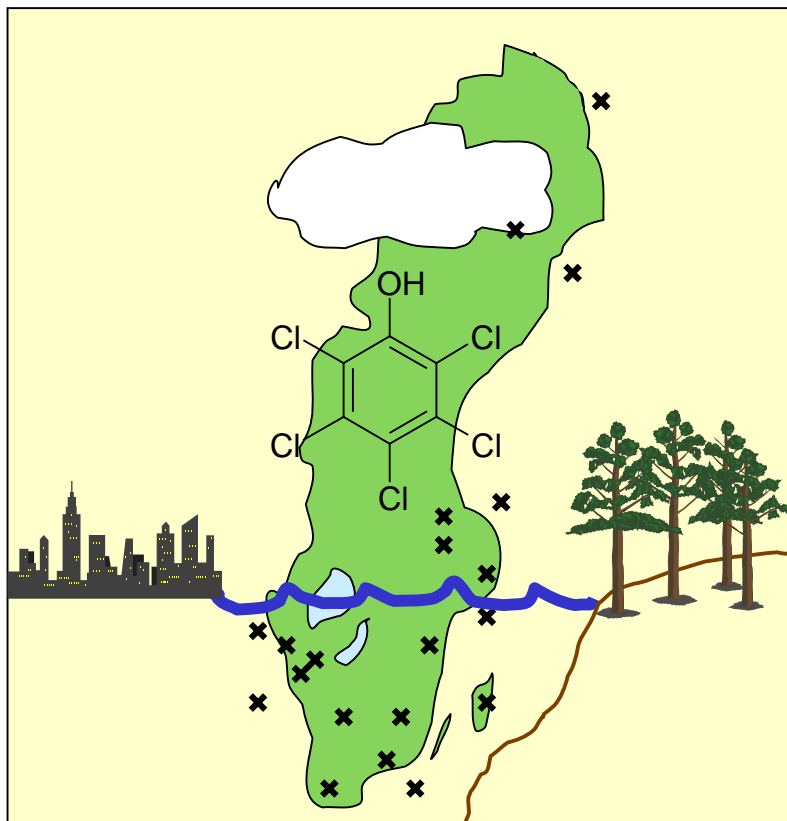




rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Screening av pentaklorfenol (PCP) i miljön



Anna Palm John Sternbeck Mikael Remberger Lennart Kaj
Eva Brorström-Lundén

B1474

Stockholm, juni 2002



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 Stockholm	Projektitel/Project title Mätningar av PCP i miljön
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor Naturvårdsverket
Rapportförfattare/author Anna Palm John Sternbeck Mikael Remberger Lennart Kaj Eva Brorström-Lundén	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Screening av pentaklorfenol (PCP) i miljön	
Sammanfattning/Summary Förekomsten av pentaklorfenol (PCP) i den svenska miljön har undersökts i syfte att få kunskap om betydande emission fortfarande sker av detta ämne som förbjöds nationellt år 1978. Potentiella nutida punktkällor har identifierats och mätningar har utförts i anslutning till dessa källor samt i bakgrundsområden. Mätningarna har omfattat luft, deposition, mark, vatten, sediment, slam och biota samt avgång från mark till luft. Mätningarna inkluderade även en metabolit till PCP: pentakloranisol (PCA). De uppmätta halterna av PCP i miljön är låga i jämförelse med internationellt uppsatta miljö kvalitetskriterier. Högre halter har påvisats vid vissa av de potentiella punktkällorna, men även dessa ligger i allmänhet under generella riktvärden. Kvoten PCA/PCP varierar beroende på medium med högre andel PCA i luft medan PCP förekommer i högre halter i mark, sediment samt slam. De halter som uppmätts i miljön är så låga, att indirekt exponering för PCP från den yttre miljön kan anses ligga långt under publicerade säkerhetsnivåer.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords PCP, PCA, pentaklorfenol, screening, träsnyddsmiddel	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report B1474	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address Rapporten kan hämtas eller beställas på www.ivl.se	

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	5
Summary in English.....	6
1 Inledning.....	8
2 Bakgrund.....	10
2.1 Fysikalisk-kemiska egenskaper.....	10
2.2 Toxicitet.....	12
2.2.1 Pentaklorfenol.....	12
2.2.2 Pentakloranisol.....	12
2.2.3 Klassificering.....	12
2.3 Lagstiftning och riktlinjer.....	13
2.3.1 Miljökvalitetsnormer och gränsvärden.....	13
3 Historisk och nutida användning.....	15
3.1 Träimpregnering och doppning.....	15
3.2 Massatillverkning - slembekämpning.....	16
3.3 Textilier.....	17
3.4 Privat konsumtion.....	17
4 Möjliga spridningsvägar.....	19
4.1 Gamla impregneringsanläggningar.....	19
4.2 Pappersindustri - gamla fiberbankar.....	19
4.3 Textilindustri.....	19
4.4 Deponier- byggavfall.....	20
4.5 Förbränningsanläggningar.....	20
4.6 Nutida diffus spridning.....	20
5 Förekomst i miljön - litteratursammanställning.....	21
6 Sammanfattning –tänkbara spridningsvägar.....	24
7 Provtagningsstrategi.....	25
7.1 Bakgrundsmiljö.....	25
7.2 Diffus spridning.....	27
7.3 Tänkbara punktkällor.....	27
8 Metodik.....	30
8.1 Provtagning.....	30
8.1.1 Luft samt avgång till luft.....	30

8.1.2	Deposition	31
8.1.3	Mark	31
8.1.4	Vatten, sediment och slam.....	31
8.2	Analys.....	31
8.2.1	Extraktion	31
8.2.2	Separation av sura och neutrala föreningar i extrakt.....	32
8.2.3	Derivatisering av fenoler	33
8.2.4	Upprening före GC-analys	33
8.2.5	Instrument.....	33
9	Resultat	35
9.1	Luft samt avgång till luft.....	35
9.2	Deposition	36
9.3	Vatten	37
9.4	Sediment.....	38
9.5	Mark	39
9.6	Slam.....	40
9.7	Biota	40
9.8	Livsmedel	41
10	Diskussion.....	42
10.1	Påverkan från potentiella punktkällor.....	42
10.2	Påverkan från diffusa källor.....	43
10.3	Bakgrundsmiljöer	43
10.4	Relativ förekomst av PCA jämfört med PCP	44
10.5	Andra möjliga källor till PCP	45
11	Slutsatser	46
12	Tack.....	47
13	Referenser	47
	Appendix 1. Provpunkter vid Boro industriområde	52
	Appendix 2. Övergripande provtagningschema	53
	Appendix 3. Resultat från bakgrundsområden.....	54
	Appendix 4. Resultat från diffusa källor.	55
	Appendix 5. Tänkbara punktkällor.....	56
	Appendix 6. Resultat från analyser i livsmedel.....	58

Sammanfattning

IVL har på uppdrag av Naturvårdsverket genomfört en screening av pentaklorfenol (PCP) i syfte att få kunskap om dess förekomst och spridningsvägar i den svenska miljön, samt att utvärdera om betydande emission fortfarande sker. Ämnet förbjöds nationellt år 1978 men nyligen utförda studier på förekomsten av PCP i blodplasma indikerar att exponering för denna substans fortfarande förekommer.

Före 1978 användes PCP i Sverige i stor omfattning som bekämpningsmedel inom bl a träskyddsindustrin och vid massatillverkning. I viss utsträckning har PCP också använts för impregnering av textilier. Höga halter PCP (i förhållande till NV:s riktvärden för förorenad mark) har detekterats i vissa förorenade områden där tidigare dopning med träimpregneringsmedel förekommit. Det är också möjligt att områden med förorenade fiberbankar innehåller PCP. Spridning till luft och vatten från dessa områden är exempel på hur tidigare användning fortfarande kan orsaka miljöpåverkan. Diffus nutida spridning är också tänkbar. Ämnet används fortfarande i många delar av världen och det är sannolikt att Sverige tillförs PCP med vissa varor, t.ex. genom import av textilier. PCP kan även bildas som biprodukt vid olika typer av förbränning och andra industriella processer där klorgas används.

I denna studie har potentiella punktkällor identifierats och mätningar har utförts i anslutning till dessa källor samt i bakgrundsområden. Mätningarna har omfattat luft, deposition, mark, vatten, sediment, slam och biota samt avgång från mark till luft. Mätningarna inkluderade även en metabolit till PCP: pentakloranisol (PCA).

Resultaten från mätningarna visar att halterna av PCP i miljön är låga i jämförelse med internationellt uppsatta miljökvalitetskriterier. Högre halter har påvisats vid vissa av de potentiella punktkällorna, men även dessa ligger i allmänhet under generella riktvärden. I mark, sediment samt slam är halterna av PCP betydligt högre än PCA, medan PCA förekommer i ungefär samma nivåer som PCP i biota. I luft förekommer PCA i högre halter än PCP. Därför sker eventuell långväga transport av PCP sannolikt i form av PCA.

De halter som uppmätts i miljön är så låga, att indirekt exponering för PCP från den yttre miljön kan anses ligga långt under publicerade säkerhetsnivåer.

Summary in English

IVL has performed a screening study of pentachlorophenol (PCP), commissioned by the Swedish Environmental Protection Agency. The objectives of the study were to determine environmental concentrations of PCP in a variety of environmental media in the Swedish environment, to highlight important transport pathways, and to assess the possibility and probability of current emissions of PCP in Sweden. PCP was banned at a national level in 1978, but recent studies have shown high levels of the substance in blood plasma (Sjödén et al., 2000), which could be an indication of on-going exposure to this chemical.

Before 1978, PCP was used in large quantities in Sweden, mainly as a wood preservative and in pulp production. An important but minor use of PCP was in the protection of textiles. In comparison to the Swedish EPA's guidelines for contaminated soil, high levels of PCP have been detected at contaminated sites, where preservation of wood has taken place. PCP could possibly also be found at high levels in areas where polluted fiber banks have been deposited. It is possible that historical uses of PCP may still cause an impact on the environment, e.g. through transport to air and water from highly contaminated areas such as those mentioned above. Emission from diffuse sources is also possible. The substance is still used in many parts of the world and it is likely that PCP is introduced in the Swedish society and thus the environment, through inflow with goods, e.g. import of textiles. PCP can also be formed as a by-product in various combustion processes and industrial processes where chlorine gas is used.

In the current study, potential point sources have been identified and monitoring has been performed in connection to these sources, as well as in background areas. Samples collected for analysis of PCP include air, deposition, soil, water, sediment, sludge and biota. Transport from soil to air has also been investigated. The metabolite pentachloroanisole (PCA) has also been analysed.

The results show that the environmental levels of PCP in Sweden are generally lower than recommended quality limit values. Slightly higher concentrations were detected near some of the potential point sources, but these were still below proposed critical levels. PCP concentrations are significantly higher than PCA concentrations in soil, sediment and sludge, whereas PCA and PCP concentrations are comparable in biota. In air, however, PCA was detected in higher levels than PCP. Therefore, it is likely that possible long-range transport of PCP occurs in the form of PCA.

As the environmental concentrations of PCP reported in this study are relatively low, it is concluded that indirect human exposure from the external environment is likely to be much lower than published safety guidelines.

1 Inledning

Pentaklorfenol (PCP) har sedan 1930-talet använts i stor omfattning som biocid inom framför allt träskydds- och textilbranschen. Pentaklorfenol är mycket toxiskt och klassificeras som möjlig carcinogen för människa av IARC. Vanligen innehåller PCP-blandningar flera miljöfarliga föroreningar, bl.a. dioxiner. Vissa klorerade dioxiner kan även bildas i naturen genom fotokemisk omvandling av PCP (Baker och Hites, 2000). Dessutom anses PCP utgöra ett intermediat i bildningen av dioxiner vid olika förbränningsprocesser (t ex. Froese & Hutzinger, 1996a;b;1997).

Pentaklorfenol skiljer sig från flertalet klorerade organiska miljöföroreningar genom att den uppträder som en anjon i de flesta naturliga vatten, vilket leder till reducerad flyktighet. Under aeroba betingelser kan PCP metyleras och bilda pentakloranisol (PCA) som är betydligt mer flyktig. PCA kan därför utgöra en viktig indikatorsubstans för förekomst eller bildning av pentaklorfenol i olika processer. Detta gäller särskilt i luft, där höga halter PCA kan tyda på hög belastning av PCP i angränsande media.

På grund av dess dokumenterat toxiska egenskaper totalförbjöds PCP i Sverige år 1978. Sedan dess har andra europeiska länder följt efter och 1992 införde EU ett generellt förbud mot produktion och användning av PCP, som innebär att PCP-halten i produkter ej får överstiga 0.1 viktsprocent. Dispens har dock givits till Frankrike, Irland, Portugal, Spanien och Storbritannien t o m 31 december 2008. Import av PCP och PCP-innehållande produkter förekommer därmed fortfarande inom unionen. Importen till Europa under år 1996 har uppskattats till 378 ton NaPCP och 30 ton PCP. Huvudsakliga importörer var Frankrike, Portugal, Spanien och Storbritannien (OSPAR, 1999).

Pentaklorfenol används fortfarande som biocid i många delar av världen, exempelvis inom textilbranschen i länder som Kina och Indien, och som träskyddsmedel i Kanada och USA. Den årliga produktionen av PCP i Kina är ca 5000 ton (Wu et al. 1997). I USA är Vulcan Chemicals numera den enda producenten av PCP, och produktionen var ca 16 000 ton år 1985 (Fisher, 1991).

PCP är ett prioriterat ämne inom flera internationella konventioners arbete, och är upptagen på listor för kemikalier som skall begränsas eller förbjudas. Exempelvis är PCP upptagen av Oslo Paris konventionen (OSPAR) som ett ämne vars emissioner skall vara 0 år 2020 (OSPAR 1999) och PCP är även en prioriterad substans i EU:s vattendirektiv, vilket antogs i juli 2000. Även vissa industribranscher har uppmärksammat PCP, varför det inom flera organisationer är ett kriterium för miljövänliga textilier att denna substans inte förekommer.

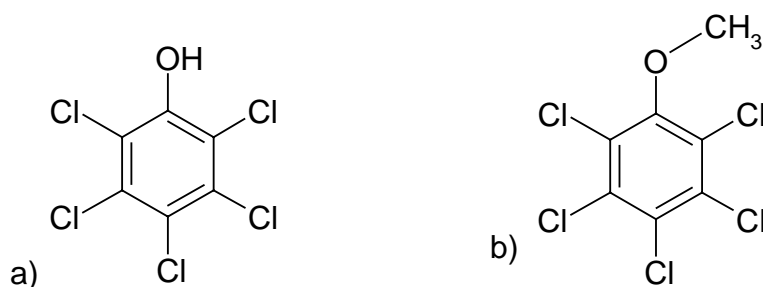
Nyligen utförda studier avseende PCP i human blodplasma visade på höga halter i svenska män (Sjödín et al., 2000), vilket indikerar att exponering för/upptag av denna substans fortfarande sker. Förhållandevis höga halter har även uppmätts i avloppsvatten från hushåll i slutet av 1980-talet i Stockholm (Stockholm Vatten, 1990).

Syftet med föreliggande projekt är att ge kunskap om förekomsten av PCP och dess spridningsvägar i den svenska miljön, samt att identifiera potentiella spridningskällor.

2 Bakgrund

2.1 Fysikalisk-kemiska egenskaper

Pentaklorfenol är ett klorderivat av fenol med fem kloratomer kopplat till bensenringen (Figur 1a). Bensenringens aromaticitet gör att fenoler generellt är starkare syror än alifatiska alkoholer. Den höga kloreringsgraden gör dessutom att pentaklorfenol är den starkaste syran av alla klorfenoler, med ett pKa-värde på 4.7, varför dess förekomstform och fördelningsegenskaper i naturen är starkt pH-beroende. Vid $\text{pH} > 4.7$ dominerar anjonen, dvs pentaklorfenolat. Metylering av PCP till pentakloranisol (PCA; se Figur 1b) kan ske i aeroba miljöer.



Figur 1. Kemisk struktur hos a) pentaklorfenol och b) pentakloranisol

PCP har låg vattenlöslighet, men löser sig lätt i olika organiska lösningsmedel, medan dess salt, Na-PCP har hög vattenlöslighet. Denna har tillsammans med esterformen pentaklorfenyllaurat (PCPL) använts parallellt med PCP. I naturliga vatten styrs lösligheten av det rådande pH-värdet, och inte av huruvida den använda formen var PCP eller dess Na-salt. I många fall appliceras PCP löst i olja, vilket kan påverka lösligheten såtillvida att omgivningens pH får mindre betydelse för löslighetsegenskaperna. Tabell 1 visar de fysikalisk-kemiska egenskaperna hos PCP och dess derivat. Informationen är hämtad från Syracuse Research Corporations databas över fysikalisk-kemiska egenskaper samt från Mackay (2001).

Tabell 1. Fysikalisk-kemiska egenskaper hos pentaklorfenol och relaterade ämnen. Obs att vattenlösligheterna gäller vid pH < pKa (PCP) resp. pH > pKa (Na-PCP).

