



Undersökning och riskbedömning av Trekantens badplats

Riskkaraktärisering



Foto: Marianne Lindström

Av: Monika Filipsson och Tomas Öberg

Högskolan i Kalmar
Naturvetenskapliga institutionen

2008

Innehåll

SAMMANFATTNING	3
1 INLEDNING	4
2 METOD	5
2.1 Exponeringsmodeller	5
2.2 Beräkningar	6
3 DATAUNDERLAG OCH EXPONERINGSFAKTORER	7
3.1 Föroreningshalter i sediment och vatten	7
3.2 Tidsanvändning	10
3.2.1 Exponeringstid (ET)	10
3.2.2 Exponeringsfrekvens (EF)	11
3.2.3 Exponeringens varaktighet (ED)	11
3.3 Fysiologiska parametrar	12
3.4 Kontakt med sediment och vatten	12
3.4.1 Intag av vatten (CR)	12
3.4.2 Intag av sand (IR)	13
3.4.3 Mängd sand som fäster på huden (AF)	13
3.4.4 Absorptionsfaktor (ABS)	14
3.5 Exponeringsfaktorernas beroende av varandra	15
3.6 Sammanfattning exponeringsfaktorer	16
4 RESULTAT FRÅN EXPONERINGSBERÄKNINGAR.....	17
4.1 Intag av polycykliska aromatiska kolväten (PAH).....	17
4.1.1 Intag av icke-cancerogena PAH	17
4.1.2 Intag av cancerogena PAH	17
4.1.3 Kompletterande probabilistisk beräkning	18
4.2 Intag av metaller	19
5 SLUTSATSER.....	22
6 REFERENSER	23
BILAGA 1 EXPONERINGSFAKTORER	27
BILAGA 2 KORRELATION VIKT OCH HUDYTA.....	32
BILAGA 3 PROBABILISTISK BERÄKNING	34

Sammanfattning

Trekanten är en av Stockholms mer förorenade sjöar. Sedimenten i sjöns djupare delar innehåller höga halter tungmetaller och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Frågan om det kan vara hälsofarligt att komma i kontakt med sedimenten har uppkommit och oron har främst gällt bad vid badplatsen. Det har därför funnits skäl för att närmare utreda föroreningshalterna i anslutning till badplatsen och fastställa om någon hälsofara kan förekomma vid bad.

I föreliggande rapport redovisas de exponeringsberäkningar och den riskbedömning som har gjorts utifrån de undersökningar som genomfördes under sommaren 2006 och 2007. Undersökningarna har omfattat dels en studie av badvanor, dels provtagning och analys av föroreningar i sediment och ytvatten. Exponeringsberäkningarna baseras även på sammanställningar av modeller och exponeringsfaktorer från den vetenskapliga litteraturen liksom svenska undersökningar. Ett informationsutbyte har även skett med tjänstemän vid det amerikanska naturvårdsverket (U.S. EPA).

Undersökningarna har visat att föroreningshalterna i sand vid badplatsen och i ytvatten är låga. Halterna av PAH och metaller i sanden var lägre än de generella riktvärdena för förorenad mark som avser känslig markanvändning. Halterna av PAH och metaller (med undantag för krom) i ytvatten var lägre än normerna för dricksvatten.

Exponeringsberäkningarna har genomförts separat för barn och vuxna. Huvudsakligen avser beräkningarna punktskattningar, dels en bästa skattning, dels en skattning av rimlig maximal exponering. För PAH-föreningar har utvärderingen även kompletterats med en sannolikhetsberäkning för att beskriva variabilitet och osäkerheter i dataunderlaget. Den beräknade exponeringen är i de flesta fall under de toxikologiska referensvärden som har använts.

Slutsatsen från de genomförda undersökningarna är att exponeringen för PAH och metaller vid bad i sjön Trekanten, vid nu uppmätta halter, inte kan förutses medföra någon ogynnsam påverkan av betydelse för befolkningens hälsa.

1 Inledning

Sjön Trekanten i området Gröndal-Liljeholmen är en av Stockholms mer förorenade sjöar. Sedimenten i sjön innehåller höga halter tungmetaller och polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Sjön med omgivningar har stort rekreationsintresse och en badplats finns i den västra delen. Frågan om det kan vara hälsofarligt att komma i kontakt med sedimenten har uppkommit och oron har främst gällt bad vid badplatsen, men tidigare undersökningar har främst avsett sjöns djupare delar. Ett behov har därför identifierats att närmare utreda föroreningshalterna i anslutning till badplatsen och fastställa om någon hälsofara kan förekomma vid bad.

Efter förfrågan från Liljeholmens stadsdelsförvaltning lämnade Naturvetenskapliga institutionen vid Högsolan i Kalmar ett förslag på undersökningsprogram som omfattade dels en undersökning av föroreningshalten i sediment och vatten, dels en utredning av exponeringssituationen samt riskkaraktärisering.

Undersökningarna av föroreningshalter har redovisats i två tidigare rapporter. En omfattande screening av organiska föroreningar och metaller genomfördes av prov som togs sommaren 2006 (Peltola 2006). De allra flesta föroreningar förekom i halter under analysmetodernas detektionsgränser. Utifrån dessa resultat beslöts att genomföra en andra provomgång under sensommaren 2007, med kompletterande analyser inriktade på PAH-föreningar och metaller (Peltola 2007). I denna senare provtagningsomgång genomfördes analyserna med känsligare metoder, så att även de låga halter som förekom vid badplatsen kunde bestämmas.

Exponering för förorenat sediment och vatten i samband med bad beror dels på badvanor, dels på ett antal fysiologiska parametrar. Omfattningen, frekvensen och varaktigheten av utomhusbad i sjön Trekanten undersöktes sommaren 2006 och har redovisats i en separat rapport (Lindström 2006). Badvanor för de som utnyttjar Trekantens badplats undersöktes då både genom intervjuer och i en observationsstudie.

I denna rapport redovisas de beräkningar som gjorts för att skatta exponeringen för badande i sjön Trekanten samt de slutsatser som detta ger upphov till.

2 Metod

Sambandet mellan dos och respons är fundamentalt för varje bedömning av en kemisk hälsorisk. För att bedöma risken så måste storleken av exponeringen (dosen) kunna uppskattas. Exponering kan ske på många olika sätt och en uppgift för exponeringsanalysen är att klarlägga dessa exponeringsvägar. Nästa steg är att beräkna upptaget via de olika exponeringsvägarna för att sedan kunna beräkna det totala intaget. Exponeringen uttrycks som mängd per enhet kroppsvikt inom ett givet tidsintervall (ofta per dag).

Exponeringsbedömningen som redovisas här avser badgästers intag av PAH och metaller från vatten och sediment vid sjön Trekantens badplats. Exponeringens storlek har uppskattats med hjälp av en serie enkla modeller som beskriver sambanden mellan ett antal exponeringsfaktorer och intaget av dessa föroreningar.

2.1 Exponeringsmodeller

Exponeringsberäkningar har genomförts för de exponeringsvägar som bedöms kunna ge ett bidrag av betydelse för det totala intaget. Varken PAH eller metaller är särskilt flyktiga och inandning av ånga har därför bedömts ge ett mycket litet bidrag. Följande exponeringsvägar har beaktats:

1. Oavsiktligt intag av vatten
2. Oavsiktligt intag av sand/sediment
3. Hudkontakt med sand/sediment

De modeller som har använts för exponeringsberäkningarna är hämtade från rapporten *Risk assessment guidance for superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part A)* (U.S. EPA 1989). I princip samma modell för hudupptag vid kontakt med sand redovisas även i rapporten *Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)* (U.S. EPA 2004). Exponeringsfaktorerna som ingår i modellerna förklaras i tabell 2.1.

Oavsiktligt intag av vatten:

$$\text{Intag av förorening (mg/kg-dag)} = \frac{CW \times CR \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Oavsiktligt intag av sand:

$$\text{Intag av förorening (mg/kg-dag)} = \frac{CS \times IR \times CF \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Hudkontakt med sand:

$$\text{Absorberad dos (mg/kg-dag)} = \frac{CS \times CF \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

Tabell 2.1 Exponeringsfaktorer som används i exponeringsmodellerna.

Parameter	Definition	Rekommenderat värde (U.S. EPA)
CW	Koncentration av förorening i vatten (mg/liter)	Platsspecifikt eller modellerat värde.
CR	Intag av vatten vid bad (liter/timme)	50 ml/h
ET	Exponeringstid, det vill säga tid i vattnet (timmar/dag)	Specifikt beroende på exponeringsväg
EF	Exponeringens frekvens (dagar/år)	
ED	Exponeringens varaktighet (år)	70 år (livstid) 30 år (90:e percentilen boende vid området) 9 år (median boende vid området)
BW	Kroppsvikt (kg)	Åldersspecifikt värde Vuxen 70 kg
AT	Genomsnittlig tid för exponering (period som exponeringen i genomsnitt sker över – dagar)	Icke carcinogena effekter (ED×365 dagar/år), och 70 år, livstid, för carcinogena effekter (70 years×365 dagar/år).
CS	Koncentration av förorening i sand (mg/kg)	Platsspecifikt värde
IR	Intag av sand (mg/dag)	Barn 1-6 år, 200 mg/dag. Åldersgrupper över 6 år, 100 mg/dag.
CF	Konverteringsfaktor (10^{-6} kg/mg)	
FI	Andel intaget från förorenat område (enhetslös)	
SA	Hudyta tillgänglig för kontakt (cm^2 /tillfälle)	
AF	Mängden sand som fäster på huden (adherence factor) (mg/cm^2)	
ABS	Absorptionsfaktor (enhetslös)	Specifikt för kemiskt ämne

2.2 Beräkningar

Exponeringsskattningarna har beräknats med två olika tillvägagångssätt. En s.k. deterministisk beräkning har genomförts – där punktuppskattningar har använts för varje exponeringsfaktor – för att beräkna medelxponeringen samt en rimlig maximal exponering (RME).

Exponeringen har även beräknats med ett probabilistisk angreppssätt, genom att använda ”probability bounds”-analys. Variabilitet i exponeringsfaktorerna beskrivs då med sannolikhetsfördelningar, medan osäkerheten beskrivs med intervall. Med detta förfarande är det möjligt att dels beskriva hur exponeringen varierar mellan olika individer, dels ange den osäkerhet som finns i den beskrivningen. Beräkningarna är utförda med programmet RAMAS Risk Calc (version 4). Metoden ”probability bounds”-analys förklaras och diskuteras närmare i rapporten *Probabilistisk riskbedömning – fas 2* (Öberg m.fl. 2006).

Även den deterministiska beräkningen ger viss information om variation mellan individer, eftersom både en medelxponering samt en rimlig maximal exponering har beräknats.

3 Dataunderlag och exponeringsfaktorer

Exponeringssituationen vid sjön Trekanten har utretts för både barn och vuxna. Ofta är barn utsatta för en högre exponering än vuxna på grund av skillnader i beteende och fysiologi. I denna studie har exponeringen beräknats med avseende på icke-carcinogena effekter för barn vid 4 års ålder samt vuxna kvinnor. Barn vid 4 års ålder har valts eftersom den platsspecifika studie som gjorts vid sjön Trekanten visar att det främst är små barn som exponeras för vattenföroreningar (Lindström 2006). Män och kvinnor har olika fysiologi och olika beteende varför exponeringen för dessa grupper kan skilja sig åt. Beräkningar visar att exponeringen för män och kvinnor är på samma nivå. Resultat från exponeringsberäkningarna redovisas dock endast med resultat för kvinnor eftersom den platsspecifika studien visade att fler kvinnor än män besökte badplatsen (Lindström 2006).

För PAH har även exponering över hela livstiden beräknats (cancerrisk). I detta fall har ytterligare en åldergrupp, 7-14 år, tagits med i beräkningen. Denna grupp skiljer sig ifrån övriga åldergrupper genom att de var längre tid i vattnet än övriga grupper. Detta påverkar exponeringen vilket är orsaken till att denna grupp har beaktats.

De exponeringsfaktorer som har använts i beräkningarna samt föroreningshalterna i sediment och vatten redovisas i följande avsnitt.

3.1 Föroreningshalter i sediment och vatten

PAH-halterna är som väntat betydligt högre i sediment jämfört med i vatten (tabell 3.2 och 3.3). Detta gäller också metallhalterna (tabell 3.4 och 3.5). De analysmetoder som har använts för att bestämma metallhalterna innebär en kraftig lakningsprocedur. Detta innebär i sin tur att halterna inte är underskattade. De analyser som redovisas här är resultat från den andra analysomgången som genomfördes år 2007. Merparten av resultaten från den första analysomgången, som genomfördes år 2006, var under detektionsgränsen. För flera metaller i sediment, till exempel krom, koppar och bly, uppmättes dock detekterbara halter även vid den förra provtagningen. Resultaten från dessa båda provomgångar stämde generellt bra överens med varandra.

