



Universitetssjukhuset Örebro
Arbets- och miljömedicinska kliniken

RAPPORT

Datum: 2007-2009

Id nr: AMM-L-2010/51

Utfärdat dat: 21 dec 2010

Exponering för triklorammin och trihalometaner vid åtta badanläggningar i Mellansverige

Jessica Westerlund¹, Håkan Westberg¹, Kåre Eriksson², Anne-Marie Porat¹,
Ing-Liss Bryngelsson¹, Håkan Löfstedt¹, Göte Mölleby¹

¹ Arbets- och miljömedicinska kliniken, Universitetssjukhuset Örebro, 701 85 Örebro

² Yrkes- och miljömedicin, Umeå universitet, 901 87 Umeå

SAMMANFATTNING

Mätningar av trikloramin samt trihalometaner (kloroform, bromdiklormetan, dibromklormetan, bromoform) vid åtta badanläggningar i Mellansverige har genomförts. Provtagning genomfördes vintertid från januari 2007 till mars 2009. Exponeringsmätningarna omfattade alla typer av personalkategorier på baden, såväl administrativ personal som underhållspersonal och badvakter. De stationära mätningarna utfördes på representativa platser både för baden och för personalen. Resultaten anses därför spegla förhållanden på badanläggningar i allmänhet. För att registrera eventuell luftvägspåverkan av exponeringen utfördes medicinska undersökningar i form av kväveoxidmätning i utandningsluft, spirometri samt blodprovtagning för analys av biologiska markörer på arbetstagarna i samband med tekniska mätningar. De medicinska undersökningarna behandlas dock inte vidare i den här rapporten.

Hygieniskt gränsvärde för trikloramin saknas, lufthalterna jämfördes dock med rekommenderat riktvärde från WHO ($500 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Uppmätta lufthalter av kloroform jämfördes med hygieniskt nivågränsvärde för kloroform ($10\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) utfärdat av Arbetsmiljöverket. Hygieniskt gränsvärde för övriga trihalometaner; bromdiklormetan, dibromklormetan och bromoform; saknas.

Exponeringsmätningar visade på trikloraminhalter mellan $1,0\text{-}240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och vid stationär provtagning $1,0\text{-}640 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Maxvärdet vid exponeringsmätningarna uppmättes på en person som i huvudsak arbetade med badbevakning, men WHO:s rekommenderade riktvärde för trikloramin överskreds inte. Vid stationära mätningar av trikloramin uppmättes dock halter som låg över WHO-riktvärdet vid en specifik aktivitet, vattenaerobic ($640 \mu\text{g}/\text{m}^3$), samt vid en bubbelpool ($540 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

WHO:s rekommenderade riktvärde för trikloramin är baserat endast på stationära mätningar och kunde således inte direkt kopplas till exponeringsmätningar av trikloramin. Trikloraminhalter som uppmättes i denna studie visar dock på att exponeringsmätningarna hos badhuspersonal, som tillbringar övervägande delen av sin arbetstid i simhallsmiljö, ger halva trikloraminhalter jämfört med de som uppmättes vid parallella stationära mätningar. Genom dessa antaganden skulle riktvärdet för exponeringsmätningar då kunna utgöras av WHO:s halverade riktvärde, $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Kloroform var den dominerande trihalometanen och varierade mellan $3,0\text{-}170 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid exponeringsmätningarna och från $0,13$ till $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid de stationära provtagningarna. Maxvärden för kloroform vid exponeringsmätningar respektive stationärt återfanns hos en badvakt/simskollärare samt vid en motionsbassäng. Samtliga uppmätta kloroformhalter var låga och låg långt under gällande hygieniska nivågränsvärde. Trots avsaknad av hygieniskt gränsvärde ansågs uppmätta halter av övriga trihalometaner; bromdiklormetan, dibromklormetan och bromoform; vara mycket låga. Med detta som grund dras därför inga vidare slutsatser om THM-exponeringen.

Uppmätta halter av trikloramin var också låga men kan utgöra grund för att etablera ett säkrare gränsvärde jämfört med dagens rekommenderade riktvärde. Ambitionen med mätningarna är att lufthalterna skall kunna kopplas till eventuella fynd i utförda medicinska undersökningar och därigenom förhoppningsvis medverka i underlag till rekommendationer på säkra exponeringsnivåer för trikloramin.

Jessica Westerlund
Mättekniker

Håkan Westberg
Laboratorieförman

Innehåll

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| SAMMANFATTNING | 2 |
| 1 INTRODUKTION..... | 4 |
| 1.1 VATTENDESINFEKTION | 4 |
| 1.2 REGLERING AV VATTENKVALITET | 4 |
| 1.3 DESINFEKTIONSBIPRODUKTER..... | 4 |
| 1.4 RISKBEDÖMNING OCH HYGIENISKA GRÄNSVÄRDEN | 5 |
| 1.5 TRIKLORAMIN..... | 6 |
| 1.5.1 Källa..... | 6 |
| 1.5.2 Riskbedömning och hygieniska gränsvärden | 6 |
| 1.6 TRIHALOMETANER | 6 |
| 1.6.1 Källa..... | 6 |
| 1.6.2 Riskbedömning och hygieniska gränsvärden | 7 |
| 1.7 PROVTAGNINGS- OCH ANALYSMETODER | 7 |
| 1.7.2 Provtagning och analys av trikloramin i luft | 7 |
| 1.7.1 Provtagning och analys av trihalometaner i luft | 8 |
| 1.8 SYFTE..... | 9 |
| 2 MATERIAL OCH METODER | 10 |
| 2.1 STUDIEOBJEKT | 10 |
| 2.2 PROVTAGNINGSSTRATEGI | 10 |
| 2.3 MEDICINSKA UNDERSÖKNINGAR | 10 |
| 2.2 PROVTAGNINGSMETODER | 12 |
| 2.3 ANALYSMETODER | 13 |
| 2.3.1 Trikloramin..... | 13 |
| 2.3.2 Trihalometaner..... | 13 |
| 2.4 STATISTISK ANALYS OCH REDOVISNING AV MÄTDATA..... | 14 |
| 3 RESULTAT | 15 |
| 3.1 TRIKLORAMIN..... | 15 |
| 3.2.1 Klassindelning av trikloraminhalter | 16 |
| 3.2.2 Trikloraminhalter vid exponeringsmätningar och stationära mätningar..... | 17 |
| 3.3 TRIHALOMETANER | 19 |
| 4 DISKUSSION | 20 |
| 4.2 EXPONERINGSMÄTNING AV TRIKLORAMIN | 20 |
| 4.3 STATIONÄR MÄTNING AV TRIKLORAMIN..... | 20 |
| 4.4 TRIKLORAMIN OCH GRÄNSVÄRDEN | 21 |
| 4.5 TRIHALOMETANER | 21 |
| 5 SLUTSATS | 22 |
| 6 TACK | 23 |
| 7 REFERENSER..... | 24 |

Bilaga 1. Tabell 8 a-d med tidsvägda medelvärden från exponeringsmätningar av trihalometaner.

Bilaga 2-3. Exempel på kromatogram vid analys av trihalometaner.

Bilaga 4-7. Exempel på masspektrum vid analys av trihalometaner.

1 INTRODUKTION

I ett flertal internationella studier har samband mellan slemhinneirritation och luftvägsbesvär hos badhuspersonal och badande besökare studerats gällande exponering för desinfektionsbiprodukter vid klorering av badvatten. Utländska studier omfattar mätningar av såväl organiska desinfektionsbiprodukter som trihalometaner (THM) samt oorganiska i form av kloraminer. Svenska studier och data samt reglering i form av hygieniska gränsvärden avseende detta är knapphändiga eller saknas helt. Luftmätningar av desinfektionsbiprodukter i svenska badhus är därför en viktig del i kartläggningen av badhusanställdas exponering.

1.1 VATTENDESINFEKTION

För att hålla bassängvatten fritt från sjukdomsalstrande organismer i bad med återcirkulation av vattnet krävs kontinuerlig tillförsel av desinfektionsmedel. Grundläggande krav som ställs på desinfektionsmedel är att det ska vara snabbverkande mot bakterier och virus samt fungera under så lång tid i vattnet att en fullgod desinfektion i hela bassängen uppnås. Det finns flera olika medel och metoder som används vid desinfektion, men klorering av badvatten är det som är effektivast och förespråkas såväl i Sverige som internationellt. Klor används inte som ren klorgas i bassängen utan används oftast i kombination med olika salter och fås då i form av till exempel natriumhypoklorit (NaClO). Undantagsvis kan klorgas som framställs elektrolytiskt på badanläggningen ledas direkt ner i badvattnet. För att minska användningen av desinfektionsmedel i bassängvatten finns komplement som ozon och UV-ljus. De har båda en bakteriedödande effekt men verkar mycket lokalt och kan därför inte användas som enda metod för att uppnå tillfredställande vattenkvalitet.¹⁻²

1.2 REGLERING AV VATTENKVALITET

Socialstyrelsens riktvärden används som underlag vid bedömning av vattenkvalitet i bassängvatten³. Enligt dessa bör pH-värdet ligga mellan 7,2-7,6 i klorerat vatten. Riktvärden för aktivt fritt, bundet respektive totalt klor vid olika temperaturer och pH-värden anges i tabell 1.

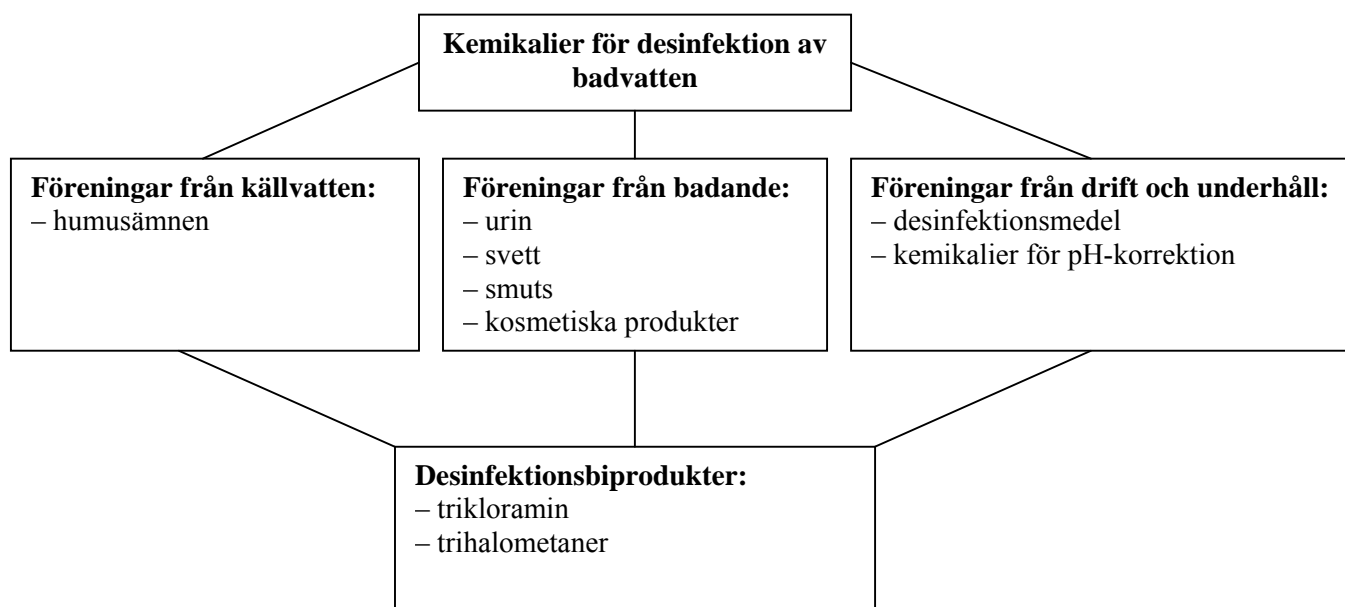
Tabell 1. Riktvärden för klorhalter i badvatten vid olika temperaturer och pH-värden³

| Parameter | Klor ($\text{mg Cl}_2/\text{l}$) | | |
|---------------------------------------------------------|------------------------------------|------------|------------|
| | pH 7,2 | pH 7,4 | pH 7,6 |
| Aktiv fri klor för vattentemperatur $<35^\circ\text{C}$ | $\geq 0,4$ | $\geq 0,5$ | $\geq 0,6$ |
| Aktiv fri klor för vattentemperatur $>35^\circ\text{C}$ | $\geq 0,8$ | $\geq 0,9$ | $\geq 1,0$ |
| Halt bunden klor vid alla vattentemperaturer | $\leq 0,4$ | $\leq 0,4$ | $\leq 0,4$ |
| Totalhalt klor vid alla vattentemperaturer | ≤ 2 | ≤ 2 | ≤ 2 |