Ämne	Pentaklorfenol	Pentaklorfenol, Na salt	Pentakloranisol
M (g/mol)	266.34	288.32	280.37
T _M (°C)	190 ¹⁾	-	107-109 ²⁾
W _{SOL} (g/m ³)	14 ¹⁾	330000 ²⁾	0.35 ²⁾
logK _{OW}	5.05 ¹⁾	2.05 ²⁾	5.45 ²⁾
V _P (Pa)	0.00145 ¹⁾	3.59×10 ⁻⁹ ²⁾	0.079 ²⁾
pKa	4.7 ²⁾		

¹⁾ Mackay (2001)

²⁾ SRC phys-prop database (2001)

Nedbrytning och omvandling av pentaklorfenol kan ske både kemiskt och enzymatiskt (biologiskt) och både under aeroba och anaeroba betingelser. En rad olika klorerade föreningar kan uppstå som nedbrytningsprodukter. Vissa bakterier och svamporganismer kan bryta ned PCP fullständigt och har utnyttjats för sanering av områden som är förorenade med PCP. Uppenbarligen kan vissa mikroorganismer utveckla resistens mot PCP.

Biometylering av PCP till PCA kan ske i aerob miljö (t.ex. Neilson et al., 1983). Fotokemisk och enzymatisk omvandling till klorerade dioxiner har även rapporterats (t.ex. Baker och Hites, 2001). Fotokemiska reaktioner i närvaro av Fe(III) och humussyror har visats kunna omvandla PCP till CO₂ (Fukushima och Tatsumi, 2001). I reducerande miljö kan även deklorering ske. Studier har även visat att metylerade fenoler kan återomvandlas till fenoler i sediment samt inne i organismer (Remberger et al., 1986). Det är alltså möjligt att PCA kan återomvandlas till PCP vid gynnsamma förhållanden.

Modellberäknade halveringstider med mjukvaran EPIWIN (SRC, 2002; <http://esc.syrres.com/interkow/epi.htm>) är 19 dygn i luft, 150 dygn i vatten och mark, och 600 dygn i sediment. Detta är grova uppskattningar och de verkliga nedbrytningshastigheterna påverkas bl.a. av vilken reaktionsväg som råder. Exempelvis har man i mark konstaterat att bakteriell nedbrytning av PCP gynnas av aeroba eller metanogena förhållanden, men inhiberas under sulfat- och nitratreducerande förhållanden (D'Angelo och Reddy, 2000).

2.2 Toxicitet

Då PCP använts i syfte att utöva en toxisk effekt på olika typer av oönskade organismer är det naturligt att substansen uppvisar en hög ekotoxicitet. Åtskilliga studier har dessutom utförts avseende hälsoeffekter på djur och människa till följd av exponering för PCP och dess derivat. I avsnitt 2.2.1 - 2.2.2 redogörs för observerade effekter orsakade av PCP. Informationen har hämtats från databasen TOXNET vid US National Library of Medicine (<http://toxnet.nlm.nih.gov>); databanken HSDB.

2.2.1 Pentaklorfenol

PCP har dokumenterat humantoxiska egenskaper. Hög exponering för PCP kan orsaka störningar i respiration, blodtryck samt hjärtfunktion. Irritation i hud, ögon samt slemhinnor har observerats, och fall av klorakne till följd av PCP-exponering i kombination med dioxiner har rapporterats. PCP inhiberar även den oxidativa fosforyleringen i mitokondrierna, vilket försämrar cellens förmåga att producera kemisk energi. Individer med minskad njur- och leverfunktion är särskilt känsliga för exponering för PCP. Rapporterade LD50-värden för råttor ligger mellan 96 och 330 mg/kg, för oralt upptag eller upptag genom huden. Toxiciteten hos PCP är liksom dess fördelningsegenskaper beroende av pH. Vid $\text{pH} < 4.7$ föreligger PCP huvudsakligen i protonerad form och är betydligt mer lipofil än vid högre pH. Ett lågt pH-värde ökar alltså PCPs benägenhet att fördela sig till fettvävnader och annat organiskt material. När PCP väl passerat cellmembranet är det dock det fysiologiska pH-värdet som bestämmer hur PCP föreligger.

2.2.2 Pentakloranisol

Inga studier på toxicitet av PCA i människa har återfunnits i litteraturen. Toxiciteten för djur har dock rapporterats vara mycket lägre än motsvarande toxicitet av PCP. Mutagena effekter har observerats i lymfkörtlar i mus, och råttor uppvisade bl. a. minskad kroppsvikt till följd av exponering för PCA.

2.2.3 Klassificering

Kemikalieinspektionen klassificerar pentaklorfenol som giftigt vid hudkontakt/förtäring samt mycket giftigt vid inandning. Vidare beskrivs det som irriterande för andningsorgan, ögon och hud, och mycket giftigt för vattenorganismer. Kemikalieinspektionen delar in PCP i kategori 3 avseende cancerogenitet, dvs "misstänks kunna ge cancer". Samma klassificering gäller för natriumsaltet av pentaklorfenol (KemI, 2000).

IARC (International Agency for Research on Cancer) klassificerar pentaklorfenol i grupp 2B : möjlig cancerogen (IARC, 1999). US EPA (US Environmental Protection Agency) klassificerar pentaklorfenol i klass B2, dvs trolig human carcinogen. Bedömningen grundas på bevisad cancerogenitet i djur samt otillräckliga data avseende human cancerogenitet (USEPA, 1993).

2.3 Lagstiftning och riktlinjer

Användning av PCP förbjöds i Sverige 1978 och Kemikalieinspektionen har utfärdat föreskrifter avseende förekomsten av pentaklorfenol i kemiska produkter. Idag är inga preparat innehållande PCP godkända i Sverige, och produkter vars PCP-innehåll överstiger 0.1 viktsprocent får ej släppas ut på den svenska marknaden (KIFS 1998:8, 10 kap, 7§). Myndigheterna har tillsyn på t.ex. trävarubranschen men denna tillsyn omfattar inte analys av stickprov på importerade varor med avseende på PCP.

Direktiv 1999/51/EG föreskriver att PCP och dess salter och estrar ej får användas inom den europeiska unionen i koncentrationer som överstiger 0.1 viktsprocent. Dispens för vissa användningsområden har givits till Frankrike, Irland, Portugal, Spanien och Storbritannien t o m 31 december 2008.

I USA är PCP tillåtet som träskyddsmedel men all övrig användning av PCP är förbjuden i landet. I Kanada används PCP för träskyddsändamål (Canadian Institute of Treated Wood, 2002) och några generella restriktioner finns inte avseende användningen.

PCP är även tillåtet i många u-länder och används för textilimpregnering samt som träskyddsmedel i t ex Kina och Indien.

2.3.1 Miljökvalitetsnormer och gränsvärden

Naturvårdsverket har utarbetat generella riktvärden för förorenad mark för ett antal olika ämnen, där bl.a. PCP ingår. För mark med känslig markanvändning (KM) får halten PCP ej överstiga 0.1 mg/kg TS, för mark med mindre känslig markanvändning men med grundvattenuttag (MKM GV) gäller 3 mg/kg TS, och för mark med mindre känslig markanvändning (MKM) skall koncentrationen PCP ligga under 5 mg/kg TS (NV, 1999a). I Tabell 2. redovisas amerikanska, kanadensiska samt världshälsoorganisationens riktlinjer för förekomst av PCP i miljön. PNEC-värden för naturliga vatten och sediment anges även.

I Naturvårdsverkets föreskrifter om utsläpp av industriellt avloppsvatten finns gränsvärden uppsatta. Koncentrationen av PCP i industriavloppsvatten får inte överstiga 1 mg/l avloppsvatten per månad, samt 2 mg/l avloppsvatten per dygn (SNFS 1995:7,

22§). Emissioner av PCP ska även rapporteras enligt det kommande Europeiska registret över industriella emissioner (Council Directive 96/61/EC).

Tabell 2. Exempel på gränsvärden och kriterier för PCP i olika medier

Parameter	Värde	Myndighet/land
Acceptabelt dagligt intag, RfD (mg/kg dag)	0.03	US EPA, 1993
Sötvatten (µg/L)		
CMC ¹	19, vid pH 7.8	US EPA, 1999
CCC ²	15	US EPA, 1999
Akvatiskt liv	0.5	CCME ³ , 1999
Kommunalt vatten	60	CCME, 1999
Dricksvatten	9	WHO, 1998
PNEC ⁴	0.2	Fraunhofer Inst. 1999
Havsvatten (µg/L)		
CMC ¹	13	US EPA, 1999
CCC ²	7.9	US EPA, 1999
Sediment (µg/kg TS)		
PNEC ⁴	3.7	Fraunhofer Inst. 1999
Mark (mg/kg TS)	7.6	CCME, 1999

¹Criteria Maximum Concentration

²Criterion Continuous Concentration

³Canadian Council of Ministers of the Environment

⁴ Predicted no effect concentration

3 Historisk och nutida användning

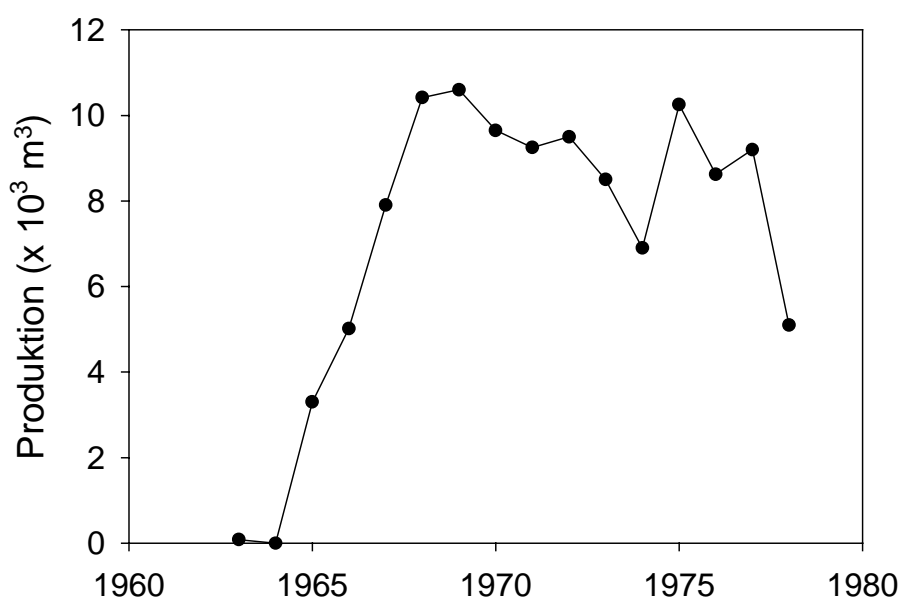
I Sverige har PCP använts sedan slutet på 1930-talet och fram till att det förbjöds 1978. De huvudsakliga användningsområdena var vid träimpregnering, slembekämpning inom massaindustrin samt impregnering av textilier, framför allt för utomhusbruk (Dicken & Johansson, 1971).

3.1 Träimpregnering och doppning

Inom träindustrin har PCP använts som aktiv komponent i tryckimpregneringsmedel samt i olika doppningsmedel. Den stora användningen introducerades med blånadsskydds-doppningsmedel under 50-talet och var som störst på 60- och 70-talet (NV, 1999b). Användningen av PCP i tryckimpregneringsmedel startade 1956 genom impregneringsmedlet kp-salt (senare kp-cuprinol) som bestod av ett kopparsalt och PCP. Då PCP förbjöds 1978 ersattes det med andra ämnen (NV, 1999b).

Inom träskyddsbranschen stod doppningsmedel sannolikt för den mest omfattande spridningen av PCP. Trävaror doppades i stora kar fyllda med impregneringsmedel. Doppningen var ofta okontrollerad såtillvida att inga särskilda säkerhetsåtgärder vidtogs för att förhindra spill och spridning. Exempel på PCP-innehållande produkter var bl a Ky-5, en blandning producerad av det finska bolaget Kyminää. Saltbaserade medel som innehöll PCP var framför allt kp-cuprinol, en Höganäs-producerad produkt. När det gäller oljebaserade ämnen är olika typer av Hylosanprodukter (Hylosan Sn/Brun/Grön) mest troliga PCP-produkter (M Estberg, pers.komm.). Dessa ämnen användes fram till 1978/79 (M Estberg, pers.komm.). Antalet doppningsanläggningar som förekommit i Sverige uppskattades av Naturvårdsverket till ca 400-500 anläggningar (NV, 1999b).

Under åren 1963 – 1978 var den totala produktionen av PCP-impregnerat trä 114 000 m³ (Svenska Träskyddsinstitutet, 1980). Figur 2 visar den årliga produktionen av sådant virke under denna period.



Figur 2. Producerad volym PCP-impregnerat virke i Sverige 1963-1978 (källa: Svenska Träskyddsinstitutet, 1980)

Idag impregneras svenskt virke inte med PCP, men införsel av PCP-impregnerade produkter kan ske från andra länder. Svenska importörer är skyldiga att tillse att PCP-innehållet i införda produkter inte överstiger 0,1 vikts-%, men ingen regelbunden tillsyn garanterar att så alltid sker. Ju mer komplexa leverantörskedjorna är, desto osäkrare är det att ställda krav efterlevs i ursprungslandet. Enligt Kemikalieinspektionen upptäckte en importör i början av 90-talet att det träflis som importerats från Chile innehöll höga halter PCP (U Rick, pers. komm.). Det går med andra ord inte att utesluta att import av PCP-innehållande trävaror fortfarande sker.

3.2 Massatillverkning - slembekämpning

Natriumsaltet av pentaklorfenol hade stor betydelse som slembekämpningsmedel i massafabriker och pappersbruk, och ersatte till stor del kvicksilver när detta förbjöds i slutet av 1960-talet. Användningen i denna bransch var relativt begränsad i jämförelse med de volymer som använts vid träimpregnering, men exakta uppgifter på vilka volymer som använts går inte att få fram, då användningen som slembekämpningsmedel inte var tillståndspliktig (N Jirwall, pers. komm.). Troligtvis har samtliga massaanläggningar använt PCP som slembekämpningsmedel som ersättning för kvicksilver under någon period (N Jirwall, pers.komm). Det är alltså sannolikt att PCP kan förekomma i gamla fiberbankar utanför nedlagda massaindustrier.

3.3 Textilier

Esterformen av pentaklorfenol, pentaklorfenyllaurat, användes tidigare vid impregnering av textilier för utomhusbruk. Exempel på användningsområden är tält, presenningar mm (Lind och Darnerud, 2000).

I många delar av världen används PCP fortfarande som biocid inom textilindustrin (Larsen et al., 2000). Kemi (1997) uppger att PCP dessutom används i processer såsom färgning och fiberförstärkning, samt att man i Hong Kong och Kina använder PCP som konserveringsmedel vid transport och lagring av textilier. I Danmark har man tidigare konstaterat PCP i importerade T-shirts, men i nyligen genomförd studie omfattande 11 olika textilier kunde PCP inte detekteras (Larsen et al., 2000). I Österrike påvisades i en undersökning år 1996 PCP-halter i skor som var 280 ggr högre än det tillåtna österrikiska gränsvärdet på 5 mg/kg (UBA, 1996). Ytterligare undersökningar av läderprodukter påvisade halter som i 16 % av fallen överskred gränsvärdet i ÖKO-tex standarden (se nedan), och i 5 % av fallen överskred halterna det nationella gränsvärdet. Det högsta uppmätta värdet var 282 mg/kg (UBA, 1998).

Vid Västra Götalands Länsstyrelse (S Hansson, pers. komm.) tror man att förekomsten av PCP i de textila halvfabrikat som importerar av svenska TEKO-industrier numera är mycket låga, eftersom man inom branschen bevakar detta ämne och också arbetar enligt t.ex. de tyska principerna för ÖKO-tex (< 0.5 mg/kg i textilier ej avsedda för spädbarn) samt Svanen (PCP är förbjudet i textilier). Man utesluter dock inte att Sverige tillförs PCP genom vissa textilier som importerar som färdiga varor, t.ex. vissa kläder och mattor. IFP Research utför dock rutinmässiga kontroller av PCP-innehåll i importerade textilier som hanteras av ÖKO-tex anslutna industrier. Mycket sällan har PCP detekterats vid dessa kontroller (E Svensson, pers. komm.). PCP har förekommit tidigare inom den svenska TEKO-industrin, vilket bl.a. orsakat höga dioxinhalter i Viskan (t.ex. J & W, 2002). Det visades dock att ursprunget till PCP var som förorening i den hypoklorit man använde, och inte importerad bomull (S Hansson, pers. komm.).

3.4 Privat konsumtion

Försäljning av PCP-innehållande produkter har även skett för bekämpning av bland annat husbock och svampangrepp. Kemikalieinspektionen har i sin försäljningsstatistik uppgifter på försäljning av PCP-innehållande produkter både på industriell samt konsumtionsnivå. Statistiken sträcker sig från 1976 till 1980 och de två första åren redovisas i Tabell 3. Efter 1977 finns inga mängder angivna men enligt statistiken fortsatte försäljningen av pentaklorfenol till industri fram till 1978 och av pentaklorfenyllaurat till industri fram till och med år 1980.

Tabell 3. Försålda mängder PCP-produkter till industri och konsumenter åren 1976 samt 1977, angivna i ton. Total mängd som sålts till konsumenter anges inom parentes (källa: Produktregistret, Keml).

