

Bisfenolers förekomst i damm på förskolor

- en nulägesbeskrivning av förskolebarns exponering

Magisteruppsats i miljö- och hälsoskydd, 30 hp
Institutionen för naturgeografi
Stockholms Universitet

Student: Linnéa Karlson
Handledare Stockholms Universitet: Cynthia de Wit
Handledare Kemikaliecentrum: Jenny Fäldt

Abstract

The indoor environment has proven to be a source of many endocrine disruptors which can be hazardous for children and adults. Bisphenol A (BPA) is one such endocrine disrupting substance produced in very large volumes worldwide. BPA is mainly used as raw material in the plastics industry for the production of polycarbonate plastic and epoxy resin, products that can be found worldwide. Several studies suggest that exposure to BPA is harmful to human health especially regarding the human reproduction and children's development. Because of this, BPA is being replaced by other bisphenol analogues in products; bisphenol S (BPS), bisphenol F (BPF) and bisphenol AF (BPAF). These analogues are, unlike BPA, not regulated by law and toxicological descriptions are missing, although, new studies suggest that these substitution analogues may have similar adverse endocrine disrupting effects as BPA. In accordance with the Swedish environmental quality goal, *A Non-Toxic Environment*, dust sampling at 31 preschools in the city of Stockholm was conducted in the autumn of 2015. The aim was to detect and identify bisphenol analogues in indoor dust that preschool children are exposed to. Parameters from the preschools were also studied in order to understand what sources that contributes to the measured levels of found bisphenols. Dust samples were collected with a vacuum cleaner, according to an established methodology and were analyzed with a GC-MS by IVL, the Swedish Environmental Research Institute. BPA and BPS were the most common analogues followed by BPF and BPAF. BPA-concentrations were measured to be in a range of between 60-2666 ng/g of dust, and found in 93% of the collected dust samples. BPS-concentrations were measured to be in a range between 120-5213 ng/g of dust, and found in 63% of the collected dust samples. A daily intake of BPA and BPS for a four year old child, who on a daily basis are in the studied preschool buildings, was estimated to be in a range of 0,2-9,4 ng/kg body weight/day and 0,42-18 ng/kg body weight/day. The measured levels of BPA and BPS are considered to be a bit below previous studies' results, but in overall in line with previous studies results. Significant results have been seen between BPA concentrations and two parameters: room area and renovation frequency. Increased room area correlated to increased concentrations of BPA and increased renovation rate showed associations toward higher concentrations of BPA. This study is the first in Sweden to investigate and detect multiple bisphenol analogues in indoor dust from specific preschool environments. Further studies are needed to confirm the results of this study and to further examine sources of bisphenols, in order to eliminate toxins in pre-school environments.

Keywords: Bisphenol A, Bisphenols, Indoor dust, Pree-school environments, Children, Human exposure, Sweden

Sammanfattning

Inomhusmiljön har visat sig vara en källa till många hormonstörande ämnen som kan vara hälsofarliga för barn och vuxna. Bisfenol A (BPA) är ett sådant hormonstörande ämne som produceras i mycket stora volymer globalt. BPA används främst som råvara inom plastindustrin för tillverkning av polykarbonatplast och epoxiplast och återfinns i flertalet produkter världen över. Allt fler studier tyder på att exponering av BPA är skadlig för människors hälsa, speciellt orolig är man för människors fortplantning och barns utveckling. På grund av detta ersätts BPA allt mer av andra bisfenolanaloger i produkter; bisfenol S (BPS), bisfenol F (BPF) och bisfenol AF (BPAF). Dessa analoger är tillskillnad från BPA, inte reglerade i lagstiftningen och toxikologiska beskrivningar saknas. Nya studier visar dock att de ersättande analogerna kan ha liknande negativa hormonstörande effekter som BPA visats ha. I enlighet med svenska miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö*, genomfördes dammprovtagningar på 31 förskolor inom Stockholms stad under hösten 2015, i syfte att detektera och kartlägga bisfenolanaloger som förskolebarn exponeras av. Även parametrar från förskolorna studerades i syfte att undersöka vilka källor som bidrar till de uppmätta bisfenolhalterna. Dammproverna insamlades med en dammsugare enligt en beprövad metod och analyserades med en GC-MS av IVL, Svenska miljöinstitutet. BPA och BPS var de mest förekommande analogerna följt av BPF och BPAF. Koncentrationer av BPA uppmättes i varierande halter mellan 60- 2666 ng/g damm och återfanns i 93 % av de insamlade dammproverna och koncentrationer av BPS uppmättes i ett spann mellan 120-5213 ng/g damm, och hittades i 63 % av de insamlade dammproverna. Ett dagligt intag av BPA och BPS för ett fyraårigt barn som dagligen visats i de undersökta förskolelokalerna, beräknades vara mellan 0,2 -9,4 ng/kg kroppsvikt/dag och mellan 0,42-18ng/kg kroppsvikt/dag. De uppmätta halterna av BPA och BPS bedöms ligga något under tidigare studiers resultat men överlag i linje med tidigare studier. Signifikanta resultat har setts mellan BPA-koncentrationer och parametrarna: rumsareal och renoveringsfrekvens. Ökad rumsareal korrelerades positivt mot högre koncentrationer av BPA och ökad renoveringsfrekvens visade samband mot högre koncentrationer av BPA. Studien är den första i Sverige att undersöka och detektera flera bisfenolanaloger i inomhusdamm i specifik förskolemiljö. Vidare studier behövs för att bekräfta resultaten i denna studie och för att ytterligare undersöka vilka källor till bisfenoler som finns i syfte att minska skadliga ämnen i förskolemiljöer.

Nyckelord: Bisfenol A, Bisfenoler, Inomhusdamm, Förskolemiljöer, Barn, Människors exponering, Sverige

Innehållsförteckning

1. Introduktion	1
1.1 Inledning och syfte med studien.....	1
1.2 Frågeställningar	3
2. Bakgrund.....	3
2.1 Bisfenolers historik och användning.....	3
2.2 Spridning från produkter till människa och miljö.....	5
2.3 Kända hälsorisker.....	6
2.3.1 Bisfenol A.....	6
2.3.2 Bisfenol F, Bisfenol S och Bisfenol AF	7
2.3.3 Dos – responssambandet och låg-dos-effekter	8
2.3.4 Faroklassificering, riskbedömning och tolerabelt dagligt intag	9
2.4 Lagstiftning och begränsning av bisfenoler	10
2.5 Miljökvalitetsmålet Giftfri miljö.....	11
2.5.1 Ett kemikaliesmart Stockholm.....	12
2.6 Tidigare studier om bisfenoler i damm i inomhusmiljö.....	12
2.6.1 Övergripande sammanfattning av bakgrunden.....	14
3. Metod.....	15
3.1 Urval av förskolor och planering av dammprovtagning.....	15
3.2 Förberedelser inför dammprovtagning och material	15
3.2.1 Förberedelser av filterkassetter och dammsugarmunstycken	16
3.3 Dammprovtagning på förskolorna	16
3.3.1 Checklista och observationer	17
3.4 Kemiska analyser.....	18
3.5 Statistik och bearbetning.....	18
3.6 Intagsberäkningar av damm.....	19
4. Resultat.....	20
4.1 Förskolorna - Sammanställning av checklista.....	20
4.2 Förekomst av bisfenoler i damm på förskolorna	22
4.2.1 Estimerat dagligt intag.....	23
4.3 Parametrar från förskolorna	23
4.3.1 Signifikanta resultat	23
4.3.2 Övergripande icke signifikanta resultat.....	26
5. Diskussion	28
5.1 Dammprovernas innehåll och analys	28
5.1.1 Estimerat dagligt intag.....	29
5.2 Samband mellan signifikanta parametrar och dammprovernas innehåll.....	31
5.2.1 Rumsarea	31
5.2.2 Renovering.....	31
5.3 Övergripande samband mellan icke signifikanta parametrar och dammprovernas innehåll	32
5.3.1 Byggår	32
5.3.2 Skillnad mellan PVC-golv och linoleumgolv	32
5.3.3 Storstädningsfrekvens	33
5.3.4 Plastleksaker	33
5.3.5 Förskoleform.....	34
5.4 Jämförbarhet mot tidigare studier	35
5.4.1 Skillnader mellan studier	38
5.5 Övergripande slutdiskussion	40
6. Slutsatser	42

6.1 Förslag på förbättringar och vidare studier	43
7. Tackord.....	45
Referenser.....	46
Bilagor	54
Bilaga 1. Checklista.....	54
Bilaga 2. Dammprovtagningsformulär	62

1. Introduktion

1.1 Inledning och syfte med studien

Vår tids användande av kemikalier har aldrig varit så stort som det är idag. Från 1930-talet har mängden kemikalier ökat från ca 1 miljon ton per år till att vara över 400 miljoner ton sent nittital, en ökning som fortsatt fram till idag, år 2015. Den växande kemikalieproduktionen har gett ett högre materiellt välstånd särskilt i fattiga länder men också ökade miljö- och hälsoproblem världen över som baksidan av ett bättre välstånd (KemI, 2014). På grund av ett massivt användande av kemikalier i samhället finns miljöföroreningar nästan överallt i vår omgivning och det är därför svårt att undvika att exponeras (Kwak *et al.* 2009).

Produktionsmängden endast för substansen bisfenol A, hädanefter BPA, var år 2010 ca 4,5 miljoner ton (Liao *et al.* 2012). Användningsområdena för BPA och andra bisfenoler är främst som råvara inom plastindustrin för tillverkning av karbonatplast och epoxiplast som återfinns i en mängd olika konsumentprodukter världen över. Några exempel på produkter är plastlådor och plastflaskor i klar och genomskinlig plast, dvd och cd-skivor och som ytbehandlingsmedel i konservburkar (KemI, 2013). BPA är den vanligaste bisfenolen av ett flertal identifierade men analogerna bisfenol F (BPF), bisfenol S (BPS) och bisfenol AF (BPAF), börjar bli allt mer förekommande som ersättare till BPA i produkter (Sternbeck *et al.* 2014). Bisfenoler är en ämnesgrupp bland många andra organiska föreningar som klassats och går under benämningen hormonstörande ämnen. Dessa ämnen har visat sig kunna ge negativ inverkan på människors hormonsystem, immunförsvar, utveckling och reproduktion samt ge upphov till hjärtkärlsjukdomar, metaboliska störningar och negativa effekter på hjärnverksamheten (Casals-Casa & Desvergne, 2011; Liao *et al.* 2012; Rochester, 2013).

Produkter som innehåller BPA har visats kunna läcka substans från produkten till omgivningen utan att produkten utsatts för onormala förhållanden. Detta bidrar till en bred och kontinuerlig exponering av BPA till människor och omgivningen såväl till miljön. Studier visar att både vuxna och barn kontinuerligt har mätbara halter BPA i blod, vävnader och urin vilket bekräftar en bred spridning och kontinuerlig exponering av BPA (Vandenberg *et al.* 2007). I miljön är BPA även väl utspritt och har hittats i såväl grundvatten som i avlopps- och spillvatten samt i vattenlevande organismer (Arnér *et al.* 2004; Naturvårdsverket, 2005). En växande mängd vetenskaplig litteratur i ämnet indikerar att exponering av BPA är skadlig för människors hälsa, speciellt är man orolig för fertiliteten och barns utveckling (Rochester, 2013).

Små barn är generellt känsligare för kemikalier och dess exponeringsverkan än vad vuxna individer är vilket påverkar barnens hälsa och riskerna för dem att utveckla sjukdomar (Bamai *et al.* 2014). Tidig exponering i livet eller redan som foster till låga doser BPA, kan ge en negativ inverkan på barnens immunförsvar senare i livet (Kwak *et al.* 2013). Barn exponeras dessutom mer för kemikalier jämfört med vuxna. Detta eftersom små barn gärna upptäcker världen med flera av deras sinnen, exempelvis genom att stoppa leksaker i munnen men också på grund av ett utbredd "från golv-till-mun" beteende (Wilson *et al.* 2004, Wilson *et al.* 2007). Små barn, foster och den gravida kvinnan anses vara de som främst ligger i riskzonen för att exponeras av BPA utifrån de uppvisade negativa effekterna (Mikolajewska *et al.* 2014).

I studier har inomhusmiljön visat sig vara en källa för exponering av hormonstörande ämnen och persistenta miljögifter (Rudel *et al.* 2003; Hwang *et al.* 2008). Via damm exponeras människor för flera olika kemiska substanser som kan vara hälsofarliga för både vuxna och

barn. Ett urval av dessa är exempelvis bisfenoler, polyklorerade bifenyler, ftalater, bekämpningsmedel och bromerade flamskyddsmedel (Wang *et al.* 2015). Det är dock omdiskuterat huruvida damm är en viktig källa för exponering av miljöföroreningar hos barn eller inte. Ett flertal studier visar på kopplingar mellan förekomst av ftalater i damm och utvecklandet av astma och allergier hos barn (Bornehag *et al.* 2004; Bornehag & Nanberg, 2010; Braun *et al.* 2013, Bamai *et al.* 2014; Kolarik *et al.* 2008; Kwak *et al.* 2009). I en dansk studie som undersökte ftalaters förekomst i damm på förskolor stod dammet för en viktig del av barnens totala intag av ftalater (Bekö *et al.* 2013).

