



rappport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Antimon i Sverige - användning, spridning och miljöpåverkan

John Sternbeck Anna Palm Lennart Kaj

B1473

Stockholm, Juni 2002



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 210 60 100 31 Stockholm	Projekttitel/Project title Screening av diantimontrioxid i miljön
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Naturvårdsverket
Rapportförfattare/author John Sternbeck Anna Palm Lennart Kaj	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Antimon i Sverige - användning, spridning och miljöpåverkan	
Sammanfattning/Summary Antimon är en halvmetall vars användning ökat starkt under de senaste decennierna. I denna rapport presenteras en screening av antimon i Sverige. Antimons användning inom olika branscher har kartlagts och dess förekomst i naturen har studerats. Prov har tagits i såväl bakgrundsmiljöer som nära tänkbara punktkällor. Följande matriser har analyserats: luft, nederbörd, vatten, sediment, mark, fisk, gröda och rötslam. Som mått på diffus belastning från samhället har slam och vatten från reningsverk undersökts. Följande tänkbara punktkällor har undersökts: glasindustrin, plastindustrin och textilindustrin. Halter av antimon är förhöjda i närheten av de industrier som hanterar Sb eller varor som innehåller Sb. Antimon sprids också via reningsverken samt från trafiken. En översiktlig massbalans tyder på att antimon ackumuleras snabbt i samhället.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords antimon, plast, flamskyddsmedel, reningsverk, glas, fisk, luft, nederbörd	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1473	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address Rapporten kan hämtas eller beställas på www.ivl.se	

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Extended Summary	4
1 Bakgrund	6
2 Uppträdande och effekter i miljön.....	7
3 Användning och spridning.....	9
3.1 Plast.....	12
3.1.1 Flamskyddsmedel	13
3.1.2 Katalysator	14
3.1.3 Pigment	14
3.1.4 Stabilisator	15
3.2 Textilier.....	15
3.2.1 Flamskyddsmedel	15
3.2.2 Katalysator	16
3.3 Glas	16
3.4 Gummi	17
3.5 Elektronik och elektriska produkter.....	17
3.6 Stål och metallproduktion.....	18
3.7 Ytbehandling.....	19
3.8 Trafik.....	19
3.9 Fossila bränslen.....	19
3.10 Avfallsled.....	20
3.10.1 Återvinning	20
3.10.2 Förbränning.....	21
3.10.3 Deponering.....	22
4 Metodik och provtagningsområden.....	23
4.1 Jordbruksmark.....	23
4.2 Bakgrundsområden	23
4.3 Reningsverk	24
4.4 Industrier och förmodade punktkällor	26
4.4.1 Glasbruk.....	26
4.4.2 Plastindustri	27
4.4.3 Textilindustri.....	28

5	Resultat och diskussion – halter i Sverige	29
5.1	Jordbruksmark.....	29
5.2	Bakgrundsområden	30
5.2.1	Sill/strömning	30
5.2.2	Nederbörd	30
5.3	Reningsverk	31
5.4	Förmodade punktkällor	33
5.4.1	Glasindustrin	33
5.4.2	Plastindustri	35
5.4.3	Textilier.....	36
6	Slutsatser.....	37
7	Tack	38
8	Referenser.....	39
	Appendix.....	43

Sammanfattning

Antimon är en halvmetall som både kemiskt och toxikologiskt uppvisar flera likheter med arsenik. De naturliga halterna är vanligen lägre än för arsenik (As) och ungefär i samma storleksordning som för kadmium (Cd). Den globala nyproduktionen och användningen av antimon (Sb) har ökat starkt under 1900-talet, särskilt under de senaste 30-40 åren, och är betydligt större än för t.ex. As och Cd. Samtidigt minskar återvinningsgraden av Sb. Det föreligger därför en stor potential för att halterna av Sb i miljön kan vara antropogent påverkade, något som sällan studerats i Sverige.

Föreliggande studie syftar till att identifiera och beskriva flöden av Sb i det svenska samhället, att identifiera troliga spridningskällor samt att studera förekomsten av Sb i såväl bakgrundsmiljöer som vid några utvalda spridningskällor. Antimon används som tillsätsämne till plast, textilier, gummi och metall. Den viktigaste funktionen är som flamskyddsmedel; andra funktioner är bl.a. pigment, legeringsmetall, luttringsmedel, katalysator och smörjmedel. Sverige tillfördes under år 2000 minst 600 ton Sb i kemiska produkter, och tillförsel med importerade varor torde vara minst lika stor.

Studien är genomförd som en screening, vilket innebär att antalet prov per område är litet men att både luft, nederbörd, vatten, sediment, mark, fisk, gröda och rötslam har analyserats. Som mått på diffus belastning från samhället har slam och vatten från reningsverk undersökts. Följande tänkbara punktkällor har undersökts: glasindustrin, plastindustrin och textilindustrin.

Vid glasindustrin sker utsläpp både till luft och vatten, och förhöjda halter konstaterades i luft, sediment, vatten och fisk. Från plastindustrin sprids Sb med luft, och halterna var något förhöjda i luft och mark i närområdet. Spridning från textilindustrin sker via reningsverk, och både i slam och i vatten nedströms reningsverket var halterna förhöjda. Antimon uppträder relativt konservativt i akvatisk miljö varför ett punktutsläpp kan påverka halterna långt nedströms.

Av det Sb som tillförs reningsverken förefaller ca 50% fastläggas i slam och resterande gå ut till recipient. Räknet per personekvivalent är belastningen av Sb relativt homogen vid tre av verken, trots stor skillnad i storlek och typ av belastning. Det verk som även belastas av textilindustrier har avsevärt högre belastning av Sb.

Förekomsten av Sb i sill/strömming längs Sveriges kust kan betraktas som låg och utifrån detta begränsade dataunderlag kan inga geografiska eller tidsmässiga trender identifieras. Även halterna i åkermark uppvisar liten geografisk variation och är mycket nära genomsnittshalten i jordskorpan. I nederbörd vid tre bakgrundsstationer uppvisar Sb en starkt avtagande gradient mot norr.

Extended Summary

Antimony (Sb) is a semi-metallic compound that shows chemical and toxicological similarities to arsenic (As). It was used already 4000 BC in cosmetics and as a medical substance. Today it is used as an additive compound in various industrial and consumer products. The global mine production of antimony has increased strongly during the 20th century and is now considerably higher than the production of e.g. arsenic and cadmium, whereas its natural occurrence is similar or lower than that of these metals. Consequently, there is a large potential for environmental contamination of Sb.

Despite its toxic characteristics and its wide use, little focus has been aimed at antimony from an environmental perspective. In the latest years, attention has however been drawn to this compound, and Sb₂O₃ is now undergoing risk assessment within The Existing Substances Programme in the EU.

This study was aimed at describing the flows of antimony in the Swedish society, at identifying possible emission sources and at providing data on the occurrence of Sb in the Swedish environment. Levels of antimony were measured close to a few potential emission sources, in municipal sewage treatment plants and in background areas. The study was performed as a screening, thus relatively few samples were taken in each region, but the analysis included samples from several environmental media, namely water, soil, sediment, sewage sludge, air, atmospheric deposition, fish and grain.

The supply of Sb in chemical products to Sweden was at least 600 tonnes during the year of 2000, and the supply through imported goods is possibly even larger. The main usage and source categories identified in this study were as follows:

- Plastic production; as fire retardant or catalyst
- Textile production; as fire retardant or catalyst
- Glass production; as a refining agent
- Electronics, mainly for fire protection reasons
- Steel- and metal production, for applications in e.g. vehicles (brakes and batteries).

In background precipitation, concentrations of Sb strongly decreased moving to the north and a correlation was found between Sb and Pb, indicating long-range transport to Sweden. However, Sb in agricultural topsoils from the south and middle of Sweden showed little geographical variation. Here, average concentrations were slightly lower than the levels in average upper crust. These soil samples do thus not show evidence of

widespread contamination from atmospheric deposition. Concentrations of Sb in herring muscle from the Baltic Sea and Skagerakk are considered low.

Three possible point source categories were selected for investigation: glass production, PVC cable production, and textile manufacturing. The glass industry emits Sb to both water and air. Concentrations were significantly elevated in all media studied: water, sediment, air and fish. Elevated concentrations in river water persist several km downstream due to the fairly conservative behaviour of Sb. The plastic industry emits Sb probably as fugitive dust, and air and soil displayed slightly elevated concentrations in the close vicinity of the production plant. Emission of Sb from the textile industry goes with the waste water via sewage treatment plants. Four municipal sewage treatment plants (MSTP) were studied, one of which was subject to waste water load from textile industries. The latter MSTP displayed much higher concentrations of Sb in both waters and sludge, and this pattern was also evident when the load is expressed on a population equivalence basis. Conversely, the remaining three MSTPs showed very similar load of Sb in spite of large differences in size and type of load. On the average it appears that about 50% of the Sb load to MSTPs is emitted to the recipients.

1 Bakgrund

Halvmetallen antimon är relativt sällan diskuterad i miljösammanhang men har under de senaste åren uppmärksammats allt starkare, både nationellt och internationellt. Sedan år 2001 ska årliga utsläpp av antimon rapporteras från tillståndspliktiga verksamheter (NFS 2000:13). Inom EUs kemikalieprogram för existerande ämnen är diantimontrioxid ett prioriterat ämne; riskbedömningen utförs av Sverige och inleddes under 2001. Kunskapen om hur antimon används, hur det sprids till miljön och i vilka halter det uppträder är mycket begränsad.

Exempel på naturliga, förindustriella halter av Sb ges i Tabell 1. Antimon är ofta anrikat i moderna prov jämfört med de naturliga halterna, vilket tillskrivs antropogen spridning. Det har visats att antropogen spridning av Sb inleddes redan under romartiden (Shotyk et al., 1996). I samband med den kolanvändning som kännetecknar den tidiga industrialismen ökade spridningen av Sb till luft och mark. De globalt dominerande emissionskällorna för Sb år 1983 uppskattades vara kolförbränning, smältverk, metallbearbetning och avfallsförbränning (Nriagu och Pacyna, 1988). Mycket har dock hänt sedan dess, inte minst vad gäller reningsteknik. En global syntes är dessutom av begränsad relevans för miljösituationen i ett enskilt land. Huvudsakliga användningsområden och möjliga emissionsvägar sammanställdes för svenska förhållanden under 1999 (Sternbeck och Östlund, 1999).

I denna rapport redovisas en screeningstudie avseende antimon i Sverige år 2001. Syftet är att mer detaljerat beskriva flödet av Sb i det svenska samhället och identifiera nuvarande spridningsvägar, samt att belysa antimons uppträdande i den svenska miljön (bakgrundsområden och områden nära tänkbara källor).

Tabell 1. Naturliga halter av antimon.

Media	Halt, µg/g TS	Område	Referens
Övre jordskorpan	0.2-0.3	Globalt genomsnitt	Taylor och McLennan, 1995; Wedepohl, 1995
Sediment – brackvatten	0.8, medianvärde	Östersjön, 55 cm djup	Naturvårdsverket, 1999a
Sediment – sötvatten	0.04 (0.008-0.11)	Norge, medianvärde (10-90-percentil)	Rognerud & Fjeld, 2001

2 Uppträdande och effekter i miljön

Antimon ingår inte i de svenska miljöövervakningsprogrammen för metaller och ingår sällan i recipientkontroller eller andra undersökningar. Dataunderlaget för Sb i svensk miljö är därför begränsat. Exempel på nutida halter i olika media ges i Tabell 2.

Tabell 2. Nutida förekomst av antimon i Sverige och Norden.

Media	Halt	Enhet	Område	Referens
Sötvatten – bakgrundsmiljöer	35 (10-63)	ng/l	Sverige, median (10-90-percentil)	Naturvårdsverket, 1999b
Brackvatten	25-75	ng/l	Östersjön	Andreae och Froelich, 1984
Havsvatten	ca 150-200	ng/l		se Filella et al., 2002
Ytsediment- brackvatten	1.22 (0.16-8)	µg/g TS	Södra Östersjön + Stockholms skärgård medel (min-max)	Ingemar Cato, in prep.
Ytsediment- marin miljö	0.70 (0.2-2.1)	µg/g TS	Västerhavet medel (min-max)	Cato, 1997
Sediment – urbana sötvatten	2.9 (2.2-4)	µg/g TS	centrala Stockholm median (10-90-percentil)	Sternbeck, opubl.
Sediment- sötvatten	0.29 (0.04-3)	µg/g TS	Norge, median (10-90-percentil)	Rognerud & Fjeld, 2001
Jordbruksmark, matjord	0.25 (0.07-0.41)	µg/g TS	Sverige, medelvärde (min-max)	Eriksson 2001
Luft – urban	1.5 ± 2 ¹	ng/m ³	centrala Helsingfors	Pakkanen et al., 2001
Luft – skog/urban bakgrund	0.4 ± 0.4 ¹	ng/m ³	NV Helsingfors	Pakkanen et al., 2001

Antimon kan spridas långa distanser i atmosfären, dvs mellan länder och kontinenter (t.ex. Arimoto et al., 1995, Cutter et al., 2001). Av regionalt intresse kan nämnas att i Norge syns långväga påverkan tydligt på den geografiska haltvariationen i både landmossor och sediment, även om belastningen minskat sedan 1970-talet (t.ex. Steinnes et al., 2001). Av 13 metaller som studerades i sediment från 210 norska sjöar uppvisade Sb högst procentuell anrikning (Rognerud och Fjeld, 2001). Följdaktligen

¹ Halterna uppvisar stor variation och är inte normalfördelade

kan förhöjda halter av Sb i Sverige bero dels på långväga atmosfärisk transport, dels på lokala eller regionala spridningskällor, men också på geologiska faktorer.

I naturen uppträder antimon i två oxidationstal, Sb(V) och Sb(III), varav Sb(V) är den stabila formen i aeroba miljöer. Även Sb(III) har detekterats i många aeroba miljöer (se Filella et al., 2002), vilket kan bero på biologisk reduktion av Sb(V), på antropogen spridning av Sb(III), eller eventuellt på fotoreduktion av Sb(V) (Cutter et al., 2001). Kinetiken för omvandling mellan de två oxidationstalen är sparsamt undersökt. I naturliga vatten anses Sb(V) uppträda som $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ medan Sb(III) troligen uppträder som $\text{Sb}(\text{OH})_3^0$. Båda dessa molekyler har låg laddningstäthet och följdaktligen är Sb nästan konservativ i marin miljö. Detta medför lång residensid i akvatiska system, och därmed stor spridningspotential. I likhet med många andra metaller som uppträder som oxyanjoner är halterna i marina vatten något högre än i många sötvatten (Tabell 2).

Metylerade Sb-föreningar anses bildas biologiskt, huvudsakligen via mikroorganismer (t.ex. Jenkins et al., 1998), och vissa av föreningarna är flyktiga. Mycket höga halter (totalt $\mu\text{g}/\text{m}^3$) har uppmätts i gas från en avfallsdeponi och vid rötning av reningsverksslam (Feldmann och Hirner, 1995). I Östersjön utgör metylerade former ca 10 % av totalt löst Sb (Andreae och Froelich, 1984).

Antimon har ingen känd biologisk funktion. Toxiciteten är inte lika välstuderad som för den snarlika halvmetallen arsenik. Antimon tas upp långsammare än As i celler, och det är huvudsakligen Sb(III) som tas upp (Gebel, 1997). Antimon bioackumuleras inte starkt och uppvisar därför heller ingen risk för biomagnifikation i den akvatiska näringskedjan. Sb_2O_3 är ett misstänkt cancerogent ämne (Gebel, 1997) och klassas som 2B (möjligen cancerogen i människa) av IARC, samt som cancerogen av EU.