1.3 DESINFEKTIONSBIPRODUKTER

I badanläggningar med återcirkulerande vatten finns en ständig tillförsel av en rad föreningar; dels från själva källvattnet men även från badbesökare och från underhåll och drift av badet. Utan fullständig elimination av dessa substanser i bassängvattnet kan reaktion ske med tillsatt desinfektionsmedel. I bassängen övergår den tillsatta hypokloriten (t.ex. NaClO) till hypokloritjon (ClO^-) som kommer att hamna i jämvikt med underklorsyrlighet (HOCl).¹ Dessa ämnen står för den desinfekterande effekten men bidrar även till att såväl oorganiska som organiska halogenerade ämnen bildas som föroreningar, sk desinfektionsbiprodukter⁴, se figur 1.

Oorganiska föroreningar i form av kloraminer erhålls vid reaktion mellan underklorosyrligheten och kvävehaltiga föreningar⁵⁻⁶. THM bildas då underklorosyrligheten reagerar med organiskt material i badvattnet⁷. Emission av desinfektionsbiprodukter till luften beror i sin tur på olika badkaraktäristika som antal besökare (deras beteende och hygien), intensiteten av aktivitet i vattnet, halten av respektive förening i vattnet, kontaktytan mellan vatten och luft, vattentemperaturen samt luftomsättningen av simhallsluften⁸⁻¹².



Figur 1. Möjliga kontamineringar av badvattnet i inomhusbad²

1.4 RISKBEDÖMNING OCH HYGIENISKA GRÄNSVÄRDEN

För att bestämma personlig exponering kvantifieras det kemiska ämnets halt i personens andningszon. Exponeringen definieras som den luft som individen exponeras för och med stor sannolikhet andas in. Hudupptag, absorption via ögon samt upptag via mag-tarmkanalen är också exponeringsvägar som kan bidra till den totala personliga dosen, men den luftburna exponeringen dominerar i de flesta arbetsmiljöer.¹³

Exponeringen kan variera inom och mellan dagar och denna variation kan bero på många olika faktorer som arbetsförhållanden, arbetsuppgifter, ventilation och andra omgivningskaraktäristika. Det är därför av vikt att dessa faktorer beskrivs under mät dagarna. Utfallet av exponeringsbedömningar kan användas vid epidemiologiska studier när samband mellan exponering och ohälsa studeras. De kan också användas för jämförelse med hygieniska gränsvärden och utgöra grund för värdering av risk i arbetsmiljö.¹⁴ Hygieniska gränsvärden används för att beskriva högsta tillåtna koncentrationen av ett ämne i inandningsluften i arbetsmiljön. Det hygieniska gränsvärde som används i denna undersökning definieras som tidsvägda medelvärdet för en 8-timmars arbetsdag, ett så kallat nivågränsvärde (NGV).¹⁵ Ett hygieniskt gränsvärde syftar till att skydda en arbetstagare under ett helt arbetsliv utan att orsaka ohälsa¹³. Korttidsvärde (KTV) är ett rekommenderat värde som utgörs av ett tidsvägt medelvärdet för exponering under en referensperiod av 15 minuter¹⁵.

1.5 TRIKLORAMIN

1.5.1 Källa

I klorerat bassängvatten genereras oorganiska kloraminer i form av mono-, di- och trikloramin (NH_2Cl , NHCl_2 och NCl_3)⁶. Dessa bildas då hypoklorsyran reagerar med olika kvävehaltiga föroreningar från människor, främst svett och urin⁵. I badhusluften är trikloramin den dominerande kloraminen eftersom den avges lättast till luften. Bildningen av trikloramin dominerar vid lägre pH ($\text{pH} < 8$) och vid en hög kvot mellan kloridjoner och kväve¹⁶.

1.5.2 Riskbedömning och hygieniska gränsvärden

Kloraminer är välkända luftvägsirriteranter, speciellt trikloramin, som redan 1983 beskrivs av Barbee som starkt slemhinneirriterande¹⁷. Hälsopåverkan som förknippas med förhöjda halter av trikloramin i luft är främst akuta effekter i form av klorlukt, irritation i ögon och andningsvägarnas slemhinnor samt lungpåverkan och illamående². Risken för utveckling av astma och andra akuta luftvägsbesvär hos vuxna och barn har pekat på vikten av kontroll av lufthalter av trikloramin^{5, 8, 18-20}. Vid simning har förändringar av biomarkörer för utveckling av astma setts och kunnat kopplas samman med trikloraminexponering²¹⁻²². Hos patienter med redan diagnostiserad mild astma har vistelse i klorerade bad visat på ökad luftvägsreaktivitet²³. För badhuspersonal är exponering via inandning och påverkan på luftvägar och lungfunktion liksom utveckling av astma sannolikt det största hälsoproblemet^{8, 10, 19}.

Belgiska studier visar på sambandet mellan förekomst av barnastma och vistelse i klorerade inomhusbad^{18, 20}. I en norsk studie har babysim förknippats med återkommande luftvägs- och öroninfektioner²⁴. I en holländsk, en brittisk samt två franska studier har besvär och irritation i slemhinnor och luftvägar redovisats hos såväl badvakter som simlärare verksamma i badanläggningar med klorerade simbassänger^{5, 8, 10, 19}. Den brittiska studien rapporterade yrkesrelaterade besvär i badhus vid trikloraminhalter mellan $100\text{-}570 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och pekade även på yrkesrelaterad astma vid dessa nivåer¹⁰.

Hygieniskt gränsvärde för trikloramin i luft saknas. En fransk studie började registrera symtom hos badvakter vid trikloraminhalter på cirka $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och föreslog ett bekvämlighetsvärde för trikloramin på $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ⁵. Djurstudier på trikloramin konfirmerade det franska förslaget och WHO (World Health Organization) följde samma linje i och med ett rekommenderat riktvärde på $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ^{2, 5, 25}.

1.6 TRIHALOMETANER

1.6.1 Källa

De vanligaste förekommande halogenerade kolvätena i badhusluften är kloroform (CHCl_3), bromdiklormetan (CHCl_2Br), dibromklormetan (CHClBr_2) och bromoform (CHBr_3)²⁶. Samtliga tillhör gruppen trihalometaner och är de organiska föreningar som främst studerats i badhusluft. Samtliga THM:er är förhållandevis lösliga i vatten men har även förmåga att förångas och avdunsta från vattenytan. Enligt tidigare studier är kloroform den dominerande trihalometanen i simhallsluft vid desinfektion med klor. Bromföreningarna bildas då källvattnet innehåller små mängder brom och representerar därför en lägre andel av uppmätta totala THM-halter.^{7, 27-28}

1.6.2 Riskbedömning och hygieniska gränsvärden

Vid badande är inhalation den dominerande exponeringsvägen för THM, en tredjedel tas upp via huden och visst upptag fås via mag-tarmkanalen om badvatten sväljs. Följaktligen sker exponering för badhuspersonal övervägande via inandning och eventuellt även via hudupptag.²⁹ Exponeringsstudier har visat på THM-halter i plasma och utandningsluft hos simmare samt hos badhuspersonal^{27-28, 30}. Vid studier på simmare har graden av ansträngning setts korrelera med upptag av THM via inhalation^{12, 28, 30-33}.

WHO och deras cancerinstitut IARC (International Agency for Research on Cancer) bedömer kloroform och bromdiklormetan som möjligen cancerframkallande för människa (IARC grupp 2B)³⁴⁻³⁵. Enligt WHO har inte dibromklormetan och bromoform fastställt carcinogenicitet (IARC grupp 3)³⁶⁻³⁷. Inandning av mycket höga koncentrationer av kloroform medför medvetlöshet, akut hjärtsvikt och död. I djurförsök har höga doser (avsevärt högre doser än de som uppstår vid klorering av bassängvatten) orsakat nervskador och cancer i lever och njurar³⁸.

För badhuspersonal finns hygieniskt gränsvärde för kloroform. Kloroform är klassificerat som cancerframkallande enligt grupp C och har såväl ett NGV på 10 000 µg/m³ samt ett KTV uppgående till 25 000 µg/m³.¹⁵ Hygieniskt gränsvärde för övriga trihalometaner; bromdiklormetan, dibromklormetan och bromoform saknas.

1.7 PROVTAGNING- OCH ANALYSMETODER

1.7.2 Provtagning och analys av triklorammin i luft

Svensk standard för provtagning och analys av triklorammin i luft saknas idag. I utländska badhusstudier används provtagnings- och analysmetod utvecklad av Hery et al där provtagningen är filterbaserad och analys sker i ett jonkromatografisystem med konduktivitetdetektor^{5, 8-10, 19}.

Jonkromatografi är en form av högpresterande vätskekromatografi, HPLC (High Performance Liquid Chromatography). Vid jonkromatografi består den mobila fasen (eluenten) av en vätska som pumpas genom kolonnen innehållande den stationära fasen.³⁹ Genom att lösa analyterna i vätska antar de joniserad form, vilket krävs för separation med jonkromatografi⁴⁰. Provet injiceras i mobilfasen för transport genom den stationära fasen bestående av ett granulärt pulver med jonbytesgrupper packade i kolonnen^{41, 39}. I kolonnen sker växelverkan mellan stationärfasens fixerade joner och provjonerna med motsatt laddning. På så vis bromsas jonerna olika mycket och anländer separerade till suppressorn. Suppressorns uppgift är att minska bakgrunden hos eluenten och att öka känsligheten för analyterna som slutligen registreras i detektorn avseende elektrolytisk ledningsförmåga (konduktivitet).³⁹

Mobilfasen transporterar provet genom systemet och består av en vattenlösning av en eller flera salter. Mobilfasen påverkar provseparationen genom flera kemiska och fysikaliska faktorer som jonstyrka, pH, temperatur, flöde samt buffertsalt. Val av eluent görs baserat på analyten och kolonnen. Hydroxid- och karbonateluenter är vanligt förekommande. Det finns olika kolonn typer, men samtliga innehåller laddade funktionella grupper, så kallade jonbytesgrupper. Vid separation av anjoner används jonbytesgrupper med positiv laddning för att attrahera och bromsa upp provjonerna. Olika provjoner kommer avseende laddning attraheras olika mycket till jonbytesgrupperna och kommer på så vis separeras i kolonnen. Val av kolonn styrs framförallt av vilka provjoner som ska analyseras. Vid jonkromatografisk analys befinner sig såväl provet som salterna i eluenten i joniserad form. Då detektion sker avseende konduktivitet kommer även eluentjonerna att registreras i detektorn, så kallad bakgrundskonduktivitet. Ofta är eluentjonernas konduktivitet till och med högre än provjonerna vilket gör att dessa måste undertryckas (eng: *suppress*) vilket sker i suppressorn.

