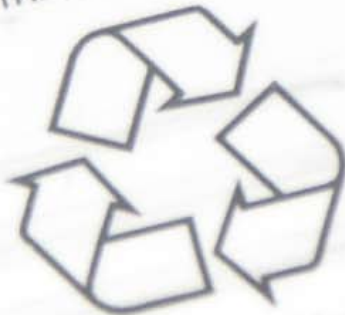
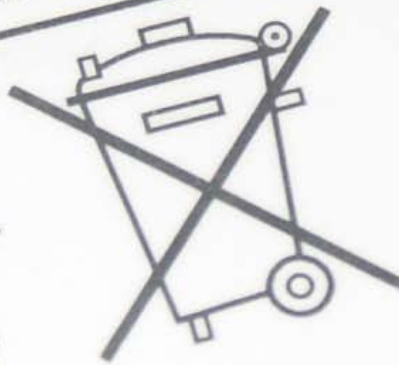


OTOROLA
NICKEL-CADMIUM BATTERY

SNN413E



BATTERY SECTION FOR USER INFORMATION.
PERFORMANCE USE RECOMMENDED
CHARGER.
RECYCLED OR DISPOSED OF PROPERLY.
FACILITIES MAY NOT BE AVAILABLE IN ALL AREAS.
: IT INJURY OR BURNS, DO NOT ALLOW METAL
O CONTACT OR SHORT CIRCUIT THE BATTERY
S.



Ni-Cd

WARNING
MAY EXPLODE IF
DISPOSED OF IN FIRE

ISSN 1652-022X

Kadmium i Stockholm 2003

– en substansflödesanalys

Mål 2
Säkra varor



MILJÖFÖRVALTNINGEN

Förord

Denna rapport beskriver flöden (in- och utflöde) och förråd (ackumulerad mängd) av kadmium i samhället i Stockholm 2003. Detta är en substansflödesanalys av kadmium.

Stockholms Miljöprogram antogs av kommunfullmäktige 17 feb. 2003. Detta arbete ingår för att uppnå målet i programmet. Nio ämnen har pekats ut att de förekommer som miljöförorening i Stockholm, för dessa skall en materialflödesanalys med åtgärdsförslag göras. (Här likställs materialflödesanalys med substansflödesanalys). Urvalet av dessa ämnen utgår från EU:s Vattendirektiv och dess Bilaga X (tio) över prioriterade ämnen. Nyckeltalet 2.1.2. i Miljöprogrammet lyder: ”Antalet materialflödesanalyser med åtgärdsförslag som upprättats/antalet ämnen i bilagan som förekommer som miljöförorening”. Kadmium är ett av dessa nio ämnen. De andra är; kvicksilver, bly, PAH, nonylfenol, oktylfenol, kloralkaner, flamskyddsmedlet PBDE och mjukgöraren DEHP. Denna rapport är en materialflödesanalys (substansflödesanalys) över kadmium.

Dessa data har använts för en webbpresentation över kadmium som finns redovisat på www.stockholm.se/miljogift. Där finns även åtgärdsförslag.

Resultaten för 2003 har utgått från de data som togs fram i ett forskningsprogram ”Metaller i stad och land”, för Stockholm 1995. Därmed kan man även se om det har skett någon förändring av flöden och förråd av kadmium under denna tid.

Insamlingen av data till denna rapport har gjorts av Högskolan i Kalmar på uppdrag av Miljöförvaltningen. Ansvarig för detta arbete vid Högskolan i Kalmar är Bo Bergbäck (bo.bergback@hik.se), och på Miljöförvaltningen i Stockholm är Louise Sörme (louise.sorme@miljo.stockholm.se) kontaktperson.

Louise Sörme, Miljöförvaltningen, april 2006.



Kadmium i Stockholm

– en substansflödesanalys

Bo Bergbäck, David Hjortenkrans och Nina Månsson

Institutionen för Biologi och Miljövetenskap
Högskolan i Kalmar

November 2005

Sammanfattning	5
1. Bakgrund.....	5
2. Uppdrag.....	6
3. Målsättning	6
4. Sammanställning av tidigare arbeten	6
Referenser kapitel 4.	11
5. Kunskapsluckor.....	11
5.1 Föda/dricksvatten, huvudförfattare Nina Månsson.....	12
Tidigare studier av Cd-flödet från föda och dricksvatten i Stockholm.....	13
Nya data för Stockholm	13
Slutsatser	17
Förändrade matvanors betydelse.....	18
Kunskapsluckor.....	18
Referenser kapitel 5.1	19
5.2 Vägtrafik, huvudförfattare David Hjortenkrans.....	21
Fordonstrafiken i Stockholm.....	21
Bränsle	22
Bromsbelägg	23
Däck	24
Vägbeläggning	25
Fordonskorrosion och galvaniserade ytor	27
Övriga potentiella källor	27
Slutsatser	28
Kunskapsluckor.....	29
Referenser kapitel 5.2	29
5.3 Pigment, stabilisatorer och ytbehandling (kadmiering).....	31
Referenser för Kapitel 5.3.....	33
6. SFA för Cd i Stockholm 2003	34
Batterier, slutna	34
Batterier, öppna.....	35
Stabilisatorer	36
Pigment i plast.....	36
Pigment i glas och keramik.....	36
Ytbehandling (kadmiering).....	36
Föroreningar i Zink.....	36
Legeringar	37
Konstnärsfärg.....	37
Tvätt och rengöring.....	37
Trädgårdsgödsel	37
Fordonstvätt	38
Bilverkstäder	38
Industriell användning	38
Trafik.....	39
Avfallshantering.....	39
Föda och dricksvatten	42
Deposition	42
Slutsatser	42
Referenser kapitel 6	44
7. Kadmiumflödet över tid.....	45
8. Kvarvarande kunskapsluckor - Behov av framtida arbeten.....	47

Sammanfattning

Målsättningen med detta projekt är att kvantifiera dagens kadmiumflöden från olika källor i Stockholms teknosfär. Speciellt har arbetet inriktats mot flöden via föda samt från trafiksektorn. En uppskattning av totalt inflöde, ackumulerad mängd (förråd) och totalt utflöde för kadmium i Stockholms kommun år 2003 redovisas. Detta ger möjlighet till en analys av utvecklingen över tid genom en jämförelse med motsvarande data för år 1995.

Kadmium finns inlagrat i Stockholms teknosfär i framförallt stabilisatorer, batterier, pigment och som kadmierade (ytbehandlade) produkter samt som förorening i zink. Inflödet domineras helt av batterier. Från kadmiumförrådet sker ett utflöde huvudsakligen som avfall (stabilisatorer, plast, pigment, kadmierade produkter och batterier) samt till återvinning (batterier). Via olika användningsområden sker även emissioner till t.ex. dagvatten och slam (bl.a. konstnärsfärg, detergenter, trafik och fordonstvätt). Även kadmiumflöden via föda och atmosfärisk deposition är betydelsefulla.

Kadmiumförrådet i Stockholm har minskat markant från 1995 till 2003, från 120 till 80 ton Cd, dvs. med ca 30 %. Inflödet till Stockholm har minskat ännu mer markant (75 %) från 8.8 till 2.2 ton Cd/år för perioden 1995 till 2003. Utflödet i form av avfall har halverats från 4 till 2 ton Cd/år från 1995 till 2003. Utflödet i form av emissioner från produkter/användningsområden är svåruppskattat men bedöms vara i samma storleksordning som 1995 (kända emissioner ca 20-24 kg/år).

1. Bakgrund

EU har i sitt ramdirektiv för vatten (2000/60/EG, bilaga 10) upprättat en lista som år 2001 omfattade 33 ämnen eller ämnesgrupper. Enligt Stockholms miljöprogram (2003-2006) ger denna lista vägledning till vilka ämnen vars förekomst ska mätas i staden. Substansflödesanalys och åtgärdsförslag skall tas fram för de ämnen som förekommer som förorening. Ett sådant prioriterat ämne är kadmium (Cd). Av IVL Rapporten B 1538 "WFD substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region" framgår även klart att kadmium förekommer som miljöförorening i Stockholm.

Inom ramen för Naturvårdsverkets tidigare forskningsprogram "Metaller i stad och land" har kadmiumflöden i Stockholms tekno- och biosfär analyserats. I detta arbete har huvudsakliga flödesvägar och lager kartlagts. En slutsats var att betydande kunskapsluckor finns vilket försvårar kvantifiering av flöden från vissa källor, t.ex. pigment, legeringar och stabilisatorer. Data från nämnda forskningsprogram gäller till stor del för situationen år 1995 och behöver därför uppdateras. Ett betydande arbete angående kadmiumflöden i Stockholm har även utförts via Stockholm Vatten, vilket resulterat i ett antal artiklar, rapporter och examensarbeten. Sammantaget ger ovan nämnda exempel på tidigare arbeten en god utgångspunkt för en förnyad och utökad substansflödesanalys för kadmium.

Användning av substansflödesanalys som metod i miljöarbetet ger även en möjlighet att följa pågående utfasning av kadmiumanvändningen.

2. Uppdrag

Högskolan i Kalmar, Institutionen för Biologi och Miljövetenskap fick i juni 2004 i uppdrag av Miljöförvaltningen i Stockholm att genomföra en substansflödesanalys (SFA) av kadmium. Denna SFA innebär en genomgång av dagens (2003) inflöde, förekomst och spridning av kadmium i Stockholms teknosfär.

3. Målsättning

Målsättningen med detta projekt är att så långt som möjligt kvantifiera dagens kadmiumflöden från olika källor i Stockholms teknosfär. Speciellt inriktas arbetet mot flöden via föda samt från trafiksektorn. Flöden till dag- och spillvatten är i fokus.

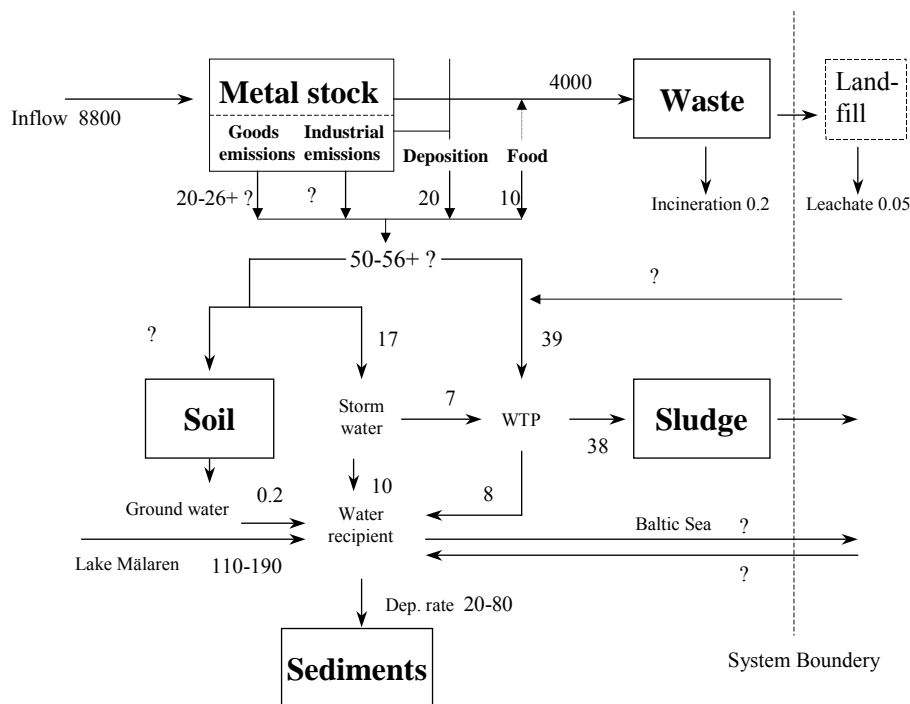
En uppskattning av totalt inflöde, ackumulerad mängd och totalt utflöde för kadmium i Stockholms kommun år 2003 redovisas. Så långt som det är möjligt redovisas även respektive produkters bidrag till flödena och den ackumulerade mängden. Osäkerheter på resultaten diskuteras och anges storleksmässigt där så är möjligt.

4. Sammanställning av tidigare arbeten

I detta avsnitt redovisas en genomgång och sammanställning av tidigare arbeten över kadmiumflöden i Stockholms teknosfär, med syfte att belysa dagens huvudsakliga kända källor, vilka källor som under senare tid minskat i betydelse (t.ex. biltvättar, konstnärsfärger) samt vilka källor som kan "avskrivas" (t.ex. taktvätt).

Flöden och lager för kadmium (och sex andra metaller) i Stockholms teknosfär har tidigare beräknats inom Naturvårdsverkets forskningsprogram "Metaller i stad och land". Dessa resultat finns fullständigt redovisade via 15 vetenskapliga artiklar i *Water, Air and Soil Pollution, Focus, Volume 1, Nos 3-4 (2001)*, samt mer översiktligt i Bergbäck & Johansson (2002). Denna studie avser situationen år 1995.

I Figur 4.1 sammanfattas schematiskt Cd-flöden i Stockholm år 1995. **Metal stock** eller förrådet uppskattas till 120 000 kg.



Figur 4.1. Kadmiumflöden (kg Cd/år) i Stockholm, 1995. Från Bergbäck et al., 2001

I Tabell 4.1 anges de beräknade mängder och emissioner gällande år 1995 som togs fram inom ramen för ”Metaller i stad och land”.

Tabell 4.1. Inflöde (ton/år), Förråd (ton) och Utflöde i form av diffus spridning (kg/år) i Stockholm, 1995 (från Sörme et al., 2001 samt Bergbäck et al., 2001). Emissioner från några källor där inflöde och förråd är av mindre relevans redovisas även.

Produkt	Inflöde (ton/år)	Förråd (ton)	Emission (kg/år)
Stabilisatorer	0.16	30	Potentiell
Batterier, slutna	6.4	30	Försumbar
Förorening i zink	?	20	0.01-10
Batterier, öppna	1.6	16	Försumbar
Pigment, plast	0.08	10	Potentiell
Kadmiering	0.16	10	Potentiell
Legeringar	0.4	3	Potentiell
Konstnärsfärg			1-3
Detergenter			<0.9
Trädgårdsgödsel*			1-2
Fordon			5-8
Biltvätt			11
Asfalt			2
Totalt	8.8	120	20-26 + ?

* Användning av handelsgödsel inom jordbruk har bedömts ligga utanför syftet med denna rapport.

Förutom data från ”Metaller i stad och land” gällande 1995 har ett antal studier genomförts senare som kompletterar och uppdaterar bilden över kadmiumflöden i Stockholm. Här nedan ges en sammanställning av resultat från dessa studier (kronologisk ordning):

- Bergbäck B. & Jonsson A., 1998. Cadmium in goods – contribution to environmental exposure. In KemI Report No 1/98 Cadmium exposure in the Swedish Environment.

Här redovisas användning och emissioner av kadmium på Sverigenivå 1940-1995. En delstudie av Stockholm ingår. Ca 40 av teknosfärens 120 ton (i Stockholm) är exponerade för möjlig korrosiv miljö (utomhusluft, vatten eller mark) – resten återfinns i skyddad miljö, t.ex. batterier under sin användningstid. De exponerade delarna fördelas (1995) enligt följande:

		Ton Cd
Luft/fordon	legeringar	2
	plast; stabilisatorer, pigment	4
	ytbehandling	6
Luft/byggnader	förorening i Zn	6
Vatten/byggnader	förorening i Zn, mässing	7
Mark/infrastruktur	stabilisatorer	12

- Enskog Broman L., 2000. Kadmium i hushållsprodukter. Stockholm Vatten

För 1999 beräknades ca hälften av allt Cd till Stockholm Vattens reningsverk komma från hushållen (ca 16 kg/år). Förutom från fekalier och urin (4-6 kg/år) bör BDT- (Bad, Disk och Tvätt) vatten svara för ca 10 kg/år. En undersökning av kadmiumhalter i hushållsprodukter, främst rengörings- och hygienprodukter har genomförts under 1999, (bl.a. rengöringsmedel, toalettreningsmedel, handdiskmedel, maskindiskmedel, skurvatten, schampo, balsam, flytande tvål, hudkräm, tandkräm, putsmedel och golvpolsk samt vatten från dammtorkning). I undersökningen redovisas även resultat från tidigare studier (bl.a. toapapper, tvättmedel, kattmat, kattsand, dricksvatten, tobak och konstnärsfärger). Enligt rapporten kan tvättmedel ge ett bidrag på drygt 1 kg Cd/år, konstnärsfärger högst 2 kg/år samt dricksvatten 1 kg/år. Övriga undersökta användningsområden bedöms ge ett mycket begränsat bidrag. De kända källorna svarade alltså mot ca hälften av BDT-vattnets Cd-innehåll.

- Enskog Broman L, 2000. Kadmium – miljö- och hälsoaspekter vid slamspridning. Stockholm Vatten. R nr 2 jan 2000.

Rapporten ger en omfattande genomgång av kunskapsläget för Cd med målet att få fram ett underlag för diskussioner om vilka effekter Cd kan orsaka till följd av slamspridning på åkermark.

Fördelningen av källorna till avloppsvattnets Cd uppskattas till följande sätt vad gäller Stockholm Vatten (1998):

	Kg/år	%
Hushåll	16 varav 4-6 från föda	46
Bilvård	6	16
Dagvatten	6	16
Konstnärsfärger	4	10
Övrigt	4	12
Totalt	36	100

Både för Bilvård och för Konstnärsfärger är detta klart lägre mängder per år (1998) än vad som beräknats för 1995 (se Tabell 4.1).