För beräkning av cancerrisken har PAH-halterna för respektive ämne räknats om med viktningfaktorer som anger den carcinogena potensen i jämförelse med en referenssubstans som i detta fall är benso[*a*]pyren (tabell 3.1) (Nisbet och LaGoy 1992). Viktningsfaktorn för respektive PAH-förening multipliceras med PAH-koncentrationen och summeras sedan. Metoden bygger på antagandet att effekten av olika PAH är additiv. De beräknade benso[*a*]pyren-ekvivalenterna (BaP-ekvivalenter) redovisas sist i tabell 3.2 och 3.3.

I litteraturen finns flera olika viktningförfaranden beskrivna och den väsentligaste avvikelserna gentemot tabell 3.1 är att dibenso[*a,h*]antracen ofta viktas lägre. Samtal med handläggare vid U.S. EPA, i slutet av hösten 2007, antyder dock att ett kommande förslag med reviderade viktningfaktorer kommer att ge dibenso[*a,h*]antracen en betydligt högre vikt än benso[*a*]pyren.

Tabell 3.1 Viktningsfaktorer för olika PAH (Nisbet och LaGoy 1992).

PAH	Viktningsfaktor
Acenaften	0.001
Acenaftylen	0.001
Antracen	0.01
Benso[a]antracen	0.1
Benso[a]pyren	1
Benso[b]fluoranten	0.1
Benso[g,h,i]perylen	0.01
Benso[k]fluoranten	0.1
Krysen	0.01
Dibenso[a,h]antracen	5
Fluoranten	0.001
Fluoren	0.001
Indeno[1,2,3-c,d]pyren	0.1
2-Metylnaftalen	0.001
Naftalen	0.001
Fenantren	0.001
Pyren	0.001

Tabell 3.2 Koncentrationen av PAH i sediment (mg/kg).

PAH	N	N under det.gräns	Medel	SD	Min	Median	Max
Acenaften	5	1	0.0018	0.0010	<0.001	0.002	0.0032
Acenaftylen	5	4	0.0011	0.0013	<0.001	<0.001	0.0034
Antracen	5	0	0.019	0.020	0.0066	0.012	0.055
Benso[a]antracen	5	4	0.0072	0.015	<0.001	<0.001	0.034
Benso[a]pyren	5	4	0.0056	0.011	<0.001	<0.001	0.026
Benso[b]fluoranten	5	4	0.010	0.022	<0.001	<0.001	0.050
Benso[g,h,i]perylen	5	4	0.0052	0.011	<0.001	<0.001	0.024
Benso[k]fluoranten	5	4	0.0038	0.0074	<0.001	<0.001	0.017
Krysen/Trifenylen	5	4	0.0094	0.020	<0.001	<0.001	0.045
Dibenso[a,h]antracen	5	4	0.0018	0.0029	<0.001	<0.001	0.007
Fluoranten	5	3	0.016	0.035	<0.001	<0.001	0.079
Fluoren	5	0	0.019	0.0078	0.012	0.018	0.032
Indeno[1,2,3-c,d]pyren	5	4	0.0050	0.010	<0.001	<0.001	0.023
Naftalen	5	4	0.0064	0.0031	<0.01	<0.01	0.012
Fenantren	5	0	0.0089	0.015	0.0014	0.0021	0.036
Pyren	5	3	0.0077	0.016	<0.001	<0.001	0.036
BaP-ekvivalenter	5	-	0.018	0.032	0.0033	0.0034	0.074

¹ För beräkning av medel och SD har halva detektionsgränsen använts vid "mindre än"-värden.

Tabell 3.3 Koncentrationen av PAH i vatten (löst+partikulärt mg/L)¹.

PAH	N	N under det.gräns	Medel	SD	Min	Median	Max
Acenaften	6	0	1.5E-05	9.4E-06	5.8E-06	1.3E-05	3.3E-05
Acenaftylen	6	2	1.6E-06	5.6E-07	<2E-06	1.7E-06	2.4E-06
Antracen	6	0	5.5E-06	1.8E-06	3.3E-06	4.9E-06	7.8E-06
Benso[a]antracen	6	0	3.0E-06	8.4E-07	1.8E-06	3.1E-06	3.8E-06
Benso[a]pyren	6	2	2.6E-06	1.4E-06	<2E-06	2.7E-06	4.2E-06
Benso[b]fluoranten	6	0	4.0E-06	1.2E-06	2.4E-06	4.0E-06	5.8E-06
Benso[g,h,i]perylen	6	0	3.0E-06	1.4E-06	<2E-06	3.2E-06	4.6E-06
Benso[k]fluoranten	6	2	2.1E-06	9.2E-07	<2E-06	2.1E-06	3.2E-06
Krysen/Trifenylen	6	0	4.6E-06	1.6E-06	2.6E-06	4.7E-06	6.5E-06
Dibenso[a,h]antracen	6	4	1.2E-06	3.6E-07	<2E-06	<2E-06	1.7E-06
Fluoranten	6	0	5.8E-06	1.4E-06	4.2E-06	6.1E-06	7.2E-06
Fluoren	6	0	5.9E-05	2.4E-05	2.9E-05	5.7E-05	1.0E-04
Indeno[1,2,3-c,d]pyren	6	0	3.1E-06	1.3E-06	1.5E-06	3.2E-06	4.9E-06
Naftalen	6	0	6.5E-05	8.9E-06	5.5E-05	6.5E-05	7.6E-05
Fenantren	6	0	8.2E-06	1.1E-06	6.5E-06	8.7E-06	9.2E-06
Pyren	6	0	5.6E-06	1.6E-06	3.5E-06	5.8E-06	7.1E-06
BaP-ekvivalenter	6	-	1.0E-05	3.5E-06	7.0E-06	9.2E-06	1.5E-05

¹ Halten av löst PAH i vatten (filtrerat) och halten partikulärt PAH i vatten har summerats. Värdet <2E-06 innebär att både den lösta halten och den partikulära halten var under detektionsgränsen som var 1E-06 mg/L.

Tabell 3.4 Koncentration av metaller i sediment (mg/kg).

Metall	N	N under det.gräns	Medel	SD	Min	Median	Max
Antimon	5	0	0.052	0.055	0.02	0.03	0.15
Arsenik	5	0	0.5	0.071	0.4	0.5	0.6
Barium	5	0	17	1.8	16	16	19
Bly	5	0	5.4	3.8	3.4	3.8	12
Kadmium	5	0	0.036	0.0055	0.03	0.04	0.04
Kobolt	5	0	2.9	0.22	2.6	2.8	3.1
Koppar	5	0	6.1	0.81	4.9	6.1	7
Krom	5	0	13	2.0	9.9	13	16
Kvicksilver ¹	5	4	0.0062	0.0083	<0.005	<0.005	0.021
Molybden	5	0	0.24	0.040	0.19	0.24	0.3
Nickel	5	0	6.2	0.96	4.6	6.4	7.2
Silver	5	0	0.024	0.0045	0.016	0.024	0.027
Vanadin	5	0	16	2.5	12	16	19
Zink	5	0	28	4.0	25	26	34

¹ För beräkning av medelvärde och standardavvikelse har halva detektionsgränsen använts.

Tabell 3.5 Koncentration av metaller i vatten (mg/L).

Metall	N	N under det.gräns	Medel	SD	Min	Median	Max
Antimon	6	0	8.1E-04	6.6E-05	7.6E-04	7.9E-04	9.3E-04
Arsenik ¹	6	6	0.005	0	<0.01	<0.01	<0.01
Barium	6	0	0.073	0.0043	0.069	0.072	0.079
Bly	6	0	0.0021	0.0014	0.00033	0.0020	0.0039
Kadmium ¹	6	5	3.4E-05	2.2E-05	<5E-05	<5E-05	8E-05
Kobolt ¹	6	1	1.7E-04	1.7E-04	<3E-05	1.1E-04	4.4E-04
Koppar	6	0	0.007	0.0017	0.005	0.0075	0.009
Krom	6	0	0.11	0.033	0.050	0.11	0.15
Kvicksilver ¹	2	1	5E-06	2.8E-06	<6E-06	-	7E-06
Molybden	6	0	0.0021	0.00016	0.0018	0.0022	0.0022
Nickel	6	0	0.0047	0.0023	0.003	0.004	0.009
Silver ¹	6	6	0.0005	0	<0.001	<0.001	<0.001
Vanadin ¹	6	2	0.028	0.011	<0.030	0.030	0.040
Zink ¹	6	5	0.0023	0.0018	<0.003	<0.003	0.006

¹ För beräkning av medelvärde och standardavvikelse har halva detektionsgränsen använts.

3.2 Tidsanvändning

Exponeringstid (ET), exponeringsfrekvens (EF) och exponeringens varaktighet (ED) har bestämts utifrån den platsspecifika studie som har gjorts vid sjön Trekantens badplats (Lindström 2006).

3.2.1. Exponeringstid (ET)

I den enkät som 168 personer besvarade framgick det att mindre barn (0-6 år) och vuxna i genomsnitt var i vatten 20-30 minuter under dagen som enkäten fylldes i. Barn mellan 7 och 14 år var i vattnet längre tid än övriga grupper, i genomsnitt cirka 30-40 minuter. Av dem som svarat på enkäten var 3 procent mellan 1 och 6 år och 15 procent var mellan 7 och 13 år. Eftersom få individer i dessa åldersgrupper var representerade i enkätstudien har dessa resultat kompletterats och justerats utifrån observationsstudier. Av dem som besvarade enkäten var 69 procent kvinnor/flickor och 31 procent män/pojkar.

I observationsstudierna framgick det att flera små barn badade längre än vad enkätstudien visade. Några barn i åldergruppen 0-6 år badade cirka en halvtimme vid ett tillfälle medan andra badade ett par timmar. Ett par barn i åldern 10-12 år observerades bada intensivt i cirka 1 timme vid ett tillfälle. Troligen badar barnen vid mer än ett tillfälle under en dag. Utifrån dessa observationer har exponeringstiden (ET) från enkätstudien justerats till 1 timme per dag för barn vid 4-års ålder och 1.5 timme per dag för barn mellan 7 och 14 år. Flertalet personer som besvarade enkäten var vuxna och 0.5 timme per dag som enkäten visar har därför använts i exponeringsbedömningen.

I en amerikansk riskbedömning har barn antagits bada 4 timmar per baddag, medan vuxna antogs bada 2 timmar per baddag (Goldblum m.fl. 2006). Värdet uppges vara platsspecifikt och konservativt. I U.S. EPAs dokument *Exposure factors handbook* och *Child-specific exposure factors handbook* rekommenderas som 95:e percentil ett värde på över 180 minuter per badtillfälle för bad i swimmingpool (U.S. EPA 1997; U.S. EPA 2002). Den platsspecifika studien vid sjön Trekanten visade att barn är i vattnet längre tid jämfört med vuxna. I denna riskbedömning används 4 timmar per baddag för barn och 2 timmar per dag för vuxna som rimlig maximal exponering (95:e percentil).

3.2.2 Exponeringsfrekvens (EF)

Hur ofta de personer som ingick i enkätstudien badar i sjön Trekanten framgår i tabell 3.6. Enkätens svarsalternativ har omvandlats till antal badtillfällen per vecka. Det visar att de barn som ingår i åldergruppen 0-6 år i genomsnitt badar 4 gånger i veckan och som mest 7 gånger i veckan. Barn i åldergruppen 7-13 år badar i genomsnitt 3 gånger i veckan och som mest 7 gånger i veckan. Personerna i åldergruppen 14-65 år badar i genomsnitt 2 gånger i veckan och 4 gånger i veckan som 95:e percentil. Några individer i denna åldergrupp svarade att de badar dagligen. Endast 2 personer som var äldre än 65 år besvarade enkäten och det är därför inte möjligt att dra några slutsatser om hur ofta denna åldergrupp besöker badplatsen.

Badsäsongen antas pågå i genomsnitt 8 veckor och som mest 10 veckor, vilket ger att barn i åldergruppen 0-6 år i genomsnitt badar 32 dagar per år och som mest 70 dagar per år. Barn i åldergruppen 7-13 år badar i genomsnitt 24 dagar per år och som mest 70 dagar per år. Vuxna badar i genomsnitt 16 dagar per år och 40 dagar per år som 95:e percentil, det vill säga rimlig maximal exponering. Några personer mellan 14 och 65 år svarade att de badande dagligen.

Tabell 3.6 Svar från enkätstudie vid sjön Trekanten.

