

Notat: Eksponeringsveier og formel for eksponeringsvurdering i svømmeanlegg (2018)

Bekymringen rundt eksponering i svømmehallen har de senere årene økt sammen med at stadig nye desinfiseringsbiprodukter (DBPer) identifiseres. Hvorvidt DBPene representerer en alvorlig helsefare eller ikke, avhenger av deres toksisitet og konsentrasjon, eksponeringstid og eksponeringsvei. Selv om mange stoffer isolert sett er helseskadelige, er det ikke sikkert de utgjør noen potensiell helsefare i svømmeanlegg. De fleste DBPer er nemlig hverken flyktige eller hudgjennomtrengelige. Hvordan vi eksponeres for de ulike DBPene avhenger av hvorvidt stoffene er hydrofile (oralt inntak), flyktige (inhalasjon) eller lipofile (dermalt opptak) (World Health Organization, 2006). I dette notatet omtales de tre eksponeringsveiene oralt inntak, dermalt opptak og inhalasjon. En metode for å gjennomføre eksponeringsvurdering for DBPer basert på tilgjengelig litteratur vil også bli introdusert.

Oralt inntak

Hvor mye den enkelte svelger avhenger blant annet av alder, erfaring, svømmeteknikk og aktivitetsnivå (Dyck, Sadiq, Rodriguez, Simard, & Tardif, 2011; World Health Organization, 2006). I en undersøkelse ble 53 deltagere i ulik alder bedt om å samle all urin i 24 timer etter en svømmeøkt på 45 minutter. Klorerte cyanurater brukes i utendørsbassenger og spaltes til klor og cyanursyre i vann. Cyanursyren metaboliseres ikke i menneskekroppen og følger derfor med ut i urinen. Ved å måle konsentrasjonen av cyanursyre i urinen fant de at barn i gjennomsnitt inntok 37 ml, voksne menn 22 ml og voksne kvinner 12 ml (Alfred P. Dufour, 2007).

Alle DBPer i svømmehallen har sin opprinnelse i vannet og kan derfor potensielt tas opp oralt. Likevel er det ved flere studier konkludert med at svelging ikke utgjør noen helseskade ettersom oralt inntak bidrar lite til den totale eksponeringen i svømmehallen. En studie gjennomført i Taiwan ble det beregnet at 99 % av den helseskadelige eksponeringen ved opphold i innendørs svømmebasseng skyldes inhalasjon, 0,04 % skyldes dermalt opptak og kun 0,01 % skyldes svelging (Chen, Lin, Duh, Chou, & Hsu, 2011). En annen studie gjennomført i Saudi-Arabia konkluderte med at 99,3 % av den totale helserisikoen skyldes opptak via inhalasjon og hud. Helserisikoen ved svelging ble anslått å være ubetydelig (S. Chowdhury, 2015).

Dermalt opptak

Huden er kroppens største organ og fungerer som en effektiv barriere for å beskytte kroppens indre mot påvirkninger fra det ytre miljøet (United States Environmental Protection Agency, 2007). Huden består av flere lag og den ytterste delen av overhuden kalles stratum corneum (hornlaget). Dette laget består av døde hudceller og gjør huden motstandsdyktig mot både kjemisk og mekanisk slitasje (Xu & Weisel, 2004). I kontakt med vann bløtes stratum corneum noe som gjør at huden absorberer mer og permeabiliteten gjennom epidemis øker (Robert Scheuplein, 1969). Hos spedbarn er ikke stratum corneum fullt utviklet. Dette, sammen med økt overflate og areal forhold og ikke-fullt utviklet immunforsvar, kan medføre økt toksisk fare ved hudopptak (Atherton, 1986). Det er funnet at skadet og slitt

hud, eller hud med eksem (nedsatt epidermal hudbarriere) kan resultere i økt hudopptak. I tillegg spiller lokasjonen på kroppen hvor huden er eksponert stor betydning (Brown, Bishop, & Rowan, 1984).