Avlopps nätet kan vara en möjlig Cd-källa. I SV:s ledningsnät består 0.4% av dricksvattenledningarna och 4.5% av spill- och dagvattenledningarna av PVC. De är dock inte känt om dessa innehåller Cd-stabilisatorer. I äldre typer av rörledningar, varmvattenberedare och kranar kan Cd i lödfogar vara en källa liksom Cd i gammalt sediment. I rapporten diskuteras även optiksliperier och fasadrenovering som möjliga källor men båda bedöms ge ett mycket begränsat bidrag.

- Wall E., 2002. Kadmium i hushållspillvatten. Examensarbete KTH/Stockholm Vatten R nr 9, april 2002

Rapporten utgör ett 20p examensarbete (Kemiteknik) vid KTH och omfattar analys av BDT-vatten (gråvatten) från 20 hushåll i Stockholm där sammanlagt 42 personer bor. Gråvattnet delades upp på 11 olika delar för provtagning (maskindisk, handdisk, kulörttvätt, ofärgad tvätt, matlagning, avtorkning av diskbänk, dusch, tvättställ, oanvänt spolvatten från toalett, golvtorkning samt dammtorkning). Omräknat på Stockholmsnivå motsvarar hushållens bidrag via gråvatten ca 4-10 kg Cd/år. Textiltvätt och vatten för personlig hygien står för en stor del av bidraget. Utifrån en litteraturstudie redovisas även en fördelning av Cd-källor för avloppsvatten i Stockholm Vattens upptagningsområde. De dominerande källorna är: Bilvård 19.5 %, Dagvatten 19.2 %, Grå vatten (denna undersökning) 13 %, Svartvatten 12.7 %, konstnärsfärger 11.7 % samt övrigt (ej identifierat) 21.7 %.

- Lindqvist A., 2002. SFA for Environmental Management in Local Authorities. PhD Thesis, Department of Physics and Measurement Technology, Linköping University

Avhandlingen analyserar förutsättningar att använda SFA på kommunal nivå. En Cd-SFA för Stockholm 1995 bygger till del på Metaller i Stad. Resultat visar på ungefär samma siffror för flöden och lager. Intressant diskussion om möjligheter att påverka olika typer av metallflöden (manusform Sörme, Lindqvist & Söderberg – se vidare under Sörme, 2003).

- Sörme L., 2003. Urban Heavy Metals – Stocks and Flows. PhD Thesis. Department of Water and Environmental Studies, Linköping University

Avhandlingen (som bygger på 5 artiklar) redovisar slutresultat från Metaller i stad och land, där Cd är en av sju metaller (stock och flöden i Stockholm för 1995, artikel 2 och 3, Sörme et al. 2001 a och b). Artikel 1 (Hedbrant & Sörme, 2001) diskuterar osäkerheter vid datainsamling för metall-SFA. I en fjärde artikel (Sörme & Lagerkvist, 2002) analyseras källor för metaller till Henriksdals avloppsreningsverk för år 1999. För Cd kunde ca 60 % av flödet till reningsverket identifieras. Biltvättar svarade för den största belastningen (32 % av totalbelastning) och därefter kom hushåll (20 % av total belastning). Några identifierade källor: Biltvätt (7.7 kg/år), Hushåll (5.1), Konstnärsfärg (2.6), Trafik (0.7) samt Byggnader (0.25). I en femte artikel (Sörme et al., 2003) diskuteras problematiken med diffusa utsläpp och de ofta begränsade möjligheter att påverka källor till dessa. För Cd uppskattas ca 30 % av totalbelastning till Henriksdal kunna påverkas i viss utsträckning (dränvatten, biltvättar samt industri).

- Bergström A., 2003. Metaller i taktvättvatten. Stockholm Vatten, MI 0304

Vid högtryckstvätt innan ommålning av zinktack provtogs tvättvattnet från 9 olika objekt. Omräknat till inkommande mängd Cd till Stockholm Vattens tre reningsverk utgör den uppskattade Cd-mängden från taktvätt 160g Cd/år eller 0.6 % av den totala mängden. Detta bidrag är alltså mycket begränsat.

- Bergström A., 2004. Kadmiumrapport för 2003. Stockholm Vatten, MI 0401

Kadmiummängden per år i slam (totalt 3 reningsverk) har efter en kraftig nedgång på 1980-talet stabiliserats på drygt 20 kg Cd/år (23.3 för 2002, 21.3 för 2003). Detta gäller även för 2004 med 21 kg Cd/år till slam (Stockholm Vatten, 2005). En jämförelse har gjorts mellan Cd-halter på biohud i avloppsledning utanför konstskolor och liknande verksamheter. Från vintern 2000/2001 till våren 2003 har halterna sjunkit generellt, vilket tyder på att installerad rening har haft önskad effekt. (Under hösten 2001 ställde Stockholm Vatten krav på åtgärder hos konstskolor). Några skolor har istället valt att sluta använda kadmiumhaltiga färger. Information har även gått till etablerade konstnärer i Stockholm om behovet att minska Cd-användning i färg. Dessa åtgärder bör tillsammans medföra att artistfärg har minskat i betydelse som Cd-källa.

- Lagerkvist R., 2004. Golvskurvatten från industrier och verkstäder. Undersökning av föroreningsinnehåll. Stockholm Vatten R nr 36-2004.

Under hösten 2003 analyserades golvskurvatten från 20 bilverkstäder och 8 andra verkstäder i Stockholm med avseende på metallhalt. Den totala mängden Cd i golvskurvatten från de 20 bilverkstäderna beräknades till 10 g. Ca 1200 bilvårdsanläggningar är anslutna till Stockholm Vattens ledningsnät. Underlaget bedömdes inte vara tillräckligt för att beräkna den totala mängden Cd via golvskurvatten i Stockholm. Bidraget av den totala mängden metaller är dock troligen

inte försumbart och Stockholm Vatten kommer därför att verka för att golvscurvatten från industrier och verkstäder inte leds orenat till avlopp.

Referenser kapitel 4.

- Bergbäck B. & Jonsson A., 1998. Cadmium in goods – contribution to environmental exposure. In KemI Report No 1/98 Cadmium exposure in the Swedish Environment.
- Bergbäck B., Johansson K. & Mohlander U., 2001. Urban metal flows – a case study of Stockholm. Review and conclusions. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1 (3-4):3-24
- Bergbäck B. & Johansson K., 2002. Metaller i stad och land. Miljöproblem och åtgärdsstrategier. Naturvårdsverket Rapport 5184
- Bergström A., 2003. Metaller i taktvättvatten. Stockholm Vatten, MI 0304
- Bergström A., 2004. Kadmiumrapport för 2003. Stockholm Vatten, MI 0401
- Enskog Broman L., 2000. Kadmium i hushållsprodukter. Stockholm Vatten
- Enskog Broman L., 2000. Kadmium – miljö- och hälsoaspekter vid slamspridning. Stockholm Vatten. R nr 2 jan 2000
- Hedbrant J. & Sörme L., 2001. Data vagueness and uncertainties in urban heavy metal data collection. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1 (3-4): 43-53
- Lagerkvist R., 2004. Golvscurvatten från industrier och verkstäder. Undersökning av föroreningsinnehåll. Stockholm Vatten R nr 36-2004.
- Lindqvist A., 2002. SFA for Environmental Management in Local Authorities. PhD Thesis, Department of Physics and Measurement Technology, Linköping University
- Stockholm Vatten, 2005. Miljörapport 2004. Reg.nr: 240-439
- Sörme L., Bergbäck B. & Lohm U., 2001a. Century perspective of heavy metal use in urban areas – A case study of Stockholm, Sweden. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1 (3-4): 197-211.
- Sörme L., Bergbäck B. & Lohm U., 2001b. Goods in the anthroposphere as a metal emission source – A case study of Stockholm Sweden. Water, Air, and Soil Pollution: Focus 1 (3-4): 213-227
- Sörme L. & Lagerkvist R., 2002. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. Science of the Total Environment 298: 131-145
- Sörme L., Lindqvist A. & Söderberg H., 2003. Wastewater utilities capacity to influence sources of heavy metals to sewage sludge. Environmental Management 31(3): 421-428
- Sörme L., 2003. Urban Heavy Metals – Stocks and Flows. PhD Thesis. Department of Water and Environmental Studies, Linköping University
- Wall E., 2002. Kadmium i hushållsdricksvatten. Examensarbete KTH/Stockholm Vatten R nr 9, april 2002

5. Kunskapsluckor

Utifrån ovanstående sammanställning kan osäkra beräkningar/kunskapsluckor identifieras. Två områden där tidigare beräkningar bedöms vara osäkra är Cd-flöden via *föda/dricksvatten* samt Cd-flöden via *vägtrafik*. En genomgång av dessa områden är nödvändig för att minska osäkerheten i uppskattade mängder per år. Vidare har utflöden från vissa identifierade källor inte tidigare kvantifierats (*pigment, stabilisatorer och ytbehandling*) på grund av databrist. Går det t.ex. att komma längre med kvantifiering av dessa potentiellt betydelsefulla källor vad gäller förrådets minskade storlek då inflödet upphört?

5.1 Föda/dricksvatten, huvudförfattare Nina Månsson

Svartvatten (urin och framförallt fekalier) utgör en betydande del av Cd-tillförseln till reningsverk via hushåll. Ett sätt att följa metallflöden via föda är att utgå från konsumtion av olika livsmedel med känd Cd-halt. Detta ger en faktor för dagligt intag av Cd. Denna kan sedan användas för att se befolkningens totala bidrag. Dricksvatten som del av födan och som betydande del i gråvatten är också viktiga att ta hänsyn till, vilket bland annat Enskog Broman (2000) och Wall (2002) visat. I Tabell 5.1 visas en sammanställning av litteraturens svenska och internationella värden för dagligt intag av Cd.

Tabell 5.1. Dagligt intag av Cd via födan i svenska och internationella studier.

Dagligt intag $\mu\text{g/p}\cdot\text{d}$	Region	Metod	Referens
10-20	Europa och Nordamerika		(Friberg et al. 1986)
10	Sverige		(Naturvårdsverket 1993; Naturvårdsverket 1995)
11	Sverige	Duplicate portion	(Berglund et al. 1994)
12	Sverige	Food basket	(Becker och Kumpulainen 1991)
6.4	Sverige	Total diet	(Becker och Sundstrom 2004)
14.4	Europa	Total diet	(Becker och Sundstrom 2004)
17	Frankrike	Duplicate portion	(Leblanc et al. 2000)
2.5	Indien	Duplicate portion	(Tripathi et al. 1997)
3.7-67.3	Tyskland	Duplicate portion	(Wilhelm et al. 2003)
1.8	Brasilien	Total diet	(Santos et al. 2004)
16	Danmark	Total diet	(Larsen et al. 2002)
12	England	Total diet	(Ysart et al. 2000)
15.7	Spanien	Total diet	(Llobet et al. 2003)

Det dagliga intaget av Cd är beroende av en rad lokala faktorer, som förklaras bland annat av upptaget av Cd i den huvudsakliga födan, som i sin tur beror av jordmånen och deposition. Friberg et al. (1986) beskriver att intaget av Cd via födan uppgår till ca 10-20 $\mu\text{g/p}$ och d i de flesta länder i Europa och Nordamerika, men att det i Japan kan vara så högt som 250 $\mu\text{g/p}$ och d. Naturvårdsverkets rapporterade värde i "Vad innehåller avlopp från hushåll? Naturvårdsverket (1995) baseras på Fribergs et al. undersökningar. Det dagliga intaget av Cd i Europa redovisas vara i genomsnitt 14.4 $\mu\text{g/p}$ och d (Becker och Sundstrom 2004). För Sveriges del finns flera studier som är gjorda mellan 1974 och 1996 och en sammanställning av dessa finns i Järup et al. (1998). Den visar ett totalt intervall från 4-35 $\mu\text{g/p}$ och d för dagligt intag vid normaldiet. Vid skaldjurs och vegetarisk diet var intervallet upp till 70 $\mu\text{g/p}$ och d. En senare studie gjord inom EU-samarbetet SCOOP redovisar 6.4 $\mu\text{g/p}$ och d för Sverige (Becker och Sundstrom 2004). I övriga undersökningar för enskilda länder, redovisade i Tabell 5.1, visar Spanien, Danmark och Frankrike uppskattade dagliga Cd-intag på 15.7, 16 och 17 $\mu\text{g/p}$ och d.

Då metallintaget via föda undersöks används metoder där haltmätningar görs i olika livsmedel och konsumtionen hos befolkningen undersöks via t.ex. enkätstudier. Dessa studier benämns *total diet studies*. Vid studier av så kallade *matkorgar* (food baskets

eller market basket) tas prover ur antingen en fastställd normaldiet eller stickprov. *Duplikatportionsstudier* benämnes metoden där man gör metallanalyser på ett dubbelprov av ett antal försökspersoners diet under till exempel två veckor. Det finns också metoder som bygger på *faeces-* alternativt *svartvattenmätningar*. Två undersökningar av svartvatten från mindre avloppsanläggningar visar Cd-halter/person och dygn i samma storleksordning (Palmquist och Hanaeus 2001 och Vinnerås 2001), se Tabell 5.2. De är också i överensstämmelse med dagligt intag av Cd från födan. Enligt Friberg et al. (1986) utsöndras 90 – 95 % av intaget Cd från födan via faeces.

Tabell 5.2. Bidraget av Cd från svartvatten.

Cd-bidrag från svartvatten $\mu\text{g/p}\cdot\text{d}$	Metod	Referens
11 ¹	Lokal avloppsanläggning i Vibyåsen, Stockholm, Sverige	Palmquist & Hanæus (2001)
9.2 ²	Lokal avloppsanläggning, Ekoporten, Norrköping, Sverige	Vinnerås m fl. (2001)

1. Motsvarar den tid som spenderas i hemmet. Inkluderar urin och faeces.

2. Omräknat till 24 timmars tid i hemmet. Inkluderar urin och faeces.

Dricksvatten inkluderas i de här svartvattenstudierna, både som den del personerna har druckit och som spolvatten från toaletten. Hur stor del av Cd som kommer från dricksvattnet framgår ej i studierna. Nedan förs ett utförligare resonemang om dricksvattnets bidrag av Cd. Svartvattenstudierna kan i föreliggande arbete endast översiktligt jämföras med resultaten från födobaserade dagligt intag-beräkningar, eftersom det ej är jämförbara tider som spenderats i hemmet i de olika studierna.

Tidigare studier av Cd-flödet från föda och dricksvatten i Stockholm

Vid beräkningarna av födans Cd-bidrag i Stockholm 1995 användes ett dagligt intag på 35 $\mu\text{g/p}$ o d. Detta bestod av ett uppskattat bidrag från dricksvatten (25 $\mu\text{g/p}$ o d) och ett bidrag från föda (10 $\mu\text{g/p}$ o d) (Naturvårdsverket 1993), vilket med dåvarande befolkning gav 9.1 kg till slammet. Bergbäck et al. (2001) redovisade avrundat 10 kg från födan. Sörme och Lagerkvist (2002) gjorde en studie som omfattade Cd-flödet till Henriksdals reningsverk under 1999. Där användes också 10 $\mu\text{g/p}$ o d från födan, vilket tillsammans med tvättmedeldetergenters och konstnärsfärgers bidrag gav 5.1 kg från hushållen.

Enskog Broman (2000) visade att dricksvattnets bidrag i kombination med ledningsnätet, kranar och varmvattenberedare enligt en grov uppskattning kan stå för ca 2 kg.

Nya data för Stockholm

För att göra en mer detaljerad genomgång av födans Cd-tillförsel, undersöktes Cd-innehållet i olika livsmedel via en litteraturstudie. Cd-halterna togs i huvudsak från svenska referenser, utom i fallet för ris och pasta där japanska respektive italienska undersökningar citerades. Detaljeringsgraden kunde också ökas genom användning av en studie över svenskarnas kostvanor, RIKSMATEN 1997-98, (Becker och Pearson

2004). I arbetet beräknades metallinnehållet enligt samband i Tabell 5.3 enligt metoden för en totalstudie.

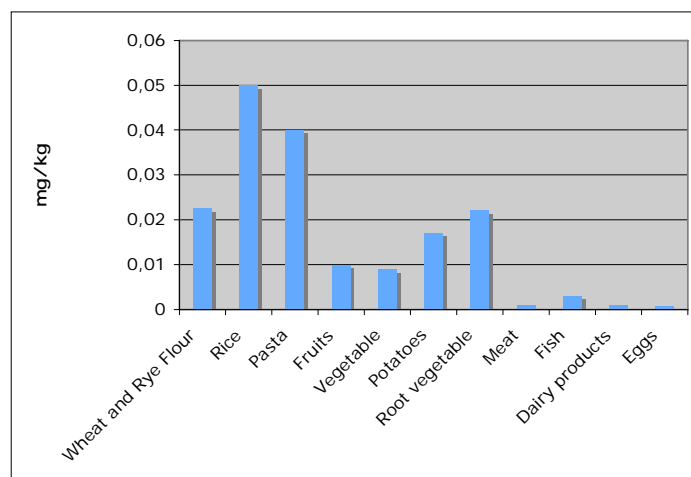
Tabell 5.3. Använda samband för beräkning av dagligt intag

Samband	Formel
Dagligt intag via föda Cd i föda	$\sum (\text{Cd-halt för födoslaget} * \text{konsumerad mängd av födoslaget})$ Dagligt intag * antal personer i Stockholm (761 721 för år 2003)
Cd från föda till reningsverket	Cd i föda * Utsöndring via faeces

Dricksvattnets bidrag baserades på resultat från Enskog Broman (2000).