Enkät svar	Badar hur ofta	0-6 år		7-13 år		14-65 år	
	ggr per vecka	Antal	Procent	Antal	Procent	Antal	Procent
Inte alls	0	0	0	0	0	4	3
1-6 ggr/år ¹	0.4	1	20	5	21	35	29
1-6 ggr/mån	0.8	0	0	3	13	19	16
1-3ggr/vecka	2	0	0	5	21	31	26
3-5 ggr/vecka	4	3	60	7	29	28	23
Dagligen	7	1	20	4	17	4	3
Totalt	-	5	100	24	101	121	100

¹ Badtillfällena under året antas vara fördelade endast under 8 sommarveckor.

3.2.3 Exponeringens varaktighet (ED)

Exponeringens varaktighet (ED) är det antal år som den exponerade individen bor i området. De flesta badgästerna vid sjön Trekanten bor i området och är inte på tillfälligt besök (Lindström 2006). Enligt en enkätstudie som gjordes vid sjön Trekanten hade de 37 personer som svarade på frågan i genomsnitt bott vid sjön Trekanten i 13 år. Maxvärdet var 44 år och 95:e percentilen 42 år.

Exponering under lång tid beräknas utifrån scenariona att de exponerade individerna är bosatta i området under åldersperioden 1-13 år, 1-42 år, under 13 respektive 42 år som vuxen samt att man bor i området under hela livet. Den totala exponeringen under dessa tidsperioder beräknas utifrån exponeringsfaktorerna som tagits fram för åldersgrupperna 1-6 år, 7-14 år samt vuxna över 15 år. Den totala exponeringen delas sedan med antalet dagar under en livstid på 80 år.

Ett fåtal vuxna över 65 år ingick i enkätstudien och för denna åldergrupp har samma exponeringsfaktorer som för övriga vuxna använts. Denna åldergrupp är dock endast aktuell i det scenario där man antas vara bosatt i området och besöker sjön Trekanten under en hel livstid på 80 år, vilket i sig är ett konservativt antagande.

3.3 Fysiologiska parametrar

Uppgifter för kroppsvikt och hudyta är hämtade från den databearbetning som gjorts inom 'Hållbar Sanering'-projektet *Exponeringsfaktorer vid riskbedömning – inventering av dataunderlag* (Filipsson m.fl. 2008). Data för vuxna kvinnors kroppsvikt och hudyta bygger på undersökningen *Hälsa på lika villkor* som har genomförts av Statistiska centralbyrån på uppdrag av Statens folkhälsoinstitut (SCB 2005). Uppgifterna för barns kroppsvikt och hudyta bygger på data från *Epibarn* som är en databas där Landstinget Västernorrland har samlat in uppgifter om barn och ungdomar (www.lvn.se/epibarn).

Data för flickor i åldern 4 samt 10.5 år har använts i exponeringsberäkningarna. För den probabilistiska beräkningen har även data för flickor i åldern 6.6 år används. Statistik över kroppsvikt redovisas med 95-procentiga konfidensintervall i tabell 3.7a och 3.7b i bilaga 1. Uppgifter över hudyta redovisas i tabell 3.8a och 3.8b i bilaga 1. Hudytan har beräknats utifrån kroppsvikt och kroppslängd med den formel som Gehan och George publicerade år 1970 (Gehan och George 1970):

$$\text{Hudyta (m}^2\text{)} = 0.0235 \times \text{Längd (cm)}^{0.42246} \times \text{Vikt (kg)}^{0.51456}$$

För beräkning av hudupptag från sand har den totala hudytan använts, eftersom hela hudytan troligen är tillgänglig för exponering. Däremot har hänsyn tagits till att olika mängd sand fastnar på olika delar av kroppen.

3.4 Kontakt med sediment och vatten

Intag av föroreningar från sediment och vatten kan ske dels genom direkt intag (vatten och sand), dels genom hudkontakt (sand). Sanden innehåller givetvis även en mindre andel finare sedimentpartiklar.

3.4.1 Intag av vatten (CR)

Vid U.S. EPA har en pilotstudie gjorts med drygt 50 deltagare för att analysera hur mycket vatten som oavsiktligt sväljs vid simning (Evans m.fl. 2001; Dufour m.fl. 2006). Mängden vatten som svaldes beräknades utifrån koncentrationen cyanuric acid i poolen samt i urinen. Studien utfördes i utomhuspool och det är enligt studiens författare troligt att resultaten är överförbara till bad i sötvatten, eftersom beteende vid bad i sötvatten och i pool är jämförbara. Enligt pilotstudien svalde männen mer vatten än kvinnorna, men skillnaden var inte statistiskt signifikant.

En större vattenintagsstudie med cirka 550 deltagare har nu genomförts (Evans m.fl. 2006). Information och data från denna "full field sampling study (FFSS)" kommer från Otis Evans vid U.S. EPA. I tabell 3.9 redovisas data från studien. Män och pojkar svalde även denna gång mer vatten än vad kvinnor respektive flickor gjorde. Skillnaden mellan kvinnor och män är statistiskt signifikant ($p < 0.05$, i ett t-test på logaritmerade data).

Tabell 3.9 Intag av vatten vid bad i pool utifrån vattenintagsstudien från U.S. EPA.

Grupp	N	Intag av vatten vid bad i pool (ml/timme)													
		Medel	SD	Skevhhet	Kurtosis ²	Percentiler									
						1	5	10	25	50	75	90	95	99	
Flickor 6-12 år	59	52	50	1.7	6.3	-	4	5	15	43	67	142	157	-	
Pojkar 6-12 år	31	59	44	1.8	7.3	-	8	21	28	45	80	104	182	-	
Alla 6-12 år	90	54	48	1.7	6.3	-	4	8	20	44	75	128	159	-	
Flickor 6-17 år	94	43	44	2.0	8.2	-	2	5	13	26	56	89	149	-	
Pojkar 6-17 år	142	42	45	2.1	8.9	-	4	5	12	28	57	106	126	-	
Alla 6-17 år	236	43	44	2.1	8.5	1	3	5	12	28	56	103	132	233	
Kvinnor	180	28	99	9.4	101.5	-	1	2	4	10	24	39	72	-	
Män	137	40	85	5.0	33.0	-	2	3	7	15	34	87	187	-	
Alla vuxna	317	33	94	7.9	80.5	1	1	2	5	12	27	53	121	583	

¹ Beräknat utifrån primärdata som används med tillstånd från O. Evans, U.S. EPA.

² Till det i SPSS beräknade värdet på kurtosis har 3 adderats.

3.4.2 Intag av sand (IR)

I U.S. EPAs dokument *Exposure factors handbook* och *Child-specific exposure factors handbook* rekommenderas ett jordintag för barn på i genomsnitt 100 mg per dag (alternativt 200 som en konservativ skattning av medelvärdet) och som övre percentil 400 mg per dag. För vuxna rekommenderas ett genomsnittligt intag på 50 mg per dag (U.S. EPA 1997; U.S. EPA 2002). Små barn exponeras troligen mer för föroreningar via intag av jord och sediment, genom att äta små mängder och stoppa fingrarna i munnen (Cohen Hubal m.fl. 2000; Moya m.fl. 2004).

I denna studie används ett skattat jordintag på 200 mg/dag för de små barnen. De äldre barnen, mellan 7 och 14 år, antas däremot få i sig något mindre sand eftersom de badar mer än de yngre barnen gör (Lindström 2006). Vid bad kan man visserligen få i sig sand/sedimentpartiklar som är suspenderade i vattnet, men detta är redan inräknat i exponeringsvägen oavsiktligt intag av vatten. Föroreninghalten i vatten inkluderar alltså både den lösta fasen och den delen som finns i den fasta fasen.

3.4.3 Mängd sand som fäster på huden (AF)

Hur mycket sediment som fastnar på huden när barn lekte i ett tidvattenområde har undersökts i en studie med nio barn i åldern 7-12 år (Shoaf m.fl. 2005a). Barnen lekte i två omgångar som vardera pågick mellan 20 till 60 minuter. Barnens aktiviteter bestod främst i att vada, springa och glida i sanden längs strandkanten, kasta sand och gräva med händerna. Efter leken tvättades händer, ansikte, underarmar, underben och fötter. Mängden sediment som fastnade på olika kroppsdelars hudyta (Adherence Factor, AF) redovisas i tabell 3.10.

En liknande studie har gjorts där vuxna letar musslor i ett tidvattenområde (Shoaf m.fl. 2005b). I studien ingick 9 kvinnor och 9 män som letar efter musslor som rekreation i ett tidvattenområde (recreational clam digging). Deltagarna i studien letade musslor i 45-60 minuter alternativt 60-90 minuter. Ansikte, underarmar, händer, underben och fötter tvättades före samt efter aktivitet för att analysera mängden sediment som fastnat på huden (tabell 3.10). Deltagarna tog av handskar (2 deltagare bar handskar), strumpor och skor innan tvätt. Sedimentet bestod främst av sand.

Tabell 3.10 Mängden sediment som fäster på huden (Adherence Factor) hos barn och vuxna efter aktivitet i ett tidvattenområde.

	Adherence Factor (Geometriskt medelvärde och 95-procentigt konfidensintervall, mg/cm ²)	
	Barn (Shoaf m.fl. 2005a)	Vuxna (Shoaf m.fl. 2005b)
Ansikte	0.042 (0.025-0.072)	0.02 (0.015-0.037)
Underarmar	0.17 (0.098-0.30)	0.12 (0.056-0.25)
Händer	0.49 (0.17-1.4)	0.88 (0.35-2.2)
Underben	0.70 (0.37-1.3)	0.16 (0.069-0.38)
Fötter	21 (15-29)	0.58 (0.23-1.5)

Utifrån hur stor andel specifika kroppsdelar utgör av den totala huden har ett viktat värde för mängden sand som fastnar på den totala huden beräknats enligt U.S. EPAs rapport *Risk assessment guidance for superfund volume I: Human health evaluation manual (Part E, Supplemental guidance for dermal risk assessment)* (U.S. EPA 2004). Andelen huden per kroppsdel av den totala huden som har använts i beräkningen av det viktade AF-värdet redovisas i tabell 3.11. Därutöver har det vid beräkningen antagits att AF-värdet för ansiktet gäller för hela huvudet, nacke och bål samt att AF-värdet för underarmarna även gäller för överarmarna och motsvarande för ben. Vad det gäller mängden sediment som fastnar på fötterna har 6 mg/cm² antagits som mest (3-9 som konfidensgränser), eftersom flera studier tyder på att hudabsorption endast sker från detta lager närmast huden (Yang m.fl. 1989; Duff och Kissel 1996; Roy och Singh 2001).

Tabell 3.11 Andel huden per kroppsdel av den totala huden (U.S. EPA 1985).

	Andel huden (%)	
	Barn	Vuxna
Huvud	13.8	7.5
Bål	31.5	35.4
Armar	14.0	14.1
Händer	5.7	5.1
Ben	27.8	31.8
Fötter	7.3	6.8

Det viktade AF-värdet beräknas till 0.70 (0.36-1.17) mg/cm² för barn och 0.16 (0.07-0.39) mg/cm² för vuxna. Dessa viktade värden antas gälla för hela huden vid aktivitet i strandkanten. När man badar är det troligt att sanden till stor del sköljs bort. Detta bör främst gälla barnen i åldern 7 till 14 år som dyker och simmar mer jämfört med barnen mellan 0 och 6 år som leker mer i strandkanten. För åldersgruppen 7-14 år har samma AF som för vuxna använts eftersom denna åldersgrupp befinner sig mer i vatten jämfört med de yngre barnen.

3.4.4 Absorptionsfaktor (ABS)

Enligt U.S. EPAs *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)* bör samma absorptionsfaktor användas som för jord, innan mer information om fraktionen som absorberas från sediment finns tillgängligt (U.S. EPA 2004). I rapporten rekommenderas absorptionsfaktorn 0.13 för PAH, 0.03 för arsenik och 0.001 för kadmium. Dessa rekommendationer baseras på ett fåtal vetenskapliga studier (Wester m.fl. 1990; Wester m.fl. 1992; Wester m.fl. 1993). Även den svenska beräkningsmodellen för riktvärden för förorenad mark använder samma värde (NV 2007), vilket grundar sig på U.S. EPAs rekommendationer.

Värdet för PAH baseras på studier med Rhesusapor *in vivo* (Wester m.fl. 1990). Försök gjordes även *in vitro* med människohud, vilket resulterade att 1.4 procent absorberades av

huden under försöket som pågick i 24 timmar. I försök som pågick under 25 minuter absorberades endast 0.14 procent av människohud.

