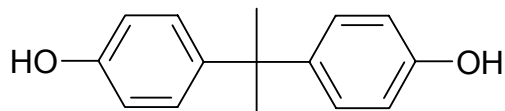


Bilaga 1 Litteraturdata

Bisfenol A

Kemisk struktur



Fysikaliska och kemiska egenskaper

CAS-nr	80-05-7	[Chemfinder]
EINECS-nr	201-245-8	[European Commission, 2003]
Formel	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	[Chemfinder]
Molekylvikt	228.2902 g/mol	[Chemfinder]
	228.28	[Howard, 1989]
Smältpunkt	150 – 159°C	[Chemfinder]
	150-155°C	[Howard, 1989]
Kokpunkt	220°C vid 4 mm Hg	[Howard, 1989]
Vattenlöslighet	<0.1 g/100 ml (21.5°C)	[Chemfinder]
	120 mg/l (25°C)	[Howard, 1989]
	300 mg/l (20-25°C)	[Staples <i>et al.</i> , 1998]
Ångtryck	4,0*10 ⁻⁸ mmHg	[Howard, 1989]
	8,7*10 ⁻¹⁰ mmHg	[Staples <i>et al.</i> , 1998]
	3,96*10 ⁻⁹ mmHg	[Staples <i>et al.</i> , 1998]
Log K _{ow}	3,32	[Howard, 1989]
	2,2-3,8	
Henrys konstant	1,0*10 ⁻¹⁰ atm,m ³ /mol	[Howard, 1989]

Synonymer

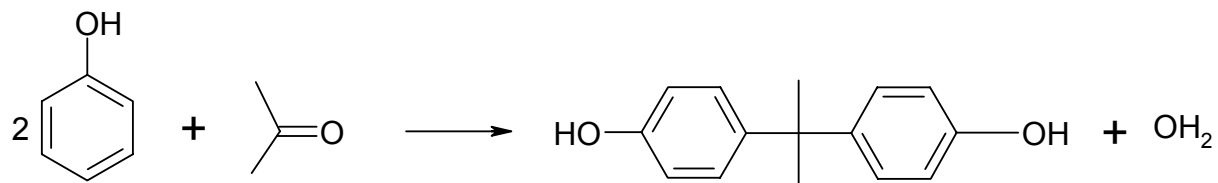
Phenol, 4,4'-isopropylidenedi-
p,p'-Isopropylidenediphenol
Bisphenol A
Diano
Parabis A
Pluracol 245
2,2-Bis(p-hydroxyphenyl)propane
4,4'-Isopropylidenebis[phenol]
Bis(4-hydroxyphenyl) dimethylmethane
p,p'-Dihydroxydiphenyldimethylmethane
p,p'-Dihydroxydiphenylpropane
2,2-(4,4'-Dihydroxydiphenyl)propane
4,4'-Dihydroxydiphenyl-2,2-propane
2,2-Di(4-hydroxyphenyl)propane
Dimethylmethylene-p,p'-diphenol
di-2,2-(4-Hydroxyphenyl)propane
β,β'-Bis(p-hydroxyphenyl)propane
Bis(p-hydroxyphenyl)propane
Bisphenol
p,p'-Isopropylidenebisphenol
Biphenol A
Dian
Diphenylolpropane
Phenol, (1-methylethylidene)bis-
2,2-Bis(hydroxyphenyl)propane
2,2-Bis(4-hydroxyphenyl)propane
4,4'-Isopropylidenediphenol
Bis(4-hydroxyphenyl) propane
4,4'-Dihydroxydiphenyldimethylmethane
4,4'-Dihydroxydiphenylpropane
4,4'-Dihydroxy-2,2-diphenylpropane
β-di-p-hydroxyphenylpropane
Dimethylbis(p-hydroxyphenyl)methane
2,2-Di(4-phenylol)propane
2,2-di-(4'-Hydroxyphenyl)-propane
p,p'-Bisphenol A
Bisferol A
Isopropylidenebis(4-hydroxybenzene)

NCI-C50635
Propane, 2,2-bis(p-hydroxyphenyl)-
4,4'-(1-Methylethylidene)bisphenol
4,4'-Isopropylidenediphenol
Ipognox 88
2,2-(4,4-Dihydroxydiphenyl)propane
2,2-Bis(4,4'-hydroxyphenyl)propane
4,4'-Dimethylmethylenediphenol
Millad HBPA
2,2-Bis(4'-hydroxyphenyl)propane
[NIST]

Phenol, 4,4'-dimethylmethylenedi-
2,2-Bis-4'-hydroxyfenylpropan
4,4'-Bisphenol A
4,4'-Isopropylidenediphenol B
Rikabanol
2,2-Bis (4-hydroxyphenol) propane
4,4'-Dihydroxydiphenylpropane
Hydrogenated bisphenol a
Parabis

Fakta

Bisfenol A (BPA) framställs genom reaktion mellan fenol och aceton (se Figur 1). Vid rent ämne har BPA en konsistens av vita flingor samt en svagt fenolliknande lukt [KEMIb]. Ämnets renhet uppgår till 99-99,8 % beroende på tillverkaren och resterande del består till <0,06 % av fenol, <0,02 % av orto- och paraisomerer av BPA samt <0,02 % av vatten [European Commission, 2003].



Figur 1: Reaktion mellan fenol och aceton till bisfenol A och vatten

BPA är en av världens mest använda kemikalier. Inom EU produceras cirka 700 000 ton BPA/år [European Commission, 2003]. Produktionen av BPA sker huvudsakligen i Tyskland (Bayer AG, Krefeld 140 000 m³ ton och Dow Germany Inc, Stade 113 000 m³ ton) samt i Nederländerna (General Electric Pernis and Shell 89 000 m³ ton). Import och/eller tillverkning av BPA sker även i flera övriga Europeiska länder [European Commission, 2000a].

Enligt Kemikalieinspektionen importerade Sverige år 1995 18 ton råmaterial innehållande BPA till processer och 15 ton till kemiska produkter. År 1997 importerades 34 respektive 142 ton och år 2001 ett respektive 37 ton [KEMIa]. Sveriges förbrukning av BPA år 1994 uppskattades till 87 ton och den sammanlagda förbrukningen i de nordiska länderna uppskattades till 260 ton. År 1992 låg förbrukningen i Sverige på 41 ton varav 16 ton användes till antioxidanter inom plastindustrin [European Commission, 2000a].

98,9 % av all BPA i Sverige används huvudsakligen inom den kemiska industrin, inom bygg- och konstruktionsindustrin, järn- och metallindustrin, plastindustrin samt serviceindustrin [European Commission, 2000a]. Enligt Produktregistrets data [Holmgren, KEMI] finns det en produkt (använd som laboratoriekemikalie) som går till livsmedelsindustrin och innehåller BPA i låg halt.