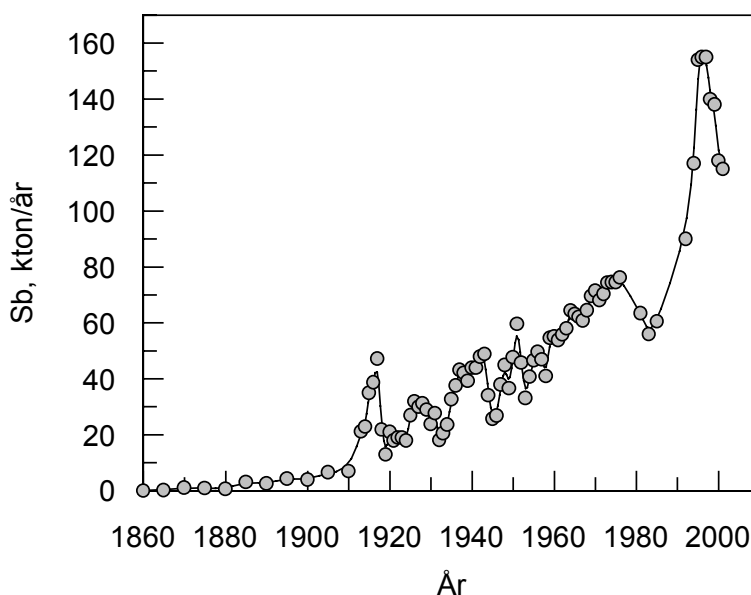
De metylerade föreningarnas toxicitet är oklar. Tidigare studier indikerade att de skulle kunna bildas i babymadrasser och orsaka plötslig spädbarnsdöd. Flera senare studier avfärdar dock denna hypotes (t.ex. Jenkins et al., 2000). Så vitt vi vet saknas studier om de metylerade Sb-föreningarnas ekotoxicitet. För den snarlika halvmetallen arsenik är dock akvatisk akuttoxicitet lägre för vissa av de metylerade formerna jämfört med de oorganiska formerna (Knauer et al., 1999).

Svenska gränsvärden för antimon i miljön finns för grundvatten och havssediment (Naturvårdsverket, 1999c). Gränsvärdena för grundvatten är hälsobaserade och halter $< 10 \mu\text{g}/\text{l}$ räknas som mindre allvarligt och halter $> 100 \mu\text{g}/\text{l}$ som mycket allvarligt. Det Australiska riktvärdet för dricksvatten är $3 \mu\text{g}/\text{l}$ (NHMRC, 1996) och i USA är motsvarande värde $6 \mu\text{g}/\text{l}$. De svenska gränsvärdena för sediment är inte effektbaserade: $< 4.7 \mu\text{g}/\text{g}$ TS räknas som ingen eller liten påverkan av punktkälla, och $> 4.7 - 25$ som trolig påverkan av punktkälla. I Australien är gränsvärdet för Sb i sötvatten $30 \mu\text{g}/\text{l}$ (ANZECC, 1992).

3 Användning och spridning

Antimon är en av de första metaller som människan lärde sig använda. Ända sedan 4000 f.Kr. har Sb använts i bl.a. smink och keramik (Gonser och Smith, 1948). Egypterna använde Sb för plätering på andra metaller 2400 f.Kr (Wolfe, 1984). Från och med senmedeltid användes Sb bl.a. inom typografin och i vissa medicinska syften (Fergusson, 1990). Användningen har ökat mycket snabbt under 1900-talet och den globala utvinningen av Sb under perioden 1860-1997 har uppskattats till ca 4.9 miljoner ton (Sternbeck, 1998). Merparten av denna mängd torde vara ackumulerad i samhället. En grov uppskattning är att 1%, d.v.s. ca 50 000 ton Sb, är upplagrat i det svenska samhället. Den totala förindustriella produktionen (4000 f.Kr till 1850 e.Kr) uppskattades enligt samma författare till maximalt 1 miljon ton.

Den globala nyproduktionen är ett mått på nettotillförseln till samhället. Nyproduktionen av Sb har ökat mycket snabbt sedan början av 1980-talet, men har avtagit något under de senaste åren (Figur 1). Som jämförelse kan nämnas att den globala nyproduktionen av Cd och As är ca 6 resp. 4 gånger lägre. Den globala omfattningen av sekundärproduktion är okänd, men Sb återvinns huvudsakligen från legerat bly. I USA härrör både sekundärt Sb och Pb huvudsakligen från blybatterier och produktionsförhållandet sekundärt Sb:Pb är ca 0.00072:1 (USGS, 2000). Om man antar att detta förhållande gäller för den globala produktionen av sekundärt bly (ca 2.9 miljoner ton) skulle ca 21 000 ton sekundärt Sb produceras. Den globala konsumtionen av antimon är då ca 15% högre än nyproduktionen.



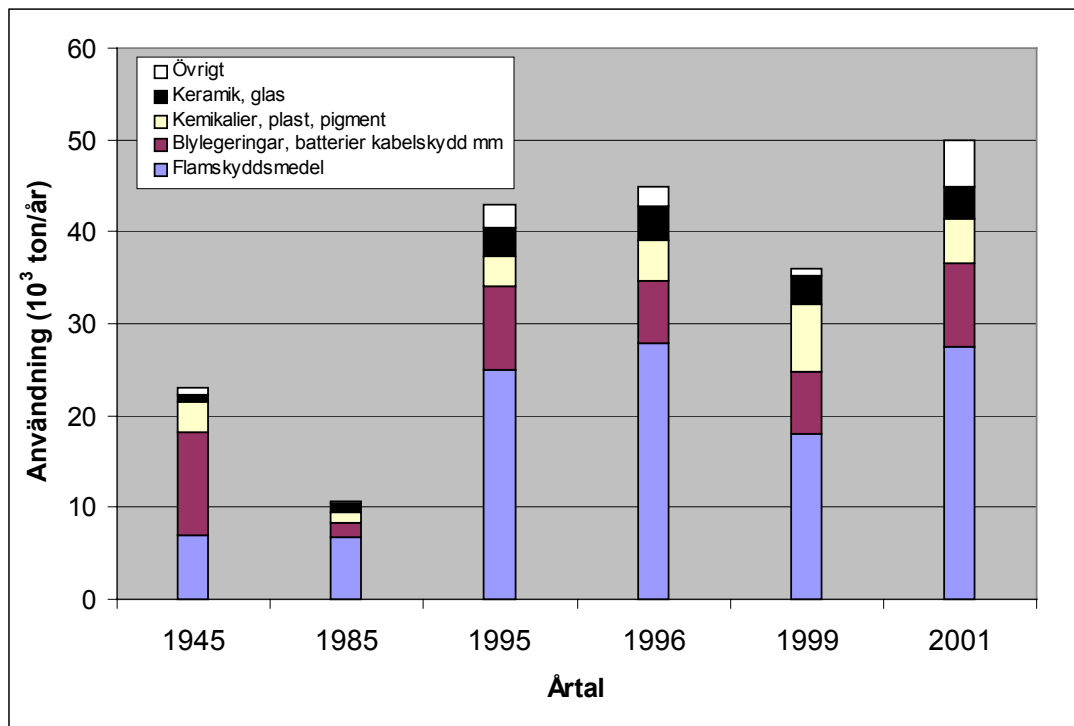
Figur 1. Global nyproduktion av antimon under industrialismen.

Det finns ingen global sammanställning av hur konsumtionen av antimon är fördelad mellan olika användningsområden, men det är ingen tvekan om att den ökade efterfrågan till stora delar kan tillskrivas flamskyddsmedel (främst som Sb_2O_3). Detta kan illustreras med konsumtionen av Sb i USA (Figur 2). I Japan användes år 1997 så mycket som 96% av Sb konsumtionen till flamskyddsmedel (USGS, 1997). Tidigare under 1900-talet var det mest betydande användningsområdet för Sb som legeringsmetall till bly (t.ex. Figur 2). Både en tidigare uppskattning (Sternbeck och Östlund, 1999) och Produktregistret indikerar att även förekomsten i det svenska samhället domineras av flamskyddsmedel.

I Tabell 3 redovisas använd mängd och funktion för de kvantitativt mest betydande antimonföreningar som registrerades i Produktregistret under år 2000. Produktregistret omfattar dock inte metalliskt Sb eller Sb i legeringar. Sb_2O_3 är den kvantitativt viktigaste formen av Sb i produktregistret och importen av Sb_2O_3 som kemikalie eller halvfabrikat uppges under åren 1996 och 1997 till ca 480 ton/år och under år 2000 till 568-614 ton. Detta indikerar att användningen ökat trots förekomsten av Sb på de ovan nämnda industrilistorna. Total tillförsel av Sb i kemiska produkter torde vara större än 600 ton under år 2000.

I Danmark uppskattas ca 90% av alla bromerade flamskyddsmedel importeras med varor (DEPA, 1999) och det är sannolikt att varor även dominerar tillförseln till Sverige. Eftersom innehållet av kemikalier i varor inte registreras i Produktregistret är det svårt att kvantifiera den totala svenska användningen av antimon och dess trender. Att uppskatta förekomsten i varor försvåras också av att många branscher till sin struktur består av leverantörskedjor. Antimon förekommer numera på flera industriers listor över farliga eller icke önskvärda ämnen (t.ex. inom elektronik och personbilar). Dessa listor används bl.a. som kravspecifikation nedåt i leverantörskedjorna.

De mest betydande branscherna för Sb_2O_3 är byggplast/plastförpackningar, elektro, metall samt glas (Tabell 4). Den stora mängd Sb-föreningar som är registrerad under metallbeläggning utgörs huvudsakligen av föreningar med lågt innehåll av Sb. Den totala mängden är troligen en underskattning då många uppgifter inte offentliggjorts av Produktregistret. Å andra sidan förekommer dubbelräkning. Eftersom import av Sb med varor sannolikt är större än import som kemikalie så kan den totala tillförseln av Sb till Sverige uppskattas vara större än 1200 ton/år. I följande kapitel diskuteras användning och emission av Sb inom olika branscher.



Figur 2. Fördelning på olika användningsområden i USA. Notera att den totala användningen ökat. Källor: Gonser och Smith (1948) och USGS Minerals Yearbook, olika årtal. Användningen som flamskyddsmedel under 1945 är troligen högre än för 1900-1950 i sin helhet, beroende på ökad användning under andra världskriget.

Tabell 3. Svensk import och användning av antimon i kemikalier år 2000 enligt Produktregistret. Endast de kvantitativt dominerande kemikalierna är medtagna. Många andra ämnen är också registrerade men vi har inte fått tillgång till i vilka mängder dessa ämnen används.

Förening (CAS-nr)	Mängd förening (ton/år)	Mängd Sb (ton/år)	Huvudsaklig funktion
Sb ₂ O ₃ (1309-64-4)	568-614	475-514	Flamskyddsmedel, pigment, luttringsmedel,
C.I. pigment brown 24 Rutil, Sb, Cr, (68186-90-3)	> 650 ton	okänd Sb-halt	Pigment
NiO·Sb ₂ O ₃ ·24(TiO ₂) (8007-18-9)	> 382 ton	> 77	Pigment, stabilisator,

Tabell 4. Branschfördelning av de Sb-innehållande kemiska produkter samt Sb_2O_3 som importerades under år 2000 enligt Produktregistret. Branscher där användningen är mycket begränsad har inte tagits med i tabellen. För vissa branscher kan mängden Sb_2O_3 inte presenteras då uppgifter på den detaljeringsgraden kan vara sekretesskyddade.

Bransch	Mängd Sb-innehållande förening ² , (ton/år)	Mängd Sb_2O_3 (ton/år)
För export (bransch ej definierad)	605	129.6
Metallbeläggning och överdrag, D28.5	434	37
Byggplast, plastförpackning, D25.2	286	225
Elektroindustri, D31	238.5	238.5
Färgindustri, D24.30	182.5	< 53
Färghandel	172	--
Metallvaruindustri, D28	139	83
Byggindustri, F	97	< 83.5
Glas- och glasvaruindustri, D26.1	93	< 93
Gummivaru och regummering, D25.1	16.5	16.5
Partihandel, kemiska produkter G51.55	8.55	< 8.55
Totalt		> 693
Totalt enligt Tabell 3³		568-614

3.1 Plast

Under år 2000 användes 286 ton Sb_2O_3 samt mindre mängder av andra Sb-föreningar till byggplast och plastförpackningar i Sverige (Tabell 4). Antimon tillförs dessutom landet i färdiga plastvaror samt i halvfabrikat (kompound). Syftena med tillsats av antimon är flera, och dess halter i olika plaster kan vara höga. Analyser av ett antal olika termoplaster från elektronikåtervinning visar att halterna av Sb varierar mellan 0.1 och 10 % och i genomsnitt är betydligt högre än halterna av andra metaller såsom Zn, Sn, Cd och Pb (Fink et al., 2000). Enligt den amerikanska branschorganisationen USAC kan halten Sb_2O_3 uppgå till 25 % i vissa plaster. Den mest betydande funktionen av antimon

² Mängden Sb kan variera stort mellan olika Sb-innehållande föreningar.

³ Skillnaden beror sannolikt på viss dubbelräkning.

i plast är som synergist till halogenerade, särskilt bromerade flamskyddsmedel men Sb kan även användas med icke-halogenerade flamskyddsmedel. Inom plastbranschen används Sb även som katalysator, pigment och stabilisator.

Det finns ingen aktuell nationell sammanställning över konsumtion, produktion och import av plast, och på marknaden komplexa leverantörskedjor är sådan typ av information i allmänhet okänd även för branschorganisationer. Plast- och Kemi-branscherna har ingen uppfattning om hur stora mängder plast som årligen förs in i Sverige. Inköp av plaster sker ofta via näthandelsplatser, vilket medför att en och samma batch kan byta ägare upp till 10 gånger per timme. Av denna anledning är det i princip omöjligt att spåra ursprunget på införd plast. Det kan även finnas konkurrensskäl till att volymer importerad plast inte statistikförs. (T. Trångteg, Plast- och kemibranscherna, pers.komm.)

En sammanställning över nationell plastkonsumtion för år 1997 har dock gjorts (Plastnordica, 1998). Den svenska konsumtionen av plast uppgavs där vara ca 650 000 ton, framförallt bestående av polyeten (310 000 ton), polypropen (95 000 ton), PVC (105 000 ton), polystyren (42 000 ton) och ABS (14 500 ton). Omsättningen av de största termoplasterna under 1999 redovisas även på Kemikalieinspektionens hemsida. Denna omsättning är något högre än Plastnordicas uppgifter och omfattar inte heller import i varor. Av skäl som nämnts ovan är det dock svårt att få information om ursprunget och sammansättningen hos dessa plaster.

3.1.1 Flamskyddsmedel

Det vanligaste Sb-innehållande flamskyddsmedlet är Sb_2O_3 , men även Sb_2O_5 och $NaSbO_3$ används. Den flamskyddande effekten uppkommer då Sb_2O_3 reagerar med halogenföreningarna och bildar antimontribromid/klorid. Flera mekanismer med fria radikaler antas ge de flamskyddande egenskaperna, och syftet är att minska risken för antändning samt att minska spridningen av flammen. Antimontillsatsen är av stor betydelse för att det halogenerade ämnet ska verka (Ranken, 2001).

Viktförhållandet mellan Sb_2O_3 och det bromerade ämnet är vanligen 1:2 till 1:3 (Ranken, 2001). I stort sett alla plaster kan vara flamskyddade och halten Sb_2O_3 är vanligen 4-8 viktsprocent (OECD, 1994; Ranken, 2001). PVC behandlas sällan med bromerade flamskyddsmedel eftersom det redan innehåller klor och därför i sig är ett relativt brandtåligt material. Däremot tillsätts Sb_2O_3 i vissa specialprodukter av PVC där kraven på flamskydd är särskilt höga (Ulf Nyström, pers.komm.). Till svensktillverkad PVC användes under 1999 ca 125 ton Sb_2O_3 i ytterhöljet till högtemperaturkablar (KemI, 2001). I t.ex. golvbranschen, som står för en avsevärd del av plastindustrin, uppges antimontrioxid inte förekomma i Sverige (Ulf Nyström, pers.komm.).

