



Naturskyddsföreningen

Ge oss kraft
att förändra.
Pg.901909-2

Rapport Mjuka tryck med hårda konsekvenser

– en studie om t-tröjor med miljögifter



Förord

Under senare hälften av 1990-talet uppmärksammades sociala villkor i textilproduktionen, vilket har lett till att de flesta klädproducenter i västvärlden börjat ställa krav på sina leverantörer vad gäller textilarbetarnas sociala situation, i många fall med positiv effekt. Nu har också granskningen av kemikalieanvändningen i textilproduktionen kommit igång, men kunskapsluckorna är fortfarande många. Inte minst beror detta på bristen på insyn i textila produktionskedjor.

Naturskyddsföreningen har som ett led i arbetet med Miljövänliga Veckan visat på förekomsten av hälso- och miljöfarliga kemikalier i nordiska textilimportörers och producenters varor. I denna rapport granskar vi i t-tröjor halterna av ftalater, en grupp miljögifter som inte alls borde finnas i konsumentprodukter.

Vårt syfte är att skapa uppmärksamhet kring miljöaspekterna på tillverkningen och användningen av kläder och

andra textilier. Företagen måste fortsätta utveckla sitt arbete med att ställa miljökrav på kemikalieanvändningen hos leverantörer och underleverantörer. Samtidigt visar vår granskning att det parallellt behövs lagstiftning, i första hand på EU-nivå, som minskar förekomsten av miljögifter i textila produkter. Ett sådant regelverk skulle gynna de leverantörer och återförsäljare som tar miljöfrågorna på störst allvar.

Som konsument kan man bidra till en snabbare miljöanpassning genom att fråga efter och välja miljömärkta textilier när det går. En ökad efterfrågan på miljömärkta textilier ger textilimportörer och producenter en stärkt förhandlingsposition gentemot deras leverantörer.



Mikael Karlsson
Ordförande, Naturskyddsföreningen

Innehåll

Sammanfattning	5
Inledning	6
Bakgrund och syfte	6
Textilproduktion och konsumtion	6
Ftalatanvändning, produktion och spridning till miljön	6
Hälsa- och miljörisker med ftalater	7
Regelverk rörande ftalater	8
Metod	9
Val av produkter för analyser	9
Analys av ftalater och standardiserat tvättest	9
Resultat	10
Diskussion	14
Referenser	17
Bilaga	21

Naturskyddsföreningen 2008

Text: Andreas Prevodnik

Analysmetoder för ftalater: Angelica Kylén, AnalyCen/Eurofins

Analysförfarande: AnalyCen/Eurofins

Layout: Ingela Espmark

Foto: Sara Örberg Huss

Varunummer: 89642

ISBN: 9155807615

Stort tack till Nils-Erik Evers, Emma Schütt, Jessica Andreason och andra för hjälp med utförandet av studien och arbete med rapporten. Den här rapporten har producerats med hjälp av ekonomiskt stöd från Svenskt Vatten.

Sammanfattning

Med denna rapport visar Naturskyddsföreningen att höga halter av vissa mjukgörare, så kallade ftalater, som är hormonstörande och möjligen cancerogena hittas i plasttryck på t-tröjor i Sverige. Det finns idag ingen lagstiftning som reglerar innehållet av sådana farliga kemikalier i textila produkter, varför det är upp till textilimportörerna själva att ställa krav på sina leverantörer. En stor andel av importörerna på den svenska marknaden säger sig följa branschorganisationen Textilimportörernas egen lista över otillåtna kemikalier i sin upphandling. På listan ingår ftalater. Ändå hittade vi ftalater i t-tröjorna.

Ftalater är en grupp miljögifter som sedan 1930-talet storskaligt används som mjukgörare i plaster. Då ftalaterna inte är kemiskt bundna till plastpolymererna, lakas de efter hand ur plasten. Detta har gjort att ftalater är en av de vanligaste föreningarna i inomhusmiljö och ute i naturen. Många allvarliga hälsoeffekter kopplas till ftalater. Till de allvarligaste hör störningar i kroppens hormonsystem, vilket kan skada könsutveckling och fertilitet, samt leda till cancer. Även allergi, astma, fetma och diabetes kan i vissa fall härledas till ftalatexponering.

Naturskyddsföreningen har under de senaste åren arbetat med kemikaliefrågor kopplade till textilier. Först uppmärksammade vi förekomsten av nonylfenoletoxylater i textila produkter, nu ftalater. I den här rapporten visar vi att ftalaterna BBP, DEHP, DINP och DIDP hittades i höga, till mycket höga halter, i trycket på några av tjugo undersökta vanligt förekommande t-tröjor. Den högsta funna halten av DEHP var 22% av tryckets vikt, en mycket hög halt. BBP hittades i halter på upp till 7,3% av tryckets vikt, DINP i halter på upp till 7,9% av tryckets vikt och DIDP i halter på upp till 2,6% av tryckets vikt. DEHP och BBP är officiellt klassade som reproduktionsstörande och är misstänkta cancerogener, medan bedömningsunderlaget för DINP och DIDP ännu är otillräckligt för en officiell riskklassificering. Flera undersökningar visar dock på allvarliga hälsoeffekter även av DINP och DIDP.

Med ett standardiserat tvätttest och ftalatanalyser gjorde vi ett försök att kvantifiera spridningen av ftalater från trycken på t-tröjorna till vattenmiljön. Vår hypotes om att ftalaterna tvättas ur t-tröjornas tryck kunde dock inte beläggas i den studien. I rapporten diskuterar vi istället möjliga exponeringsrisker och spridningsvägar till miljön för ftalaterna från t-tröjorna, bland annat genom damm i hemmiljön. Damm som till stora delar består av avnött textilt material koncentrerar miljögifter, såsom ftalater, då nedbrytningen av kemiska föreningar inomhus är begränsad. Därigenom kan damm vara en viktig exponeringskälla för ftalater inomhus och med dammet från svabbade golv kan ftalaterna nå den yttre miljön via avlopp. Förutsatt att våra stickprov är representativa för t-tröjor och våra uppskattningar och approximationer är korrekta, kommer ca. 3 ton BBP, 10 ton DEHP, 3 ton DINP och 2 ton DIDP att importeras till Sverige med plastiga tryck på t-tröjor under 2008.

Naturskyddsföreningen uppmanar regeringen att arbeta på främst EU-nivå för en lagstiftning som reglerar halterna av miljö- och hälsofarliga ämnen, såsom ftalater, i textila produkter och i textiltillverkningen, oavsett var i världen denna sker. En sådan reglering skulle inte bara innebära ett förbättrat hälsoskydd i Sverige, utan en stor vinst för miljön både inom unionen och i textilproducerande länder utanför unionen.

Inledning

Bakgrund och syfte

Produktionen av textilier kan vara negativ för hälsa och miljö, i såväl producerande land som i Sverige. För att uppmärksamma detta, bedriver därför Naturskyddsföreningen under 2007 och 2008 kampanjerna ”Tyg eller Otyg” och ”Medvetet Mode”. Mest intensiv är kampanjerna under Miljövänliga Veckan (v. 40). Tidigare i år visade vi att nonylfenoletoxilater, en grupp problemkemikalier vars användning i EU är mycket strikt reglerad, allmänt hittades i ett stickprov av t-tröjor på den svenska marknaden¹.

I denna rapport har vi valt att uppmärksamma ftalater, en grupp miljögifter som kan förekomma i plastiga tryck på kläder. Plastiga tryck definieras här som de tryck som antas vara av något plastmaterial. Undersökningen bestod av två steg: ett i vilket vi undersökte förekomsten av ftalater i tryck från t-tröjor och ett annat i vilket vi undersökte om, och i så fall hur snabbt, ftalaterna tvättas ur trycken. Vår hypotes var att en av spridningsvägarna för ftalater till miljön, är genom urtvättning från plagg med plasttryck.