Enligt Ma *et al.* (2014) kan även damm vara en signifikant exponeringskälla hos småbarn gällande olika typer av fenolföreningar inräknat BPA. Damm som exponeringskälla bör inte ignoreras trots att den sannolikt är mindre än intag via mat. Detta beror på den stora osäkerheten som finns kring BPA och dess toxicitet vid mycket låga doser (Loganathan & Kannan, 2011; Wilson *et al.* 2007). Långtidsexponering av ämnen som BPA, i låga doser, har visat sig kunna vara kritiskt för barns utveckling (Wilson *et al.* 2004, Wilson *et al.* 2007). Risken det innebär att exponeras av BPA är inte helt okontroversiell. Forskare och myndigheter är oense om huruvida BPA-exponering är en risk för alla eller ingen risk för någon alls (Beronius *et al.* 2010). Det behövs även mer studier kring BPA och dess eventuella additiva och synergistiska effekter tillsammans med andra hormonstörande ämnen (Rubin, 2011). Det finns därmed betydande skäl att anta försiktighetsprincipen vad gäller barns exponering av BPA (Beronius *et al.* 2010).

In vivo och *in vitro* studier har visat att de nära besläktade analogerna BPS, BPF och BPAF till BPA, kan ge upphov till liknande och i vissa fall mer potenta negativa effekter jämfört med vad BPA visats ge upphov till (Eladak *et al.* 2015; Feng *et al.* 2012; Fic *et al.* 2015; Héliers-Toussaint *et al.* 2014; Shi *et al.* 2015). Studier visar samtidigt på ökad förekomst av flera bisfenolanaloger i produkter, livsmedelsförpackningar, i avloppsslam samt i människors blod och urin (Larsson *et al.* 2014; Liao & Kannan, 2013; Song *et al.* 2014; Ye *et al.* 2015; Yang *et al.* 2014). Studier som undersökt förekomst av flera bisfenolanaloger utöver BPA i inomhusmiljöer i damm är dock låg. Den första studien som gjorde detta, undersökte och hittade förekomst av åtta olika bisfenolanaloger i inomhusdamm från fyra olika länder; USA, Kina, Japan och Korea (Liao *et al.* 2012). Förekomsten av analogerna BPA, BPF och BPS var absolut störst med ca 98 % förekomst av de samlade dammproverna. I en nyare studie från 2015, som undersökte förekomsten av olika bisfenolanaloger i inomhusdamm från flera olika länder, återfanns BPA i 98 % av alla tagna prover följt av BPS och BPF som kunde hittas i 45 % av alla tagna dammprover (Wang *et al.* 2015). Att man funnit flera bisfenolanaloger i damm i flera länder utöver BPA, ifrån flera länder, tyder på att det finns en ökad användning och förekomst av dessa i konsumentprodukter. Detta leder även till att det finns en trolig ökad exponering av dessa mot barn och vuxna (Liao *et al.* 2012; Wang *et al.* 2015).

Då det inte finns några tidigare studier som kartlagt fler analoger utöver BPA i damm, i specifik förskolemiljö, finns det en lucka i det vetenskapliga fältet. I enlighet med Sveriges nationella miljö kvalitetsmål *Giftfri miljö* och Stockholms stads antagna kemikalieplan, är en kartläggning av miljöföroreningar i damm på förskolor motiverat. Syftet med studien är därför att genom dammprovtagning på 31 förskolor inom Stockholms stad undersöka och kartlägga vilka bisfenolanaloger som finns i dammet samt i vilka halter och hur exponeringen av bisfenoler mot förskolebarn ser ut. Vidare syftar studien till att försöka hitta samband mellan parametrar från förskolorna och bisfenolanalögernas förekomst samt jämföra de uppmätta halterna mot tidigare studier. Analysen av dammprovernans innehåll ger Stockholms

stad en uppdaterad nulägesbeskrivning av kemikalieläget samt ger förutsättningar att planera för framtida insatser i arbetet mot en giftfri miljö. Arbetet med att analysera vilka källor som finns till BPA är även en del av ett aktivt uppströmsarbete, eftersom BPA tillhör den grupp av ämnen som är lokala fokusämnen enligt Stockholms stads kemikalieplan (Stockholms stad, 2014).

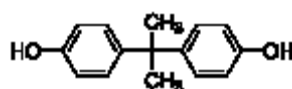
1.2 Frågeställningar

- Vilka bisfenolanaloger finns i dammproverna från studiens 31 förskolor och i vilka halter?
- Finns det möjliga samband mellan provresultaten och parametrar på förskolorna så som area, interiör, byggnadsår, renoveringsfrekvens, leksaker eller andra faktorer?
- Hur jämförbara är de uppmätta halterna mot de fåtal andra studier som finns i ämnet, och hur ser exponeringen av bisfenolerna mot barnen ut, beräknat på ett dagligt intag?

2. Bakgrund

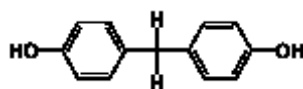
2.1 Bisfenolers historik och användning

Bisfenol A (BPA), med sitt kemiska namn: 4,4'-isopropylidendifenol, 2,2-bis(4-hydroxifenyl)-propan, är en syntetiskt tillverkad kemisk substans som är östrogenlik och klassad som hormonstörande. BPA består av två bensenringar som har en OH-grupp bunden till sig på respektive bensenring. Mellan ringarna finns ett kol och två metylgrupper CH_3 bundna. Ämnet är vattenlösligt och inte särskilt bioackumulerbart. Framställning av BPA sker genom en kemisk reaktion mellan fenol och aceton och resultatet av reaktionen blir bisfenol A. I ren form förekommer BPA som fenylluktande vita flingor (KemI, 2013). BPA upptäcktes så tidigt som år 1891 då den först syntetiserades. Dess östrogena effekter upptäcktes dock senare under 1930-talet då syntetiska östrogener eftersöktes i syfte att användas som läkemedel. BPA kom dock inte att användas i medicinskt syfte då andra mer potenta alternativ hittades (Dodds & Lawson, 1936).

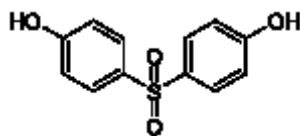


Figur 1. Kemisk struktur över bisfenol A (Wikipedia, 2015).

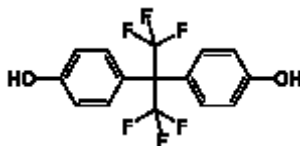
Ett flertal analoger till BPA finns identifierade, men i det svenska produktregistret finns det endast information om fem stycken andra analoger: bisfenol F, bisfenol S, bisfenol AF, bisfenol Z och bisfenol L. Svenska produktregistret innefattar dock inte importerade varor, vilka kan innehålla andra analoger. Sammantaget bedöms informationsläget kring andra bisfenolanaloger vara undermåligt både vad gäller användning, hälsorisker och förekomst i produkter. De analoger som utöver BPA är mest förekommande i produkter såväl som i vetenskapliga studier är främst BPF, BPS och BPAF (Sternbeck *et al.* 2014).



Figur 2. Kemisk struktur över bisfenol F (Wikipedia, 2015).



Figur 3. Kemisk struktur över bisfenol S (Wikipedia, 2015).



Figur 4. Kemisk struktur över bisfenol AF (Wikipedia, 2015).

BPA är den vanligaste analogen och har ett stort och brett användningsområde inom plastindustrin där BPA tillsätts som råvara vid tillverkning av karbonatplast och epoxiplast (KemI, 2013). Vanligen tillsätts BPA eller dess analoger BPF, BPS och BPAF som monomer, salt, polymerer eller diglyceridetrar när de används som råvaror i plastindustrin (Sternbeck *et al.* 2014). Mest känt är BPA för att ha funnits i nappflaskor av karbonatplast för barn innan det förbjöds år 2011, och i konservburkar. År 2010 producerades ca 4,5 miljoner ton BPA varav 70 % avsåg tillverkning av karbonatplast och resterande epoxitillverkning (KemI, 2013).

Karbonatplast återfinns i en mängd olika varor. Vanligt förekommande användningar är exempelvis i byggdelar inom fordonsindustrin, i dvd/cd-skivor och i plastprodukter som matlådor samt genomskinliga plastflaskor. Användningsområdet för epoxiplast är vanligast då det används som ytskiktsbehandling i konservburkar och andra förpackningar för livsmedel, i vattenrör som genomgått relining, men återfinns även i elektronik och kablar, i byggmaterial samt i tandfyllningsmaterial (Karolinska Institutet, 2013). BPA har även använts som konserveringsmedel i PVC-golv (Rochester, 2013), och som stabilisator i PVC-material (SOU 2014:90, 2015), i plastmaterialet polyuretan och i gummi samt för framställning av text på termopapper som används för kvitton, biljetter och kölappar. Även leksaker kan innehålla BPA om de är av karbonatplast (KemI A, 2012).

BPF används som en direkt ersättare till BPA i både karbonat- och epoxiprodukter, BPS används som ersättare till BPA i främst epoxiprodukter och på kvitton. Användningsområdena för BPAF är sekretessbelagda men utifrån registreringen i svenska produktregistret framkommer att BPAF används i både karbonat- och epoxiprodukter. Även om användningsområdena för bisfenoler främst är inom plastindustrin finns det användningsområden som är belagda med sekretess vilket försvårar möjligheten att få en fullständigt klar bild av förekomsten av bisfenoler i produkter (Sternbeck *et al.* 2014).

2.2 Spridning från produkter till människa och miljö

I Sverige produceras inte plastvaror med BPA men via importen av färdiga plastprodukter från bland annat EU får vi in mängder av BPA som kan sprida sig i vår omgivning och till människor och djur (KemI, 2011). Främst är det när bisfenolerna tillsätts som monomerer som de kan sprida sig till människa och miljö. BPA är i polykarbonatplast tillsatt som monomer och polymeriserat genom esterbindningar. Dessa bindningar är dock inte speciellt tåliga och kan genom upphettning samt om de utsätts för sura och/eller basiska förhållanden släppa på sina bindningar och frigöra BPA från produkten (Sternbeck *et al.* 2014). Mat som förvaras i en plastlåda som sedan värms i en mikro kan därför förorenas med läckt BPA som vi sedan får i oss genom att vi äter upp maten (KemI, 2011). BPA har i en studie visats migrera ut från polykarbonat- och tritanprodukter efter att under 10 dagar värmts upp till 40 grader vid tre tillfällen (Guart *et al.* 2013). BPA har dock även visat sig kunna läcka från produkter utan att utsättas för onormala förhållanden, både vad gäller produkter i karbonatplast och epoxiplast (Vandenberg, 2007).

Uppmätta halter av BPA i människors blod, vävnader och i urin visar på att exponeringen av BPA är utbredd i världen och i mänskliga populationer (Vandenberg *et al.* 2007). Studier visar på samband mellan särskilda matintag och uppmätta halter av BPA vilket indikerar att livsmedelsförpackningar troligtvis är förorenade i stor utsträckning med bisfenoler. Samband mellan högre halter av BPA i mödrar och deras barn har kunnat korreleras till deras olika typer av matintag. Barn som hade ett stort intag av choklad uppvisade högre halter av BPA uppmätt i urinprover och mödrar som hade ett stort intag av snabbmat och fisk också hade högre halter BPA i deras urinprov (Larsson *et al.* 2014). Förekomst av andra bisfenolanaloger utöver BPA, i urin från människor har visats i en studie från Kina (Yang *et al.* 2014) och i en studie från USA (Ye *et al.* 2015). I studien från Kina undersöktes urinprover från boende nära en produktionsanläggning av BPAF. Analogerna BPAF, BPF och BPS återfanns i olika halter av de tagna urinproverna medan andra analoger förutom BPA inte återfanns alls. Resultaten indikerar en större användning av andra analoger utöver användningen av BPA (Yang *et al.* 2014). I studien från USA detekterades analogen BPA med största frekvens följt av BPF, BPS och BPAF i vuxna människors urin. En slutsats författarna drog var att exponeringen av BPA är minskande medan exponeringen av BPS är på uppgång, baserat på signifikanta skillnader i uppmätta geometriska medelvärden av koncentrationerna från BPA och BPS (Ye *et al.* 2015).

Bisfenolanalogers förekomst i livsmedel och livsmedelsförpackningar har undersökts och detekterats i en studie från USA (Liao & Kannan, 2013). Totalt sett var förekomsten av bisfenolanaloger stor och kunde detekteras i 75 % av undersökta livsmedelsförpackningar. Analogen BPF som ibland ersätter BPA hittades i 17 % av undersökta matförpackningar dock stod BPA för den största mängden bisfenoler med 40 % förekomst. Studiens resultat innebär att exponeringen av bisfenoler via livsmedel och förpackningar inte endast är koncentrerad till analogen BPA utan även analoger som BPF. En annan studie från Kina har också undersökt förekomsten av olika analoger i 289 stycken matprover från nio städer i Kina (Liao & Kannan, 2014). BPA och BPAF var de mest förekommande analogerna av totalt sju olika bisfenolanaloger. Olika bisfenoler har även kartlagts och hittats i avloppsslam från 52 olika kommunala avlopp i 30 städer runt om i Kina i en studie (Song *et al.* 2014). Vissa analoger detekterades även för första gången i avloppsslam, exempelvis BPAF, vilket tyder på en ökad användning av andra analoger förutom BPA. De mest förekommande bisfenolerna som hittades i proverna från avloppsslammet var BPA följt av BPS och BPF.