Stoffer kan tas opp dermalt på flere måter, men når kjemikalier penetrerer huden, skjer dette som oftest ved passiv diffusjon. Når en kjemikalie absorberes i stratum corneum, trenger det gjennom til epidermis (neste lag av huden), og så videre inn i dermis hvor kjemikaliene kan tas opp i blodet (United States Environmental Protection Agency, 2007). Hudopptak kan måles ved hjelp av metoder for dyre- og celleforsøk (in vivo og in vitro) ((EPA), 2007). En mye anvendt biomarkør for hudopptak i svømmehaller, er å måle konsentrasjonen av ulike kjemikalier i utåndet luft blant de eksponerte (Xu & Weisel, 2004) ettersom alveolære prøver har vist å gi bedre respons og kortere reaksjonstid sammenlignet med eksempelvis urinprøver (Caro, 2008). Urinprøver ble ved en studie omtalt å ikke være noen god markør for dermalt opptak for kloroform ettersom mesteparten vil elimineres ved utånding eller lagres i kroppsfettet (Maria-Cristina Aprea, 2010). Økt energibruk og distanse tilbakelagt i bassenget er også funnet å øke dermalt opptak (Marco et al., 2015). Kun lipofile DBPer kan tas opp dermalt (Soltermann, 2015) og hudopptak avhenger av en rekke faktorer som kontakttiden med vannet, konsentrasjonen av de ulike kjemikaliene, vanntemperaturen og hudens allmenntilstand (Brown et al., 1984; World Health Organization, 2006).

Ved noen studier er opptak av trihalometaner via hud beregnet til å være både 43 % (Maria-Cristina Aprea, 2010), 33 % (Erdinger et al., 2004) og 56 % (Shakhawat Chowdhury, 2015). Stoffets peremabilitetskonstant (K_p) i cm/t oppgis ofte som mål på stoffenes gjennomtrengelighet via huden (United States Environmental Protection Agency, 2007). K_p -verdiene benyttes for å estimere de kjemiske stoffenes evne til å penetrere gjennom huden, og er ikke konstant for de ulike delene av kroppen (United States Environmental Protection Agency, 1992). Andre faktorer som sier noe om hudabsorpsjonen, er de enkelte stoffenes molekylvekt og K_{ow} . K_{ow} brukes ofte som indikator til å estimere effektiviteten av dermalt opptak i fettlageret hos mennesker (Soltermann, 2015). Stoffer med lav molekylvekt (under 700 g/mol) og høy K_{ow} (0,1 til 10^5) tas lettere opp gjennom huden enn andre (United States Environmental Protection Agency, 2003; Vermeire, van der Poel, van de Laar, & Roelfzema, 1993).

Trihalometaner (THM) og halogenerte eddiksyrer (HAA) er omtalt som de kvantitativt viktigste desinfisering bi-produktene i svømmeanlegg. Stoffgruppen THM tas lett opp via huden mens HAA er nesten ikke permeabel i det heletatt (Xu, Mariano, Laskin, & Weisel, 2002).

Inhalasjon

Flyktige DBPer defineres som forbindelser med et relativt høyt damptrykk (> 10 kPa). Konsentrasjonen av DBPer i inhalert volum avhenger blant annet av avstanden til eksponeringskilden, ventilasjonseffektiviteten og volumet som forurensingene kan fordele seg på. De som befinner seg i badevannet er eksponert for de konsentrasjoner som er i sjiktet over vannflaten (World Health Organization, 2006). Ved lettere fysisk arbeid puster et menneske i gjennomsnitt fra 1 m³/t til 1,2 m³/t og det antas at en voksen inhalerer omtrent 10 m³ med luft i løpet av en normal åtte timers arbeidsdag (Brian Davis, 2011 (Norsk versjon)).

Inhalert volum vil variere med aktivitetsnivå, lungefunksjon, kjønn og alder (World Health Organization, 2006). Ved en studie i Italia ble det estimert en lungeventilasjon på 0,9 m³/t og 0,72 m³/t for henholdsvis menn og kvinner ved lav aktivitet. Ved høy aktivitet ble lungeventilasjonen estimert til 1,8 m³/t (menn) og 1,5 m³/t (kvinner) (Maria-Cristina Aprea, 2010).

Det finnes ingen entydige svar på hvordan de ulike kjemikaliene fordeler seg i luften ved fordamping fra bassengvannet. Dette skyldes at flere faktorer vil være utslagsgivende for bassengets luftkvalitet. Inhalasjon er likevel funnet å være viktigste en av de viktigste eksponeringsveiene av hensyn til helsefare (Erdinger et al., 2004; Lee, Ha, & Zoh, 2009).

Metode for eksponeringsvurdering

Risikovurdering kan oppsummeres i fire trinn; datainnsamling og fareidentifisering, eksponeringsvurdering, toksikologisk vurdering og risikokarakterisering. Miljøbeskyttelsen i USA (US EPA) har definert en metode for å gjennomføre risikovurdering ved eksponering for farlige agens. Metoden består av matematiske formler til å beregne kronisk daglig inntak (KDI) i mg/kg/dag fra de ulike eksponeringsveiene inhalasjon, dermalt og oralt (United States Environmental Protection Agency, 2010). Formlene er vist i tabell 1 og tar hensyn til individuelle fysiologiske karakteristikk som kroppsvekt, hudareal og lungeventilasjon. Formlene i tabell 14, eller tilsvarende, er anvendt av WHO og andre forskere som hjelpemiddel til å gjennomføre toksikologisk vurdering av blant annet THM.