Textilproduktion och konsumtion

Produktion och handel med textilier är internationell. Mycket av produktionen är förlagd till låglöneländer, där miljö- och arbetsmiljölagstiftning generellt är sämre än i EU och USA och där lagefterlevnaden ofta är svag. Samtidigt finns de stora importörerna och konsumentgrupperna av textil i EU och USA. Geografisk avlägsenhet till produktionsländerna, svag lagstiftning och byråkrati i produktionsländerna, samt okunskap hos producenter, gör att det ofta är svårt för textilimportörer att få fram heltäckande och tillförlitlig information om kemikalieanvändningen i den textila produktionen. I nuläget reglerar EUs lagstiftning sällan import av textil som kan innehålla miljö- och hälsovådliga ämnen vars användning är begränsad, eller förbjuden, i unionen.

Kläder är idag en typisk ”slit-och-släng-produkt”. Snabbt skiftande moden gör att volymomsättningen av kläder är stor och trenden är att den ökar för var år. Enligt en färsk

undersökning vid årsskiftet 2007/2008, önskar 55% av kvinnorna och 44% av männen i Sverige köpa mer kläder under det kommande året och trenden är ingalunda unik för Sverige². Därmed kan man anta att en hel del miljö- och hälsoskadliga ämnen även framöver kommer att importeras med kläder.

Ftalatanvändning, produktion och spridning till miljön

Ftalater är en kemikaliegrupp av dialkyl, eller alkyl/aryl-estrar, av 1,2-bensendikarboxylsyra^{3,4}. Sedan 1930-talet används ftalater, bland annat, som mjukgörare i polyvinylkloridplaster (PVC)^{3,5}. Utan tillsats av mjukgörare, skulle PVC-plasten vara stel och skör. Många konsumentprodukter, däribland bygg- och inredningsmaterial, kläder, förpackningsmaterial till mat, samt leksaker, kan innehålla PVC-plaster⁴ och därigenom olika typer av ftalater. Ftalaterna är inte kemiskt bundna till plasten, vilket gör att de med tiden lakas ur plasten, eller evaporerar från den till luften^{4,5,6,7}. Ftalater hittas ofta i in- och utgående vatten från vattenreningsverk, samt i det slam som bildas i reningsprocessen^{4,8,9,10}. Även icke önskvärda nedbrytningsprodukter från ftalater (läs stycket nedan om hälso- och miljörisker med ftalater) kan hittas i vattenreningsverkens utgående vatten och i slammet⁸.

Ftalater produceras i stora volymer, vilket bidrar till att de är vanliga föroreningar i miljön. Den årliga världsproduktionen av ftalater är cirka 4,3 miljoner ton, varav ungefär 1 miljon ton produceras i EU^{11,12}. Nästan hälften av denna produktion utgörs av di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) (CAS 117-81-7)¹⁰. Andra vanligt förekommande ftalater är di-etylftalat (DEP) (CAS 84-66-2), di-metylftalat (DMP) (CAS 131-11-3), di-n-butylftalat (DBP) (CAS 84-74-2), butylbensylftalat (BBP) (CAS 85-68-7), di-n-octylftalat (DOP) (CAS 117-84-0), di-iso-nonylftalat (DINP) (CAS 84-76-4) och di-iso-decylftalat (DIDP) (CAS 26761-40-0)^{5,13}. Hädanefter används ftalaternas kortnamn i den löpande texten.

Hälso- och miljörisker med ftalater

Från fosterstadiet och under resten av våra liv exponeras vi för ftalater, via föda, inandning och upptag genom huden^{14,15,16}. DEHP-exponeringen i människa har noggrant studerats¹⁵. I medeltal är den 3-30 µg DEHP/kg kroppsvikt och dag¹⁵, vilket innebär att vi emellanåt kan exponeras för halter som överstiger de riktvärden på 37 µg DEHP/kg kroppsvikt och dag¹⁷, respektive 20 µg DEHP/kg kroppsvikt och dag¹⁷, som EU och naturvårdsverket i USA har fastställt som tolererbara. Vad gäller andra ftalater är exponeringsbildningen mindre känd. Flera, till exempel DBP och BBP^{15,17}, används dock i volymer som närmar sig DEHP-användningen, eller förväntas i framtiden att användas i större volymer, som ersättning till DEHP, till exempel DINP och DIDP¹⁸.

Allvarliga hälsorisker förknippas med ftalater. I djurförsök har man sett att exponering för ftalaterna DBP, BBP, DIDP, DINP och DEHP under graviditet kan leda till fosterdöd, allvarliga missbildningar, permanent försämrad funktion hos testiklar, och minskad födelsevikt^{5,7}.

Ftalatexponering under fosterstadiet kan leda till ofullständig testikelutveckling och minskad penisstorlek hos pojkar¹⁹. Exponering för ftalater under fosterstadiet, misstänks även kunna ändra hur cellerna svarar på könshormon i vuxen ålder och detta kan vara en av orsakerna bakom minskad fertilitet hos män⁷.

Flera ftalater, eller deras nedbrytningsprodukter, stimulerar produktionen av peroxisomer^{20,21,22,23}, en cellstruktur involverad, bland annat, i cellens fettomsättning, med bildning av fria radikaler och andra negativa följd effekter²⁴. Detta har i råttor och möss lett till leverskador och tumörer^{7,22,23}. Vissa ftalater kan möjligen öka cancerrisken också via en annan mekanism. DEHP, DEP och DBP minskar cellernas förmåga att göra sig av med giftiga avfallsprodukter, genom att blockera cellmembranens polyglykoproteiner, en specifik typ av protein som binder och transporterar fettlösliga avfallsprodukter ut ur cellen²⁵. Då en del avfallsprodukter är skadliga för arvsmassan²⁶, genom att de orsakar produktion av fria radikaler, eller direkt kopplas till arvs-

massan och bildar så kallade DNA-addukter, är det troligt att en kronisk ftalatexponering ökar cancerrisken. Det finns tre studier som har visat på en ökad risk för cancer i bukspottkörteln hos människor som arbetar med mjukgjord PVC^{27,28,29}.

De underliggande mekanismerna bakom många av dessa risker, är ftalaters förmåga att, positivt eller negativt, påverka genreglerande hormonreceptorer (östrogen- och testosteronreceptorer, med flera), så kallade transkriptionsfaktorer^{5,7,30}. En transkriptionsfaktor kan slå av eller på en gen. Generna kodar för enzymer och andra proteiner som är involverade i cellernas ämnesomsättning, celledelning och död, samt i produktionen av könshormon och som därmed påverkar morfologiska (formmässiga) förändringar i samband med utvecklingen av organ, skelett, könskörtlar och könskaraktärer i bägge könen^{5,7,31,32,33,34,35}.

Kunskaperna om ftalaternas miljöeffekter är begränsade, vilket är oroande med tanke på att ftalater allmänt hittas i vatten, sediment, jord och organismer^{36,37,38,39,40,41,42,43}. Publikationer om olika organismer som i kontrollerade laboratorieförsök har exponerats för ftalater, visar dock vilka typer av negativa effekter som vi kan förvänta oss hitta i miljön. Det gäller allt från skador på individer, såsom cellskador, ändrade enzymaktiviteter och morfologiska förändringar, till strukturella förändringar i ekosystemen.

Minskad bakteriediversitet i DEP-förorenad jord har rapporterats⁶. Bakterier är fundamentala för ekosystemens hälsa och möjliggör kretsloppen genom att bryta ned förbrukat organiskt material⁴⁴. En välbalanserad bakterieflora i jorden kan också hindra tillväxten av för växter sjukdomsframkallande bakterier⁶.

Konsumtion av grödor som har odlats på ftalatförorenad mark, kan vara en potentiell källa till ftalatesponering av djur och människor. I en studie påvisades nämligen upptag av DBP från förorenad jord till majs; i en annan upptag av DBP och DEHP i korn som odlades på jord som gödslats med slam från avloppsreningsverk^{45,46}.