Det skall noteras att endast en del av den totala plastproduktionen i Sverige flamskyddas, då kraven på brandsäkerhet är låga för de flesta produktgrupper. Hur stora andelar av den totala plastmängden dessa mängder som är flamskyddad i Sverige är okänt. Enligt Kemikalieinspektionen flamskyddas ABS-plast ofta med PBDE och Sb_2O_3 , men produktionen sker utomlands. Plast- och Kemibranscherna har ingen uppfattning om hur stor andel av konsumerad eller importerad plast som är flamskyddad med antimonföreningar (T Trångteg, pers.komm). Dessutom flamskyddas endast en del av den totala produktionen, då kraven på flamskydd i Sverige är låga för de flesta produktgrupper. Tillsats av flamskyddande additiv ställs också mot att de kan försämra plasternas mekaniska egenskaper (t.ex. Chiang och Hu, 1999).

Typiska områden där plast flamskyddas med antimon är:

- elektriska och elektroniska maskiner
- kablar
- inredningar i fordon
- vissa byggmaterial
- vissa förpackningar

Exempel på vanliga elektriska konsumentprodukter där plastdetaljerna kan innehålla höga halter antimon är brödrostar och kaffebryggare (Nielsen och Christensen, 2001) samt TV-apparater (Dettmer et al., 1999).

För att uppskatta storleksordningen på användningen av Sb i plast, som delvis framgår av produktregistret (Tabell 4), antar vi att 2-5% av all plast är flamskyddad och innehåller 4% Sb. Med en total konsumtion om 650 000 ton (Plastnordica, 1998) ger detta 520-1300 ton/år.

3.1.2 Katalysator

Antimon (Sb_2O_3) är den huvudsakliga katalysatorn vid produktion av polyesterplast, t.ex. PET-plast, och har så varit i ca 50 år (t.ex. Otto och Berger, 2001). I vilken omfattning PET-produktion sker i Sverige framgår inte av de data vi erhållit från Produktregistret. Halten av Sb i polyesterplast är vanligen 150-350 ppm (Otto och Berger, 2001).

3.1.3 Pigment

Som framgår av Tabell 3 och Tabell 4 används betydande mängder som färgämne, där Sb vanligen förekommer tillsammans med andra metaller i pigmentet. Dessa pigment används bl.a. i plaster (t.ex. Ranken, 2001) och i färg.

3.1.4 Stabilisator

Antimon har använts som stabilisator i plast, tex i PVC, för att motverka nedbrytning av solljus (USGS, 1985). Någon sådan användning framgår dock inte av Produktregistret eller av en svensk genomgång av PVC-additiv (KemI, 1996), men det kan inte uteslutas att funktionen "Råvara för Plasttillverkning" även omfattar användning som stabilisator. Detta skulle vara av intresse eftersom förekomsten av additiv är mer allmän än förekomsten av flamskyddsmedel i plastprodukter.

3.2 Textilier

Enligt Produktregistret användes < 8 ton Sb_2O_3 inom textilbranschen under år 2000. Liksom för plast torde dock en betydande del textil-Sb tillföras Sverige genom import. Det har uppskattats att 80-90% av de textilier som används i Sverige är importerade (KemI, 1997). TEKO-industrierna lät nyligen sammanställa uppgifter om användning av Sb inom textilindustrin (IFP, 1999). Av rapporten framgår bl.a. vilka användningsområden som antimon har inom textilindustrin men en kvantitativ bedömning saknas. Antimon används bl a för:

- Pigmentering av polymerer (Sb_2O_3)
- Flamskyddsbehandling (Sb_2O_3)
- Antistatmedel vid polymerberedning ($\text{Sb}:\text{SnO}_2$)
- Bindningsmedel inom textil- och läderindustri samt som vulkaniseringsagent vid gummitillverkning (se kapitel 3.4)
- Katalysator (Sb_2O_3)

3.2.1 Flamskyddsmedel

I flamskyddsändamål används antimon i kombination med organiska ämnen (se kapitel 3.1.1). Enligt IFP förekommer antimonblandningar som flamskyddsmedel i alla typer av textilfibrer, men liksom för plaster är det bara för vissa ändamål som textilier flamskyddas. Exempel på områden där textilier flamskyddas är enligt DEPA (1999):

- skyddskläder
- mattor
- gardiner
- stoppade möbler
- tält

I offentliga miljöer samt transportfordon (bilar, flygplan etc) är textilier ofta flamskyddade. Flera rapporter indikerar att textilier huvudsakligen flamskyddas med ickebromerade ämnen, vilket också påverkar Sb.

3.2.2 Katalysator

Antimonföreningar används som katalysator vid i princip all tillverkning av termoplastisk polyester idag (IFP, 1999; Otto och Berger, 2001). Antimonhalten i textilierna uppges till ca 300 ppm (IFP, 1999) vilket överensstämmer med halterna i polyesterplast (se ovan). Antimon lakas delvis ur vid fortsatt behandling av textilierna och som exempel kan nämnas att antimonhalter på 2 mg/l har uppmätts i färgbad efter färgning av polyester. Även vid tvättning och sköljning urlakas antimon till viss del. Av ekonomiska skäl tillverkas idag 90 % av all polyester med antimonbaserade katalysatorer (IFP, 1999). Företaget Acordis (f d Akzo Nobel) uppger dock att man utvecklat en ny antimonfri katalysator för polyesterproduktion.

I Boråstrakten är två kommunala reningsverk belastade av textilindustrier och man har vid dessa verk uppmärksammat att halterna av Sb i slam ökat under senare tid. Ökningen sammanföll i tiden med att den polyester som används började importeras från länder utanför Europa, och orsaken till haltökningen misstänks vara att Sb förekommer som förorening i denna polyester (Anette Ohlsson, pers. komm.).

3.3 Glas

Enligt Produktregistret används 93 ton Sb_2O_3 , $NaSbO_3$ samt Sb-innehållande kassiterit inom glasindustrin (Tabell 4). Antimon används till luttring, som är en metod för att motverka bubblor i glaset. Antimon har syrgasfrigörande egenskaper och fungerar så att det diffunderar in i bubblor som då rör sig mot ytan och försvinner. För att uppnå önskad effekt krävs redoxaktivitet vid den aktuella temperaturen, vilket antimon har. Svensk glasindustri använde tidigare arsenik i denna process men har övergått till antimon. Av miljöskäl övergår man f.n. från Sb_2O_3 till Na-antimonat. Na-antimonat binds bättre i glaset och de mängder som går till avfall eller miljön avses därmed minska. Huvuddelen av det antimon som används går in i glaset, vars totala antimoninnehåll är ca 0.8 %. Övrig mängd går till reningsanläggningar för vatten och luft. En viss del går ut till miljön och resterande fångas upp i filter som deponeras som farligt avfall. Antimon förekommer dessutom i glas till TV-apparater och bildskärmar (se kapitel 3.5).

3.4 Gummi

I Produktregistret för år 2000 är 16.5 ton Sb_2O_3 (+ försumbara mängder av ett Sb-innehållande pigment) registrerade i gummibranschen (Tabell 4). Enligt IFP (1999) används Sb som vulkaniseringämne. Flera representanter för svenska gummiindustrier dementerar detta, men uppger att man däremot använder Sb_2O_3 i flamskyddande syfte. På National Gummi meddelar man att Sb_2O_3 enbart använts som flamskyddsmedel, utan tillsats av bromerade ämnen, samt att det f.n. är under utfasning p.g.a. miljökrav från de företag de levererar till (Cecilia Otterdahl, pers. komm.). Detta är ett exempel på att vissa branschens listor över icke önskvärda ämnen ger effekt i leverantörskedjan. I Danmark har man endast identifierat bromerade flamskyddsmedel i gummi i gummikablar för kraftförsörjning (DEPA, 1999), och det är troligt att Sb följer användningen av dessa bromerade ämnen.

3.5 Elektronik och elektriska produkter

Enligt Produktregistret importerades under år 2000 ca 238 ton Sb_2O_3 till elektronikbranschen. Viss produktion av t.ex. persondatorer sker i Sverige, men denna utgår nästan uteslutande från komponenter som importeras (David Larsson, pers. komm.). En liknande situation råder för mobiltelefoner, även om den inhemska produktionen av komponenter från råvaror är något högre. Konsumtionen av många elektronikprodukter i Sverige baseras framförallt på importerade delar och det kan därför fastslås att den mängd Sb som registreras i Produktregistret under denna bransch är en del av den totala tillförseln till Sverige med dessa varor.

Inom elektronikbranschen används Sb huvudsakligen som flamskyddsmedel, men ingår även i bildskärmsglas och i lödmetall. Som flamskyddsmedel förekommer Sb bl.a. i kretskort, plastdetaljer (kapitel 3.1.1) och i vissa kablar. Vanligen innehåller kretskort bromerade flamskyddsmedel, framförallt TBBPA (tetrabrombisfenol A). Traditionellt har TBBPA i kretskort använts tillsammans med Sb_2O_3 i halter om 2-5% (Hedemalm et al., 1995; Nissen et al., 1998). Vid en svensk anläggning som producerar stora mängder kretskort av typ FR-4, innehållande TBBPA, uppger man dock att antimon inte används, och troligen inte i övriga Europa heller (Ingrid Holmqvist, pers. komm.). Man utesluter dock inte att antimon används i andra typer av kretskort (fenoliska och s.k. CEM), vilka däremot inte är lika vanliga på den europeiska marknaden. Vid den återvinning av kretskort som sker vid Rönnskärsverken uppger man sig dock erhålla betydande mängder Sb (kapitel 3.10.1). Denna skenbara motsägelse kan förklaras med att elektronik till stora delar importeras från länder utanför Europa.

Bildskärmen i en TV har visats innehålla ca 16 g Sb (Stena Technoworld, 1997). Under antagande att bildskärmar till datorer innehåller Sb i liknande storleksordning har det

uppskattats att Sverige årligen tillförs 10-20 ton Sb med TV-apparater och bildskärmar (Sternbeck och Östlund, 1999).

Enligt Svenska IT-företagens Organisation (Björn Axelsson) finns ingen branschgemensam policy angående Sb. Däremot har miljödeklarationer utformats för IT- och teleprodukter där förekomsten av bromerade och andra flamskyddsmedel ska deklarerars. Ericsson har upprättat en lista över kemikalier som ska utfasas snabbt samt ämnen som ska ersättas på sikt. PBDE och PBB används i plaster och tillhör den första kategorin medan TBBPA och Sb som används i kretskort tillhör den senare kategorin. Enligt Ericssons Miljörapport för år 2000 pågår arbete med att fasa ut bromerade flamskyddsmedel (och därmed sannolikt antimon) och målet är att 80% av deras produkter ska vara fria från dessa ämnen under år 2002. Utfasningen av Sb är dock beroende av tekniskt lämpliga alternativ.

3.6 Stål och metallproduktion

Antimon förekommer bl.a. som förorening i kopparmalmer. För atmosfärisk spridning av Sb vid Cu-produktion har värden på emissionsfaktorer föreslagits i intervallet: 1.5 - 200 g/ton framställd Cu (se sammanställning av Skeaff och Dubreuil, 1997). Liksom dessa författare diskuterar är det stora intervallet inte så förvånande eftersom emissionsfaktorer är ett grovt verktyg som i detta fall bl.a. påverkas av Sb/Cu kvoten i malmen samt av tillämpad teknik för rökgasrening. De högsta värdena ovan är från 1983 och representerar sannolikt en betydligt sämre reningsteknik än den som används idag. I Sverige var år 2000 den primära Cu produktionen ca 95 000 ton (USGS, 2002). Om vi antar att emissionsfaktorn är i det lägre intervallet, t.ex. 5 g/ton så skulle den årliga emissionen från svensk kopparframställning till luft vara ca 0.5 ton Sb. Vid Rönnskärsverken uppger man sig inte ha några krav på att mäta Sb i emissioner till luft eller vatten, och man har därför inte heller studerat antimon. Rimligheten i denna uppskattning har därför ej kunnat kontrolleras.

Metalliskt antimon används som legeringsmetall, framförallt till olika blylegeringar i syfte att öka hårdheten. Detta har traditionellt varit ett mycket betydande användningsområde för Sb (t.ex. Figur 2). Idag torde den viktigaste tillämpningen av Sb-legerat bly vara batterier (Sternbeck och Östlund, 1999). Sb-legerat bly används även i bl.a. balansvikter till bildäck, ammunition, kabelskydd, och i vissa lager. Metalliskt antimon registreras inte i produktregistret.

Sekundär blyproduktion sker i Sverige vid Boliden Bergsöe, där återvinning av Sb-legerade blybatterier omsätter ca 350 ton Sb per år. De uppger att 19 kg Sb emitterades till vatten år 2000 (Boliden Bergsöe, miljörapport). Deras verksamhet har ej avkrävts uppgifter om emission av Sb till luft. En uppskattning av emissioner till luft för samma år är 6.8 kg. Ingen undersökning har utförts avseende påverkan på omgivningen.

Internationellt sett finns det flera studier som visat att förhöjda Sb-halter i mark är karakteristiskt kring äldre anläggningar för sekundär blyproduktion (Eckel et al., 2002).

3.7 Ytbehandling

Antimon används i viss utsträckning inom ytbehandling. Tidigare förekom det vid produktion av sk dekorativa skikt, t ex i smycken och liknande. Numera förekommer antimon i vissa elektrolytiska legeringar, antingen som förorening, eller som tillskott i t ex bly och tennlegeringar för att förbättra dess egenskaper. Det kan även förekomma i olika typer av gjutningar. (G-O Almgren, pers.komm.). Svensk Ytbehandlings Förening uppger dock att den sammanlagda användningen av antimon i ytbehandlingssammanhang idag torde vara mycket begränsad.

Enligt Produktregistret används 434 ton Sb-innehållande föreningar inom branschen metallbeläggning och överdrag (Tabell 4). Endast en mindre andel är Sb_2O_3 och merparten av denna mängd utgörs av komplexa metallpigment med < 20 viktsprocent Sb.

3.8 Trafik

Ett flertal studier har påvisat att halterna av antimon i såväl luft som mark är starkt förhöjda i vägnära miljöer (se Sternbeck et al., 2001). För svenska trafikförhållanden har emissionsfaktorer för Sb från vägtrafik under verkliga körförhållanden nyligen bestämts till 32 –50 $\mu\text{g}/\text{fordons-km}$ (Sternbeck et al., 2001). Dessa värden torde vara representativa för körning i tätorter medan emissioner vid landsvägskörning eventuellt är lägre. Spridningen från trafik förklaras med att Sb_2S_3 används som friktionsned-sättande ämne i vissa bromsmaterial i halter upp till åtminstone 5-7 vikts-% (se Sternbeck et al., 2001). Denna användning av Sb_2S_3 är inte registrerad i produktregistret eftersom den svenska tillverkningen av bromsbelägg fasat ut antimon. Sannolikt förekommer det dock i importerade bromsbelägg. Antimon förekommer dessutom i balansvikter av bly, vilka bidrar till spridningen av bly, och därmed sannolikt av Sb, från trafiken (Root, 2000). Samtal med ett antal representanter för bilskrotar och verkstäder visar att kasserade bromsbelägg går både till deponier och till omsmältning tillsammans med kaross och övriga metalldelar.

3.9 Fossila bränslen

Antimonhalten i kol varierar måttligt runt 1-4 mg/kg (Klein et al., 1975; IEA, 1987; USGS, 1997b) vilket innebär att ca 3.5-14 ton Sb årligen tillförs Sverige via kol. Liksom vid avfallsförbränning (kapitel 3.10.2) har det vid kolförbränning visats att Sb är starkt anrikad i flygaska och cyklonaska relativt slagg (Sternbeck och Östlund, 1999).