Verksam substans	1976		1977	
	Produkt mängd	Mängd verksam substans	Produkt mängd	Mängd verksam substans
Natriumpentaklorfenolat	48	33	22 (17)	6 (1)
Pentaklorfenol	688	37	644 (95)	31 (4)
Pentaklorfenyllaurat	26	10	x ¹	x ¹

¹Försäljning skedde, men mängd ej angiven.

4 Möjliga spridningsvägar

Eftersom PCP fortfarande används inom EU, och sannolikt i ännu större omfattning i Asien och Afrika, kan PCP tillföras Sverige genom import av vissa varor. Tillförsel kan även ske via storskalig spridning i luft och vatten, samt eventuellt genom bildning som biprodukt vid vissa industriella processer. Pentaklorfenol kan bildas som biprodukt vid olika typer av förbränning (Wikström et al., 1999; Froese & Hutzinger, 1996a,b; 1997). Det är också möjligt att gamla punktkällor fortfarande läcker PCP, t ex fiberbankar vid gamla massfabriker, eller mark där doppnings- och impregneringsanläggningar tidigare legat. I det följande går vi igenom tänkbara källor till spridning av PCP i Sverige.

4.1 Gamla impregneringsanläggningar

Gamla impregneringsanläggningar och virkesupplag kan vara betydande källor till nutida spridning av PCP. Då detta ämne tidigare använts i stora kvantiteter utan särskilda säkerhetsåtgärder är risken stor att kontamination av mark och grundvatten skett. I protonerad form är PCP starkt lipofil och spridning från sur mark torde inte ske i någon större utsträckning. I förorenade områden där pH i marken är högre än 5 går det inte att utesluta att spridning av PCP kan förekomma. PCP har detekterats i höga halter i ett fåtal prover från gamla industriområden där PCP har använts (Wahlgren A, pers.komm.).

4.2 Pappersindustri - gamla fiberbankar

Slembekämpning av pappersmassa med PCP var ingen tillståndspliktig verksamhet. Därför är det svårt att lokalisera troliga punktkällor. Fiberbankar som deponerats kan dock tänkas vara förorenade med pentaklorfenol.

4.3 Textilindustri

Då PCP tidigare använts för impregnering av vissa textilier är det tänkbart att det kan förekomma i t ex djupare sediment i anslutning till textilindustrins anläggningar. Eftersom pentaklorfenol fortfarande används för textilimpregnering i många länder i världen och dessutom återfunnits i importerade textilier är det möjligt att en nutida belastning sker, vilket skulle kunna yttra sig i ackumulation i slam hos reningsverk. Källan till reningsverk kan vara både hushåll och textilindustrier.

4.4 Deponier- byggavfall

En möjlig källa till PCP-läckage skulle kunna vara deponier med byggavfall. I lakvatten från 18 avfallsupplag varierade halten av PCP från e. d. – 0.95 µg/l, med medelhalten 0.07 µg/l (Öman et al., 2000). Svenska gränsvärden för PCP i vatten saknas, men de detekterade halterna ligger väl under internationella vattenkvalitetskriterier (se avsnitt 2.3.1) med undantag för det kanadensiska gränsvärdet på 0.5 µg/l för skydd av akvatiskt liv (CCME, 1999). Lakvattensediment har undersökts vid 8 avfallsupplag och PCP detekterades inte i något av fallen. Detektionsgränsen var 10 µg/kg TS (Öman et al., 2000). Baserat på ovan nämnda studier och gränsvärden utgår vi från att deponier utgör en liten risk för spridning av PCP.

4.5 Förbränningsanläggningar

Pentaklorfenol kan bildas som biprodukt vid olika förbränningsprocesser. Wikström et al. (1999) visade att pentaklorfenol kan primärbildas genom förbränning av fenol vid hög förbränningseffektivitet, och bildningsmönstret med avseende på förbränningseffektivitet tycks följa samma mönster som klorbensener, med ökad bildning med ökande förbränningseffektivitet. Froese och Hutzinger (1996a;b; 1997) påvisade även bildning av PCP vid förbränning av olika alifatiska kolväten. Bildning av PCP anses vara ett viktigt första steg i bildningen av dioxiner vid avfallsförbränning (Froese & Hutzinger, 1996a;b;1997).

4.6 Nutida diffus spridning

Inflödet via import av varor borde vara begränsat på grund av Kemikalieinspektionens gränsvärden för PCP-innehåll i produkter på den svenska marknaden (se avsnitt 2.3). Som diskuteras i kapitel 2.3 så omfattar rådande tillsyn inte att importerade varor testas för PCP. Substansen har påträffats i vissa textilier (avsnitt 3.3), samt i importerat träflis (avsnitt 3.1). Av dessa anledningar kan man förvänta sig att en viss diffus spridning sker av PCP, som exempelvis kan yttra sig i ackumulation i reningsverksslam följt av eventuell spridning på åkrar. Eventuellt kan spridning även ske via dagvatten.

5 Förekomst i miljön - litteratursammanställning

Förekomsten av PCP i den svenska miljön är dåligt kartlagd. I Tabell 4 visas exempel på uppmätta halter av PCP i olika media. De flesta undersökningar av PCP har genomförts i förorenade områden och i urbana miljöer.

I Stenungsundsområdet genomfördes under 1990-talet en undersökning avseende halter och upptag av PCP och andra organiska miljögifter i det marina ekosystemet. Förhöjda PCP-halter uppmättes i sediment som insamlats vid Stenungsund, med en avklingande gradient från området. Förhöjda halter av PCP kunde även påvisas i musslor som placerats ut i området. Slutsatserna från studien var att klorfenolbelastningen i vattenmassan sannolikt berodde på utsläpp i närområdet, atmosfäriskt nedfall samt på vattentransport från söder. En viss resuspension från sedimenten kunde även påvisas. (Brorström-Lundén och Granmo, 1995 och 1997).

I Vetlanda kommun i Jönköpings län har PCP påträffats i mark och grundvatten i anslutning till en f d impregneringsanläggning i industriområdet Boro, som tillhörde det numera nedlagda Landsbro Trä AB. På fastigheten har tidigare dopp- samt tryckimpregnering förekommit och även lagring av impregnerade varor. PCP har påträffats i halter upp till 51 mg/kg TS i mark och 0.17 µg/l i grundvatten (J&W, 1999; VBB VIAK, 2000). De höga halterna i mark detekterades vid en provpunkt belägen relativt långt ifrån den byggnad där tidigare dopningskaret befunnit sig. I en uppföljande undersökning detekterades PCP i halter upp till 19 mg/kg TS i mark och 13 µg/l i grundvatten (P Edborg, pers. komm.). Dessa värden detekterades i marken under den byggnad där tidigare dopning förekommit. Halten i mark kan betraktas som mycket hög jämfört med de gränsvärden som utarbetats av Naturvårdsverket (0.1, 3 resp 5 mg/kg TS beroende på markanvändning, se avsnitt 2.3.1).

Vid en kartläggning av sedimenten i Viskan kunde PCP enbart detekteras i två sjöar nedströms Borås (Golder, 2000; J & W, 2002, Tabell 4). Dessa sjöar ligger nedströms ett reningsverk som är belastat av textilindustrin och det har tidigare påvisats att denna verksamhet orsakar förhöjda halter av vissa bromerade flamskyddsmedel och antimon i denna del av Viskan (Sternbeck et al., 2001; Sternbeck et al., 2002). Eftersom PCP kan förekomma i importerade textilier kan man inte utesluta att förekomsten av PCP i dessa sjöar påverkas av textilindustrin. Detta kan jämföras med indiska floder där halter upp till 8.8 µg/l har uppmätts (Nomani et al., 1996), vilket möjligen återspeglar att PCP används inom bomullsodling och textilproduktion i Indien.

I avloppsvatten från olika bostadsområden i Stockholm har PCP-halter mellan 0.12 - 1.1 µg/l rapporterats (Stockholm Vatten, 1990). Detta faktum samt förekomsten

av PCP i in- och utgående avloppsvatten vid reningsverk i Stockholm indikerar att PCP sprids diffust (Tabell 4). Källan är dock inte identifierad. Ackumulationen av tidigare använda PCP-innehållande material kan antas vara högre i tätbebyggda samhällen, men det kan inte uteslutas att den diffusa spridningen även påverkas av förekomst i nutida varor.

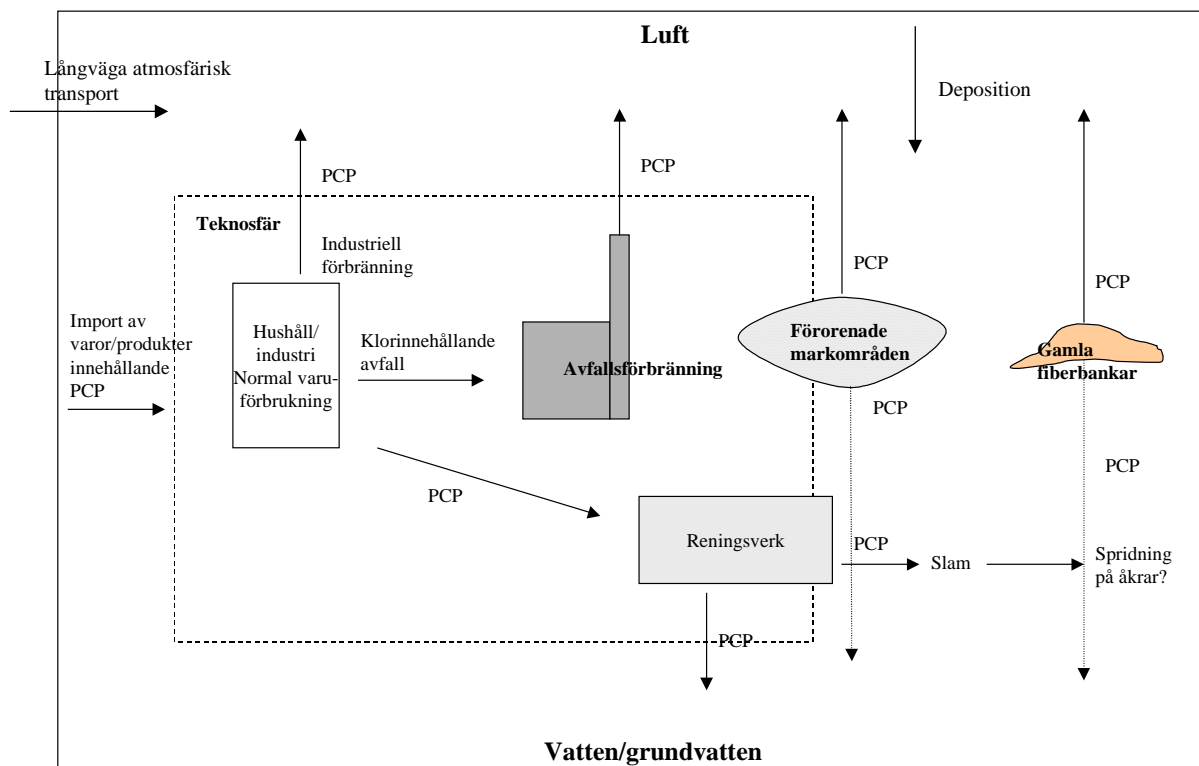
Betydelsen av atmosfärisk långdistanstransport och deposition av PCP till Sverige har hittills ej kartlagts. PCP-halter har dock uppmätts i luft i bakgrundsområden i Kanada (Tabell 4). Inom OSPAR har en nedåtgående trend avseende halter av PCP konstaterats i kust och flodvatten i Nordsjön (Lind & Darnerud, 2000). Eftersom PCP har ett relativt lågt ångtryck och dessutom uppträder som en anjon i de flesta naturliga vatten är det möjligt att långväga transport snarare sker som pentakloranisol.

Tabell 4. Observerade halter av PCP i olika media i Sverige. Förekomst i luft förefaller ej ha studerats i Sverige varför en kanadensisk referens ingår. ed står för ej detekterad.

Lokal	Typmiljö	Koncentration	Referens
Luft (ng/m³)			
Saskatchewan & Northwest Territories, Kanada, 1994	Bakgrund	0.06-3.68	Cessna et al. 1997
Vatten (µg/L)			
Avloppsvatten, Stockholms reningsverk			
ingående		0.15-0.25	Stockholm Vatten, 1990
utgående		0.14	Stockholm Vatten, 1990
Lakvatten från avfallsupplag	industriell	ed-0.95	Öman et al., 2000
Boro-området, grundvatten	f.d. industriellt	ed-13	VBB VIAK, 2000
Mark (ng/g TS)			
Boro, f d träimpregnering	f.d. industriellt	ed-19000	J&W, 1999
Sediment (ng/g TS)			
Stockholm 1997-1999 (sedimentfällor)	urban	0.02-14	Broman et al. 2001
Viskan, nedströms Borås	ev. industri-påverkan	25-180	Golder, 2000
Stenungsund, olika djup 1995	kust nära industri	17-644	Brorström-Lundén och Granmo, 1995
Biota (ng/g fettvikt)			
Mytilus, Macoma, Lymnea 1989-1990	Nordisk marin miljö	ed-440 (fri ed-1830 (bunden)	Østfeldt et al. (1994)
Musslor, Stenungsund	kust nära industri	0.19-61	Brorström-Lundén et al., 1996

6 Sammanfattning –tänkbara spridningsvägar

Baserat på ovanstående genomgång illustreras i Figur 3 ett möjligt scenario över potentiella källor och spridningsvägar för pentaklorfenol i den svenska miljön idag.



Figur 3. Sammanfattande bild över möjliga spridningsvägar av pentaklorfenol i den svenska miljön idag.

7 Provtagningsstrategi

En provtagningsstrategi fastlades utgående ifrån identifierade punktkällor och spridningsvägar (Figur 3). En sammanställning av de provlokaler som valts visas i Tabell 5. Mätlokalerna har indelats i tre kategorier, bakgrund, diffus spridning samt punktkällor. En fullständig tabell med totalt antal prover återfinns i Appendix 1.

Tabell 5. Provtagningsplan

Kategori	Lokaltyp	Vald lokal
Bakgrund	Sveriges västkust	Rörvik, västkusten
	Arktisk miljö	Pallas, N:a Finland
	Opåverkad skogsmiljö	Gårdsjön, västkusten
	Åkermark	Östergötland, Gotland och Fd Malmöhus län
	Bakgrundsfisk	Sill/strömning från miljöövervakningsnätet
	Terrester biota, bakgrund	Älgprover från miljöövervakningsnätet
Diffus spridning	Urban miljö	Vasastan, centrala Stockholm
	Reningsverk	Loudden, Bromma och Henriksdal, Stockholm
	Dagvattenslam	Dagvattenutlopp, Årstaviken
Punktkällor	Fd träimpregneringsanläggning	Boro, Vetlanda kommun, f d Landsbro Trä AB Ekesiöö träimpregnering
	Avfallsförbränning	Boländerna förbränningsanläggning, Uppsala
	Tidigare pappersindustri	Örserumsviken, Västervik Tollare, Nacka
	Textilindustri	Guttasjön, Borås Gässlösa reningsverk, Borås
	Plastproduktion – storindustri	Stenungsund Draka Kabel, Ystad

7.1 Bakgrundsmiljö

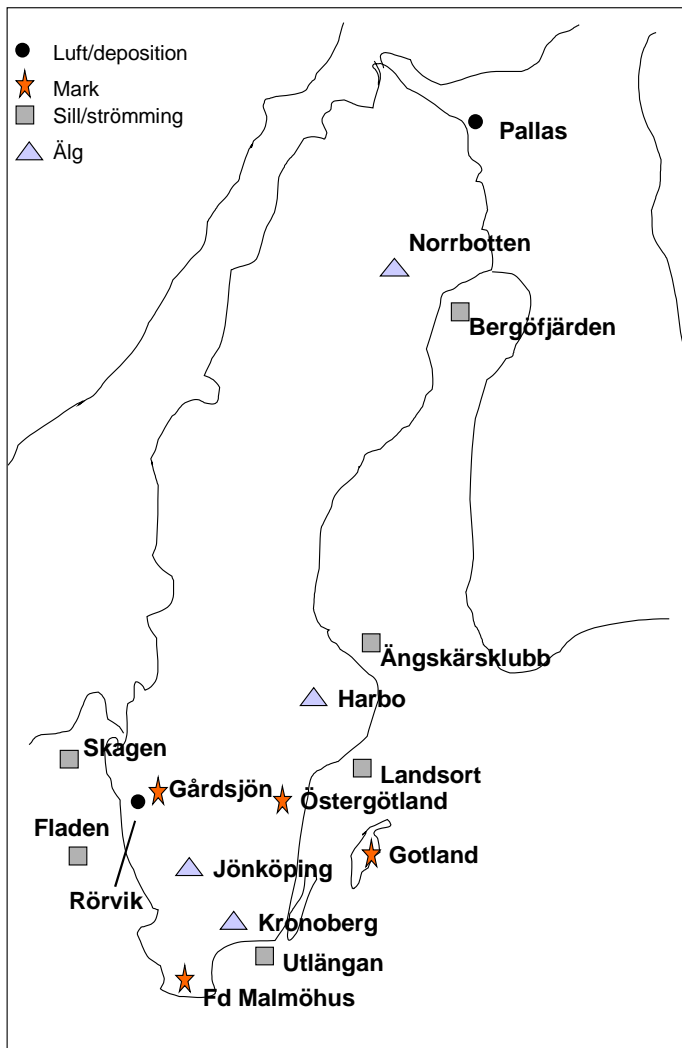
Två bakgrundsstationer valdes för att få en uppfattning om halter av PCP och PCA i bakgrundsluft samt för att studera betydelsen av långväga atmosfärisk transport och deposition av dessa ämnen. Mätningar utfördes vid Rörvik, belägen på svenska västkusten och i Pallas i norra Finland. Dessa stationer ingår i det nationella

miljöövervakningsprogrammet för luft. Vid dessa stationer mäts rutinmässigt andra organiska miljögifter såsom PCB och olika pesticider.