Detta leder till en ökning i provjonernas signal. I suppressorn neutraliseras eluenten genom jonbyte vilket ger en sänkt bakgrundskonduktivitet. Då provjonerna separerats och genomgått suppression registreras de i en konduktivitetsdetektor. Här utnyttjas den elektrolytiska ledningsförmågan som alla joner har. I en konduktivitetsdetektor passerar eluatet genom en flödescell innehållande två elektroder med en spänning över sig. Då provjonerna kommer in i flödescellen ökar konduktiviteten vilket genererar en strömökning som är proportionell mot ökningen i ledningsförmåga.³⁹ Provjonerna presenteras som toppar i ett kromatogram i relation till retentionstiden. Retentionstiden är specifik för varje förening och storleken på detektorsignalen är proportionell mot mängden analyt.⁴¹

1.7.1 Provtagning och analys av trihalometaner i luft

Enligt svensk standard insamlas flyktiga organiska föreningar på lämplig fast adsorbent. Provtagningen kan utföras aktivt med en pump eller passivt genom att låta luft diffundera in genom provtagaren⁴². I tidigare utländska publicerade studier provtogs trihalometaner med XAD-2-filter⁷ eller samlades in i påsar alternativt vialer^{11-12, 27-28, 30, 33}. I vissa publikationer användes pumpad provtagning på adsorbenter med aktivt kol²⁹ eller adsorbentrör i form av CarbotrapTM 300^{11, 30-31}.

CarbotrapTM 300 är en så kallad multibedadsorbent som innehåller tre kolbaserade komponenter, Carbopack B och C samt Carbosieve S-III⁴³. Adsorbenten tillhör en icke polär grupp som kallas ”graphitized carbon blacks” och anses passa föreningar med låg kokpunkt⁴⁴ där framför allt den starkaste komponenten, Carbosieve S-III, anses passa för provtagning av halogenerade kolväten⁴⁵. I dagsläget används multiadsorbenter endast vid pumpad provtagning då deras egenskaper vid diffusionsprovtagning ännu inte undersökts⁴⁶.

Enligt svensk standard analyseras flyktiga organiska föreningar insamlade på fast adsorbent med automatisk termisk desorption (ATD) i två steg med en kylfälla samt separation av de olika komponenterna i en gaskromatograf (GC). För att sedan kunna identifiera och kvantifiera de flyktiga organiska föreningarna kan en masspektrometer (MS) kopplas till gaskromatografen.⁴² Oavsett provtagningsmetod har tidigare utländska studier använt sig av GC kopplat till diverse olika detektorer, främst elektroninfångningsdetektor (ECD) eller MS, för separation och detektion av trihalometaner. Om provtagning utförs med adsorbentrör nyttjas även utrustning för termisk desorption.^{11-12, 27-31, 33}

Med hjälp av en ATD-utrustning släpper analyterna från adsorbenten genom kraftig uppvärmning och genomströmning av ett gasflöde, en så kallad tvåstegsdesorption. Fokusering av de desorberade komponenterna sker på en kylfälla som därefter injicerar komponenterna på separationskolonnen genom momentan uppvärmning. Förutom injektionsfunktionen så förhindrar kylfällans kryofokusering så kallad bandbreddning, den får alltså analyterna att samlas ihop innan separationsfasen så att de bildar smala koncentrerade toppar i kromatogrammet.⁴⁷ För att belastningen inte ska bli för stor på kolonnen används oftast splitinjektion där endast en liten del av provet når kolonnen via en upphettad transferline⁴¹. I kolonnen möjliggörs separationen genom att analyterna har olika löslighet i den stationära fasen samt rör sig med olika hastighet i den mobila fasen. Provkomponenterna rör sig framåt i kolonnen med hjälp av bärgasen och fördelas ständigt mellan stationärfasen och mobilfasen. Det ämne som tenderar att lösa sig väl i den stationära fasen vandrar sakta genom kolonnen. Ämnen som föredrar den rörliga fasen kommer däremot att transporteras fortare⁴⁸.

Vid kolonnens slut kommer de separerade komponenterna introduceras i masspektrometern för identifikation samt kvantifiering. För att detektion av analyterna ska kunna utföras måste molekylerna som de består av joniseras. Detta sker i masspektrometers jonkälla där

komponenterna bestrålas med elektroner genererade av ett metallfilament. Energin som överförs vid kollisionen mellan elektronen och den neutrala molekylen är tillräcklig för att få molekylerna att sönderfalla i ett specifikt mönster samt erhålla en positiv laddning. För att sedan ta sig vidare till massfiltret accelereras och fokuseras jonstrålen då den passerar en serie linser. Massfiltret utgörs av kvadrupolen som består av fyra hyperboliska stavar. Genom att dessa arbetar parvis fås en variation av det elektriska fältet samt strömmen. Detta gör att olika joner kommer att transporteras genom massfiltret med olika hastigheter som beror på deras massa (m) och laddning (z). Kvadrupolinställningar baserade på de joniserade analyternas massa och laddning avgör vad som tillåts passera vidare till detektorn och vad som kommer att selekteras bort. Kvadrupolen kan arbeta i två olika lägen, SIM (selected ion monitoring) eller scan. I SIM-mode fås en högre sensitivitet då kvadrupolen endast släpper igenom vissa valda specifika joner avseende m/z . I scan-mode fås en sämre sensitivitet, men en bredare bild av provet då kvadrupolen släpper igenom joner i ett visst valt m/z -intervall. Kollision av de partiklar som uppehåller sig i masspektrometern vid analys undviks genom att systemet befinner sig i vakuum. Varje laddad partikel som tar sig till detektorn detekteras och registrering sker i ett datasystem som presenterar informationen i form av ett kromatogram.⁴⁹ Utifrån detta kan provets komplexitet, kvantitet samt identitet bestämmas. Varje topp representerar en förening vars mängd kan uppskattas genom mätning av toppens höjd eller area. Slutligen sker identifikation med avseende på den tid det tar för respektive ämne att ta sig genom kolonnen, retentionstiden, samt varje ämnens unika masspektrum. Ett datoriserat bibliotek lagrat med olika spektra kan sedan användas för att hitta olika föreningar som matchar de masspektrum som detektorn registrerat.⁴⁰⁻⁴¹

1.8 SYFTE

Syftet med undersökningen är att bestämma de anställdas exponering för desinfektionsbiprodukter i form av trikloramin och trihalometaner (kloroform, bromdiklormetan, dibromklormetan och bromoform). Stationär provtagning utförs också runt om på badanläggningarna för att studera variation av desinfektionsbiprodukter i luften på representativa platser och aktiviteter för badanläggningen. Slutligen ställs stationära mätningar och exponeringsmätningar i relation till varandra samt rekommenderade riktvärden och dagens hygieniska gränsvärden. Resultaten kommer vidare att ingå i en parallell medicinsk studie av badhuspersonal för riskbedömning av exponering.

2 MATERIAL OCH METODER

2.1 STUDIEOBJEKT

Totalt utfördes mätningar på åtta badanläggningar i fyra städer i Mellansverige vintertid under perioden januari 2007 till och med mars 2009. Samtliga bad erbjöd motionssim och simskola. Vissa hade också övriga aktiviteter såsom vattengymnastik och babysim samt inhyste även föreningsverksamhet i form av simträning. Ett av baden var ett kombinerat motions- och äventyrsbad. För mer detaljerad beskrivning av badanläggningar och provtagningsförhållanden se tabell 2.

2.2 PROVTAGNINGSTRATEGI

Luftmätningar av THM samt trikloramin utfördes under en arbetsdag via exponeringsmätningar samt stationära provplatser. Då personalen arbetade enligt schema genomfördes exponeringsmätningarna dag- och kvällstid under ett arbetspass (4-10 timmar). Exponeringsmätningarna omfattades av personal med olika typer av befattningar där arbetsuppgifterna ofta varierade såväl inom som mellan olika befattningar på baden. Arbetsuppgifter som utfördes av badhuspersonalen i samband med studien var: badvakt, simskollärare, babysimledare, vattenaerobicinstruktör, gyminstruktör, vaktmästare, receptionist, lokalvårdare och administratör. För att kunna koppla exponering till arbetsuppgifter ombads personal som omfattades av exponeringsmätningarna att under mättillfället registrera sina arbetsuppgifter i en arbetsdagbok. Totalt utfördes 52 exponeringsmätningar.

Stationär provtagning under åtta timmar skedde dagtid på representativa platser för badhusanläggningen samt som kortare mätningar vid specifika aktiviteter både dag- och kvällstid. Val av provplatser vid mätningar under åtta timmar samt vid mätningar under specifika aktiviteter varierade mellan badanläggningarna. I studien omfattades följande kategorier av utrymmen med en eller flera stationära provplatser där totala antalet mätningar för varje kategori på alla bad anges inom parentes: reception (14), motionsbassäng (34), undervisningsbassäng (10), bubbelpool (7), äventyrsbassäng (4), vaktmästarhytt i källare (1) samt Nautilus gym (1); under specifika aktiviteter: simskola (18), babysim (7), vattengymnastik/vattenaerobic (4) och simklubbsträning (5). Totalt utfördes 110 stationära mätningar.

2.3 MEDICINSKA UNDERSÖKNINGAR

För att registrera eventuell luftvägspåverkan av exponeringen utfördes medicinska undersökningar på personalen innan samt efter avslutat arbetspass. Kväveoxid (NO) i utandningsluft mättes som markör för inflammation i luftvägarna och spirometri användes som lungfunktionstest. Ytterligare markörer för inflammation i luftvägarna, Clara cell 16 kDa (CC16) protein samt Surfactant protein A och D (SP-A och SP-D), provtogs venöst. För att utröna tidigare sensibilisering utfördes venös blodprovtagning för analys av phadiatop (IgE), screening av de vanligast förekommande luftvägsallergen (björk, timotej, gråbo, kvalster, katt, hund, häst och mögel). För att få ett längre tidsperspektiv avseende luftvägshälsa hos berörd personal ombads de i samband med de medicinska undersökningarna att fylla i en enkät rörande luftvägssymptom från ett år till en vecka bakåt i tiden. De medicinska undersökningarna kommer inte att behandlas i den här rapporten.