Råolja har rapporterats innehålla 0.1-150 µg Sb/kg (Valkovic, 1978; Filby, 1994). Då Sverige importerar 18 miljoner ton olja per år (NUTEK, 1997) tillförs härmed mindre och sannolikt betydligt mindre än 2.7 ton Sb årligen. Mot bakgrund av detta kan man dra slutsatsen att mängden Sb som tillförs Sverige genom förbränning av fossila bränslen är liten jämfört med den avsiktliga konsumtionen av Sb.

3.10 Avfallsled

Eftersom Sb uppträder i många vanliga varor kommer det avfall som samhället genererar att innehålla en del Sb. För att uppskatta halten av Sb och andra metaller i detta avfall genomför IVL på uppdrag av Naturvårdsverket en studie där askor och slagg från fyra svenska förbränningsanläggningar för hushålls- och industriavfall analyseras med avseende på ett stort antal metaller. Omräknat till avfall ger detta en medelhalt om ca 40 ± 27 mg/kg avfall (Sternbeck och Munthe, 2001), vilket stämmer mycket väl överens med studier i andra länder (Nakamura et al., 1996; van Velzen et al., 1998; Belevi och Moench, 2000).

3.10.1 Återvinning

Återvinning av Sb från blybatterier diskuteras i kapitel 3.6 och är den enda betydande källan till sekundärt Sb i både Sverige och USA.

Det har framgått att användningen inom elektronikbranschen är betydande (kapitel 3.5). Vid vissa svenska anläggningar för elektronikdemontering separeras den plast som innehåller bromerade flamskyddsmedel och går till förbränning med energiutvinning. Vid andra anläggningar går all elektronikplast till förbränning eftersom man anser att huvuddelen av all plast innehåller flamskyddsmedel. Förbränning av denna plast sker vid de konventionella anläggningarna för avfallsförbränning och endast i mycket begränsad utsträckning vid SAKAB.

Kretskort återvinns för ädelmetaller vid Bolidens smältverk i Rönnskär. En delmängd av den Sb som dessa kretskort innehåller anrikas i en fraktion varur Sb återvinns vid anläggningar utomlands. En delmängd Sb hamnar också i slagg som deponeras i Sverige. Vilka mängder det rör sig om vill man på Boliden inte redovisa. Om Sb i kretskort minskar framgent (kapitel 3.5) borde även denna återvinning minska. Dessa varors uppehållstid i samhället medför dock att minskad användning ger effekter på återvinning långt senare. Merparten av den Sb som används inom elektronik kommer slutligen hamna i avfallsaskor samt troligen i restprodukter från smältverket.

3.10.2 Förbränning

Förutom blybatterier kommer de varugrupper som kan återvinnas, t.ex. plast och elektronik, huvudsakligen inte leda till återvinning av Sb under nuvarande förutsättningar. Komponenter som kan innehålla stora mängder Sb förbränns och för Sb innebär återvinningen alltså ingen skillnad mot om varorna hade förbränts direkt.

Avfallsförbränning är en potentiell spridningskälla av antimon genom att flyktiga antimonföreningar kan bildas vid förbränning, t.ex. antimonklorider. Vissa studier hävdar dock att de renade rökgaserna inte innehåller flyktiga Sb-föreningar (van Velzen et al., 1998). Det har också påvisats att Sb binds hårt i slaggen (Paleotti et al., 2001), vilket skulle minska fördelningen till flygaska och därmed till potentiell emission. Flera andra studier visar dock precis som pågående studier vid IVL att Sb är starkt anrikat i flygaska relativt slagg (t.ex. Nakamura et al., 1996; van Velzen et al., 1998; Belevi et al., 2000). Medelhalterna i flygaska är 705 mg/kg TS och i slagg 119 mg/kg TS (Sternbeck och Munthe, 2001). Med de mängder slagg och aska som totalt bildas i Sverige från avfallsförbränning (RVF, 2001a) motsvarar det ca 75 ton/år. Detta är ett preliminärt värde eftersom undersökningen inte är avslutad.

Massbalansstudier vid några avfallsförbränningsanläggningar visar att emission av Sb till luft är lägre eller betydligt än 1% (Tabell 5). Som framgår av Tabell 5 renas rökgaserna i tre av dessa anläggningar genom filter (elfilter) och våtskrubbar, medan en anläggning saknar våtskrubber och därmed har högre emission till luft. I ett fåtal studier har man studerat hur emission till luft från avfallsförbränning påverkar metallhalter i omgivningen. Antimon ingår inte i dessa studier men däremot Pb och Cd, som också är karakteriserade som flyktiga metaller under förbränningsförhållanden. Studierna visar generellt ingen markant påverkan på metallhalter i mark i närområdet. Däremot kan det inte uteslutas att avfallsförbränning bidrar till en storskalig spridning av Sb i små partiklar (jämför Nriagu och Pacyna, 1998).

Orenat rökgaskondensat kan hålla höga halter av Sb (570-1060 µg/l, Sternbeck och Östlund, 1999). Vid Högdalens anläggning utanför Stockholm rapporteras dock Sb i utgående vatten till < 10 µg/l (Ragnhild Karlsson, Stockholms miljöförvaltning). De studier som återges i Tabell 5 visar att knappt 1% Sb hamnar i kondensatrening-produkten, och att utsläpp till recipient är liten (< 0.3% enligt van Velzen et al., 1998).

Tabell 5. Procentuell fördelning av antimon vid avfallsförbränning.

Referens	våtskrubber	slagg	flygaska	emission luft	vattenren. produkt	utsläpp vatten
vanVelzen et al., 1998	Ja	48.3	50.9	0.07	0.7	< 0.3
Nakamura et al., 1996	Ja	53.7	45	0.4	0.9	
Nakamura et al., 1996	Nej	35.2	63.6	1.2	-	
Paleotti et al., 2000	Ja	45	ca 55	<1	<1	-

3.10.3 Deponering

Som beskrivits i kapitel 3.6 och 3.10.1 torde betydande mängder Sb deponeras som ett resultat av smältverksamheten vid Rönnskärsverken, både från kopparmalm och elektronikskrot. Det finns dock inga offentliga uppgifter angående detta.

Eftersom Sb förekommer i många konsumentprodukter så kommer stora mängder Sb att hamna i avfallsdeponier. Enligt RVF (2001b) deponeras 0.86 miljoner ton hushållsavfall under år 2000, vilket med en Sb-halt om 40 ± 27 mg/kg avfall innebär att 35 ± 23 ton Sb direktdeponeras med hushållsavfall. Dessutom deponeras askor från avfallsförbränning som innehåller höga halter Sb. Stickprov på lakvatten och dess sediment från deponier visar huvudsakligen relativt låga halter (lakvatten: 0.8-1.7 µg/l; sediment 0.3-14.7 µg/g TS; Sternbeck och Östlund, 1999). I Tyskland har man dock konstaterat att flyktiga Sb-metylföreningar bildas i avfallsdeponier (Feldmann och Hirner, 1995).

I kommunala reningsverk ackumuleras tillfört Sb delvis i slammet (kapitel 5.3), varav merparten deponeras och ca 30% appliceras på åkermark (år 1995; SCB, 1999). Totalt bildas omkring 240 000 ton slam TS per år. Medelhalten av Sb i svenskt slam är 3.4 mg/kg (viktat efter slamproduktion, Eriksson, 2001) vilket skulle innebära att ca 0.8 ton Sb årligen fastläggs i kommunala reningsverk och att ca 0.56 ton av detta deponeras.

4 Metodik och provtagningsområden

Luftprov togs på teflonfilter (ϕ 47 mm; 0.4 μm) som monterats på syradiskade filterhållare av teflon. Pumphastighet var ca 20 l min^{-1} . Sedimentprov togs med en hämtare av Kajaktyp (ϕ 5 cm) och vattenprov togs direkt i syradiskade provburkar.

Vattenprov konserverades med suprapur konc. HNO_3 direkt efter provtagning. Mark, sediment och slam frystorkades och uppslöts i mikrovågsugn med $\text{HCl}:\text{HNO}_3$. Luftprov uppslöts på samma sätt men utan föregående frystorkning. Fiskproven uppslöts med $\text{HNO}_3 : \text{H}_2\text{O}_2$ (8:3) i mikrovågsugn. Samtliga prov analyserades med ICP-MS.

Som biologiskt referensmaterial analyserades mjukvävnad från ostron (Nist no 1566a Oyster Tissue, med en ”icke-certifierad” halt om 10 ng/g våtvikt). Vid fyra analyser erhöles 9.6 \pm 0.6 ng/g. Två referensmaterial för naturliga vatten användes: SRM1640 "Trace Elements in Natural Water", NIST (mätt 13 \pm 0.5 $\mu\text{g/l}$, ref. värde 13.79 $\mu\text{g/l}$) och SLRS-4 (National Research Council Canada) "River Water Reference Material for trace metals" (mätt: 0.237 \pm 0.013 $\mu\text{g/l}$, ref.värde 0.23 $\mu\text{g/l}$).

Prover har tagits vid de områden som listas i Tabell 6. Punktkällor har valts utifrån kapitel 3 samt efter diskussioner med Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen. Detaljer om varje provtagningslokal ges i det följande samt i appendix.

4.1 Jordbruksmark

Tio prov på jordbruksmark (matjord) och gröda (vetekärna) erhöles från en provbank vid SLU. Urvalet gjordes för att erhålla maximal variation i lerhalt, i syfte att studera om lerhalten påverkar antimons biotillgänglighet. Provens ursprung ges i appendix.

4.2 Bakgrundsområden

Fiskprov från bakgrundsområden erhöles från det nationella miljöövervakningsprogrammet för miljögifter av Naturhistoriska Riksmuséet. Lever från sill/strömming studeras vid fyra stationer (Landsort, Bergöfjärden, Utlängan och Väderöarna, Figur 3) och två perioder (1990 resp. 1999). Varje prov är samlingsprov av tre till fem individer och ytterligare detaljer ges i appendix.

För studier av Sb i nederbörd analyserades de prov som ingår i miljöövervakningen av metaller i nederbörd. Tre stationer studeras: Arup i Skåne, Gårdsjön på västkusten samt Breckälven i Jämtland (Figur 3). Månadsprov för juli resp. december studeras i triplikät,

eftersom studier av andra metaller i nederbörd ibland visat stor spridning (K. Kindbom pers. komm.). För december analyserades även prov från Mjölsta utanför Norrtälje, som är Stockholms länsstyrelses station.

Tabell 6. Provtagningsområden och antal prov av respektive typ.

Kategori	Område	Provtyper
Punktkällor	Orrefors –glasindustri	Luft, ytvatten, sediment och fisk
	Viskan – textilindustri	Ytvatten + slam och vatten från reningsverk
	Draka Kabel (Ystad) – plastindustri	Luft och mark
Reningsverk	Loudden (Sthlm), Gässlösa (Borås), Rimbo (Norrtälje), Normlösa (Mjölby)	Slam samt in- och utgående vatten
Jordbruksmark	10 svenska lokaler med varierande lerhalt.	Matjord och vetekärna
Bakgrunds- områden	Harufjärden, Landsort, Väderöarna och Utlängan	Fisk – lever från sill/strömming
	Arup, Gårdsjön och Bredkålen	Nederbörd

4.3 Reningsverk

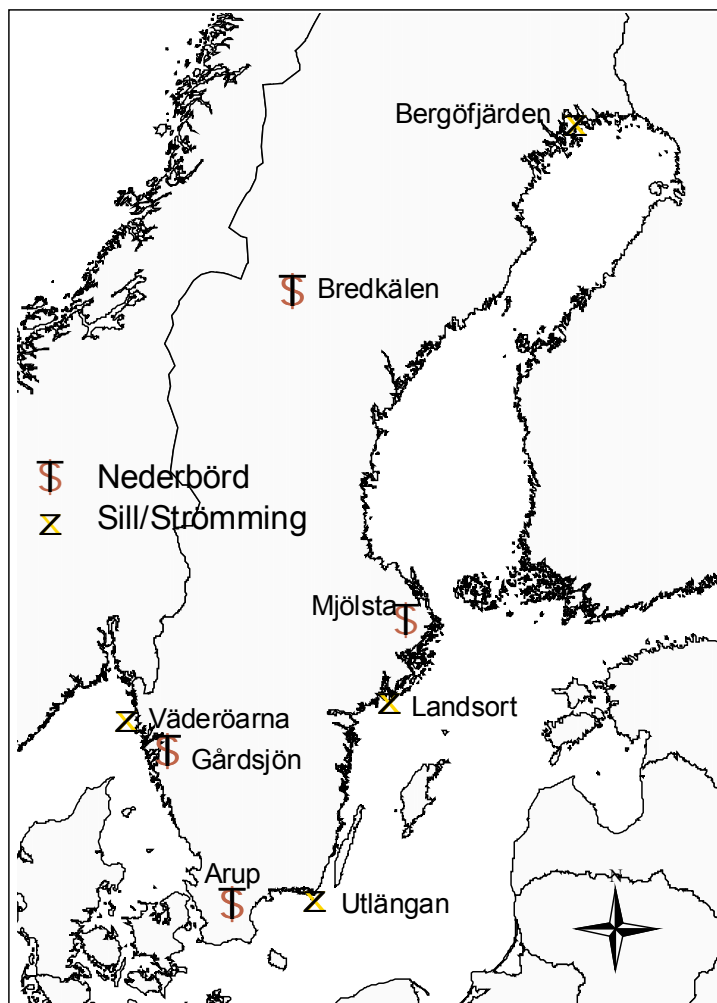
Förekomsten av Sb i slam från 48 kommunala reningsverk har nyligen studerats (Eriksson, 2001). I denna studie har vi därför valt att vid fyra kommunala avloppsreningsverk studera Sb i ingående och utgående vatten samt i slam. Proven togs vanligen som samlingsprov under ca en vecka. De utvalda reningsverken skiljer sig markant med avseende på typ av belastning (Tabell 7).

Tabell 7. De studerade reningsverken.

Reningsverk	Belastning	Slamprod. (ton TS/år)	Medelflöde (m ³ /d)	Person- ekvivalenter
Loudden, Stockholm	hushåll, dagvatten, diverse industrier bl.a. oljehamn	620	13 000 ^a	26 000
Gässlösa, Borås	hushåll, textilindustrier, grafisk industri, dagvatten	3030	43 300	79 000
Normlösa, Mjölby	endast hushåll	3	12.3	23 ^b
Rimbo, Norrtälje	hushåll, tvätter	155	2020	4550

a. Ca 60% av vattenflöden är dagvatten, dränvatten etc pga av inläckage.

b. dimensionerat för 125 pe.

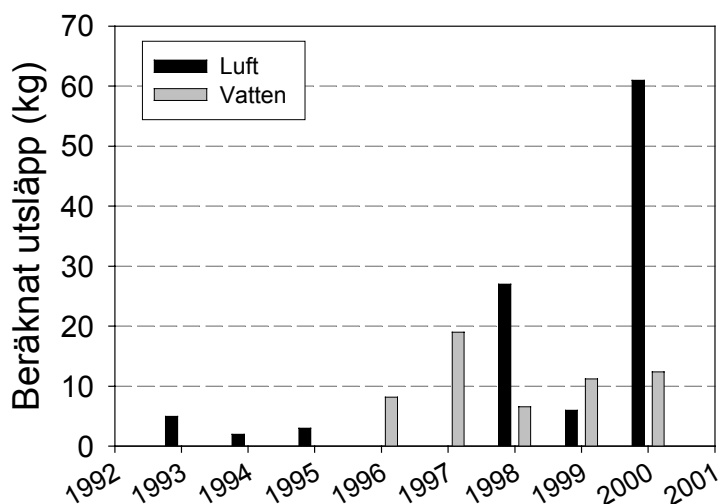


Figur 3. Lokaler för sill/strömning och nederbörd.