Baserat på resultaten från ett flertal studier verkar det

som om organismers förmåga att bryta ned ftalater ökar ju högre upp i ekosystemens näringsvävar de står och att ftalatackumuleringen är högst i organismer på de mellersta näringsnivåerna⁶. På de mellersta näringsnivåerna står, till exempel, ryggradslösa djur och ryggradsdjur som fiskar. Många andra organismer är beroende av dessa som föda. DBP och DEHP ackumuleras i daggmusk, vilket skulle kunna påverka de organismer som i sin tur lever på musk⁴⁷. I havsborstmask som hade exponerats för DBP, hittade man kromosomskador⁴⁸. Vissa ftalater skadar kräftdjurs immunsystem, så att risken för att djuren drabbas av infektioner ökar⁴⁹. Kräftdjurs larvutveckling kan också påverkas negativt av ftalater⁵⁰. Ett flertal ftalater har i laboratorieförsök gett negativa effekter på fiskars könsutveckling och reproduktion. I en flergenerationsstudie med fisken medaka (*Oryzias latipes*), exponerad kroniskt för DBP, orsakade DBP i hanfiskar ett ökat uttryck av ägguleproteinet vitellogenin och utveckling av könskörtlar som innehöll både äggstocks- och testikelvävnad, så kallad ovo-testis, vilket visar att DBP har en östrogen verkan⁵¹. Vidare minskade äggproduktionen hos honor av samma fiskart vid DBP-exponering⁵¹. BBP-exponering ökade uttrycket av vitellogenin hos hanar av regnbågsforell⁵². DEHP hade antiöstrogen verkan i honor av medaka som vid exponering för denna ftalat fick mindre äggstockar med ägg som inte mognade⁵³. I hanfiskar av DEP-exponerad karp, observerades ökat vitellogeninuttryck, förändrade enzymaktiviteter, förstörade lever och förminskade testiklar¹³. Konsumtion av fisk anses vara en potentiell exponeringsväg för ftalater till människor⁵⁴. I många länder, till exempel i Asien, tillför man avloppsvatten till fiskodlingar för att öka deras produktion¹³, vilket väsentligen ökar risken för ftalatexponering via fiskkonsumtion.

Även ftalaternas nedbrytningsprodukter kan vara hälso- och miljöskadliga. Fenol är en nedbrytningsprodukt med narkotisk verkan⁵⁵. Nedbrytningsprodukterna 2-etylhexansyra och 2-etylhexanol är giftiga för vattenlevande organismer⁵⁶ och 2-etylhexansyra har i tester med möss och

råttor visat sig vara peroxisomstimulerande och cancerogen^{57,58,59,60}. 2-etylhexansyra och 2-etylhexanol hittas allmänt och i betydande koncentrationer i miljön, vilket visar att de inte bryts ned så lätt⁵⁶.

Regelverk rörande ftalater

Både i EU och USA har miljörisiker med ftalater uppmärksamats, men miljölagstiftningen kring ftalater är begränsad. Naturvårdsverket i USA har identifierat DEHP, DMP, DEP, DBP och DOP som prioriterade föroreningar som skall hållas under uppsikt⁶¹. I EU är DEHP, i dagsläget, den enda ftalat som regleras i miljölagstiftning, via vattendirektivet (EU-direktiv 2000/60/EU)^{4,62}. Enligt detta direktiv, är det högsta tillåtna DEHP-värdet i vattendrag, sjöar och hav 1,3 µg/liter som ett årsmedelvärde och värdet skall underskrivas i alla europeiska ytvatten senast år 2015⁶³. Slamdirektivet (86/278/EEC) och avloppsdirektivet (91/271/EEC) uppmanar till återvinning av det fosforrika slam som uppkommer vid avloppsvattenrening⁶², vilket förutsätter att slammet inte innehåller miljö- och hälsoskadliga kemikalier, om det skall kunna användas på jordbruksmark till jordförbättring och gödning. Även den svenska riksdagen har antagit ett miljö kvalitetsmål om återföring av fosfor från avlopp till produktiv mark och åkermark⁶⁴.

Enligt EU:s begränsningsdirektiv (76/769/EEC), får ftalaterna DEHP, DBP och BBP, på grund av sina negativa hälsoegenskaper, inte längre användas i leksaker och barnvårdsartiklar i en sammanlagd halt som överstiger 0,1% (viktsprocent) från och med den 16 januari 2007⁶⁵. Ytterligare tre ftalater, DINP, DIDP och DOP, får av samma orsak inte längre användas i en sammanlagd halt som överstiger 0,1% (viktsprocent) i leksaker och barnvårdsartiklar som kan stoppas i munnen⁶⁵. Däremot finns ingen lagstiftning som reglerar ftalater i andra konsumtionsvaror, däribland textila produkter, vare sig till barn eller vuxna.

Metod

Val av produkter för analyser

T-tröjor, kort- och långärmade, dam- och herrkläder, i olika prisklasser inhandlades vid två tillfällen från ett urval av skandinaviskt ägda företag som är återförsäljare av kända klädesmärken, eller som har egen klädproduktion. Många ungdomar handlar sina kläder från dessa företag. Det första inköpstillfället var i Göteborg och Stockholm under januari och februari 2008; det andra i Göteborg i juni 2008. De inhandlade t-tröjorna hade plastiga tryck (subjektiv bedömning) och skall representera ett urval av senvinterns/vårens, samt sommarens kollektioner.

Analys av ftalater och standardiserat tvätttest

Prover för ftalatanalyser (0,5 g tryck) extraherades i ultraljudsbas (1 tim) med diklormetan/cyklohexan i förhållandet 1:9 och analyserades sedan med GC med MS-SIM-detektor (Agilent GC6890N, MS5973N)^{66,67}. För att kvalitativt säkerställa resultaten jämfördes jonförhållandet mellan toppar i provet och standarden, och retentionstiderna i kromatogrammet kontrollerades så att de stämmer mot standardlösningens. Analyserna utfördes av Lantmännen AnalyCen (Eurofins) i Lidköping, vilka är ackrediterat laboratorium och som har ISO 9000-certifikat.

TVå t-tröjor med bekräftat höga ftalathalter, från det andra inköpstillfället, genomgick tio tvättcykler, enligt standardiserad metod (EN 26330:1994) vid 40 grader C och med EN-standariserat tvättmedel (se tvättmedelskomposition i bilagan). Efter en, tre och tio tvättcykler, skars en del av trycket på t-tröjan ut för ftalatanalyser. Tvätttesterna utfördes av Textil och Läderlaboratoriet i Stockholm.

Resultat

I 19 av 20 undersökta t-tröjor, hittades någon, eller några, av de sex ftalater som regleras i EU:s begränsningsdirektiv (EG-direktiv 76/769/EEG), samt i vissa t-tröjor även DEP (se tabell 3 och 4). Bara i t-tröjan från Puma inköpt från

Stadium, kunde ingen av undersökta ftalaterna detekteras (se prov 2, tabell 4). Detektionsgränserna varierade mellan < 1 mg/kg och < 230 mg/kg för de olika ftalaterna och t-tröjorna, beroende på typ av ftalat, om proverna fick spädas,

Tabell 1: Beskrivning av de undersökta t-tröjorna från första inköpstillfället.



Provnummer	1	3	4	6	7
Inköpsställe	Intersport	Stadium	Stadium	Naturkompaniet	Cubus
Märke	Puma	Soc	Nike	Tierra Summit	Identity
Eget märke	Nej	Ja	Nej	Nej	Ja
Material	100% polyester	100% bomull	100% ekologisk bomull	85% dri-release 15% bomull	100% bomull
Tillverkningsland	Polen	?	Turkiet	?	?
Pris	600 kr	99 kr	199 kr	349 kr	99 kr



Provnummer	8	10	11	13	14
Inköpsställe	Weekday Hero	MQ	MQ	Carlings	Pepper
Märke	Cheap Monday	Emilio	Zoul	Just a Fucking T-shirt	Selected Homme
Eget märke	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej
Material	100% bomull	100% bomull	100% bomull	100% bomull	100% bomull
Tillverkningsland	Kina	?	?	?	Turkiet
Pris	150 kr	349 kr	99 kr	199 kr	249.95 kr

eller på om det fanns matriseffekter (något i extrakten interfererade med ftalatdetektionen, så att detektionsgränsen försämrades). Spridningen i halterna av de olika ftalaterna var stor mellan t-tröjorna. Den högsta funna halten var 3,4

mg/kg för DEP (t-tröja från Puma, prov nummer 1 i tabell 3), 79 mg/kg för DBP (t-tröja från Cubus, prov nummer 5 i tabell 3), 73 000 mg/kg för BBP (t-tröja från Levis, prov nummer 7 i tabell 4), 220 000 mg/kg för DEHP (t-tröja från

Tabell 2: Beskrivning av de undersökta t-tröjorna från andra inköpstillfället.