BPA har sedan år 2003 i Sverige varit föremål för screening när man söker efter miljöföroreningar i miljön och har i många år hittats i både vattendrag och i avloppsslam, samt i jord och biota (Naturvårdsverket, 2005). År 2004 genomfördes på uppdrag av Naturvårdsverket en screening av BPA i ett flertal olika källor från tolv län i Sverige. BPA hittades, om än i låga halter, i samtliga screeningkällor vilka var fisk, sediment, lakvatten, inkommande- och utgåendespillvatten, grundvatten, luft och råvatten. Utredarna föreslog vidare utredningar kring BPAs förekomst i in- och utgående avloppsvatten samt i råvatten eftersom screeningen kunde visa att BPA förekommer brett i undersökningens alla provpunkter (Arner *et al.* 2004). I en sammanfattande rapport av screeninguppgifterna från åren 2003-2004 framkom att BPA hittats i mer än hälften av proverna från slam, dag- och spillvatten. I slam, dag- och spillvatten finns mycket syre och näringsämnen. En slutsats som drogs utifrån detta var att halterna av BPA var för höga för att kunna brytas ner tillräckligt snabbt, något som kunde påverka spridningen i miljön då halterna kan bioackumuleras lokalt (Naturvårdsverket, 2006). I Naturvårdsverkets screeningrapport för åren 2008-2010, framkom att högst halter av BPA återfanns i spillvatten, men att halterna generellt är låga. Men för dess närbesläktade analoger saknas svenska miljödata och kunskapsläget kring deras spridning i miljön är mindre känd (Naturvårdsverket, 2011). BPA har även detekterats i grundvatten i mätningar utförda av Stockholms stads miljöförvaltning mellan åren 2011- 2012. Mätningarna utfördes från ytligt grundvatten, totalt från 74 mätpunkter. Ytligt grundvatten användes för undersökningen då det oftare än djupt bergsgrundvatten, kan visa spridning av kemikalier från mänskligt användande. I ytliga grundvatten är även omsättningen av vattenmängder större än för djupt berggrundvatten, vilket kan påvisa om tillströmningen av ett ämne är sporadiskt eller kontinuerligt. I 11 fall överskred de uppmätta halterna rapporteringsgränsen för BPA vilken är 0,1 µg BPA/liter (Stockholms stad, 2013).

2.3 Kända hälsorisker

2.3.1 Bisfenol A

Det finns en stor mängd litteratur som undersökt hur BPA-exponering kan påverka människors hälsa under olika stadier i livet. Människor exponeras av BPA när det förekommer som en föroreningsrest från polymertillverkningen, vid nedbrytandet av polymermaterialet eller när det har tillsatts i en kemiskt obunden form, ofta oavsiktligt (Sternbeck *et al.* 2014). Små barn är som nämnt i introduktionen, mer utsatta och exponerade för kemikalier i vår omgivning jämfört med vuxna. Detta till följd av små barns mindre kroppsstorlek, ”från golv till mun beteende” samt att små barn gärna upptäcker världen och omgivningen exempelvis genom att känna på saker med munnen. Till detta hör även att barn fortfarande utvecklas både kroppsmässigt och hormonellt, varför en exponering av hormonstörande ämnen kan innebära en stor risk. I dagens samhälle finns många av dessa hormonstörande ämnen överallt (Wilson *et al.* 2004, Wilson *et al.* 2007) vilket gör det svårt att undvika att exponeras (Kwak *et al.* 2009).

Hos barn har samband hittats mellan BPA-halter i urinen hos överviktiga barn, främst pojkar i åldrarna 3-8 år, och högt blodtryck, leverproblem och andra metaboliska problem hos barnen (Khalil *et al.* 2013). Studier tyder även på att bevis finns för att exponering tidigt i livet eller redan som foster kan vara skadligt för utvecklandet av ett normalt immunförsvar (Kwak *et al.* 2013) och indikatorer finns även för ett samband mellan BPA-halter i urinen hos barn och utvecklandet av astma och allergier (Donohue *et al.* 2012). Studier har även visat att

långtidsexponering av hormonstörande ämnen, även i små doser, kan påverka barnens utveckling (Wilson *et al.* 2004, Wilson *et al.* 2007).

Rochester (2013) har i studien ”*Bisphenol A and human health: A review of the literature*” gått igenom och examinerat en stor mängd relevant och aktuell forskning kring BPA-exponering och dess kända hälsorisker med fokus på barns och vuxnas hälsa och fortplantning. Det framkommer att BPA-exponering mot vuxna har sammanlänkats med ökade reproduktionsproblem hos både kvinnor och män. Ökad infertilitet, förändrad sköldkörtelhormon, färre lyckade IVF-försök, reducerad spermakvalitet hos män, hjärtkärlsjukdomar, nedsatt leverfunktion, begränsat immunförsvar, typ II-diabetes och fetma är ett urval av de negativa effekter som BPA-exponering i studier visat sig ha koppling till. Hos barn har man sett kopplingar mellan de som exponerats tidigt i livet av BPA och beteendestörningar och utvecklingsproblem i hjärnan samt en högre grad av astma och allergier. Exponering av BPA under graviditet har kopplats ihop med ökade spontana missfall, reducerad födelsevikt, onormal graviditetslängd, förtidig födsel, ökning av avvikande manliga könsorgan och ökad barndomsfetma.

Forskningen i området är dock inte entydig. Det finns studier som inte stödjer varandras slutsatser, exempelvis finns inget starkt stöd kring bröstcancer och exponering av BPA. Sammantaget finner dock Rochester (2013) stöd i litteraturen för att exponering av BPA innebär en risk för människors hälsa även om många andra faktorer behöver vägas in. Exempelvis kan det inte sägas med all säkerhet att personer som drabbats av fetma och hjärtkärlsjukdomar inte kan ha fått det på grund av andra orsaker än endast BPA-exponeringen. Samtidigt indikerar den växande mängden litteratur i området att bevis finns för att BPA-exponering påverkar människors hälsa speciellt vad gäller vår fertilitet och barns utveckling (Rochester, 2013).

2.3.2 Bisfenol F, Bisfenol S och Bisfenol AF

Publicerade studier som undersökt hälsorisker kopplat till exponering av de nära analogerna BPF, BPS och BPAF är desto mindre till antalet jämfört med den litteratur som finns för BPA. Ett fåtal *in vivo* och *in vitro* studier finns dock som indikerar att vissa analoger har samma, liknande och i vissa fall mer potenta effekter än vad BPA visat sig ha (Eladak *et al.* 2015; Feng *et al.* 2012; Fic *et al.* 2015; Héliès-Toussaint *et al.* 2014; Shi *et al.* 2015).

En långtidsstudie där humanceller under tre månader exponerades för analogerna BPA, BPS, BPAF visade att samtliga analoger påverkar genuttrycket där BPS var särskilt potent (Fic *et al.* 2015). Samtliga analoger påverkade generna för fostrets utveckling, immunförsvaret och kardiovaskulärsystemet. Vidare visade studien att BPAF och BPS påverkar generna som styr utvecklingen av fostrets skelett och ben. Analogerna BPAF och BPS har större potentiella toxikologiska effekter på generna jämfört med BPA, speciellt under långtidsexponering. Enligt författarna bör dessa analoger inkluderas i riskbedömningen av bisfenoler tillsammans med BPA och tas med större beaktning.

En *in vitro* studie har visat att analogerna BPF och BPS ger upphov till liknande antiandrogena effekter på testiklar hos människor och gnagare som BPA visat sig göra (Eladak *et al.* 2015). Enligt studien hämmar analogen BPS utsöndring av testosteron starkare jämfört med BPA. BPS har även i en annan *in vitro* studie kopplats ihop med utvecklandet av

fetma och fettlever, dock genom en annan metabolisk väg än vad BPA tidigare visats göra (Héliès-Toussaint *et al.* 2014).

Även analogen BPAF föreslås vara mer toxisk och mer hormonstörande än analogen BPA. En *in vivo* studie har visat att exponering av BPAF hos råttor kan påverka testiklar och dess funktion negativt genom en minskning av testosteron (Feng *et al.* 2012). I studien utsattes hanrättor för olika höga doser av BPAF under 14 dagar. Resultatet visade att testiklarna troligtvis är ett målorgan för exponering av BPAF då en minskad testosteronnivå kunde uppmätas. Exponeringen ledde även till en kraftig nedgång av de proteiner och gener som är involverade i biosyntesen av kolesterol samt i biosyntesen av steroider, vid höga doser av BPAF (50 och 200 mg/kg kroppsvikt).

En annan studie har undersökt exponeringen av BPAF hos zebrafisk i akvatisk miljö (Shi *et al.* 2015). Resultaten i studien indikerar att långtids exponering av BPAF påverkar steroidhormonbalansen hos zebrafisken samt kan påverka avkommans utveckling genom ökad dödlighet samt även ökade missbildningar. Det kunde även ses att antalet befruktade ägg hos avkomman minskade avsevärt vilket indikerar att spermakvaliteten kan ha påverkats negativt till följd av exponeringen av BPAF hos föräldern. Att BPAF kan föras över från modern till avkomman föreslås som möjlig.

2.3.3 Dos – responssambandet och låg-dos-effekter

Det är vanligt att hormonstörande ämnen inte alltid följer en monoton dos-responskurva med ett linjärt utfall vilket är den modellen som oftast används vid faroklassificering av ämnen, exempelvis icke cancerogena ämnen. En sådan linjär dos-respons kurva innebär att en negativ effekt av ett ämne som inträffar vid en hög dos, inte bör inträffa vid en lägre dos av samma ämne. Resultatet av ämnen som följer en monoton dos-respons kurva visar då ett linjärt samband mellan ökad dos och ökad effekt (Vandenberg *et al.* 2009). Vanligtvis finns även en ”tröskel” för när dosen av ämnet som undersöks börjar ge negativ effekt. Doser av ämnet under denna tröskeldos ger förväntat inga negativa effekter (Beronius, 2013). För dessa ämnen kan tesen att endast dosen avgör giftigheten appliceras, då man söker efter ett linjärt samband där en ökad dos ger en ökad giftighet. För hormonstörande ämnen som BPA skapas dock sällan linjära kurvor, istället skapas ofta U-formade samband som indikerar att negativa effekter visats på exempelvis låga och höga doser. Ett annat samband som kan uppstå är när grafen liknas mot ett upp och nervänt U, där effekt av ämnet har visats på ”mellan-doser”, istället för låga och respektive höga doser (Vandenberg *et al.* 2009). Låga doser av hormonstörande ämnen som BPA kan därför inte generellt klassas som säkra, då en låg dos inte automatiskt innebär en större säkerhet (Vandenberg, 2014).

2.3.4 Faroklassificering, riskbedömning och tolerabelt dagligt intag

BPA är faroklassificerat då ämnet har egenskaper som kan skada människors hälsa. BPA kan vid direktkontakt ge upphov till ögonskador, allergiska hudreaktioner och irritationer i luftvägarna. Ämnet är även konstaterat skadligt för vattenlevande organismer samt misstänks ge skadliga effekter på fortplantningsförmågan (KemI, 2013).

Kontroverser mellan forskare och myndigheter kring huruvida exponering av BPA är en risk för alla eller inte en risk för någon har pågått en längre tid utan större klarhet i frågan (Beronius *et al.* 2010). Riskbedömningen av BPA som ett hormonstörande ämne har därför varit mycket komplicerat framförallt på grund av svårigheterna att bedöma de möjliga negativa effekter som kan uppstå vid exponering av mycket låga doser BPA (Beronius, 2013).

Den Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, EFSA, har i sin uppdaterade riskbedömning av BPA från januari 2015, kommit fram till att dagens exponeringsnivåer av BPA från konsumentprodukter inte innebär någon hälsorisk för vare sig vuxna, ungdomar, småbarn, spädbarn eller det ofödda barnet. Myndigheten beslutade dock för att sänka dåvarande tolerabelt dagligt intag (TDI) från 50 µg/kg kroppsvikt/dag till 4 µg/kg kroppsvikt/dag. Anledningen till sänkningen grundar sig i att EFSA:s riskbedömningsexperter tagit del av nya uppdaterade studier och uppdaterade metoder för att mäta exponering av BPA, och kommit fram till att det finns vetenskapliga skäl för en kraftig sänkning. Detta då studier på djur visar på stora osäkerheter som behöver tas med i beräkningen vid riskbedömmandet. Trots en stor sänkning av dåvarande TDI menar EFSA att exponeringen av BPA via mat och via andra källor som damm, luft, kosmetiska och termopapper är säker och som högst hamnar 3-5 gånger lägre än nuvarande TDI om 4 µg/kg kroppsvikt och dag. Detta menar EFSA, beror på att uppskattningen av mängden BPA från olika exponeringskällor som exempelvis mat och andra källor, troligtvis är mycket lägre än vad man tidigare beräknat. Dock är nuvarande TDI temporärt medan myndigheten inväntar resultat från en långtidsstudie där råttor exponeras för BPA. EFSA:s experter har vid bedömningen och fastslagandet av nuvarande TDI analyserat de vetenskapliga studier som visar på BPAs icke linjära dos-respons samband, där låga doser av BPA, lägre än tröskeldosen, uppvisat negativa effekter. Dessa låg-dos-studier har dock enligt EFSA inte samma vetenskaplig tyngd och bevisvärde, som konventionella studier har vilka är de man använt för riskbedömmandet av BPA (EFSA, 2015).