4.4 Industrier och förmodade punktkällor

4.4.1 Glasbruk

Orrefors använder ca 50 % av den totalt producerade glasråvaran i Sverige, vilket motsvarar 6 000 ton glaspelletts per år. En grov uppskattning är att Orrefors också står för 50% av den antimontrioxid som importeras till glasbranschen (och därmed används i produktionen av glasråvaran), vilket ger en total mängd på 35-40 ton. Vid Orrefors glasbruk mäts emissioner till vatten och luft regelbundet (Figur 4). Årliga mätningar utförs också på vattenmossa i Ljungbyån, för att kontrollera vattenutsläppens effekt på den akvatiska miljön (Tabell 8).

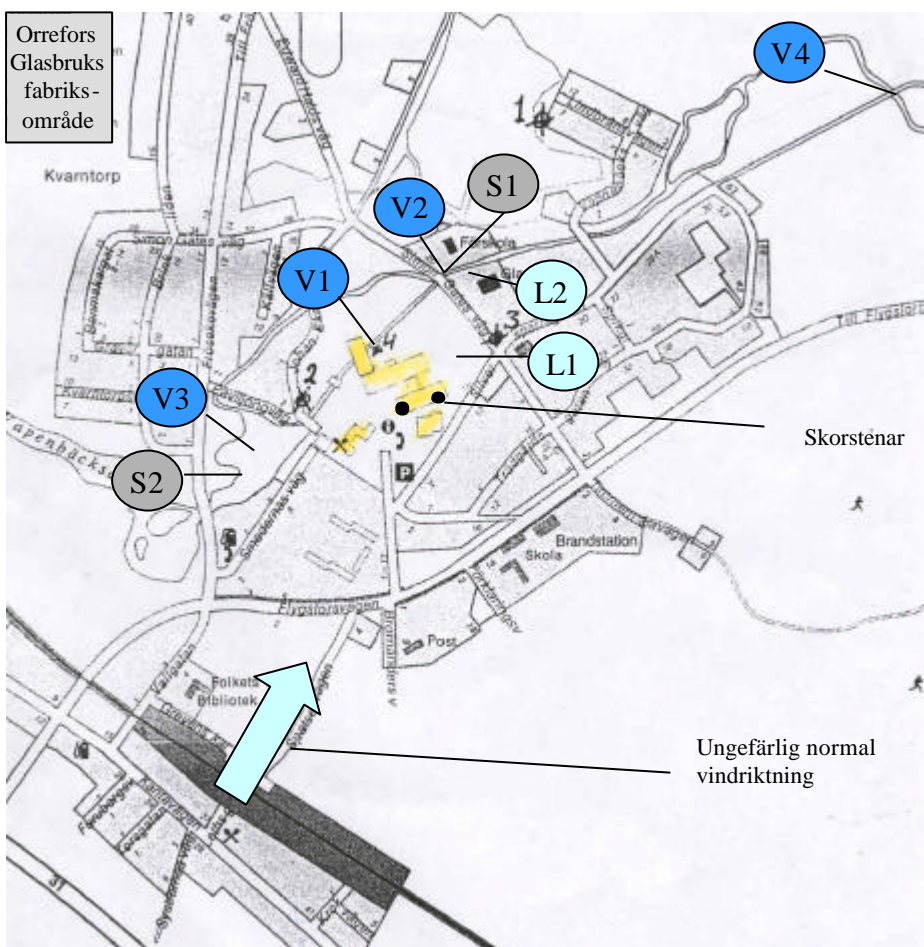


Figur 4. Årliga utsläpp av antimon (Sb) till luft och vatten från Orrefors glasbruk. Källa: Orrefors miljörapport.

Tabell 8. Antimon i vattenmossa i Ljungbyån nedströms Orrefors.

År	Halt mg/kg TS
1999	0.1-1.1
2000	<0.13-0.98

Fiskprov i Orrefors erhöles genom nätläggning en natt vid Smedsforsdammen, ca 4 km nedströms anläggningen, samt i Orranäsasjön som lokal referenssjö uppströms anläggningen. Luftprov togs ca 200 m från skorstenarna (L1) samt 1 km från anläggningen i den dominerande vindriktningen (L2, Figur 5). Sediment och vattenprov togs uppströms, vid, samt på flera lokaler nedströms anläggningen (Figur 5). Vissa provlokaler syns inte i Figur 5, se figurtexten.



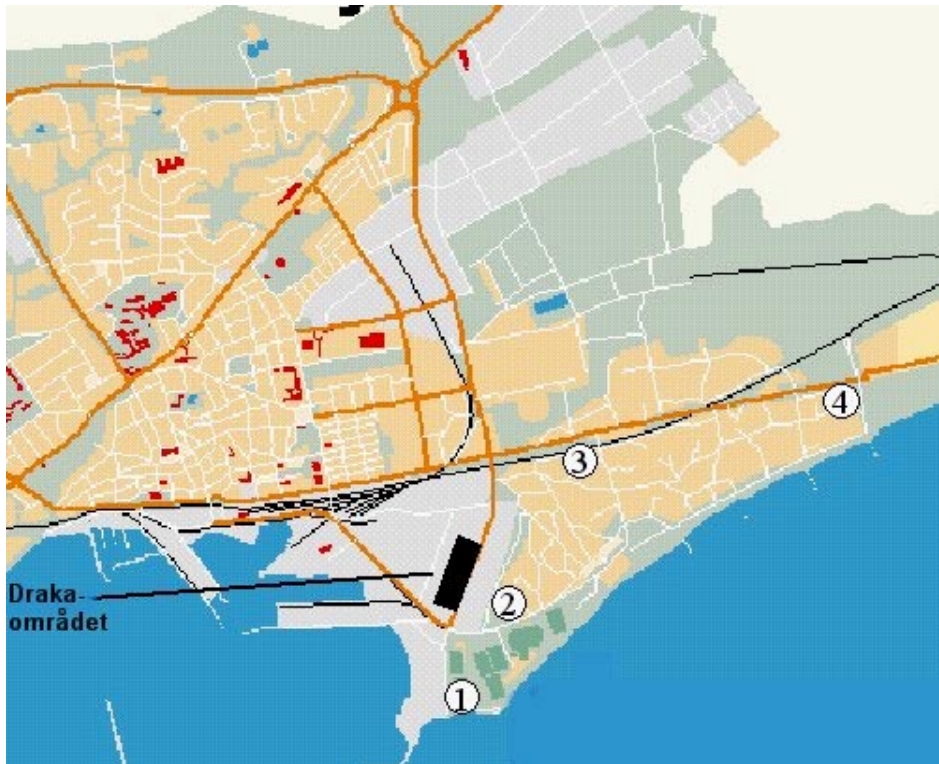
Figur 5. Provlokaler vid Orrefors. V betecknar vattenprov, L luftprov och S är sedimentprov. Ytterligare prov (V5, S3 samt S4) togs även ca 2 km nedströms V4. Ljungbyån rinner från vänster till höger i bilden och Orranässjön är belägen utanför kartan, till vänster om S2.

4.4.2 Plastindustri

Vid Draka Kabel i Ystad produceras PVC-kabel där ca 30-40 ton Sb_2O_3 per år används i flamskyddande syfte. Anläggningen saknar utsläpp till vatten men utsläpp till luft kan ske genom ventilationen från den byggnad där Sb används. Fyra luftprov togs vid två platser: L1 - ca 50 m från den byggnad där Sb används, och L2 - ca 200 m från samma byggnad. Prov togs både när Sb_2O_3 användes i produktionen och när det inte användes. Markprov togs vid fyra platser på olika avstånd från anläggningen (Figur 6).

Vid anläggningen används även stora mängder koppar och mindre mängder aluminium, för tillverkning av elektriska ledare som sedan isoleras med plast eller gummi material. 1998 var förbrukningen av koppar vid Ystadsfabriken 6100 ton men hade 1999 minskat

till 5800 ton. Motsvarande siffror var för aluminium 120 respektive 160 ton (Miljöredovisning 1999, Draka Kabel). Eftersom Al används i produktionen mäter vi även magnesium och mangan som markörämnen för minerogent Sb i detta område.



Figur 6. Draka kabels anläggning i Ystad (svart rektangel) samt provtagningspunkter för mark. Figurens kantlängd är 4 km.

4.4.3 Textilindustri

Antimon har flera kända användningsområden inom textilbranschen (kapitel 3.2). Vid vissa reningsverk i Borås har man uppmärksammat höga halter av Sb i slam, samt att dessa ökat över tiden (A. Ohlsson, pers. komm.). Slam från Gässlösa reningsverk i Borås uppvisade det högsta värdet av 48 olika reningsverk i en tidigare studie (Eriksson, 2001). Orsaken antas vara processvatten från textilindustrin, vilket är speciellt för dessa reningsverk. Två av dessa industrier mäter Sb i sitt processvatten och halterna är vanligen under 100 µg/l (A. Ohlsson, pers. komm.).

Reningsverken leds ut i Viskan och förekomsten av Sb i Viskans sediment har studerats tidigare (Golder Grundteknik, 2000). Vår studie omfattar därför de prov som tas inom reningsverk (se kapitel 4.3) samt tre ytvattenprov: Druvefors, ca 1 km uppströms reningsverkets utlopp; Jössabron, ca 0.5 km nedströms; och ca 2 km nedströms reningsverkets utlopp strax uppströms Djupasjön.

5 Resultat och diskussion – halter i Sverige

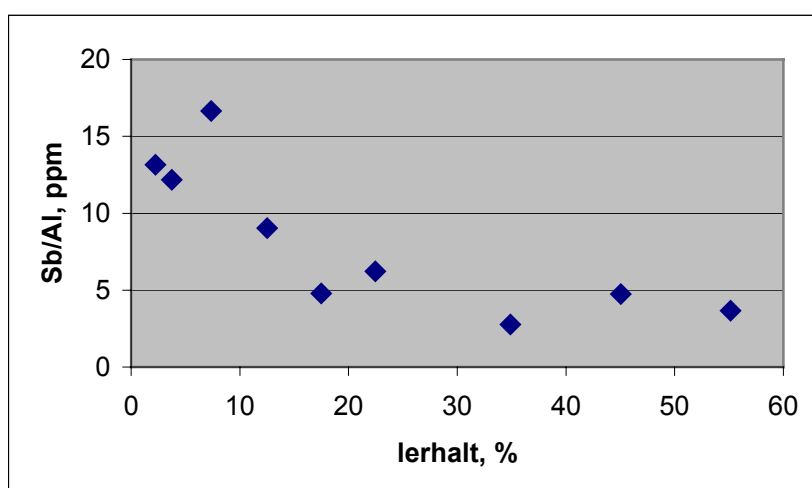
5.1 Jordbruksmark

I matjord var medelhalten av Sb $0.18 \pm 0.043 \mu\text{g/g TS}$, mycket nära det globala genomsnitt i jordskorpan (Tabell 1). En studie omfattande fler prov resulterade i ett medelvärde på $0.25 \pm 0.08 \mu\text{g/g TS}$ (Eriksson, 2001). Enligt Eriksson (2001) är halterna generellt något högre i matjord än i alv, vilket kan indikera antropogen storskalig påverkan. I sig kan dock inte halterna betraktas som höga.

Halten av ett minerogent ämne i mark påverkas av utspädning från organiskt material och eventuell kalk. En direkt jämförelse mellan halterna av Sb i olika markprov är därför inte per automatik ett sätt att rangordna graden av antropogen påverkan. Vi har därför analyserat aluminium som ett referensämne för minerogena partiklar.

Metallhalter i mark kan också bero på jordarten, särskilt lerhalten. Antimon uppvisade ingen relation till lerhalten, som varierade mellan 2 och 55 %. Till skillnad mot Sb ökar Al-halten linjärt med lerhalten upp till knappt 30 % ler och är däröver konstant. Kvoten Sb/Al kan användas som referensmått på naturlig förekomst av Sb i mark. Denna kvot varierar med lerhalten (Figur 7), åtminstone i jordbruksmark. Som jämförelse kan nämnas att i mark nära större vägar i Göteborg var medelhalten av Sb $2.7 \mu\text{g/g TS}$ (Sternbeck et al., 2001) och kvoten Sb/Al varierade mellan 120 och 500 ppm.

Halterna i höstvetete var samtliga under detektionsgränsen (ca 10 ng/g vv). En tidigare svensk studie gav halter mellan 0.2 och 0.7 ng/g TS (Eriksson, 2001).



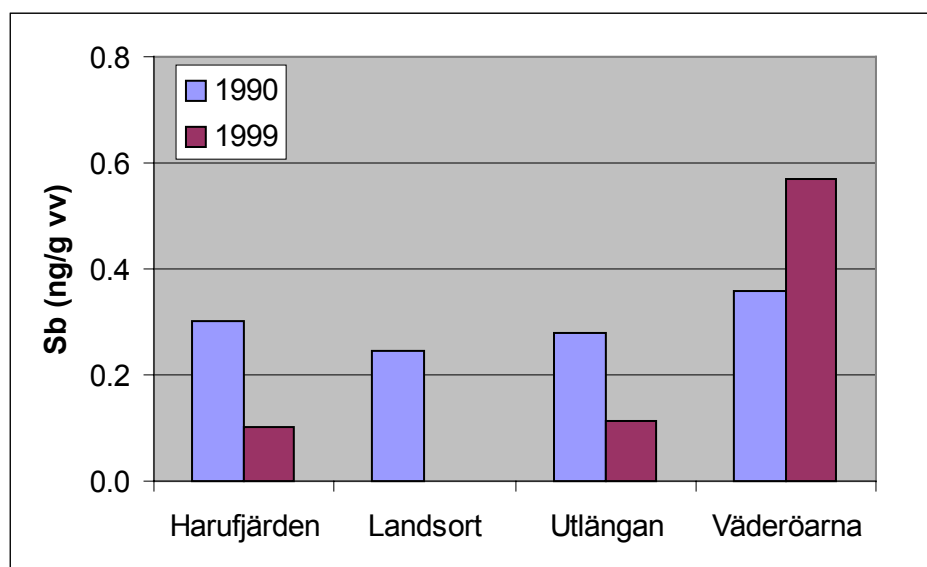
Figur 7. Sb/Al –kvoten som funktion av lerhalten. Observera kvoten är angiven i ppm.

5.2 Bakgrundsområden

5.2.1 Sill/strömning

Halterna i sill/strömning redovisas i Figur 8. Under 1990 föreligger inga markanta geografiska trender, medan halten i sill från Väderöarna är högre än vid Östersjöstationerna under 1999. Salthalten är betydligt högre vid Väderöarna än i Östersjön, och därför borde även Sb i vattnet vara högre vid Väderöarna (jämför Tabell 2). Detta skulle kunna förklara de högre halterna av Sb i fisk vid Väderöarna. Tidsmässiga trender kan inte utläsas från det begränsade material som erhålls i en screeningstudie.

Jämförande värden på Sb i fisklever förekommer mycket sparsamt i litteraturen. I fiskmuskel från Nordsjön har halter om ca 8 ng/g vv uppmätts (M. Vadset, pers. komm.) och i braxlever från sötvatten har ca 5 ng/g TS uppmätts (Krachler et al., 1999). Då våra uppmätta halter omräknas till TS blir halterna <0.4 –2.2 ng/g TS, vilket indikerar att halterna i Östersjön är relativt låga. För Östersjön finns omfattande data på bl.a. Cd i sill/strömning. Jämfört med dessa är halterna av Sb ca 5-10 gånger lägre.