Mätning av bakgrundshalter i mark utfördes vid Gårdsjön som är ett experimentområde för försurning vid svenska västkusten. Prover togs dels från mark som övertäcks av ett tak, och därmed ej utsatts för naturlig nederbörd, dels från mark utanför detta tak. Den mark som ligger under tak bevattnas med havsvatten i samma mängder som aktuell nederbörd i området.

Prover på matjord från Östergötland, Gotland och Malmöhus erhöles från SLU.

Fiskprover från bakgrundsstationer utmed den svenska kusten erhöles från Naturhistoriska Riksmuséets provbank. Fyra älgprover erhöles från SVA. Figur 4 visar provstationerna för bakgrundsprover i luft, deposition, mark, fisk samt älg.



Figur 4. Valda provstationer för bakgrundsprover i luft, deposition, mark, fisk samt älg.

7.2 Diffus spridning

Då urbana områden identifierats som en möjlig källa till diffus spridning (se avsnitt 5) studerades halter i luft och deposition vid en provstation i centrala Stockholm.

I syfte att kartlägga betydelsen av diffus spridning av PCP och PCA från hushåll undersöktes slam från Stockholms tre reningsverk. Dessa reningsverk är även belastade av industrier. Vidare undersöktes slam från ett magasin för dagvattenrening utmynnande i Årstaviken för att ge en uppfattning om avrinning från olika diffusa urbana källor.

7.3 Tänkbara punktkällor

Nedlagda impregneringsanläggningar

Boro-området i Vetlanda kommun där höga PCP-halter tidigare uppmätts (se avsnitt 5) är ett känsligt område i miljöhänseende eftersom Linneån, som ansluter till Emån, rinner rakt igenom det gamla industriområdet (se Figur 5), vilket ökar möjligheten för spridning via vatten. Dessutom är Emån klassat som ett område av riksintresse enligt Miljöbalken 4:3, vilket gör den särskilt skyddsvärd. Dessa faktorer föranledde valet av Boro som representant för den möjliga punktkällan ”gamla impregneringsanläggningar”. Prover togs på luft, avgång till luft, mark, vatten samt sediment. En detaljerad karta med provpunkter återfinns i Appendix 1.



Figur 5. Översikt över Landsbro och det gamla industriområdet Boro.

Markprover som tagits i en tidigare undersökning av Ekesiö träimpregneringsanläggning i Bromma analyserades också. Impregnering med bl a PCP-innehållande kp-cuprinol förekom här fram till 1982, då anläggningen revs.

Pappersindustri

Som representant för gamla fiberbankar med avseende på slembekämpning inom pappersindustrin togs prover på deponerade sediment från Örserumsviken, där en stor sanering av förorenade sediment för närvarande pågår. Området har kontaminerats till följd av aktiviteten i ett numera nedlagt pappersbruk. (Projekt Örserumsviken, 2002). Fiskprover (gädda) togs även vid Tollare i Nacka, där stora mängder massafibrer ligger på bottenarna.

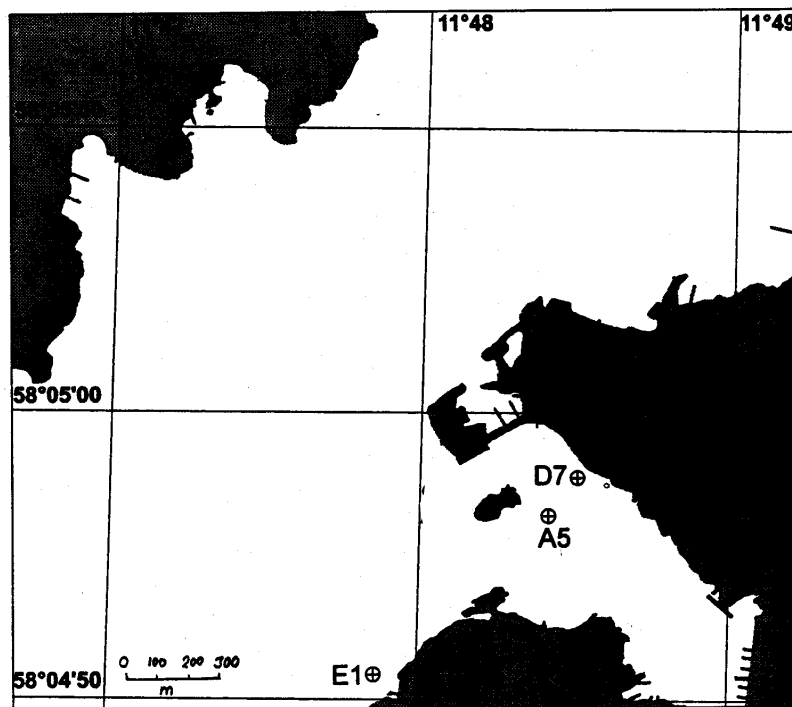
Textilindustri

Som diskuterats i kapitel 5 är det inte uteslutet att import av textila halvfabrikat fortfarande kan innehålla PCP. PCP har påträffats i sediment nedströms Gässlösa reningsverk, som är belastat av bl.a. textilindustrier (Golder, 2000; J & W, 2002). Vi har därför studerat fisk från Guttasjön i Viskans vattensystem nedströms Borås (prov från Tomas Österlund, Viskans Vattenvårdsförbund). Dessutom erhöles prov på rötslam från Gässlösa reningsverk utanför Borås från Annette Ohlsson, Borås kommun.

Förbränningsanläggningar och industriella processer

Då PCP befunnits ha potential för att bildas vid bl a avfallsförbränning valdes Boländerna avfallsförbränning i Uppsala som en möjlig punktkälla. Luftprov togs på ca 4 m höjd ungefär 1 km söder om anläggningen.

Stenungsundsområdet valdes för att representera en industriort med omfattande plastproduktion och kloranvändning. Valet baserades på att förhöjda halter i den marina miljön konstaterats vid tidigare mätningar (se kapitel 5). Mätningar utfördes på luft, vatten och sediment. Vattendjupen vid stationerna varierade mellan 6-8 m. Vattenprov togs direkt vid ytan samt ca 2 m över botten. I sediment analyserades 0-2 cm. Figur 6 visar provtagningsstationerna vid Stenungsundsområdet.



Figur 6. Karta över provpunkter för vatten- och sedimentprover utanför Stenungsund.

Utöver dessa prover analyserades även markprover som tagits från en plastproducerande industri i Ystad, inom ramen för ett parallellt projekt. Vid denna industri används dock inte klor aktivt i processen, varför halterna av PCP kan förväntas vara lägre.

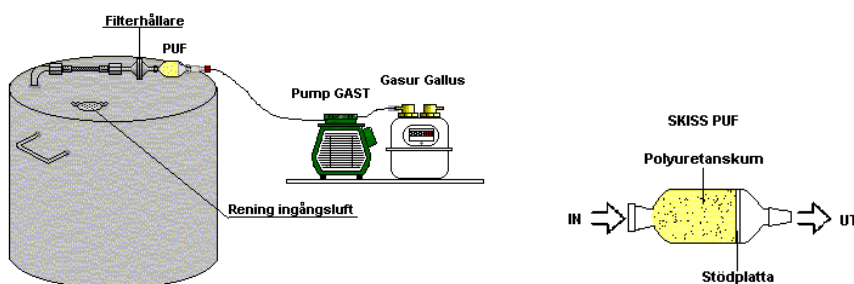
8 Metodik

8.1 Provtagning

8.1.1 Luft samt avgång till luft

Luftprover vid bakgrundstationerna Rörvik och Pallas togs med en högvolymsprovtagare (HVS). Provtagaren var försedd med ett glasfiberfilter för uppsamling av partikelfasen och en kassett med en adsorbent av polyuretanskum (PUF), för provtagning av gasfasen. Flödet under provtagningen var ca 20 m³/h. Det är samma typ av provtagare som används för provtagning av POP inom det nationella miljöövervakningsprogrammet. Luft vid punktkällorna och i den urbana miljön provtogs med lågvolymsprovtagare (LVS), också de försedda med glasfiberfilter och adsorbent av polyuretanskum. Flödet under provtagningen var cirka 1 m³/h.

För att uppskatta avgång av PCP från mark till luft användes en kammare av rostfritt stål. Kammaren saknar botten och tätades vid markkontaktytan med en blandning av bentonitlera och vatten. Kammaren försågs med ett glasfiberfilter (Whatman GF/C) och ett polyuretanskumfilter för att rena ingående luft. Luftprovtagningen utfördes med ett glasfiberfilter och PUF enligt beskrivningen för LVS ovan. Luftprovtagaren anslöts till kammaren via en armerad teflonslang med en rörgänga i varje ände. Filterhållaren och teflonslangen gängades på ett kort anslutningsrör från kammaren. Gängningarna tätades med teflongängtejp och luft pumpades igenom anordningen med en pump kopplad till ett gasur. Den instrumentella delen skyddades med påsar av polyeten (se Figur 7). Luftprov togs även två meter över marken i syfte att bestämma luftens bakgrundskoncentration av PCP. Denna teknik har tidigare utnyttjats för att beräkna avgång av PAH och PCB från kontaminerad mark vid Örserumsviken. Utrustningen har tillhandahållits från projekt Örserumsviken (Palm et al. 2001; Projekt Örserumsviken, 2002).



Figur 7. Kammare för provtagning av avgång till luft. Bilden är tagen från Ramström och Hermansson (2000).

8.1.2 Deposition

Deposition provtogs med en s.k. bulkprovtagare, där både torr- och våtdeposition uppsamlas. Provtagaren består av en 1 m² teflonbelagd yta med 10 cm höga kanter. Provtagaren lutar svagt ner mot centrum, där en adsorbent av polyuretanskum är monterad. Provtagaren var öppen mot atmosfären under hela provtagningsstiden. Det stoft som deponerats på ytan avsköljdes efter provtagningen med etanol och ytan torkades därefter med glasfiberfilter. Depositionsproven består således av både partikelbunden PCP som deponerats på provtagningsytan och av PCP som adsorberats på PUF-pluggarna. Denna typ av provtagare används för provtagning av POP i deposition inom det nationella miljöövervakningsprogrammet.

8.1.3 Mark

Mark provtogs som blandprov av de översta 3-5 cm vid Boroområdet. Varje prov bestod av fem delprov, vilka blandades i en påse av polyeten och överfördes till glasburkar vilka förvarades i kyl. Även vid Gårdsjön insamlades de 3-5 översta cm av mark. Proverna insamlades i referensområde av 3.7 ha, där 40 delprov slogs samman till samlingsprov. PCB och PAH har tidigare analyserats från detta område.

8.1.4 Vatten, sediment och slam

Vattenprov togs på olika djup direkt i glasflaskor. Provvolymer var ca 5 liter.

Sediment provtogs med en hämtare av Kajaktyp. Proven förvarades i glasburk i frys. Provtagning av vatten och sediment i Stenungsund utfördes av Åke Granmo vid Kristinebergs Marina Forskningsstation.

Slamprover från Stockholms tre reningsverk samt slam från dagvatten erhöles från Stockholm Vatten.

8.2 Analys

8.2.1 Extraktion

Vattenprover

Provet (500-1000 ml) surgjordes och utbytesstandard tillsattes. Extraktionen genomfördes med fast-fas-kolonn (Envi-P, 500 mg). Analyterna eluerades från kolonnen med organiskt lösningsmedel.

Mark- sediment- och slamprover

Jordprov (5-10 g, vv.), spikades med utbytesstandard och surgjordes. Provet extraherades med aceton i ultraljudbad i fem minuter och skakades därefter över natten. Nästa dag centrifugerades proven och organfasen drogs av. Extraktionen upprepades med (a) hexan/metyl-tert-butyleter (MTBE)/aceton (1:1:1) och (b) hexan/TBME (1:1) i 30 minuter, varav 5 minuter i ultraljudbad. Acetonet extraherades bort genom att skaka extraktet med HCl (0,1M). Extraktet togs till vara och torkades samt koncentrerades.

Biologiska prover

Fiskprovet (5-10 g) delades upp i bitar och placerades i en separertratt med glassinter. Provet surgjordes med fosforsyra och spikades med utbytesstandard. Aceton tillsattes och provet finfördelades med en Polytron. Proven extraherades över natten på skakbord. Organfasen drogs av varefter extraktionen upprepades två gånger med hexan/metyl-tert-butyleter.

Acetonet extraherades bort genom att extraktet skakades med HCl (0,1 M). Fettvikten bestämdes genom indunstning av provet. Extraktet återlöstes i hexan.

Luftprover

Polyuretanskumfiltret (PUF-filtret) surgjordes med HCl och Soxhletextraherades med aceton över natten. GF/C-filtret extraherades samtidigt med PUF-filtret (se avsnitt 8.1.1).

Acetonvolymen minskades först genom destillation i Soxhletapparaturen. Acetonfasen späddes därefter med HCl (0,1 M) och extraherades med pentan/dietyleter två gånger. Extraktet koncentrerades och torkades.

Det färdiga extraktet av de olika typerna av prov upparbetades i ett antal steg lite beroende på ursprung. Förloppet beskrivs dels i text nedan men också i ett flödesschema för att göra det mer överskådligt (Figur 8).

8.2.2 Separation av sura och neutrala föreningar i extrakt

För att underlätta det analytiska arbetet separerades fenoler och neutrala föreningar i de olika provtyperna genom extraktion med KOH.

Extraktet (i hexan) skakades med kaliumhydroxid (KOH) i 50% etanol. Hexanfasen togs till vara för analys av pentakloranisol. KOH-extraktet surgjordes och extraherades med hexan/MTBE. I biologiska prover kan förekomst av stora mängder fria fettsyror, som också extraheras över till KOH-fasen, störa den gaskromatografiska analysen (GC-analysen). För att kunna separera bort fettsyrorna metylförestrades dessa med reagenset

metanol/BF₃. Fenolerna separerades från de metylerade fettsyrorerna genom att upprepa KOH-extraktionen. Detta extrakt torkades och koncentrerades.

8.2.3 Derivatisering av fenoler

Acetylering användes för kvantitativ analys av de halogenerade fenolära föreningarna. Acetat av de flesta fenoliska föreningar har god stabilitet och förbättrar de gaskromatografiska egenskaper avsevärt. Derivaterna kan också kromatograferas på silikagel vilket är viktigt för att kunna rena upp extraktet före GC-analys.

Extraktet acetylerades med ättiksyraanhydrid och med natriumacetat som bas. Reagensöverskottet tvättades bort med kaliumkarbonat.

8.2.4 Upprening före GC-analys

8.2.4.1 Neutrala föreningar

Hexanextraktet skakas någon minut med en ekvivalentvolym koncentrerad svavelsyra. Detta moment upprepas två gånger. Svavelsyran extraheras en gång med hexan efter att provet dragits av. Den sammanslagna hexanfaserna kromatograferades därefter på en kolonn med sur aluminiumoxid (ALOX).