Den aktuella riskbedömningen som EFSA gjort är baserad på djurstudier och inte humanstudier (Karolinska Institutet, 2014). Flera forskare menar att en generell hälsobedömning på alla bisfenolanaloger behövs då dessa allt mer ersätter BPA i produkter ute på marknaden samt har samma, liknande eller mer potenta effekter som BPA (Eladak *et al.* 2015; Fic *et al.* 2015). Produkter innehållande bisfenoler bör dessutom märkas med en varningstext menar vissa forskare, på grund av de stora osäkerheterna som råder dels kring BPA men också kring de ersättande bisfenolanalogerna (Rochester & Bolden, 2015).

2.4 Lagstiftning och begränsning av bisfenoler

Det första landet som tog aktiv ställning till BPA var Kanada år 2006 genom deras ”chemical management plan”. Resultatet blev senare att Kanada förbjöd import och försäljning av polykarbonatflaskor innehållande BPA (Government of Canada, 2008). År 2011 följde EU efter och förbjöd BPA i nappflaskor gjorda av karbonatplast. Vissa medlemsländer har även förbjudit BPA i livsmedelsförpackningar avsedda för barn upp till tre år, något som även trädde i kraft i Sverige år 2013. Frankrike har gått ytterligare ett steg och förbjudit BPA i alla typer av livsmedelsförpackningar avsedda för alla människor oavsett ålder. Som en följd utav detta har vissa företag på eget initiativ fasat ut BPA från barnmatsförpackningar (KemI, 2013).

År 2012 lämnade Kemikalieinspektionen ett förslag om nationellt förbud av BPA i kvitton och biljetter av termopapper, i syfte att minska den direkta exponeringen av BPA som fås genom hudkontakt. Kemikalieinspektionen menade att försiktighetsprincipen bör anammas i detta läge då det råder oenigheter om vilken risk BPA-exponeringen från kvitton egentligen innebär. För att skydda individer i alla åldrar och ofödda barn är ett nationellt förbud av BPA på termopapper ett steg på vägen mot ett giftfritt samhälle menar Kemikalieinspektionen (KemI B, 2012). Ett förbud har dock inte kommit sedan förslaget lämnades in. Enligt regeringskansliet inväntar man att ett beslut om förbud ska tas på EU-nivå. I januari 2015 lämnade regeringens utredare Anders Tureson över en SOU, ”Bisfenol A – kartläggning och strategi för minskad användning” till Åsa Romson, klimat- och miljöminister (Regeringskansliet, 2015). Från SOU:n går det att utläsa att de två troligtvis största exponeringskällorna av BPA, som är via kontakt med termopapper och livsmedelsförpackningar, bör kraftigt minskas fram till år 2020 med vissa delmål under tidens gång. Målsättningen för år 2020 är att ytskikt som kommer i kontakt med livsmedel inte längre ska innehålla BPA. Substitut som ersätter BPA ska inte heller vara andra hälsofarliga bisfenolanaloger eller andra farliga ämnen. BPA i termopapper bör förbjudas helt menar utredaren som bedömer att det är fullt möjligt att minska exponeringen av BPA genom att vidta åtgärder som sker dels i samarbete med andra EU- länder men också genom att ändra exempelvis kemikalieupphandlingskraven (SOU 2014:90, 2015).

Efter att Kemikalieinspektionen på uppdrag från regeringen utvärderat i vilken utsträckning BPA finns i leksaker och produkter avsedda för barn kunde det konstateras att inga särskilda åtgärder behövs för att minska exponeringen av BPA från leksaker (KemI A, 2012). Slutsatsen är baserad på den riskbedömning Kemikalieinspektionen gjorde då de bland annat analyserade leksaker och barnartiklar och undersökte i vilken mån BPA kunde migrera från produkten, samt vilken dos ett barn exponeras av via en leksak. Dock belyser myndigheten att det fanns stora osäkerheter i beslutsunderlaget som användes och att slutsatsen därför tagits med stor försiktighet. För att överhuvudtaget kunna begränsa eller förbjuda BPA i leksaker och barnartiklar måste det först och främst regleras inom rådande leksaksdirektiv som finns på EU-nivå, eller inom ramen för REACH, den Europeiska kemikalielagstiftningen. Något som konstaterades när undersökningen gjordes var att antalet leksaker som är gjorda i polykarbonat är relativt få, antagligen som ett resultat av att polykarbonat är dyrt och att leksaker är prispressade. Dock konstaterades det att det ändå finns leksaker i polykarbonat innehållande BPA på marknaden men inte lika förekommande som man trodde innan undersökningen gjordes. De leksaker som emitterar BPA, bedöms vara relativt ovanliga men ändå förekommande. Enligt Kemikalieinspektionen är förekomsten av BPA i leksaker i det stora hela en nedåtgående trend. De företag som tillverkar leksaker verkar dessutom proaktivt mot eventuella framtida lagförbud mot BPA genom att märka leksaker som ”BPA-fria” om de

inte är gjorda av polykarbonat eller om de innehåller polykarbonat men utan BPA (KemI A, 2012).

Det går inte att finna information om existerande förbud mot bisfenolalogerna BPS, BPF, och BPAF. I och med regleringen av BPA, ökar intresset av att hitta ersättare till den viktiga råvaran inom plastindustrin (Eladak *et al.* 2015). Som ett resultat av utfasningen av BPA börjar produkter ute på marknaden att märkas som "BPA-fria". Detta utesluter dock inte att andra bisfenolaloger som exempelvis BPF och BPS finns i produkten, något som kan vagga in konsumenter i en falsk trygghet (Rochester & Bolden, 2015).

2.5 Miljökvalitetsmålet Giftfri miljö

Sveriges riksdag beslutade år 1999 om 15 stycken nationella miljökvalitetsmål som år 2005 kom att bli 16 stycken då ett ytterligare miljökvalitetsmål gällande biologisk mångfald lades till. Ett av dessa 16 miljökvalitetsmål handlar om hur vi ska uppnå en giftfri miljö (Miljömål, 2014). Riksdagens definition av miljökvalitetsmålet Giftfri miljö är följande:

"Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrunds nivåerna." (Miljömål A, 2015).

Ansvarig myndighet för uppföljning av miljökvalitetsmålet är Kemikalieinspektionen. Som det ser ut i dagsläget kommer etappmålet Giftfri miljö inte att uppnås till år 2020 enligt den årliga utvärdering som Kemikalieinspektionen gjort, detta trots att flera framsteg gjorts i arbetet mot en giftfri miljö. Enligt utvärderingen finns det fortfarande för många farliga ämnen i vår omgivning i sådana halter som kan hota både den biologiska mångfalden och människors hälsa. Flödet och spridningen av farliga ämnen är fortfarande mycket stort och påverkar därmed oundvikligen människors hälsa, miljön och den biologiska mångfalden. Trots att styrmedel och samordnad lagstiftning inom EU finns som har gett positiva resultat, går det ändå inte med dagens styrmedel att uppnå miljökvalitetsmålet. Lagstiftning och styrmedel behöver därför utvecklas för att miljökvalitetsmålet Giftfri miljö ska kunna uppnås i framtiden (Miljömål B, 2015).

Kemikalieinspektionen har på tidigare uppdrag från regeringen upprättat handlingsplaner för en giftfri vardag. I den senaste handlingsplanen för en giftfri vardag har Kemikalieinspektionen fastslagit att barn och ungdomar ska vara fortsatt prioriterade i arbetet mot en giftfri miljö mot bakgrund av tidigare handlingsplan från 2011-2014. Detta då barns exponering mot farliga kemikalier är en särskild svår utmaning att arbeta med. I rapporten fastslås även att kommunerna har en viktig roll i arbetet mot en giftfri miljö särskilt vad gäller utrensning av kemikalier i förskolor och skolor (KemI, 2014).

2.5.1 Ett kemikaliesmart Stockholm

Som kommun har Stockholms stad utifrån det nationella miljömålet giftfri miljö och kemikalieinspektionens rapport ”Handlingsplan för en giftfri vardag 2015-2020 skydda barnen bättre” antagit en egen kemikalieplan för åren 2014-2019. Syftet med planen är att arbeta mer strategiskt med utmaningarna som handlar om att kemikaliesanera vår omgivning där barns vardag har störst prioritet (Stockholms stad, 2014).

Visionen för det samlade kemikaliearbetet är ”Giftfritt Stockholm 2030 – kemikaliearbete i världsklass”. Stockholms stad menar precis som Kemikalieinspektionen att barn och ungdomar är de grupper i samhället som främst behöver skyddas mot kemikalier i vår omgivning. Stockholms stad har därför i sin antagna kemikalieplan för 2014-2019 riktat stort fokus på kemikaliearbetet kring förskolor och skolor i syfte att nå en giftfri miljö för barnen. Ett kemikalicentrum upprättades på miljöförvaltningen för att ytterligare stödja stadens olika verksamheters arbete mot att nå stadens mål om ett giftfritt Stockholm år 2030. I kemikalieplanens lista för lokala ämnen att arbeta mot finns bisfenoler med. Ämnena i denna fokuslista är man extra angelägna om att minska exponeringen av, speciellt mot barn (Stockholms stad, 2014).

Då barn är ett prioriterat område har miljöförvaltningens Kemikalicentrum även arbetat fram en vägledning om hur förskolorna på bästa sätt kan minska mängden kemikalier genom att bli kemikaliesmarta. Detta gäller exempelvis vilka typer av leksaker som barnen på förskolorna bör leka med och vilka som bör tas ur sortimentet, men också vilken typ av handskar personalen bör ha på sig vid blöjbyten och hur ofta textilier tvättas samt vilka krav man har vid upphandling av leksaker (Stockholms stad, 2015).

2.6 Tidigare studier om bisfenoler i damm i inomhusmiljö

Det finns två studier som undersökt fler bisfenolanaloger utöver BPA i inomhusdamm och en studie som undersökt endast BPA i inomhusdamm under de senaste fem åren som bedöms som relevanta för min studie.

Loganathan & Kannan (2011) genomförde en studie, där endast BPA undersöktes i damm från inomhusmiljöer i syfte att undersöka exponeringen av BPA mot människor. I studien togs 56 dammprover från olika inomhusmiljöer från två olika områden i östra USA vid olika år. Dels insamlades vissa dammprover under sommaren år 2006 och dels under sommaren år 2010. Miljöer som dammproverna togs ifrån var i hemmiljöer och på kontor. Några dammprover som togs i hemmiljö kom även från ”mikromiljöer” som torktumlare, ventiler och insidan av kylskåp. Ett prov togs även från ett luftfilter ovanpå en kontorsdörr. Dammet togs från dammsugarpåsar och innehöll således golvdamm från de olika rum som undersökts, dessa var vardagsrum, sovrum och kök. Den dammängd som analyserades togs direkt från dammsugarpåsen och lades på aluminium folie, ungefär 100 mg damm användes för analys. Dammet siktades till partikelstorlek 425 µm. I studien hittades BPA i 95 % av de tagna dammproverna med stora varierande halter mellan <0,5 – 10 200 ng/g. Median- och medelvärde var 843 och 422 ng/g. Generellt återfanns högre halter av BPA i de prover som togs från kontorgolv jämfört med damm från hemmiljöer. Ett undantag var luftfiltret ovanför en kontorsdörr som hade den högsta uppmätta halten på 10 200 ng/g. Filtret hade å andra sidan samlat damm i ca 1 år vilken kunde förklara att just detta prov uppmätte extremt höga halter. En positiv korrelation mellan golv som behandlats med epoxi och höga halter av BPA

kunde också ses. Inga signifikanta skillnader mellan de två områdena i östra USA som dammproverna togs ifrån kunde uppmätas.

Liao *et al.* (2012) var först med att göra en studie där flera analoger utöver BPA, kartlades och undersöktes i inomhusdamm. I studien undersöktes förekomsten av sju andra analoger av bisfenoler utöver BPA i 156 inomhusdammprover från länderna USA, Kina, Japan och Korea. Samtliga prover togs från olika inomhusmiljöer vilka var från hemmiljö och kontor, i de olika länderna. Golvdamm samlades in genom en dammsugare och dammproverna togs sedan direkt från dammsugarpåsen som sedan siktades till partikelstorleken 2 mm. Dammprover från Kina insamlades genom att dammet på golvet sopades upp med en kvast istället för att dammsugas upp. BPA var den vanligaste bisfenolen och återfanns i 99 % av alla prover med ett geometriskt medelvärde på 1,33 µg/g, vilket motsvarar 1330 ng/g och ett medianvärde på 1,58 µg/g, vilket motsvarar 1580 ng/g. Den högsta uppmätta halten av BPA återfanns i Korea med ett medianvärde på 3,26 µg/g, vilket motsvarar 3260 ng/g damm. Lägst halt återfanns i Kina med ett medelvärde på 0,63 µg/g, vilket motsvarar 630 ng/g damm. Analogen BPS återfanns i alla dammprover med både låga och höga varierande halter, det geometriska medelvärdet var 0,34 µg/g, vilket motsvarar 340 ng/g damm. Den högsta halten av analogen BPF återfanns i Korea med ett geometriskt medelvärde på 0,50 µg/g, vilket motsvarar 500 ng/g damm. Resterande analoger, förutom BPZ, återfanns slumpmässigt i resterande prover med olika hög variation från de olika länderna. BPZ återfanns inte i något dammprov överhuvudtaget. Analogen BPAF återfanns oftare än resterande analoger men ändå inte i alla länder. Författarna till studien drog slutsatsen att BPA fortfarande är den mest använda analogen av bisfenolerna men att användningen av både BPS och BPF ökar vilket indikerar att dessa troligtvis används mer i produkter jämfört med tidigare. Att BPAF detekterades i flera olika länder, även om det var mindre ofta än BPS och BPF, tyder på en ökad användning även av denna analog.