Att anta att 13 procent av PAH absorberas vid exponering för sand vid sjön Trekanten är troligen en överskattning eftersom värdet på 13 procent kommer från experiment med en kontakttid på 24 timmar. I experimentet var också koncentrationen av föroreningen betydligt högre (10 ppm), jämfört med de halter som har uppmätts i sanden vid sjön Trekanten. Därtill applicerades 40 mg jord per cm² hudyta i experimentet, vilket är betydligt mer jämfört med ett realistiskt exponeringsscenario vid en badsjö. Det finns även flera andra vetenskapliga studier som tyder på att hudabsorptionen av PAH troligen är lägre än de 13 procent som nu rekommenderas (Kao 1989; Yang m.fl. 1989; Roy och Singh 2001; Sartorelli m.fl. 2001; Abdel-Rahman m.fl. 2002). Absorptionen har dessutom visat sig minska när föroreningen har varit blandad med jorden än längre tid (Roy och Singh 2001; Abdel-Rahman m.fl. 2002). Att det handlar om blött sediment vid sjön Trekanten är däremot något som möjligen kan underlätta absorptionen (U.S. EPA 1992). Här har vi valt en absorption på 6.5 procent för att representera en bästa skattning av exponeringen, medan 13 procent antas för att beräkna en rimlig maximal exponering (RME).

Litteraturuppgifter vad det gäller hudabsorption av metaller är än mer begränsade jämfört med PAH. I remissversionen av den svenska beräkningsmodellen för riktvärden för förorenad mark rekommenderas olika absorptionsfaktorer för olika metaller (NV 2007). Värdena för arsenik och kadmium i remissversionen baseras i sin tur på rekommendationer från U.S. EPA. Absorptionen av arsenik från media i miljön är dock sannolikt betydligt lägre än 3 procent (Lowney m.fl. 2005). För antimon har samma värde valts som för arsenik. För övriga metaller är absorptionsfaktorn antagen av IMM eller har samma värde som valts för övriga metaller. De värden som redovisas i remissversionen används här till både genomsnittlig och rimlig maximal exponering (tabell 3.12).

Tabell 3.12 Absorptionsfaktorer.

Ämne	Bästa skattning	RME
PAH	0.065	0.13
Arsenik, antimon	0.03	0.03
Kadmium	0.001	0.001
Barium, bly, kobolt, koppar, krom tot, kvicksilver, molybden, nickel, silver, vanadin, zink	0.01	0.01

3.5 Exponeringsfaktorernas beroende av varandra

Av de exponeringsfaktorer som ingår i modellerna är några mer eller mindre beroende av varandra. Mellan kroppsvikt och hudyta finns det helt naturligt en signifikant korrelation, då hudyta beräknas utifrån kroppsvikt och längd. Resultat från en korrelationsanalys redovisas i bilaga 2.

Det är rimligt att anta att det oavsiktliga intaget av sand ökar i och med att mängden sand som fastnar på hudytan (AF) ökar. Detta gäller kanske framförallt mindre barn eftersom de har ett beteende som innebär att de stoppar fingrarna i munnen oftare jämfört med vad vuxna och äldre barn gör (Cohen Hubal m.fl. 2000; Moya m.fl. 2004). Om man har mer sand på händerna är det också sannolikt att intaget av sand ökar.

Det är även tänkbart att absorptionsfaktorn ökar i och med att mängden sand på huden (AF) ökar. Mer sand fastnar på huden då sandens vattenhalt ökar (Kissel m.fl. 1996; Kissel

m.fl. 1998). Detta kan möjligen även öka absorptionen eftersom en ökad vattenhalt ger tillgång till ett transportmedium för föroreningarna.

Experimentella studier visar dessutom att absorptionsfaktorn ökar när kontakttiden ökar (Wester m.fl. 1990). När det gäller hudabsorption är dock kontakttidens längd en faktor som inte finns med i beräkningarna. Istället antas det att en viss andel absorberas under den dagen man befinner sig på stranden. Detta innebär att absorptionsfaktorn är en mycket osäker parameter. Det är dessutom tänkbart att viss absorption kan ske även när man har lämnat stranden, eftersom den sista sanden troligen sköljs bort från kroppen först när man tar ett bad eller en dusch hemma.

Möjligen är exponeringstiden (ET) och exponeringens frekvens (EF) något beroende av varandra eftersom man troligen tillbringar både mer tid på platsen och i vattnet vid varje besök samt även är där ofta om det är en plats som man tycker om. En korrelationsanalys har gjorts med data från den platsspecifika studien som genomfördes vid sjön Trekanten (Lindström 2006). Hur ofta man brukar bada i sjön Trekanten samt tiden man tillbringade i vattnet var signifikant korrelerade till varandra (Pearsons korrelationskoefficient = 0.318).

3.6 Sammanfattning exponeringsfaktorer

Exponeringsfaktorerna som har använts i beräkningarna sammanfattats i tabell 3.13. Utöver exponeringsfaktorerna i tabell 3.13 finns ytterligare några faktorer med i beräkningsmodellerna. Det gäller CF som är en konverteringsfaktor på 10^{-6} kg sand/mg sand samt FI som är andelen av sandintaget som kommer från området. Sandkonsumtionen som har angivits ska motsvara sandintaget under dagen på stranden. Eftersom endast dagarna på stranden räknas med är FI lika med 1. Valet av exponeringens varaktighet (ED) har betydelse endast vid carcinogena effekter då exponeringen beräknas över en livstid. ED är i genomsnitt 13 år, med 42 år som 95:e percentil. Som mest antas exponeringen pågå i 80 år, vilket är ett konservativt antagande eftersom exponerade individer då antas vara bosatta i området och använda sig av badplatsen under hela livstiden.

Absorptionsfaktorn varierar beroende på ämnet och har tidigare sammanfattats i tabell 3.12.

Tabell 3.13 Exponeringsfaktorer.

Exponeringsfaktor	1-6 år (4-åring)		7-14 år (10.5-åring)		Vuxen kvinna	
	Bästa skattning	RME	Bästa skattning	RME	Bästa skattning	RME
Koncentration av förorening i vatten (CV)	Medel	Max ¹	Medel	Max ¹	Medel	Max ¹
Koncentration av förorening i sanden (CS)	Medel	Max ¹	Medel	Max ¹	Medel	Max ¹
Exponeringstid (ET)	1 h/dag	4 h/dag	1.5 h/dag	4 h/dag	0.5 h/dag	2 h/dag
Exponeringsfrekvens (EF)	32 dagar/år	70 dagar/år	24 dagar/år	70 dagar/år	16 dagar/år	40 dagar/år
Kroppsvikt (BW)	18.2 kg	14.6 kg	38.6 kg	27.9 kg	67.7 kg	52.0 kg
Hudyta som exponeras (SA)	7500 cm ²	6500 cm ²	12500 cm ²	10300 cm ²	17700 cm ²	15300 cm ²
Intag av vatten (CR)	0.054 L/h	0.16 L/h	0.054 L/h	0.16 L/h	0.028 L/h	0.072 L/h
Intag av sand (IR)	200 mg/dag	400 mg/dag	100 mg/dag	300 mg/dag	50 mg/dag	100 mg/dag
Mängden sand som fäster på huden (AF)	0.70 mg/cm ²	1.17 mg/cm ²	0.16 mg/cm ²	0.39 mg/cm ²	0.16 mg/cm ²	0.39 mg/cm ²

¹ Den maximala uppmätta halten används eftersom det är för få observationer för att säkert skatta det övre konfidensintervallet.

4 Resultat från exponeringsberäkningar

Intag av PAH och metaller har beräknats utifrån de redovisade exponeringsmodellerna och det tillgängliga dataunderlaget. Huvuddelen av exponeringsberäkningarna har utförts som deterministiska punktskattningar. Komplementär probablistiska beräkningar – som beskriver variabilitet och inkluderar osäkerhet – har genomförts för PAH.

De beräknade intagen jämförs med de toxikologiska referensvärdena (TRV). I remissversionen av den svenska beräkningsmodellen för riktvärden för förorenad mark motsvarar dessa referensvärden det tolerabla dagliga intaget (TDI) för icke-cancerogena PAH samt för metaller, förutom arsenik (NV 2007). TDI är den maximala dagliga dos (tröskeldos) av ett ämne som människan kan exponeras för under hela livet utan att det medför negativa hälsoeffekter. För de flesta PAH samt arsenik har däremot ett riskbaserat dagligt intag ($RISK_{or}$) använts. Detta senare värde används för genotoxiska ämnen utan tröskeleffekter.

4.1 Intag av polycykliska aromatiska kolväten (PAH)

4.1.1 Intag av icke-cancerogena PAH

Vilka PAH-föreningar som ska klassas som cancerogena är inte helt entydigt fastställt. I remissversionen av den svenska beräkningsmodellen för förorenad mark anges som TDI-baserat referensvärde för acenaften och acenaftylen $4.0E-02$ mg/kg-dag samt för naftalen $2.0E-02$ mg/kg-dag (NV 2007). Den beräknade exponeringen för dessa PAH är betydligt lägre än respektive referensvärde, även vid en rimlig maximal exponering (RME) (tabell 4.1).

Tabell 4.1 Beräknat dagligt intag av icke-cancerogena PAH.

	Totalt intag (mg/kg-dag)		Oralt intag (mg/kg-dag)		Hudupptag (mg/kg-dag)		TRV
	Medel	RME	Medel	RME	Medel	RME	
Barn 1-6 år							
Acenaften	8.5E-09	3.3E-07	5.6E-09	2.9E-07	2.9E-09	4.2E-08	4.0E-02
Acenaftylen	3.2E-09	8.2E-08	1.5E-09	3.8E-08	1.8E-09	4.4E-08	4.0E-02
Naftalen	3.3E-08	8.6E-07	2.3E-08	7.0E-07	1.1E-08	1.6E-07	2.0E-02
Vuxna							
Acenaften	4.0E-10	1.6E-08	1.9E-10	1.1E-08	2.1E-10	5.2E-09	4.0E-02
Acenaftylen	1.8E-10	7.0E-09	5.0E-11	1.4E-09	1.3E-10	5.6E-09	4.0E-02
Naftalen	1.6E-09	4.5E-08	7.9E-10	2.6E-08	7.6E-10	2.0E-08	2.0E-02

4.1.2 Intag av cancerogena PAH

Det riskbaserade tolerabla orala intaget för det genotoxiska ämnet benso[a]pyren är $8.3E-07$ mg/kg-dag. Ett intag som motsvarar detta värde innebär ett extra cancerfall per 1 000 000 exponerade individer (avser hela livstiden) (NV 2007). På risknivån 1 per 100 000 motsvarar detta ett riskbaserat tolerabelt oralt intag på $8.3E-06$. Det beräknade orala intaget är lägre än det riskbaserade tolerabla intaget (tabell 4.2).

Tabell 4.2 Beräknat dagligt intag av PAH, omräknat till BaP-ekvivalenter, över en livstid på 80 år.

	Totalt intag (mg/kg-dag)		Oralt intag (mg/kg-dag)		Hudupptag (mg/kg-dag)	
	Medel	RME	Medel	RME	Medel	RME
Bor i området i åldern 1-13 år	4.4E-09	1.5E-07	1.9E-09	5.8E-08	2.5E-09	9.6E-08
Bor i området i åldern 1-42 år	5.4E-09	2.1E-07	2.1E-09	6.8E-08	3.3E-09	1.4E-07
Bor i området 13 år som vuxen	4.5E-10	2.3E-08	1.1E-10	3.3E-09	3.4E-10	2.0E-08
Bor i området 42 år som vuxen	1.5E-09	7.4E-08	3.5E-10	1.1E-08	1.1E-09	6.4E-08
Bor i området hela livet (1-80 år)	6.8E-09	2.8E-07	2.5E-09	7.7E-08	4.3E-09	2.0E-07

Det beräknade hudupptaget står för en betydande del av det totala intaget. Brist på information om toxikologiska referensvärden för hudupptag gör denna risk svårbedömd. Ofta summeras alla exponeringsvägar för att sedan jämföras med det toxikologiska referensvärdet för oralt intag.

En tidigare hälsoriskbedömning har presenterat ett tillvägagångssätt för att skatta hudcancerrisken under en livstid. Som underlag för att bedöma den ökade hudcancerrisken användes en studie där möss exponerades för benso[a]pyren genom hudpensling under hela deras livstid (Schmahl m.fl. 1977). Resultaten användes som underlag för en modellfri extrapolation (Krewski m.fl. 1991), för att förutsäga livstidsrisken för människa vid låga doser. Modellen ger en så kallad "unit risk", definierad som ökningen av risken per enhet ökning av dosen (vid låga doser). Unit risk-värdet beräknades till 37.47 per mg/kg kroppsvikt och dag (Hussain m.fl. 1998). I praktiken innebär detta att risken för hudcancer skattas genom att multiplicera den beräknade hudexponeringen med unit risk-värdet. Detta tillvägagångssätt har använts i flera andra bedömningar av risken för att utveckla hudcancer (Tsai m.fl. 2001; Dor m.fl. 2003; Hanberg m.fl. 2006).