BPA:s funktion i produkter är bland annat som

- Råvara i plasttillverkningen
- Stabilisator
- Råvara i synteser vid framställningen av keramik, glas samt fyllnadsmaterial
- Härdare
- Plasticid

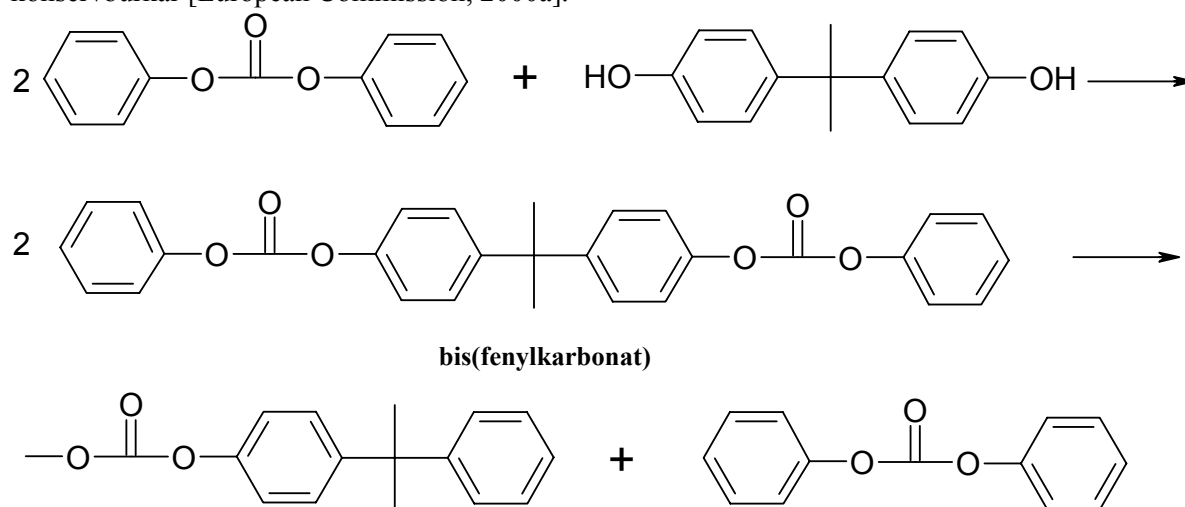
[European Commission, 2000a]

Källor

71,1 % av all BPA används i produktionen av polykarbonater, se Figur 2, och 25 % i produktionen av epoxiharts [European Commission, 2003]. BPA används även i produktionen av polysulfoner och flamskyddsmedel, (exempelvis tetrabrombisfenol A (TBBPA)), i egenskap av antioxidant i PVC-plast och som inhibitor vid ändpolymerisation av PVC [European Commission, 2002].

Polykarbonater kännetecknas av hög slagåtlighet, hårdhet, seghet, glasklarhet samt för tålighet mot temperaturer mellan ca -40°C och 145°C . Polymeren är tålig mot flertalet syror, fetter och oljor, och den är dessutom svårbrännbar [KEMIB].

Polykarbonater används exempelvis i tillverkningen av returflaskor (dryckesvaror), nappflaskor, muggar och tallrikar, [European Commission, 2002], i CD-skivor, DVD, mobiltelefoner, datorer [Bisphenol A Global Industry Group] och inom förpackningsindustrin såsom beläggningar i konservburkar [European Commission, 2000a].



Figur 2 Reaktion mellan difenylkarbonat och bisfenol A till bis(fenylkarbonat) vilken fortsätter polymeriseringen till polykarbonatplast

Genom reaktion med epiklorhydrin syntetiseras BPA till Bisfenol-A-diglycidyleter (DGEBA). Detta är det vanligaste utgångsämnet för tillverkning av epoxiharts. Beroende på förhållandet mellan epiklorhydrin och BPA kan man få fast eller flytande harts. Lågmolekylärt (medelmolekylvikt under 1000 g/mol) flytande harts används i limprodukter och golvbeläggningsmaterial medan högmolekylärt (medelmolekylvikt över 1000 g/mol) flytande harts används till färger och lacker [KEMIB]. Epoxiharts används även till skyddshöljen för burkar [European Commission, 2000a].

BPA bildar tillsammans med ftalsyra transparenta aromatiska polyestrar. Dessa har god UV-beständighet och en värmetålighet upp till 150°C . Inom plast- och gummiindustrin fungerar BPA som antioxidantmedel genom att BPA reagerar med radikaler och därmed bildar stabila föreningar som i sin tur skyddar plasten eller gummit mot oxidation. [KEMIB]. BPA används också som harts i tandfyllningar av plast [European Commission, 2000a].

Utsläpp

Den primära utsläpsskällan av BPA till miljön är utsläpp och emissioner från dess tillverkningsindustri, från produktionen av epoxi, polykarbonater och polysulfonplast och slutligen från urlakningen och nedbrytningen av de nämnda produkterna. Emissioner av BPA från produktion och processer, från migrering av BPA-monomerer i polykarbonater och från återvinningen av värmekänsligt papper uppskattades till 3 ton/år [European Commission, 2000a]. Enligt producenterna emitteras mindre än ett ton BPA/år till luft och vatten från produktion och processer.

BPA kan lakas ut från livsmedelsförpackningar av polykarbonat, från livsmedelsförpackningarnas epoxihartsbeläggningar och från syntetiska tandfyllningsmaterial [European Commission, 2000a]. I en studie gällande urlakningen av BPA från livsmedelskonserver befanns hälften av burkarna innehålla BPA och livsmedlet innehålla 0,080 ppm BPA. Spad från konserverade grönsaker har också visat sig innehålla BPA. Enligt EU-direktiv är det tillåtet med en urlakning av 3 mg BPA/kg föda [European Commission, 2000a].

De årliga emissionerna från danska avfallshanteringsanläggningar uppskattades till 30 kg [European Commission, 2000a]. Storbritanniens utsläpp av BPA från kemikalier och avfallsindustrin, år 2002, uppskattades till 41,9 respektive 7,7 kg [Environment-agency, UK]. Under denna litteraturstudie hittades inga fakta om utsläppskvantiteter av BPA i Sverige.

Förekomst

Redan på 1970-talet rapporterades detekterade halter av BPA i luft och vatten i Japan där de uppmätta halterna i två floder låg mellan 0,01 och 1,9 µg/l [Staples *et al*, 1998 och Howard *et al*, 1989]. I en undersökning av Staples *et al*, 1999, gällande koncentrationen av BPA uppströms och nedströms i recipienter från fem amerikanska produktionsanläggningar samt två processanläggningar detekterades BPA endast vid en produktionsanläggning med halter på 2-8 µg/l uppströms och 7-8µg/l nedströms. Stachel *et al*, 2002, rapporterade om halter mellan 4-66 ng/l i floden Elbe och dess tillflöden samt halter mellan 10-379 ng/l i dess sediment. Dessutom detekterades en extremt hög halt av metaboliten 4-hydroxybensoesyra på flera tusen µg/kg TS i tre sedimentprover. Detta antogs huvudsakligen inte bero på nedbrytningen av BPA utan kom troligen från konserveringsmedel som använts i livsmedelsproduktionen och släppts ut till avloppsreningsverk [Stachel *et al*, 2002].

Vid provtagning i avloppsvatten från industrier vilka använder BPA samt avloppsvatten från hushåll detekterades Fürhacker *et al*, 1999, BPA-koncentrationer upp till 72 µg/l. De högst uppmätta halterna härrörde från pappersproduktionsindustrin samt trä-, metall- och kemikalieindustrin. I en undersökning i Japan av BPA-halter ur 10 deponiers lakvatten uppmättes en högsta halt på 17 200 µg/l där koncentrationerna varierade mellan 1,3 och 17 200 µg/l [Yamamoto *et al*, 2000]. År 1996 uppmätte Japanska naturvårdsverket BPA-koncentrationer i fisk på 15-287 µg/kg VV (våtvikt) [European Commission, 2003] och Belfroid *et al*, 2002, uppmätte halter i sötvattenfisk och marin fisk, fångade i Nederländerna, mellan 2-75 ng/g TS (lever) och 1-11 ng/g TS (muskel).

I konserver detekterades 33 µg BPA/konservburk, efter migration av BPA till konserverna via burkarnas lackbeläggningar och koncentrationer upp till 2,3-3,4 µg/l BPA emitterades från polykarbonatflaskor under dess autoklavering [European Commission, 2000a]. 14 mg BPA/kg detekterades i nappflaskor tillverkade av polykarbonat från Toys R Us [Peters, 2003].

