c} 60 (kg) TNsG 2007; 6,2 (kg) Prud'Homme de Lodder et al. 2006

^d Schets et al. (2011)

^e werktijd werknemer

^f www.consexpo.nl

^g 5 dagen per week

^h topsport ingeschat als de helft van een volwassenen 5 dagen per week

Bij de badmeester, met een werkduur van 8 uur per dag (260 dagen/jaar), is uitgegaan van lichte werkzaamheden (ademvolume = 0,023 m³/min). De badmeester wordt alleen blootgesteld via inhalatie aan een luchtconcentratie gemeten op een hoogte van 130 cm boven het wateroppervlak. Bij de baby, met een blootstellingsduur van 30 min per dag (13 dagen per jaar) is uitgegaan van een ademvolume behorend bij een lichte inspanning (0,005 m³/min). Ouder en kind bevinden zich volgens het scenario in het pierenbadje. Tijdens het spelen slikt de baby water in (1000 µl/min). De baby wordt blootgesteld aan luchtconcentraties gemeten op een hoogte van 20 cm boven het wateroppervlak. De baby heeft naast inhalatie ook huidblootstelling.

Bij de volwassen recreant, met een blootstellingsduur van 180 min per dag (65 dagen per jaar), is uitgegaan van een ademvolume behorend bij een lichte inspanning (0,023 m³/min). De recreant heeft naast inhalatie ook huidblootstelling. Al zwemmend slikt de recreant water in (0,8 ml/min). De recreant wordt blootgesteld aan luchtconcentraties gemeten op een hoogte van 20 cm boven het wateroppervlak.

Bij de sportzwemmer, met een blootstellingsduur van 180 min per keer (260 dagen per jaar), is uitgegaan van een ademvolume behorend bij een zware inspanning (0,048 m³/min). De sportzwemmer heeft naast inhalatie ook huidblootstelling. De sportzwemmer slikt als gevolg van zijn goede geoefendheid slechts 0,4 ml water per min in, de helft van de recreant (Prud'Homme de Lodder et al., 2006). De sportzwemmer wordt blootgesteld aan DBP luchtconcentraties gemeten op een hoogte van 20 cm boven het wateroppervlak.