I en nyligen publicerad studie av Wang *et al.* (2015) har BPA samt sju andra bisfenolanaloger studerats och kartlagts i 388 stycken inomhusdammprover från tolv olika länder: Kina, Colombia, Grekland, Indien, Japan, Kuwait, Pakistan, Rumänien, Saudi Arabien, Sydkorea, USA och Vietnam. Dammprover från inomhusmiljöer samlades in från 284 hem och resterande från olika mikromiljöer som kontor, bilar, luftreningsgörare och från offentliga miljöer. Golvdamm insamlades från alla länder via dammsugarpåsar förutom i Kina och Indien där dammet på golven sopades ihop med en kvast och samlades in. Damm mängden varierade mellan 5-50 g och siktades till 150 µm partikelstorlek i syfte att representera finfördelat inomhusdamm. Endast vardagsrum och sovrum användes i de hem där dammprovtagning utfördes. BPA var den mest dominerande bisfenolen i studien och återfanns i alla tagna prover med en uppmätt variation mellan 9,6- 32 000 ng/g. Det globala medianvärdet för BPA var 440 ng/g. Förutom BPA uppmättes och detekterades analogerna BPF och BPS brett genom de tagna dammproverna. Totalt stod dessa två analoger för 45 % av den totala summerade uppmätta halten av bisfenoler mellan länderna. Högst summerade halter av bisfenoler inklusive andra analoger återfanns i Grekland med 3900 ng/g, Japan med 2600 ng/g och i USA med 2200 ng/g. Halterna uppmätta i Grekland uppskattades ge det högsta dagliga intaget av bisfenoler via damm med 1,6–17 ng/kg kroppsvikt/dag, följt av Japan med 1,3–16 ng/kg kroppsvikt/dag och USA med 0,89–9,6 ng/g/kg kroppsvikt/dag. Intag av bisfenoler via damm från Kina och USA beräknades stå för ca 10 % eller mindre av det totala exponeringsintaget för barn.

2.6.1 Övergripande sammanfattning av bakgrunden

Flertalet studier indikerar att BPA-exponering påverkar människors hälsa negativt på flera olika sätt. Mest orolig är man för barns utveckling och för människors fortsatta fertilitet och fortplantning (Rochester, 2013). Då hormonstörande ämnen som bisfenoler finns överallt i vår omgivning till följd av ett brett användande i samhället är det svårt att undvika att exponeras (Kwak *et al.* 2009). Oenigheter råder mellan forskare och myndigheter huruvida det innebär någon risk att exponeras av bisfenoler, främst av BPA, eller om det är riskfritt för alla (Beronius *et al.* 2010).

EFSA valde i år 2015, att sänka dåvarande TDI från 50 µg/kg kroppsvikt till nuvarande 4 µg/kroppsvikt vad gäller BPA, men menar samtidigt att dagens exponering inte innebär någon risk vare sig för vuxna, ungdomar, små barn eller foster. I denna bedömning har dock EFSA valt att inte inkludera de studier som visar på att BPA kan ge negativa effekter vid mycket lägre doser än vad den konventionella tröskeldosen visat (EFSA, 2015). Flera forskare menar att försiktighetsprincipen bör anammas och att riskbedömningen av BPA bör utgå från att låg-dos-effekterna har tillräckligt bevisvärde i sammanhanget. Flertalet forskare menar också att alla olika bisfenoler borde riskbedömmas som en gemensam kemisk grupp och inte var och en för sig vilket sker idag (Rudin, 2011; Eladak *et al.* 2015; Fic *et al.* 2015).

Övriga bisfenolanaloger utöver BPA saknar begränsning i lagstiftningen trots att flertalet av dem används vid tillverkning av konsumentprodukter och har återfunnits både i miljön, inomhusmiljön och hos människor i utländska studier. Samtidigt visar nya studier att dessa bisfenolanaloger har samma, liknande och i vissa fall mer potenta effekter jämfört med BPA (Eladak *et al.* 2015; Feng *et al.* 2012; Fic *et al.* 2015; Héliers-Toussaint *et al.* 2014; Shi *et al.* 2015). De studier som undersökt och detekterat flera bisfenolanaloger har gjorts i USA och i Asien. I Sverige finns en avsaknad av studier som undersökt förekomst av flera bisfenolanaloger i utemiljön, i damm och i människor. Undersökningar av damm i förskolemiljö med fokus på flera bisfenoler finns överhuvudtaget inte.

I enlighet med det nationella miljömålet *giftfri miljö*, arbetar Stockholms stad mot att säkerställa att barns vardag är så giftfri som möjligt, genom att exempelvis utbilda förskolor att bli kemikaliesmarta (Stockholms stad, 2014, Stockholms stad 2015). Dammprovtagningar ute på förskolor inom Stockholms stad är ett led i *arbetet* mot en giftfri miljö. Dammprovernans analysresultat kommer ge en uppdaterad bild av hur kemikalieläget ser ut, i denna studie rörande flera olika bisfenolanalogers förekomst i damm, i syfte att för Stockholms stad kunna planera för ytterligare åtgärder mot en giftfri miljö, i förskolor.

3. Metod

3.1 Urval av förskolor och planering av dammprovtagning

Urvalet av förskolor skedde slumpmässigt av miljöförvaltningen. Både fristående och kommunala förskolor ingick i studien, i områdena Hässelby och Vällingby. Eftersom att dammprovtagningen skedde i samband med tillsynen över förskolorna prioriterades de förskolor som inte haft tillsyn på länge framför de som nyligen haft tillsyn. Totalt ingick 31 förskolor i studien, med en fördelning av åtta stycken fristående förskolor och 23 stycken kommunala förskolor.

Dammprovtagningen skedde tre förmiddagar i veckan under 6 veckors tid. Två arbetsgrupper om två personer besökte en förskola per grupp och dag. Varje arbetsgrupp tog sig till en förskola, som sedan tidigare fått ett kodnamn, exempelvis förskola 31 och en förkortning, F31. Man åkte till varje förskola i bil med komplett utrustning för dammprovtagningen: industridammsugare (Alto AERO 840), dammsugarmunstycken i materialet polypropen, filterkassetter i materialet styrene-acrylonitril innehållande cellulosafilter (Björklund *et al.* 2009), nitrilhandskar, aluminiumfolie, plastpåsar i polyeten, märkpennor, dammprovtagningsformulär, checklista, lasermätare och etiketter.

På förskolan valdes ett lekrum anpassat för större barn i åldrarna 3-5 år ut för dammprovtagningen. En checklista, se bilaga 1, utgick från dammprovtagningsrummet men också från andra delar av förskolans lokaler och stämades av med personalen. Ibland hade dock det lekrum vi valt för dammprovtagningen ett större spann mellan barnens åldrar än 3-5 år och ibland var lekrummet kombinerat med exempelvis vilorum, matrum eller hobbyrum.

Under en vecka togs sammanlagt 6 stycken dammprover samt två fältblankprover. Enligt en förbestämd plan togs fältblankproverna varje tisdag för att få in en bra rutin. Alla som var med i dammprovtagningsprojektet blev informerade om att inte bära parfym eller använda handkräm vid provtagningstillfällena för att undvika all möjlig kontamination.

3.2 Förberedelser inför dammprovtagning och material

Dammsugarutrustningen och alla dammprovtagningsfilter som användes vid dammprovtagningarna behövde förberedas innan provtagningarna, enligt samma metod som användes av Balck (2015) i pilotprojektet. För att göra dessa förberedelser behövde jag tillgång till laboratorium och förberedde således alla olika förberedande moment på Stockholms Universitets laboratorium tillhörande Institutionen för miljövetenskap och analytisk kemi (ACES).

Alla filter som skulle användas vid dammprovtagningarna genomgick en metanoltvätt för att minimera eventuell kontamination som kunde förekomma på själva filtret och på så sätt påverka analysresultatet. Alla dammsugarmunstycken som användes vid dammprovtagningarna behövde tvättas och rengöras med metanol i ett ultraljudsbad innan varje dammprovtagning. Syftet med detta var att minimera eventuell kontamination som utrustningen kunde medföra till provet. Till 31 förskolor gick det åt 31 stycken filterkassetter endast avsett för dammproverna, 11 stycken filterkassetter avsedda för kontroller (fältblankprover) som togs på var tredje förskola samt tre stycken filterkassetter vilka

användes som labblankar. Labblankarna frystes ned direkt efter metanoltvätten av filtren på universitet.

Syftet med fältblankarna var att kontrollera att inget i provtagningsprocessen kontaminerar provet. Syfte med labblankarna var att kontrollera att filtret inte var kontaminerat från början. Material som användes vid förberedelserna var dammsugarmunstycken, filterkassetter med cellulosafilter, metanol (Burdick & Jackson, Honeywell), aceton (Chromasolv, Sigma - Aldrich), aluminiumfolie, nitrilhandskar, milli-Q vatten, plastpåsar i polyeten, pennor, pincetter och pipetter.

3.2.1 Förberedelser av filterkassetter och dammsugarmunstycken

Märkning av alla filterkassetter gjordes med ett löpnummer på varje kassetts lock som skrevs in i ett förberett excelark. Varje filterkassett sköljdes sedan igenom med 5 ml metanol (Burdick & Jackson, Honeywell) i två omgångar, med en så kallad ”fågelpipett” som automatiskt mätte upp 5 ml. Filtren fick sedan torka i dragskåp på aluminiumfolie i ca 15 minuter tills filtret var helt torrt. Därefter sattes locket på och kassetten lindades in i ren, oanvänd aluminiumfolie. Varje inlindad filterkassett märktes med samma löpnummer utanpå folien och förvarades i en enskild genomskinlig plastpåse i materialet polyeten, som förslöts till dess att filtret användes ute på förskolan.

Dammsugarmunstyckena bestod av två delar varav den ena delen kom i kontakt med dammet och den andra delen höll i filterkassetten och kopplades ihop med dammsugarslangen. Den sistnämnda delen behövde endast tvättas med vanligt vatten och sedan torka i dragskåp. Den mindre delen av dammsugarmunstycket som kom i direktkontakt med dammet behövde en grundligare och mer ordentlig rengöring för att få bort alla dammpartiklar. Dessa tvättades i ett ultraljudsbad. De delar som tvättades enligt denna metod placerades i en stor bägare som rymde ca 1.5 liter. I denna bägare hölls en blandning av 30:70 metanol och Milli-Q vatten i. Bägaren placerades sedan i ultraljudsbads-maskinen och genomgick ett inprogrammerat tvättprogram i 15 minuter. När programmet var klart fick delarna torka på aluminiumfolie i dragskåp och sedan packas in i oanvänd aluminiumfolie.

3.3 Dammprovtagning på förskolorna

Metoden som använts för att ta dammproverna, är beskriven av Björklund *et al.* (2009). Samma metod användes även i det pilotprojekt som ligger till grund för denna studie (Balck, 2015). Jämfört med de tre studier som är nämnda i kapitel 2.6, skiljer sig metoden i denna studie främst genom hur dammet har samlats in och ifrån vilka ytor dammet tagits från samt från vilken typ av inomhusmiljö dammproverna kommer ifrån.

All förbehandlad utrustning lades fram på en bit aluminiumfolie så att utrustningen skyddades mot eventuell kontamination från omgivningen. Filterkassetternas lock avlägsnades och kassetten fästes i dammsugarhållaren som förslöts med dammsugarmunstycket. Sedan kopplades dammsugarmunstycket ihop med dammsugarslangen. De dagar fältblankprovet skulle tas togs detta först innan det andra provet eftersom dammsugarmunstycket då var oanvänt. För att ta fältblankprovet hölls dammsugarmunstycket med filterkassetten i, rakt upp i luften och dammsugaren sattes på och stängdes av omedelbart. Filterkassetten förslöts med sitt lock med rätt löpnummer, packades in i aluminiumfolie, märktes med en etikett som det

stod fältblankprov på med rätt löpnummer, förskolans kod, dagens datum och förslöts i en egen plastpåse.

För att ta det riktiga dammprovet placerades filterkassetten in på samma sätt som tidigare. Dammsugaren startades och ytor från 0,5 meter över golvet och uppåt dammsögs. Ytans underlag och höjd noteras i ett dammprovtagningsformulär och även andra faktorer som eventuellt kunde påverka provresultatet. Exempelvis noterades det om dammsugning skett i närheten av kablar, plast eller annat material. Detta skulle även undvikas. "Bra" ytor att dammsuga på var exempelvis från fönsterkarmar, lister och hyllor. Förslagsvis skulle materialet vara trä, målat trä, metall eller sten. Om det gick att se att det fanns exempelvis glitterhögar där man tänkt dammsuga försökte vi undvika dem, samma sak om vi såg att det låg jord från blomkrukor. Damm från golvytor användes inte på grund av risken för kontaminering från andra källor än damm.