Föda

De viktigaste källorna för intag av Cd via födan visas i Figur 5.1. De mest betydelsefulla sett till störst konsumerade mängder finns i cerealier (mjöl, pasta, ris), potatis, rotfrukter, frukt och grönsaker. De högsta Cd-halterna står inälvsmat för, vilka inte finns med i figuren eftersom den genomsnittliga konsumtionen är så liten. Lever och njure från nöt har i genomsnitt 0.07 respektive 0.35 mg/kg och motsvarande värden för gris är 0.019 respektive 0.11 mg/kg (Jorhem och Sundstrom 1993). Höga halter kan också skaldjur och svamp, speciellt vissa champinjoner ha. Kött, fisk, mjölk, fett och oljor, ägg har i jämförelse låga halter.



Figur 5.1. Halterna av Cd i olika livsmedel i Sverige. Värden tagna från litteraturen, se Tabell 5.4 för referenser.

Det genomsnittliga intaget av Cd, baserat på Cd-halten och konsumtionen av olika livsmedel visas i Tabell 5.4. RIKSMATEN 97-98 (Becker och Pearson 2004) redovisar att de största posterna i svenskarnas diet är cerealier och mjölkprodukter. Potatis, frukt, kött och grönsaker utgör också stora delar i dieten. De egna beräkningarna gav ett genomsnittligt dagligt intag av Cd på 10.4 µg/p o d. Vete- och rågmjöl stod för den största delen av det dagliga intaget (ca 35 %). Beräkningen baserades delvis på antagna andelar mjöl i de olika livsmedlen, se fotnot 1, Tabell 5.4. Cerealier, frukt, grönsaker och potatis utgjorde över 90 % av det dagliga intaget.

Tabell 5.4. Genomsnittligt intag av Cd baserat på Cd-halten och konsumtionen av olika livsmedel.

Livsmedel	Cd-halt	Genomsnittligt konsumerade mängder	Genomsnittligt dagligt intag av Cd	Referens för Cd-halt
	Sverige mg/kg våtvikt	Riksmaten g/p/d	µg/p*d	
Vete- och rågmjöl	0.022	170 ¹	3.8	(Jorhem et al. 2001)
Ris	0.05	27.5	0.41 ³	(Tsukahara et al. 2003)
Pasta	0.04 ⁴	40.5	0.70 ⁵	(Conti et al. 2000)
Cerealer total ²	0.038 0.035	238		
Frukt	0.01	126	1.3	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Grönsaker	0.009	98.5	0.89	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Potatis	0.017	142	2.4	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Rotfrukt	0.022	13	0.29	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Kött (nöt och gris, exkl. inälvsmat)	0.001	113	0.11	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Fisk	0.003	34.5	0.10	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Mjölkprodukter	0.001	373	0.37	(Becker och Sundstrom 2004)
Fett och oljor	?	17.5	?	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Ägg	0.0007	15	0.011	(Becker och Sundstrom 2004)
Mjölkchoklad	0.003	13	0.039	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Glass	0.001	13	0.013	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Socker	0.001	4.5	0.0045	(Jorhem och Sundstrom 1993)
Total konsumerad mängd föda		1201		
Totalt intag av Cd via födan			10.4	

1. Mjöl- och rågmjöl 170 g/p/d består av andelar av följande livsmedel: matbröd 100.5*0.75 + gröt, välling 37.5 + flingor, müsli 7 + pannkaka 13*0.5 + paj, pizza, pirog 23.5*0.5 + bullar, kex, kakor 43*0.75
2. Cerealer total har redovisats för att ge en indikation om att någon av de använda referenserna kan vara för hög. 0.038 är medel av mjöl, pasta och ris. 0.035 används i SCOOP 2004.
3. Omräkningsfaktor för ris: torrvara = ätfärdig vara x 0.298 (Provkök 2000)
4. Mg/kg torrsvikt
5. Omräkningsfaktor för pasta: torrvara = ätfärdig vara x 0.432 (Provkök 2000)

Vid jämförelse med svenska och internationella studier för länder i Europa är resultatet inom Friberg et al. (1986) intervall 10-20 µg/p o d. Det är också jämförbart med såväl det europeiska snittet på 14.4 µg/p o d, som enskilda länder som Storbritannien; 12 µg/p o d, Finland 9.3 µg/p o d och Norge 15.8 µg/p o d (Becker och Sundstrom 2004). För Sverige redovisar dock SCOOP (Becker och Sundström 2004) ett lägre dagligt intag, som baseras på betydligt mindre konsumerade mängder livsmedel. Det var dock en grundförutsättning i SCOOP's arbete att uppskattningarna endast skulle baseras på inhemska värden och därmed blir dagligt intag-faktorn starkt styrd av antalet undersökta livsmedel, samt uppgifterna om konsumtionen av föda. Jämför till exempel Nederländerna med en konsumtion av 2665 g och ett dagligt Cd-intag på 25.1 µg/p o d och Sverige med 823 g respektive 6.4 µg/p o d.

Svartvattenstudiernas 11 respektive 9.3 µg/p o d (Palmquist and Hanaeus 2001) och (Vinnerås 2001)) har också en god överensstämmelse med det beräknade resultatet 10.4 µg/p o d.

Dricksvatten

Med utgångspunkt från (Enskog Broman 2000a) kan följande uppskattning av bidraget från dricksvatten (i kombination med ledningsnät, kranar, varmvattenberedare) göras:

Hälften av Cd-halterna är under detektionsgränsen (0.01), den andra hälften är över (0.01-0.08 µg/l). Medelvärdet för de halter som har detekterats är 0.04 µg/l. Halterna i flerfamiljshus är under detektionsgräns i samtliga fall utom ett (0.05 µg/l). Man måste dock ha klart för sig att det endast är få mätningar genomförda (6 provpunkter och 4 olika förutsättningar). Den specifika förbrukningen för boende i flerbostadshus är 204 l och för boende i småhus 148 l, (Stockholm Vatten 2004). En beräkning baserad på dessa bakgrundsdata redovisas i Tabell 5.5.

Tabell 5.5 Cd-bidrag från dricksvatten

Bostadshus	Cd-halt µg/l	Specifik vattenförbrukning l/p o d	Cd-bidrag från dricksvatten µg/p o d	Vattenförbrukning 1000 m ³ /år
<i>Specifikt</i>				
Flerfamilj	<0.01	204	<2	50465
Småhus	0.04	148	6	9035
Hushåll totalt	-	-	-	59500
<i>Viktat medel</i>				
Flerfamilj			<1.7 ¹	
Småhus			0.9 ²	
Hushåll totalt			0.9 - 2.6	
<i>Endast dryck</i>	0.04	2	0.08	

1. Beräkning: 50465/59500 * <2

2. Beräkning: 9035/59500 * 6

Andelen som bor i flerfamiljshus har en vattenförbrukning på totalt 50.5 miljoner m³ och andelen i småhus är 9 miljoner m³. Hushållens totala vattenanvändning är 59,5 miljoner m³ av totalt 85 miljoner m³ producerat dricksvatten (Stockholm Vatten 2004). Enskog Bromans (2000) resultat visar att boende i småhus har ett högre specifikt Cd-bidrag via dricksvattnet än boende i flerfamiljshus. Viktat mot antal boende i småhus och flerfamiljshus blir genomsnittet 0.9 – 2.6 µg/p o d för Cd-bidraget från hushållens dricksvattenanvändning, vilket speglar allt dricksvatten som används vid matlagning, disk, dusch, tvätt etc. För att jämföra med födans bidrag av Cd antas en förbrukning av 2 l som dryck, vilket då endast ger 0.08 µg/p o d baserat på medelhalten Cd. Detta blir en försumbar del jämfört med övriga livsmedel.

Övrig förbrukning av dricksvatten (85 miljoner m³ minus 59,5 miljoner m³) har inte tagits i beaktande här eftersom det saknas mätningar på vilka Cd-halter vattnet har i olika delar av nätet.

Slutsatser

I Tabell 5.6 sammanfattas den beräknade mängden Cd från födan och dricksvatten för Stockholm och Sverige 2003. Hänsyn är här tagen till den 90-95% utsöndringen via faeces i kolumnen Cd-bidrag till reningsverk. Den egna totalstudien 10.4 µg/p o d ligger i mitten av intervallet 6.4 – 12 µg/p o d.

Tabell 5.6. Cd från födan och dricksvatten för Stockholm och Sverige 2003.

Dagligt intag µg/p o d	Cd-bidrag till reningsverk Kg		Referens
	Stockholm	Sverige	
<i>Föda</i>			
10.4	2.7	32	Se Tabell 5.4.
6.4	1.7	20	Sverige SCOOP, (Becker och Sundstrom 2004)
11	2.9	34	Sverige, (Berglund et al. 1994)
12	3.2	37	Sverige, (Becker och Kumpulainen 1991)
14.4	3.8	45	Europa-medel SCOOP (Becker och Sundstrom 2004)
<i>Dricksvatten</i>			
0.08	0.02		Dryck, se Tabell 5.5.
0.9 – 2.6	0.3 – 0.7		Total konsumtion av dricksvatten, se Tabell 5.5.
<i>Total, beräknat intervall</i>	2-4		
<i>Varav föda</i>	2-3		

Det totala bidraget av Cd till reningsverken från födan från hushållen i Stockholm beräknades vara 1.7 – 3.2 kg år 2003. Beräkning på Europa-medel gav 3.8 kg. Dricksvattnets bidrag i kombination med ledningsnätet, kranar och varmvattenberedare beräknades vara 0.3 – 0.7 kg, varav den del som utgörs av vatten som föda utgjorde 0.02 kg. Totala bidraget från föda och konsumerat dricksvatten ger ett bidrag i intervallet 2-4 kg och osäkerheten är egentligen för stor för att ge en punktstimering, men det finns inte några tygliga indikationer på att halterna i livsmedel har minskat. Detta gör det troligare att födans bidrag ligger närmare den övre gränsen än den undre och angiven med endast en värdesiffra, 3 kg.

Cd-bidraget via dricksvattenförbrukning från industrin har ej kvantifierats.

Angående osäkerheterna i ovanstående beräkningar måste man vara medveten om att föreliggande litteraturstudier inte ytterligare har säkerställt detta värde, mer än att det har återupprepats. Detta säger dock egentligen inte att det är korrekt, kanske är det ändå ett sannolikt resultat. De svenska studier som finns har medelvärden i intervallet 6-12 µg/ p o d baserat på koststudier. Då den här studien har en så stor population som Stockholms population som grund har den fördelen att variationer i kostintag utjämnas och förmodligen finns med inom medelvärdet för Riksmatens resultat.

Duplicate portion studies och uppskattningar via totalstudier (baserade på undersökningar av konsumtionen av föda samt Cd-innehållet i olika slags livsmedel) ger olika osäkerheter. Vahter et al. (1991) har gjort en utvärdering av metoder för att mäta personers exponering för bly och kadmium. Slutsatsen blev att Duplicate portion studies såväl som uppskattningar baserade på konsumtion ger rättvisande resultat. Duplicate portion studies sägs dock vara mer exakt. En risk finns dock till underskattning eftersom försökspersonerna tenderar att minska sina portioner under

försökstiden. Järup et al (1998) stödjer slutsatsen att duplicate portion metoden är att föredra och pekar också på att det är svårt att jämföra olika undersökningar eftersom de har så varierande underlag.

Förändrade matvanors betydelse

Tabell 5.7 visar en jämförelse mellan två svenska kostvanestudier genomförda med ca tio års mellanrum. Under den tiden har matvanorna förändrats med avseende på ris, pasta och grönsaker. Konsumtionen av dessa livsmedel har ökat under perioden. För att översiktligt jämföra Cd-intaget vid dessa tidpunkter användes samma Cd-halter som ovan, se Tabell 5.4.

Tabell 5.7. Jämförelse mellan HULK1989 och RIKSMATEN 1997-98 (Becker and Pearson 2004)

Livsmedel	Cd-halt ¹ Sverige mg/kg våtvikt	Genomsnittligt konsumerade mängder		Genomsnittligt dagligt intag av Cd	
		1989 Hulk g/p/d	1997-98 Riksmaten g/p/d	Hulk µg/p*d	Riksmaten µg/p*d
Vete- och rågmjöl	0.022	173 ³	170 ²	3.8	3.8
Ris	0.05	18.5	27.5 ⁴	0.28	0.41
Pasta	0.04	15	40.5 ⁴	0.26	0.70
Cerealier total	0.038 0.035	206	238		
Frukt	0.01	118	126 ⁵	1.2	1.3
Grönsaker	0.009	78.5	98.5 ⁴	0.71	0.89
Potatis	0.017	145.5	142 ⁶	2.5	2.4
Total				8.7	9.4

1. Referenser enligt Tabell 5.4

2. RIKSMATENS Mjöl- och rågmjöl 170 g/p/d består av andelar av följande livsmedel: matbröd 100.5*0.75 + gröt, välling 37.5 + flingor, müsli 7 + pannkaka 13*0.5 + paj, pizza, pirog 23.5*0.5 + bullar, kex, kakor 43*0.75

3. HULKs Mjöl- och rågmjöl 173 g/p/d består av andelar av följande livsmedel: matbröd 99*0.75 + gröt, välling 46.5 + flingor, müsli 5 + pannkaka 14.5*0.5 + paj, pizza, pirog 14*0.5 + bullar, kex, kakor 44.5*0.75

4. Signifikant skillnad mellan RIKSMATEN och HULK

5. Ej signifikant skillnad mellan RIKSMATEN och HULK

6. Endast signifikant skillnad vid uppdelning mellan män och kvinnor. Där kvinnor från RIKSMATEN äter mer potatis än kvinnor från HULK.

Jämförelsen mellan 1989 och 1997-98 visar en ökning av det dagliga Cd-intaget från 8.7 till 9.4 µg/p o d. Om detta är en signifikant skillnad har ej undersökts. Enligt RIKSMATENS slutsatser äter de äldre mer potatis och rotfrukter, fisk, inälv- och blodmat, gröt och kaffebröd än den yngre delen av befolkningen. De senare äter mer pasta, ris, pizza, godis, nötter och snacks. Detta skulle kunna utgöra en bas för ytterligare diskussioner om kostförändringars betydelse för samhällets kadmiumflöden.

Kunskapsluckor

Undersökningar av Cd-bidraget från föda är till största delen av äldre datum. Livsmedelsverket har indikerat att det är en ny studie under bearbetning. Det finns

behov av uppdaterade studier, som tar hänsyn till olika gruppers intag och ytterligare tar hänsyn till osäkerheten i beräkningarna. Dricksvattnets Cd-bidrag bör undersökas vidare i fortsatta studier med provtagning i olika delar av ledningsnätet.

Referenser kapitel 5.1

- Becker W, Kumpulainen J. 1991. Contents of essential and toxic mineral elements in Swedish market-basket diets in 1987. *British Journal of Nutrition* 66 (2):151 -- 160.
- Becker W, Pearson M. 2004. RIKSMATEN 1997-98, Kostvanor och näringsintag i Sverige, Metod och resultatanalys. Livsmedelsverket, Avd för Information och Nutrition.
- Becker W, Sundstrom B. 2004. Assessment of the dietary exposure to arsenic, cadmium, lead and mercury of the population of the EU Member States. Directorate-General Health and Consumer Protection.
- Bergbäck B, Johansson K, Mohlander U. 2001. Urban metal flows - A case study of Stockholm - Review and Conclusions. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1:3–24.
- Berglund M, Åkesson A, Nermell B, Vahter M. 1994. Intestinal absorption of dietary cadmium in women is dependent on body iron stores and fiber intake. *Environmental Health Perspectives* 102:1058-1066.
- Conti ME, Cubadda F, Carcea M. 2000. Trace metals in soft and durum wheat from Italy. *Food Additives and Contaminants* 17(1):45-53.
- Enskog Broman L. 2000a. Kadmium i hushållsprodukter. Stockholm Vatten.
- Enskog Broman L. 2000b. Kadmium – miljö- och hälsoaspekter vid slamspridning. Stockholm Vatten. R nr 2 jan 2000
- Friberg L, Nordberg GF, Vouk VB. 1986. *Handbook on the Toxicology of Metals, Second Edition, Volume II: Specific metals.* Amsterdam-New York-Oxford: Elsevier.
- Jarup L, Berglund M, Elinder CG, Nordberg G, Vahter M. 1998. Health effects of cadmium exposure: A review of the literature and a risk estimate. *Scandinavian Journal of Work Environment and Health.*
- Jorhem L, Sundstrom B. 1993. Levels of lead, cadmium, zinc, copper, nickel, chromium, manganese, and cobalt in foods on the Swedish Market, 1983-1990. *Journal of Food Composition and Analysis* 6(3):223-241.
- Jorhem L, Sundstrom B, Engman JN. 2001. Cadmium and other metals in Swedish wheat and rye flours: Longitudinal study, 1983-1997. *Journal of Aoac International* 84(6):1984-1992.
- Larsen EH, Andersen NL, Moller A, Petersen A, Mortensen GK, Petersen J. 2002. Monitoring the content and intake of trace elements from food in Denmark. *Food Additives and Contaminants* 19(1):33-46.
- Leblanc JC, Malmauret L, Guerin T, Bordet F, Boursier B, Verger P. 2000. Estimation of the dietary intake of pesticide residues, lead, cadmium, arsenic and radionuclides in France. *Food Additives and Contaminants* 17(11):925-932.
- Llobet JM, Falco G, Casas C, Teixido A, Domingo JL. 2003. Concentrations of Arsenic, Cadmium, Mercury, and Lead in common foods and estimated daily intake by children, adolescents, adults and seniors of Catalonia, Spain. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51:838-842.
- Naturvårdsverket. 1993. Renare slam - Åtgärder för kommunala reningsverk. Stockholm: Naturvårdsverket. Report nr 4251.
- Naturvårdsverket. 1995. Vad innehåller avlopp från hushåll? Stockholm: Naturvårdsverket. Report nr 4425.
- Palmquist H, Hanaeus J. 2001. Hazardous substances in grey- and blackwater from households at Vibyåsen housing area. *Water Environment Research*, Submitted.
- Provkök KF och ICA. 2000. Mått för mat, Provköken förklarar. ICA och KF Provkök, editor: ICA Bokförlag.
- Santos EE, Lauria DC, Porto da Silveira CL. 2004. Assessment of daily intake of trace elements due to consumption of foodstuffs by adult inhabitants of Rio de Janeiro city. *Science of the Total Environment*(327):69–79.
- StockholmVatten. 2004. Nyckeltal 2003.
- Sörme L, Lagerkvist R. 2002. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment*(298):131-145.
- Tripathi RM, Raghunath R, Krishnamoorthy TM. 1997. Dietary intake of heavy metals in Bombay city, India. *The Science of the Total Environment*(208):149-159.