Toxicitet

Ett stort antal studier har gjorts gällande BPA:s toxicitet, ofta med fokus på hormonella effekter och effekter av reproduktionsstörningar. Större studier, utförda av industrier och myndigheter, påvisar en låg östrogenpåverkan på däggdjur medan mindre forskarstudier tyder på att nästan försumbara halter av BPA kan vara östrogena i försöksdjur som mus och råtta och ha östrogena effekter 10 000 gånger högre än de stora studierna visat. EU har valt att tro på de stora studierna men bortser inte helt från forskarstudiernas resultat [KEMIB].

BPA är klassificerat som irriterande. Ämnet irriterar ögon, andningsorgan och hud och kan ge allergi vid hudkontakt [KEMIC].

The Scientific Committee on Food, en oberoende rådgivare till European Commission gällande säkerhetsfrågor inom livsmedel, har uppskattat ett tolerabelt dagligt intag (TDI) av BPA i livsmedel med förpackningar av polykarbonat och epoxiharts till 0,01 mg/kg kroppsvikt och dag [European Commission, 2002].

BPA absorberas oralt men har en begränsad upptagningsförmåga på hud. Ingen information har däremot hittats gällande upptag vid inandning. Ämnet avlägsnas snabbt från blodet och distribueras sedan till lever, benmärg, testiklar och foster. BPA metaboliseras huvudsakligen genom glucuronid konjugation, där BPA omvandlas till en mer vattenlöslig sammansättning [European Commission, 2003]. Detta är viktigt för detoxifieringen av BPA då ämnet elimineras fort, primärt via avföringen [Shaw och Chadwick, 1998].

Upprepade studier på råttor vid inhalering av BPA indikerar på svagt inflammatoriska egenskaper på de övre luftvägarnas epitel. Under en 13 veckors studie beträffande inhalering av BPA på råttor uppskattades NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) till 10 mg/m³ och under en 2-årsstudie på råttor exponerade av BPA via maten uppskattades NOAEL till 74 mg/kg/dag. På råttor är målorganet levern där LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level) uppskattats till 120 mg/kg/dag på hanar och en NOAEL uppskattats till 650 mg/kg/dag på honor under en 2-årsstudie [European Commission, 2003].

Ett fåtal studier har undersökt den potentiella effekten BPA kan ha på han-råttors och han-möss utveckling av reproduktionsorganen. Motstridande resultat har rapporterats i dessa studier gällande effekter av doser i µg/kg området. Majoriteten av EU:s medlemsstater anser att lågdosresultaten inte kan avfärdas men att det ligger oenigheter i hur de ska användas. Oenigheterna baseras på de skilda åsikterna om osäkerheterna runt fortplantningsförmågan enligt rönerna och dess biologiska betydelse för mänsklig hälsa [European Commission, 2003]. Studier på fisk exponerade av 10 µg/l har visat sig orsaka feminisering av testiklarna i Japansk medaka (*Oryzias latipes*) [Markey *et al*, 2003].

BPA verkar ha aneugen potential (påverkan på celldelningen) *in vitro*, men har däremot ingen mutagen potential *in vivo* och antagligen ingen carcinogen potential [European Commission, 2003].

BPA har påvisat endokrina aktiviteter i ett antal av *in vitro* och *in vivo* screening-analyser. En negativ effekt på fertiliteten har påträffats i både råttor och möss vid en NOAEL på 50 mg/kg och en försenad utveckling har observerats på råttor efter BPA-exponering. Vid exponering av 50 mg BPA/kg/dag på råttor syntes inga effekter på vare sig moder eller foster [European Commission, 2003]. I en annan studie har BPA visat sig med lätthet passera moderkakan på gravida gnagare [Markey *et al*, 2003]. Det finns vissa bevis från studier på djur som antyder att låga nivåer av BPA kan utsöndras i bröstmjölk [European Commission, 2003].

På några fiskarter har effekter observerats på vitellogenin syntesen, de sekundära sexuella egenskaperna och spermiebildningen. Den lägsta koncentrationen där effekter har rapporterats är 1 µg/l. Bland ryggradslösa djur verkar det som om sniglar är känsliga för BPA där effekter som ökad äggproduktion har observerats under 1 µg/l. [European Commission, 2003] Exponering av BPA på snigel (prosobranchia) visade LOEC, NOEC och EC₁₀ värden på 48.3, 7.9 respektive 13.9 ng/l [Stachel *et al*, 2002]. I tabell 1 visas toxiciteten av BPA på olika arter sammanfört av Europeiska kommissionen [European Commission, 2003].

Tabell 1 Toxicitet-data för BPA

Art	Namn	Tid	Studie	Halt	Enhet
Fisk	<i>Pimephales promelas</i>	96-h	LC ₅₀	4,6	mg/l
		164 dagar	NOEC (reproduktion)	0,016	mg/l
Ryggradslösa vattendjur	<i>Daphnia magna</i>	48-h	EC ₅₀ (orörlig)	10,2	mg/l
		21 dagar	NOEC (reproduktion)	>3,146	mg/l
Vattenalger	<i>Selenastrum capricornutum</i> (Färskvattenarter)	96-h	EC ₅₀ (beräkning av celler)	2,73	mg/l
	<i>Skeletonema costatum</i> (Marina arter)	96-h	EC ₅₀ (beräkning av celler)	1,1	mg/l
		96-h	EC ₁₀ (beräkning av celler)	0,4	mg/l
Bakterier	<i>Pseudomonas putida</i>	18 h	EC ₅₀	>320 000	mg/l

Exponering på människa

Temporära exponeringar av BPA skulle kunna uppstå vid dess tillverkning, från produktion med BPA som råvara, från produktion med epoxiharts och polykarbonater som råvaror eller vid arbete med epoxipulverfärg [European Commission, 2003]. De mest utsatta för en eventuell BPA-exponering är därför arbetare inom dessa områden där den främsta exponeringen sannolikt sker via inandning och hudkontakt [European Commission, 2000a].

Det finns ingen direkt exponering till konsumenter av BPA, däremot kan en indirekt exponering ske då det finns många applikationer i konsumentvaror av epoxiharts och polykarbonater tillverkade av BPA. Exponering av BPA kan dock endast ske under förhållanden där BPA-monomerer i polymeren blir tillgängliga för exponering till exempel om det sker en nedbrytning av polymeren [European Commission, 2003].

Ett uppskattat dagligt intag av BPA från livsmedelsartiklar tillverkade av polykarbonat har beräknats till 0,035 mg/dag (1-2 månaders baby), 0,05 mg/dag (4-6 månaders baby) och 0,01 mg/dag (små barn). Ett dagligt intag av BPA via livsmedelsartiklar tillverkade av epoxiharts har uppskattats till 0,1 mg/dag för vuxna, 0,2 mg/dag för små barn och 0,04 mg/dag för nyfödda (6-12 månader) [European Commission, 2003].

I en studie av Brotons *et al*, 1995, uppskattades 4-23 µg BPA/burk (7-380 µg/kg) lakas ut till konserven då ofullständigt polymeriserade produkter av BPA i burken utsatts för temperaturökning under lagring eller vid sterilisering. Under samma förutsättningar rapporteras en urlakning av 7-58 µg BPA/g plastflaskor och plastmuggar till spädbarns modersmjölkersättning [Markey *et al*, 2003].