I tabell 4.3 sammanfattas livstidsrisken för hudcancer enligt denna beräkningsgång och för de mest exponerade individerna så sker ett visst överskridande av nivån 1:1 000 000.

Tabell 4.3 Den beräknade livstidsrisken för hudcancer.

	Hudupptag (mg/kg-dag)			
	Medel	Cancerrisk	RME	Cancerrisk
Bor i området i åldern 1-13 år	2.6E-09	9.7E-08	9.6E-08	3.6E-06
Bor i området i åldern 1-42 år	3.4E-09	1.3E-07	1.4E-07	5.3E-06
Bor i området 13 år som vuxen	3.4E-10	1.3E-08	2.0E-08	7.5E-07
Bor i området 42 år som vuxen	1.1E-09	4.1E-08	6.4E-08	2.4E-06
Bor i området hela livet (1-80 år)	4.4E-09	1.6E-07	2.0E-07	7.5E-06

Solljus har visats sig ha effekt på PAHs omvandling och toxicitet, men det är inte utrett om detta gör någon skillnad på en badstrand (Toyooka och Ibuki 2007).

4.1.3 Kompletterande probabilistisk beräkning

De probabilistiska beräkningarna redovisas i bilaga 3. Några viktiga skillnader i den probabilistiska analysen jämfört med punktskattningarna består i att inga maxvärden har antagits för föroreningarnas koncentration. Istället har det minsta värdet, medelvärdet och standardavvikelsen använts för att definiera det tillåtna variationsområdet. Likaså har vuxna som maxvärde antagits bada varje dag eftersom ett fåtal personer i den plats-specifika studien vid sjön Trekanten svarade att de badade dagligen (Lindström 2006).

Den beräknade exponering som redovisas i tabell 4.4 är under det riskbaserade tolerabla intaget för benso[a]pyren på 8.3E-07 mg/kg-dag (NV 2007). Den beräknade rimliga

maximala exponeringen (övre osäkerhetsgränsen för 95:e percentilen) ligger dock nära det riskbaserade tolerabla intaget.

Tabell 4.4 Beräknat dagligt intag av PAH, omräknat till BaP-ekvivalenter, över en livstid på 80 år. Probabilistisk beräkning.

	Totalt intag (mg/kg-dag)	
	Median	95:e percentilen
Bor i området i åldern 1-6 år	[1.1E-11, 1.9E-08]	[1.5E-10, 1.8E-07]
Bor i området i åldern 1-13 år ¹	[1.7E-11, 3.7E-08]	[2.4E-10, 3.5E-07]
Bor i området 13 år som vuxen	[5.2E-13, 3.9E-09]	[6.2E-12, 4.8E-08]
Bor i området 42 år som vuxen	[1.7E-12, 1.3E-08]	[2.0E-11, 1.5E-07]

¹ Data för 6-åringar från *Epibarn* har använts för fysiologiska parametrar.

I den beräkning som redovisas i tabell 4.5 tas hänsyn till att det kan finnas ett beroende mellan vissa exponeringsfaktorer (mellan kroppsvikt och totalintag, samt mellan mängd sand som fäster och absorptionsfaktor respektive intag av sand). Detta ger en större osäkerhet och således också möjlighet att en högre exponering kan uppkomma. Fortfarande är dock exponeringen i de flesta fall lägre än det riskbaserade tolerabla intaget.

Tabell 4.5 Beräknat intag av PAH, omräknat till BaP-ekvivalenter, över en livstid på 80 år. Probabilistisk beräkning, där vissa exponeringsfaktorer antas vara beroende av varandra.

	Totalt intag (mg/kg-dag)	
	Median	95:e percentilen
Bor i området i åldern 1-6 år	[3.0E-12, 7.2E-08]	[2.1E-11, 5.6E-07]
Bor i området i åldern 1-13 år ¹	[4.3E-12, 1.4E-07]	[3.1E-11, 9.9E-07]
Bor i området 13 år som vuxen	[2.2E-13, 3.3E-08]	[1.6E-12, 2.7E-07]
Bor i området 42 år som vuxen	[7.2E-13, 1.1E-07]	[5.2E-12, 8.8E-07]

¹ Data för 6-åringar från *Epibarn* har använts för fysiologiska parametrar.

4.2 Intag av metaller

I tabell 4.6 och 4.7 redovisas det beräknade intaget/upptaget av metaller vid bad i sjön Trekanten. För metallerna, med undantag av arsenik, redovisas ett TDI-värden utifrån den nuvarande remissversionen av den svenska beräkningsmodellen för riktvärden för förorenad mark (NV 2007). För arsenik har däremot ett riskbaserat dagligt intag ($RISK_{or}$) använts. Detta värde används för genotoxiska ämnen utan tröskeleffekter. Exponering för arsenik har därför även beräknats som ett dagligt intag över en livstid på 80 år (tabell 4.8).

Tabell 4.6 Beräknat dagligt intag av metaller för barn 1-6 år.

	Totalt intag (mg/kg-dag)		Oralt intag (mg/kg-dag)		Hudupptag (mg/kg-dag)		TRV
	Medel	RME	Medel	RME	Medel	RME	
Antimon	3.0E-07	9.1E-06	2.6E-07	8.6E-06	3.9E-08	4.5E-07	6.0E-03
Arsenik	2.2E-06	8.9E-05	1.8E-06	8.7E-05	3.8E-07	1.8E-06	6.0E-06 ¹
Barium	4.0E-05	7.8E-04	3.6E-05	7.6E-04	4.3E-06	1.9E-05	2.0E-02
Bly	7.1E-06	1.1E-04	5.7E-06	9.6E-05	1.4E-06	1.2E-05	3.5E-03
Kadmium	4.4E-08	8.9E-07	4.4E-08	8.8E-07	9.1E-10	4.0E-09	2.0E-04
Kobolt	3.5E-06	2.3E-05	2.8E-06	2.0E-05	7.3E-07	3.1E-06	1.4E-03
Koppar	9.2E-06	1.2E-04	7.7E-06	1.1E-04	1.5E-06	7.0E-06	5.0E-01
Krom tot	4.3E-05	1.4E-03	4.0E-05	1.3E-03	3.3E-06	1.6E-05	1.5E+00
Kvicksilver	8.8E-09	1.9E-07	7.3E-09	1.7E-07	1.6E-09	2.1E-08	2.3E-04
Molybden	8.4E-07	2.0E-05	7.8E-07	2.0E-05	6.1E-08	3.0E-07	2.0E-02
Nickel	8.7E-06	1.2E-04	7.1E-06	1.1E-04	1.6E-06	7.2E-06	1.2E-02
Silver	1.6E-07	8.6E-06	1.5E-07	8.5E-06	6.0E-09	2.7E-08	5.0E-03
Vanadin	2.7E-05	4.6E-04	2.3E-05	4.4E-04	4.1E-06	1.9E-05	9.0E-03
Zink	3.4E-05	2.6E-04	2.7E-05	2.3E-04	7.0E-06	3.4E-05	3.0E-01

¹ RISK_{or} värde.**Tabell 4.7 Beräknat dagligt intag av metaller för vuxna.**

	Totalt intag (mg/kg-dag)		Oralt intag (mg/kg-dag)		Hudupptag (mg/kg-dag)		TRV
	Medel	RME	Medel	RME	Medel	RME	
Antimon	1.2E-08	3.7E-07	9.0E-09	3.1E-07	2.9E-09	5.7E-08	6.0E-03
Arsenik	8.9E-08	3.4E-06	6.2E-08	3.2E-06	2.8E-08	2.3E-07	6.0E-06 ¹
Barium	1.5E-06	3.0E-05	1.2E-06	2.8E-05	3.2E-07	2.4E-06	2.0E-02
Bly	2.9E-07	5.2E-06	1.9E-07	3.7E-06	9.9E-08	1.5E-06	3.5E-03
Kadmium	1.5E-09	3.3E-08	1.5E-09	3.3E-08	6.6E-11	5.0E-10	2.0E-04
Kobolt	1.5E-07	1.2E-06	9.5E-08	7.9E-07	5.3E-08	3.9E-07	1.4E-03
Koppar	3.7E-07	5.1E-06	2.6E-07	4.2E-06	1.1E-07	8.8E-07	5.0E-01
Krom	1.6E-06	5.1E-05	1.4E-06	4.9E-05	2.4E-07	2.0E-06	1.5E+00
Kvicksilver	3.6E-10	9.2E-09	2.5E-10	6.6E-09	1.1E-10	2.6E-09	2.3E-04
Molybden	3.1E-08	7.7E-07	2.7E-08	7.3E-07	4.4E-09	3.8E-08	2.0E-02
Nickel	3.5E-07	5.2E-06	2.4E-07	4.2E-06	1.1E-07	9.1E-07	1.2E-02
Silver	5.7E-09	3.1E-07	5.3E-09	3.1E-07	4.3E-10	3.4E-09	5.0E-03
Vanadin	1.1E-06	1.9E-05	7.7E-07	1.6E-05	2.9E-07	2.4E-06	9.0E-03
Zink	1.4E-06	1.3E-05	9.1E-07	9.1E-06	5.1E-07	4.3E-06	3.0E-01

¹ RISK_{or} värde.

Det riskbaserade tolerabla intaget av arsenik är 6.0E-06 mg/kg-dag enligt remissversionen av den svenska beräkningsmodellen (NV 2007). Remissversionen hänvisar till WHO. Detta värde kan jämföras med den beräknade exponeringen enligt tabell 4.8, vilken i några fall är högre för den konservativa skattningen (RME).

Tabell 4.8 Beräknat dagligt intag av arsenik, över en livstid på 80 år.

	Totalt intag (mg/kg-dag)		Oralt intag (mg/kg-dag)		Hudupptag (mg/kg-dag)	
	Medel	RME	Medel	RME	Medel	RME
Bor i området i åldern 1-13 år	2.3E-07	1.1E-05	2.0E-07	1.0E-05	3.3E-08	1.8E-07
Bor i området i åldern 1-42 år	2.8E-07	1.2E-05	2.3E-07	1.2E-05	4.3E-08	2.6E-07
Bor i området 13 år som vuxen	1.4E-08	5.5E-07	1.0E-08	5.1E-07	4.5E-09	3.7E-08
Bor i området 42 år som vuxen	4.7E-08	1.8E-06	3.2E-08	1.7E-06	1.4E-08	1.2E-07
Bor i området hela livet (1-80 år)	3.2E-07	1.4E-05	2.6E-07	1.4E-05	5.6E-08	3.7E-07

5 Slutsatser

Analyserna av prov från badplatsen vid sjön Trekanten har innefattat dels en omfattande screening av möjliga föroreningar, dels riktade spårämnesanalyser. Undersökningarna har visat att föroreningshalterna i sand vid badplatsen och i ytvatten är låga. Halterna av PAH och metaller i sanden var lägre än de generella riktvärdena för förorenad mark som avser känslig markanvändning (NV 1996; NV 2007). Halterna av PAH och metaller (med undantag för krom) i ytvatten var lägre än normerna för dricksvatten.

Intagsberäkningar har genomförts för PAH och 14 metaller. För icke-carcinogena PAH är den beräknade exponeringen klart under det toxikologiska referensvärdet, även vid rimlig maximal exponering (tabell 4.1). Likaså är den beräknade exponeringen för cancerogena PAH lägre än det riskbaserade tolerabla intaget (tabell 4.2). Det gäller även i de flesta fall när hänsyn har tagits till variabilitet och osäkerhet i de olika exponeringsfaktorerna (tabell 4.4 och 4.5). Skattningen av risken för hudcancer tyder dock på en risknivå över 1E-06 för de mest exponerade individerna (tabell 4.3).

Den beräknade exponeringen för metaller är lägre än de toxikologiska referensvärdena (tabell 4.6 och 4.7). För de mest exponerade individerna överskrids dock det riskbaserade tolerabla intaget för arsenik (tabell 4.8). En betydande osäkerhet i intagsberäkningen för arsenik är att inga detekterbara halter kunde påvisas i ytvatten. Istället har detektionsgränsen använts för att skatta rimlig maximal exponering. Det generella riktvärdet vid känslig markanvändning är 15 mg/kg torrsvikt för arsenik (NV 1996). Trots att exponeringen av arsenik beräknades vara högre än det riskbaserade tolerabla intaget är halten av arsenik i sanden klart lägre än de generella riktvärdena för mark.

Vår slutsats är att exponeringen för PAH och metaller vid bad i sjön Trekanten, vid nu uppmätta halter, inte kan förutses medföra någon ogynnsam påverkan av betydelse för befolkningens hälsa.