Tabell 2. Beskrivning av badanläggningar där mätningar genomförts under tidsperioden januari 2007 till och med mars 2009

| Bad | Mätdatum | Anställda | Besökare/år | Bassänger | Bassängtemp. (°C) | Reningsteknik | Ventilation | Takhöjd |
|-----|--------------------------|---------------------|-------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------|----------------|-------------|------------------------------------------|
| 1 | 2007-01-22 2007-01-29 | 6 | 80 000 | Motion 16x8 m | 30 | NaOCl | FTX | 3 m |
| 2 | 2007-02-05 2007-02-12 | 9 | 200 000 | Motion 25x8 m Undervisning 12x8 m Bubbelpool | 28 32 34 | NaOCl | FTX | 3 m |
| 3 | 2007-02-19 | 7 | 170 000 | Motion 25x12 m Bubbelpool | 30 35 | NaOCl, UV-ljus | FTX | 3 m |
| 4 | 2007-11-26 2008-03-17 | 35 (rotation 2 bad) | 265 000 | Motion 25x14 m Undervisning 11x6 m | 29 33 | NaOCl | FTX | Motionsdel: 11 m Underv.del: 4 m |
| 5 | 2007-12-03 2008-04-07 | 35 (rotation 2 bad) | 300 000 | Motion 25x50 m Undervisning 12x6m | 29 33 | NaOCl, UV-ljus | FTX | 6 m |
| 6 | 2008-09-15 2008-09-22 | 20 | 200 000 | Motion 25x16 m + vinkel: bredd 25 m Undervisning ø 12 m | 27 32 | NaOCl | FTX | 3 m Hopptorn: 8 m |
| 7 | 2008-10-20 | 4 | 18 000 | Motion 25x8 m | 29 | NaOCl | FTX | 6 m |
| 8 | 2009-03-09 2009-03-23 | 13 | 220 000 | Motion 25x12 m Undervisning 12x5 m Vågbassäng 15x20 m Barnbassäng: 3x4 m Bubbelpool | 27 34 29 37 37 | NaOCl | FTX | Motionsdel: 10 m Äventyrsdel: 6 m |

Förkortningar: NaOCl: natriumhypoklorit; UV-ljus: ultraviolett ljus; FTX: från- och tilluftsventilation med värmewäxling.

2.2 PROVTAGNINGSMETODER

Såväl den personburna som den stationära provtagningen av trikloramin och THM i luft utfördes aktivt med hjälp av en luftprovtagningspump av typen GSA SG4000 (GSA, Tyskland) eller SKC AirCheck 5000 (SKC, USA). För provtagning av trikloramin användes kvartsfiberfilter monterade i en filterkassett, se figur 2, och för provtagning av THM i luft användes multiadsorbenten CarbotrapTM 300, se figur 3, bestående av tre kolbaserade adsorbenter Carbopack B och C samt Carbosieve S-III packade i stål rör (90 mm x 5 mm i.d., Perkin Elmer, USA). Provtagarna anslöts till pumpen via en två-rörshållare av typen MSA Gemini[®] (MSA, USA). Provtagningen av trikloramin och THM utfördes med ett luftflöde på 0,25 l/min respektive 0,01 l/min. Luftflödet kontrollerades före och efter samt kontinuerligt under provtagningen. Trikloraminprovtagare klarade provtagningstider på upp till 10 timmar medan provtagare för THM byttes vid mätningar längre än fyra timmar. Mätutrustningarna för personburen provtagning placerades i arbetstagarnas andningszon och de stationära fästes vid ett stativ på en höjd av cirka 1,5 m. Under mätning av specifika aktiviteter placerades provtagningsutrustningen på stativ så nära exponerad arbetstagare som möjligt.

Provtagning av trikloramin utfördes enligt tidigare publicerad metod⁵. Provtagning av trihalometaner utfördes enligt metod utvecklad på Arbets- och miljömedicinska kliniken laboratorium vid Universitetssjukhuset i Örebro baserad på publicerad EPA (US Environmental Protection Agency)-metod⁴⁵ samt Svensk Standard⁴².



Figur 2. För provtagning av trikloramin – kvartsfiberfilter monterade i en filterkassett.



Figur 3. För provtagning av THM – multiadsorbentrör CarbotrapTM 300 av rostfritt stål med tillhörande metallskruvar för förslutning.

2.3 ANALYSMETODER

2.3.1 Trikloramin

Trikloramin provtogs på 37 mm kvartsfiberfilter (Whatman Grade QMA, USA) som inför provtagningen tvättades med dubbeldestillerat vatten för att med säkerhet eliminera all klorid som filtren kunde tänkas innehålla. Filtren impregnerades sedan med 500 µl av en natriumkarbonatlösning (40 g/l), diarseniktrioxid (4 g/l) och glycerol (40 ml/l) löst i MilliQvatten, därefter torkades filtren vid 50°C. Överst i filterkassetten monterades provtagningsfiltret och underst i kassetten fanns ett backup-filter som fångade upp kloridjoner vid ett eventuellt genombrott. Insamlingstekniken baserades på att luft pumpades genom filtret vars basiska pH omvandlade trikloraminet till hypoklorit som i sin tur reducerades till fria kloridjoner under inverkan av arseniktrioxid.

Efter avslutad provtagning löstes kloridjonerna från provtagningsfiltret och backup-filtret med hjälp av 10 ml MilliQvatten. Kloridjonerna extraherades från filtren i ett ultraljudsbad under 10 minuter och extraktet filtrerades sedan genom ett 13 mm sprutfilter (IC Acrodisc[®], PALL, USA). Analys avseende kloridjoner utfördes därefter i ett suppressat jonkromatografisystem (761 IMPACT IC Methrom, Schweiz) utrustad med en kolonn (METRSEP SEP ASUP5, Methrom, Schweiz). Eluent; 10 mM NaOH med 25 % aceton, suppressor; 50 mM H₂SO₄. Detektion av kloridjonerna utfördes med en konduktivitetsdetektor.

Analys och preparerings av filter för trikloramin utfördes enligt tidigare publicerad metod⁵ på Yrkes- och miljömedicin vid Norrlands Universitetssjukhus i Umeå.

2.3.2 Trihalometaner

Efter provtagning analyserades proverna med termisk desorption (ATD TM, Perkin Elmer, USA) gaskromatografi (GC; 6890, Hewlett Packard, USA) masspektrometri (MS; 5973, Agilent, USA). GC:n var utrustad med en RxiTM-1ms kolonn (60 m x 0,25 mm i.d., filmtjocklek 1,0 µm, Restek, USA) med helium som bärgas. Desorption av provet genomfördes vid 250°C i 5 minuter med heliumgasflödet 50 ml/min och fokuserades på en Tenax TA[®] fylld kylfälla vid -30°C. Splitinjektion (outletsplit 10 ml/min, desorbflow 50 ml/min) av proven genomfördes via snabb upphettning till 250°C och 4 minutersinjektion användes. GC:n var temperaturprogrammerad enligt följande: 30°C i 1 minut, ökning 5°C/min till 125°C som hölls i 15 minuter. Masspektrometern kördes i sim mode (*m/z*: 82,9; 84,85; 126,8; 128,8; 172,75; 174,75) med jonkällan vid 230°C och 70 eV jonenergi. För integrering och utvärdering av kromatogram och spektra användes en mjukvara (G1701DA MSD ChemStation Version D.00.00.38, Agilent tech, USA). Kvantifiering genomfördes med hjälp av sexpunktskalibreringar för respektive THM, kalibreringsområde 0,75-60 ng/prov (kloroform) och 0,10-10 ng/prov (bromdiklormetan, dibromklormetan, bromoform). För etablering av kalibreringskurvor bereddes lösningar för varje förening och kalibreringspunkt, varav 1 µl spikades på CarbotrapTM 300-rör under en minut med ett heliumgasflöde på 50 ml/min.

I bilaga 2 visas kromatogram från en kalibreringspunkt för kloroform och i bilaga 3 ses kromatogram från en kalibreringspunkt för bromdiklormetan, dibromklormetan och bromoform. Bilaga 4-7 visar masspektra för respektive THM.

Analys av trihalometaner utfördes på ackrediterat laboratorium på Arbets- och miljömedicinska klinikens vid Universitetssjukhuset i Örebro enligt metod baserad på publicerad amerikansk EPA (US Environmental Protection Agency)-metod⁴⁵ samt Svensk Standard⁴².

2.4 STATISTISK ANALYS OCH REDOVISNING AV MÄTDATA

Normal- och lognormal-fördelning redovisades, mätfördelningarna anses dock i allmänhet vid dessa typer av mätningar vara lognormalfördelade⁵⁰. För samtliga analyserade prov beräknades lufthalten i $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Standardparametrar som aritmetiskt medelvärde (AM) och standarddeviation (SD), geometriskt medelvärde (GM) och geometrisk standarddeviation (GSD) samt variationsområde (min-max) beräknades och redovisades för enskilda luftprov av triklorammin och trihalometaner.

För triklorammin definierades analytisk detektionsgräns (DL) som 3 SD av signal till brusförhållande (S/N) vid blankanalys och kvantifieringsgränsen sattes 10 gånger SD⁵¹. För THM fanns inte behov för utvärdering av analytisk detektionsgräns. Lägsta kalibreringspunkt för respektive THM användes som kvantifieringsgräns. Signal till brusförhållande beräknades för respektive förenings lägsta kalibreringspunkt. Koncentrationsvärde mindre än detektionsgränsen för triklorammin eller kvantifieringsgränsen för THM uppskattades genom att multiplicera detektionsgränsen eller kvantifieringsgränsen med $1/\sqrt{2}$ ⁵².

Tidsvägt medelvärde (TVM) motsvarade arbetstagarens exponering under provtagningsperioden och beräknades genom tidvägning av exponeringen för olika tidsperioder enligt formel⁵³ och exempel nedan. TVM för exponerings- samt stationära mätningar av triklorammin och trihalometaner redovisades per bad samt totalt för samtliga bad. Stationära mätningar av triklorammin redovisades även indelade avseende provplatstyp.

$$\text{TVM} = \frac{C_1 * T_1 + \dots C_n * T_n}{T_1 + \dots T_n}$$

TVM = tidsvägt medelvärde

C_1, C_n = koncentration under mätperiod 1 respektive n

T_1, T_n = provtagnings-tid period 1 respektive n

Exempel på beräkning av TVM vid provtagning av kloroform under ett arbetspass:

| | | | |
|--------|-----------------|---------|-----------------------------|
| Prov 1 | kl. 07.35-11.59 | 264 min | 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
| Prov 2 | kl. 11.59-15.51 | 232 min | 84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ |

$$\text{TVM} = \frac{75 * 264 + 84 * 232}{264 + 232} = 79 \mu\text{g}/\text{m}^3$$

För att få en uppfattning om fördelningen av trikloramminhalter vid exponeringsmätningar samt stationära mätningar i baden utfördes en klassindelning av resultaten enligt följande: klass 1 ($\leq 125 \mu\text{g}/\text{m}^3$), klass 2 ($>125-250 \mu\text{g}/\text{m}^3$) samt klass 3 ($>250 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Klass 1-3 motsvarar upp till 25 %, 25-50 % och mer än 50 % av WHO:s riktvärde ($500 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Vid korrelationsberäkningar mellan exponeringsmätning och stationär provtagning av triklorammin jämfördes trikloramminhalter vid exponeringsmätningar med parallella stationära 8-timmarsmätningar omkring motions- och undervisningsbassäng. Vid beräkningen användes endast exponeringsmätningar (n=21) där arbetstagaren enligt sin arbetsdagbok arbetat mer än 50 % av sin arbetstid parallellt med någon av de aktuella stationära provplatserna (n=40).