Provnummer	1	2	3	4	5
Inköpsställe	Intersport	Stadium	Red Devil	Pepper	Carlings
Märke	Firefly	Puma	Worn by Original	Solid Jeans	Saints&Morts
Eget märke	Ja	Nej	Nej	Nej	Ja
Material	Bomull 100%	Bomull 100%	Bomull 100%	Bomull 100%	Bomull 100%
Tillverkningsland	?	?	EU	?	Kina
Pris	150 kr	199 kr	599 kr	200 kr	199 kr



Provnummer	6	7	8	9	10
Inköpsställe	Carlings	NK	MQ	H&M	KappAhl
Märke	Björkvin	Levis	Fred Perry	H&M	KappAhl
Eget märke	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja
Material	Bomull 100%	Bomull 100%	Bomull 100%	Bomull 100%	Viskos 95%, elastan 5%
Tillverkningsland	Portugal	Turkiet	U.A.E	Turkiet	Turkiet
Pris	399 kr	399 kr	399 kr	98 kr	199 kr

Carlings, prov nummer 9 i tabell 3), 79 000 mg/kg för DINP (t-tröja från Puma, prov nummer 1 i tabell 3) och 26 000 mg/kg för DIDP (t-tröja från Worn by Original, prov nummer 3 i tabell 4). Nikes t-tröja i ekologisk bomull innehöll relativt hög halt av DINP (820 mg/kg) (se prov 3 i tabell 3).

Förändringar i ftalathalterna i de analyserade trycken från t-tröjorna under tio tvättcykler, låg inom felmarginalen för analysmetoden. Därför kunde vi inte påvisa att de undersökta ftalaterna tvättas ur trycken.

Tabell 3: Undersökta t-tröjor från första inköpstillfället (provnummer, inköpsställe, märke, DMP-, DEP-, DBP-, BBP-, DEHP-, DOP-, DINP- och DIDP-halter i trycket i mg/kg). Detektionsgränsen markeras med tecknet < före gränsvärdet och innebär den lägsta halt analysmetoden klarar av att registrera. I de fall detektionsgränsen har en asterisk, försämrades den av matriseffekter.

Prov nr.	Inköpsställe	Märke	DMP (mg/kg)	DEP (mg/kg)	DBP (mg/kg)	BBP (mg/kg)	DEHP (mg/kg)	DOP (mg/kg)	DINP (mg/kg)	DIDP (mg/kg)
1	Intersport	Puma	< 1	3,4	10	320	61	61	79 000	4 000
2	Stadium	Soc	< 1	1,6	13	< 1	< 10	< 1	< 10	< 10
3	Stadium	Nike	< 1	1,6	4,9	16	57	< 1	820	< 230*
4	Naturkompaniet	Tierra	< 1	< 1	18	6,2	24	< 1	< 55	< 20
5	Cubus	Identity	< 1	< 1	79	< 1	< 10	< 1	< 10	< 10
6	Weekday Hero	Cheap Monday	< 1	< 1	1,1	< 1	< 10	< 1	< 10	< 10
7	MQ	Emilio	< 1	1,1	19	1400	32	< 1	11	< 10
8	MQ	Zoul	< 1	< 1	3,3	< 1	< 10	< 1	< 10	< 10
9	Carlings	Just a Fucking T-shirt	< 1	1,8	52	6 800	220 000	< 10	< 10	< 10
10	Pepper	Selected Homme	< 1	1,2	< 1	6,3	< 10	< 1	< 10	< 10

Tabell 4: Undersökta t-tröjor från andra inköpstillfallet (provnummer, inköpsställe, märke, DMP-, DEP-, DBP-, BBP-, DEHP-, DOP-, DINP- och DIDP-halter i trycket i mg/kg). Detektionsgränsen markeras med tecknet < före gränsvärdet och innebär den lägsta halt analysmetoden klarar av att registrera. I de fall detektionsgränsen har en asterisk, försämrades den av matriseffekter.

Prov nr.	Inköpsställe	Märke	DMP (mg/kg)	DEP (mg/kg)	DBP (mg/kg)	BBP (mg/kg)	DEHP (mg/kg)	DOP (mg/kg)	DINP (mg/kg)	DIDP (mg/kg)
1	Intersport	Firefly	<1	<1	11	<1	<10	<1	<10	<10
2	Stadium	Puma	<1	<1	<1	<1	<10	<1	<10	<10
3	Red Devil	Worn by Original	<10	<10	<10	26	50	<10	<3 500	26 000
4	Pepper	Solid Jeans	<1	1,4	12	<1	38	<1	<10	<10
5	Carlings	Saints&Morts	<1	1,7	4,6	2,3	<10	<1	<10	<10
6	Carlings	Björkvin	<1	<1	<1	6,7	<10	<1	24	45
7	NK	Levis	<10	<10	310	73 000	84 000	<10	3 300	<100
8	MQ	Fred Perry	<1	<1	2,6	4,7	<10	<1	<10	6 700
9	H&M	H&M	<1	<1	<1	<1	<10	<1	<10	24
10	KappAhl	KappAhl	<1	2,1	<1	<1	<10	<1	<10	<10

Diskussion

Denna undersökning har bidragit med ny kunskap vad gäller förekomsten av ftalaterna DEP, DBP, BBP, DEHP, DOP, DINP och DIDP i t-tröjor, samt vad gäller ftalaters beständighet i plaggens tryck under tvätt. Vi har i två omgångar visat att någon, eller några, av dessa ftalater finns i totalt 19 av 20 t-tröjor från den svenska marknaden. Ftalaterna DEHP, DINP och BBP fanns i mycket höga halter i några av t-tröjorna. Det finns ingen anledning att tro att vårt stickprov inte är representativt för de t-tröjor som konsumenterna i Sverige normalt inhandlar. Så länge motsatsen inte visas av mer omfattande undersökningar, bör våra resultat tjäna som utgångspunkt för förbättringar av textilindustrins miljöarbete.

Plastiga tryck hittades på t-tröjor för bägge kön. Barnkläder, vilka i övrigt ej berörs i denna undersökning, verkar också ofta ha plastiga tryck. Uppskattningsvis hade $\frac{1}{4}$ - $\frac{1}{2}$ av plaggen på marknaden under den aktuella inköpsperioden, senvintern till sommaren 2008, plastiga tryck (subjektiv bedömning). I medeltal täckte dessa tryck ungefär $\frac{1}{4}$ av plaggens yta (subjektiv bedömning). Ftalathalterna är normaliserade mot tryckets vikt som är den sammanlagda vikten av plastbeläggningen med underliggande textil väv. Det mesta av ett trycks vikt är således textil. Därigenom kan tryckets andel av plaggets yta approximeras till dess andel av plaggets vikt. Under år 2007, importerades 84 000 ton kläder till Sverige, varav drygt 10 400 ton var t-tröjor⁶⁸. Då trenden under de senaste åren har varit att textilkonsumtionen årligen ökar², kanske uppgiften från 2007 något underskattar årets textilimport, men om siffran antas vara representativ även för 2008 och modet med plastiga tryck håller i sig året ut så kommer – med våra antaganden ovan – 650 - 867 ton plastiga tryck på t-tröjor att importeras till Sverige i år. Om de två stickproven är representativa för t-tröjor och våra uppskattningar och approximationer i övrigt är korrekta, så kommer alltså i storleksordningen 20 kg DBP, 3 ton BBP, 10 ton DEHP, 3 ton DINP och 2 ton DIDP från t-tröjors plastiga tryck att föras in i landet med t-tröjor i år. Även om den faktiska importen av ftalaterna med tryck

skulle vara tio gånger mindre, är detta alarmerande. En betydande del av dessa ftalater kommer, förr eller senare, att bli föroreningar i vår miljö.

Vi förkastar hypotesen att urtvättning av ftalater från PVC-tryck på kläder är en viktig spridningsväg för ftalater till miljön, åtminstone på kort sikt och baserat på vår försöksuppläggning. Sannolikt tvättas ftalater ut ur ett PVC-tryck under plaggets livslängd, men för att kunna detektera små ftalatförluster per tvättomgång, måste man analysera ftalatinnehållet i tvättvatten istället för i tryck, då detektionsgränsen för ftalater i vattenprover är mycket lägre än i textilprover⁶⁹.