8.2.4.2 Acetylerade fenoler

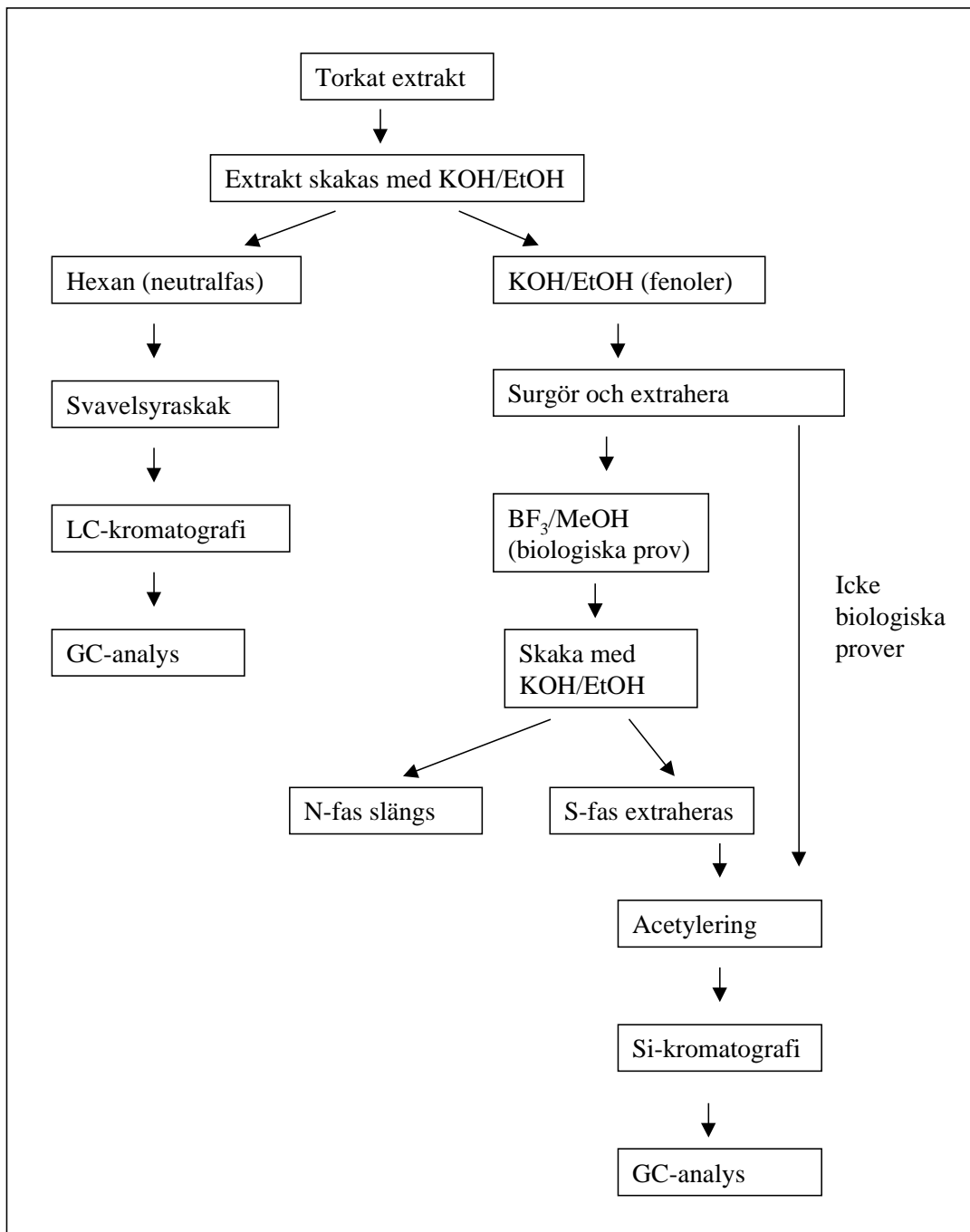
Provet applicerades, löst i hexan eller pentan, på en kiselgelkolonn. Svavel (S4-S8) och "neutraler" (alkaner, PCB etc) eluerades med hexan alternativt pentan. De acetylerade fenolerna eluerades med hexan / MTBE.

8.2.5 Instrument

8.2.5.1 Gaskromatograf

Analys av kloranisoler och klorfenoler utfördes på en HP 5890 A med en autoinjektor av modell HP 7673. EC-detektorn användes för detektion. Kapillärkolonnen var 30 meter lång med en ID på 0,25 mm som var belagd med en bunden fas (DB-5, J&W Scientific, Folsom, CA, USA) på 0,25 µm. Temperaturprogrammet var som följer: isotermt i 1 minut vid 45°C och därefter höjdes temperaturen med 5°C / minut till 200°C, därefter 10°C / minut till 265°C som hölls i 7 minuter.

För integrering, kvantifiering och utvärdering av diagrammen utnyttjades den PC-baserade kromatografiprogramvaran Tutbochrom Workstation™.



Figur 8. Upparbetning av olika typer av prov för analys av fenölära föreningar och motsvarande O-metylerade föreningar

9 Resultat

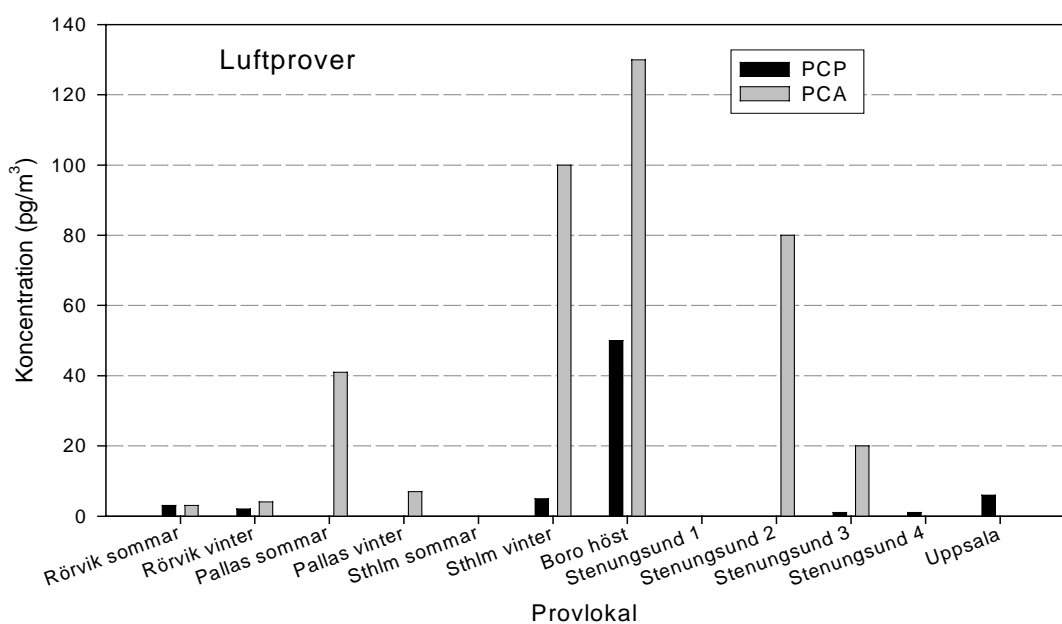
Samtliga resultat redogörs för i tabellform i Appendix 3-5.

9.1 Luft samt avgång till luft

Figur 9 visar uppmätta halter av PCP och PCA i luft.

Halterna av PCP i bakgrundsluft varierar mellan $<1 \text{ pg/m}^3$ (Pallas) och 3 pg/m^3 (Rörvik). Halterna vid potentiella punkt- samt diffusa källor ligger i samma storleksordning som bakgrundsluft med undantag från Boro-området där PCP-halten uppgick till 50 pg/m^3 . Detekterade halter av PCP i luft ligger samtliga under de halter som påträffats i bakgrundsluft i Kanada (se Tabell 4). Halterna som uppmätts i bakgrundsluft ligger i samma storleksordning som de halter av enskilda PCB-kongener som uppmätts på Rörvik vid Sveriges västkust inom ramen för den nationella miljöövervakningen (IVLs miljödatabas, 2002).

Koncentrationen av PCA vid bakgrundsstationerna varierar mellan 3 pg/m^3 och 40 pg/m^3 . Vid de potentiella punktkällorna är motsvarande intervall $<2 - 130 \text{ pg/m}^3$ med högst halt uppmätt vid Boro. PCA-halten i Uppsala låg under detektionsgränsen (2 pg/m^3). I vinterprovet från Stockholm uppmättes PCA-halten till 100 pg/m^3 dvs i samma storleksordning som vid Boro. Generellt kan konstateras att halterna av PCA i luft överstiger PCP-halterna med upp emot en faktor 200.

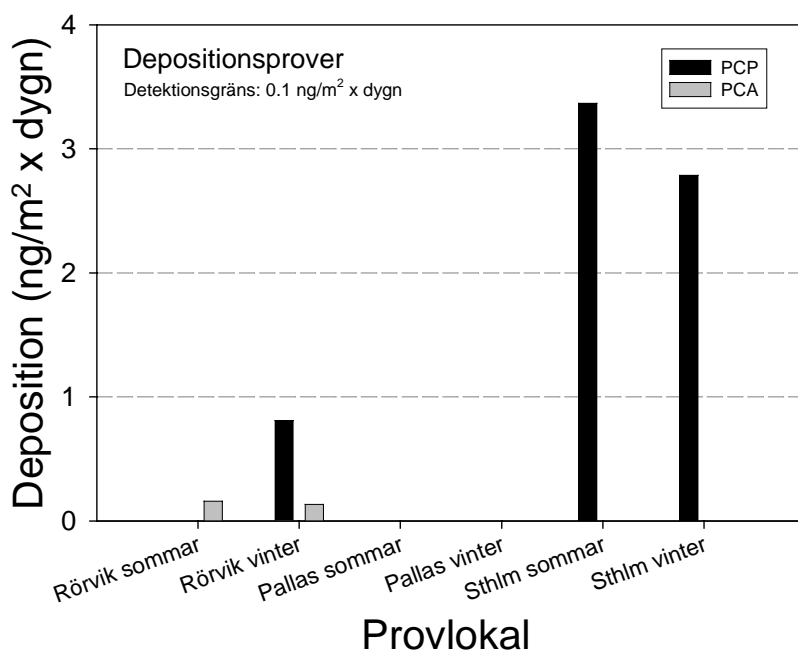


Figur 9. Uppmätta halter av PCP och PCA i luft.

För att studera eventuell avgång av PCP från förorenad mark till luft utfördes kammarmätningar (se avsnitt 8.1.1). Syftet var inte att absolut kvantifiera ett flöde, utan att få en uppfattning om huruvida förorenad mark genererar PCP-emissioner till luft. PCP-halten i utgående luft från kammaren låg under detektionsgränsen, och var därmed lägre än i omgivande luft, vilket tyder på försumbar avgång av PCP från mark till luft. PCA-halten i utgående luft från kammaren var däremot 2 ggr högre än i omgivande luft. PCA är mer flyktig än PCP, vilket avspeglas i resultaten. I den mån PCP avgår från förorenad mark, så sker det därför sannolikt i form av metaboliten PCA. Resultaten är rimliga eftersom PCP främst bör föreligga som icke flyktig anjon i marken, då pH-värdet kan antas ligga över pKa-värdet ($pK_a = 4.7$).

9.2 Deposition

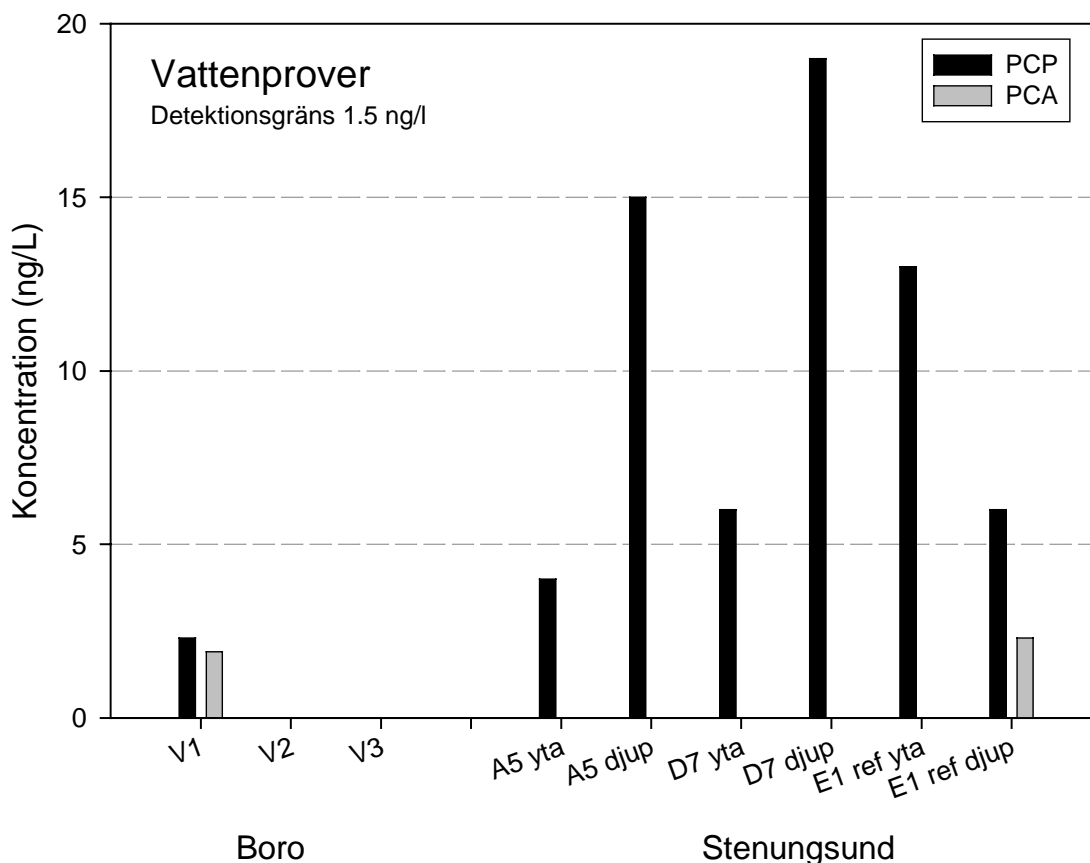
Figur 10 visar uppmätt deposition av PCP och PCA. I Pallas i norra Finland uppmättes ingen deposition av vare sig PCP eller PCA. På Rörvik låg depositionen av PCP under detektionsgränsen ($0.1 \text{ ng/m}^2 \times \text{dygn}$) på sommaren, medan vinterprovet uppvisade ett värde på $0.81 \text{ ng/m}^2 \times \text{dygn}$. Depositionen av PCA var densamma under sommar och vinter. Nederbörden på Rörvik var under sommarperioden 56 mm och under vinterperioden 51 mm, dvs inte någon större skillnad. I Stockholm uppmättes en betydligt högre deposition än på Rörvik, och den var som högst under sommaren. I Stockholm var också nederbörden högre på sommaren, 94 mm, mot 56 mm under vinterperioden (SMHI, 2002).



Figur 10. Uppmätta halter av PCP och PCA i deposition.

9.3 Vatten

Halterna av PCP i vatten från Boro varierar mellan <1.5 - 2.3 ng/l, och motsvarande PCA-halter mellan <1.5 - 1.9 ng/l. Halterna vid Stenungsund är något högre: 4-19 ng/l för PCP och <1.5 - 2.3 ng/l för PCA (se Figur 11). I Stenungsund uppvisade de vattenprover som var tagna på större djup högre halter vid provpunkterna närmast fabriksområdet, medan ytprovet uppvisade något högre halt vid referenspunkten (se Figur 11). Samtliga halter ligger långt under kanadensiska och amerikanska vattenkvalitetskriterier (0.5 µg/l, se Tabell 2). Halterna är även lägre än PNEC-värdet (0.2 µg/l, se Tabell 2) vilket indikerar att halterna inte utgör någon risk i vattenmiljön. Det kan noteras att PCP-formen dominerar i vattenproverna, vilket är en skillnad mot luft, där PCA var den dominerande formen.



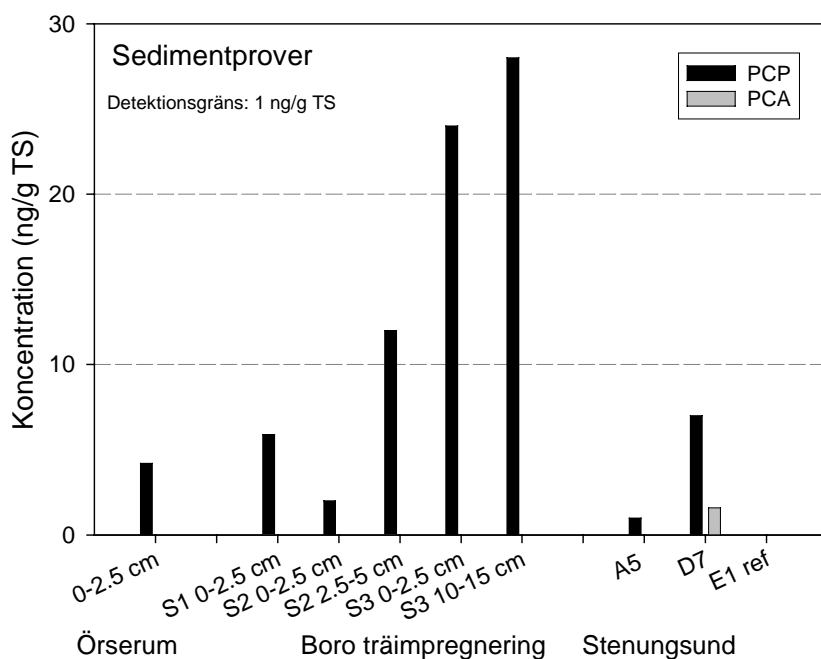
Figur 11. Uppmätta halter av PCP och PCA i vatten vid Boro industriområde samt utanför Stenungsund.

9.4 Sediment

Resultaten från analyserna av PCP och PCA i sediment framgår av Figur 12. Med ett undantag kunde här endast PCP detekteras. Vid Boro gamla träimpregneringsanläggning låg halterna mellan 2-28 ng/g TS, med högst halter i de djupare sedimenten. Halterna är i allmänhet högre nedströms industriområdet än vid provpunkten S1, som ligger mitt i området (se Appendix 1). Halterna vid de två provpunkterna nedströms industriområdet skiljde sig något åt. Högre halter påträffades i dammen jämfört med Linneån. Detta kan bero på att vattenflödet i dammen är långsammare och att uppehållstiden är högre, vilket leder till en högre sedimentation än i rinnande vatten.

I Stenungsundsområdet varierade PCP-halterna mellan <1-7 ng/g TS. Vid en station detekterades även PCA. Halterna i sediment i detta område tycks ha minskat sedan den förra studien 1995, där de uppmätta medelhalterna uppgick till 150 ng/g TS i fabriksområdets närområde, och 32 ng/g TS längre ut från industrin (Brorström-Lundén och Granmo, 1995).