- Tsukahara T, Ezaki T, Moriguchi J, Furuki K, Shimbo S, Matsuda-Inoguchi N, Ikeda M. 2003. Rice as the most influential source of cadmium intake among general Japanese population. *Science of the Total Environment* 305(1-3):41-51.
- Vahter M, Berglund M, Lind B, Jorhem L, Slorach S, Friberg L. 1991. Personal monitoring of lead and cadmium exposure - a Swedish study with special reference to methodological aspects. *Scandinavian Journal of Work Environment and Health* 17:65-74.
- Vinnerås, B., Jönsson, H., Weglin, J., 2001. The composition of biodegradable solid households waste and wastewater - flow of nutrients and heavy metals. Swedish University of Agricultural Science, Department of Agricultural Engineering. (opublicerat material)
- Wall E., 2002. Kadmium i hushållsspillvatten. Examensarbete KTH/Stockholm Vatten R nr 9, april 2002
- Wilhelm M, Wittsiepe J, Schrey P, Feldmann C, Idell H. 2003. Dietary intake of lead by children and adults from Germany measured by the duplicate method. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 206(6):493-503.
- Ysart G, Miller P, Croasdale M, Crews H, Robb P, Baxter M, de L'Argy C, Harrison N. 2000. 1997 UK Total Diet Study - dietary exposures to aluminium, arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, selenium, tin and zinc. *Food Additives and Contaminants* 17(9):775-786.

5.2 Vägtrafik, huvudförfattare David Hjortenkrans

Sedan de diffusa konsumtionsemissionerna blev placerade på agendan har vägtrafiken framhållits som en av de största källorna för metallemissioner till luft (Bergbäck m fl. 2001, Davis m fl. 2001). Metallemissioner från förbränning av fossila bränslen och mekaniskt slitage är svårt att undvika med nutidens fordonsteknik. Avgaser, bromsbelägg, däck och vägbeläggning är välkända metallkällor, vilka alla har gemensamt att det har en stor materialavgång till omgivningen. Då materialavgången i mängd är stor, behövs det inte så höga halter av metallerna i materialet innan det blir stora mängder metaller som sprids totalt.

Metallemissionerna från vägtrafiksektorn i Stockholm för 1995 har kvantifierats tidigare (Bergbäck och Sörme 1998, Bergbäck 2001, Sörme m fl. 2001). Denna studies syfte var att uppdatera det totala kadmiumflödet från vägtrafiken i Stockholm för år 2003, men då det nyaste trafikarbetet som fanns tillgängligt var från 2002 valdes detta år.

Kadmiumemissionerna från avgaser, bromsbelägg, däck och vägbeläggning beräknades enligt Ekvation 1, medan emissionerna från bränsle endast baserade sig på förbrukad mängd bränsle och metallinnehåll.

Kadmium emissionsberäkning

$$TA \times P \times C = KE$$

Ekvation 1.

TA = Trafikarbetet uttryckt i miljoner fordonskilometer/år (Mfkm/år)

P = Partikelemission (mg/fkm)

C = Kadmiumkoncentration (mg/kg)

KE = Kadmiumemission (mg/år)

Fordonstrafiken i Stockholm

Trafiktillväxten i stockholmsregionen har varit mycket snabb de senaste decennierna till följd av regionens kraftiga ekonomiska tillväxt under samma period. Enligt de tillgängliga bedömningarna och prognoserna för trafikutvecklingen kommer tillväxten att öka. Förslag på trängselavgifter i Stockholm har förts fram för att bromsa trafiktillväxten.

Trafikarbetet i Stockholm för år 1995 och 2002 var uppdelat på olika fordonstyper enligt Tabell 5.8.

Tabell 5.8. Trafikarbetet i Stockholm år 1995 och 2002 samt i hela riket för 2002 (Mfkm)

Fordonstyp	Trafikarbete (Mfkm)		
	Stockholm ¹		Hela riket* ²
	1995	2002	2002
Personbilar bensin	2426	2664	44097
Personbilar diesel	135	148	
Lätta lastbilar bensin totalvikt<3,5t	135	148	5055
Lastbilar utan släp totalvikt>3,5 t	107	118	
Lastbilar med släp totalvikt >3,5t	47	52	
Totalt	2850	3130	49152

* Trafikarbetet uttryckt i fordonskilometer finns ej för 1995

¹ Pers. komm. Lars Burman (2004). SLB-Analys Avd. för Miljöövervakning Miljöförvaltningen i Stockholm, Sverige.

² Pers. komm. Leif Carlsson (2004). Vägverket Region Stockholm, Sverige.

Den procentuella andelen trafikarbete som Stockholm utgjorde i förhållande till hela Sverige var 6.4% år 2002. Motsvarande andel av trafikarbetet för 1994 var enligt Bergbäck och Sörme (1998) också beräknad till ca 6%.

Bränsle

Stockholms motorbensinförsäljning i mitten på 1990-talet var ca 300 000 m³ (Bergbäck och Sörme, 1998). Den totala mängden motorbensin som såldes i Sverige 2002 var 5 525 000 m³ (SPI, 2004). Detta skulle motsvara 354 000 m³ för Stockholm 2002 om man förutsätter 6.4% av förbrukningen. Omräknat till bensinförbrukning innebär detta i snitt en förbrukning på 0.11 l/fkm.

Kadmiumemissionerna från fordonsbränsle 1995 beräknades till 5 kg (Bergbäck och Sörme, 1998) och var baserade på de lägsta Cd-halterna från en sammanställning av metallhalter i bränsle enligt Ward (1990). Ward (1990) anger Cd-halterna till 18 – 1000 µg/l för bensin och 9 - 39 µg/l för diesel. Det finns väldigt få nyare bestämmningar av metallhalter i bränsle. Saint' Pierre m fl. (2004) analyserade några bensinprover av olika kvalitet och fick en Cd-halt på 0.36 – 2.03 µg/l och Ozaki m fl. (2004) analyserade två bensinprover av olika kvalitet och erhöll 240 resp. 347 µg/l.

Beräknade emissioner baserade på förbrukat bränsle och ovan nämnda halter skulle innebära en Cd-emission i Stockholm 2002 från bränslet på 0.10 – 0.59 kg, 5.9 – 280 kg eller 75 – 110 kg (Tabell 5.9) beroende på vilken referens som använts.

Ett alternativ till att beräkna emissionerna i bensin baserat på Cd-halterna i drivmedlet är att beräkna dem utifrån halterna i avgaserna. Vinsten med denna typ av beräkning är att den även inkluderar emissionerna från förslitning av invändiga motordelar i kontakt med förbränningsystemet så som lager och liknande. Cadle m fl. (1997) har beräknat metallemissionsfaktorer i avgaser från bilar med hög kolväte- och kolmonoxidhalt före och efter reparation. Kadmiumemissionen uppgick till 1.7 ± 3.4 µg/mi (miles) före och 2.5±4.9 µg/mi efter reparation. Den totala Cd-emissionen från avgaser för Stockholm 2002 skulle, baserat på detta sätt att räkna, uppgå till 4.1kg/år.

Tabell 5.9 Kadmiumemissioner från bränsle alternativt avgaser i Stockholm år 1995 och 2002 samt i hela riket för 2002 (kg/år), beräknat utifrån olika referensers emissionsdata

Källa	Kadmiumemissioner (kg/år)			Referens	
	Stockholm		Hela riket		
	1995	2002	2002		
Min	0.09	0.10	1.6	Saint' Pierre m fl. (2004)* ¹	
	Max	0.56	0.59		9.2
	Median	0.24	0.26		4.1
Bränsle	Min	68	75	1200	Ozaki m fl. (2004)* ²
	Max	99	110	1700	
Min	5.4	5.9	92	Ward (1990) ³	
	Max	260	280		4400
Avgaser	Min	3.0	3.3	52	Cadle m fl. (1997) ⁴
	Max	4.4	4.9	76	
	Medel	3.7	4.1	64	

*Då referensen inte innehåller data för halt i diesel har beräkningarna utgått från att alla fordon kör på bensin

¹ Studien baseras på 7 bensinprover

² Studien baseras på 2 bensinprover

³ Sammanställning av flera studier

⁴ Studien baseras på 103 provbilar

Då intervallet för resultatet är tre tiopotenser är det svårt att avgöra vilket resultat som är mest troligt. Enligt argument om olika analysteknikers detektionsförmåga i Bergbäck och Sörme (1998) bör de höga halterna utelämnas. Dessutom är det endast en studie med få mätningar som indikerar låga halter, vilket gör att även den bör uteslutas. Resultatet från avgasberäkningarna stämmer bra överens med Bergbäck och Sörmes (1998) beräkningar, vilket gör att den totala Cd-emissionerna troligen uppgår till 4 – 6 kg/år från bränsle/avgaser i Stockholm.

För att få en bättre bild över om bränslet kan vara en metallkälla av vikt bör det göras en studie på metallhalter i fordonsbränsle sålt i Sverige

Bromsbelägg

Under 1980-talets slut blev det förbjudet att använda asbests i bromsbelägg. Detta tvingade bromsbeläggstillverkarna att byta ut materialet i sina produkter. I dag består friktionsmaterialet av ett stort antal ämnen, där till exempel fiber av stål, glas och plast fungerar som armering och olika metaller så som koppar och zink blandas i för deras värmefördelande förmåga (Westerlund, 2001). Bänktester har visat att luftburna partiklar som emitteras från bromsar kan innehålla betydande mängder metaller (Garg m fl., 2000).

Kunskapsläget om bromsbeläggens metallemissioner till luft är delvis täckt av EEA (2004). Många av de rekommenderade beräkningssiffrorna härrör från Westerlunds (2001) rapport. Westerlund (2001) har beräknat Cd-missionerna från bromsbelägg i Stockholm, vilket gör att resultatet från nya beräkningar delvis kommer att vara ”släkt” med hans och bör därför sättas i relation till dessa.

Än så länge finns det inga emissionsfaktorer för metallemissioner från bromsbelägg att tillgå, vilket innebär att man får gå omvägen över partikelemissionsfaktorerna och metallhalterna i bromsbeläggen.

Partikelemissionsfaktorer för bromsbelägg är sammanställda av EEA (2004). Faktorerna varierar för olika fordonstyper och för personbilar är de 8.8 – 20 mg/fkm, för lätta lastbilar 29 mg/fkm och för tung trafik 47 – 84 mg/fkm. Kadmiuminnehållet i bromsbelägg varierar både med tillverkare och fordonstyp. För personbilar är halten <0.3 – 180 mg/kg och för tung trafik <1.98 – < 10.1 mg/kg (Carlsson 1993, Legret och Pagotto 1999, Westerlund 2001).

Min och maxemissionerna är baserade på extremvärdena vilket gör att dessa troligtvis är väldigt missvisande. Det totala antalet belägg som analyserats är relativt stort (72st i Westerlund (2001) och 37st i Carlsson (1993)) så ett medel av de undersökningar som gjorts bör ge ett rättvisande värde. Den totala Cd-emissionen från bromsbelägg i Stockholm beräknades således till 0.63 kg/år år 2002 (Tabell 5.10).

Tabell 5.10. Kadmiumemissioner från bromsbelägg i Stockholm år 1995 och 2002 samt i hela riket för 2002 (kg/år)

Källa	Kadmiumemissioner (kg/år)			
		Stockholm		Hela riket *
		1995	2002	2002
Personbilar ¹	Min	0.007	0.008	0.1
	Max	9.7	11	158
	Medel	0.51	0.56	8.4
Tung trafik ²	Min	0.01	0.02	0.5
	Max	0.1	0.1	4.3
	Medel	0.06	0.07	2.0
Totalt	Min	0.02	0.02	0.6
	Max	9.8	11	163
	Medel	0.57	0.63	10

* Trafikarbetessiffror uttryckt i fordonskilometer finns ej för 1995

¹ Min- och maxemissionsfaktorer som använts är från Carlsson (1993) eftersom de övrigas emissionsfaktorer hamnade inom detta intervall. Medelvärdet är beräknat på alla studier

² Emissionsfaktorer som använts är från Westerlund (2001), då denna var den enda som beräknat för tung trafik

Partikelemissionsfaktorer från EEA (2004)

Däck

Däckslitage är förmodligen en av de viktigaste icke-avgasrelaterade källorna till atmosfäriskt partikulärt material. Trots att det finns mycket litteratur om däckslitage, finns det relativt lite som hanterar partikelemissionshastigheter, storleksfördelning och kemisk sammansättning. Detta är troligen ett resultat av att inget land hittills har infört lagstadgad kontroll av dessa emissioner (EEA, 2004).

Liksom för bromsbelägg finns än så länge inga emissionsfaktorer för metaller framtagna. Partikelemissionsfaktorer för däck är sammanställda av EEA (2004) och Gustafsson (2001). Faktorerna varierar i samma utsträckning som de från

bromsbelägg. För personbil är det 24 – 360 mg/fkm, för lätt lastbil 53 – 112 mg/fkm och för tung trafik 136 – 1403 mg/fkm.

Metallinnehållet i däck är endast sparsamt studerat och då oftast på däckflis från hela däck istället för endast slitytan. De studier som finns ger ett Cd-innehåll på 0.28 – 7.0 mg/kg (EEA 2004, Legrett och Pagotto 1999, Davis m fl. 2001, San Miguel m fl. 2002), dessutom visar egna analyser av slitytan på 20st personbilsdäck på Cd-halter mellan 0.006 – 2.8 mg/kg (Hjortenkrans opublicerad data).

Eftersom det finns väldigt få studier att hitta med metallhalter i däckgummimassa och de studier som finns har litet antal prover innebär det att det framräknade medianvärdet blir osäkert. Intervallet för Cd-emissionen från däck i Stockholm år 2002 blev 0.006 – 9.1 kg/år med ett medianvärde på 0.99kg/år (Tabell 5.11).

Den totala Cd-emissionen från däck i hela riket beräknades till 18 kg (Tabell 5.11). Detta ligger i samma storleksordning som en tidigare studie av Ahlbom och Duus (1994) kom fram till (3 – 30 kg/ år).

Tabell 5.11. Beräknad kadmiumemission från däck i Stockholm år 1995 och 2002 samt i hela riket för 2002 (kg/år)

Källa	Kadmiumemissioner (kg/år)				Referenser för beräkningar
	Stockholm		Hela riket *		
	1995	2002	2002		
Personbilar	Min	0.004	0.004	0.06	Slitage Gustafsson (2001), Cd-halt egna analyser Slitage EEA (2004), Cd-halt EEA(2004) Medianvärden på alla studier ¹
	Max	6.8	7.5	111	
	Median	0.65	0.71	11.1	
Lätta lastbilar	Min	0.0004	0.0005	—	Slitage EEA (2001), Cd-halt egna analyser Slitage EEA (2004), Cd-halt EEA(2004) Medianvärden på alla studier
	Max	0.11	0.12	—	
	Median	0.039	0.043	—	
Tung trafik	Min	0.001	0.001	0.04	Slitage EEA (2004), Cd-halt egna analyser Slitage EEA (2004), Cd-halt EEA(2004) Medianvärden på alla studier
	Max	1.5	1.7	50	
	Median	0.22	0.24	7.08	
Totalt	Min	0.005	0.006	0.10	
	Max	8.3	9.1	161	
	Median	0.90	0.99	18	

* Trafikarbetsciffror uttryckt i fordonskilometer finns ej för 1995

— Räknas här som personbilar då ingen statistik finnes

¹Se text

Vägbeläggning

Förslitning av vägbeläggning har framhållits som en betydande källa för metallemission i vägmiljö, där dubbdäcksanvändningen har ansetts stå för nästan allt slitage (Lindgren 1998). De studier som är gjordes för svenska förhållande under 1990-talet (t.ex. Bergbäck och Sörme 1998, Lindgren 1998) bygger till stor del på resultat från Carlssons (1995) rapport om vägbeläggnings slitage. Kadmiumemissionerna beräknades till 2 kg/år för Stockholm år 1995 (Bergbäck och Sörme 1998)

I Carlssons (1998) rapport beräknades vägbeläggningsslitaget vintern 1993/1994 vara 26g/fkm för ståldubbar och 13g/fkm för lättviktsdubb, med ett medelslitage på 24g/fkm. Det förväntade slitaget år 2000, när alla fordon skulle vara utrustade med lättviktsdubb, beräknades till 13 g/fkm. En bidragande orsak till det minskade slitaget

var det ökade användandet av lättviktsdubb som är avsevärt skonsammare mot vägbeläggningen samt ökad andel slitstarkare vägbeläggning. När VTI presenterade sin slutrapport på dubbslitage på asfaltsbeläggning 1999, visade det sig att den tidigare studiens slitagesiffror var överskattade. Slutrapporten omfattar vintrarna 1990/1991 – 1998/1999 och visar att slitaget har mer än halverats från 8 – 9 g/fkm vintern 1990/1991 till 3 – 4 g/fkm vintern 1995/1996 för att sedan stabiliseras på denna nivå fram till 1998/1999 (Jacobson och Hornvall 1999). Baserat på dessa siffror beräknades Cd-emissionerna till dagvattenavrinningsområdet för Henriksdals avloppsreningsverk till 0.2 – 0.3 kg/år (Sörme och Lagerkvist 2002). Omräknat till den totala Cd-emissionen för hela Stockholm skulle detta motsvara 0.5 – 0.8 kg/år (baserat på antal fordon).