3 RESULTAT

3.1 TRIKLORAMIN

Tidsvägda medelvärden vid exponeringsmätningar av trikloramin (n=52) hade ett variationsområde (min-max) mellan 1,0-240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och totalt var aritmetiska medelvärdet (AM) 68 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se tabell 3.

Tidsvägda medelvärden vid stationära mätningar av trikloramin (n=110) hade ett variationsområde (min-max) mellan 1,0-640 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och totalt var AM 170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se tabell 4. Samtliga parametrar vid stationära mätningar av trikloramin redovisades även indelat avseende provplatstyp, se tabell 5.

Tabell 3. Exponeringsmätningar av trikloramin, tidsvägda medelvärden. För de olika baden redovisas totala antalet prover (n_{tot}) samt antalet prover över detektionsgränsen ($n_{>\text{LOD}}$), aritmetiskt respektive geometriskt medelvärde, aritmetisk och geometrisk standarddeviation och variationsområde (min-max). Halter angivna i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

| Bad | n_{tot} | $n_{>\text{LOD}}$ | Trikloramin | | | | | |
|--------|------------------|-------------------|-------------|----|----|-----|-----|-----|
| | | | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
| Bad 1 | 7 | 7 | 29 | 23 | 21 | 2,3 | 10 | 70 |
| Bad 2 | 5 | 5 | 110 | 77 | 90 | 2,2 | 30 | 220 |
| Bad 3 | 7 | 7 | 47 | 61 | 25 | 3,2 | 10 | 170 |
| Bad 4 | 7 | 5 | 81 | 94 | 23 | 8,8 | 1,4 | 240 |
| Bad 5 | 7 | 6 | 64 | 57 | 27 | 5,9 | 1,4 | 140 |
| Bad 6 | 7 | 7 | 76 | 27 | 71 | 1,6 | 27 | 110 |
| Bad 7 | 4 | 4 | 48 | 48 | 20 | 8,0 | 1,0 | 110 |
| Bad 8 | 8 | 8 | 90 | 51 | 68 | 2,7 | 8,0 | 160 |
| Totalt | 52 | 49 | 68 | 60 | 37 | 4,0 | 1,0 | 240 |

Tabell 4. Stationära mätningar av trikloramin, tidsvägda medelvärden. För de olika baden redovisas totala antalet prover (n_{tot}) samt antalet prover över detektionsgränsen ($n_{>\text{LOD}}$), aritmetiskt respektive geometriskt medelvärde, aritmetisk och geometrisk standarddeviation och variationsområde (min-max). Halter angivna i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

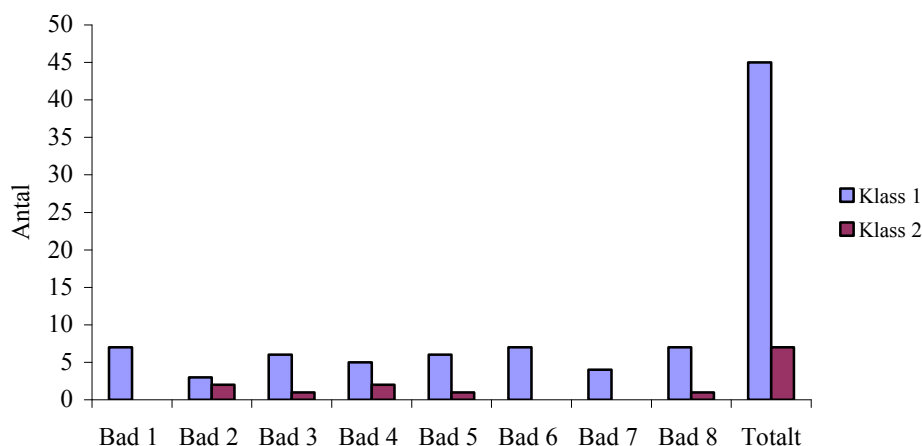
| Bad | n_{tot} | $n_{>\text{LOD}}$ | Trikloramin | | | | | |
|--------|------------------|-------------------|-------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
| Bad 1 | 8 | 8 | 63 | 43 | 40 | 2,6 | 3,0 | 120 |
| Bad 2 | 11 | 11 | 240 | 130 | 170 | 2,0 | 9,0 | 410 |
| Bad 3 | 5 | 5 | 310 | 200 | 180 | 3,4 | 10 | 480 |
| Bad 4 | 18 | 17 | 140 | 72 | 93 | 2,3 | 1,4 | 260 |
| Bad 5 | 17 | 15 | 220 | 160 | 120 | 3,1 | 1,4 | 640 |
| Bad 6 | 18 | 18 | 150 | 83 | 110 | 1,9 | 7,0 | 320 |
| Bad 7 | 11 | 10 | 72 | 39 | 39 | 4,2 | 1,0 | 120 |
| Bad 8 | 22 | 22 | 220 | 120 | 150 | 1,6 | 2,0 | 540 |
| Totalt | 110 | 106 | 170 | 130 | 100 | 4,3 | 1,0 | 640 |

Tabell 5. Stationära mätningar av triklorammin, tidvägda medelvärden. För de olika provplatsetyperna redovisas totala antalet prover (n_{tot}), aritmetiskt respektive geometriskt medelvärde, aritmetisk och geometrisk standarddeviation och variationsområde (min-max). Halter angivna i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

| Stationär provplats | n_{tot} | Triklorammin | | | | | |
|----------------------|-----------|--------------|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
| Reception | 15 | 7,2 | 9,9 | 4,0 | 3,0 | 1,0 | 40 |
| Motionsbassäng | 39 | 150 | 76 | 140 | 1,6 | 50 | 400 |
| Undervisningsbassäng | 10 | 170 | 61 | 170 | 1,4 | 100 | 290 |
| Bubbelpool | 7 | 370 | 120 | 360 | 1,4 | 250 | 540 |
| Äventyrsbassäng | 4 | 270 | 21 | 270 | 1,1 | 240 | 300 |
| Simskola | 17 | 190 | 90 | 170 | 1,6 | 69 | 400 |
| Babysim | 7 | 190 | 130 | 160 | 1,7 | 88 | 460 |
| Vattenaerobic | 4 | 390 | 190 | 350 | 1,7 | 180 | 640 |
| Simträning | 5 | 280 | 88 | 270 | 1,4 | 160 | 400 |
| Källare | 1 | 24 | | | | | |
| Nautilus gym | 1 | 200 | | | | | |

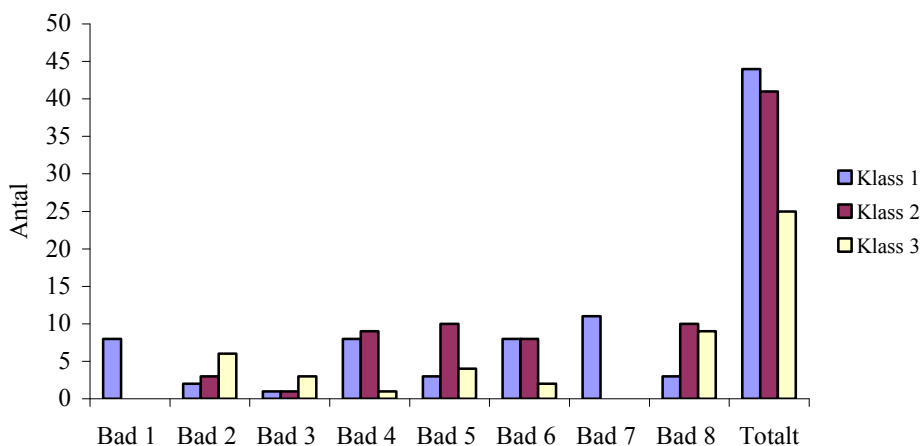
3.2.1 Klassindelning av trikloramminhalter

Figur 4 visar klassning avseende uppmätta trikloramminhalter hos de anställda på de enskilda baden där antal arbetstagare i varje klass redovisas per bad och totalt. På bad 1, 6 och 7 uppmättes halter för arbetstagarna endast i klass 1 medan det för bad 2, 3, 4, 5 och 8 återfanns arbetstagare i både klass 1 och 2. Totalt för alla bad återfanns flest arbetstagare i klass 1.



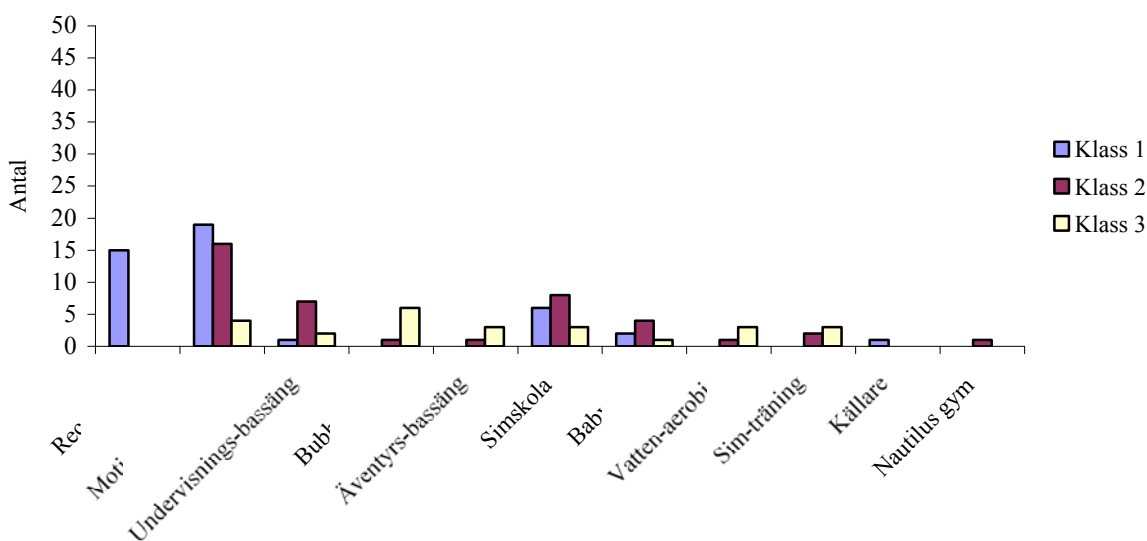
Figur 4. Antal arbetstagare per exponeringsklass avseende trikloramminhalt indelat per bad samt totalt för alla bad ($n=52$): klass 1 ($\leq 125 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och klass 2 ($>125-250 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Figur 5 visar klassning avseende uppmätta trikloramminhalter vid stationära provplatser där antal provplatser i varje klass redovisas per bad och totalt. På bad 1 och 7 uppmättes stationära halter endast i klass 1. Resterande bad uppvisade provplatser i samtliga klasser med varierande fördelning. Totalt för alla bad återfanns största delen av provplatserna i klass 1 och 2.