De halter av PCP som uppmäts i sediment i denna undersökning är i samma storleksordning som i urbana sedimentfällematerial från Stockholm (0.02 – 14 ng/g TS; Broman et al., 2001), med några prov från Boro som överstiger detta. Flertalet prov från Boro uppvisar halter som är högre än PNEC-värdet för sediment (Tabell 2), vilket innebär att effekter på sedimentlevande organismer inte kan uteslutas.

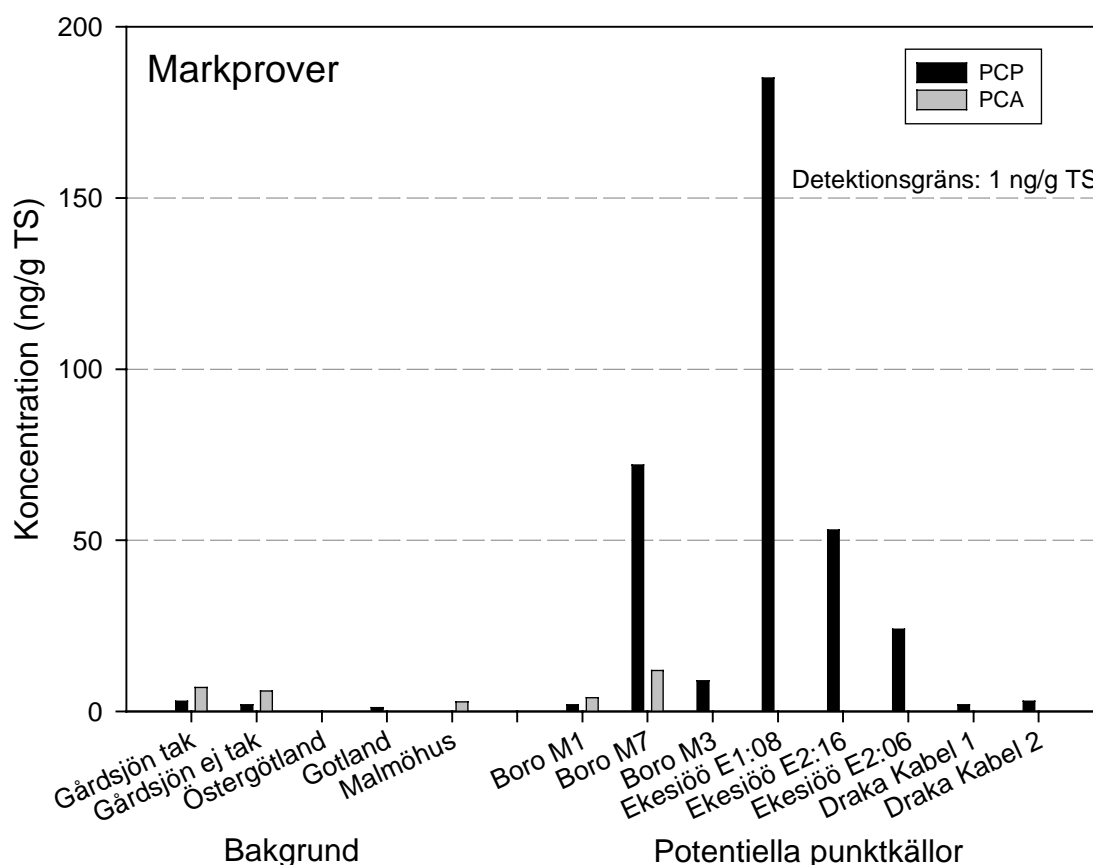


Figur 12. Uppmätta halter av PCP och PCA i sediment.

9.5 Mark

Halten av PCP i mark från bakgrundsområdena vid Gårdsjön och matjordsproverna från södra Sverige ligger i storleksordningen 0.3-3 ng/g TS och PCA-halterna mellan <1-7 ng/g TS. Ingen påtaglig skillnad kunde identifieras mellan matjord respektive skogsmark. Vid Gårdsjön kunde ingen skillnad påvisas i halterna mellan provpunkten under tak jämfört med den utanför taket.

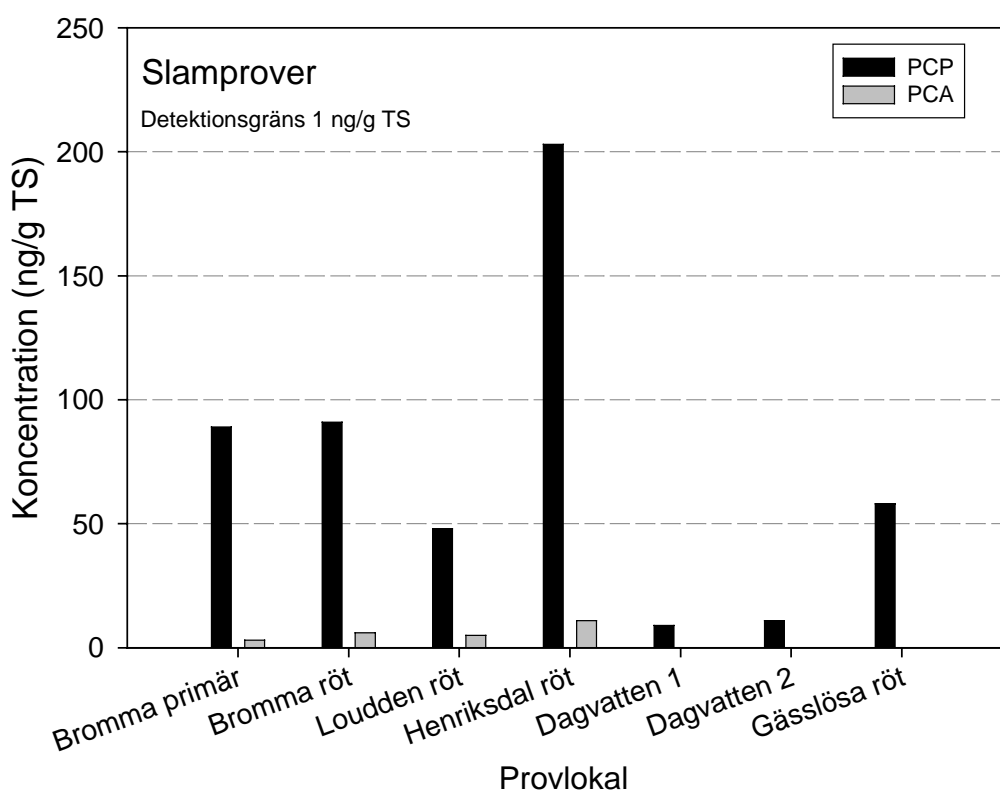
Vid de nedlagda träimpregneringsanläggningarna uppmättes PCP i halter om 2 - 190 ng/g TS, vilket är betydligt lägre än de halter som tidigare erhållits i Boro-området (51 mg/kg TS, J&W, 1999). Det högsta värdet om 190 ng/g TS påträffades vid Ekesiöö gamla impregneringsanläggning i Bromma. PCA-halterna vid Boro-området låg mellan <1-12 ng/g TS. Samtliga PCP-halter ligger under Naturvårdsverkets gränsvärde för mark med mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag (MKM GV; 300 ng/g TS), och endast ett värde överskrider gränsvärdet för mark med känslig markanvändning (KM; 100 ng/g TS).



Figur 13. Uppmätta halter av PCP och PCA i mark.

9.6 Slam

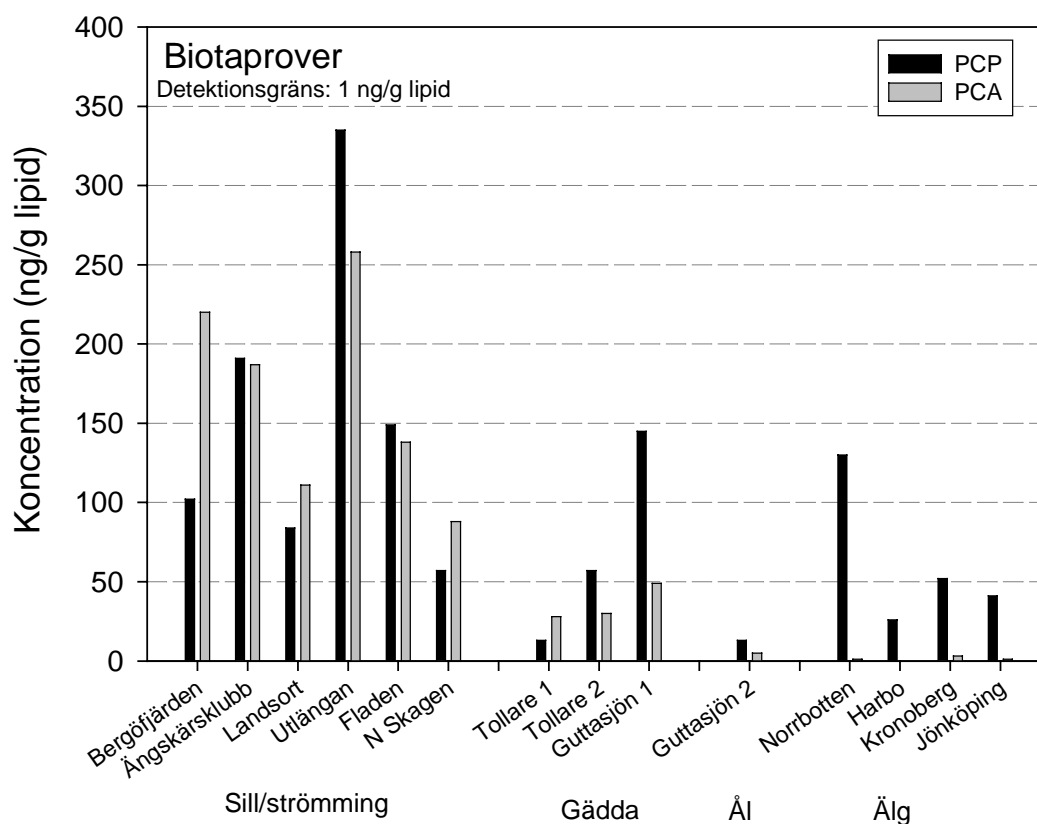
I slam varierar halterna av PCP mellan 7 ng/g TS och 200 ng/g TS och PCA-halterna mellan <1 - 11 ng/g TS (se Figur 14). Halterna i reningsverksslam är relativt väl samlade med högst halter i rötslam från Henriksdal. Ingen markant skillnad kunde påvisas mellan halter i primär- och rötslam, vilket indikerar att ingen betydande nedbrytning sker i rötningsprocessen. Halter i slam från dagvatten var avsevärt lägre än halterna i reningsverksslam, och i jämförelse med övriga reningsverk kunde inga förhöjda halter påvisas i slam från Gässlösa reningsverk, som är påverkat av textilindustrin.



Figur 14. Uppmätta halter av PCP och PCA i slam

9.7 Biota

Figur 15 visar uppmätta halter av PCP och PCA i biota. Högst PCP-halter återfanns i muskel från sill och strömming (57-340 ng/g lipid). I fisk var halterna av PCA i samma storleksordning som PCP, medan älg som representerar terrester biota hade betydligt mer PCP än PCA.



Figur 15. Uppmätta halter av PCP och PCA i biota.

9.8 Livsmedel

Förekomsten av PCP och PCA i livsmedel kommer att utvärderas vidare i en separat rapport från Livsmedelsverket, men resultaten bifogas denna rapport (se Appendix 7). Halterna av PCP ligger mellan <math><0.5-2.7 \mu\text{g/kg}</math> färskvikt. För vissa livsmedel är PCA-halterna något högre.

10 Diskussion

10.1 Påverkan från potentiella punktkällor

Nedlagda träimpregneringsanläggningar: Vid Boro träimpregnering är de uppmätta halterna av PCP och PCA i luft förhöjda i förhållande till bakgrundsstationerna, och detsamma gäller för mark. I det kammarförsök som utfördes för att studera avgång till luft vid Boro uppmättes en förhöjd halt av PCA i förhållande till omgivande luft, vilket tyder på aktiv metylering och viss avgång från mark. Markhalterna är dock betydligt lägre än tidigare uppmätta halter i området. Även Ekesiöö träimpregnering uppvisar förhöjda halter i förhållande till bakgrundsstationerna. Halterna som uppmätts vid båda träimpregneringsanläggningarna är dock samtliga lägre än Naturvårdsverkets kvalitetskriterier för förorenad mark. I Boro-området är halterna i vatten långt under internationellt uppsatta vattenkvalitetskriterier och kan betraktas som låga jämfört med många moderna bekämpningsmedel i svenska vattendrag (Ulén et al., 2002). Halterna i sediment är generellt högre än PNEC-värdet för PCP i sediment. Sedimentdata tyder dock på att spridningen av PCP till vatten avtagit över tiden.

Tidigare pappersindustri: Sedimentprovet från Örserumsviken uppvisade en halt som ligger i den lägre delen av intervallet som uppmätts i sedimentfällor i Stockholm. Ingen påtaglig påverkan från deponerade massafibrer kunde därmed påvisas. I fiskprover från Tollare kunde PCP samt PCA detekteras, men i avsevärt lägre halter än i fisk från marina bakgrundsstationer.

Förbränningsanläggningar: Vid Uppsala förbränningsanläggning låg den uppmätta lufthalten i samma storleksordning som vad som uppmätts på Rörvik, och utgör därmed inget stöd åt hypotesen om spridning av PCP från avfallsförbränning.

Textilindustri: Slam från Gässlösa reningsverk uppvisade halter i nivå med vad som uppmätts i rötslam i Stockholms reningsverk. De halter som uppmätts i gädda och ål från Guttasjön ligger under eller i nivå med vad som uppmätts i marin bakgrundsfisk.

Plastproduktion – storindustri: I industriområdet i Stenungsund detekterades vid en av fyra stationer en något förhöjd lufthalt av PCA i jämförelse med bakgrundsstationer, medan PCP-halterna var mycket låga. Detta antyder att omfattande plast- och kemiindustri eventuellt kan generera emissioner av PCA men exakt källa är okänd. PCP förekom här även i vatten och sediment. Vattenhalterna ligger dock under samtliga vattenkvalitetskriterier som uppsatts av amerikanska och kanadensiska myndigheter samt WHO. Markprover från plastproducerande Draka Kabel i Ystad uppvisade halter i nivå med halterna vid bakgrundsstationen Gårdsjön.

10.2 Påverkan från diffusa källor

Ingen egentlig nutida svensk användning av PCP har kunnat identifierats definitivt. I många länder tillsätts dock PCP varor som exporteras, främst textilier. Kontroller som görs inom ramen för textilindustrins miljöcertifieringsorgan tyder dock på att förekomst av PCP i importerade textilier är begränsad.

I slam från reningsverk uppmättes halter som i ett fall överskred Naturvårdsverkets uppsatta kriterium för mark med känslig markanvändning. Halter i slam från dagvattenmagasin är betydligt lägre. Detta kan vara en indikation på att belastningen sker från hushåll vilket påvisades för ca 12 år sedan (Stockholm Vatten, 1990) eller möjligen från industrier i regionen. I två nyligen utförda tyska studier detekterades PCP i hushållsdamm i halter upp till 40 mg/kg (Walker et al., 1999; Butte et al., 2001). I damm från hushåll i Nordrhein-Westfalen förekom PCP i mer än 96 % av de analyserade proverna (Walker et al., 1999). PCP-halterna var betydligt högre i de hushåll där man använt träskyddsmedel (Walker et al., 1999). Ett s k referensvärde på 5 mg/kg beräknades för de hushåll där träskyddsmedel ej använts (Walker et al., 1999). Butte et al. (2001) visade att PCP förekom i högre halter i hus än i lägenheter. Resultaten från dessa studier antyder att hushåll kan vara en betydande källa för diffus spridning, och skulle kunna förklara de halter som uppmätts i reningsverksslam.

I Stockholm uppmättes förhöjd deposition av PCP i förhållande till Rörvik och Pallas, vilket också kan vara ett tecken på diffus spridning i urban miljö. En delförklaring till denna förhöjda deposition kan också vara att halten av partiklar (där PCP framförallt förekommer) i luften sannolikt är avsevärt högre i Stockholms innerstad än på Sveriges västkust.