Exponeringsförutsättningarna kan förändras i framtiden. Två möjliga scenarion som kan ge upphov till ökade halter av föroreningar är, dels en ökad belastning av föroreningar från Essingeleden, dels en ökad inblandning av finare sedimentfraktioner i sanden vid badplatsen. Det kan därför finnas anledning att med viss regelbundenhet följa upp belastningen till sjön liksom att återkommande tillföra sand vid badplatsen.

Vår bedömning har uteslutande avsett exponering vid bad i anslutning till badplatsen vid sjön Trekanten. I sjön förekommer sportfiske och det kan därför inte uteslutas att intag via fångad fisk är en exponeringsväg av betydelse.

6 Referenser

- Abdel-Rahman, M.S., Skowronski, G.A. och R.M. Turkall (2002). *Assessment of the dermal bioavailability of soil-aged benzo(a)pyrene*. Human and Ecological Risk Assessment **8**: 429-441.
- Cohen Hubal, E.A., Sheldon, L.S., Burke, J.M., McCurdy, T.R., Berry, M.R., Rigas, M.L., Zartarian, V.G. och N.C.G. Freeman (2000). *Children's exposure assessment: A review of factors influencing children's exposure, and the data available to characterize and assess that exposure*. Environmental Health Perspectives **108**: 475-486.
- Dor, F., Bonnard, R., Gourier-Fréry, C., Cicoella, A., Dujardin, R. och D. Zmirou (2003). *Health risk assessment after decontamination of the beaches polluted by the wrecked ERIKA tanker*. Risk Analysis **23**: 1199-1208.
- Duff, R.M. och J.C. Kissel (1996). *Effect of soil loading on dermal absorption efficiency from contaminated soils*. Journal of Toxicology and Environmental Health **48**: 93-106.
- Dufour, A. P., Evans, O., Behymer, T.D. och R. Cantú (2006). *Water ingestion during swimming activities in a pool: A pilot study*. Journal of Water and Health **4**: 425-430.
- Evans, O., Cantú, R., Behymer, T.D., Kryak, D.D. och A.P. Dufour (2001). *A pilot study to determine the water volume ingested by recreational swimmers*. Paper presented to 2001 annual meeting of the Society for Risk Analysis, Seattle, Washington, 2-5 December.
- Evans, O., Wymer, L., Behymer, T. och A. Dufour (2006). *An observational study: Determination of the volume of water ingested during recreational swimming activities*. Abstract, National Beaches Conference, Niagara Falls, NY, October.
- Filipsson, M., Bergbäck, B. och T. Öberg (2008). *Exponeringsfaktorer vid riskbedömning - Inventering av dataunderlag*. Rapport 5802, Naturvårdsverket.
- Gehan, E.A. och S.L. George (1970). *Estimation of human body surface area from height and weight*. Cancer Chemotherapy Reports Part 1 **54**: 225-235.
- Goldblum, D.K., Rak, A., Ponnappalli, M.D. och C.J. Clayton (2006). *The Fort Totten mercury pollution risk assessment: A case history*. Journal of Hazardous Materials **A136**: 406-417.
- Hanberg, A., Berglund, M., Stenius, U., Victorin, K. och L. Abrahamsson-Zetterberg (2006). *Riskbedömning av PAH i mark, luft, grönsaker och bär i Sundsvall*. IMM-Rapport nr 1/2006, Institutet för miljömedicin.
- Hussain, M., Rae, J., Gilman, A. och P. Kauss (1998). *Lifetime health risk assessment from exposure of recreational users to polycyclic aromatic hydrocarbons*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **35**: 527-531.
- Kao, J. (1989). *The influence of metabolism on percutaneous absorption*. In: Percutaneous absorption: 259-282.

- Kissel, J., Shirai, J.H., Richter, K.Y. och R.A. Fenske (1998). *Investigation of Dermal Contact with Soil in Controlled Trials*. Journal of Soil Contamination **7**: 737-752.
- Kissel, J.C., Richter, K.Y. och R.A. Fenske (1996). *Factors affecting soil adherence to skin in hand-press trials*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **56**: 722-728.
- Krewski, D., Gaylor, D. och M. Szyskowitz (1991). *A model-free approach to low-dose extrapolation*. Environmental Health Perspectives **90**: 279-285.
- Lindström, M. (2006). *Badvanor och upplevelser av bad vid sjön Trekanten, Liljeholmen, Stockholm – Utredning av exponeringssituationen*, Högskolan i Kalmar.
- Lowney, Y.W., Ruby, M.V., Wester, R.C., Schoof, R.A., Holm, S.E., Hui, X.-Y., Barbadillo, S. och H.I. Maibach (2005). *Percutaneous absorption of arsenic from environmental media*. Toxicology and Industrial Health **21**: 1-14.
- Moya, J., Bearer, C.F. och R.A. Etzel (2004). *Children's behavior and physiology and how it affects exposure to environmental contaminants*. Pediatrics **113**: 996-1006.
- Nisbet, I.C.T och P.K. LaGoy (1992). *Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. Regulatory Toxicology and Pharmacology **16**: 290-300.
- NV (1996). *Development of generic guideline values - Model and data used for generic guideline values for contaminated soils in Sweden*, Naturvårdsverket, Rapport 4639.
- NV (2007). *Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning*, Remissversion 2007-10-19, Naturvårdsverket.
- Peltola, P. (2006) *Provtagning av vatten och sediment för analys av organiska och ickeorganiska miljögifter vid sjön Trekanten, Liljeholmen, Stockholm*, Högskolan i Kalmar.
- Peltola, P. (2007) *Provtagning av vatten och sediment för analys av organiska och ickeorganiska miljögifter vid sjön Trekanten, Liljeholmen, Stockholm 2007 - Steg 2*, Högskolan i Kalmar.
- Roy, T.A. och R. Singh (2001). *Effect of soil loading and soil sequestration on dermal bioavailability of polynuclear aromatic hydrocarbons*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **67**: 324-331.
- Sartorelli, P., Montomoli, L., Sisinni, A.G., Bussani, R., Cacallo, D. och V. Foà (2001). *Dermal exposure assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons: in vitro percutaneous penetration from coal dust*. Toxicology and Industrial Health **17**: 17-21.
- SCB (2005). *Hälsa på lika villkor? Enkätundersökning 2005, Det nationella urvalet*, Statistiska centralbyrån, Teknisk rapport.
- Schmahl, D., Schmidt, K.G. och M. Habs (1977). *Syncarcinogenic action of polycyclic aromatic hydrocarbons in automobile exhaust gas condensates*. In: Mohr V., Schmal, D., Tomatis, L. (eds). Air pollution and cancer in man. IARC Scientific Publication 16, WHO, Lyon, France.

Shoaf, M.B., Shirai, J.H., Kedan, G., Schaum, J. och J.C. Kissel (2005a). *Child dermal sediment loads following play in a tide flat*. Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology **15**: 407-412.

Shoaf, M.B., Shirai, J.H., Kedan, G., Schaum, J. och J.C. Kissel (2005b). *Adult dermal sediment loads following clam digging in tide flats*. Soil & Sediment Contamination **14**: 463-470.

Toyooka, T. och Y. Ibuki (2007). *DNA damage induced by coexposure to PAHs and light*. Environmental Toxicology and Pharmacology **23**: 256-263.

Tsai, P. J., Shieh, H.-Y., Lee, W.-J. och S.-O. Lai (2001). *Health-risk assessment for workers exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a carbon black manufacturing industry*. The Science of the Total Environment **278**: 137-150.

U.S. EPA (1985). *Development of statistical distributions or ranges of standard factors used in exposure assessments*. EPA/600/8-85/010, United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA (1989). *Risk assessment guidance for superfund, Volume 1, Human health evaluation manual (Part A)*. EPA/540/1-89/002, United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA (1992). *Dermal exposure assessment: principles and applications*, EPA/600/8-91/011B, United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA (1997). *Exposure factors handbook*, United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA (2002). *Child-specific exposure factors handbook*, EPA-600-P-00-002B, United States Environmental Protection Agency.

U.S. EPA (2004). *Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment)*. EPA/540/R/99/005, United States Environmental Protection Agency.

Wester, R.C., Maibach, H.I., Bucks, D.A.W., Sedik, L., Melendres, J., Liao, C. och S. Dizio (1990). *Percutaneous absorption of (14C) DDT and (14C) Benzo(a)pyrene from soil*. Fundamental and Applied Toxicology **15**: 510-516.

Wester, R.C., Maibach, H.I., Sedik, L., Melendres, J. och M. Wade (1993). *In vivo and in vitro percutaneous absorption and skin decontamination of arsenic from water and soil*. Fundamental and Applied Toxicology **20**: 336-340.

Wester, R.C., Maibach, H.I., Sedik, L., Melendres, J., DiZio, S. och M. Wade (1992). *In vitro percutaneous absorption of cadmium from water and soil into human skin*. Fundamental and Applied Toxicology **19**: 1-5.

Yang, J.J., Roy, T.A., Krueger, A.J., Neil, W. och C.R. Mackerer (1989). *In vitro and in vivo percutaneous absorption of benzo(a)pyrene from petroleum crude-fortified soil in the rat.* Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **43**: 207-214.

Öberg, T., Sander, P. och B. Bergbäck (2006). *Probabilistisk riskbedömning - fas 2, Rapport 5621, Naturvårdsverket.*

Bilaga 1 Exponeringsfaktorer

För kroppsvikt, hudyta och oavsiktligt vattenintag vid simning redovisas medelvärde, standardavvikelse, skevhet, kurtosis och percentilen i tabell 3.7-3.9. Därtill redovisas även 95-procentiga konfidensintervall.

Tabell 3.7a Flickor och kvinnors kroppsvikt (Filipsson m.fl. 2008)

Ålder (år)	N	Kroppsvikt (kg)			
		Medel	SD	Skevhet	Kurtosis ³
Flickor 4 år ¹	841	18.2 (18.0-18.4)	2.8 (2.5-3.0)	1.5 (0.8-2.1)	8.7 (4.1-13.4)
Flickor 6.6 år ¹	862	25.1 (24.8-25.4)	4.8 (4.4-5.2)	1.5 (1.0-2.0)	7.4 (4.4-11.4)
Flickor 10.5 år ¹	1218	38.6 (38.1-39.0)	8.5 (8.1-9.0)	1.1 (0.9-1.3)	4.5 (3.6-5.5)
Kvinnor 16-84 år ²	3218	67.7 (67.3-68.2)	13.1 (12.4-13.8)	1.8 (1.3-2.2)	10.9 (6.8-14.5)

¹ Källa: Databasen *Epibarn*, Landstinget Västernorrland (www.lvn.se/epibarn).

² Källa: *Hälsa på lika villkor* (SCB 2005).

³ Till det i SPSS beräknade värdet på kurtosis har 3 adderats.

Tabell 3.7b Flickor och kvinnors kroppsvikt (Filipsson m.fl. 2008)

Ålder (år)	N	Kroppsvikt (kg)								
		Percentiler								
		1	5	10	25	50	75	90	95	99
Flickor 4 år ¹	841	12.8 (12.3-13.8)	14.6 (14.3-14.8)	15.2 (15.0-15.4)	16.4 (16.2-16.6)	17.8 (17.6-18.0)	19.6 (19.2-19.8)	21.6 (21.0-22.0)	23.4 (22.6-24.2)	27.1 (24.8-28.2)
Flickor 6.6 år ¹	862	18.0 (17.5-18.3)	19.2 (19.0-19.5)	20.1 (19.8-20.4)	21.8 (21.6-22.1)	24.0 (23.8-24.4)	27.0 (26.6-27.7)	31.3 (30.6-32.0)	34.2 (32.7-35.5)	40.9 (38.5-43.5)
Flickor 10.5 år ¹	1218	25.0 (24.6-26.1)	27.9 (27.4-28.2)	29.1 (28.8-29.8)	32.4 (32.0-32.9)	36.7 (36.1-37.1)	43.4 (42.9-44.0)	50.0 (49.1-51.1)	55.5 (53.5-56.6)	65.5 (61.1-67.7)
Kvinnor 16-84 år ²	3218	47.0 (46.0-47.0)	52.0 (51.0-52.0)	54.9 (54.0-55.0)	59.0 (59.0-60.0)	65.0 (65.0-65.0)	74.0 (73.0-74.0)	84.0 (83.0-85.0)	90.0 (90.0-94.0)	110.0 (105.0-112.0)

¹ Källa: Databasen *Epibarn*, Landstinget Västernorrland (www.lvn.se/epibarn).

² Källa: *Hälsa på lika villkor* (SCB 2005).