Tabell 1: Formler for å beregne kroppseksponering fra ulike eksponeringsveier

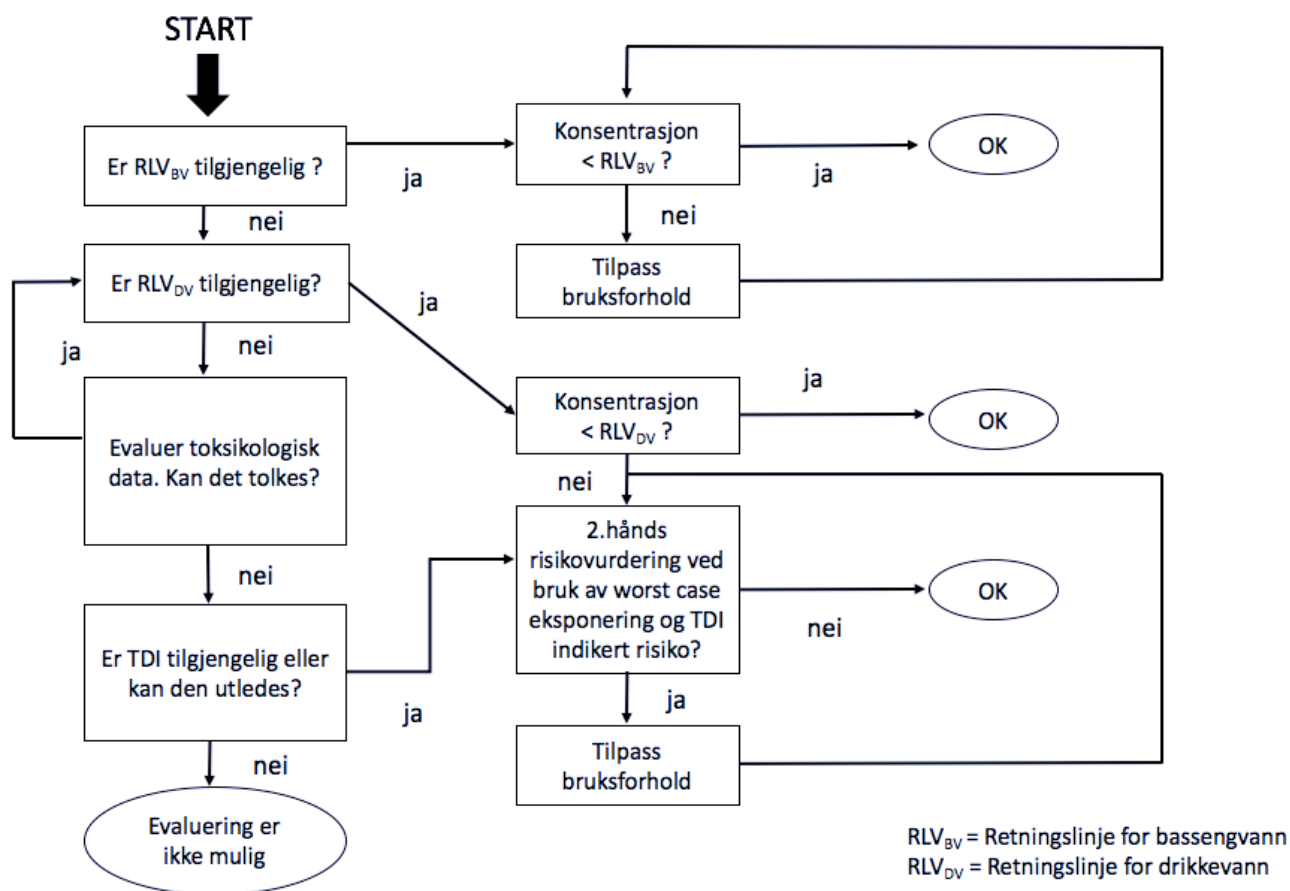
Eksponeringsvei	Formel (mg/kg/dag)
Oralt	$KDI_{oral} = (C_v \times V \times t \times EF_{oral} \times N/7) / BW$
Dermalt	$KDI_{dermal} = ((A \times K_p \times C_v \times t \times N/7) / BW) / 1000$
Inhalasjon	$KDI_{inhalasjon} = (C_a \times IR \times t \times EF_{inhal} \times N/7) / B$