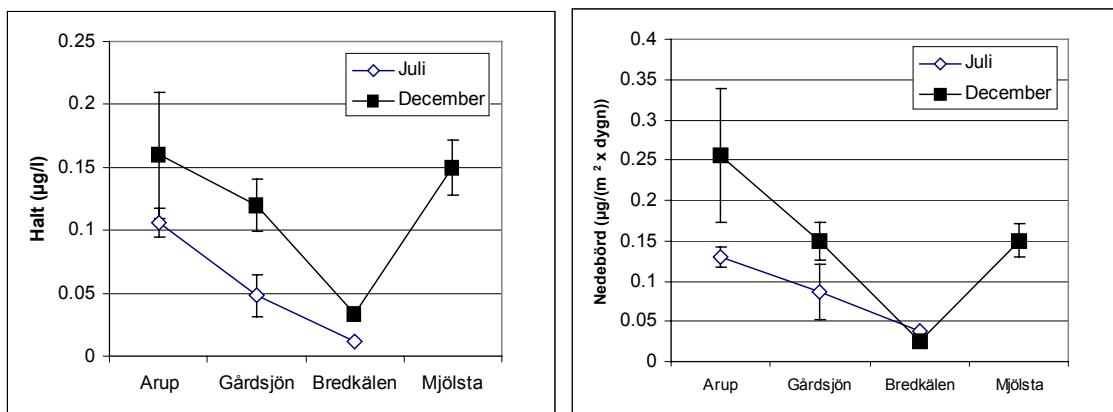
Figur 8. Halter i lever från sill/strömning från bakgrundsområden. Halten vid Landsort år 1999 var under detektionsgränsen (< 0.1 ng/g).

5.2.2 Nederbörd

Både halter i nederbörd och deposition av Sb avtar starkt mot norr och är högre i december än i juli (Figur 9). I juli korrelerar Sb starkt med bly ($r^2=0.94$, $P < 0.001$), som är en metall vars förekomst i nederbörd anses påverkas av långväga transport. Korrelationen är inte lika stark i december ($r^2=0.68$, $P=0.006$) medan korrelationen för

alla värden är $r^2 = 0.86$ och $P < 0.001$. Antimon korrelerar även men något svagare med vanadin och arsenik. Samtliga dessa metaller är typiska för högtemperaturprocesser såsom kol- och oljeeldning samt smältverk.

Även norska studier har påvisat att Sb och Pb i både sediment, landmossa och atmosfäriskt nedfall påverkas av långväga transporterade luftmassor (t.ex. Steinnes et al., 2001; Rognerud och Fjeld, 2001).



Figur 9. Halter i nederbörd samt deposition av Sb vid fyra bakgrundsstationer. Medelvärden av tre mätningar samt standardavvikelser. Breckkälen samt Gårdsjön i december är dock medelvärden av två mätningar.

5.3 Reningsverk

Halterna i vatten och slam varierar tydligt mellan reningsverken (Figur 10) och i slam avtog halterna i följande ordning:

Gässlösa > Loudden > Rimbo > Normlösa.

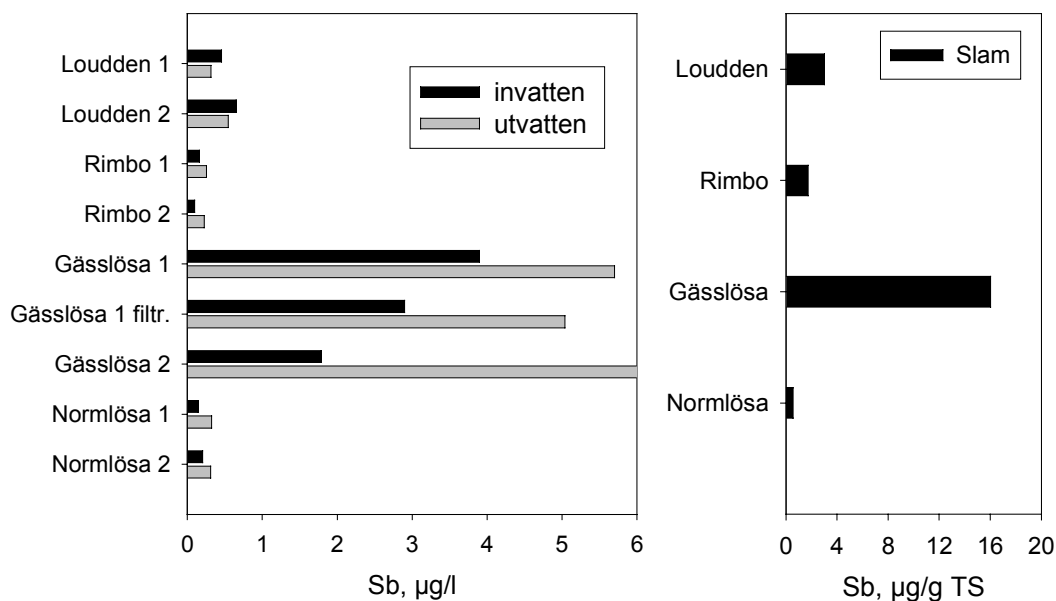
Detta är förväntat med tanke på verkens belastning (Tabell 7). Gässlösa uppvisade överlägset högst halter, vilket var förväntat (kapitel 4.3). Därefter kom Loudden, som är ett urbant reningsverk med industriell belastning. Halterna i vatten följer i stort sett detta mönster. Vid ett tillfälle analyserades Sb även i filtrerat prov, vilket visade att huvuddelen av Sb förelåg i löst ($< 0.4 \mu\text{m}$) form. Detta stämmer med resultat från en tidigare studie (Aulenbach et al., 1987).

Vid flera verk är halterna i utgående vatten något högre än i ingående vatten, vilket är förvånande. Detta kan vara relaterat till provtagningen. Halterna kan variera beroende på hur mycket suspenderat material som erhöles, och inkommande vatten är i detta avseende mer heterogent än utgående vatten. Vid Rimbo reningsverk kan in- och utloppsvatten inte jämföras direkt eftersom residenstiden i reningsverket är en vecka.

För övriga verk saknar vi förklaring. De ingående vattnen innehöll dock svavelväte vid ankomst till analyslab och det kan inte uteslutas att mycket svårösliga antimonsulfider bildats innan analys, och därmed undgått detektion.

Halterna i slam och i utgående vatten kan räknas om till flöden m.h.a. data i Tabell 7, under antagande att dessa värden är representativa för vår mätperiod. Den årliga fastläggningen i slam respektive emission ut till recipient visas i Tabell 9.

Beräkningarna indikerar att i genomsnitt ca 50% av tillfört Sb går rakt igenom reningsverket. Många andra metaller (t.ex. Cd, Cu, Pb) renas normalt till minst 80-90% i reningsverk medan t.ex. Ni och Co ofta ligger under 40% (Stockholm Vatten, 2002). Vid två reningsverk i Borås (Gässlösa och Bogryd) erhöles enligt miljörapporterna endast 25% rening för Sb. I likhet med våra resultat så var antimon en av de metaller som renades sämst då ett 15-tal metaller studerades vid några amerikanska reningsverk (Aulenbach et al., 1987).



Figur 10. Halter av Sb i in- och utgående vatten samt i slam från fyra kommunala reningsverk.

Tabell 9. Årliga flöden av Sb i de studerade reningsverken.

Reningsverk	Ackumulation i slam (kg)	Utsläpp till vatten (kg)	Renings- grad (%)	Total tillförsel per personekv. (g/pe/år)	Utsläpp per personekv. (g/pe/år)
Gässlösa	49	93	0.34 ^A	1.80	1.2
Loudden	1.9	2.0	0.48	0.150	0.078
Rimbo	0.270	0.18	0.60	0.098	0.039
Normlösa	0.0017	0.0014	0.54	0.14	0.062

A. Enligt miljörapport för 2001 var reningsgraden endast 25% och utsläpp till vatten uppgick till 122 kg. För enlighets skull har vi dock i tabellen använts våra egna sticksprovdata.

Av Tabell 9 framgår också att tillförsel och utsläpp av Sb räknat per personekvivalent är markant förhöjt vid Gässlösa men relativt konstant vid de andra verken. Detta visar tydligt effekten av en stark industriell källa. Bortsett från punktkällor (Gässlösa) kan det diffusa bidraget till reningsverk beräknas till ca 0.13 ± 0.03 g Sb/(pe×år) och motsvarande utsläpp till vatten till ca 0.06 ± 0.02 g Sb/(pe×år).

Eftersom reningsgraden är ca 50% och vi tidigare uppskattade att ca 0.8 ton Sb årligen fastläggs i slam från reningsverk (kapitel 3.10.3), så borde även de totala utsläppen av Sb till vatten från reningsverk i Sverige vara ca 0.8 ton/år.

5.4 Förmodade punktkällor

5.4.1 Glasindustrin

Orrefors anläggning har utsläpp till luft och vatten. Utgående processvatten innehåller bl.a. antimon och fluor. Fluor är i stort sett konservativt⁴ i sötvatten och kan därför användas som markör för utspädning av processvattnet med flodvatten. Som jämförelse studerade vi även bly, som är en typiskt icke-konservativ metall och som också används och sprids från glasindustrin.

I Figur 11 visas halterna av Sb, F och Pb i vatten. Halterna av samtliga ämnen är låga uppströms anläggningen och starkt förhöjda vid utloppet. Fluor som är konservativt sjunker endast måttligt efter utloppet, medan Sb inte uppvisar några tydliga trender. Bly avviker genom att halterna avtar starkt efter utloppet. Detta kan tolkas som att Pb binder

⁴ Koncentrationen av ett konservativt ämne i vatten påverkas endast av utspädning och avdunstning.

starkt till partiklar och snabbt sedimenterar, medan Sb och F inte faller ut genom sedimentation utan beter sig konservativt. Antimonhalterna är härigenom starkt förhöjda (ca 35 gånger högre än bakgrundshalten) fortfarande flera kilometer nedströms. Det är känt att antimon i stort sett är konservativt i marin miljö.

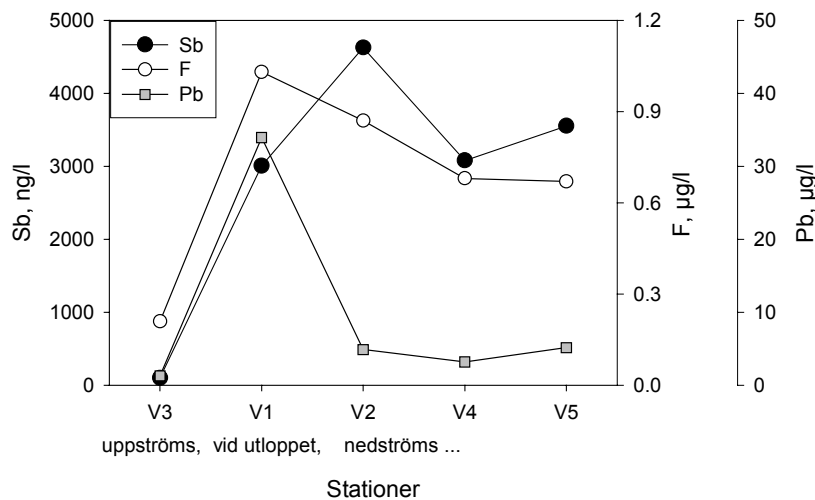
Som mått på biologisk påverkan studerades halter i lever från abborre och gädda i Orranäsasjön (uppströms Orrefors) samt i Smedsfors, ca 4 km nedströms. Det är ingen markant skillnad mellan arterna men däremot är halterna nedströms Orrefors förhöjda i båda arterna (Tabell 10), vilket överensstämmer kvalitativt med halterna i vatten. I fisk från Orranäsasjön överensstämmer halterna perfekt med ett värde på braxlever (5 ng/g TS, Krachler et al., 1999) men är något högre än i sill/strömning från Östersjön (Figur 8).

Antimon, bly och aluminium (som markör för minerogent material) uppmättes i ytsediment och en underliggande nivå vid fyra respektive tre stationer: uppströms utloppet (S2), där utloppet blandas med Ljungbyån (S1), samt två stationer i Flygsfors (S3 och S4). Dessa stationer motsvarar vattenproven V3, V2 samt V5. Halterna av Sb och Pb i sediment sammanfaller med mönstret från vattenproven. Vid samtliga stationer förutom referensstationen är antimonhalterna att betrakta som starkt förhöjda. Att halterna vid S1 och S3 är högre vid ytan jämfört med några cm ner i sedimenten visar dessutom att belastningen sker nu eller har skett under de senaste åren. Det är oklart varför Al är förhöjt vid S3, men mönstret visar ändå att haltvariationen av Sb och Pb inte orsakas av olika mängd minerogent material.

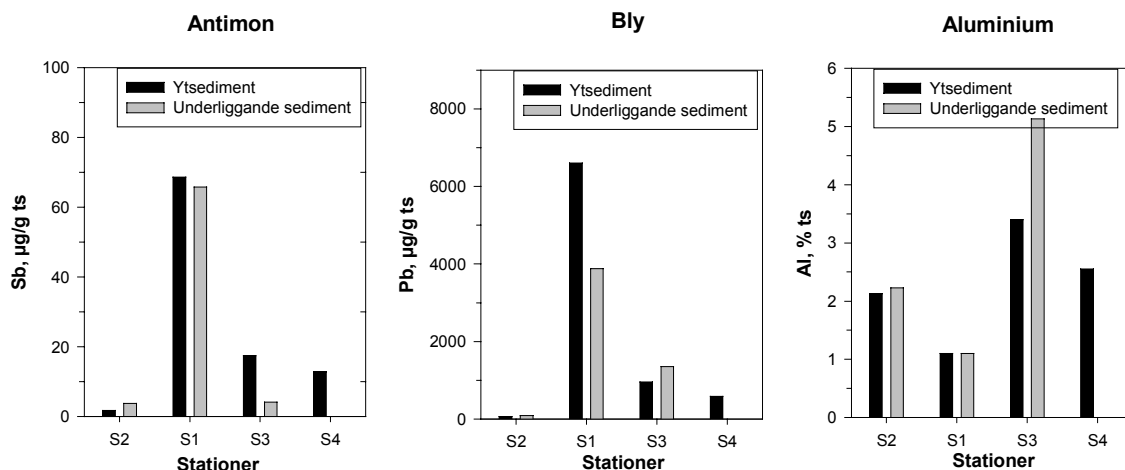
Halterna i luft varierar mellan 0.3 och 29 ng/m³ och är oväntat nog högre vid den mer avlägsna provpunkten (se appendix). Detta kan naturligtvis vara en tillfällighet men kan också bero på olika meteorologiska förhållanden vid provpunkterna. Halterna av Sb är ungefär lika höga som halterna av bly (se appendix). Det råder brist på data över Sb i luft i Sverige för jämförelse. Halterna av Sb i inloppet till hårt trafikerade vägtunnlar har uppmätts till 28 ± 14 ng/m³ (Sternbeck et al., 2001), medan bakgrundsluft utanför Helsingfors är 0.4 ± 0.4 ng/m³ (Pakkanen et al., 2001).

Tabell 10. Antimon i leverprov från fisk kring Orrefors.

Art	lokal	Sb, ng/g våtvikt	Sb, ng/g TS
Gädda	Orranäsasjön	1.26	5.9
Abborre	Orranäsasjön	0.85	4
Gädda	Smedsfors	4.26	19.9
Småabborre	Smedsfors	6.59	30.8



Figur 11. Halter av Sb, F och Pb i vatten kring Orrefors glasbruk.



Figur 12. Halter av Sb, Pb och Al i sediment kring Orrefors glasbruk. S2: referensstation; S1: nära utloppet; S3 och S4: nedströms (se Figur 5).

5.4.2 Plastindustri

Halterna av Sb i mark varierade inom 0.063-2.4 µg/g TS. I två av de fyra proven var Sb avsevärt högre än i matjord (kapitel 5.1). Det högsta värdet återfanns närmast anläggningen. Kvoten Sb/Al varierade mellan 26-843 ppm. Markproven var sandiga, d.v.s. låg lerhalt, varför en kvot om knappt 20 ppm kunde förväntas i ett opåverkat prov (Figur 7). Detta indikerar att spridning av Sb från industrin sker i en omfattning som påverkar halterna i mark inom en radie av ca 500 m, även om halterna i sig inte är att betrakta som väldigt höga.