Partiklarna från vägslitaget består till 95 % av stenmaterial och 5 % bitumen (Lindgren 1996). Stenmateriallets geologiska ursprung har stor betydelse för vilka metallhalter de innehåller och generellt innehåller basiska bergarter mer tungmetaller än sura. Bergbäck och Sörme (1998) har sammanställt olika bergarters metallhalter och enligt den rapporten har sura bergarter en Cd-halt på 0.09 – 0.136 mg/kg och basiska bergarter 0.127 – 0.3 mg/kg. Andelen av de olika bergarterna i vägmaterialet varierar lokalt eftersom stenmaterialet tas från lokala leverantörer, men en ungefärlig fördelning är 90 % sur och 10 % basisk bergart för både Stockholm och hela Sverige¹.

Då vägbaneförslitningen är starkt kopplad till dubbdäcksanvändningen användes den lagstadgade perioden 1 december till 31 mars i beräkningarna, dvs. 1/3 av årstrafikarbetet. Dessutom har en 75%-ig användning av dubbade vinterdäck antagits.

Den totala Cd-emissionen från vägbeläggning i Stockholm beräknades vara 0.11kg/år år 2002 (Tabell 5.12). Den största skillnad i beräknad Cd-emission jämfört med den siffra som Bergbäck och Sörme (1998) kom fram till beror på det uppdaterade vägbeläggningsslitaget, snarare än minskningen i vägslitage till följd av dubbmateriälsubstitueringen. Skillnaden i mängd jämfört med Sörme och Lagerkvist (2002) beror bland annat på att de använde sig av en längre vinterdäcksanvändning per år och förutsatte att alla vintredäck var dubbade.

Tabell 5.12. Beräknad kadmiumemission från vägbeläggning i Stockholm år 1995 och 2002 samt i hela riket för 2002 (kg/år), baserat på två olika referensers beräknade vägbeläggningsslitage.

Vägbeläggningsslitage	Kadmiumemissioner (kg/år)			Referens
		Stockholm	Hela riket *	
		1995	2002	
3 – 4 g/fkm	Min	0.06	0.07	1.1
	Max	0.14	0.15	2.4
	Medel	0.10	0.11	1.8
13 – 26 g/fkm för 1995 11 g/fkm för 2002	Min	0.28	0.26	4
	Max	0.92	0.43	7
	Medel	0.60	0.35	5.5

* Trafikarbets-siffror uttryckt i fordonskilometer finns ej för 1995 (jfr tabell 5.8)

¹ Personlig kommunikation Claesson Tommy (2004), Institutionen för biologi och miljövetenskap, Högskolan i Kalmar, Sverige.

Fordonskorrosion och galvaniserade ytor

Kadmiumemissioner från källor där Cd förekommer som kontaminant i andra material, främst i Al och Zn, är svårkvantifierade på grund av alla osäkerheter. Vad det gäller Cd-halten i Al förväntas den öka i och med att en ökad andel sekundär (återvunnen) råvara allt mer används. Mängden Cd per fordon för Cd som kontaminant har ej bestämts (Lohse m fl. 2001).

Kvantifiering av Cd-bidraget till Henriksdals reningsverk från galvaniserat stål har utförts av Sörme och Lagerkvist (2002). Den beräknade mängden Cd var 0.074kg/år från byggnader och 0.17kg/år från andra konstruktionsmaterial så som vägräcken och lyktstolpar. Den totala emissionen från galvaniserat stål i Stockholm skulle med Sörmes och Lagerkvists (2002) antaganden (Tabell 5.13) vara, 0.21kg/år från byggnadsmaterial och 0.50kg/år från övriga konstruktioner för 1995 samt 0.23kg/år resp. 0.53 kg/år för 2002 (Tabell 5.13).

Tabell 5.13 Beräknad kadmiumemission från galvaniserade ytor i Stockholm år 1995 och 2002 (kg/år) baserat på Sörmes och Lagerkvists (2002) antaganden (galvaniserat stål i byggnader = 1m²/invånare och galvaniserat stål i andra användningar = 2.33m², samt en emissionsfaktor på 0.3mg/m²)

Galvaniserad yta	Kadmiumemissioner (kg/år)	
	Stockholm	
	1995 ¹	2002 ²
Byggnadsmaterial	0.21	0.23
Övrigt konstruktionsmaterial t.ex. vägräcken och lyktstolpar	0.50	0.53
Totalt	0.71	0.76

¹ 711 119 invånare 1995 (www.scb.se)

² 758 148 invånare 2002 (www.scb.se)

Det har inte varit möjligt att uppskatta hur stor del av detta som kan relateras till vägtrafik.

Övriga potentiella källor

Ökopol (Sander m fl. 2000, Lohse m fl. 2001) har genomfört studier i samarbete med bilindustri och komponenttillverkare, där de har gått igenom alla potentiella bildelar som kan innehålla Pb, Cd, Hg och Cr-VI. I studien framgår det att det är främst två användningsområden där Cd aktivt används. Den första är i batterier för elbilar. Detta är det i vikt största användningsområdet. En uppskattning baserad på uppgifter från SAFT som anges av Ökopol är att 67% av elbilarna i Sverige är utrustade med NiCd batterier och varje bil har i snitt 255kg batterier varav ca 38kg är Cd (15%). De öppna batterierna innehåller dock vanligen mellan 3-10% Cd (Rydh 2003), varför Ökopols siffra för Cd-innehållet kan vara hög. I Sverige finns 2003, 454 elbilar, 619 elhybridbilar, 17 elbussar och 5 elhybridlastbilar, varav 105 elbilar och 235 elhybridbilar finns i Stockholm (Larsson och Larsson, 2004). Enligt Ökopol (Sander m fl. 2000, Lohse m fl. 2001) innehåller elhybridbilarna till stor del andra batterityper; (NiMH, Lead-acid och Li-jon), se också tekniska beskrivningar från tex tillverkarna Ford (<http://www.fordvehicles.com>) och Toyota (<http://www.toyota.com/>). På grund av osäkerheterna i hur stor andel av elhybridbilarna som har NiCd-batterier har dessa ej kvantifierats.

Cd-stocken för elbilsbatterier för Sverige är 11.6 ton (baserat på antal elbilar och 15% Cd), varav 2.7 ton i Stockholm. För Stockholm anges också osäkerhetsintervallet 0.5-2.7 ton, baserat på 3-15% Cd-innehåll. Under 2003 tillkom 5 elbilar till Stockholm, vilket ger ett inflöde av 30-130 kg Cd. Under 2003 ökade dock antalet elhybridbilar från 135 till 235 stycken, vilket kan innebära en tillförsel av Cd. Bussar och tunga fordon har inte medräknats, eftersom det inte har gått att ta fram det specifika antalet av dessa för Stockholm ur statistiken från Larsson och Larsson (2004).

Återvinningen av Cd från elbilsbatterier uppgår enligt Anders Engström² 2003 till 16.5 ton batterier för Sverige, vilket motsvarar 2500 kg Cd, varav Stockholm står för uppskattade mängden 570 kg (beräknat på andel elbilar i Stockholm 23 % av Sverige och Cd-innehåll 15 %).

Det andra användningsområdet är el-komponenter som innehåller Cd i en glasmatrix. Dessa komponenter används främst i säkerhetsutrustningar där stor tillförlitlighet krävs (t.ex. airbags). Det finns alternativa komponenter och substitution kommer att ske inom kort. Totala Cd-innehållet per bil för dessa komponenter är 2 – 10 µg/fordon. Vid årsskiftet 2003/2004 fanns totalt 4 075 414 st personbilar registrerade i Sverige varav 278 492 st i Stockholm (SIKA 2004). Detta ger en Cd-stock i el-komponenter i personbilar på 8.2 – 40 g i Sverige och 0.6 – 2.8 g i Stockholm vilket gör källan negligerbar även om den är överskattad.

Inget av ovanstående Cd-användningsområden anses utgöra någon emissionskälla vid användandet.

Slutsatser

En sammanställning av de beräknade Cd-emissionerna per år från vägtrafiken i Stockholm finns i Tabell 5.14.

Tabell 5.14. Uppskattad kadmiumemission från vägtrafik i Stockholm (kg/år)

Källa	Kadmiumemissioner (kg/år)			
	Stockholm		Hela riket *	Stockholm (Bergbäck och Sörme 1998)
	1995	2002	2002	1995
Bränsle	3.7 – 5.4	4.1 – 5.9	64 – 92	5
Bromsbelägg	0.57	0.63	10	<1
Däck	0.90	0.99	18	<3
Vägbeläggning	0.10	0.11	1.8	2
Korrosion	?	?	?	?
Totalt	6.1 + ?	6.7 + ?	108 + ?	7 + ?

Förvirringen i Cd-halter i bränsle gör det svårt att egentligen säga hur betydande källan är, då beräkningar ger en variation mellan 0.26 – 280 kg/år för Stockholm. Dock torde en emission på 4 – 6 kg/år vara den mest rimliga mängden, vilket ändå gör bränsle till den enskilt största Cd-källan från vägtrafiken.

Både däck- och bromsbeläggsemissionerna följer trafikarbetsutvecklingen. Detta beror främst på att det inte finns undersökningar som visar på metallhaltsutvecklingen

² Personlig kommunikation, SAFT AB, telefon 0491-680 00

i produkterna under denna tidsperiod. Kadmiumemissionerna från bromsbelägg stämmer väl överens med Westerlunds (2001) beräknade Cd-emission på <0.5 kg/år även om förenklingar i denna studies beräkningar är gjorda.

Orsaken till den beräknat lägre Cd-emissionen från vägbeläggning jämfört Bergbäck och Sörmes (1998) resultat (Tabell 5.12) beror till största delen på den uppdaterade siffran på vägbeläggningsslitaget. Den förväntade minskningen i emission från år 1995 – 2002 till följd av ändrad vägbeläggning och dubbmateriälsubstitueringen uteblev då denna minskning hade skett redan innan 1995 och materialemissionen stabiliserats på en jämn nivå.

Långt ifrån all Cd-emission från trafik resp. galvaniserade ytor hamnar i avloppsreningsverkens slam. Sörme och Lagerkvist (2002) beräknade att 37 % av det trafikemitterade Cd och 54 % av Cd-emissionen från galvaniserade stål hamnade i slammet. Baserat på detta skulle 2.2kg Cd/år hamna i slammet 1995 och 2.6 kg/år 2002.

Kunskapsluckor

Bergbäck och Sörme (1998) påtalade att det fanns kunskapsluckor vad det gäller metallhalter i fordonsbränsle och däck, dessa är fortfarande högaktuella, liksom metallemission till följd av korrosion av galvaniserade ytor.

Referenser kapitel 5.2

- Ahlboom, J. och Duus, U. (1994) Nya hjulspår – en produktstudie av gummidäck. Kemikalieinspektionen, Solna, Sverige. (KEMI Rapport 6/94)
- Bergbäck, B. och Sörme, L. (1998). Metallflöde via trafik i Stockholm. I Bergbäck, B. (Ed). Metaller i Stockholm – kunskapssammanställning av metallflöden via olika verksamheter i Stockholm. Svenska naturvårdsverket, Stockholm, Sverige. (Rapport 4952)
- Bergbäck, B. (2001). Urban metal flows – A case study of Stockholm. Water, air & soil pollution: Focus 1, s. 3-24
- Cadle, S. och Mulawa, P. (1997). Particulate emission rate from in-use high-emitting vehicles recruited in Orange County, California. Environmental science and technology, vol. 31, s. 3405-3412
- Carlsson, A. (1993). Kadmium i bromsbelägg – en undersökning av skivbromsbelägg samt en risk- och nyttoanalys. Miljöförvaltningen, Malmö stad, Sverige.
- Carlsson, A. och Öberg, G. (1995). Vinterdäck. effekter av olika regelförslag. Väg- och transportforskningsinstitutet, Linköping, Sverige. (VTI meddelande 775)
- Davis, A., Shokouhian, M. och Ni, S. (2001). Loading estimate of copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. Chemosphere, vol. 44, s. 997-1009
- EEA (European Environment Agency) (2004). EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition. European Environment Agency, Köpenhamn, Danmark. (Teknisk rapport 30)
- Garg, B., Cadle, S., Mulawa, P. och Groblicki, P. (2000). Brake wear particulate matter emissions. Environmental Science and Technology, vol. 34:21, s. 4463-4469
- Gustafsson, M. (2001). Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön – Litteraturöversikt. Väg- och transportforskningsinstitutet, Linköping. (VTI meddelande 910)
- Jacobson, T. Och Hornvall, F. (1999). Dubbslitage på asfaltsbeläggning – Sammanställning av resultat från provvägar och kontrollsträckor 1990-1998. Väg- och transportforskningsinstitutet, Linköping, Sverige. (VTI meddelande 862)
- Leggett, M. och Pagotto, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. The science of the total environment, vol. 235, s. 143-150
- Lindgren, Å. (1996). Asphalt wear and pollution transport. The science of the total environment, vol. 189/190, s. 281-286
- Lindgren, Å. (1998). Road construction materials as a source of pollutants. Doctoral Thesis. Department of environmental engineering, Luleå University of technology. Luleå, Sverige.

- Lohse, J., Sander, K. och Wirts, M. (2001). Heavy metals in vehicles – Final report II. Ökopol – institute für Ökologie und Politik GmbH, Hamburg, Tyskland.
- Larsson, M-O. och Larsson, H. (2004). Miljöanpassade fordon och drivmedel 2003 – Antalet Miljöfordon och levererad mängd drivmedel i Sverige vid årsskiftet 2003-04. Miljöfordon i Göteborg, Göteborg, Sverige.
- Ozaki, H., Watanabe, I. Och Kuno, K. (2004). Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles. Water, air & soil pollution, vol. 157, s. 209-223
- Rydh C-J. (2003). Energy analysis of batteries in photovoltaic systems, Background report 15 September. Dept. Technology, University of Kalmar.
- Sander, K., Lohse, J. och Pirntke, U. (2000). Heavy metals in vehicles – Final report. Ökopol – institute für Ökologie und Politik GmbH, Hamburg, Tyskland.
- Saint' Pierre, T., Dias, L., Maia, S. och Curtius, A. (2004). Determination of Cd, Cu, Fe, Pb and Ti in gasoline as emulsion by electrothermal vaporization inductively couple plasma mass spectrometry with analyte addition and isotope dilution calibration techniques. Spectrochimica acta Part B, vol. 59, s. 551-558
- SIKA (2004). Fordon i län och kommun vid årsskiftet 2003/2004. Statens institut för kommunikationsanalys, Stockholm, Sverige. (Statistiskt meddelande SSM 002:0401)
- Sörme, L. och Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. The science of the total environment, vol. 298, s. 131-145
- Sörme, L., Bergbäck, B. och Lohm, U. (2001) Good in the anthroposphere as a metal emission source. Water, air & soil pollution: Focus 1, s. 213-227
- SPI (Svenska petroleum institutet) (2004). <http://www.spi.se/statistik.asp?art=2>, 2004-10-22
- Ward, N. (1990). Multielement contamination of British motorway environments. The science of the total environment, vol. 93, s. 393-401
- Westerlund, K-G., (2001). Metal emissions from Stockholm traffic – wear of brake linings. SLB analys, Stockholm, Sverige. (Rapport 3:2001)

5.3 Pigment, stabilisatorer och ytbehandling (kadmiering)

Stora mängder Cd har använts genom åren i pigment, stabilisatorer, som ytbehandling (kadmiering) och i legeringar. I Tabell 5.15 visas beräknad användningen över tid, 1940- 1995.

Tabell 5.15. Kadmiumanvändning(kg/år) för pigment, stabilisatorer och kadmiering i Stockholm, 1940-1995. Omräknat från Bergbäck & Jonsson, 1998.