Tabell 3.8a Flickor och kvinnors hudyta (Filipsson m.fl. 2008)

Ålder (år)	N	Hudyta (m ²)			
		Medel	SD	Skevhet	Kurtosis ³
Flickor 4.1 år ¹	841	0.75 (0.74-0.75)	0.07 (0.06-0.07)	0.98 (0.49-1.49)	6.19 (3.53-9.34)
Flickor 6.6 år ¹	861	0.94 (0.93-0.94)	0.10 (0.10-0.11)	1.13 (0.73-1.59)	5.89 (3.70-8.89)
Flickor 10.5 år ¹	1217	1.25 (1.24-1.26)	0.16 (0.15-0.16)	0.69 (0.55-0.83)	3.39 (2.96-3.84)
Kvinnor 16-84 år ²	3199	1.77 (1.77-1.78)	0.18 (0.17-0.19)	1.07 (0.82-1.32)	6.12 (4.60-7.63)

¹ Källa: Databasen *Epibarn*, Landstinget Västernorrland (www.lvn.se/epibarn).

² Källa: *Hälsa på lika villkor* (SCB 2005).

³ Till det i SPSS beräknade värdet på kurtosis har 3 adderats.

Tabell 3.8b Flickor och kvinnors hudyta (Filipsson m.fl. 2008)

Ålder (år)	N	Hudyta (m ²)								
		Percentiler								
		1	5	10	25	50	75	90	95	99
Flickor 4 år ¹	841	0.61 (0.59-0.63)	0.65 (0.64-0.66)	0.67 (0.66-0.67)	0.70 (0.70-0.71)	0.74 (0.73-0.74)	0.78 (0.77-0.79)	0.83 (0.82-0.84)	0.87 (0.85-0.89)	0.94 (0.91-0.97)
Flickor 6.6 år ¹	861	0.77 (0.75-0.78)	0.80 (0.79-0.81)	0.83 (0.81-0.83)	0.86 (0.86-0.87)	0.92 (0.91-0.92)	0.99 (0.97-1.00)	1.07 (1.05-1.09)	1.13 (1.10-1.15)	1.25 (1.20-1.30)
Flickor 10.5 år ¹	1217	0.97 (0.97-0.99)	1.03 (1.02-1.04)	1.06 (1.06-1.08)	1.14 (1.13-1.15)	1.23 (1.22-1.24)	1.35 (1.34-1.37)	1.47 (1.45-1.49)	1.55 (1.52-1.57)	1.69 (1.64-1.73)
Kvinnor 16-84 år ²	3199	1.43 (1.42-1.44)	1.53 (1.52-1.54)	1.57 (1.57-1.58)	1.66 (1.65-1.66)	1.75 (1.74-1.76)	1.87 (1.86-1.88)	2.00 (1.99-2.01)	2.10 (2.07-2.12)	2.30 (2.26-2.35)

¹ Källa: Databasen *Epibarn*, Landstinget Västernorrland (www.lvn.se/epibarn).

² Källa: *Hälsa på lika villkor* (SCB 2005).

Tabell 3.9a Intag av vatten vid bad i pool utifrån vattenintagsstudien från U.S. EPA

Grupp	N	Intag av vatten vid bad i pool (ml/timme)			
		Medel	SD	Skevhet	Kurtosis ²
Flickor 6-12 år	59	52 (39-65)	50 (35-64)	1.7 (0.9-2.3)	6.3 (2.8-9.6)
Pojkar 6-12 år	31	59 (44-75)	44 (25-60)	1.8 (0.2-2.4)	7.3 (1.8-9.9)
Alla 6-12 år	90	54 (44-64)	48 (36-59)	1.7 (1.0-2.2)	6.3 (3.4-9.1)
Flickor 6-17 år	94	43 (34-52)	44 (32-55)	2.0 (1.2-2.6)	8.2 (3.8-12.3)
Pojkar 6-17 år	142	42 (36-50)	45 (34-54)	2.1 (1.2-2.7)	8.9 (3.8-12.7)
Alla 6-17 år	236	43 (37-48)	44 (37-52)	2.1 (1.4-2.5)	8.5 (4.8-11.4)
Kvinnor	180	28 (16-45)	99 (23-164)	9.4 (3.8-11.9)	101.5 (21.4-153.0)
Män	137	40 (27-55)	85 (42-122)	5.0 (2.8-6.6)	33.0 (10.8-56.8)
Alla vuxna	317	33 (24-44)	94 (47-137)	7.9 (4.8-10.6)	80.5 (29.5-140.5)

¹ Beräknat utifrån primärdata som används med tillstånd från O. Evans, U.S. EPA.

² Till det i SPSS beräknade värdet på kurtosis har 3 adderats.

Tabell 3.9b Intag av vatten vid bad i pool utifrån vattenintagsstudien från U.S. EPA

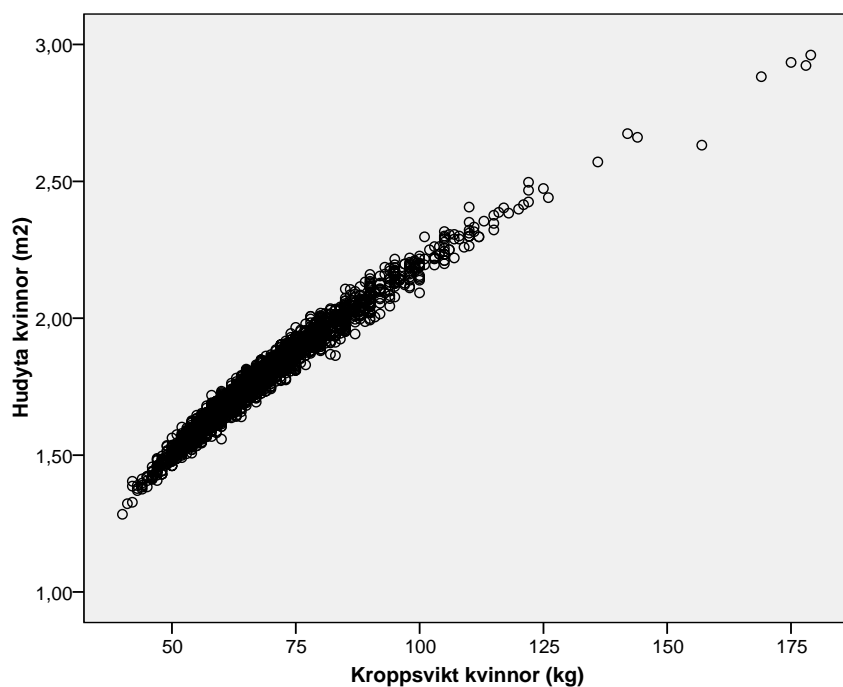
		Intag av vatten vid bad i pool (ml/timme)								
		Percentiler								
Grupp	N	1	5	10	25	50	75	90	95	99
Flickor 6-12 år	59	-	4 (1-6)	5 (4-12)	15 (10-21)	43 (22-54)	67 (54-87)	142 (77-157)	157 (94-186)	-
Pojkar 6-12 år	31	-	8 (1-23)	21 (2-27)	28 (22-41)	45 (33-65)	80 (51-101)	104 (79-161)	182 (84-213)	-
Alla 6-12 år	90	-	4 (1-9)	8 (4-13)	20 (14-25)	44 (31-54)	75 (56-84)	128 (82-157)	159 (102-198)	-
Flickor 6-17 år	94	-	2 (1-5)	5 (2-6)	13 (7-17)	26 (19-44)	56 (49-73)	89 (71-142)	149 (83-165)	-
Pojkar 6-17 år	142	-	4 (3-5)	5 (4-7)	12 (8-17)	28 (23-32)	57 (43-76)	106 (80-119)	126 (106-159)	-
Alla 6-17 år	236	1 (1-2)	3 (2-4)	5 (4-6)	12 (9-16)	28 (23-32)	56 (49-67)	103 (80-118)	132 (106-152)	233 (150-259)
Kvinnor	180	-	1 (1-2)	2 (1-3)	4 (3-5)	10 (8-13)	24 (19-28)	39 (30-56)	72 (39-120)	-
Män	137	-	2 (1-3)	3 (2-4)	7 (4-8)	15 (12-19)	34 (25-41)	87 (46-139)	187 (87-270)	-
Alla vuxna	317	1 (0-1)	1 (1-2)	2 (2-3)	5 (4-6)	12 (10-14)	27 (23-30)	53 (39-72)	121 (64-195)	583 (212-671)

¹ Beräknat utifrån primärdata som används med tillstånd från O. Evans, U.S. EPA.

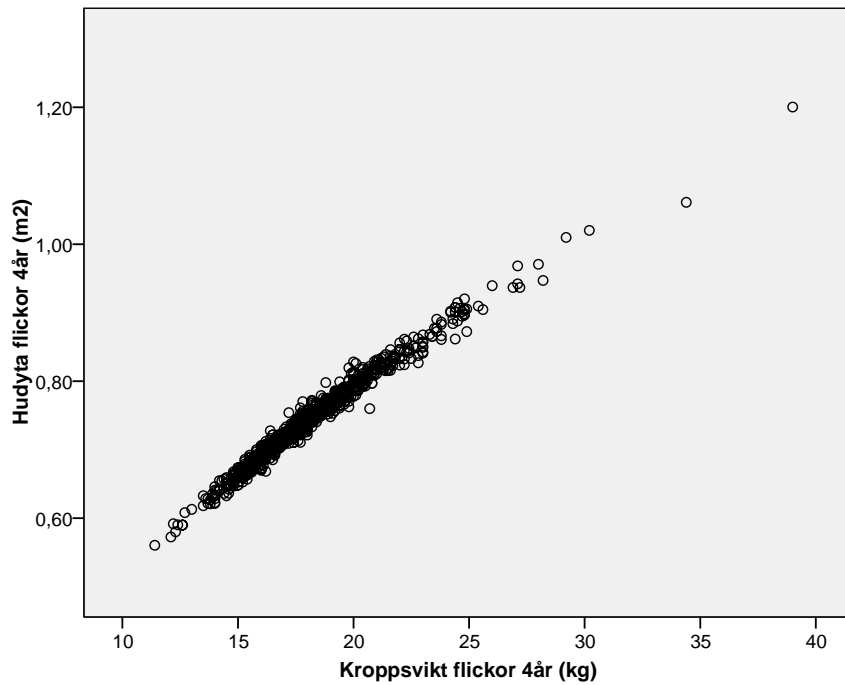
² Till det i SPSS beräknade värdet på kurtosis har 3 adderats.

Bilaga 2 Korrelation vikt och hudyta

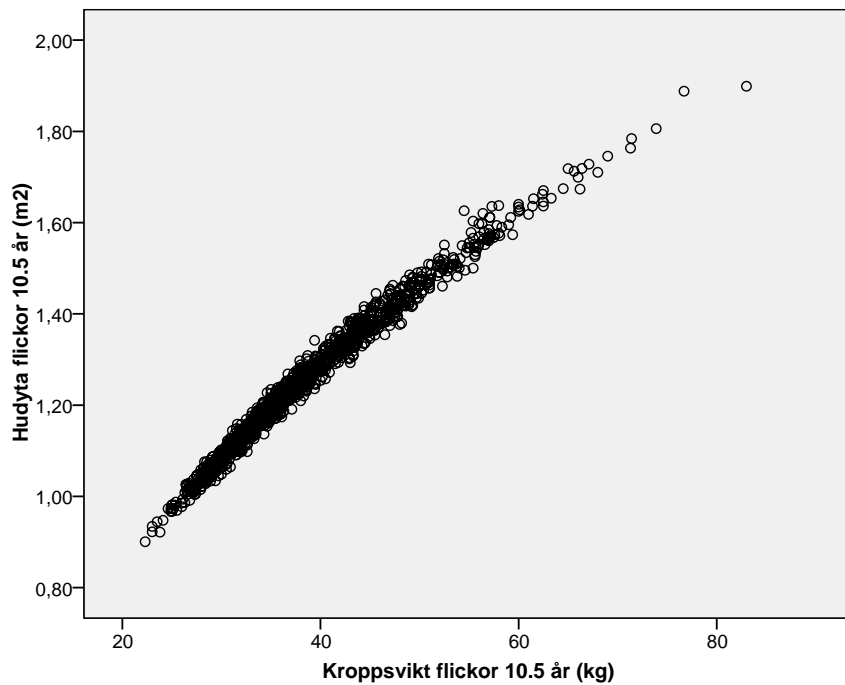
Hudyta har beräknats utifrån kroppsvikt och längd med Gehan och Georges formel (Gehan och George 1970). Mellan kroppsvikt och hudyta finns det därför en signifikant korrelation (Figur 1-3). Korrelationen har analyserats med data för kroppsvikt från Statens folkhälsoinstitut för vuxna kvinnor (SCB 2005) och med data från databasen *Epibarn* från Landstinget Västernorrland för barn (www.lvn.se/epibarn). Samma data har använts som för att karaktärisera exponeringsfaktorererna.



Figur 1 Korrelation mellan vuxna kvinnors kroppsvikt och hudyta. Pearsons korrelationskoefficient = 0.983 (linjärt samband).