Potentiella exponeringar av kan uppkomma när konsumenter använder epoxihartsbaserade färger samt då BPA fungerar som komponent i uppbyggnadsmaterial såsom till tandfyllningar [European Commission, 2003]. I en studie detekterades 90-913 µg BPA i saliv, där saliv samlats upp under en timma efter applicerad tandfyllning [Markey *et al*, 2003]. Emellertid tror EU att exponering från tandfyllningar är en icke frekvent händelse [European Commission, 2003].

Exponering av BPA via miljön på regional nivå uppskattas till $1,78 \cdot 10^{-5}$ mg/kg/dag. Den högst uppskattade lokala exponeringen på 0,06 mg/kg/dag sker i produktionen av PVC där BPA fungerar som inhibitor [European Commission, 2003].

Den absolut sämsta tänkbara, kombinerade exponeringsscenarioet av BPA på människa torde vara då någon exponeras via miljön nära PVC-tillverkningen och samtidigt exponeras via livsmedelsartiklar. Detta skulle resultera i en maximal exponering på 0,069 mg/kg och dag [European Commission, 2003].

Biologisk och kemisk nedbrytning

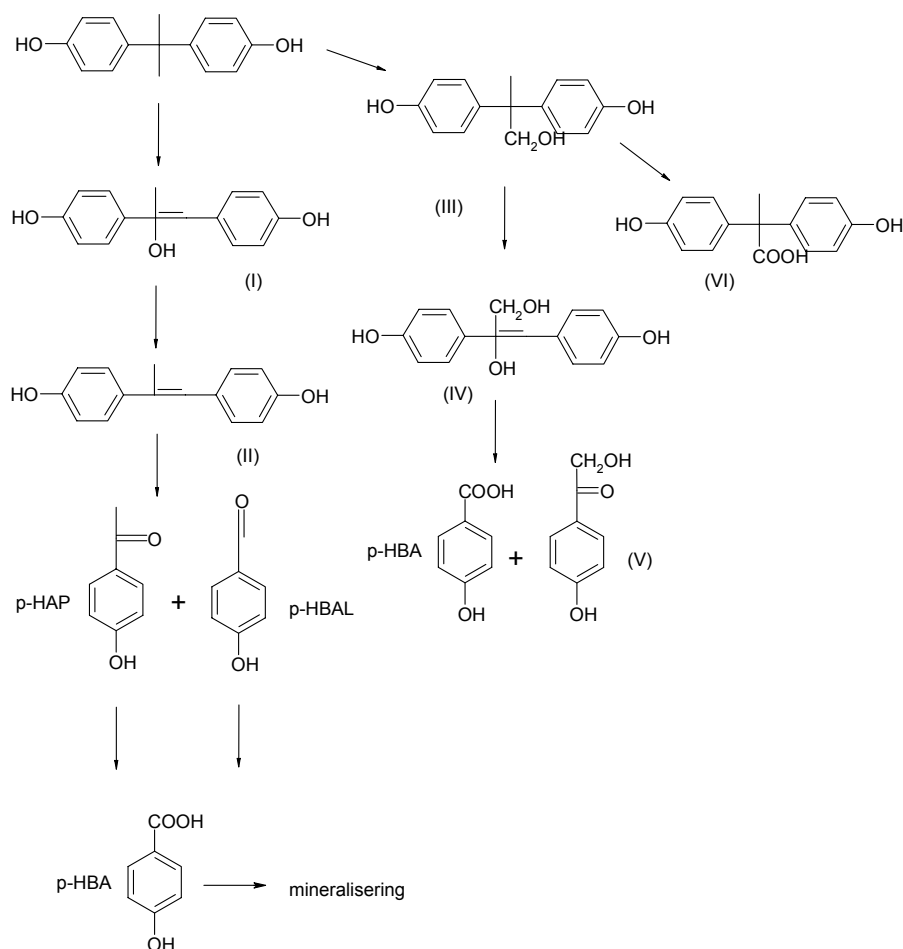
BPA:s halveringstid i jord ligger mellan 1-180 dagar, i luft mellan 0,74-7,4 dagar, i ytvatten mellan 1-150 dagar och i grundvatten 2-360 dagar [European Commission, 2000a och Howard, 1989]. Dessa värden indikerar på att BPA är persistent. Enligt tillverkarna är BPA biologiskt nedbrytbart i vatten [European Commission, 2000a]. Cousins *et al*, 2002, har i sina studier påvisat halveringstider av BPA i jord och ytvatten på <1 vecka vid aerob biologisk nedbrytning. Troligen sker den aeroba nedbrytningen lika fort i ytsediment. Anaerob nedbrytning av BPA i den djupare delen av sedimenten tros däremot avlägsnas långsamt [Cousins *et al*, 2002]. Enligt dem är BPA inte persistent. BPA är eventuellt mobilt i sediment och kan därigenom kontaminera grundvattnet [European Commission, 2000a]. Enligt Fent *et al*, 2003, upplöses BPA snabbt i jord med en halveringstid på <3 dagar och att BPA:s potential att kontaminera grundvatten är låg.

BPA:s halveringstid i vatten genom fotolys är 2,27-160 dagar. Den inträffar troligen vid en våglängd >290 nm och sker snabbast vid alkaliska förutsättningar. Vid belysning av UV-B ljus på förångad BPA rapporteras fotokemisk nedbrytning vilket alstrar fria radikaler. Betydelsen av fotolys som en viktig nedbrytningsprocess ses som liten då BPA antas binda till organiskt material och genomgå sedimentering i akvatiska system [European Commission, 2000a]. I luft antas BPA brytas ner vid reaktion med hydroxylradikaler med en uppskattad halveringstid på 0,74-7,4 timmar [Howard, 1989] eller 0,2 dagar [European Commission, 2003]. Aerob biologisk nedbrytning är den dominerande nedbrytningsprocessen av BPA i alla matriser förutom i luft, där nedbrytningen troligast sker genom reaktion med hydroxylradikaler [Cousins *et al*, 2002]. Nedbrytningen i vattenlevande organismer under aeroba förhållanden approximeras till 1-180 dagar respektive 4-360 dagar under anaeroba förhållanden [European Commission, 2000a].

Det verkar som om ett litet antal mikroorganismer kan bryta ner BPA. Vid en studie gjord med *Bacillus species* kunde bakteriestammen använda BPA som en ensam kol- och energikälla. 60 % av BPA:s kol mineraliserades till koldioxid, 20 % förenades med bakteriecellen och resterande 20 % konverterades till lösliga organiska föreningar [European Commission, 2000a och Ike *et al*, 2002]. Andra rapporterade resultat stämmer inte överens med att BPA bryts ner lätt utan att det istället är mindre lättnerbrytbart. Dessa motsägelsefulla resultat kan bland annat bero på skillnader i förutsättningarna vid de olika testmetoderna, skillnader i förhållandet mellan antalet mikroorganismer och de olika koncentrationerna av testsubstansen. Det som påverkar den biologiska nedbrytningen av BPA verkar vara den mikrobiella sammansättningen av den mottagande miljön och det rådande redoxförhållandet. Anaeroba förhållanden verkar hämmande på den biologiska nedbrytningen [European Commission, 2000a].

Nedbrytningsprodukter

En potentiell nedbrytningsprocess av BPA visas i figur 3. I den huvudsakliga nedbrytningsprocessen, vilken sker till 80 %, erhålls nedbrytningsprodukterna 4-hydroxyacetofenon (p-HAP) och p-hydroxybensaldehyd (p-HBAL). Dessa bryts i sin tur ner till 4-hydroxybensoesyra (p-HBA). Övriga 20 % bryts ner till 2,3-bis(4-hydroxyfenyl)-1,2-propandiol (Tetraol-IV) via 2,2-bis(4-hydroxyfenyl)-1-propanol. Tetraol-IV kan i sin tur sakta brytas ner till p-hydroxy-fenacyl alkohol (p-HPOH) [Ike *et al*, 2002].