Forkortelser:

C_a = kjemikaliekonsentrasjon luft (mg/m³)
 V = Volum oralt inntak (L)
 t = Eksponeringens varighet, timer per dag (t/dag)
 EF_{oral} = eksponeringsfaktor ved svelging = 100 %
 N = antall eksponeringsbesøk per uke
 A = Kroppsareal, cm²
 K_p = Permeabilitetskonstant (cm/h)
 C_v = Kjemikaliekonsentrasjon i vann (mg/l)
 IR = inhalasjonsrate (m³/h)
 EF_{inhal} = eksponeringsfaktor ved inhalasjon = 80 %
 BW = kroppsvekt (kg)

WHO har angitt TDI-verdier for tre av de fire THMene. Disse representerer hvor mye stoff, i µg/kg/dag, en person kan eksponeres for hver dag gjennom et helt liv uten at eksponeringen anses som helseskadelig. I henhold til det europeiske kjemikaliebyrådet (ECHA) kan TDI-verdiene benyttes som referanseverdier ved risikovurdering av helseskadelige agens dersom det ikke eksisterer rettleidende verdier, se figur 1 (The European Chemicals Agency, 2016). Som det går frem av figur 1 skal overskridelse av TDI-verdiene håndteres med

eksponeringsreduserende tiltak. I henhold til ECHA bør DBPer som THM, bromat, kloritt, klorat, HAA, haloaldehyder, HAN og haloaminer inkluderes i risikovurdering ved opphold i svømmehallen (The European Chemicals Agency, 2016).



Figur 1: Bruk av RLV_{BV} og RLV_{DV} til å evaluere mulig helsefare ved eksponering for DBPer i svømmeanlegg (oversatt til norsk) (ECHA, 2016)

Metode for å beregne karsinogen risiko (KR)

Ett av trinnene i figur 1 stiller spørsmål om hvorvidt det er mulig å evaluere toksikologisk data og om dette kan tolkes. En metode for å kvantifisere toksikologisk data er ved å beregne karsinogen risiko for menneskers helse (Chowdhury & Champagne, 2009). En viktig faktor for å kunne beregne karsinogen risiko, er stoffenes stigningsfaktor (SF). SF representerer estimert kreftrisiko ved eksponering for 1 mg/kg/dag gjennom et helt liv (United States Environmental Protection Agency, 2010), og for enkelte stoffer er SF angitt i US EPAs integrerte kreftinformasjonssystem (IRIS). Desto høyere SF er, desto høyere er den potensielle kreftfaren ved eksponering (Paopuree, 2010). Som det går frem av formel 1 beregnes karsinogen risiko ved å multiplisere kronisk daglig inntak (KDI) med SF. Total kreftrisiko (KR_{TOTAL}) er summen av kreftrisiko ved samtidig eksponering oralt, dermalt og ved inhalasjon, se formel 2 (Kamyar Arman, 2016):

$$\text{Total kreftrisiko (KR}_{\text{TOTAL}}) = \sum [\text{KDI} \times \text{SF}] \quad (1)$$

$$\text{KR}_{\text{TOTAL}} = \text{KR}_{\text{Oral}} + \text{KR}_{\text{Dermal}} + \text{KR}_{\text{Inhalasjon}} \quad (2)$$

Kildeliste:

Alfred P. Dufour, O. E., Thomas D. Behymer and Ricardo Cantu. (2007). Water ingestion during swimming activities in a pool: A pilot study. *Journal of Water and Health*, 425-430.

Atherton, D. J. (1986). *The newborn* (4th ed.): Blackwell Scientific Press.

Brian Davis, J. H. N. v. B. B., Marit Nost Høgseth, Lisbeth Aasmoe, May-Helen Holm, Bjørg Eli Hollund, Kristin Svendsen og Magne Bråtveit. (2011 (Norsk versjon)). *Prøvetaking av farlige kjemikalier*.

Brown, H. S., Bishop, D. R., & Rowan, C. A. (1984). The role of skin absorption as a route of exposure for volatile organic compounds (VOCs) in drinking water. *American Journal of Public Health*, 74(5), 479-484.

Caro, J., Gallego, M. (2008). Alveolar Air and Urine Analyses As Biomarkers of Exposure to Trihalomethanes in an Indoor Swimming Pool. *Environmental Science & Technology*, 42, 5002-5007.