Figur 5. Antal stationära provplatser per exponeringsklass avseende trikloraminhalt per bad samt totalt för alla bad (n=110): klass 1 ($\leq 125 \mu\text{g}/\text{m}^3$), klass 2 ($>125\text{-}250 \mu\text{g}/\text{m}^3$) samt klass 3 ($>250 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

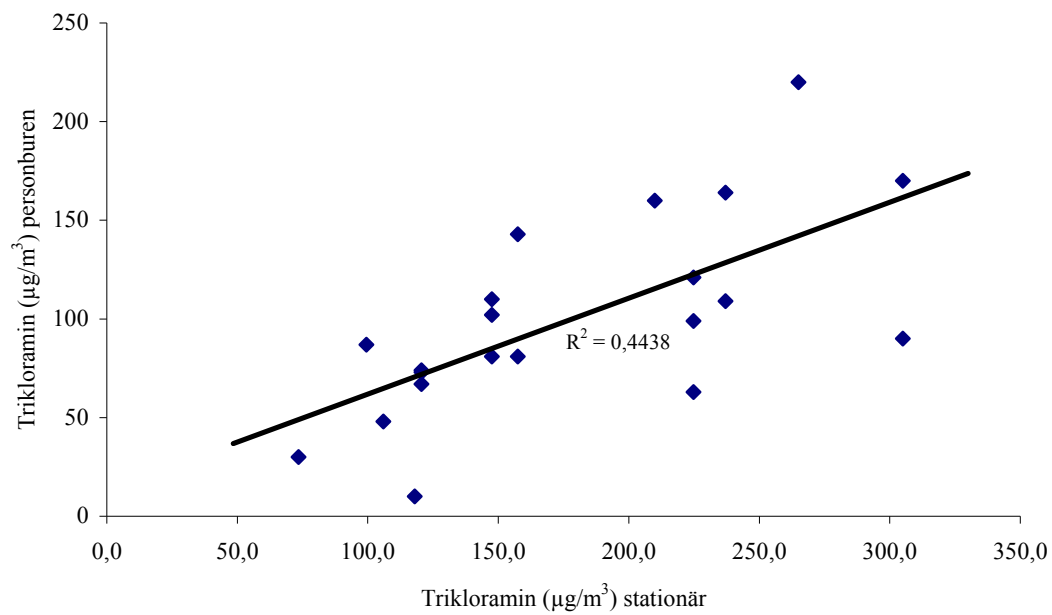
Figur 6 visar klassning avseende uppmätta trikloraminhalt vid stationära provplatser där antal provplatser i varje klass redovisas per provplatstyp. Uppmätta trikloraminhalt i reception och källare återfanns endast i klass 1. Vid motions- och undervisningsbassäng samt simskola och babysim återfanns trikloraminhalt i alla tre klasser, men klass 1 och 2 dominerade. Vid bubbelpool, äventyrsbassäng, vattenaerobic och simträning återfanns trikloraminhalt endast i klass 2 och 3.



Figur 6. Antal stationära provplatser per exponeringsklass avseende trikloraminhalt vid olika typer av provplatser: klass 1 ($\leq 125 \mu\text{g}/\text{m}^3$), klass 2 ($>125\text{-}250 \mu\text{g}/\text{m}^3$) samt klass 3 ($>250 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

3.2.2 Trikloraminhalt vid exponeringsmätningar och stationära mätningar

Vid jämförelse av stationär provtagning i bassängmiljö (n=40) med parallella exponeringsmätningar (n=21) ses hälften så höga trikloraminhalt vid exponeringsmätningarna jämfört med vid de stationära provtagningarna (β 0,487; 95 % KI 0,225-0,748), se figur 7.



Figur 7. Jämförelse av trihaloaminhalter vid stationära provtagningar (n=40) och parallella exponeringsmätningar (n=21).

3.3 TRIHALOMETANER

Vid exponeringsmätningarna av trihalometaner var kloroform dominerande och varierade mellan 3,0-170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Övriga trihalometaner varierade mellan 0,010-19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se tabell 6. Även vid stationära mätningar av trihalometaner var kloroform dominerande och varierade mellan 0,13-220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Övriga trihalometaner varierade mellan 0,021-21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, se tabell 7. Uppmätta lufthalter av kloroform jämfördes med NGV för kloroform (10 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) utfärdat av Arbetsmiljöverket. De högsta kloroformhalterna vid såväl exponeringsmätningar (170 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) som stationära provtagningar (220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ligger långt under gällande NGV (10 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). För enskilda halter se bilaga 1: tabell 8 a-d.

Tabell 6. Exponeringsmätningar av trihalometaner, tidsvägda medelvärden. För samtliga bad redovisas totala antalet prover (n_{tot}) samt antalet prover över detektionsgränsen ($n_{>\text{LOD}}$), aritmetiskt respektive geometriskt medelvärde, aritmetisk och geometrisk standarddeviation och variationsområde (min-max). Halter angivna i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

| | n_{tot} | $n_{>\text{LOD}}$ | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
|-----------------|------------------|-------------------|------|------|-------|-----|-------|------|
| Kloroform | 52 | 52 | 30 | 31 | 19 | 2,7 | 3,0 | 170 |
| Bromdiklormetan | 52 | 52 | 3,8 | 4,2 | 2,3 | 2,9 | 0,21 | 19 |
| Dibromklormetan | 52 | 50 | 0,92 | 1,6 | 0,42 | 3,2 | 0,028 | 8,3 |
| Bromoform | 52 | 37 | 0,14 | 0,18 | 0,083 | 2,5 | 0,010 | 0,99 |

Tabell 7. Stationära mätningar av trihalometaner, tidsvägda medelvärden. För samtliga bad redovisas totala antalet prover (n_{tot}) samt antalet prover över detektionsgränsen ($n_{>\text{LOD}}$), aritmetiskt respektive geometriskt medelvärde, aritmetisk och geometrisk standarddeviation och variationsområde (min-max). Halter angivna i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

| | n_{tot} | $n_{>\text{LOD}}$ | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
|-----------------|------------------|-------------------|------|------|-------|-----|-------|-----|
| Kloroform | 109 | 108 | 54 | 49 | 29 | 5,7 | 0,13 | 220 |
| Bromdiklormetan | 109 | 109 | 5,5 | 4,8 | 3,3 | 2,6 | 0,080 | 21 |
| Dibromklormetan | 109 | 102 | 1,4 | 2,2 | 0,56 | 4,0 | 0,028 | 14 |
| Bromoform | 109 | 42 | 0,18 | 0,40 | 0,079 | 5,7 | 0,021 | 3,6 |

4 DISKUSSION

Omfattande mätningar av trikloramin samt trihalometaner vid åtta badanläggningar i Mellansverige har genomförts. Provtagning genomfördes vintertid från januari 2007 till mars 2009. Exponeringsmätningarna omfattade alla typer av personalkategorier på baden, såväl administrativ personal som underhållspersonal och badvakter. De stationära mätningarna utfördes på representativa platser både för baden och för personalen. Resultaten anses därför spegla förhållanden på badanläggningar i allmänhet. Resultaten för varje enskilt bad redovisades skriftligt i form av en mättrapport och även muntligt, där personal vid baden hade möjlighet att ställa frågor och diskutera resultaten.

4.2 EXPONERINGSMÄTNING AV TRIKLORAMIN

Vid exponeringsmätningarna av trikloramin (n=52) överskred inget värde WHO-riktvärdet. Maxvärdet ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) uppmättes på en arbetstagare som enligt arbetsdagboken i huvudsak arbetade med badbevakning och befann sig således större delen av arbetsdagen i exponerad miljö (tabell 3).

Vid klassindelning av arbetstagarna avseende uppmätta trikloraminhalter tillhör samtliga klass 1 på bad 1, 6 och 7 (figur 4). Vid stationära mätningar på bad 1 och 7 ligger trikloraminhalterna även här i klass 1 (figur 5). Bad 1 och 7 är små anläggningar med begränsat antal specifika aktiviteter samt färre besökare vilket kan vara en del av förklaringen. I enighet med arbetsdagböckerna tenderade personal på små bad också att ha mycket varierande arbetsuppgifter som inte alltid innebar längre vistelser i den mest utsatta simhallsmiljön. Förklaringen till att personalen på bad 6 tillhör klass 1 är däremot svårare att förklara då majoriteten tillbringade stor del av sin arbetsdag i simhallsmiljön där de ofta även medverkade vid specifika aktiviteter. En mer varierad bild som ses på de övriga baden, med arbetstagare i såväl klass 1 som klass 2, hade varit mer väntad även på bad 6.

Arbetstagare i klass 2 (n=7) hade trikloraminhalter som varierade mellan 25-50 % av rekommenderade riktvärdet från WHO. Studier av dessa arbetstagares arbetsdagböcker visade att de under en stor del av arbetsdagen (30-90 %) vistades i den exponerade miljön där de utförde arbetsuppgifter som badbevakning och simskoleundervisning. Totalt sågs dock majoriteten tillhöra klass 1 (n=45) med trikloraminhalter mindre än eller lika med 25 % av WHO-riktvärdet. Deras arbetsdagböcker visade på såväl varierande exponeringstid som arbetsuppgifter, från administration till exponeringsrelaterade uppdrag.

4.3 STATIONÄR MÄTNING AV TRIKLORAMIN

Vid stationära mätningar av trikloramin (n=110) uppmättes halter som låg över WHO-riktvärdet vid en specifik aktivitet, vattenaerobic, ($640 \mu\text{g}/\text{m}^3$) samt vid en bubbelpool ($540 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (tabell 5). Detta går i linje med tidigare studier där man fastslagit att kraftig omrörelse i vattnet medför högre halter av trikloramin i luften^{5, 8, 10}. Samma mönster ses vid mätplatser som bubbelpool, äventyrsbassäng, vattenaerobic och simträning där trikloraminhalter endast återfanns i klass 2 och 3 (figur 6). Förväntat låga trikloraminhalter i klass 1 ses i reception och källare och mer varierande trikloraminhalter i samtliga klasser återfinns vid motions- och undervisningsbassäng samt simskola och babysim (figur 6). Vid de stationära mätningarna ses största andelen av provplatserna i klass 1 (n=44) och 2 (n=41) med trikloraminhalter upp till 50 % av WHO-riktvärdet, vilket inte är oväntat då majoriteten av baden är jämförbara i storlek samt avseende utbud av specifika aktiviteter.

I samtliga publicerade studier avseende trikloramin i badhusluft saknas exponeringsmätningar. Variationsområdet avseende uppmätta stationära trikloraminhalter i den här studien ($1,0\text{-}640 \mu\text{g}/\text{m}^3$) är i samma storleksordning eller klart lägre jämfört med

tidigare forskning. Uppmätta lufthalter av trikloramin i en brittisk och en fransk studie varierade mellan 100-600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^{8, 10} medan en annan fransk studie samt en holländsk uppmätte trikloraminhalter på 60-1920 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^{5, 19}.