Det finns andra, troliga, spridningsvägar än urtvättning för ftalater från textiltryck till miljön. I inomhusmiljön är damm vanligt. Damm består till stor del av avnött material från textilier^{70,71}. I ett flertal studier har man visat att ftalater hör till den grupp av kemikalier som är vanligast förekommande i hushållsdamm^{72,73,74,75}. Ftalater i damm kan häröra direkt från avnött textilmaterial med PVC-beläggningar, eller har indirekt löst sig i dammet från gasfas⁷⁵, då ett flertal ftalater är flyktiga och kan avgå som gas från PVC-plaster. Organiska föroreningar som binds till damm riskerar att bli långlivade och högkoncentrerade, på grund av liten biotisk (bakteriell) och abiotisk (UV-ljus) nedbrytning inomhus, samt liten utspädning i begränsad luftvolym⁷⁴. Mot bakgrund av att vi tillbringar ungefär 90% av våra liv inomhus^{76,77} gör detta att exponeringen för miljögifter via damm sannolikt är betydande. Vad gäller bland annat ftalater kan exponering via inandning/förtäring av damm vara jämförbar med exponering via föda, speciellt för barn^{71,78}. Även ett upptag över huden är möjlig för ftalater med låg molekylvikt (DEP, DBP och BBP)⁵. Kombinationen av fysiologiska och beteendemässiga faktorer hos små barn, såsom liten kroppsmassa, begränsad förmåga för kroppen att bryta ned och utsöndra kroppsfremmande kemikalier, snabb tillväxt och utveckling av vitala organsystem, aktiviteter nära golvet, hand-till-munbetende och därmed oavsiktlig förtäring av icke-födopar-

tiklar, gör barn särskilt utsatta och känsliga för dammbundna föroreningar^{79,80,81,82,83}. Från epidemiologiska studier har man hittat ett samband mellan koncentrationen av ftalater i damm och allergiska symptom och astma hos barn^{84,85}, samt mellan förekomsten av PVC-plast i hemmet och skador i bronkerna⁸⁶. Negativa effekter av ftalatexponering i inomhusmiljön hittas sannolikt också på fortplantning och ämnesomsättning. Ftalater kan bevisligen skada reproduktionsförmågan hos människor^{25,87,88}. Innan puberteten har inte blod-testikel-barriären, en fysisk barriär som skyddar de spermproducerande cellerna i testiklarna från giftiga ämnen som kan cirkulera i blodet, bildats⁸⁹. Därför anses prepubertala pojkar, vars testiklar ännu är under utveckling, vara extra sårbara för ftalatexponering⁷. Diabetes och fetma blir allt vanligare i västvärlden⁹⁰. Ftalatexponering i inomhusmiljön sedan unga år kan även här vara en del av förklaringen. Ftalatexponerade leverceller har visats uttrycka färre insulinreceptorer i sina cellmembran⁹¹. Testosteron minskar buk fett och ökar insulinkänsligheten^{92,93}. En försämrad testosteronproduktion, eller en försämrad förmåga för celler att svara på testosteron, till exempel på grund av ftalatexponering, kan således leda till fetma och diabetes typ II⁹⁰.

Från inomhusmiljön kommer en del av ftalaterna till den yttre miljön via avlopp, till exempel med vatten från svabade golv. Därigenom bidrar sannolikt textildamm till ftalatbelastningen i avloppsreningsverk. Storleken på bidraget, kan vi inte uppskatta. I avloppsreningsverken hamnar troligen stora andelar av ftalaterna i slammet. En studie utförd av IVL, indikerade att 96-97% av DEHP, DINP och DIDP fördelar sig till sedimentfasen om de släpps ut till vatten⁹⁴. I Sverige har ftalater i slam från avloppsreningsverken analyserats vid ett flertal tillfällen. Analyser som utfördes mellan 1989 och 2002, visade att DEHP är den vanligaste ftalaten i slam (i halter från 55 till 661 mg/kg torrt slam), medan DEP, DMP, DBP, diisobutylftalat (DIBP), BBP hittades i lägre halter och i ett fåtal prover^{10,95,96,97,98,99}. Även utomlands är situationen likartad. DEHP är den vanligast förekom-

mande ftalaten i avloppsslammet, i halter från cirka 30 mg/kg torrt slam, upp till runt 100 mg/kg torrt slam^{4,9,99}. EU har föreslagit ett gränsvärde på 100 mg DEHP/kg torrt slam, om slammet skall användas på jordbruksmark¹⁰⁰. För andra ftalater finns inga gränsvärden, då dessa ftalater inte berörs av miljölagstiftningen i EU. På grund av föroreningar, bland annat ftalater, kan avloppsslam inte användas i jordbruket idag i den utsträckning som önskas. I Sverige läggs slam på deponier, vilket inte är en hållbar lösning. Avloppsslammet föroreningar, eller deras mer eller mindre giftiga nedbrytningsprodukter, riskerar att lakas ur slammet och nå grund- och ytvatten.

En del ftalater lämnar reningsverken med vattnet till recipienten. DEHP är en ftalat som ofta har rapporterats uppmätt i detta vatten^{4,8}. Även vissa av ftalaternas nedbrytningsprodukter som är hälso- och miljöskadliga hittas regelbundet i recipienterna och organismer där⁵⁶. I Sverige har man dålig kontroll på förekomst och spridning av dessa nedbrytningsprodukter. Ingen nedbrytningsprodukt mäts för närvarande i t.ex. Stockholm Vattens reningsverk¹⁰¹. Även på andra håll i Europa har ftalater hittats i avloppsvatten från textilindustri¹⁰². I många textilproducerande länder är avloppsreningen av ännu sämre standard och det är sannolikt att betydande mängder ftalater släpps ut från textilindustrier direkt till miljön.

I denna studie har vi inte kunnat kvantifiera ftalaters spridning från textilier till miljön, men det faktum att höga halter av ftalater som klassas som reproduktionsstörande och som misstänks vara cancerframkallande hittas i tryck på t-tröjor är alarmerande nog⁷.

De giftiga egenskaperna var det huvudsakliga motivet för EU-förbuden från 2007 mot ftalater i leksaker. I Sverige föreslog riksdagen redan i proposition 1990/91:90 en snabb nationell avveckling av de giftigaste ftalaterna¹⁰. I proposition 1997/98:145 konstaterade riksdagen att all användning av skadliga, eller misstänkt skadliga, ftalater bör avvecklas och bland annat underströks att DEHP inte bör ingå i textilier.¹⁰³ Denna nationella process bör snabbas på, samtidigt

som regeringen bör verka på EU-nivå för att införa en reglering som helt förbjuder, eller hårt reglerar, halterna av miljö- och hälsofarliga ämnen, till exempel nonylfenoletoxilater, vilka vi uppmärksammat i två tidigare rapporter, och ftalater, i textila produkter. En sådan lagstiftning skulle även få stor internationell genomslagskraft. Om EU, med sin betydande andel av den globala textilkonsumtionen, inte tillåter import av textilier med farliga kemikalier – eller än hellre, import av textilier som behandlas med farliga kemikalier i tillverkningsprocessen – tvingas producenterna att ställa om sin produktion. Detta ger en miljö- och hälsovinst, i såväl de textilproducerande länderna som Sverige och EU. Om en snabb utveckling av reglerna inom EU inte skulle visa sig möjlig anser Naturskyddsföreningen att Sverige bör nyttja möjligheten att fatta nationella beslut om utfasning av nonylfenol och ftalater i textilier.

Eftersom det i dagsläget i stort sett saknas miljölagstiftning för importerade textila varor är det upp till importörerna att själva ställa krav på varornas kemikalieinnehåll. Enligt Textilimportörerna följer deras medlemmar, vilka sammanlagt står för 65-70% av textilmarknaden i Sverige, vid upphandling av textil, branschorganisationens egen lista över otillåtna kemikalier i textilier¹⁰⁴. På listan finns ftalater (ospecificerat vilka). Vår undersökning har dock visat att ftalater ändå hittas i importerade t-tröjor på den svenska marknaden.