När filtret täcktes tillräckligt mycket av damm, stängdes dammsugaren av. Filterkassetten lock sattes tillbaka med rätt löpnummer. Filtret förpackades om möjligt i samma aluminiumfolie som tidigare, märktes med en etikett ovanpå aluminiumfolien med rätt löpnummer, kod för förskolan och dagens datum. Filtret lades sedan i egen plastpåse och förslöts. Samtliga tagna dammprover förvarades i en frys i -20 grader på miljöförvaltningen, till dess att dammproverna skickades för analys till Svenska miljöinstitutet, IVL.

3.3.1 Checklista och observationer

En checklista, se bilaga 1, och ett dammprovtagningsformulär, se bilaga 2, användes vid varje besök på förskolorna där dammprovtagningen skedde. Checklistan ingick även i tillsynen av förskolorna som gjordes av miljö- och hälsoskyddsinspektörerna. Checklistan innehöll ett frågeformulär där ett stort antal frågor gällande exempelvis förskolans rutiner för städning, vilket typ av golv rummet för dammprovtagningen hade, om renovering gjorts i lokalerna, vilka typer av leksaker som fanns och om förskolan aktivt arbetade med att kemikaliesanera. Checklistan gick igenom tillsammans med personal på förskolan då vissa frågor behövdes stämmas av med personalen. Svaren utifrån checklistan från de 31 förskolorna sammanställdes i olika tabeller för statistisk analys i syfte att hitta samband mellan förskolornas parametrar och resultaten från dammproverna.

På varje förskola togs bilder på det rum som dammprovet togs ifrån. Dessa bilder användes vid bearbetning av resultatet för att kunna gå tillbaka till varje enskild förskola och se om det fanns något särskild som märkte ut sig från respektive förskola. Exempelvis om rummet var fullt möblerat och fyllt av leksaker och prylar eller rummet var mindre och mer sparsamt möblerat. Dokumentering genom bilder på rummet, golven och leksaker har även fungerat som ett par extra ögon för de förskolor som ingår i studien men som jag personligen inte var på. Genom att kunna se hur rummet sett ut på en bild ur olika vinklar har jag för varje förskola fått en bättre möjlighet att förstå analysresultaten tillsammans med de parametrar som funnits för respektive förskola.

3.4 Kemiska analyser

Analysen av samtliga dammprover utfördes av IVL, Svenska Miljöinstitutet AB. Metoden som IVL använt finns beskriven i Bergh *et al.* (2011) samt i Delazar *et al.* (2012). Den största skillnaden i analysmetoden är att IVL använt en GC-MS/MS istället för en HPLC-MS som användes av både Liao *et al.* (2012) och Wang *et al.* (2015). En noterbar skillnad är att analysmetoden som IVL använt inte är lika finkänslig vad gäller möjlighet att detektera och kvantifiera bisfenolanaloger ner mot mycket låga nivåer som 1 ng/g damm. Detta har resulterat i att analysresultaten för det insamlade materialet i denna uppsats, haft högre detektionsgränser (60 ng/g damm för bisfenol A, 120 ng/g damm för bisfenol S och F, 130 ng/g damm för bisfenol AF). Den damnmängd som analyserades var mellan 10-70 mg och dammet siktades inte till någon särskild partikelstorlek.

3.5 Statistik och bearbetning

Erhållna resultat från IVL innehöll en del resultat som låg under kvantifieringsdetektionsgränsen för de olika bisfenolanalogerna. Enligt Baccarelli *et al.* (2005) kan resultat som är under kvantifieringsdetektionsgränsen – LOQ - för en substans anta ett annat värde än noll, genom att dividera LOQ med kvadratroten av 2. Värdet som kommer beräknas fram antas då istället för ett noll-värde, detta då substans av ämnet finns men inte varit kvantifierbart. För BPA som i två fall var under den kvantifierbara detektionsgränsen om 60 ng/g damm, sattes värdet 42 baserat på uträkningen, och för BPS som i 10 fall låg under kvantifieringsdetektionsgränsen om 120 ng/g damm sattes värdet 85 baserat på samma uträkning (Baccarelli *et al.* 2005). För BPF och BPAF antogs inget uträknat värde för att ersätta noll, detta då både BPF och BPAF detekterades i för få dammprover för att användas i statistiska beräkningar.

Excelprogram användes för att göra tabellerna där viktig information från checklistan sammanställdes som senare även användes för att göra statistiska tester mot resultaten från dammproverna. I Excelprogrammet har t-tester gjorts mellan parametrar och de uppmätta värdena av BPA och BPS. För att göra de statistiska testerna behövde mina halldata för bisfenolerna bli normalfördelade, då de från början var skevfördelade. För att normalisera de uppmätta värdena av BPA och BPS, logtransformerades datan i Excel och geometriska medelvärden användes i Excel för att göra t-testerna istället för vanliga medelvärden. Statistikprogrammet Statistica användes utöver Excel i syfte att ytterligare göra statistiska tester som inte Excel kunde tillhandahålla. I Statistica gjordes bland annat korrelationstestet Spearman rank correlation test.

3.6 Intagsberäkningar av damm

Baserat på uppmätta min-, median- och maxvärden av BPA och BPS beräknades barnens dagliga intag av BPA och BPS via damm fram. Enligt Sahlström *et al.* (2015) får små barn i sig ca 60 mg damm per dag. Samma intagsuppskattning av damm för barn på fyra år användes i denna studie för att beräkna exponeringsrisken hos barnen på de olika förskolorna av BPA och BPS som hittades i dammproverna. Detta jämfördes sedan mot nuvarande TDI för BPA om 4 µg/kg kroppsvikt och dag (EFSA, 2015). För uträkning av BPS användes samma fastslagna TDI för BPA eftersom det inte finns något bestämt värde för BPS.

Barnens åldrar på förskolorna varierade mellan 1-6 år men var oftast mellan spannet 3-5 år. Eftersom åldersspridningen var bred beräknades ett medelvärde fram på 3,7 år, vilket har avrundats upp till 4 år. Enligt Livsmedelsverket är referensvikten för en 4 åring 16,8 kg för flickor och 17,3 kg för pojkar (Livsmedelsverket, 2015). Medelvärdet tillsammans för 4 åriga barn blir 17,05 kg, vilket har avrundats ned till 17 kg, beräknat på Livsmedelsverkets siffror.

Baserat på ovan bestämda värden kan en fyraåring med en vikt på 17 kg ha ett tolerabelt dagligt intag om max 68 µg BPA per dag, vilket motsvarar 68000 ng/dag. Följande formel (Wang *et al.* 2015) användes för att beräkna intagen av BPA och BPS utifrån de uppmätta värdena av BPA och BPS:

$$\text{Koncentration av BPA och BPS (min, max, median)} \times \text{dammintag per dag (0,06 g)} \\ \div \text{kroppsvikt (17kg)}$$

4. Resultat

4.1 Förskolorna - Sammanställning av checklista

Av de 31 förskolorna var åtta fristående och 23 kommunala. Av de fristående förskolorna hade fyra av åtta sin förskoleverksamhet i tillhörande lägenhetslokaler i bostadshus, medan de kommunala förskolorna i 22 av 23 fall hade sin verksamhet i fristående byggnader. Byggåren på förskolorna var varierande men majoriteten var byggda före 1990-talet, där 16 av förskolorna var byggda före 1980-talet, 12 stycken på 1980-talet och tre förskolor var byggda efter 1990. På 18 förskolor hade rummet där dammprovtagningen genomfördes i genomgått någon form av renovering under senaste 3 åren. Med renovering menas antingen ommålning i rummet, byte av fläkt, att nytt golv lagts in eller annan övergripande renovering.

De fristående förskolorna hade generellt färre barn per avdelning medan de kommunala förskolorna hade ett större antal barn, dock med stora variationer mellan 12- 42 barn. På tio förskolor, var det rum som användes för dammprovtagningen mindre än 31 m². Störst uppmätt area hade en förskola där dammprovtagningsrummet mätte 72,6 m², medelarean för dammprovtagningsrummen beräknades till 34,7 m². Antalet förskolor som hade fler än 20 barn på den avdelning som dammprovet togs ifrån var 12 stycken, medelantalet barn beräknades vara 20,1 barn per förskola. Majoriteten av förskolorna, 19 stycken, hade dock färre än 20 barn på avdelningen för dammprovtagningsrummet. Barnens åldrar varierade mellan 1-6 år, medelåldern beräknades vara 3,7 år per barn.

Antalet förskolor som i studien hade PVC-golv var 13 stycken, varav de resterande 18 förskolorna hade linoleumgolv. Av samtliga förskolor i studien, använde 18 förskolor vax eller polish på golvet, medan sex förskolor inte visste om golvet behandlades och resterande sju förskolor använde inget golvbehandlingsmedel överhuvudtaget enligt de uppgifter som gavs vid besöket på förskolorna. Majoriteten av förskolorna, 29 stycken, städade det rum som dammprovet togs ifrån fem gånger per vecka. De två förskolor som inte gjorde detta städade rummet tre gånger per vecka istället. Storstädning minst en gång per år skedde hos 23 förskolor medan åtta förskolor hadeorstädning färre än en gång per år eller inte alls.

På 23 av de besökta förskolorna skedde pyssel med material som inte var avsett för pysslande för barn. Med icke-pysselmateriel menas exempelvis mosaik och kakel och olika typer av förpackningar i aluminium, plast och papp. På 25 förskolor fanns så kallade "icke-leksaker" att leka med. Med icke-leksaker avses exempelvis elektronikprodukter som gamla mobiltelefoner, konservburkar och byggmaterial som kakel och mosaik och rör samt plastprodukter och olika typer av förpackningar. Gällande elektroniska produkter som bandspelare och datorer fanns det på 25 förskolor minst en elektronisk produkt i rummet, 10 av dessa 25 förskolor hade fler än två elektroniska produkter, medan sex förskolor inte hade några elektroniska produkter överhuvudtaget i rummet som dammprovet togs ifrån. De flesta förskolor, 23 stycken, tog inte emot leksaker från föräldrar. Majoriteten av förskolorna, 27 stycken, hade mjuka plastleksaker och även majoriteten av förskolorna, 20 stycken, hade inte börjat rensa ut gamla leksaker ur kemikaliesynpunkt.

Tabell 1. Min-, max- och medelvärden på olika variabler för de olika förskolorna, n*= antal förskolor.

Variabel	n*	Min.	Max	Medel
Antal barn på avdelningen	31	12	42	20,1
Area rum för dammprov (m ²)	31	22	72,6	34,7
Byggår förskola	31	1950	2010	1974
Barnens ålder	31	1	6	3,7

Tabell 2. Antalet förskolor (n*) som svarat Ja/Nej på parametrar från checklistan.

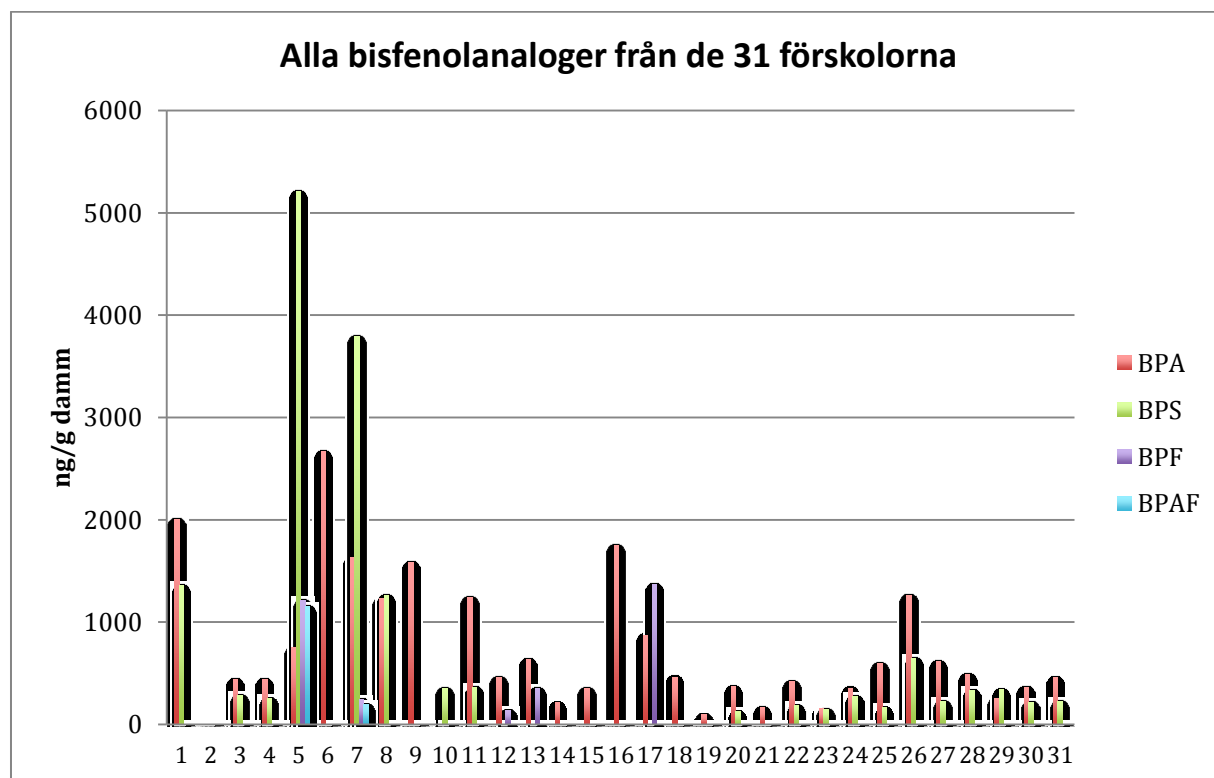
Parameter	Ja/Nej	n*
Kommunal förskola?	Ja Nej	23 8
Area rum < 31 m ² ?	Ja Nej	16 15
Antal barn > 20 st?	Ja Nej	12 19
PVC-golv?	Ja Nej	13 18
Används vax eller polish?	Ja Vet ej Nej	18 6 7
Städning > 3 ggr/vecka?	Ja Nej	29 2
Storstädning minst 1 ggr/ år	Ja Nej	23 8
Byggår <1990	Ja Nej	28 3
Pyssel med icke pysselmateriel?	Ja Nej	23 8
Förekommer icke-leksaker?	Ja Nej	25 6
Finns elektroniska produkter?	Ja > 1 Nej	25 6
Tar emot leksaker från föräldrar?	Ja Nej	8 23
Renovering i rummet senaste 3 åren?	Ja Nej	18 13
Rensat bort gamla leksaker?	Ja Nej	11 20
Fristående byggnad?	Ja Nej	26 5
Plastleksaker	Ja Nej	27 4