År	Pigment	Stabilisatorer	Kadmiering
1940			1600
1945			1600
1950	24	80	2000
1955	80	160	2400
1960	240	480	2800
1965	480	1040	3200
1970	1040	2320	3200
1975	1440	3200	2400
1980	560	2400	1600
1985	40	720	160
1990	40	160	160
1995	40	0	40
<hr/>			
Totalt 1940-1995:	19200	52800	103200

Kadmiumförbudet som infördes i början på 1980-talet återspeglas tydligt i en kraftigt minskad användning. Efter 1995 har inflödet av Cd via dessa användningsområden i stort sett upphört. Dock har stora mängder lagrats in i Stockholms teknosfär och för 1995 beräknades 30 ton Cd finnas i stabilisatorer, 10 ton Cd i pigment och 10 ton Cd i kadmierade produkter (ytbehandling) – se Tabell 4.1. Från detta förråd sker ett utflöde i form av emissioner till miljön eller via avfall. För att beräkna hur förrådet ”avklingar” över tid (under förutsättning att inflödet är försumbart) kan olika modeller användas.

Två möjliga beräkningsmodeller diskuteras här utifrån van der Voet et al. (2002). Den första bygger på en statisk modell där förrådets storlek utgör en drivkraft. Det andra angreppssättet utgår från en dynamisk modell där ”åldrandet” hos produkter i förrådet är avgörande, vilket innebär att kunskap om livslängd är nödvändig. Den statiska modellen (leaching modell) lämpar sig bäst då läckage/korrosion styr utflödet. För den dynamiska modellen (delay modell) styr åldrandet hos produkterna utflödet. Dessa två modeller kan matematiskt beskrivas enligt nedan.

Statisk modell:

$$dS(t)/dt = \text{inflöde}(t) - \text{utflöde}(t)$$

$S(t)$ = förrådets (stockens) storlek vid tiden t

$dS(t)/dt$ = förrådets förändring

Om inflödet är försumbart kan förrådets förändring (minskning) enkelt beräknas genom

$$dS(t)/dt = - C \times S(t)$$

dvs., en konstant faktor (C) av den vid tiden t aktuella mängden i förrådet

Dynamisk modell:

$$\text{utflöde}(t) = \text{inflöde}(t) - L$$

L = livslängd hos produkten

Detta innebär att utflödet blir en spegelbild av inflödet men med en tidsförskjutning motsvarande produktens livslängd.

Enligt van der Voet et al. (2002) är den statistiska modellen oftast att föredra och kan användas även då drivkraften till förrådets förändring innefattar "åldrande". För beräkning av förrådets storleksförändring för pigment, stabilisatorer och ytbehandling i Stockholms teknosfär används här den statistiska modellen.

Detta innebär att en viss andel av förrådet går till utflöde (huvudsakligen avfall + en mindre del till emission). Då den faktiska andelens storlek (faktor C) är okänd genomförs beräkningar för 4 olika fall där C sätts lika med 1 %, 3 %, 5 %, resp. 10 % minskning per år av den aktuella stocken (förrådet). Förrådets storlek har i detta fall beräknats utifrån

$$S_t = S_0 (1 - C/100)^t$$

S_0 = förrådets (stockens) storlek från år 0, dvs. 1995.

Detta är känt för pigment (10 ton), stabilisatorer (30 ton) och ytbehandling (10 ton) enligt Tabell 4.1.

S_t = förrådets storlek efter t år, dvs. år 2003

Tidsperioden (t) i detta fall är 8 år (1996 – 2003)

Resultatet av beräkningar för olika minskningstakt framgår av Tabell 5.16.

Tabell 5.16. Beräknade mängder (ton) Cd i pigment, stabilisatorer och ytbehandling i Stockholms teknosfär år 1995 och 2003 vid olika procentuell minskning av förrådet per år (1 – 10 procents minskning per år för perioden 1995 till 2003).

		1 %	3 %	5 %	10 %
	1995	2003	2003	2003	2003
Pigment	10	9	8	7	4
Stabilisator	30	28	24	20	13
Ytbehandling	10	9	8	7	4

Kadmium har ofta använts i produkter där livslängden kan förväntas vara relativt stor, dvs. omsättningen per år bör vara begränsad. Det har inom ramen för detta projekt inte varit möjligt att analysera t.ex. rivnings- och/eller nyproduktionsstatistik för att bättre avgöra i vilken takt som Cd-innehållet i pigment, stabilisatorer och kadmierade produkter fasas ut. Ett försiktigt antagande är en minskningstakt på några procent per år. Vi har här valt att använda en minskningstakt på 3 % per år med ett

osäkerhetsintervall på 1 – 5 procent. Detta ger följande beräknade Cd-mängder för år 2003:

	Förråd (ton)	Osäkerhetsintervall (ton)
Pigment	8	7 - 9
Stabilisator	24	20-28
Ytbehandling	8	7 - 9

Utflödet (huvudsakligen till avfall) för 2003 kan grovt skattas utifrån skillnaden i 2003 och 2004 års förråd. Är minskningstakten 3 % ger detta ett förråd (2004) på 23 ton för stabilisatorer samt 7.8 ton för pigment resp. ytbehandling. Detta ger ett utflöde på ca 1 ton för stabilisatorer och ca 200 kg för pigment resp. ytbehandling.

Referenser för Kapitel 5.3

- Bergbäck B. & Jonsson A., 1998. Cadmium in goods – contribution to environmental exposure. In KemI Report No 1/98 Cadmium exposure in the Swedish Environment.
- Van der Voet, E., Kleijn R., Huele R., Ishikawa M. & Verkuijlen E., 2002. Predicting future emissions based on characteristics of stocks. *Ecological Economics* 41. 223-234.

6. SFA för Cd i Stockholm 2003

I denna del redovisas en sammanställning av en Substansflödesanalys (SFA) för Cd (inflöde, förråd och utflöde) i Stockholm under år 2003. Inflödet beskriver mängden Cd som kom i användning under år 2003. Begreppet förråd används för att beskriva den mängd Cd som ackumulerats eller lagrats in till och med år 2003 i produkter som är i användning. Utflödet kan ske som direkta eller diffusa emissioner till vatten, luft, mark eller avloppshantering inklusive slam och dagvatten eller avfallshantering inklusive återvinning. En sammanställning av resultaten återfinns sist i detta kapitel (Tabell 6.5).

Beskrivningar av uppskattningar, beräkningar (inklusive osäkerheter) av Cd i produkter och sektorer följer nedan efter genomgång av den lagstiftning som i huvudsak reglerar Cd-användningen.

Användningen av Cd som stabilisator, pigment och vid ytbehandling är reglerad i det så kallade Kadmium-förbudet³ (SFS 1998:944, (1998)), men det har gjorts undantag där användning fortfarande är tillåten. För Cd som stabilisator och pigment finns bl a följande undantag: användning i kärnreaktorer, ångmaskiner, vissa hushållsapparater (varmvattenberedare, doppvärmare, radiatorer, hårtorkar), vissa elektriska maskiner och apparater. Kadmium får i dessa tillämpningar inte ingå i höljen eller kåpor och dyligt. Undantag finns också för stabilisatorer, färgämne och ytbehandling för vissa flygplan och fartyg, kikare och astronomiska instrument, kameror mm samt ur, tidströmsställare, vapen och ammunition. För Cd-pigmenten gäller undantagen också konstnärsfärger och glasfärgning av bl a prydnadsglas och -keramik. För fordon finns också ett antal undantag för stabilisatorer, färgämne och ytbehandling.

Användningen av Cd i slutna batterier regleras i Förordning om batterier (SFS 1997:645, (1997)). Batterier med mer än 0,025 viktprocent Cd omfattas av denna lagstiftning.

En ny lagstiftning om producentansvar för elektriska och elektroniska produkter träder i kraft den 13 augusti 2005, vilket kommer innebära att kraven skärps bland annat för märkning av och information om batterier. Den kommer att ge förändringar i båda ovanstående författningar.

Batterier, slutna

Enligt statistik (Batteriinsamlingen 2005) såldes 2003 i Sverige 111 000 kg NiCd-batterier, omräknat till Stockholm (mot befolkningsstatistik) och Cd-innehåll var inflödet ca 1500 kg. Cd-innehållet i slutna batterier av typ Sub-C var, enligt (Eriksson 2002), 16,5%, och detta är enligt C-J Rydh⁴ ett rimligt Cd-innehåll för den svenska marknaden. I litteraturen redovisas halter mellan 15-20% (Rydh och Svärd 2003), vilket ger ett osäkerhetsintervall för Cd i slutna batterier 1400-1900 kg.

³ SFS 1998:944, §§2-4, KIFS kap 9 samt bilaga 2

⁴ Personlig kommunikation, SAFT AB, telefon, 0491-680 00

Cecilia Stafsing⁵, Naturvårdsverket bekräftade att rapporterade mängder hos batteriinsamlingen är vikten hos batterierna och inte Cd-mängderna. Försäljningsstatistiken som redovisas bygger på lagstadgade importdeklarationer till Naturvårdsverket och i verkligheten finns ett mörkertal, med icke-anmäld import. Skillnaderna mellan försäljningssiffror och insamling är naturlig, enligt Cecilia Stafsing och beror också på livslängden på batterierna (upp till 20 år) och hushållens lagringseffekt (samla en liten hög innan man lämnar dem i från sig).

Enligt statistik för 2003 var insamlingen för återvinning i Sverige 124 000 kg NiCd-batterier (Batteriinsamlingen 2005), omräknat till Stockholm (mot befolkningsstatistik) och Cd-innehåll var motsvarande mängd ca 1700 kg (osäkerhetsintervall 1600-2100 kg). Cecilia Stafsing hade också specifik statistik för insamlad mängd från Stockholms kommun, sorterat av Ragnsells i Oskarshamn. 2003 samlades 4204 kg batterier in, vilket motsvarar ca 690 kg Cd (osäkerhetsintervall 630-840 kg). Den senare statistiken är mer specifik, men det går inte att säga vilken uppgift som är mer tillförlitlig. Hela osäkerhetsintervallet blir 630-2100 kg och medelvärdet för intervallet med uppskattningen 16.5% Cd-innehåll blir 1200 kg.

1995 uppskattades förrådet till 30 ton. En beräkning av den ackumulerade mängden för 2003, baserad på Batteriinsamlingens statistik för 1999-2003 och en antagen livslängd på 5 år, vilket också användes i Lohm et al. (1997), ger ett förråd på ca 10 ton. Enligt Cecilia Stafsing har batterierna en livslängd på upp till 20 år, vilket pekar på att vi i den här studien förmodligen gör en underskattning av förrådets storlek.

Batterier, öppna

Christer Thufvesson⁶, SAFT AB, kontaktades angående statistik för försäljning av industribatterier (dvs. öppna batterier). Han berättade att SAFT står för >80% av marknadsandelarna i Sverige för industriella NiCd-batterier. Största kunder är Järnvägen (SJ), Banverket (signalsystem) och Sjöfartsverket (fyrar) och det är långa livslängder på batterierna upp till 40 år, 24 år är äldsta fyrbatteriet i drift. Försäljningen 2003 låg på 82 ton + 17 ton som tillverkas och levereras utomlands, men faktureras en svensk kund + 7 ton där batterierna inte används i Sverige. Cd-innehållet varierar mellan 3-10 vikt% beroende på celltyp (Rydh 2003). Baserat på försäljningen av 82 ton till den svenska marknaden, nedskalat mot befolkningen, så blir inflödet till Stockholm 560 kg. Osäkerhetsintervallet för inflödet beräknas vara 260-870 kg. En osäkerhet ligger i att veta hur mycket av detta som används i Stockholm, då produkterna egentligen är mer knutna till infrastruktur än antal människor.

Anders Engström, SAFT AB⁷, uppgav att SAFT 2003 samlade in 226 ton industribatterier för återvinning, vilket omräknat till Stockholm (befolkning) med 6.5% Cd-innehåll blir ca 1200 kg och osäkerhetsintervallet 600-1900 kg.

1995 uppskattades förrådet till 16 ton. Förrådet 2003 baserat på inflödet och livslängden 10 år är ca 6 ton med ett osäkerhetsintervall på 3-8 ton.

⁵ Personlig kommunikation, telefon 08-698 15 25

⁶ Personlig kommunikation, SAFT AB, telefon 0411-55 01 95

⁷ Personlig kommunikation, SAFT AB, telefon 0491-680 00

Enligt beräkningar ovan i trafik-kapitlet utgör elbilsbatteriernas inflöde (av typ sintrade batterier) 2003 till Stockholm 30-130 kg Cd (baserat på 3-15%). Förrådet beräknades till 2.7 ton, med ett osäkerhetsintervall 0.5-2.7 ton, baserat på 3-15% Cd-innehåll. Tunga fordon och elhybridbilar är ej medräknade. Christer Tufvesson bedömer att risken är liten för dubbelräkning, eftersom endast försäljning som reservdelar kommer med i SAFT's statistik och där rör det sig enligt hans uppskattning om < 1ton batterier (ett batteri-set väger ca 255kg, se kap 5.2). Återvinningen av Cd från elbilsbatterier uppgår för Stockholm 2003, enligt trafik-kapitlet, till 570 kg (beräknat på andel elbilar i Stockholm 23 % av elbilarna i Sverige och Cd-innehåll 15 %).

Stabilisatorer

Inflödet av Cd och Cd-föreningar för användning i stabilisatorer bör vara nära noll sedan förbudet infördes 1982. 1995 uppskattades stocken till 30 ton. Ovan har en diskussion förts om förrådets minskning. Av den dras slutsatsen att förrådet 2003 kan uppskattas till 20 000 kg och att utflödet är 1000 kg/år.

Pigment i plast

1995 uppskattades förrådet till 10 ton. Ovan har en diskussion förts om förrådets minskning. Av den dras slutsatsen att förrådet kan uppskattas till 7 000 kg och att utflödet är 200 kg/år.

Pigment i glas och keramik

Inflödet för 2003 som rapporterats till KEMI's produktregister (KEMI 2005) uppgår till 36.17 kg Cd eller Cd-förening, motsvarande 31.38 kg rent Cd. Omräknat till Stockholm 2.7 kg.

Ytbehandling (kadmiering)

Inflödet för 2003 som rapporterats till KEMI's produktregister (KEMI 2005) uppgår till 13.79 kg Cd-förening, varav 7.93 kg är rent Cd. Omräknat till Stockholm 0.7 kg.

1995 uppskattades förrådet till 10 ton. Ovan har en diskussion förts om förrådets minskning. Av den dras slutsatsen att förrådet kan uppskattas till 7 000 kg och att utflödet är 200 kg/år.

Föroreningar i Zink

Enligt Lohm et al. (1997) uppskattades mängden Cd som förorening i zink till 20 ton år 1995. Denna beräkning är grov med osäkerheter i framförallt Cd-halt i olika zinkkvaliteter som använts under årens lopp. Under senare årtionden har elektrolytisk zink med en lägre Cd-halt använts. Detta kan innebära att mängden ackumulerad Cd i Stockholm minskat, men till del motverkas minskningen av en ökad zinkanvändning under samma tidsperiod. På grund av stora osäkerheter väljer vi att redovisa ett Cd-lager som zinkförorening på 20 ton även för 2003. Det kan vara motiverat med en fördjupad studie inom detta område då denna Cd-källa kommer att bestå och lagret bedöms vara förhållandevis stort. Dessutom innebär många användningsområden för zink att metallflöden från ytan inte kan uteslutas, dvs. en Cd-frigörelse är möjlig. Här redovisas samma emissionsuppskattning som 1995 (0.01-10 kg Cd/år).

Legeringar

Enligt Lohm et al. (1997) uppskattades mängden Cd i legeringar till 3 ton för år 1995. Osäkerheten i denna uppskattning bedömdes vara mycket stor då Cd höll på att bytas ut för flera av de huvudsakliga användningsområdena (t.ex. telekabel och kylarband). Troligen är lagret idag (2003) klart mindre. Det har hittills inte varit möjligt att finna data som minskar osäkerheten i beräkningarna. Därför anges lagret i denna rapport mer som en storleksordning till 1 ton. Då Cd oftast legeras med koppar är sannolikheten till metallflöden från ytan klart lägre än vad som gäller för den oädlare metallen zink. Kadmiumemissioner från dessa legeringar bör därför vara klart mindre än från zinkytor förorenade med Cd.

Konstnärsfärg

Inga mätningar är utförda sedan Stockholm Vattens provtagning av Cd från konstnärsskolorna beskrivna i 2003 års kadmiumrapport (Bergström 2004). Provtagning planeras till hösten 2005. Enligt Enskog Broman (2000) beräknades 4 kg Cd/år komma från konstnärsfärger inom Stockholm Vattens upptagningsområde för år 1998. Sörme och Lagerkvist (2002) kvantifierade utflödet av Cd till Henriksdals avloppsreningsverk till 2.6 kg för år 1999. Omräknat till hela Stockholm Vattens upptagningsområde motsvarar detta ca 3.5 kg/år (Henriksdal svarar mot ca 75 %).

Tvätt och rengöring

Enligt Enskog Broman (2000) beräknades drygt 1 kg Cd/år komma från tvättmedel inom Stockholm Vattens upptagningsområde och hygien- och rengöringsprodukter bedömdes stå för ett litet bidrag. Wall (2002) redovisade 2 kg Cd via maskindisk, handdisk, ofärgad tvätt och kulörtvätt. Hygien, via produkter och armaturer som används i dusch och tvättställ uppmättes stå för 1 kg, vilket innebär att här finns risk för dubbelräkning med legeringar och föroreningar i zink. Walls (2002) uppgifter gäller 2002 och därför används de i sammanställningen.