10.3 Bakgrundsmiljöer

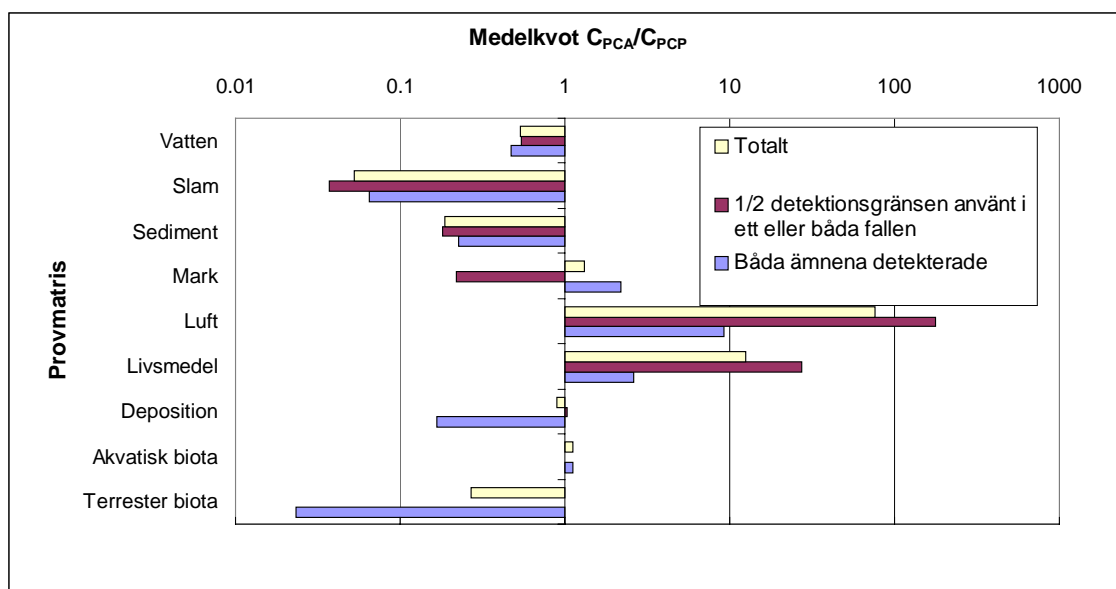
Uppmätta halter i bakgrundsluft är i samma storleksordning som enskilda PCB-kongener på svenska västkusten. Halterna skiljer sig inte avsevärt mellan norr och söder. Däremot kunde i Pallas endast PCA detekteras vilket tyder på att eventuell långväga transport av PCP troligtvis sker i form av PCA. På Rörvik uppmättes en högre deposition av PCP på vintern än på sommaren, medan depositionen av PCA var likartad vid de två mättillfällena. En förklaring till detta kan vara att partikelhalten i luft är högre under vintern, exempelvis genom ökad förbränning.

I mark från Gårdsjön kunde ingen skillnad påvisas mellan halter under tak respektive utanför tak. Detta kan tyckas förvånande då ingen naturlig våtdeposition förekommer under taket. Dock återförs nedfallet biologiskt material från trädkronor samt torrdeposition till marken, vilket kan vara en anledning till de likartade halterna.

I biota detekterades högst halter i muskel från sill/strömming från det nationella miljöövervakningsnätet. Allra högst halter uppmättes vid Utlängan i södra Sverige men i övrigt kan inga tydliga geografiska trender skönjas. Dessa halter var högre än de koncentrationer som uppmättes i fisk från potentiella punktkällor, vilket kan tyckas anmärkningsvärt. En direkt jämförelse försvåras dock av att det rör sig om olika arter, olika antal individer, samt i vissa fall även individer av olika åldrar.

10.4 Relativ förekomst av PCA jämfört med PCP

Den utförda screeningstudien har uppvisat tydliga skillnader vad det gäller förekomsten av PCA jämfört med PCP i miljöprover. Figur 16 visar beräknade medelvärden på kvoterna mellan koncentrationen av PCA och PCP i olika provmatriser. Eftersom många värden är lägre än detektionsgränsen (se t ex Figur 9) har kvoterna beräknats på flera sätt. PCA dominerar i luft och livsmedel, medan PCP är huvudsaklig förekomstform i vatten, slam, sediment samt deposition. I akvatisk biota är kvoten nära 1, dvs de två formerna förekommer i samma utsträckning, medan älg har ett relativt lågt innehåll av PCA. I mark tycks PCA dominera när samtliga prover räknas med. Detta kan dock vara något missvisande, då dessa kvoter framför allt är beräknade på halter i bakgrundsmiljö där halterna av båda ämnena är väldigt låga.



Figur 16. Beräknade medelvärden på kvoter mellan C_{PCA} och C_{PCP} . I figuren visas dels medelvärden av kvoter som beräknats i prover där båda ämnena detekterats, dels i prover där ett eller inget ämne detekterats, varvid halva detektionsgränsen använts, och dels medelvärden baserade på samtliga kvoter.

Att PCA/PCP skiljer sig mellan luft och deposition kan förklaras med att de två ämnena har olika egenskaper. Fördelningen mellan partiklar och gas för ett hydrofobt ämne

anges ofta med hjälp av en fördelningskoefficient K_{OA} , vilken beskriver fördelningen mellan oktanol (=organiska faser) och luft. Denna koefficient kan beräknas genom kvoten av de två fördelningskoefficienterna för oktanol-vatten (K_{OW}) och luft-vatten (K_{AW}). K_{AW} kan härledas från Henry's Lags konstant (H), genom sambandet $K_{AW} = H/RT$, där R är den allmänna gaskonstanten och T temperaturen i Kelvin. H i sin tur uppskattas ofta som kvoten mellan ett ämnes ångtryck i Pascal och dess vattenlöslighet uttryckt i mol/m³ (t. ex. Mackay et al., 2000) För temperaturen 10°C ger detta:

PCP: $K_{AW, PCP} = H_{PCP}/RT = 1.2 \times 10^{-5}$ vilket ger ett K_{OA} på 9.6×10^9 (log $K_{OW} = 5.05$)

PCA: $K_{AW, PCA} = H_{PCA}/RT = 0.03$, vilket ger ett K_{OA} på 1.1×10^7 (log $K_{OW} = 5.45$)

Fördelningskoefficienten mellan oktanol och luft är alltså nära 1000 gånger högre för PCP än för PCA, vilket indikerar att PCP i betydligt större utsträckning fördelas till partiklar medan en högre andel av PCA uppträder i gasfas. K_{AW} -värdena anger också att PCP har en större benägenhet att fördela sig till vätskepartiklar eller regn. Den större depositionen av PCP kan därför förklaras med ökad fördelning till partiklar och vätskefas i förhållande till PCA.

10.5 Andra möjliga källor till PCP

Som diskuterats ovan har vi inte funnit något som tyder på en generellt hög belastning av PCP i Sverige, vilket står i kontrast mot förekomsten av PCP i humant blodserum (Sjodin et al., 2000). Studier har visat att PCP är en viktig metabolit till hexaklorbensen (HCB) i människa (To-Figueras et al., 1997; 2000). Vi saknar uppgifter om HCB i livsmedel men i bakgrundsluft uppträder HCB i halter runt 25 pg/m³ (data från nationell miljöövervakning). Dessa halter kan dock vara underskattade (E Brorström-Lundén pers. komm.) och är alltså något högre än för PCP. En möjlig källa till PCP-halter i människa skulle därför kunna vara upptag av HCB följt av metabolisering till PCP.

11 Slutsatser

Punktkällor

- De gamla träimpregneringsanläggningar som undersökts uppvisar förhöjda halter av PCP i flera media i jämförelse med vad som erhöles vid bakgrundsstationer. Halterna ligger generellt under existerande miljö kvalitetskriterier, förutom i sediment från Boro där halterna överskrider PNEC-värdet.
- En viss avgång av PCA från mark uppmättes vid en av de undersökta träimpregneringsanläggningarna.
- Något förhöjda halter av PCA uppmättes i luft i det industribelastade området Stenungsund.
- Inga ytterligare potentiella punktkällor för PCP har kunnat identifieras i denna studie.

Diffus spridning

- De uppmätta halterna av PCP och PCA i slam från reningsverk indikerar att spridning av dessa ämnen kan ske diffust från hushåll eller industrier. Mätningar av PCP och PCA i ingående delflöden till reningsverk skulle ge en bättre uppfattning om var dessa ämnen härrör ifrån.
- Den höga atmosfäriska depositionen av PCP/PCA som uppmättes i Stockholm jämfört med bakgrundsstationerna tyder också på att en diffus spridning sker i urban miljö.
- Halterna av PCP/PCA i fisk från bakgrundsområden är betydligt högre än halterna i fisk från de potentiella punktkällorna. De högre PCP/PCA-halterna i fisk från bakgrundsområden kan dock inte förklaras med långväga atmosfärisk transport och deposition, då den uppmätta depositionen vid bakgrundsstationerna var liten.

12 Tack

Författarna vill rikta ett tack till alla som hjälpt till med provtagning och tillhandahållande av utrustning. Följande personer har varit av särskilt stor betydelse för projektet:

Annette Ohlsson, Borås Kommun

Christer Ramström, Christer Hermansson samt Therese Steinholtz från Projekt Örserumsviken, Västerviks Kommun.

Håkan Andersson samt Leif Grufman på DecorPanel i Landsbro

Pernilla Edborg, Vetlanda Kommun

Per-Ola Darnerud, Livsmedelsverket

Tjelvar Odsjö och Anders Bignert, Naturhistoriska Riksmuseet

Tomas Österlund, Viskans Vattenvårdsförbund

Torsten Mörner, SVA

Åke Granmo, Kristinebergs marina forskningscentrum

Marianne Malmberg, Bo Strandberg samt Katarina Strömberg vid IVL

Studien har finansierats av Miljöövervakningen, Naturvårdsverket.

13 Referenser

Baker J.I. och Hites R.I. (2000) Is combustion the major source of polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans to the environment? A mass balance investigation. Environ. Sci. Technol. 34, 2879-2886.

Broman D., Balk L., Zebühr Y. Warman K. 2001. Miljöövervakning i Stockholmskommun Saltsjön och Mälaren – KEMI Slutrapport: Provtagningsåren 96/97, 97/98 och 98/99. Laboratoriet för akvatisk ekotoxikologi, ITM, Stockholms universitet samt Miljölaboratoriet i Nyköping

Brorström-Lundén E., Granmo Å. 1995. Sedimentundersökning utanför Stenungsund. IVL rapport L95/82 för Hydro Plast AB.

Brorström-Lundén E., Granmo Å., Ekelund R. 1996. Upptag av miljögifter i det marina ekosystemet: en studie i Stenungsundsområdet. IVL rapport L96/228

- Butte W., Hoffmann W., Hostrup O., Schmidt A., Walker G. 2001. Endokrin wirksame Substanzen im Hausstaub: – Ergebnisse eines repräsentativen Monitorings. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 61, 19-23
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. CCME Canadian Environmental Quality Guidelines
- Canadian Institute of Treated Wood. 2002. CSA O80 Wood Preservation Standards by Commodity. http://www.citw.org/using_specifying/industrial/standards.htm
- Cessna AJ, Waite DT, Constable M. 1997. Concentrations of pentachlorophenol in atmospheric samples from three Canadian locations, 1994. *Bull Environ Contam Toxicol* 58:651-658.
- D'Angelo, EM; Reddy, KR (2000) Aerobic and anaerobic transformations of pentachlorophenol in wetland soils. *Soil Science Society Of America Journal*, 64 (3): 933-943
- Edborg Pernilla, Vetlanda Kommun. Personlig kommunikation
- Estberg Magnus, Träskyddsinstitutet, personlig kommunikation
- Fisher B. 1991. Pentachlorophenol: Toxicology and Environmental Fate. *Journal of Pesticide Reform* Vol.11 No 1.
- Fraunhofer Institute (1999) Revised proposal for a list of priority substances in the context of the water framework directive. Declaration ref.: 98/788/3040/DEB/E1
- Froese K.L., Hutzinger O. 1996a. Polychlorinated Benzene, Phenol, Dibenzo-p-dioxin, and Dibenzofuran in Heterogenous Combustion Reactions of Acetylene. *Environmental Science and Technology* 30, 998-1008
- Froese K.L., Hutzinger O. 1996b. Polychlorinated Benzene, Phenol, Dibenzo-p-dioxin, and Dibenzofuran in Heterogenous Combustion Reactions of Ethylene and Ethane. *Environmental Science and Technology* 30, 1009-1013
- Froese K.L., Hutzinger O. 1997. Mechanisms of the Formation of Polychlorinated Benzenes and Phenols by Heterogeneous Reactions of C₂ Aliphatics. *Environ. Sci. Technol* 31, 542-547
- Fukushima M. och Tatsumi K (2001) Degradation Pathways of Pentachlorophenol by Photo-Fenton Systems in the Presence of Iron(III), Humic Acid, and Hydrogen Peroxide . *Environ. Sci. Technol.* 35, 1771-1778.
- Golder Grundteknik (2000) Översiktliga undersökningar av sediment i Viskans avrinningsområde. Rapport för länsstyrelsen i V. Götaland.
- Hansson Siv, Lst Västra Götaland, personlig kommunikation
- IARC. 1999. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans and their Supplements, Vol. 71 p. 769 Re-Evaluation of Some Organic Chemicals, Hydrazine and Hydrogen Peroxide. <http://193.51.164.11/htdocs/monographs/Vol71/028-polychloroph.html>, (11 Mars, 2002)
- IVLs databas 2002. <http://www.ivl.se>

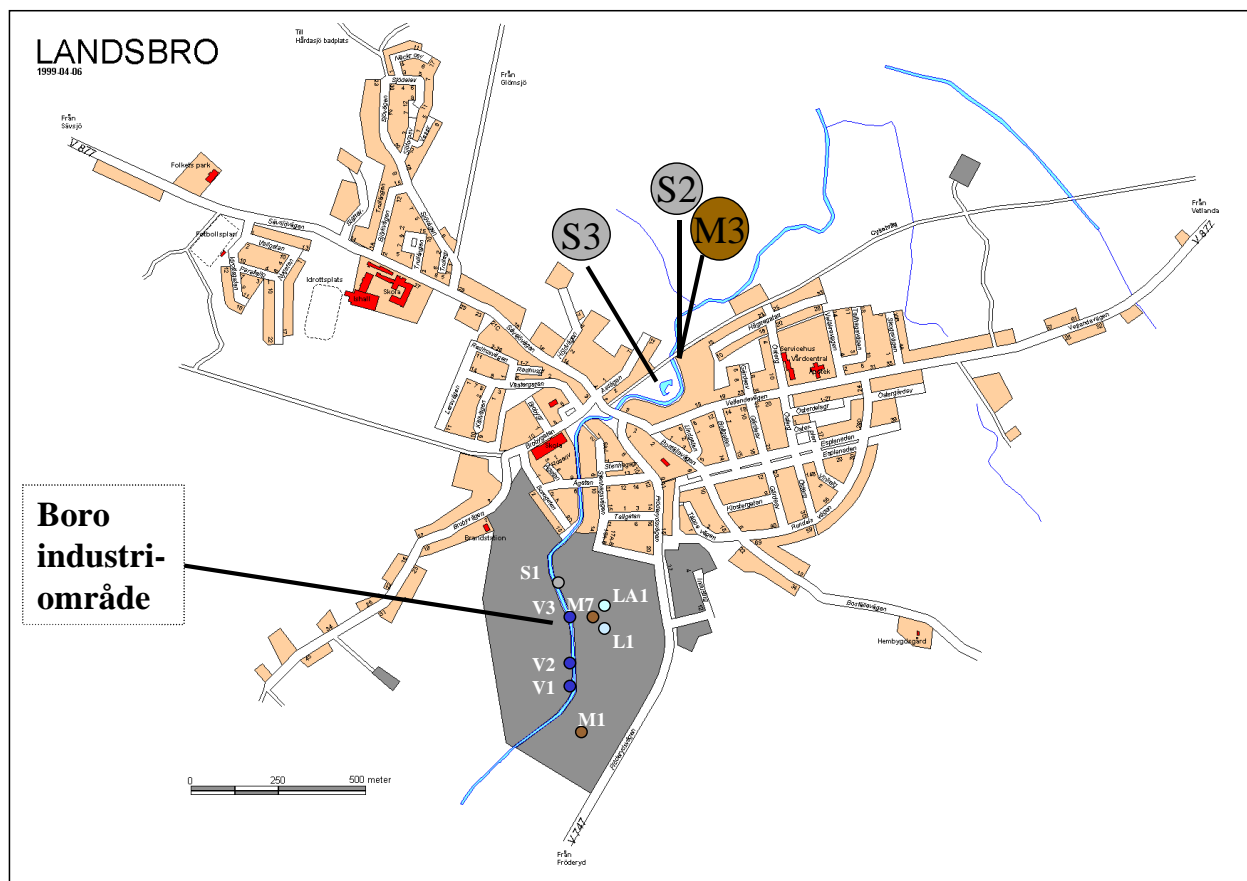
- J&W. 1999. Landsbro Vetlanda Kommun, Trishult 5:1-5:3, f d Landsbro Trä AB. Utökad miljögeoteknisk undersökning.
- J&W. 2002. Dokumentation av sedimentundersökningar i Djupasjön, Guttasjön, övre och nedre Rydboholmsdammen - DELRAPPORT 1. Uppdragsgivare: Länsstyrelsen i Västra Götaland
- Jirwall, Nils. Skogsindustrierna. Personlig kommunikation.
- KemI. 1997. Kemikalier i textilier PM 2/97.
- KemI. 1998. Kemikalieinspektionens föreskrifter om kemiska produkter och biotekniska organismer
- KemI. 2000. KIFS 2000:9. Klassificeringslistan.
http://www.kemi.se/default.cfm?page=klass_mark/default.htm (11 mars, 2002)
- Larsen H.F., Helweg C., Pedersen A.R., Boyd H.B., Lauresen S.E. och Hansen J. 2000. Kemikalier i textilier. Miljøstyrelsen Danmark, Miljøprojekt Nr. 534 2000.
- Lind Y ., Darnerud P. O. 2000. Pentaklorfenol och övriga klorfenoler – Är det fortfarande miljöföroreningar att räkna med? Livsmedelsverket
- Mackay D, 2001. Multimedia Environmental Models – The Fugacity Approach. CRC Press Boca Raton, USA
- Mackay D., Shiu W.Y., Ma K.C. 2000. Henry's Law Constant. In: Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals, Reds. Boethling R S. och Mackay D. s. 69-87
- Neilson A. H., Allard A-S., Hynning P-Å., Remberger M., Landner L. 1983. Bacterial Methylation of chlorinated Phenols and Guaiacols: Formation of Veratroles from Guaiacols and High-Molecular-Weight Chlorinated Lignin. Appl. Environ. Microbiol. 45 : 774-783.
- Nomani A.A., Ajmal M. och Ahmad S. (1996) Gas chromatography – mass spectrometric analysis of four polluted river waters for phenolic and organic compounds. Environ. Monitor. Assess. 40, 1-9.
- NV 1999a. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljökvalitet, vägledning samt för insamling av underlagsdata. Naturvårdsverket rapport 4918
- NV 1999b. Vägledning för efterbehandling vid träskyddsanläggningar. Naturvårdsverket rapport 4963
- OSPAR 1999. Draft OSPAR Document on Pentachlorophenol. Presented by Finland
- Palm A., Wängberg I., Brorström-Lundén E. 2001. Kvicksilver och organiska miljögifter i Örserumsviken. Utvärdering av mätresultat. IVL B 1433
- Praktisk Miljökunskap. Miljögifter. 1971 Natur och Kultur
- Projekt Örserumsviken. 2002. <http://www.vastervik.se/miljo/orserum/>
- Ramström C. Hermansson C. 2000. Program för referensundersökningar, projekt Örserumsviken 1999-2000, Västerviks Kommun.