Figur 3 Potentiell nedbrytningsprocess av BPA [Ike *et al*, 2002].

- (I) 1,2-bis(4-hydroxyfenyl)-1-propanol
- (II) 4,4-dihydroxy- α -metylstilben
- (III) 2,2-bis(4-hydroxyfenyl)-1-propanol
- (IV) 2,3-bis(4-hydroxyfenyl)-1,2-propandiol
- (V) p-hydroxyfenacyl alkohol
- (VI) 2,2-bis(4-hydroxyfenyl)propanoesyra

Nedbrytningen av BPA i blandade mikroba föreningar såsom aktivt slam och mikrokosmos i flodvatten leder allt som oftast till den mindre förekommande nedbrytningsprocessen där Tetraol-IV och p-(HPOH) identifieras som slutprodukter [Ike *et al*, 2002].

Den akuta toxiciteten (EC_{50}) för p-HAP, p-HBAL, p-HBA och BPA vid 24 h- och 48 h-test på *Daphnia magna* visas i tabell 2 Ingen akut toxicitet kunde påträffas för Tetraol-IV och p-(HPOH) [Ike *et al*, 2002]. LD_{50} av p-HBA oralt på mus har uppmätts till 2200 mg/kg och på råttor till >10 gm/kg. Lägsta publicerade toxiska dos på råttor uppskattades till 42 gm/kg under en sexveckorsperiod samt till 15 gm/kg under en 30-dagarsperiod [NIOSH].

Tabell 2 Akut toxicitet för BPA:s nedbrytningsprodukter

	24h- EC_{50} (mg/l)	48h- EC_{50} (mg/l)
BPA	24	10
p-HAP	88	64
p-HBAL	>100	>100
p-HBA	>100	>100

I tidigare nämnda studie av Ike *et al*, 2002 visade sig p-HAP eventuellt ha svagt östrogena egenskaper. Lemini *et al*, 1996, har påvisat p-HBA ha östrogena egenskaper *in vivo* med CD 1-möss. Ike *et al* refererar till tidigare studier *in vivo* i fisk samt studier på rekombinant jäst *Saccharomyces cerevisiae* där inga östrogena egenskaper av p-HBA kunnat bevisas [Ike *et al*, 2002].

Spridning

Baserat på BPA:s låga ångtryck vid rumstemperatur antas avdunstningen till luft och transporten i luft vara minimal. Vid högre temperaturer däremot stiger ångtrycket och resulterar i en ökad flyktighet. BPA antas existera helt och hållet i partikelform i atmosfären vilket endast förändras genom torrdeposition eller fotolys [European Commission, 2003]. Enligt Cousins *et al*, 2002, uppskattas transportdistansen av BPA i luft till <100 km. I vatten kan BPA transporteras nedströms några hundra km från en punktutsläppskälla medan nedbrytning sker [Cousins *et al*, 2002].

Vid utsläpp till miljön torde BPA distribueras mellan luft, vatten, mark, sediment och biota. Baserat på den måttligt höga vattenlösligheten, det väldigt låga ångtrycket samt det låga värdet på Henrys konstant bör BPA ha en tendens att fördela sig i vatten och att förångningshastigheten mellan jord och vatten är låg [European Commission, 2000a]. Nedfall av BPA från atmosfären förväntas vara låg på grund av den relativt låga atmosfäriska emissionen och relativt korta livstiden i atmosfären [European Commission, 2003].

Det finns inga kända biotiska eller abiotiska effekter av BPA i atmosfären, och inte heller särskilda effekter på växter genom atmosfärisk exponering. Baserat på dess struktur är det osannolikt att BPA är en ozonnedbrytare eller växthusgas, det är inte heller troligt att den bidrar till bildandet av marknära ozon [European Commission, 2003].

Adsorption/Mobilitet i jord

Baserat på BPA:s löslighet i vatten eller dess log K_{ow} -värde (fördelningskoefficient mellan oktanol och vatten) uppskattas adsorptionskoefficienten i mark (K_{oc}) (fördelningskoefficient mellan organiskt kol och vatten) till 314 respektive 1524. Detta antyder att BPA:s mobilitet i jord är måttlig till låg, att det gärna vill adsorbera till organiskt material och adsorption till suspenderat material är måttligt till omfattande [Howard, 1989 och European Commission, 2000a]. Fördelningskoefficienter mellan olika matriser och faser visas i tabell 3.

I en undersökning av BPA:s förekomst i jord av Fent *et al*, 2003, uppskattades halveringstiden till 3 dygn då BPA inte längre kunde detekteras. BPA bröts ner till fem olika metaboliter (se figur 3), vilka heller inte kunde detekteras efter 3 dygn. Värdet på K_{oc} uppskattades till 636-931.

Tabell 3 Uppskattade fördelningskoefficienter BPA[European Commission, 2003].

Koefficient		enhet	
K_{oc}	715	l/kg	Fördelningskoefficient mellan organiskt kol och vatten
K_{psoil}	14.3	l/kg	Fördelningskoefficient mellan fasta ämnen och vatten i jord
K_{psed}	35.8	l/kg	Fördelningskoefficient mellan fasta ämnen och vatten i sediment
K_{psusp}	71.5	l/kg	Fördelningskoefficient mellan fasta ämnen och vatten i suspenderat material
$K_{susp-water}$	18.8	3 m ³ / m ³	Fördelningskoefficient mellan suspenderat material och vatten
$K_{soil-water}$	21.7	3 m ³ / m ³	Fördelningskoefficient mellan jord och vatten
$K_{sed-water}$	18.7	3 m ³ / m ³	Fördelningskoefficient mellan sediment och vatten

Bioackumulering

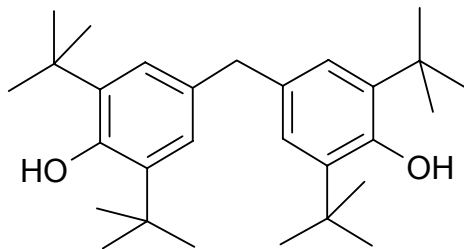
I karpfisk uppmättes en biokoncentrationsfaktor (BCF) på mindre än 100. Uppskattningsvis har BPA en BCF på 42 respektive 196 baserat på dess vattenlöslighet respektive log K_{ow} (3,32). Dessa värden på BCF indikerar att BPA signifikant inte bioackumuleras i vattenorganismer såsom fisk. [Howard, 1989]

BCF bestämdes för karp *Cyprinus carpio* vilka blivit exponerade av BPA-koncentrationer på 150 µg/l och 15 µg/l under sex veckor. Vid exponeringen av 150 µg/l uppmättes en BCF på 5,1-13,3 och vid exponeringen av 15 µg/l uppmättes BCF på <20-67,7 [European Commission, 2003].

Regnbågsforell exponerades av BPA med en koncentration av 100 µg/l varefter nivåerna av BPA uppmättes i blodplasma, lever och muskelvävnader. Nivåerna i blodplasman nådde ett maximum under de första tolv timmarna av exponeringen och leverns och muskelvävnadernas maxvärden nåddes efter 24 respektive 48 timmar. BCF för alla tre proverna låg mellan 3,5-5,5 [European Commission, 2003].