Chen, M.-J., Lin, C.-H., Duh, J.-M., Chou, W.-S., & Hsu, H.-T. (2011). Development of a multi-pathway probabilistic health risk assessment model for swimmers exposed to chloroform in indoor swimming pools. *Journal of Hazardous Materials*, 185, 1037-1044. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.011>

Chowdhury, S. (2015). Predicting human exposure and risk from chlorinated indoor swimming pool: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(8). doi:10.1007/s10661-015-4719-8

Chowdhury, S. (2015). Predicting human exposure and risk from chlorinated indoor swimming pool: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(8), 1-14. doi:10.1007/s10661-015-4719-8

Chowdhury, S., & Champagne, P. (2009). Risk from exposure to trihalomethanes during shower: Probabilistic assessment and control. *Science of The Total Environment*, 407(5), 1570-1578. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.025>

Dyck, R., Sadiq, R., Rodriguez, M. J., Simard, S., & Tardif, R. (2011). Trihalomethane exposures in indoor swimming pools: A level III fugacity model. *Water Research*, 45(16), 5084-5098. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.005>

Erdinger, L., Kühn, K. P., Kirsch, F., Feldhues, R., Fröbel, T., Nohynek, B., & Gabrio, T. (2004). Pathways of trihalomethane uptake in swimming pools. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207(6), 571-575. doi:<http://dx.doi.org/10.1078/1438-4639-00329>

European Commission. (2009). Risk assessment methodologies and approaches for genotoxic and carcinogenic substances. In: European Commission.

Kamyar Arman, Ali Reza Pardakhti, Noushin Osoleddini, Mostafa Leili. (2016). Cancer Risk Assessment From Multi-Exposure to Chloroform in Drinking Water of Ilam City, Iran. *Avicenna J Environ Health Engineering*, 1-7. doi:10.17795/ajehe-5331

Lee, J., Ha, K.-T., & Zoh, K.-D. (2009). Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods. *Science of The Total Environment*, 407(6), 1990-1997. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.021>

Marco, E., Lourencetti, C., Grimalt, J. O., Gari, M., Fernández, P., Font-Ribera, L., . . . Kogevinas, M. (2015). Influence of physical activity in the intake of trihalomethanes in indoor swimming pools. *Environmental Research*, 140, 292-299. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.04.005>

Maria-Cristina Aprea, B. B., Liana Lunghini, Massimo Pagliantini, Antonio Peruzzi, Gianfranco Sciarra. (2010). Disinfection of swimming pools with chlorine and derivatives: formation of organochlorinated and organobrominated compounds and exposure of pool personnel and swimmers. *Natural Science*, 2, 68-78.

Paopuree, P. (2010). Multi-pathway Cancer Risk Assessment of Trihalomethanes Exposure from Chlorinated Tap Water and Indoor Swimming Pool. *International Conference on Chemistry and Chemical Engineering (ICCCE 2010)*, 409-413. doi:10.1109/ICCCENG.2010.5560402

Robert Scheuplein, L. R. (1969). Effects of Surfactants and Solvents on the Permeability of Epidermi. *Journal of the Society of Cosmetic Chemists*, 21, 853-873.

Soltermann, F. (2015). Trichloramine in swimming pool water: analysis methods, factors influencing its fate and effects of UV treatment. (Doctor of science), Retrieved from <http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:47621/eth-47621-02.pdf> (DISS. ETH NO.22497)

The European Chemicals Agency. (2016). Guidance on the Biocidal Products Regulation Volume V, Guidance on Disinfection By-Products.

United States Environmental Protection Agency. (1992). Guidelines for Exposure Assessment.

United States Environmental Protection Agency. (2003). User's Manual Swimmer Exposure Assessment Model (Swimmodel) Version 3.0.

United States Environmental Protection Agency. (2007). Dermal Exposure Assessment: A Summary of EPA Approaches. Retrieved from <http://www.epa.gov/ncea>:

United States Environmental Protection Agency. (2010). Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A).

Vermeire, T. G., van der Poel, P., van de Laar, R. T. H., & Roelfzema, H. (1993). Estimation of consumer exposure to chemicals: application of simple models. *Science of The Total Environment*, 136(1), 155-176. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(93\)90305-P](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(93)90305-P)

World Health Organization. (2006). Guidelines for safe recreational water environments volume 2 swimming pools and similar environments. Retrieved from http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwe2full.pdf

Xu, X., Mariano, T. M., Laskin, J. D., & Weisel, C. P. (2002). Percutaneous Absorption of Trihalomethanes, Haloacetic Acids, and Haloketones. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 184(1), 19-26. doi:<http://dx.doi.org/10.1006/taap.2002.9494>

Xu, X., & Weisel, C. P. (2004). Dermal uptake of chloroform and haloketones during bathing. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 15(4), 289-296.