4.2 Förekomst av bisfenoler i damm på förskolorna

BPA detekterades i 93 % dammproverna följt av BPS med 61 %, BPF med 16 % och BPAF i 6 % av dammproverna. Analogen BPS var dock den substans som uppmätte högst kvantifierbara koncentrationer mätt i ng/g damm, med två toppnoteringar över den högsta uppmätta koncentrationen av BPA. I ett dammprov detekterades inga kvantifierbara koncentrationer från någon av de fyra bisfenolanalogerna. På två förskolor detekterades alla fyra analoger då även i höga halter. Eftersom att analogerna BPF och BPAF endast detekterades i fem respektive i två dammprover bedömdes dessa resultat som för begränsat för att användas i syfte att söka samband mellan parametrar på förskolorna och resultaten från dammproverna. Fokus har istället varit på att studera samband mellan parametrar från förskolorna och halterna av analogerna BPA och BPS som detekterades i störst utsträckning på 29 respektive 19 förskolor. I de dammprover där halterna var under kvantifieringsgränserna har värdena ersatts enligt tidigare beskrivning i kapitel 3.6. Två statistiska signifikanta resultat har hittats mellan BPA-halter och parametrarna rumsarea och renoveringsfrekvens.

Tabell 3. Uppmätta min-, max-, median-, medel-, och geometriskamedelvärden (GM) och standardavvikelser samt detektionsfrekvens, från de olika bisfenolanalogerna (ng/g damm), n = antalet förskolor som substans detekterats på, - = inte tillräckligt med data.

Ämne	n	Min.	Max.	Median	Medel ±SD	GM	Detektionsfrekvens
Bisfenol A	31	<60	2666	462	723 ±642	478	93 %
Bisfenol S	31	<120	5213	184	541 ±1115	222	61 %
Bisfenol F	31	<120	1367	256	-	-	16 %
Bisfenol AF	31	<130	1153	-	-	-	6 %



Figur 5. Diagram över de 31 förskolorna med bisfenolanaloger över detektionsgränserna.

4.2.1 Estimerat dagligt intag

Följande formel (Wang *et al.* 2015) användes för att beräkna intagen av BPA och BPS:

$$\text{Koncentration av BPA och BPS (min, max, median)} \times \text{dammintag per dag (0,06 g)} \\ \div \text{kroppsvikt (17kg)} = \text{intag i ng/kg kroppsvikt/dag}$$

Tabell 4. Estimerat dagligt intag för ett fyraårigt barn med en vikt på 17 kg, beräknat på studiens min, median- och maxkoncentrationer av BPA och BPS, i ng/kg kroppsvikt och dag jämfört mot nuvarande TDI av BPA, * = saknas TDI.

Ämne	Min	Median	Max	TDI
BPA	0,2 ng/kg kroppsvikt/dag	1,6 ng/kg kroppsvikt/dag	9,4 ng/kg kroppsvikt/dag	4000 ng/kg kroppsvikt/dag
BPS	0,42 ng/kg kroppsvikt/dag	0,64 ng/kg kroppsvikt/dag	18 ng/kg kroppsvikt/dag	*

Som nämnt i kap 3.6, får små barn i sig ca 60 mg damm per dag enligt Sahlström *et al.* (2015). Samma damnmängd har använts vid beräkningarna för estimerat dagligt intag i denna studie.

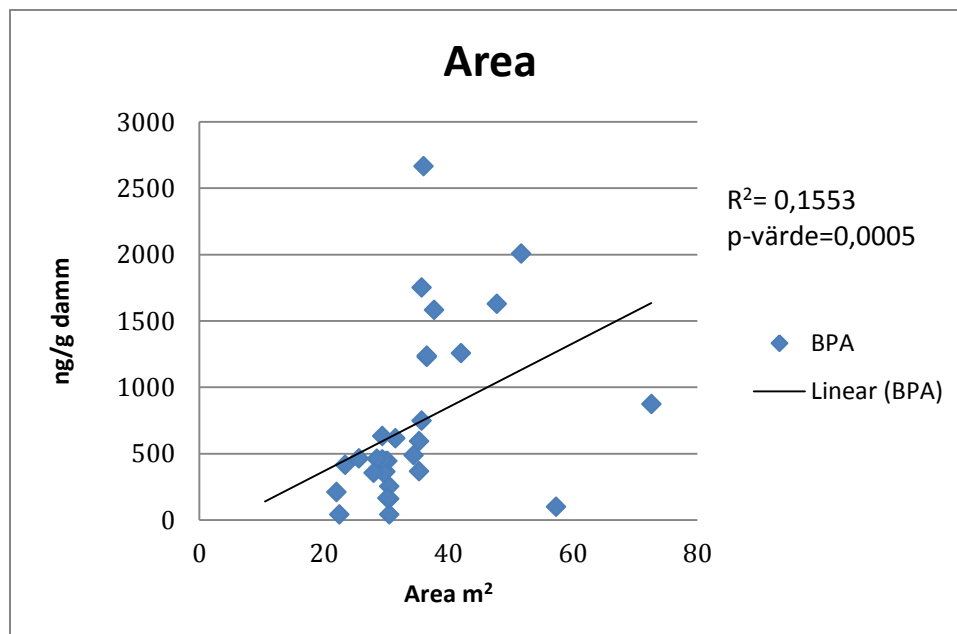
4.3 Parametrar från förskolorna

4.3.1 Signifikanta resultat

Nedan presenteras de tabeller och figurer som visat på signifikanta resultat mellan BPA-koncentrationer och parametrarna rumsarea och renovering. För båda parametrarna redovisas p-värden i varsin tabell, samt för parametern rumsarea redovisas resultatet även i ett punktdiagram och för parametern renovering redovisas resultatet i ett stapeldiagram.

Tabell 5. Spearman rank correlation test visar på ett signifikant resultat mellan ökande BPA-koncentrationer och ökande rumsarea, $p = 0,000559$.

Pair of Variables	Spearman Rank Order Correlations (Spreadsheet4)			
	MD pairwise deleted Marked correlations are significant at $p < .05000$			
	Valid (N)	Spearman (R)	t(N-2)	p-value
BPA & area	31	0,584217	3,876430	0,000559



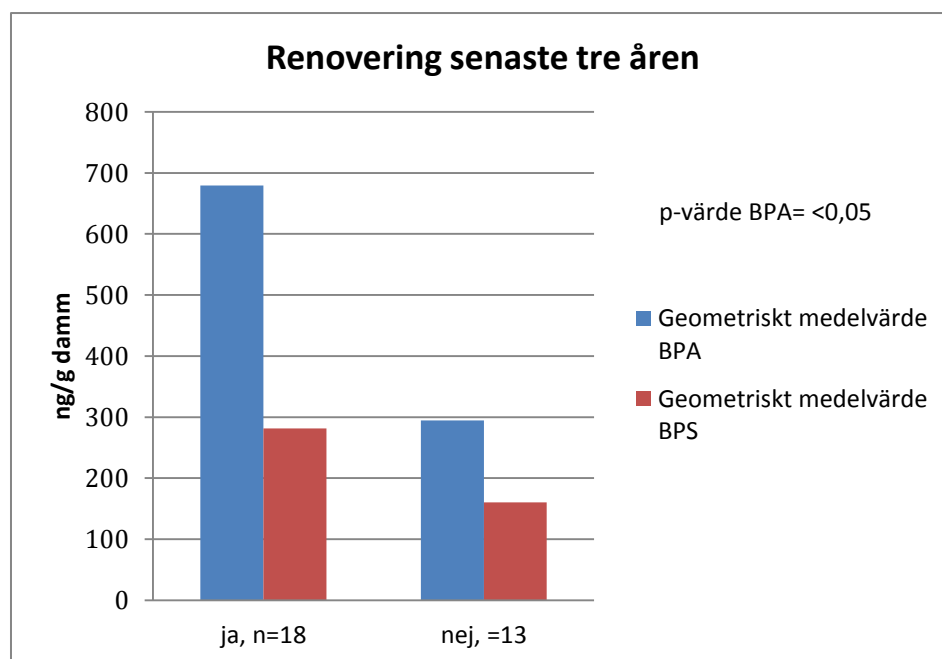
Figur 6. Punktdiagram (genomförd i programmet Statistica) av BPA halter i damm mot area av det provtagna rum som visar på samband mellan ökad rumsareal och ökade koncentrationer av BPA.

I Tab. 5, redovisas resultatet av korrelationstestet, Spearman rank correlation test, utfört i programmet Statistica, mellan BPA-koncentrationer och ökad rumsarea. Signifikant p-värde är markerat i rött. I Fig. 6, redovisas samma resultat i form av ett punktdiagram med en utmarkerad trendlinje som förtydligar att ökade BPA-koncentrationer signifikant korreleras till ökad rumsarea. I kapitel 5.2.1, diskuteras och analyseras det signifikanta resultatet för denna parameter mer ingående.

I Tab. 6 nedan, redovisas det signifikanta p-värdet markerat i rött, från genomfört t-test med lika varians av BPA-värden mellan renoverade förskolor och icke renoverade förskolor. I stapeldiagrammet i Fig. 7 nedan, förtydligas resultatet som visades i Tab. 6, där geometriska medelvärden av BPA och BPS jämförs mellan renoverade och icke renoverade förskolor. I kapitel 5.2.2, diskuteras och analyseras det signifikanta resultatet för denna parameter mer ingående.

Tabell 6. Resultat av t-test med lika varians av BPA-värden (log-värden) av renoverade förskolor (variabel 1) mot icke renoverade förskolor (variabel 2), signifikant p-värde = 0,021455.

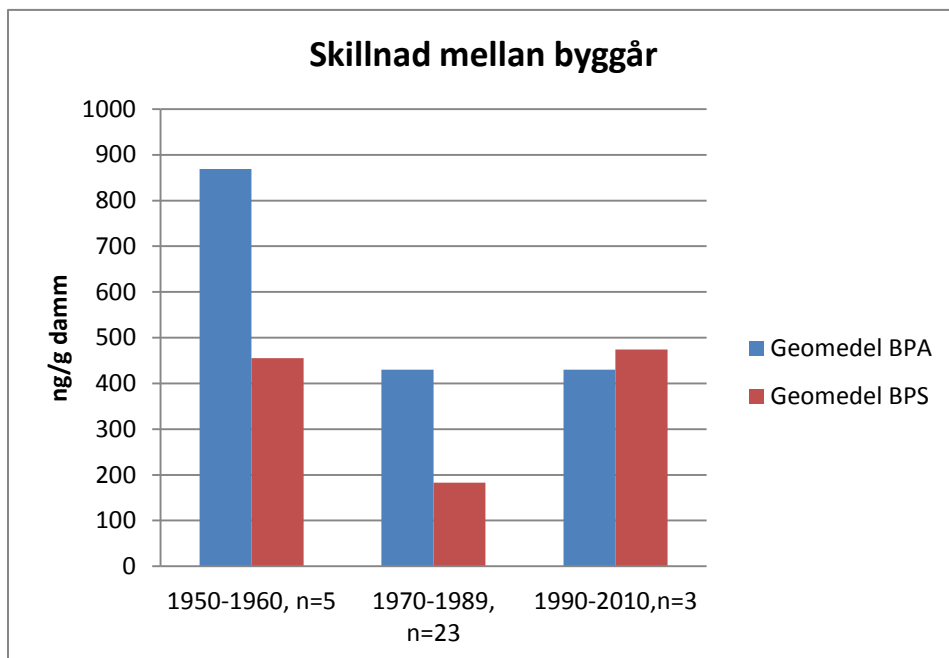
t-test: Två sampel antar lika varians	BPA log	
	<i>Variabel 1</i>	<i>Variabel 2</i>
Medelvärde	6,521071	5,685285
Varians	0,970518	0,780746
Observationer	18	13
Parad varians	0,891991	
Antagen medelvärdesskillnad	0	
Fg	29	
t-kvot	2,431319	
P(T<=t) ensidig	0,010728	
t-kritisk ensidig	1,699127	
P(T<=t) tvåsidig	0,021455	
t-kritisk tvåsidig	2,04523	