Figur 2 Korrelation mellan 4-åriga flickors kroppsvikt och hudyta. Pearsons korrelationskoefficient = 0.988 (linjärt samband).



Figur 3 Korrelation mellan 10.5-åriga flickors kroppsvikt och hudyta. Pearsons korrelationskoefficient = 0.990 (linjärt samband).

Bilaga 3 Probabilistisk beräkning

Förklaring till exponeringsfaktorer som används i den probabilistiska beräkningen:

Förkortning	Förklaring
ABS	Absorptionsfaktor (-)
AFbarn	Mängden sand som fastnar på huden hos barn (Adherence Factor).
AFvuxna	Mängden sand som fastnar på huden (Adherence Factor). Samma värde har använts för både vuxna och barn 7-14 år.
AT	80 år × 365 dagar = 29200 dagar
BW4	Kroppsvikt för flickor vid 4-års ålder (kg)
BW6	Kroppsvikt för flickor vid 6-års ålder (kg)
BWvuxna	Kroppsvikt för vuxna kvinnor (kg)
CF	Konverteringsfaktor (10^{-6} kg/mg)
CRbarn	Intag av vatten för barn (L/h).
CRvuxna	Intag av vatten för vuxna kvinnor (L/h)
CWBaP	Koncentrationen av benso[a]pyren-ekvivalenter i vatten (mg/L)
CSBaP	Koncentrationen av benso[a]pyren-ekvivalenter i sand (mg/kg)
ED	Antal år som exponeringen varar (olika beroende på vilket scenario som antas).
EFbarn	Exponeringens frekvens, det vill säga antal dagar på badplatsen för barn (dagar/år)
EFvuxna	Exponeringens frekvens, det vill säga antal dagar på badplatsen för vuxna (dagar/år)
ETbarn	Tid i vattnet för barn (h/dag)
ETvuxna	Tid i vattnet för vuxna (h/dag)
IRbarn	Intag av sand för barn (mg/dag)
IRvuxna	Intag av sand för vuxna (mg/dag)
SA4	Hudyta för flickor vid 4-års ålder (cm ²)
SA6	Hudyta för flickor vid 6-års ålder (cm ²)
SAvuxna	Hudyta för vuxna kvinnor (cm ²)

För kroppsvikt och hudyta har mer detaljerad information om variabilitet och osäkerhet hämtats från rapporten *Exponeringsfaktorer vid riskbedömning - Inventering av dataunderlag* (Filipsson m.fl. 2008).

Probability boxes:

ABS=minmax (0, 0.13)

AFbarn=minmaxmean(0.1,2,[0.36,1.17])

AFvuxna=minmaxmean(0.01, 1,[0.07, 0.39])

BW4=imp(imp(minmaxpercentile(10, 30, 95%, [22.6, 24.2]), minmaxpercentile(10, 30, 99%, [24.8, 28.2])), imp(imp (imp(posmeanstddev([18, 18.4], [2.5, 3]), minmaxpercentile(10, 30, 1%, [12.3, 13.8])), imp(minmaxpercentile(10, 30, 5%, [14.3, 14.8]), minmaxpercentile(10, 30, 10%, [15.0, 15.4])), imp (imp(minmaxpercentile(10, 30, 25%, [16.2, 16.6]), minmaxpercentile(10, 30, 50%, [17.6, 18.0])), imp(minmaxpercentile(10, 30, 75%, [19.2, 19.8]), minmaxpercentile(10, 30, 90%, [21.0, 22.0]))))))

BW6=imp(imp(minmaxpercentile(15, 46, 95%, [32.7, 35.5]), minmaxpercentile(15, 46, 99%, [38.5, 43.5])), imp(imp (imp(posmeanstddev([24.8, 25.4], [4.4, 5.2]), minmaxpercentile(15, 46, 1%, [17.5, 18.3])), imp(minmaxpercentile(15, 46, 5%, [19, 19.5]), minmaxpercentile(15, 46, 10%, [19.8, 20.4])), imp (imp(minmaxpercentile(15, 46, 25%, [21.6, 22.1]), minmaxpercentile(15, 46, 50%, [23.8, 24.4])), imp(minmaxpercentile(15, 46, 75%, [26.6, 27.7]), minmaxpercentile(15, 46, 90%, [30.6, 32.0]))))))

BWvuxna=imp(imp(minmaxpercentile(40, 125, 95%, [90, 94]), minmaxpercentile(40, 125, 99%, [105, 112])), imp(imp (imp(posmeanstddev([67.3, 68.2], [12.4, 13.8]), minmaxpercentile(40, 125, 1%, [46, 47])), imp(minmaxpercentile(40, 125, 5%, [51, 52]), minmaxpercentile(40, 125, 10%, [54, 55])), imp (imp(minmaxpercentile(40, 125, 25%, [59, 60]), minmaxpercentile(40, 125, 50%, [65, 65])), imp(minmaxpercentile(40, 125, 75%, [73, 74]), minmaxpercentile(40, 125, 90%, [83, 85]))))))

CRbarn=imp(imp(minmaxpercentile(0.001, 0.25, 95%, [0.102, 0.198]), minmaxpercentile(0.001, 0.25, 75%, [0.056, 0.084])), imp(imp (imp(posmeanstddev([0.044, 0.064], [0.036, 0.059]), minmaxpercentile(0.001, 0.25, 90%, [0.082, 0.157])), imp(minmaxpercentile(0.001, 0.25, 5%, [0.001, 0.009]), minmaxpercentile(0.001, 0.25, 10%, [0.004, 0.013])), imp(minmaxpercentile(0.001, 0.25, 25%, [0.014, 0.025]), minmaxpercentile(0.001, 0.25, 50%, [0.031, 0.054]))))))

CRvuxna=imp(imp(minmaxpercentile(0.001, 0.4, 95%, [0.039, 0.120]), minmaxpercentile(0.001, 0.4, 75%, [0.019, 0.028])), imp(imp (imp(posmeanstddev([0.016, 0.045], [0.023, 0.164]), minmaxpercentile(0.001, 0.4, 90%, [0.030, 0.056])), imp(minmaxpercentile(0.001, 0.4, 5%, [0.001, 0.002]), minmaxpercentile(0.001, 0.4, 10%, [0.001, 0.003])), imp(minmaxpercentile(0.001, 0.4, 25%, [0.003, 0.005]), minmaxpercentile(0.001, 0.4, 50%, [0.008, 0.013]))))))

CWBaP=minmeanstddev(6.98E-06, 1.02E-05, 3.46E-06)

CSBaP=minmeanstddev(0.003304, 0.017638, 0.031751)

EFbarn=minmaxmean(3.5, 70, 32)

EFvuxna=minmaxmean(2, 70, 16)

ETbarn=minmaxmean(0.1, 4, 1)

ETvuxna=minmaxmean(0.1, 2, 0.5)

IRbarn=minmaxmean(5, 400, 200)

IRvuxna=minmaxmean(1, 100, 50)

SA4=imp(imp(minmaxpercentile(5600, 10600, 95%, [8500, 8900]), minmaxpercentile(5600, 10600, 99%, [9100, 9700])), imp(imp(imp(posmeanstddev([7400, 7500], [600, 700]), minmaxpercentile(5600, 10600, 1%, [5900, 6300])), imp(minmaxpercentile(5600, 10600, 5%, [6400, 6600]), minmaxpercentile(5600, 10600, 10%, [6600, 6700])), imp(imp(minmaxpercentile(5600, 10600, 25%, [7000, 7100]), minmaxpercentile(5600, 10600, 50%, [7300, 7400])), imp(minmaxpercentile(5600, 10600, 75%, [7700, 7900]), minmaxpercentile(5600, 10600, 90%, [8200, 8400])))))))

SA6=imp(imp(minmaxpercentile(7000, 14000, 95%, [11000, 11500]), minmaxpercentile(7000, 14000, 99%, [12000, 13000])), imp(imp(imp(posmeanstddev([9300, 9400], [1000, 1100]), minmaxpercentile(7000, 14000, 1%, [7500, 7800])), imp(minmaxpercentile(7000, 14000, 5%, [7900, 8100]), minmaxpercentile(7000, 14000, 10%, [8100, 8300])), imp(imp(minmaxpercentile(7000, 14000, 25%, [8600, 8700]), minmaxpercentile(7000, 14000, 50%, [9100, 9200])), imp(minmaxpercentile(7000, 14000, 75%, [9700, 10000]), minmaxpercentile(7000, 14000, 90%, [10500, 10900])))))))

SAvuxna=imp(imp(minmaxpercentile(12900, 25000, 95%, [20700, 21200]), minmaxpercentile(12900, 25000, 99%, [22600, 23500])), imp(imp(imp(posmeanstddev([17700, 17800], [1700, 1900]), minmaxpercentile(12900, 25000, 1%, [14200, 14400])), imp(minmaxpercentile(12900, 25000, 5%, [15200, 15400]), minmaxpercentile(12900, 25000, 10%, [15700, 15800])), imp(imp(minmaxpercentile(12900, 25000, 25%, [16500, 16600]), minmaxpercentile(12900, 25000, 50%, [17400, 17600])), imp(minmaxpercentile(12900, 25000, 75%, [18600, 18800]), minmaxpercentile(12900, 25000, 90%, [19900, 20100])))))))

Konstanter:

AT=29200

CF=0.000001

Exponeringsformler:

För de beräkningar där endast en grupp ingår har modellen skrivits om för att varje faktor endast ska ingå i modellen en gång. Detta enligt följande:

Totalt intag/upptag via oralt intag av vatten och sand samt hudupptag via sand =

$$\frac{CW \times CR \times ET \times EF \times ED}{BW \times AT} + \frac{CS \times IR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} +$$

$$\frac{CS \times CF \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} =$$

$$\frac{EF \times ED}{BW \times AT} \times ((CW \times CR \times ET) + (CS \times CF \times (IR + (SA \times AF \times ABS))))$$

I Risk Calc har ovan nämnda formel skrivits in enligt följande när exponeringsfaktorerna har antagits vara oberoende av varandra:

Barns intag under 6 års exponering, beräknat över livstid en på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Intag1_6} = ((\text{EFbarn}^{|6|}) / ((\text{BW4}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRbarn}^{|ETbarn}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRbarn} + (\text{SA4}^{|AFbarn}^{|ABS|}))))))$$

Barns intag under 13 års exponering, beräknat över livstid en på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Intag1_13} = ((\text{EFbarn}^{|13|}) / ((\text{BW6}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRbarn}^{|ETbarn}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRbarn} + (\text{SA6}^{|AFbarn}^{|ABS|}))))))$$

Vuxnas intag under 13 års exponering, beräknat över en livstid på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Totintag_vuxna_13} = ((\text{EFvuxna}^{|13|}) / ((\text{BWvuxna}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRvuxna}^{|ETvuxna}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRvuxna} + (\text{SAvuxna}^{|AFvuxna}^{|ABS|}))))))$$

Vuxnas intag under 42 års exponering, beräknat över en livstid på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Totintag_vuxna_42} = ((\text{EFvuxna}^{|42|}) / ((\text{BWvuxna}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRvuxna}^{|ETvuxna}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRvuxna} + (\text{SAvuxna}^{|AFvuxna}^{|ABS|}))))))$$

När vissa av exponeringsfaktorerna har antagits vara beroende av varandra:

Barns intag under 6 års exponering, beräknat över livstid en på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Intag1_6} = ((\text{EFbarn}^{|6|}) / ((\text{BW4}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRbarn}^{|ETbarn}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRbarn} + (\text{SA4}^{|AFbarn}^{|ABS|}))))))$$

Barns intag under 13 års exponering, beräknat över livstid en på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Intag1_13} = ((\text{EFbarn}^{|13|}) / ((\text{BW6}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRbarn}^{|ETbarn}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRbarn} + (\text{SA6}^{|AFbarn}^{|ABS|}))))))$$

Vuxnas intag under 13 års exponering, beräknat över en livstid på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Totintag_vuxna_13} = ((\text{EFvuxna}^{|13|}) / ((\text{BWvuxna}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRvuxna}^{|ETvuxna}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRvuxna} + (\text{SAvuxna}^{|AFvuxna}^{|ABS|}))))))$$

Vuxnas intag under 42 års exponering, beräknat över en livstid på 80 år (mg/kg-dag)

$$\text{Totintag_vuxna_42} = ((\text{EFvuxna}^{|42|}) / ((\text{BWvuxna}^{|AT|})) * ((\text{CWBaP}^{|CRvuxna}^{|ETvuxna}|) + ((\text{CSBaP}^{|CF|}) * (\text{IRvuxna} + (\text{SAvuxna}^{|AFvuxna}^{|ABS|}))))))$$