2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol

Kemisk struktur



Fysikaliska och kemiska egenskaper

CAS-nr	118-82-1	[Chemfinder]
EINECS-nr	204-279-1	[European Commission, 2000b]
Formel	C ₂₉ H ₄₄ O ₂	[SPIN]
Molekylvikt	424.7 g/mol	[SPIN]
Smältpunkt	154°C	[SPIN]
Kokpunkt	250°C (10 mmHg)	[SPIN]
Densitet	1 g/cm ³ (25°C)	[European Commission, 2000b]
Vattenlöslighet	olöslig (25°C)	[SPIN]
	<10 mg/l (20°C)	[European Commission, 2000b]
Ångtryck	< 0,001 mm Hg	[SPIN]
Log K _{ow}	6,24 (20°C)	[European Commission, 2000b]

Synonymer

Phenol, 4,4'-methylenebis[2,6-di-tert-butyl]-
Antioxidant E 702
Bimox M
Binox M; E 702
Ethyl 702
Etil 702
Ionox 220
Ionox 220 Antioxidant
LZ-MB 1
L 3MB1
MB 1 (Antioxidant)
4,4'-Methylenebis[2,6-Di-tert-butyl]phenol]
4,4'-Dihydroxy-3,5,3',5'-tetra-tert-butylidiphenylmethane

Di(4-hydroxy-3,5-di-tert-butylphenyl)methane
Phenol, 4,4'-methylenebis*2,6-bis(1,1-dimethylethyl)-
Phenol, 4,4'-methylenebis*2,6-di-tert-butyl-
4,4'-Dihydroxy,3,3'-5,5'-tetra-t-butyl-diphenylmethane
4,4'-Methylenebis(2,6-di-t-butylphenol)
[NIST]

Fakta

2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol (tetrabutyl-difenol) är en högvolymskemikalie med en produktion på över 450 000 kg per år i USA [Scorecard]. I Sverige, år 2000, förbrukades 12 ton tetrabutyl-difenol inom 29 olika tillverkningar och 1999 användes också 12 ton dock inom 26 tillverkningar. År 2000 gick 2/3 (8 ton) av den totala använda tetrabutyl-difenolen åt vid användning inom koksindustrin, till raffinerade petroleumprodukter och kärnbränslen, där tetrabutyl-difenolen användes som stabilisatorer, smörjmedel och additiv [SPIN]. Följande bolag har importerat eller producerat tetrabutyl-difenol, Albemarle S.A. (Bryssel, Belgien), Ethyl Petroleum Additives Limited (Bracknell, Berkshire, UK), Great Lakes Chemical (Persan, Frankrike) samt Raschig GmbH (Ludwigshafen/Rhein, Tyskland) [EINECS].

Fem produkter importerar för närvarande till Sverige och används som smörjmedelstillsatser och antioxidanter inom stenkolsproduktindustrin, i petroleumraffinering, inom baskemikalieindustrin (organisk) samt inom övrig kemisk industri. Någon tillverkning i Sverige finns inte [Holmgren, KEMI]. Som rent ämne är tetrabutyl-difenol ett vitt till ljus halmfärgat kristallint pulver.

Källor

Tetrabutyl-difenol används inom metallindustrin som antioxidanter och inom plastindustrin som primära antioxidanter och stabilisatorer. Lämpligen används tetrabutyl-difenol till naturliga och syntetiska elastomerer, polyolefinplaster, hartser, bindemedel, petroleumoljor och vaxer.

Som ett exempel används tetrabutyl-difenol i interna förbränningsmotorer vilka används i bil- och industriella applikationer, genom att ämnet fungerar som antioxidant additiv i de petroleumbaserade smörjmedlen i motorernas vevhus. I dessa smörjmedel fungerar tetrabutyl-difenol som antioxidant för att förlänga oljans livslängd samt att öka skyddet på motorn. Detta görs genom att förebyggande överdriva tjockleken på oljan och därmed motverka uppbyggnaden av syraföreningar vilka orsakar korrosion [European Commission, 2000b].

Förekomst

Under denna litteraturstudie hittades inga tidigare utförda undersökningar gällande tetrabutyl-difenols spridning eller eventuella detekterade halter i miljön.

Toxicitet

LD₅₀ oralt på råttor, ligger på >5 g/kg, dermalt på råttor >2 g/kg och dermalt på kaniner >36 g/kg. Ger ögon-, och hud irritationer [European Commission, 2000b]. Se även tabell 4 för toxicitetsdata.

I en studie av Takahashi och Hiraga, 1980, matades råttor med 1,135 mmol% tetrabutyl-difenol under en vecka. Varpå en liten ökning av fettinnehållet i levern observerades samt en ökning av det fria kolesterolet och diglycerider. 20 % av en dos av tetrabutyl-difenol kan absorberas från mag-tarmsystemet och approximativt kan 13-14 % metaboliseras. Den huvudsakliga metaboliten är 3,5-di-tert-4-hydroxybensoesyra och dess glucuronider eller kinonmetider. Denna bisfenol är mindre toxisk [Takahashi och Hiraga, 1980a]. Tidigare nämnda författare gjorde ytterligare en studie på råttor, 1980, matade med 1,135 mmol/100g under en vecka. Där det huvudsakliga intaget låg på cirka 0,466 mmol/råtta/dag, varpå en markant ökning av levervikten observerades. Antagligen kan 4-etyl derivatet

lätt metaboliseras till en hydrofil metabolit eller övergå till att vara en inaktiv förening i sig själv [Takahashi och Hiraga, 1980b].

Mutagena tester (Ames test och E-Coli test) har alla visat negativa resultat [TOXNET].

Tabell 4 Toxicitet-data för tetrabutylidifenol [European Commission, 2000b].

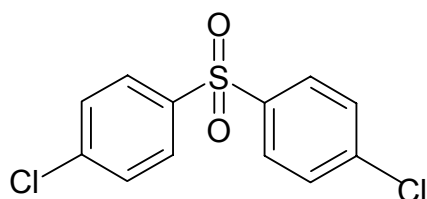
Toxicitet	Matris	Art	typ	värde	enhet	exponeringstid
Akut/långvarig	fisk	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀	>1000	mg/l	96 h
Akut	kräftdjur	<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	>1000	mg/l	96 h
Oral akut	råtta	ingen info	LC ₅₀	>5000	mg/kg kroppsvikt	engångsdos
Oral akut	råtta	ingen info	LC ₅₀	>16000	mg/kg kroppsvikt	ingen info
Hud akut	kanin	vit Nya Zeeländsk	LC ₅₀	>2000	mg/kg kroppsvikt	24 h
Hud akut	kanin	vit Nya Zeeländsk	LC ₅₀	>36000	mg/kg kroppsvikt	24 h

Exponering

Den mest troliga källan för exponering är vid inkorrekt hantering av avfall eller vid tillfälligt spill av exempelvis nya eller använda smörjmedel. Dessutom kan små mängder av tetrabutylidifenol emitteras ut till atmosfären via förbränning av tetrabutylidifenoltillverkade material som en del av den utströmmande gasen [European Commission, 2000b].