Halterna i luft varierade mellan 0.45-2.2 ng/m³, vilket är i samma storleksordning som i centrala Helsingfors (Pakkanen et al., 2001). De högsta halterna återfanns vid den station som var närmast den byggnad där Sb används, vilket indikerar att antimon i luft åtminstone delvis hörhär från industrin. Detta stöds även av att Sb/Al-kvoterna i luft (3700-32000 ppm) är avsevärt högre än i mark. Det är dock ingen markant skillnad mellan de tillfällen då Sb används respektive inte används i produktionen, vilket kan bero på att de halter som uppmäts i luft även orsakas av uppvirvlat material. Att använda Mg eller Mn som markör för markmaterial påverkar inte slutsatserna.

5.4.3 Textilier

För att studera spridning i användningsled studerades processvatten från ett tvätteri som bl.a. har landstinget och försvaret som kunder. Halten var 2.0 µg/l, vilket är högre än de flesta naturliga vatten men inte särskilt högt för ett orenat processvatten. In- och utgående vatten och slam från det mottagande reningsverket (Rimbo) har diskuterats i kapitel 5.3. Vi avsåg att om halterna var höga även studera Sb i reningsverkets recipient. Som framgår av kapitel 5.3 kan halterna ut från reningsverket betraktas som relativt låga varför recipienten inte studerades.

Gässlösa reningsverk i Borås uppvisade höga halter i både slam och in-/utgående vatten (Figur 10). Halterna i Viskan är dessutom betydligt högre nedströms Gässlösa reningsverk (Tabell 11). Under de aktuella perioderna var vattenflödet ut från reningsverket 48 400 respektive 53 000 m³/dag och flödet genom Viskan var 470 000 resp. 734 000 m³/dag. Om man antar konservativ utspädning av Sb från reningsverket i Viskan kan halterna nedströms reningsverket beräknas. Överensstämmelsen är mycket god och styrker att halterna av antimon i Viskan påverkas av reningsverket (Tabell 11). Även sedimenten i Djupasjön har befunnits anrikade med Sb (11-13 µg/g TS; Golder, 2000).

Samtliga halter i vatten som påverkats av textilindustrin samt textilindustriernas processvatten (vanligen < 100 µg/l, A, Ohlsson, pers. komm.) är lägre än PARCOMs rekommenderade referensvärde för Sb i avloppsvatten från textilindustrier (1 mg/l, PARCOM, 1997).

Tabell 11. Halter av Sb i Viskan.

Område	Sb (µg/l)	Beräknad halt (µg/l) - utspädning av reningsverkets utsläpp
Viskan, Druvefors	0.11	
Viskan, Jössabron	0.79	0.66 (period 1); 0.51 (period 2)
Viskan, ovan Djupasjön	0.88	

6 Slutsatser

I ett globalt perspektiv har användningen av Sb ökat starkt under en 10-20 årsperiod, även om en viss nedgång kunnat skönjas de senaste åren. En fortsatt minskning kan möjligen förväntas framgent, dels p.g.a. en förväntad minskning i användning av bromerade flamskyddsmedel, och dels eftersom både myndigheter och industri börjat uppmärksamma att Sb kan vara farligt för miljö och arbetsmiljö.

Antimon sprids både i produktionsled och i användarled. En av de mest betydande lokala källorna för spridning av antimon förefaller vara glasindustrin, utanför vilken förhöjda halter detekterats i luft, vatten, sediment och fisk. Viss spridning tycks också ske från plastindustrin, där förhöjda halter konstaterats i luft och mark.

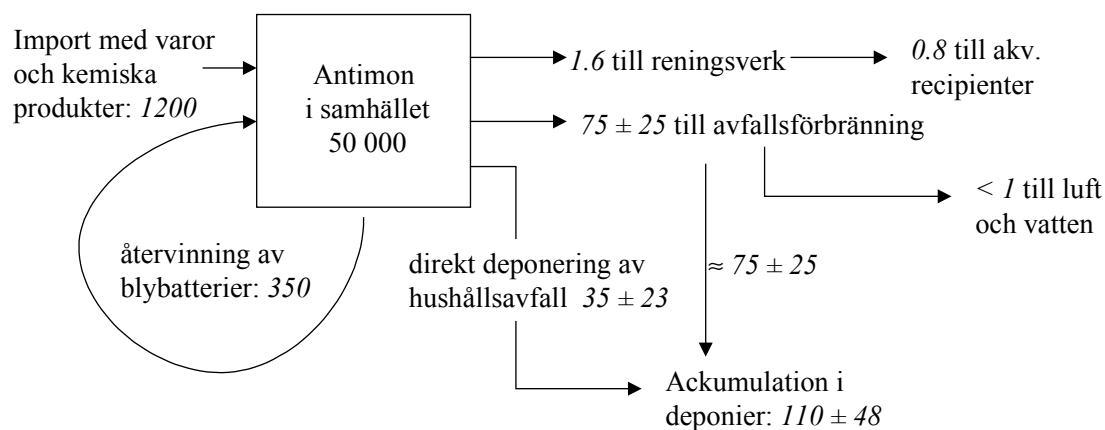
Två andra betydande spridningskällor utgörs av textilier samt bilbromsar. Förekomsten av Sb i dessa produkter registreras ej i Produktregistret, eftersom Produktregistret inte registrerar kemikalier som importeras i varor. Från vissa textilindustrier sprids Sb till vatten, via reningsverk, men det är även troligt att förekomsten av Sb i varor av polyester kan bidra till en diffus spridning från samhället, t.ex. i samband med tvätt.

I Tabell 12 visas en sammanställning över de huvudsakliga spridningskällor som identifierats, samt under vilka delar av livscykeln som emission kan antas ske.

Tabell 12. Schema över användningsområden som kan ge upphov till betydande emissioner under en livscykel. Subjektivt har emissionerna indelats i påverkansområde. Ingen hänsyn tas här till storleken på emissionerna.

Användningsområde	Tillverkning	Användning	Avfall
Plast	lokalt	diffust ?	regionalt (förbränning) lokalt (deponi)
Textiler	lokalt/regionalt	diffust	regionalt (förbränning) lokalt (deponi)
Glas	lokalt/regionalt		regionalt (omsmältning) lokalt (deponi)
Gummi	lokalt ?	diffust ?	regionalt (förbränning) lokalt (deponi)
Elektronik	lokalt ?		regionalt (omsmältning eller förbränning) lokalt (deponi)
Stål och metall	lokalt/regionalt	diffust (korrosion)	regionalt (omsmältning) lokalt (deponi)
Ytbehandling	lokalt?	diffust	?
Trafik	lokalt	diffust	regionalt? (omsmältning) lokalt (deponi)

En uppskattad massbalans för det antimon som används i det svenska samhället visas i Figur 13. Att tillförseln av Sb varierar över tiden samt att många Sb-innehållande varor har en betydande uppehållstid i samhället medför att den mängd Sb som tillförs samhället vida överstiger tillförsel i avfallsled. Kvalitativt kan det konstateras att antimon upplagras i samhället och att merparten av denna upplagrade mängd Sb på längre sikt kommer att övergå till deponier, huvudsakligen via förbränning. I rapporten har vi givit exempel på emissioner av Sb men en fullständig bild av dessa saknas. Mer information om stora punktutsläpp torde komma framgent eftersom Sb omfattas av miljörapportering fr.o.m. 2001 (NFS, 2000:13). Emissioner torde dock inte vara av den storleken att de i betydande grad påverkar totalflödena och har av ovanstående skäl huvudsakligen utelämnats i figuren.



Figur 13. Massbalans för antimon i Sverige, exkl. gruvindustrin, fossila bränslen och flertalet emissioner. Flöden i ton/år och mängder i ton. Flöden anges kursivt och alla värden är ungefärliga.

7 Tack

Tack till alla som bidragit med prov eller på annat sätt bidragit till provinsamling:

Jan Eriksson (SLU), Anette Ohlsson (Borås kommun), Lars Dahlquist (Rimbo kommun), Anette Ekman (Mjölby kommun); Hannu Taivassalo (Stockholm Vatten), Tjelvar Odsjö och kollegor (Naturhistoriska Riksmuseet); Anders Davidsson och Ingemar Nilsson (Orrefors); Gunther Gross (Draka Kabel), John Munthe och Tomas Viktor (IVL).

Tack till Ola Holmgren, Jörgen Henriksson och Leif Bengtsson vid Kemikalieinspektionen. Tack till Ingemar Cato, SGU, för att vi fick citera opublicerade data. Studien har finansierats av Naturvårdsverket inom ramen för miljöövervakningen.

8 Referenser

- ANZECC (1992) Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters.
- Almgren, Gert-Ove. Svensk Ytbehandlings Förening. Personlig Kommunikation.
- Andreae M.O. och Froelich P.N. (1984) Arsenic, antimony and germanium biogeochemistry in the Baltic Sea. *Tellus* 36B, 101-117.
- Arimoto R., Duce R.A., Ray B.J., Ellis W.G., Cullen J.D. och Merrill J.T. (1995) Trace elements in the atmosphere over the North Atlantic. *J. Geophys. Res.* 100, 1199-1213.
- Aulenbach D.B. et al. (1987) Removal of heavy metals in POTW. *Environmental Progress* 6, 91-98.
- Belevi H. och Moench H. (2000) Factors Determining the Element Behavior in Municipal Solid Waste Incinerators. 1. Field Studies, *Environ. Sci. Technol.* 34; 2501-2506.
- Cato, I. (1997) Contaminants in the Skagerrak and Kattegat Sediments. In Cato, I. & Klingberg, F., (eds.): *Proceedings of the Fourth Marine Geological Conference - the Baltic*. Sveriges Geologiska Undersökning, Ser. Ca 86, 21-35. Uppsala.
- Cato I. (in prep.) Contaminants in the sediments of the Stockholm Archipelago, och Contaminants in the sediments of the south-coast of Sweden.
- Chiang och Hu (1999) Polymer blends with modified coupling agent II. *J. Appl. Polym. Sci.* 71, 865-874.
- Cutter G.A. et al. (2001) Antimony and arsenic biogeochemistry in the western Atlantic ocean. *Deep-sea Res. II*, 48, 2895-2915.
- DEPA (1999) Brominated Flame Retardants - Substance Flow Analysis and Assessment of Alternatives. Danish Environmental Protection Agency
- Dettmer F.T., Wichmann H., de Boer J. och Bahadir M. (1999) Isolation and identification of tetrabromobisphenol-S-bis-(2,3-dibromopropyl ether) as flame retardant in polypropylene. *Chemosphere*, 39, 1523-1532.
- Draka Kabel Sverige AB. Miljöredovisning enligt EMAS 1999.
- Eckel W.P., Rabinowitz M.B., och Foster G.D. (2002) Investigation of unrecognized former secondary lead smelting sites: confirmation by historical sources and elemental ratios in soil. *Environ. Poll.* 117, 273-279.
- Eriksson J. (2001) Halter av 61 spårelement i avloppslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket Rapport 5148.
- Feldmann J. och Hirner A.V. (1995) Occurrence of volatile metal and metalloid species in landfill and sewage gases. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 60, 339-359.
- Fergusson, J.E. (1990) *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*. Pergamon Press.
- Filby R.H. (1994) Origin and nature of trace element species in crude oils, bitumens and kerogens: implications for correlation and other geochemical studies. I *Geofluids: origin, migration and evolution of fluids in sedimentary basins*. (red. Parnell J.) *Geol. Soc. Spec. Publ.* 78, 203-219.

- Filella M., Belzile N. och Chen Y.-W. (2002) Antimony in the environment: a review focused on natural waters: I. Occurrence. *Earth-Sci. Rev.* 57, 125-176.
- Fink H. et al. (2000) Determination of metal additives and bromine in recycled thermoplasts from electronic waste by TXRF analysis. *Fres. J. Anal. Chem.* 368, 235-239.
- Gebel T. (1997) Arsenic and antimony: comparative approach on mechanistic toxicology. *Chem.-Biol. Interactions.* 107, 131-144.
- Golder Grundteknik (2000) Översiktliga undersökningar av sediment i Viskans avrinningsområde. Rapport för länsstyrelsen i V. Götaland.
- Gonser, B.W. och Smith, E.M. (1948) Antimony and antimony alloys. i *Encyclopedia of Chemical Technology* (red. Kirk R.E. och Othmer D.F.).
- Hedemalm P., Carlsson P. och Palm V. (1995) Waste from electric and electronic products. Nordiska Ministerrådet, TemaNord 554.
- Holmqvist Ingrid, Polyclad AB i Perstorp.; pers. komm. 14/2 2002.
- IEA (1987) Trace elements from coal combustion: emissions. IEA Coal Research 01.
- IFP Research AB (1999) Antimon – en litteratursammanställning.
- Jenkins R.O. et al. (1998) Biomethylation of inorganic antimony compounds by an aerobic fungus: *Scopulariopsis brevicaulis*. *Environ. Sci. Technol.* 32, 882-885.
- Jenkins R.O., Morris T.A., Craig P.J., Goessler W., Ostah N. och Wills K.M. (2000) Evaluation of cot mattress inner foam as a potential site for microbial generation of toxic gases. *Hum. Exp. Toxicol.* 19,693-702.
- Karlsson Ragnhild, Miljöförvaltningen, Stockholm. Personlig kommunikation.
- KemI (1996) Additiv i PVC. Kemikalieinspektionen, rapport 6/96.
- KemI (1997) Chemicals in textiles. Kemikalieinspektionen, rapport 5/97.
- KemI (2001) Arbetet för minskad miljöbelastning från PVC. Kemikalieinspektionen, rapport 2/01.
- Kindbom Karin, IVL. Personlig kommunikation.
- Klein D.H. m.fl. (1975) Pathways of thirty-seven trace elements through coal-fired power plant. *Environ. Sci. Technol.* 9, 973-979.
- Knauer K., Behra R. och Hemond H. (1999) Toxicity of inorganic and methylated arsenic to algal communities from lakes along an arsenic contamination gradient. *Aquat. Toxicol.* 46, 221-230.
- Krachler M., Burow M. och Emons H. (1999) Biomonitoring of antimony in environmental matrices from terrestrial and limnic ecosystems. *J. Environ. Monitor.* 1, 477-481.
- Larsson, David, Marknadsanalytiker vid IT-Research, Järfälla. Pers. komm.
- Nakamura K., Kinoshita S. och Takatsuki H. (1996) The behavior of lead, cadmium and antimony in MSW incinerator. *Waste Man.* 16, 509-517.
- Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - kust och hav. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument. Rapport 4920.
- Naturvårdsverket (1999c) Metodik för inventering av förorenade områden. Rapport 4918

- NFS (2000:13) Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om miljörapport för tillståndspliktiga miljöfarliga verksamheter.
- NHMRC (1996) National Health and Medical Research Council (NHMRC) and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ), Australian Drinking Water Guidelines.
- Nielsen V. och Christensen I. (2001) Analyserapport for brom i elektronikdele. Arbejdsrapport fra Miljostyrelsen, Danmark, Nr 26 2001.
- Nissen N.F. m.fl. (1998) An environmental comparison of packaging and interconnection technologies. Conference proceedings IEEE ISEE, 98, New Jersey 1998.
- Nriagu J.O. och Pacyna J.M. (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134-139.
- NUTEK (1997) Energiläget 1997.
- Nyström Ulf. Hydro Polymers Stenungsund. Personlig kommunikation.
- OECD (1994) Risk reduction monograph No. 3: Selected brominated flame retardants. OECD Environment Monograph Series No. 102
- Ohlsson Anette, Borås kommun. Personlig kommunikation.
- Otterdahl Cecilia, Miljöchef på National Gummi, Halmstad. Personlig kommunikation.
- Otto B. och Berger U. (2001) Enhanced PET production through new heavy metal-free catalyst systems. *Chemical Fibers International* 51, 188-189.
- Pakkanen, T.A., Loukkola, K., Korhonen C.H., Aurela, M., Mäkelä, T., Hillamo, R.E., Aarnio, P., Koskentalo, T., Kousa, A., Maenhut, W. 2001. Sources and chemical composition of atmospheric fine and coarse particles in the Helsinki area.. *Atmospheric Environment* 35, 5381-5391.
- Paleotti F. et al. (2000) Oxyanions forming elements in waste combustion – partitioning of antimony. *Waste Man. Res.* 18, 141-150.
- Paleotti F., Sirina P., Seifert H. och Vehlow J. (2001) Fate of antimony in municipal solid waste incineration. *Chemosphere* 42, 533-543.
- PARCOM (1997) PARCOM Recommendation 97/1 Concerning Reference Values for Effluent Discharges from Wet Processes in the Textile Processing Industry.
- Plastnordica (1998) Råvaruöversikt 1998.
- Ranken PF. (2001) Flame Retardants. *Plastics additives handbook* (H. Zwiemel, ed.), Hanser Publishers, Munich.
- Rognerud S. och Fjeld E. (2001) Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30, 11-15.
- Root R.A. (2000) Lead loading of urban streets by motor vehicle wheel weights. *Environ. Health Persp.* 108, 937-940.
- RVF (2001a) Förbränning av avfall – en kunskapsmanställning om dioxiner. RVF rapport 01:13.
- RVF (2001b) Svensk avfallshantering. Renhållningsverksföreningen.