Vad kan då textilkonsumenterna göra för att minska ftalatbelastningen i sina hem och den svenska miljön i övrigt? I första hand bör man reflektera över volymen på sin textilkonsumtion och bara inhandla de textilier som man verkligen behöver. I andra hand rekommenderar Naturskyddsföreningen val av miljömärkta textilier. De stora och kända miljömärkningarna, såsom Bra Miljöval, Svanen, EU-blomman och Global Organic Textile Standard (GOTS), tillåter inte PVC-beläggningar på de textilier som miljömärks och därmed inte heller de ftalater som används som mjukgörare i plasten.

Sammanfattningsvis uppmanar Naturskyddsföreningen:

- Textilproducenter och importörer att ta sitt ansvar för att få bort ftalater, nonylfenoletoxilater och andra miljö- och hälsofarliga kemikalier ur sina produkter, genom att ställa absoluta och tydliga krav på leverantörerna.
- Den svenska regeringen att, i första hand, verka på EU-nivå för en lagstiftning som fasar ut förekomsten av ftalater, nonylfenoletoxilater och andra miljö- och hälsofarliga kemikalier i textilier.
- Den svenska regeringen att, i andra hand, nationellt införa ett regelverk för snabb utfasning av ftalater, nonylfenoletoxilater och andra miljö- och hälsofarliga kemikalier i textilier.

Referenser

1. T-tröjor med ett smutsigt förflutet
2. Market: magasin, 2007. Kvinnorna lyfter handeln, nr 4, 36-37.
3. Latini, G., 2005. Monitoring phthalate exposure in humans, *Clinica Chimica Acta* 361, 20-29.
4. Oliver, R., May, E., Williams, J., 2007. Microcosm investigations of phthalate behavior in sewage treatment biofilms, *Science of the total environment* 372, 605-614.
5. Heudorf, U., Mersch-Sundermann, V., Angerer, J., 2007. Phthalates: toxicology and exposure, *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 210, 623-634.
6. Kapanen, A., Stephen, J.R., Brüggemann, Kiviranta, A., White, D.C., Itävaara, M., 2007. Diethyl phthalate in compost: ecotoxicological effects and response of the microbial community, *Chemosphere* 67, 2201-2209.
7. Latini, G., Del Vecchio, A., Massaro, M., Verrotti, A., De Felice, C., 2006. Phthalate exposure and male infertility, *Toxicology* 226, 90-98.
8. Barnabé, S., Beauchesne, I., Cooper, D.G., Nicell, J.A., 2008. Plasticizers and their degradation products in the process streams of a large urban physiochemical sewage treatment plant, *Water Research* 42, 153-162.
9. Cai, Q.-Y., Mo, C.-H., Wu, Q.-T., Zeng, Q.-Y., Katsoyiannis, A., 2007. Occurrence of organic contaminants in sewage sludges from eleven wastewater treatment plants, China, *Chemosphere* 68, 1751-1762.
10. Svensson, A., 2002. Miljögifter i avloppsslam – en studie omfattande 19 reningsverk i Västra Götaland, Länsstyrelsen Västra Götaland, Miljöskyddsensheten, rapport 2002:39.
11. Cheung, J.K.H., Lam, R.K.W., Shi, M.Y., Gu, J.-D., 2007. Environmental fate of endocrinedisrupting dimethyl phthalate esters (DMPE) under sulfate reducing conditions, *Science of the Total Environment* 381, 126-133.
12. Council of the European Union (CEU), 2004. Implementation of the community strategy for endocrine disrupters – a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM-1999-706), document no. 14341/04, Brussels, Belgium.
13. Barse, A.V., Chakrabarti, T., Gosh, T.K., Pal, A.K., Jadhao, S.B., 2007. Endocrine disruption and metabolic changes following exposure of *Cyprinus carpio* to diethyl phthalate, *Pesticide Biochemistry and Physiology* 88, 36-42.
14. Adibi, J.J., Perera, F.P., Jedrychowski, W., Camann, D.E., Barr, D., Jacek, R., Whyatt, R.M., 2003. Prenatal exposures to phthalates among women in New York City and Krakow, Poland, *Environmental Health Perspective* 111, 1719-1722.
15. Latini, G., 2005. Monitoring phthalate exposure in humans, *Clinica Chimica Acta* 361, 20-29.
16. Wittassek, M., Wiesmüller, G.A., Koch, H.M., Eckard, R., Dobler, L., Müller, J., Angerer, J., Schlüster, C., 2007. Internal phthalate exposure over the last two decades – a retrospective human biomonitoring study, *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 210, 319-333.
17. Koch, H.M., Drexler, H., Angerer, J., 2003. An estimation of the daily intake of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) and other phthalates in the general population, *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 206, 77-83.
18. Koch, H.M., Drexler, H., Angerer, J., 2004. Letter to the editor, *Reproductive Toxicology* 18, 759-760.
19. Swan, S.H., Main, K.M., Liu, F., Stewart, S.L., Kruse, R.L., Calafat, A.M., Mao, C.S., Redmon, J.B., Ternand, C.L., Sullivan, S., Tauge, J.L., 2005. Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure, *Environmental Health Perspectives* 113, 1056-1061.
20. Venkata, N.G., Robinson, J.A., Cabot, P.J., Davis, B., Monteith, G.R., Roberts-Thomson, S.J., 2006. Mono(2-ethylhexyl)phthalate and mono-n-butyl phthalate activation of peroxisome proliferator activated-receptors α and γ in breast, *Toxicology Letters* 163, 224-234.
21. Poon, R., Lecavalier, P., Mueller, R., Valli, V.E., Procter, B.G., Chu, I., 1997. Subchronic oral toxicity of di-n-octyl phthalate and di(2-ethylhexyl) phthalate in the rat, *Food and Chemical Toxicology* 35, 225-239.
22. Kaufmann, W., Deckardt, K., McKee, R.H., Butala, J.H., Bahnemann, R., 2002. Tumor induction in mouse liver: di-isononyl phthalate acts via peroxisome proliferation, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 36, 175-183.
23. Pereira, C., Mapuskar, K., Rao, C.V., 2006. Chronic toxicity of diethyl phthalate in male Wistar rats – a dose response study, *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 45, 169-177.
24. Pogribny, I.P., Tryndyak, V.P., Woods, C.G., Witt, S.E., Rusyn, I., 2007. Epigenetic effects of the continuous exposure to peroxisome proliferator WY-14,643 in mouse liver are dependent upon peroxisome proliferator activated receptor, *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis* 625, 62-71.
25. Kim, J.-H., Yun, J., Sohng, J.-K., Cha, J.-M., Choi, B.-C., Jeon, H.-J., Kim, S.-H., Choi, C.-H., 2007. Di(2-ethylhexyl)phthalate leached from medical PVC devices serves as a substrate and inhibitor for the P-glycoprotein, *Environmental Toxicology and Pharmacology* 23, 272-278.
26. Van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P.E., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review, *Environmental Toxicology and Pharmacology* 13, 57-149.
27. Chiazzè, L., Ference, L.D., 1981. Mortality among PVC-fabricating employees, *Environmental Health Perspectives* 41, 137-143.
28. Dell, L., Teta, M.J., 1995. Mortality among workers at a plastics manufacturing and research development facility, *American Journal of Industrial Medicine* 28, 373-384.
29. Selenskas, S., Teta, M.J., Vitale, J., 1995. Pancreatic cancer among workers processing synthetic resins, *American Journal of Industrial Medicine* 28, 385-98.