Trädgårdsgödsel

Sörme et al. (2001) redovisade för Stockholm 1995 en emission till jord av Cd från fosfor i trädgårdsgödsel. Där angavs en uppskattad mängd på 1-2 kg/år, baserad på antal småhus (42000), 10 kg trädgårdsgödsel per 100 m² och år, 5 % fosfor i gödselmedlet och 30-48 mg Cd per kg fosfor. Cd-halten i fosfor har enligt försäljningsstatistik av handelsgödsel stadigt minskat under 90-talet. Från 15 mg Cd per kg fosfor (1997/98) till 6 mg Cd per kg fosfor 2003/2004 (SJV 2005).

En uppskattning av Cd-bidraget kan göras på samma sätt som Sörme et al. (2001) ovan, med 6 mg Cd per kg fosfor, antal småhus (42000) (SCB 2003) och en antagen genomsnittlig trädgårdsyta på 500 m², vilket ger 0.6 kg Cd. Ett alternativt sätt är att räkna mot den försålda fosforgödselmängdens Cd-innehåll, 105 kg, för Sverige (SJV 2005) och räkna om det till Stockholm med en faktor baserad på grönyta (Lohm et al. 1997) och trädgårdsyta mot Sveriges åkerareal (SCB 2000), vilket ger 0.4 kg Cd. Cd-innehållet i fosfor kan emellertid inte minska till lägre halter än 5 mg Cd per kg fosfor utan särskilda reningsprocesser, menar Karlsson et al. (2005) och även att Sverige i framtiden kanske också måste använda sig av de begränsade, renaste fraktionerna av fosfors världsresurser för att kunna hålla nere Cd-halterna i gödningsmedlen. EU har, enligt samma författare, dock föreslagit en gräns för Cd i gödselmedel på 50 mg Cd per kg fosfor. Det går inte att avskriva trädgårdsgödsel som emissionskälla till

mark och slutsatsen blir att trots osäkerheter och antaganden i beräkningarna ange 0.5 kg Cd som bidrag från trädgårdsgödsel.

Fordonstvätt

Enligt Enskog Broman (2000) beräknades 6 kg Cd/år komma från bilvård inom Stockholm Vattens upptagningsområde för år 1998. Sörme och Lagerkvist (2002) kvantifierade utflödet av Cd till Henriksdals avloppsreningsverk till 7.7 kg för år 1999. Omräknat till hela Stockholm Vattens upptagningsområde motsvarar detta ca 10 kg (Henriksdal svarar mot ca 75 %). Senare undersökningar tyder på en klart minskad mängd Cd per år från fordonstvätt. För Brommaverkets avloppsområde beräknades 0.44 kg Cd/år komma från fordonstvätt år 2002 (Bernt Wistrand, Stockholm Vatten, pers. kommunikation 051024). Omräknat till total mängd för Henriksdal och Bromma skulle detta motsvara ca 1.5 kg Cd/år.

Bilverkstäder

Enligt Lagerkvist (2004) är golvscurvatten i bilverkstäder en potentiellt viktig källa för Cd till avloppsreningsverken. Tillräckligt underlag saknas för kvantifiering.

Industriell användning

I Naturvårdsverkets Kemikalieutsläppsregister (KUR) (Naturvårdsverket 2005) redovisas utsläppsdata för Cd, vilka visas i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Utsläppsdata för Värtaverket och Högdalenverket från Naturvårdsverkets Kemikalieutsläppsregister (KUR).

År	Mängd ¹			
			Kg/år	
2001	VÄRTAVERKET	Avfall	16.5	E
	Summa		16.5	
2002	HÖGDALENVERKET	Luft	0,2	M
	VÄRTAVERKET	Avfall	21,7	E
	Summa		21,9	
2003	HÖGDALENVERKET	Luft	0.07	M
	VÄRTAVERKET	Avfall	-	
	Summa			

Källa: www.naturvardsverket.se/kur

¹Den angivna mängden kan vara: Uppmätt = M, Beräknad = C, Uppskattad = E

De redovisade uppgifterna till KUR visar att en betydande del av Cd nu går till avfallet. Värtaverket redovisade 16.5 kg för 2001 och 21.7 kg för 2002. 2003 angavs inte några avfallsmängder med Cd för Värtaverket. Utsläppen till luft är mycket små. 2003 emitterades 0.07 kg till luft från Högdalenverket, se avfallsdiskussionen nedan. Volvo Aero har tillstånd att släppa ut Cd, men gör det inte längre, enligt Louise Sörme⁸, Miljöförvaltningen. 1998 släppte de ut 55 g till luft och 2000 ingenting, dvs. 0.

⁸ Personlig kommunikation

Trafik

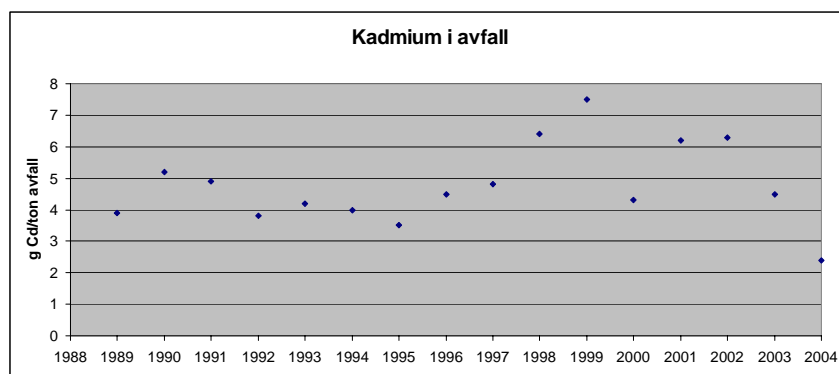
Enligt beräkningar ovan i trafik-kapitlet (5.2) är emissionerna från trafiken (bränsle, bromsbelägg, däck, vägbeläggning och korrosion) totalt 7 kg. Den största osäkerheten står bränslets bidrag för med ett intervall för den beräknade emissionen på 4.1 – 5.9 kg.

Avfallshantering

En mycket stor andel av Stockholms Cd-utflöde blir ett inflöde av Cd till Högdalenverkets avfallshantering. Av den totala mängden hushållsavfall (216 921 ton) från Stockholms kommun 2003 förbrändes nära 100 %, endast försumbara mängder gick till deponering (134 ton) eller annan behandling (737 ton) (RAS-kommittén 2004).

En tidigare litteratursammanställning av metallhalter i avfall (Bergbäck 1998) redovisade Cd-halter i intervallet 5-10 g/ton för hushållsavfall (4 referenser) och 4.9-10 g/ton för industriavfall (2 referenser). För beräkningarna 1995 användes halterna 8.3 g/ton (Flyhammar 1997) för hushållsavfallet och 4.9 g/ton (Widlund 1994) för industriavfallet, då de bedömdes bäst spegla förhållandena för Stockholm då och historiskt. Beräkningarna för 1995 gav ett inflöde av Cd på ca 4000 kg till avfallshantering.

Vattenfall Värme i Uppsala har kontinuerligt följt halterna Cd i avfall som går till förbränning vid deras anläggning i Uppsala. Anna Karlsson⁹ berättade att beräkningar görs från mätningar i aska från avfallsförbränningen samt från utsläpp till luft och vatten (ytterst lite i sammanhanget), dessa mätningar ger total mängd metall ut vilket (delat med förbränd avfallsmängd) ger halten i inkommande avfall. Askorna är av två olika slag - från rökgasreningen (slam/flygaska) samt från bottenaska/slagg. Figur 6.1 visar Cd-halterna från 1988-2004.



Figur 6.1. Kadmiumhalter i förbrända mängder avfall (g Cd/ton avfall) vid Vattenfall Värmes anläggning i Uppsala, se sammansättning nedan. Källa: Vattenfall Värme AB, Anna Karlsson, 2005.

I Uppsala förbränner man ca 193 000 ton hushållsavfall och 40 000 ton industriavfall, så det är en något högre andel industriavfall än vid Högdalenverket i Stockholm. På grund av den stora variationen i halterna mellan åren går det inte att säga något om en eventuellt minskande trend. Vid Högdalenverket har man från 1991 till 1997 gjort liknande undersökningar som i Uppsala och under den perioden redovisades halter i

⁹ Personlig kommunikation Vattenfall Värme, email: anna.karlsson@vattenfall.com

avfallet från 8.1 g Cd/ton avfall år 1991 ner till 1.0 g Cd/ton avfall år 1997 (Olsson och Älvesand 1998). Däremellan låg halterna på 3.2, 3.3, 5.8, 1.2 och 4.3 g Cd/ton avfall, det vill säga stora variationer även här. Några senare sammanställda beräkningar har inte gjorts, men man har gjort stickprov på halterna i slagg och aska. Vid jämförelse mellan stickprov för slagg¹⁰ ligger 2003 års värde nära medelvärdet från undersökningen 1991-1997. Av det här drar vi slutsatsen att det är ett acceptabelt antagande att använda Uppsalas halter.

De mängder som förbrändes i Stockholm 2003, inklusive det avfall som mottogs från andra kommuner visas i Tabell 6.2, sammanställt från Högdalens miljörapport 2003 (Fortum Värme 2004).

Tabell 6.2. Bränsleanvändning vid Högdalenverket 2003 (Fortum Värme 2004).

Avfallslag	Mängd	Mängd från Stockholm	Förbränningsenhet
Hushållsavfall	319 776 ton	216 921 ton	P1-P3
Industriavfall	7 742 ton		P1-P3
Returbränsle*	141 069 ton		P6
Träflis	544 ton		P1-P3
Skogsflis	-		P6
Eldningsolja	12859 nm ³		

*biobränsle till största del baserat på trähaltigt byggavfall.

Räknar man med Uppsalas halter 2-7.5 g/ton halterna från 1999 och framåt och förbränningen av hushållsavfall och industriavfall får man i Stockholm för 2003 ett intervall av 700-2500 kg Cd. Om man lägger till Returbränslet och tar hänsyn till att det till största del är baserat på trähaltigt byggavfall, så bör en lägre Cd-halt för avfallet användas. Enligt Louise Sörme¹¹ har träbränsle, torv/träspån och kol mycket lägre halter kvicksilver. Det är troligt att det också är så med Cd. Vi antar därför en Cd-halt på 1g/ton, vilket ger ett intervall på 100-300 kg. Totalt beräknas 800-2800 kg Cd finnas i avfallet som förbrändes 2003 vid Högdalenverket. Beräknat enbart på hushållsavfall från Stockholms kommun 2003 var Cd-mängden 400-1600 kg och som medelvärde 1000 kg. Plockningsstudier av säck och kärlavfall utförda av RVF under 1997, 2000 och 2004 visar hushållsavfallets sammansättning i sju svenska kommuner (Retzner och Vukicevic 2005), s 27). Den genomsnittliga sammansättningen 2004 uppdelat i producentansvarsmaterial, se Tabell 6.3, och resterande avfall, se Tabell 6.4. Sammanlagt var mängden avfall 4.5 kg/pers och vecka.

¹⁰ Personlig kommunikation Anne Ramström, Högdalenverket, tel 070-693 52 02

¹¹ Louise Sörme, Opublicerat material, Miljöförvaltningen Stockholm, Kviksilver i Stockholm 2002.

Tabell 6.3. Sammansättningen 2004 i hushållsavfallet i RVF's plockstudie. Material som omfattas av producentansvar.

Kategori	Viktandel (%)	Vikt/pers och vecka (kg)
Tidningar	7.8	0.35
Wellpapp	0.8	0.03
Mjukplastförpackningar	7.2	0.32
Frigolit	0.3	0.03
Hårdplastförpackningar	3.3	0.15
Pappersförpackningar	7.7	0.34
Glasförpackningar	2.3	0.14
Metallförpackningar	1.7	0.08
Summa	31.0	1.4

Tabell 6.4. Sammansättningen i hushållsavfallet 2004 i RVF's plockstudie. Material som inte omfattas av producentansvar.

Kategori	Viktandel (%)	Vikt/pers och vecka (kg)
Matavfall	42.8	1.90
Blöjor	5.5	0.24
Trädgårdsavfall	6.7	0.30
Övrigt glas	0.2	0.01
Övrig plast	0.9	0.04
Övriga metaller	0.9	0.04
Elektronikskrot	0.5	0.02
Textilier	2.3	0.10
Trä	0.5	0.02
Övrigt brännbart	4.2	0.19
Övrigt	4.3	0.18
Farligt avfall	0.3	0.01
Summa	69.0	3.1

En beräkning baserad på RVF's statistik (4.5 kg/person och vecka) och Vattenfall Värmes Cd-halter (2-7.5 g/ton) ger ett Cd-bidrag från avfall intervallet 400-1300 kg.

Det är möjligt att ytterligare diskutera Cd utifrån sammansättningen på avfallet. Den beräknade mängden från matavfallet (vår uppskattade halt 0.01 mg/kg), vilket utgör den dominerande andelen (1.90 kg/person och vecka), blir endast 1 kg på ett år.

Farligt avfall-fraktionen kan innehålla NiCd-batterier. I RVF's undersökning fann man endast två sådana batterier. Det är också troligt att det var några inbyggda batterier som ej specifikt sorterades ut i studien. Hur mycket Cd som finns i det farliga avfallet är mycket svårt att säga, men det kan utgöra en startpunkt för ytterligare studier. I fraktionerna övrig plast och metall samt elektronikskrot kan det också finnas Cd, vilket man också bör studera vidare för att få bättre kunskap om varifrån Cd härstammar i avfallsströmmen. Hedemalm et al. (1995) påtalar att det, förutom i batterier, kan finnas Cd i följande elektriska och elektroniska applikationer och komponenter: reläer i kretskort¹², färg-TV skärmar (speciellt äldre modeller av

¹² Cd används i tunna lager på kontaktytan till små signalreläer (s 25)

CRT's)¹³, färgpigment och stabilisatorer i kablar och plast¹⁴, ljussensorer (benämns vanligen LDR eller fotoresistorer)¹⁵. En kvantifiering baserad på handelsstatistik, gav en årlig tillförsel av Cd till marknaden i Norden 1991, på 300 ton¹⁶, omräknat till Sverige med GNP och Stockholm med befolkning motsvarar det ungefär 9 ton. Förrådet 1994 var 2500 ton¹⁷ för Norden, vilket för Stockholm blir 76 ton. Batterierna stod enligt Hedemalm et al. (1995) för 95% av denna kategori, se vidare också Sigfried et al. (1992). De ger också en grov uppskattning att materialinnehållet i elektriska och elektroniska produkter är 2-10% övriga metaller, förutom metallerna järn och koppar, och annat som glas, plast, trä och papper.

Om man gör ett väldigt grovt antagande för Stockholm om att det farliga avfallet och elektronikskrotet innehåller 0.1% Cd ger dessa fraktioner 1200 kg Cd, dvs. en stor del av ovanstående totala Cd-mängd i avfallet.

Sammanfattning Avfall:

Trots osäkerheter i beräkningar och en del rena antaganden, vilka återspeglas i givna osäkerhetsintervall, så uppskattas det totala flödet Cd 2003 från stocken till avfallshantering till 2000 kg. Det beräknade Cd-flödet återspeglas av följande intervall: 700-2500 kg Cd allt hushållsavfall + industriavfall, 800-2800 kg Cd allt hushållsavfall + industriavfall + returbränsle, 400-1600 kg Cd hushållsavfall från Stockholms stad samt 400-1300 kg Cd hushållsavfall för Stockholmsbefolkningen baserat på plockstudien av RVF.

Föda och dricksvatten

Enligt beräkningar ovan i kapitel 5.1 är Cd-bidraget från föda till avloppsreningsverken 3 kg och med osäkerhetsintervallet 1.7-3.2 kg för 2003. Dricksvattnets bidrag 2003 i kombination med ledningsnätet, kranar och varmvattenberedare beräknades med Enskog Bromans (2000) resultat till 0.5 kg med osäkerhetsintervallet 0.3-0.7 kg. Dricksvatten som dryck motsvarade endast 0.02 kg. Halten efter vattenverken Lovö och Norsborg ligger under detektionsgränsen, som är 0,005 mikrogram per liter.

Deposition

En uppdatering av depositionsdata för Stockholm pågår.

Slutsatser

I tabell 6.5 visas en sammanställning av resultaten från ovanstående utförliga beskrivning av produkt eller sektorer där Cd används eller emitteras.

¹³ Som rött eller gult pigment (s 31)

¹⁴ (s 33 och 39)

¹⁵ Är oftast gjorda av CdS eller CdSe (s34)

¹⁶ Figure 24, s 48

¹⁷ Figure 27, s 51.

Tabell 6.5. Inflöde (kg/år), Förråd (kg), Utflöde (kg/år) och Utflödets huvudsakliga mottagare i Stockholm 2003. Här likställs Stockholms utflöde genom spillvatten med Henriksdals reningsverk. Beskrivningar av uppskattningar och beräkningar finns ovan i kapitel 6.