4.4 TRIKLORAMIN OCH GRÄNSVÄRDEN

WHO-riktvärdet för trikloramin är, till skillnad mot ett hygieniskt gränsvärde, endast baserat på stationära mätningar och kan således inte direkt kopplas till exponeringsmätningar av trikloramin. Trikloraminhalter uppmätta i denna studie pekar dock på att exponeringsmätningarna hos badhuspersonal, som tillbringar övervägande delen av sin arbetstid i simhallsmiljö, ger halva trikloraminhalter jämfört med dem som uppmätts vid parallella stationära mätningar (figur 7). Genom dessa antaganden skulle riktvärdet för exponeringsmätningar då kunna utgöras av WHO:s halverade riktvärde, 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.5 TRIHALOMETANER

Liksom vid trikloraminmätningar saknas även exponeringsmätningar avseende THM. Majoriteten av publicerade studier omfattar i huvudsak utvärdering av upptagsvägar av kloroform hos simmare eller koncentration av kloroform i blodplasma hos simmare och/eller badhuspersonal och hur snabbt den sjunker efter exponeringstillfället. Variationsområdet avseende uppmätta stationära kloroformhalter i den här studien (0,13-220 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) är i samma storleksordning eller klart lägre jämfört med tidigare forskning. Lufthalter av kloroform i badhus som uppmätts stationärt i tre tyska samt fem italienska studier har varierat mellan 10-853 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^{7, 11-12, 27-28, 30-31}. Samtliga uppmätta kloroformhalter var låga och låg långt under gällande hygieniska nivågränsvärde (10 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Trots avsaknad av hygieniskt gränsvärde ansågs uppmätta halter av övriga trihalometaner; bromdiklormetan, dibromklormetan och bromoform; vara mycket låga. Med detta som grund dras därför inga vidare slutsatser om THM-exponeringen.

5 SLUTSATS

Uppmätta halter av THM var låga och vidare slutsatser angående exponering drogs inte. Uppmätta halter av trikloramin var också låga men kan utgöra grund för att etablera ett säkrare gränsvärde jämfört med dagens rekommenderade riktvärde för trikloramin. Ambitionen med mätningarna är att lufthalterna av skall kunna kopplas till eventuella fynd i utförda medicinska undersökningarna och därigenom förhoppningsvis medverka i underlag till rekommendationer på säkra exponeringsnivåer för trikloramin.

6 TACK

Jag vill tacka min handledare Håkan Westberg, laboratoriechef på AMM, för hjälp med handledning under arbetet med uppsatsen. Jag vill även tacka Lena Andersson, yrkeshygieniker på AMM, samt Helena Arvidsson, leg. biomedicinsk analytiker på AMM, för deras outhärliga åsikter och synpunkter under skrivarbetet. Slutligen vill jag även tacka Anne-Marie Porat och Göte Mölleby, miljösköterskor på AMM, som hade koll på den medicinska delen vid våra mätningar i baden samt Ing-Liss Bryngelsson, forskningsassistent på AMM, för all hjälp med databearbetning och klurig statistik.

7 REFERENSER

1. Socialstyrelsen. Bassängbad - Hälsorisker, regler och skötsel. Lindesberg: Socialstyrelsen; 2006.
2. WHO. Guidelines for recreational water environments. Geneva: WHO; 2006.
3. Socialstyrelsen. Bassängbad. SOSFS 2004:7 (M) Allmänna råd. Stockholm: Socialstyrelsen; 2004.
4. Person A, Laurent AM, Festy B. Caractérisation physico-chimique de la qualité atmosphérique des établissements de natation. Amsterdam; 1989.
5. Hery M, Hecht G, Gerber JM, Gendre JC, Hubert G. Exposure to chloramines in the atmosphere of indoor swimming pools. *Ann. Occup. Hyg* 1995;39(4):427-39.
6. Hailin G, Wallace GG, R.A.J. OH. Determination of trace amounts of chloramines by liquid chromatographic separation and amperometric detection. *Anal Chim Acta* 1990;237:149-53.
7. Lahl U, Bätjer K, Düszejn Jv, Gabel B, Stachel B, Thiemann W. Distribution and balance of volatile halogenated hydrocarbons in the water and air of covered swimming pools using chlorine for water disinfection. *Water Research* 1981;15:803-14.
8. Massin N, Bohadana AB, Wild P, Hery M, Toamain JP, Hubert G. Respiratory symptoms and bronchial responsiveness in lifeguards exposed to nitrogen trichloride in indoor swimming pools. *Occup Environ Med* 1998;55(4):258-63.
9. Hery M, Gerber JM, Hecht G, Subra I, Possoz C, Aubert S, et al. Exposure to chloramines in a green salad processing plant. *Ann Occup Hyg* 1998;42(7):437-51.
10. Thickett KM, McCoach JS, Gerber JM, Sadhra S, Burge PS. Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *Eur Respir J* 2002;19(5):827-32.
11. Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Predieri G. Environmental and biological monitoring of chloroform in indoor swimming pools. *J Chromatogr A* 1995;710(1):181-90.
12. Aggazzotti G, Fantuzzi G, Tartoni PL, Predieri G. Plasma chloroform concentrations in swimmers using indoor swimming pools. *Arch Environ Health* 1990;45(3):175-9.
13. Mulhausen JR, Damiano J. In: A strategy for assessing and managing occupational exposures. 2nd ed. Fairfax: AIHA Press; 1998. p. 102-5, 342.
14. Kromhout H. Design of measurement strategies for workplace exposures. *Occup Environ Med* 2002;59:349-54.
15. Arbetsmiljöverket. Hygieniska gränsvärden och åtgärder mot luftföroreningar. AFS 2005:17. Solna: Arbetsmiljöverket; 2005.
16. Holzwarth G, Balmer RG, Soni L. The fate of chlorine and chloramines in cooling towers. *Water Research* 1984;18(11):1421-7.
17. Barbee SJ, Thackara JW, Rinehart WE. Acute inhalation toxicology of nitrogen trichloride. *Am Ind Hyg Assoc J* 1983;44(2):145-6.
18. Nickmilder M, Bernard A. Ecological association between childhood asthma and availability of indoor chlorinated swimming pools in Europe. *Occup Environ Med* 2007;64(1):37-46.
19. Jacobs JH, Spaan S, van Rooy GB, Meliefste C, Zaat VA, Rooyackers JM, et al. Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *Eur Respir J* 2007;29(4):690-8.
20. Bernard A, Carbonnelle S, Michel O, Higué S, De Burbure C, Buchet JP, et al. Lung hyperpermeability and asthma prevalence in schoolchildren: unexpected associations with the attendance at indoor chlorinated swimming pools. *Occup Environ Med* 2003;60(6):385-94.

21. Bernard A, Carbonnelle S, Nickmilder M, de Burbure C. Non-invasive biomarkers of pulmonary damage and inflammation: Application to children exposed to ozone and trichloramine. *Toxicol Appl Pharmacol* 2005;206(2):185-90.
22. Carbonnelle S, Francaux M, Doyle I, Dumont X, de Burbure C, Morel G, et al. Changes in serum pneumoproteins caused by short-term exposures to nitrogen trichloride in indoor chlorinated swimming pools. *Biomarkers* 2002;7(6):464-78.
23. Stav D, Stav M. Asthma and whirlpool baths. *The New England Journal of Medicine* 2005;353(15):1635-6.
24. Nystad W, Nja F, Magnus P, Nafstad P. Baby swimming increases the risk of recurrent respiratory tract infections and otitis media. *Acta Paediatr* 2003;92(8):905-9.
25. Gagnaire F, Azim S, Bonnet P, Hecht G, Hery M. Comparison of the sensory irritation response in mice to chlorine and nitrogen trichloride. *J Appl Toxicol* 1994;14(6):405-9.
26. Rook JJ. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination* 1974;23(2):234-43.
27. Fantuzzi G, Righi E, Predieri G, Ceppelli G, Gobba F, Aggazzotti G. Occupational exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *Sci Total Environ* 2001;264(3):257-65.
28. Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Predieri G. Blood and breath analyses as biological indicators of exposure to trihalomethanes in indoor swimming pools. *Sci Total Environ* 1998;217(1-2):155-63.
29. Erdinger L, Kuhn KP, Kirsch F, Feldhues R, Frobel T, Nohynek B, et al. Pathways of trihalomethane uptake in swimming pools. *Int J Hyg Environ Health* 2004;207(6):571-5.
30. Aggazzotti G, Fantuzzi G, Righi E, Tartoni P, Cassinadri T, Predieri G. Chloroform in alveolar air of individuals attending indoor swimming pools. *Arch Environ Health* 1993;48(4):250-4.
31. Matthiessen A, Jentsch F. Trihalomethanes in air of indoor swimming pools and uptake by swimmers. Edinburgh; 1999.
32. Cammann K, Hubner K. Trihalomethane concentrations in swimmers' and bath attendants' blood and urine after swimming or working in indoor swimming pools. *Arch Environ Health* 1995;50(1):61-5.
33. Levesque B, Ayotte P, LeBlanc A, Dewailly E, Prud'Homme D, Lavoie R, et al. Evaluation of dermal and respiratory chloroform exposure in humans. *Environ Health Perspect* 1994;102(12):1082-7.
34. WHO-IARC. Some chemicals that cause tumours of the kidney or urinary bladder in rodents and some other substances. Chloroform. In: *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*. Lyon: WHO; 1999. p. 131-82.
35. WHO-IARC. Re-evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide (part three). Bromodichloromethane. In: *IARC monographs on the evaluation of cancerogenic risks to humans*. Lyon: WHO; 1999. p. 1295-304.
36. WHO-IARC. Re-evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide (part three). Chlorodibromomethane. In: *IARC Monogr Eval Carcinog Risks Hum*. Lyon: WHO; 1999. p. 1331-8.
37. WHO-IARC. Re-evaluation of some organic chemicals, hydrazine and hydrogen peroxide (part three). Bromoform. In: *IARC monographs on the evaluation of cancerogenic risks to humans*. Lyon: WHO; 1999. p. 1309-16.
38. Stamy K, Johanson G. Hälsoriskbedömning av trihalometaner i bassängbad. Stockholm: Karolinska Institutet - Institutet för miljömedicin; 2006. Report No.: 2.
39. Sequant. In: *Jonkromatografi i praktiken - En vägledning och felsökningsguide*. 2nd ed. Umeå; 2001. p. 3-4, 8-9, 12-3, 5.

40. Skoog DA, Leary JJ. . In: Principles of Instrumental Analysis. 4th ed. Orlando: Saunders College Publishing; 1992. p. 438-9, 580-3, 99-600, 54.
41. Poole CF, Poole SK. In: Chromatography today. 3d ed. Amsterdam: Elsevier Science B.V.; 1994. p. 2, 3, 243-4, 979.
42. Svensk standard. Inomhus-, omgivnings- och arbetsplatsluft - Provtagning och analys av VOC genom adsorbenttrör/termisk desorption/gaskromatografi - Del 1: Pumpad provtagning. SS-EN ISO 16017-1. Stockholm: Standardiseringen i Sverige - Standardiseringsgruppen 2000.
43. SUPELCO och Perkin Elmer™. Users guide for prepacked sample tubes.
44. Tirkkonen T, Mroueh U-M, Orko I. In: Tenax as a collection medium for volatile organic compounds. Helsingfors: The Nordic Committee on Building Regulations and Work Reports; 1995. p. 12.
45. US Environmental Protection Agency. Method TO-17: Determination of volatile organic compounds in ambient air using active sampling onto sorbent tubes. In. 2nd ed. Cincinnati: U.S. EPA; 1999. p. 6, 44.
46. Harper M. Sorbent trapping of volatile organic compounds from air. J Chromatogr A 2000;885(1-2):129-51.
47. Health and Safety Executive. MDHS 80 Volatile organic compounds in air - Laboratory method using diffusive solid sorbent tubes, thermal desorption and gas chromatography. In: Methods for the determination of hazardous substances. Sudbury; 1995. p. 3-5.
48. Levin J-O. Arbete och Hälsa - Vetenskaplig skriftserie. In: Principer och metoder för provtagning och analys av ämnen på listan över hygieniska gränsvärden. Solna: Arbetslivsinstitutet; 1997. p. 33.
49. CD-ROM. MS-fundamentals - Video Viewers. In. A.00.00 ed: Hewlett Packard; 1996.
50. Rappaport SM. Assessment of long-term exposures to toxic substances in air. The Annals of Occupational Hygiene 1991;35(1):61-121.
51. EURACHEM. Guidance document. Accreditation for chemical laboratories. No. 1. Teddington, Middlesex UK; 1993.
52. Hornung RW, Reed LD. Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values. Applied Occupational and Environmental Hygiene 1990;5(1):46-51.
53. Svensk standard. Arbetsplatsluft - vägledning för bedömning av exponering genom inandning av kemiska ämnen för jämförelse med gränsvärden och mätstrategi. SS-EN 689. Stockholm: Standardiseringen i Sverige - Standardiseringsgruppen; 1995.