Bis(4-klorfenyl)sulfon,

Kemisk struktur



Fysikaliska och kemiska egenskaper:

CAS-nr	80-07-9	[Chemfinder]
EINECS-nr	201-247-9	[European Commission, 2003]
Formel	C ₁₂ H ₈ Cl ₂ O ₂ S	[Chemfinder]
Molekylvikt	287.16 g/mol	[Chemfinder]
Smältpunkt	148-150°C	[Chemfinder]
Kokpunkt	397°C	[Chemfinder]
Densitet	8 g/cm ³ (20°C)	[European Commission, 2000b]
Vattenlöslighet	<0.1g/100ml (20°C)	[Chemfinder]
Log K _{ow}	3,9	[Poon <i>et al</i> , 1999]
	4,1	[Norström <i>et al</i> , 2003]

Synonymer

Benzene, 1,1'-sulfonylbis[4-chloro-
Sulfone, bis(p-chlorophenyl)
p,p'-Dichlorodiphenyl sulfone
Bis(p-chlorophenyl) sulfone
Bis(4-chlorophenyl) sulfone
4-Chloro-1-(4-chlorophenylsulfonyl)benzene
4-Chlorophenyl sulfone
4,4'-Dichlorodiphenyl sulfone
p-Chlorophenyl sulfone
Benzene, 1,1'-sulfonylbis*4-chloro-
Bis(4-chlorophenyl)sulphone
4,4'-Dichlorophenyl sulfone
1-Chloro-4-[(4-chlorophenyl)sulfonyl]benzene
[NIST]

Fakta

Bis(4-klorfenyl)sulfon (BCPS) är en kommersiell högvolumskemikalie. Den tillverkas inte i Sverige utan importeras och då i form av polysulfoner och polyetersulfoner. Under 1999 samt 2000 användes BCPS i elva olika tillverkningsprocesser i Sverige [SPIN], det vill säga i 11 produkter med en kvantitet under 0,5 ton enligt Kemikalieinspektionen [Holmgren, KEMI].

I USA räknar man med att det tillverkas över 450 000 kg BCPS per år [Scorecard] och 1990 uppskattades den årliga produktionen till mellan 0,45 och 9,1 miljoner kg [Poon *et al*, 1999]. Enligt Haglund *et al*, 1998, approximerades den årliga produktionen av polysulfoner och polyetersulfoner världen över till 10 000 ton, vilka i sin tur innehåller cirka 1000 kg BCPS efter antaganden att halten är 100 µg BCPS/g polymer.

Följande företag i Europa har importerat eller producerat BCPS: BASF AG (Ludwigshafen, Tyskland), Proviron Fine Chemicals N.V. (Oostende, Belgien), samt Seal Sands Chemicals (Middlesborough, Storbritannien) [EINECS].

Källor

BCPS används i stora kvantiteter som råvara i produktionen av högtemperaturpolymerer såsom polysulfoner, polyetersulfoner, polyamider och polyaniliner. Ett annat användningsområde är inom textilindustrin där BCPS fungerar som en komponent i reaktiva färgämnen. BCPS uppkommer dessutom som biprodukt från produktionen av pesticider [Olsson och Bergman, 1995] och ämnet finns i små mängder i föreningar av 1,1,1-triklor-2,2-bis(4-klorfenyl)etan (DDT), i 4-klorbensensulfonamid pesticider [Poon *et al*, 1999] och i tandprotesplast [Shintani, 1995].

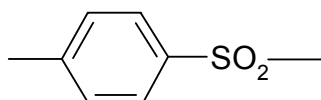
Förekomst

BCPS har under den senare delen av 90-talet detekterats i abborre från Östersjön och i späck från gråsäl samt havsörnsägg från områden vid Bottniska havet [Olsson och Bergman, 1995]. BCPS detekterades i samtliga vattenprover från de tre italienska sjöarna, Maggiore, Garda och Como, [Guzzella och Sora, 1998] och provtagningar från den tyska floden Elbe och German Bight i Nordsjön påvisar kontaminering av BCPS [Bester *et al*, 2001]. Norström *et al* rapporterade 2003 om höga halter BCPS i sillgrissla (insamlad 1989 på St Karlsö) med ett värde av 1600 och 1900 ng/g fett. Gotländsk lax, röding från Vättern och strömming visar också på detekterade BCPS halter. I Kanada har BCPS identifierats i gråtrutsägg [Norström *et al*, 2003]. De uppmätta BCPS-koncentrationerna i abborre, i studien av Olsson *et al*, låg inom samma koncentrationsområde som en av de mest persistenta PCB-kongenerna, CB-138.

BCPS har detekterats i levern på människor i en tysk studie, [Ellerichmann *et al*, 1998], med en approximerad koncentration mellan 1,5-39 ng/g fett.

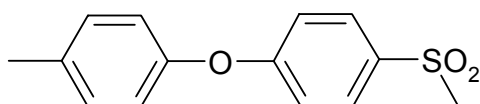
Användningsområden

BCPS främsta användningsområde är vid tillverkningen av polysulfoner och polyetersulfoner. Polysulfon, se figur 4, är en linjär, amorf och tålig polymer som ofta ersätter keramik och metaller. Polymeren kristalliserar inte, den har isolatoriska egenskaper, är självsläckande och omformas nästan inte vid höga temperaturer eller vid kemikalisk påverkan. Av den orsaken används polymeren fördelaktigtvis till TV-komponenter, glödlampsbottnar, bildelar, hårtorkar, mikrovågsugnar, genomskinliga oljeledning, kaffemaskiner och till skepp [Brydson, 1995]. Polysulfon används också inom områden, såsom livsmedelsindustrin, där hög tålighet krävs mot långvarig exponering av ånga och varmt vatten samt till medicinsk utrustning.



Figur 4 Poly-(p-fenylsulfon), den enklaste polysulfonen

Polyetersulfon, se figur 5, är av samma typ av polymer som polysulfoner och har därmed liknande egenskaper [Brydson, 1995]. Polyetersulfon används i varmvattenspumpar och flödesmätare på grund av dess goda egenskaper vid höga temperaturer.



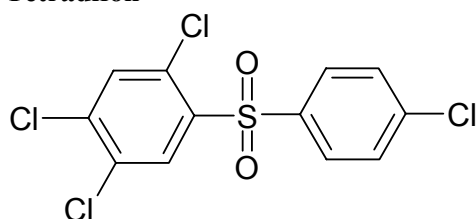
Figur 5 Polyetersulfon, (Viktrex)

Varumärket Ultrason®, producerat av BASF Aktiengesellschaft, är handelsnamn för bolagets polysulfoner och polyetersulfoner. Ultrason® används vid tillverkningen av nappflaskor och Tupperwares mikrovågsservis och i Japan är majoriteten av sålda nappflaskor tillverkat av Ultrason® [BASF].

Produkter tillverkade av polysulfon och polyetersulfon verkar inte vara den stora bidragande orsaken till de detekterade halterna av BCPS i miljön, då migrationshastigheten av BCPS-monomerer i polymererna är låg. Emissioner från BCPS förmodas istället uppstå ifrån dess produktion, det vill säga vid syntesen, vid behandling och lagring av råvaran samt vid framställningen av polymeren. Emissioner kan också ha sitt ursprung från själva plasten under dess livscykel såsom vid förbränningen [Haglund *et al*, 1998].

Liknande föreningar

Tetradifon



CAS-nr: 116-29-0

Molekylvikt: 356,06 g/mol [TOXNET]

BCF: 2

Log K_{ow} : 4,61 vid 22°C [KEMIB]

K_{oc} : >8

Ångtryck: $3,2 \cdot 10^{-5}$ mPa vid 20°C [KEMIB]

Vattenlöslighet: 0,078 mg/l vid 20°C [KEMIB]

Smältpunkt: 148-149°C [KEMIB]

EU:s gränsvärde i dricksvatten: 0,1 µg/l [KEMIB]

Tetradifon är en svagt gul kristall och används i produkter vilka används mot spinnkvalster i odlingar av gurka, tomat, frukt och bär samt i prydnadsväxtodlingar och plantskolor. Det svenska gränsvärdet i frukt och grönsaker ligger på 2 mg/kg. Tetradifon binder starkt till det övre markskiktet och har där sannolikt en låg rörlighet. Det antas vara hydrolytiskt stabilt i pH-intervallet 5-9 och omvandlas mycket långsamt i jord. Ämnet kan i sig omvandlas till fyra ämnen som antas ha liknande egenskaper. Tetradifon löser sig mycket lätt i fett vilket betyder att ämnet är potentiellt bioackumulerande. [KEMIB] Akut giftighet oralt, LD₅₀ >10 000 mg/kg, dermalt, LD₅₀ >10 000 mg/kg samt vid inhalering LD₅₀ >3,0 mg/l [KEMIB].