- SCB (1999) Utsläpp till vatten och slamproduktion - Kommunala reningsverk samt viss kustindustri. Mi22 SM9901.
- Shotyk W. et al. (1996) Two thousand years of atmospheric arsenic, antimony, and lead deposition recorded in an ombrotrophic peat bog profile, Jura Mountains, Switzerland. *Earth Plan. Sci. Lett.* 145, E1-E7.
- Skeaff J.M. och Dubreuil A.A. (1997) Calculated 1993 emission factors of trace metals for Canadian non-ferrous smelters. *Atmos. Environ.* 31, 1449-1457.
- Steinnes E., Berg T., Eidhammer E., Uggerud H. och Vadset M. (2001) Atmosfærisk nedfall av tungmetaller. Statsens forurensningstilsyn, rapport 838/01.
- Stena Technoworld AB (1997) Teknik för återvinning av glas från bildrör i uttjänt elektronikutrustning.
- Sternbeck J. (1998) Antimon, selen, tellur, indium, gallium och palladium: mängder, trender och fördelning i teknosfären. IVL rapport B1285.
- Sternbeck J. och Östlund P. (1999) Nya metaller och metalloider i samhället. IVL rapport B1332.
- Sternbeck J. och Munthe J. (2001) Metaller i avfallsaskor och brännbart avfall – delrapport. IVL A 21150, 2001-06-18.
- Sternbeck J., Sjödin Å. och Andreasson K. (2001) Spridning av metaller från vägtrafik. IVL B1431.
- Stockholm Vatten (2002) Miljörapport för 2001.
- Taylor S.R. och McLennan S.M. (1995) The geochemical evolution of continental crust. *Rev. Geophys.* 33, 241-265.
- Trångteg, Torbjörn. Plast- och kemibranscherna, pers.komm.
- Vadset, Marit. NILU i Oslo, Norge. Personlig kommunikation.
- Valkovic V. (1978) Trace elements in petroleum. PPC Books. The Petroleum Publishing Company.
- USGS (NNNN) Minerals year book, U.S. Geological Survey, Washington D.C.
- USGS (1997b) US Coal Quality Database. Open file report 97-134. U.S. Geological Survey, Washington D.C.
- van Velzen D., Langenkamp H. och Herb G. (1998) Antimony, its sources, applications and flow paths into urban and industrial waste: a review. *Waste Manage. Res.* 16, 32-40.
- Wedepohl K.H. (1995) The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim. Acta* 59, 1217-1232.
- Wolfe, J.A. (1984) Mineral Resources, a world review. Chapman and Hall, NY.

Appendix

Detaljer om varje provtagningslokal.

Tabell A13. Jordbruksmark.

Lokal	Matjord				Vetekärna	
	Provnr	Sb, µg/g TS	Al, µg/g TS	lerhalt %	Provnr	Sb ng/g VS
fd Kristianstad län	Sb56	0.15	12500	4	Sb66	< 10
fd Älvsborg län	Sb57	0.11	39800	35	Sb67	< 10
Gotland	Sb58	0.21	33100	22	Sb68	< 10
Östergötland	Sb59	0.15	41800	55	Sb69	< 10
fd Skaraborg län	Sb60	0.18	198000	27	Sb70	< 10
fd Malmöhus län	Sb61	0.17	12800	2	Sb71	< 10
fd Skaraborg län	Sb62	0.27	16260	7	Sb72	< 10
Östergötland	Sb63	0.19	40000	45	Sb73	< 10
Östergötland	Sb64	0.14	30000	18	Sb74	< 10
fd Malmöhus län	Sb65	0.19	20650	13	Sb75	< 10

Tabell A14. Glasindustrin. Lufthalter anges i ng/m³, vattenhalter i µg/l, slam och sediment i µg/g TS och biota i ng/g vv. Fluor i vatten anges i mg/l.

Område	Nr	Lokal	Typ	Kommentar	Datum	Sb	Al	Pb	F
Orrefors glasbruk	Sb26	L1	Luft	Inom fabriksområdet, ca 200 m NÖ om två skorstenar, normalt i vindriktningen Volym: 99.94 m ³	19-24 sept -01	0.31	3.58	1.23	
d.o	Sb27	L1	Luft	Inom fabriksområdet, ca 200 m NÖ om två skorstenar, normalt i vindriktningen Volym: 92.87 m ³	24-28 sept -01	6.16	43.0	49	
d.o	Sb29	L2	Luft	NV om glasskolan, ca 1 km från stora fabriken Volym: 117.92 m ³	19-24 sept -01	28.9	44.6	24.6	
d.o	Sb30	L2	Luft	NV om glasskolan, ca 1 km från stora fabriken Volym: 116.53 m ³	24-28 sept -01	10.2	16.2	4.08	
d.o	Sb6	V1	Vatten	Vid utloppet av dagvatten och kylvatten på fabriksområde,	05-sep-01	3.01		33.9	1.03
d.o	Sb8	V2	Vatten	Utanför fabriksområdet, där två bäckar rinner samman	05-sep-01	4.63		4.91	0.87
d.o	Sb10	V3	Vatten	Damm alldeles uppströms fabriken	05-sep-01	0.10		1.29	0.21
d.o	Sb11	V4	Vatten	Riveberg, 0.25 m djup vid strandkanten	05-sep-01	3.08		3.21	0.68
d.o	Sb12	V5	Vatten	Flygsfors, 0.5 m djup vid bro	05-sep-01	3.55		5.17	0.67
d.o	Sb14	S1	Sediment	Nedströms fabriken i bäck, 0-2.5 cm djup	05-sep-01	68.6	11100	6610	
d.o	Sb15	S1	Sediment	Nedströms fabriken i bäck, 7.5-10 cm djup	05-sep-01	65.8	11000	3880	
d.o	Sb16	S2	Sediment	Damm alldeles uppströms fabriken 0-2.5 cm	05-sep-01	1.79	21300	64.3	
d.o	Sb17	S2	Sediment	Damm alldeles uppströms fabriken 2.5-3 cm	05-sep-01	3.79	22400	93.4	
d.o	Sb18	S3	Sediment	Flygsfors, i damm 0-2.5 cm	05-sep-01	17.5	34000	957	
d.o	Sb20	S3	Sediment	Flygsfors, i damm 6-11 cm	05-sep-01	4.11	51300	1360	
d.o	Sb21	S4	Sediment	Flygsfors, en bit upp (se karta) 0-2,5 cm	05-sep-01	12.9	25500	587	
d.o	Sb44	Gädda	Smedsfors			4.26			
d.o	Sb45	Småabborre	Smedsfors			6.59			
d.o	Sb46	Gädda	Orranásasjön			1.26			
d.o	Sb47	Abborre	Orranásasjön			0.85			

Tabell A3. Textilindustrin. Vattenhalter anges i µg/l, slam i µg/g TS.

Område	Nr	Lokal	Typ	Kommentar	Datum	Sb	Al	Cu	Cd
Rimbo reningsverk	Sb39		slam	rötslam	22-28 okt -01	1.74	15100		
	d.o		vatten	ingående vatten, veckosamlingsprov, mycket grumligt	22-28 okt -01	0.16			
	d.o		vatten	utgående vatten	22-28 okt -01	0.26			
	d.o		vatten	ingående vatten, veckosamlingsprov, mycket grumligt	12-18 nov-01	0.1		41.5	0.152
d.o	Sb77		vatten	utgående vatten	12-18 nov-01	0.22		16	0.077
Simonsen Tvätteri, Rimbo	Sb24		vatten	Processvatten	3 okt-01	2.01			
	d.o		vatten	Processvatten	3 okt-01	2.37			
Gässlösa reningsverk	Sb36		slam		1-12 okt.- 01	16.0	49400		
	d.o		vatten	ingående vatten, veckosamlingsprov, mycket grumligt veckoflöde 339 000 m ³	1-7 okt-01	3.9			
	d.o		vatten	ingående vatten, veckosamlingsprov, filtrerat veckoflöde 339 000 m ³	1-7 okt-01	2.9			
	d.o		vatten	utgående vatten, ofiltrerat	1-7 okt-01	5.7			
	d.o		vatten	utgående vatten, filtrerat	1-7 okt-01	5.04			
	d.o		vatten	ingående vatten, veckosamlingsprov, mycket grumligt, veckoflöde 371 000 m ³	8-14 okt. -01	1.79			
	d.o		vatten	utgående vatten	8-14 okt. -01	6.09			
	Druvefors, Viskan	Sb33	B4	vatten	ytvatten, ca 1 km uppströms utloppet till Gässlösa reningsverk	11-okt-01	0.11		
Jössabron, viskan	Sb34	17	vatten	ytvatten, ca 0.5 km nedströms utloppet till Gässlösa reningsverk	11-okt-01	0.79			
ovan Djupasjön, Viskan	Sb35	3	vatten	ytvatten, ca 2 km nedströms utloppet till Gässlösa reningsverk	11-okt-01	0.88			

Tabell A4. Plastindustrin. Lufthalter anges i ng/m³, mark i µg/g TS.

Område	Nr	Lokal	Typ	Kommentar	Datum	Sb	Al	Cu	Mn	Mg
Draka Kabel Ystad	Sb83	1A, B	mark	Sandskogen SV, 500 m söder om Draka Kabel	v. 45 2001	0.80	7370	6.44	147.0	1281
d.o	Sb84	2A, B	mark	Skyttestigen, 250 m OSO Draka Kabel	v. 45 2001	2.44	2890	5.54	46.8	475
d.o	Sb85	3A, B	mark	Västra Banstigen, 800 m NO Draka Kabel	v. 45 2001	0.063	2400	1.36	51.9	323
d.o	Sb86	4A, B	mark	Stugby, 2000 m ONO Draka Kabel	v. 45 2001	0.18	5230	4.60	160.2	990
d.o	Sb87	Luft	Kallagret, ca 50 m från huset där Sb används, Volym: 74.77 m ³	7-12 nov. -01	2.24	70.1	1.98	3.02	211	
d.o	Sb88	Luft	Kompressorhuset, ca 200 m från huset där Sb används Volym: 99.61 m ³	7-12 nov. -01	0.45	122	2.61	3.83	243	
d.o	Sb89	Luft	Kallagret, ca 50 m från huset där Sb används, blåsig vid provtagning Volym: 16.12 m ³	21-22 nov. -01	1.47	160	2.45	5.37	245	
d.o	Sb90	Luft	Kompressorhuset, ca 200 m från huset där Sb används, blåsig vid provtagning Volym: 21.49 m ³	21-22 nov. -01	0.66	72.4	1.60	2.00	163	

Tabell A5. Reningsverk (se även tabell 3 - textilindustrin). Vattenhalter anges i µg/l, slam i µg/g TS.

Lokal	Nr	Typ	Kommentar	Datum	Sb	Al	Cu	Cd
Loudden, Sthlm	Sb1	slam	rötslam, samlingsprov		3.02	24080		
d.o	Sb2	vatten	ingående vatten, samlingsprov dygn	05-sep-01	0.46			
d.o	Sb3	vatten	Utgående vatten samlingsprov, dygn	05-sep-01	0.32			
d.o	Sb4	vatten	ingående vatten, samlingsprov dygn	05-sep-01	0.65			
d.o	Sb5	vatten	Utgående vatten samlingsprov, dygn	05-sep-01	0.55			
Normlösa reningsverk, Mjölby	Sb78	slam	rötslam		0.57	8050	220	0.57
d.o	Sb79	vatten	ingående vatten, samlingsprov	14-20 nov -01	0.14		8.9	0.03
d.o	Sb80	vatten	utgående vatten, samlingsprov	14-20 nov -01	0.32		151	0.35
d.o	Sb81	vatten	ingående vatten, samlingsprov	20-26 nov -01	0.20			
d.o	Sb82	vatten	utgående vatten, samlingsprov	20-26 nov -01	0.31			

Tabell A6. Bakgrundsområden. Halter i biota anges i ng/g vv, nederbörd i µg/l

Lokal/område	Nr	Typ	Kommentar	Datum	Sb	Pb
Bergöfjärden	Sb48	strömning	1.5 g fiskleverprov från två år	1990	0.30	
Landsort	Sb49	strömning	1.5 g fiskleverprov från två år	1990	0.25	
Utlängan	Sb50	sill	1.5 g fiskleverprov från två år	1990	0.28	
Väderöarna	Sb51	sill	1.5 g fiskleverprov från två år	1990	0.36	
Bergöfjärden	Sb52	strömning	fiskleverprov	1999	0.10	
Landsort	Sb53	strömning	fiskleverprov	1999	<0.11	
Utlängan	Sb54	sill	fiskleverprov	1999	0.11	
Väderöarna	Sb55	sill	fiskleverprov	1999	0.57	
Arup, Skåne	Sb91	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	1 jul- 1 aug-01	0.12	1.79
d.o	Sb92	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	1 jul- 1 aug-01	0.095	1.94
d.o	Sb93	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	1 jul- 1 aug-01	0.11	1.65
Bredkälen, Jämtland	Sb94	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	3 jul-31 jul-01	0.011	0.36
d.o	Sb95	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	3 jul-31 jul-01	0.011	0.39
d.o	Sb96	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	3 jul-31 jul-01	e d	0.27
Gårdsjön, västkusten	Sb97	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	10 jul-2 aug-01	0.041	0.74
d.o	Sb98	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	10 jul-2 aug-01	0.036	0.61
d.o	Sb99	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	10 jul-2 aug-01	0.0671	1.23
Arup	Sb100	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	1 dec -01 – 1 jan-02	0.126	1.5
d.o	Sb101	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	1 dec -01 – 1 jan-02	0.214	2.85
d.o	Sb102	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	1 dec -01 – 1 jan-02	0.144	1.97
Bredkälen	Sb103	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	4 dec-01 - 4/ jan-02	< d.g.	0.68
d.o	Sb104	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	4 dec-01 - 4/ jan-02	0.032	0.85
d.o	Sb105	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	4 dec-01 - 4/ jan-02	0.034	
Gårdsjön	Sb106	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	27 nov-01 – 11 jan -02	< d.g.	2.50
d.o	Sb107	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	27 nov-01 – 11 jan -02	0.135	2.43
d.o	Sb108	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	27 nov-01 – 11 jan -02	0.098	1.35
Mjölsta	Sb109	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	27 nov -01 – 14 jan -02	0.173	3.09
d.o.	Sb110	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	27 nov -01 – 14 jan -02	0.165	3.71
d.o	Sb111	nederbörd	detekteringsgräns 0.01 µg/l	27 nov -01 – 14 jan -02	0.116	1.81

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt
IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 77 80
Fax: +46 472 26 77 90

www.ivl.se