30. Krüger, T., Long, M., Bonefeld-Jørgensen, E.C., 2008. Plastic components affect the activation of the aryl hydrocarbon and the androgen receptor, *Toxicology* 246, 112-133.
31. Lake, B.G., 1995. Mechanisms of hepatocarcinogenicity of peroxisome-proliferating drugs and chemicals, *Annual Review of Pharmacology and Toxicology* 35, 483-507.
32. Reddy, J.K., Azarnoff, D.L., Hignite, C.E., 1980. Hypolipidaemic hepatic peroxisome proliferators form a novel class of chemical carcinogens, *Nature* 283, 397-398.
33. Staples, A., Peterson, D.R., Parkerton, T.F., Adams, W.J., 1997. The environmental fate of phthalate esters: a literature review, *Chemosphere* 35, 667-749.
34. Lovekamp-Swan, T., Davis, B.J., 2003. Mechanisms of phthalate ester toxicity in female reproductive system, *Environmental Health Perspective* 111, 139-146.
35. Sharpe, R.M., 2001. Hormones and testis development and the possible adverse effects of environmental chemicals, *Toxicological Letters* 120, 221-232.
36. Chi, J., Huang, G.-L., Lu, X., Ma, D.-G., Wang, Y., 2003. DEHP enrichment in the surface microlayer of a small eutrophic lake, *Water Research* 37, 4657-4662.
37. Zeng, F., Cui, K., Xie, Z., Liu, M., Li, Y., Lin, Y., Zeng, Z., Li, F., 2008. Occurrence of phthalate esters in water and sediment of urban lakes in a subtropical city, Guangzhou, South China, *Environment International* 34, 372-380.
38. Chang, B.V., Liao, C.S., Yuan, S.Y., 2005. Anaerobic degradation of diethyl phthalate, di-n-butyl phthalate, and di-(2-ethylhexyl)phthalate from river sediment in Taiwan, *Chemosphere* 58, 1601-1607.
39. Zeng, F., Cui, K., Xie, Z., Wu, L., Liu, M., Sun, G., Lin, Y., Luo, D., Zeng, Z., 2008. Phthalate esters (PAEs): emerging organic contaminants in agricultural soils in peri-urban areas around Guangzhou, China, *Environmental Pollution*, in press.
40. Xu, G., Li, F., Wang, Q., 2008. Occurrence and degradation characteristics of dibutyl phthalate (DBP) and di-(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP) in typical agricultural soils of China, *Science of the Total Environment* 393, 333-340.
41. Vikelsøe, J., Thomsen, M., Carlsen, L., 2002. Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils, *The Science of the Total Environment* 296, 105-116.
42. Chaler, R., Cantón, L., Vaquero, M., Grimalt, J.O., 2004. Identification and quantification of n-octyl esters of alkanolic and hexanedioic acids and phthalates as urban wastewater markers in biota and sediments from estuarine areas, *Journal of Chromatography A* 1046, 203-210.
43. Peijnenburg, W.J.G.M., Struijs, J., 2006. Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63, 204-215.
44. Parkinson, D., Coleman, D.C., 1991. Microbial communities, activity, and biomass, *Agricultural Ecosystems and Environment* 34, 3-33.
45. Shea, P.J., Weber, M.R., Overcash, M.R., 1982. Uptake and phytotoxicity of di-n-butyl phthalate in corn *Zea mays*, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 24, 153-158.
46. Kirchmann, H.A., Tengsveld, A., 1991. Organic pollutants in sewage sludge, *Swedish Journal of Agricultural Research* 21, 115-119.
47. Hu, X.-Y., Wen, B., Zhang, S., Shan, X.-Q., 2005. Bioavailability of phthalate congeners to earthworms (*Eisenia fetida*) in artificially contaminated soils, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62, 26-34.
48. Wilson, T.J., Dixon, D.R., Dixon, L.R.J., 2002. Numerical chromosomal aberrations in the early life-history stages of a marine tubeworm, *Pomatoceros lamarckii* (Polychaeta: Serpulidae), *Aquatic Toxicology* 59, 163-175.
49. Chen, W.-L., Sung, H.-H., 2005. The toxic effect of phthalate esters on immune responses of giant freshwater prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) via oral treatment, *Aquatic Toxicology* 74, 160-171.
50. Forget-Leray, J., Landriau, I., Minier, C., Leboulenger F., 2005. Impact of endocrine toxicants on survival, development, and reproduction of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* (Pope), *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60, 288-294.
51. Patyna, P., Cooper, K.R., 2000. Multigeneration reproductive effects of three phthalate esters in Japanese medaka (*Oryzias latipes*), *Marine Environmental Research* 50, 191-199.
52. Christiansen, L.B., Pedersen, K.L., Korsgaard, B., Bjerregaard, P., 1998. Estrogenicity of xenobiotics in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) using in vivo synthesis of vitellogenin as a biomarker, *Marine Environmental Research* 46, 137-140.
53. Kim, E.-J., Kim, J.-W., Lee, S.-K., 2002. Inhibition of oocyte development in Japanese medaka (*Oryzias latipes*) exposed to di-2-ethylhexyl phthalate, *Environment International* 28, 359-365.
54. Franco, A., Prevedouros, K., Alli, R., Cousins, I.T., 2006. Comparison and analysis of different approaches for estimating the human exposure to phthalate esters, *Environment International* 33, 283-291.
55. Parkerton, T.F., Konkel, W.J., 2000. Application of quantitative structure-activity relationships for assessing the aquatic toxicity of phthalate esters, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 45, 61-78.
56. Horn, O., Nalli, S., Cooper, D., Nicell, J., 2004. Plasticizer metabolites in the environment, *Water Research* 38, 3693-3698.
57. Astill, B.D., Gingell, R., Guest, D., Hellwig, J., Hodgson, J.R., Kuettler, K., Mellert, W., Murphy, S.R., Sielken Jr., R.L., Tyler, T.R., 1996. Oncogenicity testing of 2-ethylhexanol in Fischer 344 rats and B6C3F1 mice, *Fundamental and Applied Toxicology* 31, 29-41.
58. Keith, Y., Cornu, M.C., Canning, P.M., Foster, J., Lhuguenot, J.C., Elcombe, C.R., 1992. Peroxisome proliferation due to bis(2-ethylhexyl) adipate, 2-ethylhexanol and 2 ethylhexanoic acid, *Archives of Toxicology* 66, 321-326.