3,3'BCPS och 2,2'BCPS

Än så länge endast teoretiska föreningar vilka skulle kunna uppstå som biprodukter till BCPS vid syntes. Liknar BCPS men klorener sitter i orto- eller paraposition.

Toxicitet

I en korttidsstudie av BCPS orala toxicitet under 28 dagar på råttor med doser på 0, 10, 100 och 1000 ppm, [Poon *et al*, 1999], observerades vid 100 ppm och 4 veckors behandling en viktökning av lever och vid 1000 ppm en viktökning av njure. Viktökningen av levern var dosrelaterad medan viktökningen av njure var tidsrelaterad. De högdoserade råttorna (1000 ppm) visade på en minskad tillväxt och ett mindre intag av föda och vid 10 ppm observerades en ökande utsöndring av askorbinsyra i urinen. De högst uppmätta koncentrationerna av BCPS påträffades i fettvävnaderna efterföljt av lever, njure samt hjärna, galla och lunga (fettvävnad >> lever > njure > hjärna, galla och lunga). Koncentrationerna av BCPS i fettvävnader och lever förblev oförändrade mellan vecka 1 och 4 medan koncentrationerna i njure ökade med tiden [Poon *et al*, 1999]. Enligt Poon *et al*, 1999, orsakar intaget av BCPS via föda den huvudsakliga ackumuleringen av BCPS i fettvävnaderna.

I en studie av Larsson *et al*, 2004, av BCPS i gråsälar påvisades att BCPS uppehöll sig i levern (55-700 ng/g fettvikt) i signifikant högre grad än i späck och lunga (41-240 respektive 21-98 ng/g fettvikt).

Toxikologistudien av Chhabra *et al*, 2000, på möss och råttor uppvisade likvärdiga effekter som den tidigare nämnda studien av Poon *et al*, 1999. Både möss och råttor exponerades oralt av BCPS endera under en 14-veckorsperiod eller under 2 år. I 14-veckorsstudien exponerades djuren via föda med 0, 30, 100, 300, 1000 eller 3000 ppm BCPS, och i 2-årsstudien med 0, 10, 30, 100, och 300 ppm BCPS. Det resulterade i en viktminskning av de exponerade djuren i samtliga studier jämfört med kontrollgrupperna. De möss och råttor som exponerades i 14 veckor hade ett minskat födointag under den tidigare delen av exponeringen. Samma grupp visade också på en ökad levervikt. I 2-årsstudien påvisades ingen ökad tumörförekomst i levern eller i något annat organ på varken råttor eller mus som kunde relateras till exponeringen av BCPS [Chhabra *et al*, 2000]. Vid försök på råttor i en studie av Mathews *et al*, 1996, rapporterades en ökad P-450-förknippad enzymaktivitet i lever efter en dos av 10 mg/kg/dag under 7 dygn.

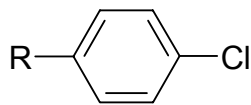
NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) har i studien [Poon *et al*, 1999] inte kunnat fastställas, men uppskattades till att vara påtagligt mindre än 10 ppm i föda eller mindre än 0,8 mg/kg/dag. Däremot enligt Chhabra *et al*, 2000, uppskattades NOAEL av BCPS i föda på råttor till 30 ppm (1,5 mg/kg kroppsvikt). Baserat på LD₅₀ på mus (24g/kg) är den akuta orala toxiciteten av BCPS låg [Poon *et al*, 1999].

Råttor som dagligen behandlades av en dos på 0,2 mg/kg kroppsvikt under sex månader rapporterade metaboliska störningar och vid en tio gånger högre dos observerades andra patologiska förändringar

[Olsson och Bergman, 1995]. BCPS är lika giftigt som DDT vad beträffar effektiviteten som insektsdödande medel för flugan *Musca nebulosa* [Poon *et al*, 1999].

BCPS är strukturellt närbesläktad med 4,4'-DDT och dess metaboliter, 4,4'-DDE och 4,4'-DDD, vilka alla innehåller två 4-klorfenylringar i molekylen. Andra närbesläktade komponenter är TCPM (tris(4-klorfenyl)metanol) och TCPMe (tris(4-klorfenyl)metan), vilka har överallt påvisats vara förekommande miljöföroreningar. Detta påvisar att 4-klorfenylstrukturen (Figur 6) är närmast resistent för transformationer i miljön [Olsson och Bergman, 1995].

BCPS är mycket fettlösligt, metaboliseras sakta och distribueras huvudsakligen genom fettvävnaderna med en uppskattad halveringstid på 12 dagar. Till största delen elimineras BCPS via metabolism även om en del avlägsnas via urin och avföring [Mathews *et al*, 1996]. BCPS är minimalt toxiskt för levern och det centrala nervsystemet [Chhabra *et al*, 2000].



Figur 6 4-klorfenyl

Ingen information finns tillgänglig angående exponeringskoncentrationer av BCPS på arbetsplatser eller antal exponerade arbetare [Chhabra *et al*, 2000]. BCPS har emellertid detekterats i levern på människor i en tysk studie, med en approximerad koncentration mellan 1,5-39 ng/g fett [Ellerichmann *et al*, 1998].

Biologisk och kemisk nedbrytning

Log K_{ow} på 3,9 [Olsson och Bergman, 1995] eller 4,1 [Norström *et al*, 2003] indikerar att BCPS är ganska lipofil och antagligen bioackumuleras. Inga fakta om BCPS halveringstid har rapporterats.

Adsorption/Mobilitet i jord

Metaboliska studier av Mathews *et al*, 1996, rapporterar att BCPS lätt absorberas varpå de sedan distribueras till fettrika vävnader såsom fettvävnader och hud och därefter endast sakta utsöndras genom metabolism till mer polära sammansättningar. Valters *et al*, 1999, rapporterar om ökade koncentrationer av BCPS på abborre nedströms längs floden Lielupe och även i en studie på braxar från två tyska floder, Elbe och Rhen, påvisas en ökad koncentration nedströms från 3,4-34 ng/g fettvikt [Norström *et al*, 2003]. Dessa resultat indikerar att BCPS har en distributionsväg som skiljer sig från övriga organiska klorföroreningar. [Norström *et al*, 2003]

Bioackumulering

I Norström *et al*:s rapport 2003 detekterades BCPS-halter i sillgrissla från Östersjön på 1600 och 1900 ng/g fettvikt. Uppmätta BCPS-halter i muskel på sillgrissla uppskattades till 1/3 av uppmätta koncentrationer av CB-153 i muskel från samma art. CB-153 är väldigt persistent och har biomagnifierande egenskaper. BCPS i späck hos gråsälar låg i samma koncentrationsområde som Östersjöfiskens i Norströms *et al*:s studie. Dessa data indikerar ett högre bibehållande av BCPS i rovfåglar än i rovdjur där båda har sillfiskarter såsom sill som sin huvudsakliga föda. Deras resultat pekar på att koncentrationerna av BCPS är liknande eller i de flesta fall högre i sillgrisslans fett än koncentrationerna av flamskyddsmedlet PBDE och HBCDD i samma art [Norström *et al*, 2003].