Produkt	Inflöde (kg/år)	Förråd (kg)	Utflöde (kg/år)	Utflödets huvudsakliga mottagare
Batterier slutna	1 500	10 000	1 200	Återvinning, avfall
Batterier öppna	560	6 000	1 200	Återvinning
Elbilsbatterier	130	2 700	570	Återvinning
Stabilisatorer	Försumbart	24 000	1 000	Avfall ⁴
Pigment plast	Försumbart	8 000	200	Avfall ⁴
Pigment glas/keramik	2.7			Avfall
Ytbehandling	0.7	8 000	200	Avfall ⁴
Föroreningar i Zink		20 000	0.01-10	Dagvatten, slam
Legeringar		1 000		Avfall, slam
Konstnärsfärg		Ej relevant	2.6 ¹ , 3.5 ² , ⁹	Slam, avfall
Tvätt och rengöring			2 ^{3a}	Slam
Trädgårdsgödsel	0.5		0.5	Mark
Trafik			7 ^{3b}	Slam 2.6 kg
Fordonstvätt		Ej relevant	7.7 ¹ , 4.5 ² , ¹⁰	Dagvatten, slam
Bilverkstäder		Ej relevant		Dagvatten, slam
Värtaverket		Ej relevant	20 ^{3c}	Avfall
Föda	3	Ej relevant	3	Slam
Dricksvatten	0.5	Ej relevant	0.4 ¹¹	Slam
Deposition				
Totalt	Ca 2 200	Ca 80 000	Ca 2 000 Ca 3 000 20-24 17	Avfall ⁵ Återvinning ⁶ Emissioner ⁷ Slam ⁸
Högdalenverket	2 000	Ej relevant	2 000	Luft 0.07 kg (Uppmätt), Avfall 2000 kg (Uppskattat)

1. Avser Henriksdal 1999 (Sörme and Lagerkvist 2002).
2. Avser 1998 (Enskog Broman L 2000a) (Henriksdal ca 75% av Stockholms vattens upptagningsområde)
3. Avser 2002 (a: Wall 2002) (b: Kapitel 5.2) (c: Naturvårdsverket KUR)
4. Utflödet inkluderar potentiella diffusa emissioner under användning
5. Avfall inkluderar Stabilisatorer 1000, Pigment i plast 200, Ytbehandling 200, Slutna batterier? samt Legeringar?, tillsammans avrundat till 2000 kg
6. Återvinning inkluderar Slutna batterier 1200, Öppna batterier 1200 samt Elbilsbatterier 570
7. Emissioner inkluderar Fordonstvätt 6-10, Trafik 7, Konstnärsfärger 4, Trädgårdsgödsel 0.5, Detergenter 3 samt Föda/dricksvatten 3.5 kg
8. Uppmätt värde Henriksdal 2003
9. Verkligt utflöde 2003 troligen lägre eftersom användningen har minskat från 70 kg 1998 till 41 kg 2003 (Stockholms Miljöprogram, Miljöbarometern)
10. Verkligt utflöde troligen lägre, mätningar från Stockholm Vatten indikerar detta (Wistrand, pers comm.)
11. Inkluderar kadmium som kan komma från ledningsnätet, t.ex. varmvattenberedare.

Referenser kapitel 6

1997. Förordning (1997:645) om batterier.
1998. Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering och utförelse av kemiska produkter.
- Batteriinsamlingen. 2005. Insamling och försäljning av miljöfarliga batterier. Hem till Holken <http://www.hemtillholken.nu>. 2005.-05-17.
- Bergbäck B. 1998. Metaller i Stockholm kunskapsmanställning av metallflöden via olika verksamheter i Stockholm. Stockholm: Naturvårdsverket. Rapport nr 4952.
- Bergström A. 2004. 2003 års kadmiumrapport. Stockholm Vatten.
- Enskog Broman L., 2000. Kadmium i hushållsprodukter. Stockholm Vatten
- Enskog Broman L., 2000. Kadmium – miljö- och hälsoaspekter vid slamspridning. Stockholm Vatten. R nr 2 jan 2000
- Eriksson M. 2002. Leaching of metals from Ni-Cd batteries [MSc-thesis]. Kalmar, Sweden: University of Kalmar.
- Flyhammar P. 1997. Heavy Metals in Municipal Solid Waste Deposits [Doctoral thesis]. Lund, Sweden: Lund Institute of Technology, Lund University.
- Fortum Värme. 2004. Miljörapport 2003 för Högdalenverket. Fortum Värme AB.
- Hedemalm P, Carlsson P, Palm V. 1995. Waste from electrical and electronic products. Copenhagen: Nordic Council of Ministers. Rapport nr 1954:554.
- Karlsson S, Fredrikson F, Holmberg J. 2005. Future Redistribution of Cadmium to Arable Swedish Soils A Substance Stock Analysis. *Journal of Industrial Ecology* 8(4):41-57.
- KEMI. 2005. KEMI's produktregister, Utdrag för Cd och Cd-föreningar för 2003.
- Lagerkvist R., 2004. Golvscurvatten från industrier och verkstäder. Undersökning av föroreningsinnehåll. Stockholm Vatten R nr 36-2004.
- Lohm U, Bergbäck B, Hedbrant J, Jonsson A, Svide'n J, Sörme L, Östlund C. 1997. Databasen Stockholms Flöden och ackumulering av metaller i Stockholms teknosfär. Motala: Tema Vatten i natur och samhälle, Linköpings universitet.
- Naturvårdsverket. 2005. Naturvårdsverkets Kemikalieutsläppsregister (KUR). Naturvårdsverket, Sverige. <http://www.naturvardsverket.se/kur>. 2005-05-17
- Olsson JM, Älvesand L. 1998. Metallflöden i avfallsbaserade bränslen i Högdalenverket Del 2: Trender och analyser. BirkaService, Stockholm.
- RAS-kommittén. 2004. Avfall - Återvinning från hushållen, Statistik från kommunerna i Stockholms län 2003-2003. RAS=Regional Avfallssamverkan i Stockholms län.
- Retzner L, Vukicevic S. 2005. Trender och variationer i hushållsavfallets sammansättning. Plockanalys av hushållens säck- och kärlavfall i sju svenska kommuner. RVF. Rapport nr 2005:05.
- Rydh C-J. 2003. Energy analysis of batteries in photovoltaic systems, Background report 15 September. Dept. Technology, University of Kalmar.
- Rydh C-J, Svärd B. 2003. Impact on global metal flows arising from the use of portable rechargeable batteries. *The science of the total environment* 302:167-184.
- SCB. 2000. Marktäckedatabasen 2000, riket (hektar). Statistiska Centralbyrån (Statistics Sweden).
- SCB. 2003. Bostads- och byggnadsstatistisk årsbok 2003. Statistiska Centralbyrån (Statistics Sweden)
- Sigfried L, Tamaddon F, Hogland W. 1992. Kadmium i produkter och avfall, Bedömning av mängder samt åtgärdsförslag. Lund: Inst. för teknisk vattenresurslära, Lunds Universitet. Rapport nr 3160.
- SJV. 2005. Försäljning av handelsgödselmedel 2003/04. Jordbruksverket. <http://www.sjv.se/amnesomraden/statistik>. 2005-08-01
- Sörme L, Bergbäck B, Lohm U. 2001. Goods in the anthroposphere as a metal emission source. *Water, Air and Soil Pollution Focus* 1:213-227.
- Sörme L, Lagerkvist R. 2002. Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *The Science of the Total Environment* 298:131-145.
- Wall E., 2002. Kadmium i hushållsspillvatten. Examensarbete KTH/Stockholm Vatten R nr 9, april 2002
- Widlund M. 1994. Avfallsdeponier. Föroreningspotential, utlakningsmängd och kontroll av utlakningen Examensarbete. Stockholm: Stockholms Universitet.

7. Kadmiumflödet över tid

Kadmiumflödet över tid diskuteras i följande avsnitt. Diskussionen tar avstamp i studierna från 1995 (Figur 4.1 och Tabell 4.1) och en jämförelse görs mot uppskattningarna för 2003 (Tabell 6.5). I Tabell 7.1 redovisas det material som finns i form av sammanställda Cd-data och det går av den anledningen inte att ha en heltäckande diskussion, eftersom de olika åren till viss del täcks av olika uppgifter.

Tabell 7.1 Inflöde, förråd och utflöde av Cd i Stockholm för år 1995 och 2003. Här likställs Stockholms utflöde genom spillvatten med Henriksdals reningsverk.

Produkt	Inflöde (kg/år)		Förråd (kg)		Utflöde (kg/år)	
	1995	2003	1995	2003	1995	2003
Batterier slutna	6400	1 500	30 000	10 000		1 200
Batterier öppna	1600	560	16 000	6 000		1 200
Elbilsbatterier		130		2 700		570
Stabilisatorer	160	Försumbart	30 000	24 000	Potentiell emission ¹	1 000 ²
Pigment plast	80	Försumbart	10 000	8 000	Potentiell emission ¹	200 ²
Pigment glas/keramik		2.7				
Ytbehandling	160	0.7	10 000	8 000	Potentiell emission ¹	200 ²
Föroreningar i Zink			20 000	20 000	0.01-10	0.01-10
Legeringar	400		3 000	1000	Potentiell emission ¹	
Konstnärsfärg				Ej relevant	1-3	2.6 ³ , 4 ⁴
Tvätt o rengöring				Ej relevant	<0.9	2 ^{5a}
Trädgårdsgödsel		0.5			1-2	0.5
Trafik					5-8 fordon	7 ^{5b}
					2 asfalt	
Fordonstvätt				Ej relevant	11	7.7 ³ , 4,5 ⁴
Bilverkstäder				Ej relevant		
Värtaverket				Ej relevant		20 ^{5c}
Föda		3		Ej relevant	10 ⁶	3
Dricksvatten		0.5		Ej relevant		0.4
Deposition					20	
Totalt	Ca 8 800	Ca 2 200	Ca 120 000	Ca 80 000	Ca 4 000	Ca 5000
<i>Varav:</i>						
<i>Avfall</i>					Ca 4 000	Ca 2 000
<i>Återvinning</i>						Ca 3 000
<i>Emissioner</i>					20-26+??	20-24
<i>Slam</i>					38	17
Högdalenverket		2 000		Ej relevant		2 000

1. Ej kvantifierad potentiell emission 1995
2. Huvudsakligen avfall men potentiella emissioner är inkluderade
3. Avser Henriksdal 1999 (Sörme and Lagerkvist 2002).
4. Avser 1998 (Enskog Broman L 2000a). (Henriksdal ca 75% av Stockholms vattens upptagningsområde)
5. Avser 2002 (a: Wall 2002) (b: Kapitel 5.2) (c: Naturvårdsverket KUR)
6. Inkluderar dricksvatten.

Kadmiumlagret i Stockholm har minskat markant från 1995 till 2003, från 120 till 80 ton Cd, dvs. med ca 30 %. Den största minskningen återfinns för slutna batterier (-20 ton) och öppna batterier (-10 ton). Dessa användningsområden motsvarar 30 av en total minskning på 40 ton. För batterierna finns ett bra beräkningsunderlag, dvs. större delen av förrådets beräknade minskning bedöms innehålla relativt liten osäkerhet.

Inflödet till Stockholm har minskat ännu mer markant (75 %) från 8.8 till 2.2 ton Cd/år för perioden 1995 till 2003. Minskningen beror framförallt på en kraftig nedgång i konsumtion av slutna batterier. Beräkning av minskningen bedöms innehålla relativt liten osäkerhet.

Utfödet i form av avfall har halverats från 4 till 2 ton Cd/år från 1995 till 2003. Beräkningarna är osäkra och angivna mängder per år får mer betraktas som storleksordningar. En minskning är däremot säkerställd, främst beroende på en minskad avfallsmängd 2003 jämfört med 1995.

Utfödet i form av emissioner från produkter/användningsområden är svåruppskattat men bedöms vara i samma storleksordning som 1995 (kända emissioner ca 20-24 kg/år). För flera av källorna saknas underlag för beräkning av emissioner för år 2003. Bilvård utgjorde fortfarande en betydande källa med 6-10 kg Cd/år för år 1998/1999 (11 kg Cd/år 1995). Trafik beräknas bidra med 7 kg Cd/år 2002 (7-10 kg Cd/år 1995 uppdelat på Fordon och Asfalt). För konstnärsfärger beräknades emissioner till ca 4 kg Cd/år för år 1998/1999. Det finns klara indikationer på att emissioner från konstnärsfärg därefter har minskat. Trädgårdsgödsel beräknas motsvara 0.5 kg Cd/år för år 2003 jämfört med 1-2 kg för 1995. För detergenter beräknades Cd-bidraget till < 0.9 kg/år för år 1995. För 2003 beräknades detta bidrag till 3 kg Cd/år. Emissioner av Cd som förorening i zink är svårberäknade och innehåller stor osäkerhet. För år 1995 uppskattades denna källa bidra med 0.01 – 10 kg Cd/år vilket också bedöms vara rimligt för år 2003. Potentiella emissioner från stabilisatorer, pigment och kadmierade produkter har inte kvantifierats då underlag saknas (gäller både 1995 och 2003).

Emissioner kommer även via föda, dricksvatten och atmosfärisk deposition. För föda och dricksvatten är beräknade mängder lägre 2003 (3.5 kg Cd/år) än för år 1995 (10 kg Cd/år). Depositionen (våt + torr) över Stockholms stad beräknades motsvara 20 kg Cd/år för år 1995. En uppdatering pågår och beräknas vara klar under hösten 2005.

Av dessa emissioner beräknas ca 19-23 kg Cd/år belasta slam inom Stockholm Vattens upptagningsområde (Fordonstvätt 6-10, Trafik 2.6, Konstnärsfärger 4, Detergenter 3 samt Föda/dricksvatten 3.5 kg Cd/år). Då dessa siffror innehåller beräkningar för 1998/1999 var Cd-flödet till slam troligen lägre för 2003. Till exempel finns indikationer på att Cd från fordonstvättar minskat under senare år (jämför kap. 6). Totala Cd-mängden in till Henriksdal, Bromma och Louddens reningsverk var 23.7 kg Cd/år för år 2003. I beräkning av emissioner till slam ingår inte bidrag via deposition då underlag ännu inte föreligger. Även bidrag från Cd som förorening i zink tillkommer liksom potentiella emissioner från stabilisatorer, pigment och kadmierade produkter.

Användning av Cd i Stockholm har som tidigare nämnts minskat kraftigt efter kadmiumförbudet i början av 1980-talet. Under 1990-tal ökade Cd-tillförsel i form av

slutna batterier för att därefter avta till dagens mer begränsade mängder. För att diskutera den framtida utvecklingen av Cd-lagret i Stockholm görs här ett enkelt scenario fram till år 2030 – se Tabell 7.2.

Tabell 7.2. Kadmiumlagrets (ton Cd) utveckling 1995 – 2030 i Stockholm .

	1995	2003	2010	2020	2030
Batterier, slutna	30	10	5	1	1
Batterier, öppna	16	6	5	5	5
Stabilisatorer	30	24	19	14	10
Pigment	10	8	6	5	3
Ytbehandling	10	8	6	5	3
Legeringar	3	1	1	1	1
Förorening i zink	20	20	20	20	20
Totalt (avrundat)	120	80	60	50	40

Här antas att användning av slutna Cd-batterier fortsätter att minska ner till en låg nivå medan dagens konsumtion av öppna batterier består. För stabilisatorer, pigment och ytbehandling har en 3 % avklingning per år använts som beräkningsmodell. Användning av Cd i legeringar bedöms vara konstant i framtiden liksom den mängd zink som används i Stockholm. Dessa antaganden kan naturligtvis ifrågasättas men de är gjorda utifrån dagens tendenser. Även om siffrorna är osäkra så framgår den alltmer ökande betydelsen av Cd som förorening i zink tydligt. Framtidens kadmiumproblem kan till stor del vara relaterade till samhällets zinkanvändning.

8. Kvarvarande kunskapsluckor - Behov av framtida arbeten

Utifrån de resultat som presenteras ovan kan några kunskapsluckor identifieras som kan motivera framtida arbete vad gäller Cd-flöden och -lager i Stockholm.

- Avfallsflöden bedöms innehålla stora mängder Cd som är svåra att kvantifiera på grund av dagens kunskapsluckor och därför behövs utökade studier som belyser askans och slaggens innehåll av Cd från avfallsförbränning samt förbättrad kartläggning av Cd-innehållande avfallsfraktioner (stabilisatorer, plast, pigment, kadmierade produkter och batterier).
- Framtidens Cd-lager i Stockholm kommer alltmer vara relaterat till zinkanvändning. Då zink är en oädel metall som används inom områden där metallflöden från ytor (t.ex. via korrosion i trafikmiljö) kan förväntas är bättre kunskap om hur och i vilka mängder olika zinkkvaliteter (med olika Cd-innehåll) används klart önskvärd.
- Konstnärsfärger är undantagna från Cd-förbud för pigment och har utgjort en betydelsefull källa. Mycket arbete har lagts ner på att minska betydelsen av denna källa och troligen är dagens emissioner klart lägre än tidigare. Provtagning behövs för att följa den troliga nedgången av dessa emissioner.

- Det finns ett behov av uppdaterade nationella studier av intag och utsöndring av Cd via födan. Emissioner via ledningsnätet bör följas upp via förnyade provtagningsprogram som tar hänsyn till ledningstyp, ålder på ledningsnät och varm- och kallvattenanvändning.
- Fordonstrafik är fortfarande en betydande källa till Cd-emissioner. Här behövs bättre kunskap om emissioner via bromsbelägg, däck samt fordonsbränsle.



DENNA RAPPORT KARTLÄGGER kadmiumanvändningen i produkter (inflöde, ackumulerad mängd och utflöde) i Stockholm 2002. Resultaten visar att det finns cirka 80 ton kadmium i olika produkter i Stockholm. Mängden kadmium i samhället minskar kraftigt. Källor till utflödet till miljön är osäkra, men trafik, fordonstvätt och konstnärsfärg ger betydande bidrag.

www.miljoprogram.stockholm.se



MILJÖFÖRVALTNINGEN

Tekniska nämndhuset, Fleminggatan 4, Box 8136, 104 20 Stockholm, Tfn. 08-508 28 800, www.miljo.stockholm.se