Bilaga 1

Tabell 8 a-d. Tidsvägda medelvärden från exponeringsmätningar av trihalometaner vid åtta badanläggningar i Mellansverige under tidsperioden januari 2007 till och med mars 2009.

8 a. Kloroform

| | | | Kloroform ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | | | |
|--------|------------------|-------------------|----------------------------------------|-----|----|-----|-----|-----|
| Bad | n_{tot} | $n_{>\text{LOQ}}$ | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
| Bad 1 | 7 | 7 | 13 | 11 | 10 | 2,1 | 4,1 | 35 |
| Bad 2 | 5 | 5 | 25 | 17 | 21 | 1,9 | 10 | 51 |
| Bad 3 | 7 | 7 | 19 | 24 | 10 | 3,2 | 3,0 | 67 |
| Bad 4 | 7 | 7 | 16 | 4,9 | 15 | 1,4 | 9,6 | 22 |
| Bad 5 | 7 | 7 | 11 | 4,9 | 10 | 1,6 | 5,5 | 20 |
| Bad 6 | 7 | 7 | 58 | 11 | 57 | 1,2 | 42 | 75 |
| Bad 7 | 4 | 4 | 25 | 26 | 16 | 3,1 | 3,9 | 62 |
| Bad 8 | 8 | 8 | 67 | 49 | 47 | 2,9 | 5,3 | 170 |
| Totalt | 52 | 52 | 30 | 31 | 19 | 2,7 | 3 | 170 |

8 b. Bromdiklormetan

| | | | Bromdiklormetan ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | | | |
|--------|------------------|-------------------|----------------------------------------------|------|------|-----|------|-----|
| Bad | n_{tot} | $n_{>\text{LOQ}}$ | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
| Bad 1 | 7 | 7 | 1,0 | 0,67 | 0,78 | 2,4 | 0,21 | 1,8 |
| Bad 2 | 5 | 5 | 2,4 | 1,5 | 2,0 | 1,9 | 1,1 | 4,4 |
| Bad 3 | 7 | 7 | 1,6 | 1,5 | 1,1 | 2,5 | 0,29 | 4,2 |
| Bad 4 | 7 | 7 | 2,1 | 1,3 | 1,7 | 2,2 | 0,55 | 3,5 |
| Bad 5 | 7 | 7 | 9,1 | 6,2 | 7,7 | 1,9 | 4,1 | 19 |
| Bad 6 | 7 | 7 | 3,3 | 0,96 | 3,1 | 1,5 | 1,1 | 4,2 |
| Bad 7 | 4 | 4 | 4,1 | 4,3 | 2,3 | 4,1 | 0,39 | 10 |
| Bad 8 | 8 | 8 | 6,4 | 5,1 | 4,5 | 2,7 | 0,6 | 17 |
| Totalt | 52 | 52 | 3,8 | 4,2 | 2,3 | 2,9 | 0,21 | 19 |

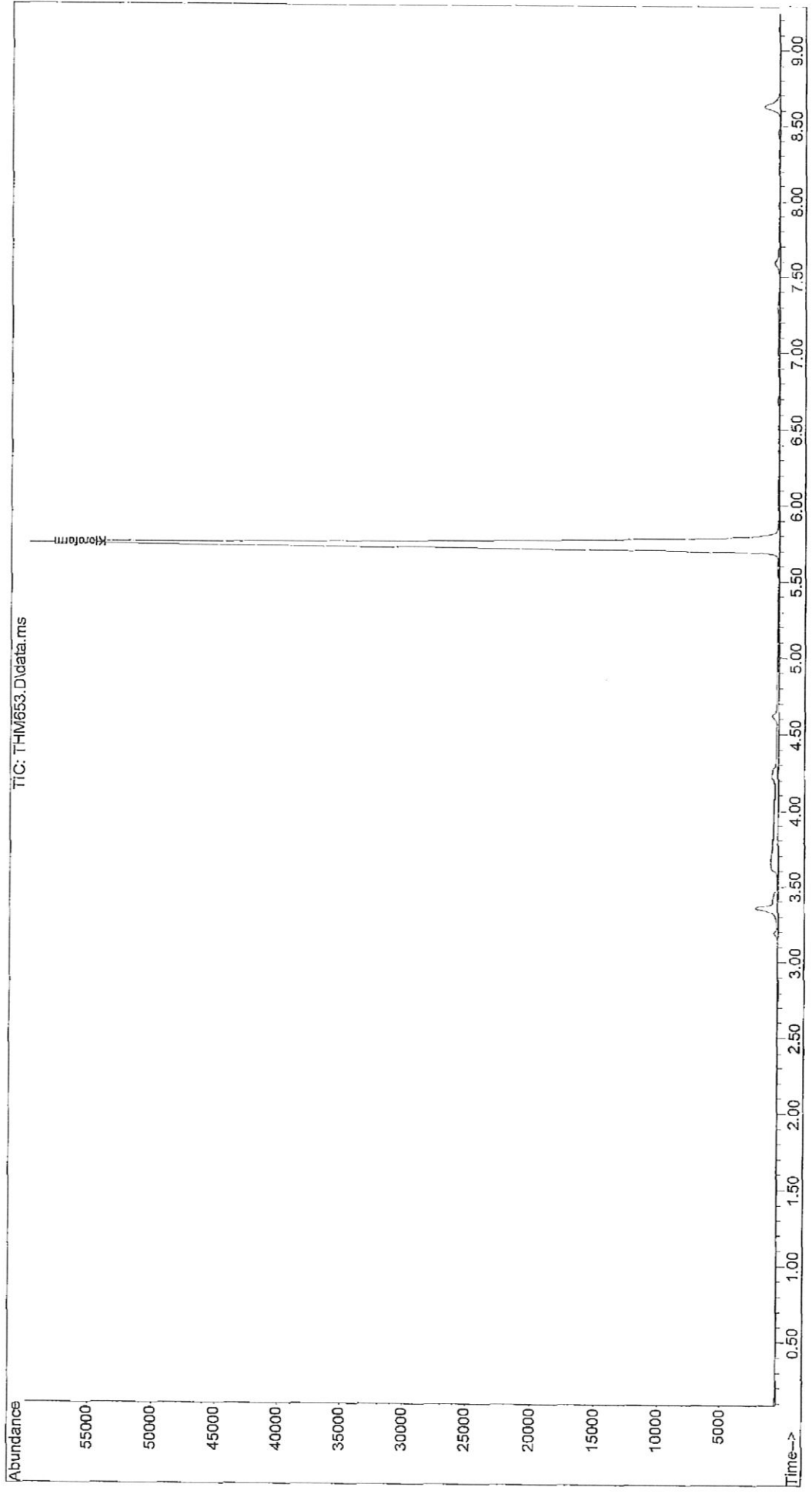
8 c. Dibromklormetan

| | | | Dibromklormetan ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | | | |
|--------|------------------|-------------------|----------------------------------------------|-------|------|-----|-------|------|
| Bad | n_{tot} | $n_{>\text{LOQ}}$ | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
| Bad 1 | 7 | 6 | 0,17 | 0,085 | 0,15 | 1,8 | 0,070 | 0,28 |
| Bad 2 | 5 | 5 | 0,36 | 0,2 | 0,33 | 1,6 | 0,23 | 0,72 |
| Bad 3 | 7 | 7 | 0,54 | 0,57 | 0,39 | 2,2 | 0,19 | 1,8 |
| Bad 4 | 7 | 7 | 0,25 | 0,13 | 0,22 | 1,8 | 0,11 | 0,46 |
| Bad 5 | 7 | 7 | 3,8 | 2,9 | 2,9 | 2,3 | 1,1 | 8,3 |
| Bad 6 | 7 | 7 | 0,31 | 0,11 | 0,29 | 1,4 | 0,18 | 0,52 |
| Bad 7 | 4 | 4 | 1,3 | 1,1 | 0,80 | 3,6 | 0,16 | 2,4 |
| Bad 8 | 8 | 7 | 0,70 | 0,52 | 0,43 | 3,8 | 0,028 | 1,3 |
| Totalt | 52 | 50 | 0,92 | 1,6 | 0,42 | 3,2 | 0,028 | 8,3 |

8 d. Bromoform

| | | | Bromoform ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | | | |
|--------|------------------|-------------------|----------------------------------------|-------|-------|-----|-------|-------|
| Bad | n_{tot} | $n_{>\text{LOQ}}$ | AM | SD | GM | GSD | Min | Max |
| Bad 1 | 7 | 3 | 0,058 | 0,010 | 0,058 | 1,2 | 0,042 | 0,071 |
| Bad 2 | 5 | 4 | 0,12 | 0,042 | 0,11 | 1,6 | 0,050 | 0,16 |
| Bad 3 | 7 | 4 | 0,10 | 0,062 | 0,085 | 2,0 | 0,042 | 0,19 |
| Bad 4 | 7 | 1 | 0,077 | 0,087 | 0,056 | 2,1 | 0,035 | 0,27 |
| Bad 5 | 7 | 7 | 0,32 | 0,26 | 0,20 | 4,1 | 0,010 | 0,83 |
| Bad 6 | 7 | 7 | 0,046 | 0,010 | 0,046 | 1,2 | 0,035 | 0,064 |
| Bad 7 | 4 | 4 | 0,24 | 0,086 | 0,23 | 1,5 | 0,14 | 0,35 |
| Bad 8 | 8 | 7 | 0,16 | 0,33 | 0,063 | 3,2 | 0,028 | 0,99 |
| Totalt | 52 | 37 | 0,14 | 0,18 | 0,083 | 2,5 | 0,010 | 0,99 |

File : C:\Gamla Datorn\DATA\THM\080408Kal\THM653.D
Operator :
Acquired : 8 Apr 2008 17:09 using AcqMethod THMSIMQ.M
Instrument : Instrument #1
Sample Name: DOI5423 10 ng CHCl3
Misc Info :
Vial Number: 3



File : C:\Gamla Datorn\DATA\THM\080408Ka1\THM662.D
Operator :
Acquired : 8 Apr 2008 22:14 using AcqMethod THMSIMQ.M
Instrument : Instrument #1
Sample Name: G094172 10 ng Bland
Misc Info :
Vial Number: 12