- Remberger, M., Allard A.-S and Neilson A.H. 1986. Biotransformations of chloroguaiacols, chlorocatechols, and chloroveratroles in sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 51 : 552-558.
- Rick Ulf. Kemikalieinspektionen. Personlig kommunikation
- Sjödin A, Hagmar L, Klaesson-Wehler E, Björk J, Bergman Å. 2000. Influence of the consumption of fatty Baltic Sea fish on plasma levels of halogenated environmental contaminants in Latvian and Swedish men. *Environ. Health Perspect.* 108 p 1035-1041
- SRC Estimation Programmes Software for Windows (EPIWIN) <http://esc.syrres.com/interkow/epi.htm>, April, 2002
- SRC Physical Properties database <http://esc.syrres.com/interkow/PhysProp.htm>, April, 2002
- Sternbeck J, Palm A., Kaj L. 2002. Antimon i Sverige - användning, spridning och miljöpåverkan. Preliminärrapport.
- Sternbeck J, remberger M, Kaj L, Strömberg K, Palm A, Brortsröm-Lundén E. 2001. HBCD i Sverige – screening av ett bromerat flamskyddsmedel. IVL B 1434
- Stockholm Vatten AB. Industrienheten. 1990. Avloppsvatten från hushåll.
- Svenska Träskyddsinstitutet. 1980. Träimpregnering i Sverige.
- Svensson E., IFP Research. Personlig kommunikation.
- To-Figueras J, Barrot C, Sala M, Otero R, Silva M, Ozalla M D, Herrero C, Corbella J, Grimalt J, Sunyer J. 2000. Excretion of Hexachlorobenzene and Metabolites in Feces in a Highly Exposed Human Population. *Environmental Health Perspectives.* 108 (7) 595-598
- To-Figueras J, Sala M, Otero R, Barrot C, Santiago-Silva M, Rodamilans M, Herrero C, Grimalt J, Sunyer J. 1997. Metabolism of Hexachlorobenzene in Humans: Association between Serum Levels and Urinary Metabolites in a Highly Exposed Population. *Environmental Health Perspectives.* 105 (1) 78-83
- UBA. 1996. Chemikalieninspektorentagung – Rückholaktion von Schuhen. Umweltsbundesamt 18 December 1996. Österrike
- UBA. 1998. Teilweise bedenkliche Pentachlorphenol-, Chrom- und Azofarbstoffe in Leder und Textilien. Umweltsbundesamt 25 Augusti 1998. Österrike
- USEPA. 1993. Integrated Risk Information System (IRIS). Pentachlorophenol; CASRN 87-86-5. <http://www.epa.gov/iris/subst/0086.htm> (11 Mars, 2002)
- USEPA. 1999. National Recommended Water Quality Criteria – Correction. EPA 822-Z-99-001
- Wahlgren Anna. Länsstyrelsen Jönköpings Län. Personlig Kommunikation.
- Walker G., Hostrup O., Hoffmann W., Butte W. 1999. Biozide im Hausstaub. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 59, 33-41
- VBB VIAK. 2000. Broby Industrifastigheter AB, Rustas Lager, Landsbro Vetlanda Kommun. Undersökning av föroreningar i mark och grundvatten.
- WHO. 1998. Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 1. Recommendations. pp. 23-24, Geneva.

- Wikström, E., Tysklind, M., Marklund, S. 1999. Influence of Variation in Combustion Conditions on the Primary Formation of Chlorinated Organic Micropollutants during Municipal Solid Waste Combustion. *Environmental Science and Technology* 33, 4263-4269.
- Wu W.Z., Schramm K.-W., Henkelmann Xu Y., Yediler A., Kettrup A. 1997. PCDD/Fs, PCBs, HCHs and HCB in sediments and soils of Ya-Er lake area in China: results on residual levels and correlation to the organic carbon and the particle size. *Chemosphere*, 34 191-202
- Öman, C., Malmberg, M., Wolf-Watz, C. 2000. Handbok för lakvattenbedömning, Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag. IVL rapport B 1354, Stockholm
- Østfeldt P., Gustavson K, Jansson B, Jonsson P, Miettinen V, Ringstad O, Wesén C. 1994. Halogenated Organic Compounds in the Marine Environment 1989-1990 Tema Nord 1994:591.

Appendix 1. Provpunkter vid Boro industriområde

Figuren visar aktuella provpunkter vid Boro industriområde. Provbeteckningarna står för luft (L) avgång till luft (LA), vatten (V), mark (M) samt sediment (S).



Appendix 2. Övergripande provtagningschema

Kategori	Vald lokal	Luft	Avgång till luft	Deposition	Mark	Vatten	Slam	Sediment	Biota	Totalt
Bakgrund	Rörvik	2		2						4
	Gårdsjön				2					2
	Pallas	2		2						6
	Olika lokaler, södra Sverige				3					3
	Olika stationer från miljöövervakningsnätet								10 (6 fisk, 4 älg)	10
	Summa	4	4	4	5				10	25
Diffus spridning	Vasastan	2		2						4
	Stockholms reningsverk						4			4
	Dagvatten						2			2
	Summa	2	2	2			6			11
Tänkbara punkttällor	Boro, Vetlanda	2	2		3	3		4		14
	Uppsala Energi	2								2
	Örserumsviken							1		1
	Stenungsund	4				6		3		13
	Guttasjön, textilindustri								2	2
	Gässlösa reningsverk						1			1
	Tollare, pappersmassafabrik								2	2
	Draka Kabel, Ystad				2					2
	Summa	8	2	5	9	9	1	8	4	36
Totalt		14	2	6	12	9	7	8	14	72

Appendix 3. Resultat från bakgrundsområden.

Halter i luft anges i pg/m^3 , deposition i ng/m^2 dygn, mark i ng/g TS, biota i ng/g lipid.

Lokal/område	Logg-Nr	Typ	Kommentar	Datum	PCP	PCA	TS, LV (%)
Rönvik, västkusten	MR-2474	Luft		010730 - 010827	3	3	
d.o	MR-2475	Luft		011204 - 020104	2	4	
d.o	MR-2478	Deposition		010730 - 010827	<0.1	0.16	
d.o	MR-2479	Deposition		011126 - 020103	0.81	0.13	
Gårdsjön, västkusten	MR-2418	Mark	Under tak	010615	3	7	26
d.o	MR-2419	Mark	Ej under tak	010615	2	6	28
Pallas, na Finland	MR-2476	Luft		010827 - 010831	<1	41	
d.o	MR-2477	Luft		011210 - 011217	<1	7	
d.o	MR-2480	Deposition		010827 - 010831	<0.1	<0.1	
d.o	MR-2481	Deposition		011210 - 011217	<0.1	<0.1	
Östergötland	MR-2513	Mark	Matjordsprov, SGU-1276	1994-95	0.3	<1	
Gotland	MR-2514	Mark	Matjordsprov, SGU-2106	1994-95	1.2	<1	
Fd Malmöhus	MR-2515	Mark	Matjordsprov, SGU-967	1994-95	0.9	2.8	
Bergöfjärden	MR-2110	strömning	muskel från 10 st 4-åriga hannar	1999	100	220	3.0
Landsort	MR-2111	strömning	muskel från 10 st 5-åriga honor	1999	84	110	4.4
Ångskärsklubb	MR-2112	strömning	muskel från 10 st 5-åriga honor	1999	190	190	2.1
N Skagen	MR-2113	sill	muskel från 10 st 3-åriga honor	1999	57	88	5.8
Fladen	MR-2114	sill	muskel från 10 st 3-åriga honor	1999	150	140	4.3
Utiången	MR-2115	sill	muskel från 4 st ♀, 6 st ♂, 2 år	1999	340	260	2.2
Norrbottn	MR-2497	älg	lever från älgkalv, 6 individer	2001	130	1	0.5
Harbo	MR-2498	älg	lever från älgkalv, 3 individer	2001	26	0	0.5
Kronoberg	MR-2499	älg	lever från älgkalv, 5 individer	2001	52	3	0.5
Jönköping	MR-2500	älg	lever från älgkalv, 4 individer	2001	41	1	0.7

Appendix 4. Resultat från diffusa källor.

Halter i luft anges i $\mu\text{g}/\text{m}^3$, deposition i ng/m^2 dygn, vatten i ng/l , slam i ng/g TS.

Lokal	Logg-Nr	Typ	Kommentar	Datum	PCP	PCA	TS (%)
Urban miljö							
Hälsingegatan, Vasastan	MR-2399	Luft		010831 - 010914	<1	<2	
d.o	MR-2501	Luft		020108 - 020204	5	100	
d.o	MR-2405	Deposition		010831-010914	3.4	<0.1	
d.o	MR-2502	Deposition		020108 - 020204	2.8	<0.1	
Reningsverk							
Bromma	MR-2279	slam	primärslam	010925	89	3	4
Bromma	MR-2318	slam	rötslam	010925	91	6	3
Loudden	MR-2280	slam	rötslam	010925	48	5	3
Henriksdal	MR-2281	slam	rötslam	010925	200	11	4
Dagvatten utlopp till Årstaviken	MR-2414	slam		010905	9	<1	69
d.o	MR-2415	slam		010905	11	<1	78

Appendix 5. Tänkbara punktkällor.

Halter i luft anges i $\mu\text{g}/\text{m}^3$, vatten i ng/l , slam, mark och sediment i ng/g TS, biota i ng/g lipidvikt.

Område	Logg-Nr	Lokal	Typ	Kommentar	Datum	PCP	PCA	TS (%)
F d trä-impregnering								
Boro industriområde	MR-2395, 2397	L1	Luft	Utänför byggnaden där tidigare dopplning förekommit, samlingsprov av två	010919 - 011113	50	130	
d.o	MR-2396, 2398	LA1	Avgång till luft	Utänför byggnaden där tidigare dopplning förekommit, kammarprov, samlingsprov av två	010919 - 011113	<1	230	
d.o	MR-2319, 2320	V1	Vatten	Vid bro nordväst om delområde 1 (se Appendix 1)	010904	2.3	1.9	
d.o	MR-2321, 2322	V2	Vatten	Vid dagvattenutlopp från Boro-området	010904	<1.5	<1.5	
d.o	MR-2323, 2324	V3	Vatten	Vid bro väster om delområde 7 (se Appendix 1)	010904	<1.5	<1.5	
d.o	MR-2337	S1	Sediment	Vid bro nordväst om delområde 7 (se Appendix 1)	010904	5.9	<1	
d.o	MR-2340	S2	Sediment	Utloppet efter dammen i Landsbro där två bäckar möts (se Appendix 1), 0-2.5 cm	010904	2	<1	66
d.o	MR-2341	S2	Sediment	Utloppet efter dammen i Landsbro där två bäckar möts (se Appendix 1) 2.5-5 cm	010904	12	<1	75
d.o	MR-2342	S3	Sediment	Dammen i Landsbro (se Appendix 1), 0-2,5 cm	010904	24	<1	38
d.o	MR-2343	S3	Sediment	Dammen, Landsbro (se Appendix 1), 10-15 cm	010904	28	<1	26
d.o	MR-2332	M1	Mark	Samlingsprov av fem delprov, delområde 1	010904	2	4	65
d.o	MR-2334	M7	Mark	Samlingsprov av fem delprov, utanför område 7	010904	72	12	85
d.o	MR-2336	M3	Mark	Samlingsprov av fem delprov, referensprov vid dammen i Landsbro	010904	9	<1	64
Ekeshööv träimp.	MR 2287	E1:08	Mark		010814	190	-	
d.o	MR 2290	E2:16	Mark		010814	53	-	
d.o	MR 2288	E2:06	Mark		010814	24	-	
Pappersindustri								
Öserumsviken, gammal fiberbank	MR-2202	2	Sediment	Inre delen av Öserumsviken, 0-10 cm	991015	4.2	-	

Appendix 6. Tänkbara punktkällor.

Område	Loggnr	Lokal	Typ	Kommentar	Datum	PCP	PCA	TS (%)
Tollare, Nacka fibersediment	MR-2511		gädda			13	28	1.5
d.o	MR-2512		gädda			57	30	0.9
Förbränning/industri								
Stenungsund- plastproduktion	MR-2402	1	Luft		011001 – 011017	<1	<2	
d.o	MR-2470	2	Luft		011024 – 011114	<1	80	
d.o	MR-2471	3	Luft		011115 – 011212	1.0	20	
d.o	MR-2472	4	Luft		011214 – 020116	1.0	<2	
d.o	MR-2387	E1	Vatten	Referensprov yta	nov -01	13	<1.5	
d.o	MR-2388	E1	Vatten	Referensprov djup, ca 2m över botten	nov -01	6	2.3	
d.o	MR-2389	A5	Vatten	Ytprov	nov -01	4	<1.5	
d.o	MR-2390	A5	Vatten	Djup, ca 2m över botten	nov -01	15	<1.5	
d.o	MR-2391	D7	Vatten	Ytprov	nov -01	6	<1.5	
d.o	MR-2392	D7	Vatten	Djup, ca 2m över botten	nov -01	19	<1.5	
d.o	MR-2407	A5	Sediment	yt sediment	nov -01	1	<1	45
d.o	MR-2408	D7	Sediment	yt sediment	nov -01	7	1.6	38
d.o	MR-2409	E1	Sediment	yt sediment	nov -01	<1	<1	37
Ystad, Draka Kabel, plastproduktion	MR-2451	M1	Mark	Sandskogen SV, 500 m söder om Draka Kabel	v 45 2001	2	<1	81
	MR-2452	M2	Mark	Skyttestigen, 250 m OSO Draka Kabel	v 45 2001	3	<1	73
Uppsala Energi	MR-2473	U1	Luft	1 km söder om skorsten, ca 4 m över mark, samlingsprov av två	011205 – 020104	6	<2	
Textilindustri								
Gässlösa reningsverk	MR-2417		slam	rötslam	011001 – 011012	58	<1	19
Guttasjön. textilindustri	MR-2107		gädda	samlingsprov, 12 individer	2000	150	49	0.5
	MR-2109		ål	samlingsprov 3 individer	2000	13	5	7.5

Appendix 6. Resultat från analyser i livsmedel.

Resultaten anges i µg/kg färskvikt, utom mjölk som anges i µg/l. Dessa resultat kommer att utvärderas vidare i en separat rapport från Livsmedelsverket.

Id-nr	Provmatrix	PCP	PCA	Lipidinhåll %
MR-2099	Svin fett 1999	<0.5	0.06	82
MR-2100	Nöt fett 1999	<0.5	<0.05	81
MR-2101	Ungnöt fett 1999	1.8	0.08	81
MR-2116	Laxkotlett 1999 odlad regnbåge	<0.5	0.3	15
MR-2344	Ägg, gulan, Gävle	<0.5	<0.05	28
MR-2345	Mjök, 1999 Karlstad µg/l	<0.5	0.047	3.5
MR-2346	Fetter mix	<0.5	<0.05	59
MR-2347	ceralier	<0.5	<0.05	1.5
MR-2348	frukt	2.7	0.05	0.8
MR-2349	grönsaker	<0.5	<0.05	0.2
MR-2350	Ål mix	<0.5	<0.1	13
MR-2351	Torsk	<0.5	<0.1	0.5
MR-2352	Gädda Östersjön, Hallsta	<0.5	<0.1	0.5
MR-2353	Gädda Mälaren	<0.5	<0.1	1.0
MR-2354	Hel strömming Sölvesborg	<0.5	0.37	5.2
MR-2355	Strömingsfile Öregrund	0.9	7.2	13
MR-2356	Lax hanar Gotland	<0.5	7.9	12
MR-2357	Lax honor Gotland	<0.5	5.9	8.8

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