59. Lhuguenot, J.C., Mitchell, A.M., Milner, G., Lock, E.A., Elcombe, C.R., 1985. The metabolism of di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) and mono(2-ethylhexyl) phthalate (MEHP) in rats: in vivo and in vitro dose and time dependency of metabolism, *Toxicology and Applied Pharmacology* 80, 11–22.
60. Sundberg, C., Wachtmeister, C.A., Lundgren, B., DePierre, J.W., 1994. Comparison of the potencies of (+)- and (-)-2-ethylhexanoic acid in causing peroxisome proliferation and related biological effects in mouse liver, *Chirality* 6, 17–24.
61. Wang, F., Xia, X., Sha, Y., 2008. Distribution of phthalic acid esters in Wuhan section of the Yangtze river, China, *Journal of Hazardous Materials* 154, 317–324.
62. EU-kommissionens hemsida för miljö, med tillhörande länkar. www.ec.europa.eu/environment/indexen.htm
63. Naturvårdsverket 512-386-06 Rm, 2006. Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen, Stockholm, Sweden.
64. Finnson, A., 2007. Beskrivning av processen för att ta fram ett certifieringssystem för återföring av växtnäring ur avlopp, bilaga 1.
65. KEMI rapport nr. 1/07, 2007. Barn och kemiska hälsorisker – förslag till åtgärder, Sundbyberg, Sweden.
66. Thurén, A., 1988. Phthalate esters in the environment: analytical methods, occurrence, distribution and biological effects. Avhandling, Lunds universitet.
67. Jonsson, S., 2003. Phthalates in landfill leachates - a signature of their degradation. Avhandling, Linköpings universitet.
68. Statistiska Centralbyrån.
69. Torbjörn Synnerdal, Analycen/Eurofins i Lidköping, personlig kommunikation 2008.
70. Dr. Per Stjärne, <http://allergi.nu/fragor/dammallergi#fraga4628>.
71. Liou, P.J., Freeman, N.C.G., Millette, J.R., 2002. Dust: a metric for use in residential and building exposure assessment and source characterization, *Environmental Health Perspectives* 110, 969–983.
72. Rudel, R.A., Camann, D.E., Spengler, J.D., Korn, L.R., Brody, J.G., 2003. Phthalates, alkylphenols, pesticides, polybrominated diphenyl ethers, and other endocrine-disrupting chemicals in indoor air and dust, *Environmental Science and Technology* 37, 4543–4553.
73. Al Bitar, F., 2004. Hazardous chemicals in Belgian house dust, Greenpeace Belgium, Brussels.
74. Hwang, H.-M., Park, E.-K., Young, T.M., Hammock, B.D., 2008. Occurrence of endocrine disrupting chemicals in indoor dust, *Science of the Total Environment*, in press.
75. Weschler, C.J., Salthammer, T., Fromme, H., 2008. Partitioning of phthalates among the gas phase, airborne particles and settled dust in indoor environments, *Atmospheric Environment* 42, 1449–1460.
76. Hubal, E.A.C., Sheldon, L.S., Burke, J.M., McCurdy, T.R., Berry, M.R., Rigas, M.L., Valerie, G.Z., Freeman, N.C.G., 2008. Children's exposure assessment: a review of factors influencing children's exposure and the data available to characterize and assess that exposure, *Environmental Health Perspectives* 108, 475–486.
77. CalEPA, Air Resources Board, 2004. Indoor pollution in California. California, Sacramento.
78. Wilford, B.H., Shoeib, M., Harner, T., Zhu, J., Jones, K.C., 2005. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11, 449–458.
79. Cantalamessa, F., 1993. Acute toxicity of two pyrethroids, permethrin and cypermethrin, in nonatal and adult rats, *Archives of Toxicology* 67, 510–3.
80. Stanek III E.J., Calabrese, E.J., Mundt, K., Pekow, P., Yeatts, K.B., 1998. Prevalence of soil mouthing/ingestion among healthy children aged 1 to 6, *Journal of Soil Contamination* 7, 227–242.
81. Landrigan, P.J., Claudio, L., Markowitz, S.B., Berkowitz, G.S., Brenner, B.L., Romero, H., Wetmur, J.G., Matte, T.D., Gore, A.C., Godbold, G.J., Wolff, M.S., 1999. Pesticides and inner-city children: exposure risks and prevention, *Environmental Health Perspectives*, supplements 107, 431–437.
82. Butte, W., Heinzow, B., 2002. Pollutants in house dust as indicators of indoor contamination, *Review of Environmental Contamination and Toxicology* 175, 1–46.
83. Roberts, J.W., Ott, W.R., 2007. Exposure to pollutants from house dust. In Ott, W.R., Steinemann, A.C., Wallace, L.A. (eds), *Exposure Analysis*, Boca Raton, FL., CRC Press, p.319–346.
84. Bornehag, C.G., Sundell, J., Weschler, C.J., Sigsgaard, T., Lundgren, B., Hasselgren, M., Hägerhed-Engman, L., 2004. The association between asthma and allergic symptoms in children and phthalates in indoor dust: a nested case-control study, *Environmental Health Perspectives* 113, 1399–1404.
85. Kolarik, B., Naydenov, K., Larsson, M., Bornehag, C.-G., Sundell, J., 2008. The association between phthalates in dust and allergic diseases among Bulgarian children, *Environmental Health Perspectives* 116, 98–103.
86. Jaakola, J.J., Oie, L., Nafstad, P., Botten, G., Samuelsen, S.O., Magnus, P., 1999. Interior surface materials in the home and the development of bronchial obstruction in young children in Oslo, Norway, *American Journal of Public Health* 89, 188–192.
87. Hauser, R., Meeker, J.D., Duty, S., Silva, M.J., Calafat, A.M., 2006. Altered semen quality in relation to urinary concentrations of phthalate monoester and oxidative metabolites, *Epidemiology* 17, 682–691.
88. Hauser, R., Meeker, J.D., Singh, N.P., Silva, M.J., Ryan, L., Duty, S., Calafat, A.M., 2007. DNA damage in human sperm is related to urinary levels of phthalate monoester and oxidative metabolites, *Human Reproduction* 22, 688–695.

89. Furuya, S., Kumamoto, Y., Sugiyama, S., 1978. Fine structure and development of Sertoli junctions in human testis, *Archives of Andrology* 1, 211-219.
90. Stahlhut, R.W., van Wijngaarden E., Dye, T.D., Cook, S., Swan, S.H., 2007. Concentrations of urinary phthalate metabolites are associated with increased waist circumference and insulin resistance in adult U.S. males, *Environmental Health Perspectives* 115, 876-882.
91. Rengarajan, S., Parthasaraty, C., Anitha, M., Balasubramanian, K., 2007. Diethylhexyl phthalate impairs insulin binding and glucose oxidation in Chang liver cells, *Toxicology in vitro* 21, 99-102.
92. Mårin, P., Holmgång, S., Gustafsson, C., Jönsson, L., Kvist, H., Elander, A., Eldh, J., Sjöström, L., Holm, G., Björntorp, P., 1993. Androgen treatment of abdominally obese men, *Obesity Research* 1, 245-251.
93. Mårin, P., 1995. Testosterone and regional fat distribution, *Obesity Research* 2, supplement 4, 609S-612S.
94. Palm Cousins, A., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Brorström-Lundén, E., 2007. Results from the Swedish national screening programme 2006, delrapport 1, ftalater, IVL, rapport B1750.
95. Linusson, A., 1993. Slam, innehåll av organiska miljöfarliga ämnen – sammanställning och utvärdering av analysresultat, *Naturvårdsverket, rapport 4085*.
96. Palm, O., Dahlberg, A.-G., Holmström, H., 1989. Sludge quality from municipal wastewater treatment plants in Sweden – past and future trends, *Vatten* 45, 30-35.
97. Nilsson, C., 1996. Organiska miljöföroreningar i slam - bidrag till människors exponering för vissa östrogenstörande substanser, *Institutet för miljömedicin, Naturvårdsverket, rapport 4673*.
98. Andersson, P.-G., Nilsson, P., 1999. Slamspridning på åkermark, fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-1997, VA-forskning, rapport 1999:22.
99. O'Connor, G.A., 1996. Organic compounds in sludge-amended soils and their potential uptake by crop plants, *The Science of the Total Environment* 185, 71-81.
100. Working document on sludge, tredje utkastet 2000, European Union, Brussels, Belgium April 27.
101. Cajsa Whalberg, Stockholm Vatten, personlig kommunikation 2008.
102. Castillo, M., Barceló, D., 2001. Characterisation of organic pollutants in textile wastewaters and landfill leachate by using toxicity-based fractionation methods followed by liquid and gas chromatography coupled to mass spectrometric detection, *Analytica Chimica Acta* 426, 253-264.
103. Regeringskansliet, 1997. Svenska miljömål. Miljöpolitik för ett hållbart Sverige, <http://www.regeringen.se/sb/d/108/a/1305>.
104. Hök, F., Whalberg, C., Ivarsson, P., 2007. Handdukar med ett smutsigt förflutet, *Naturskyddsföreningen, rapport*.

Bilaga

Referenstvättmedel enligt EN26330:1994

Ämne	Nominell procentsammansättning
Linjära natriumalkylbensensulfonater (medellängd hos alkylkedjan C11,5)	8,0
Etoxylerad fettalkohol (14 EO)	2,9
Natriumtvål (kedjelängd C12-22)	3,5
Natriumtripolyfosfat	43,7
Natriumsilikat ($\text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O} = 3,3:1$)	7,5
Magnesiumsilikat	1,9
Karboxymetylcellulosa	1,2
Natriumsulfat	0,2
Optiskt vitmedel (dimorfolinstilben-typ)	21,2
Vatten	9,9

Konsumtionen av kläder ökar för varje år i Sverige. Klädtilverknningen är oftast förlagd utomlands och i produktionen används ett stort antal olika kemikalier. Naturskyddsföreningen har nu undersökt 20 t-tröjors plasttryck med avseende på de giftiga plastmjukgörarna ftalater. Analyserna visade att vissa t-tröjor hade mycket höga halter av ftalater som klassas som reproduktionsstörande och som misstänks vara cancerogena. Enbart i en av de undersökta t-tröjorna kunde ingen av de analyserade ftalaterna detekteras.



Naturskyddsföreningen

Naturskyddsföreningen. Box 4625, 11691 Stockholm. Tel 08-702 65 00. info@naturskyddsforeningen.se

Naturskyddsföreningen är en ideell miljöorganisation med kraft att förändra. Vi sprider kunskap, kartlägger miljöhot, skapar lösningar samt påverkar politiker och myndigheter såväl nationellt som internationellt. Föreningen har ca 178 000 medlemmar och finns i lokalföreningar och länsförbund över hela landet.

Vi står bakom världens tuffaste miljömärkning Bra Miljöval.

www.naturskyddsforeningen.se
Mobil hemsida (wap): mobil.naturmob.se



Bra Miljöval