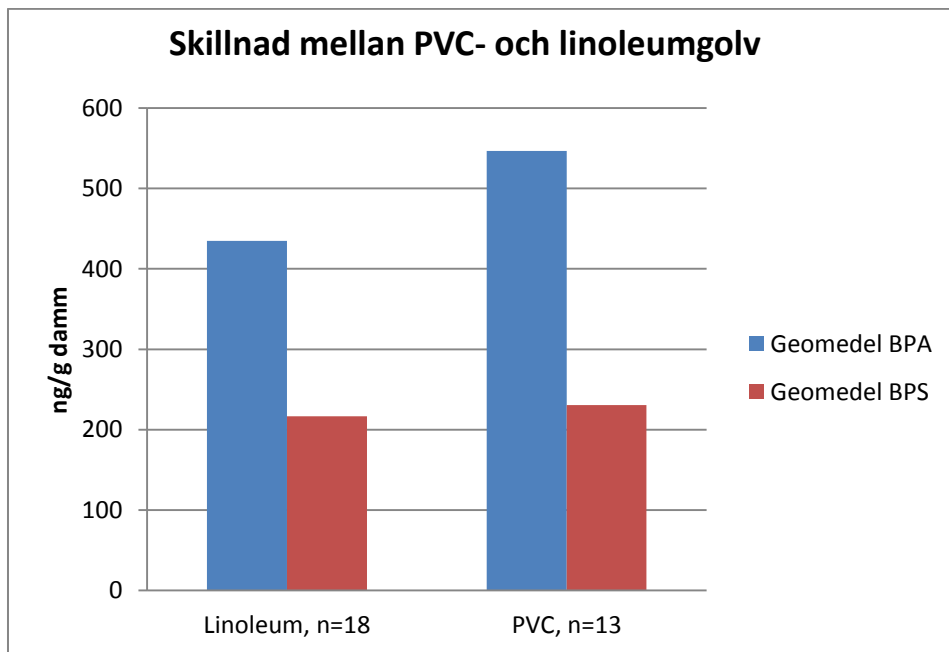
Figur 7. Geometriskt medelvärde av BPA och BPS mellan förskolor som renoverats och inte renoverats i dammprovtagningsrummet, under de senaste tre åren, n= antal förskolor.

4.3.2 Övergripande icke signifikanta resultat

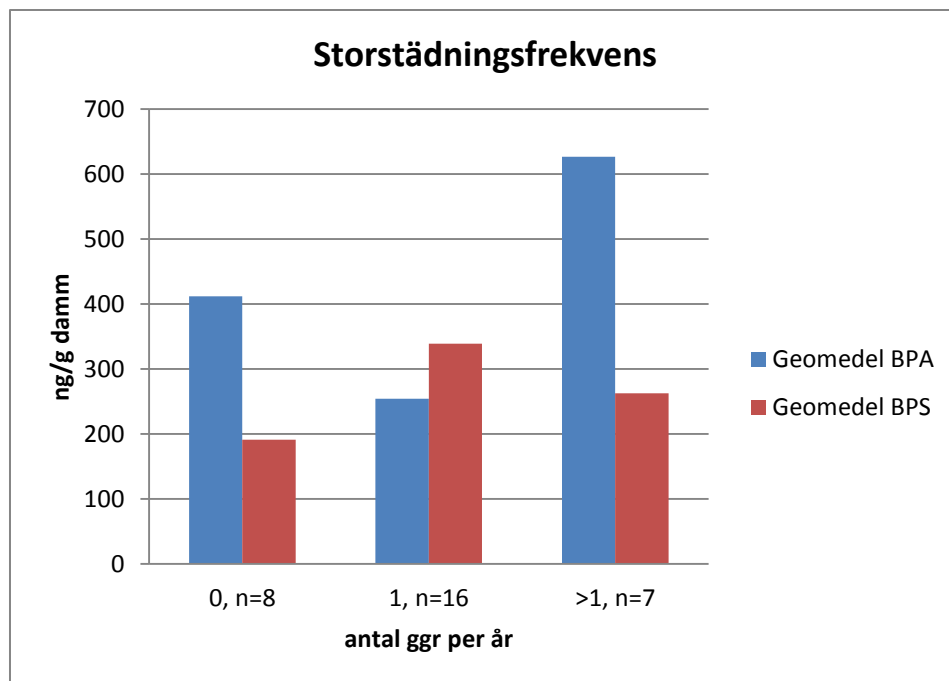
I detta kapitel presenteras de parametrar som inte uppvisade ett signifikant resultat men som bedömdes vara intressanta och som i ett större perspektiv och med fler dammprover möjligen skulle kunna påvisa signifikanta skillnader. I kapitel 5.3 diskuteras och analyseras följande diagram mer ingående.



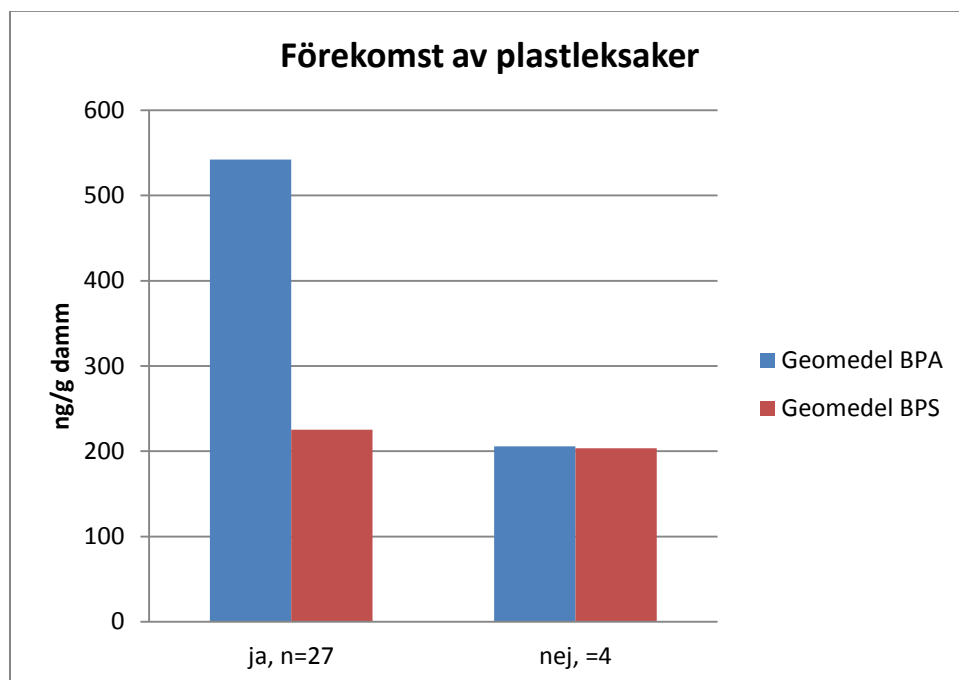
Figur 8. Geometrisk medelvärden (geomedel) av BPA och BPS för olika byggår mellan besökta förskolor, n= antal förskolor.



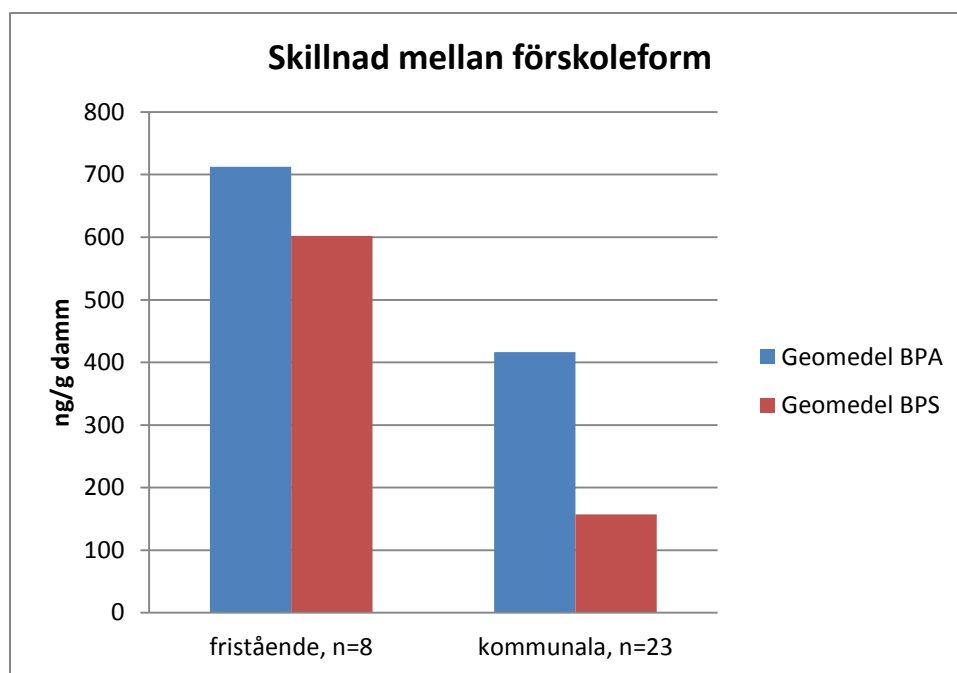
Figur 9. Geometrisk medelvärden (geomedel) av BPA och BPS mellan förskolor med linoleumgolv och PVC-golv, n= antal förskolor.



Figur 10. Geometriska medelvärden (geomedel) av BPA och BPS mellan förskolors frekvens vad gäller antal gånger per år det sker storstädning på förskolan, n= antal förskolor.



Figur 11. Geometriska medelvärden (geomedel) av BPA och BPS utifrån förekomst av plastleksaker i trolig PVC, n= antal förskolor.



Figur 12. Geometrisk medelvärden (geomedel) av BPA och BPS mellan kommunala och fristående förskolor, n= antal förskolor.

5. Diskussion

5.1 Dammprovers innehåll och analys

BPA var den mest förekommande analogen följt av BPS, BPF och BPAF i denna studie, se Fig. 5. BPA detekterades i ett spann från <60– 2666 ng/g damm, BPS mellan <120-5213 ng/g damm, BPF mellan <120-1367 ng/g damm, och BPAF mellan <130-1153 ng/g damm, se Tab. 3. Standardavvikelseerna för BPA var 642 och för BPS 1115, vilket betyder att det varit stora variationer i resultaten mellan uppmätta koncentrationer, vilket också förklarar de höga medelvärdena som skiljt sig mot median- och de geometriska medelvärdena. Varför BPS hade två högre detekterbara prover över högsta koncentrationen av BPA är svår förklarad sett utifrån direkta parametrar eller andra förklaringsvariabler. De två förskolor där alla fyra bisfenolanalogenorna detekterades var dock både renoverade och hade större areor. Båda dessa parametrar visade på signifikanta samband mot högre halter av BPA. Dessa två parametrar förklarar dock inte resultatet endast utifrån parametrarnas innebörd, utan det finns troligtvis faktorer bakom parametrarna som inte framkommit i resultatet.

Till följd av den analysmetod som IVL använde, har inga dammprover kunnat detektera substans lägre än detektionskvantifieringsgränserna för BPA om 60 ng/g damm, BPS och BPF om 120 ng/g damm och BPAF om 130 ng/g damm. Detektionskvantifieringsgränserna är högre än vad tidigare studier haft, vilka har kunnat detektera substans ner till så låga halter som 1 ng/g damm. Tidigare studier har därför kunnat detektera substans av flera analoger i fler dammprover och därmed fått högre detektionsfrekvenser.

Trots att mindre känsliga detektionsnivåer använts i denna studie jämfört med vad tidigare studier haft, detekterades alla fyra analoger om än i mycket varierande detektionsfrekvenser, där BPA var den dominerande analogen. Troligtvis hade analogerna BPS, BPF och BPAF

haft högre detektionsfrekvenser genom de tagna 31 dammproverna, om detektionskvantifieringsgränserna varit finkänsligare, liknande de nivåer som tidigare studier haft. Detta skulle även påverka beräkningarna av det dagliga intaget för barn, som troligtvis hade blivit lägre än vad det blev, baserat på studiens uppmätta värden.

5.1.1 Estimerat dagligt intag

Beräknat på median till maxvärden av BPA och BPS, exponeras ett fyraårigt barn på 17 kg till 1,6–9,4 ng/kg kroppsvikt/dag av BPA och till 0,64–18 ng/kg kroppsvikt och dag av BPS, utifrån de resultat som samlats in från de 31 förskolorna, se Tab. 4.

I Tab.7 nedan, presenteras beräkningar av uppskattat dagligt intag för små barn från denna studie och från tidigare studier. För denna studie, är intaget beräknat på median- till maxvärden av BPA och BPS och för tidigare studier är intag beräknat på summan av bisfenoler och från medianvärden av BPA. Tidigare studier har haft insamlat data från flera länder och från flera bisfenolanaloger och har således beräknat fram en summa (Σ) av bisfenolerna från varje land som proverna tagits ifrån (Liao *et al.* 2012) alternativt summan av bisfenolerna från de mest betydande ländernas resultat (Wang *et al.* 2015). Loganathan & Kannan (2011) undersökte endast BPA och har således beräknat fram ett värde för småbarn beräknat på medianvärdet av BPA.

Tabell 7. Uppskattat dagligt intag av BPA, BPS och Σ Bisfenoler mätt i ng/kg kroppsvikt och dag för små barn, från tidigare studiers resultat och studiens resultat.

Länder	Loganathan & Kannan (2011) BPA- median	Wang <i>et al.</i> (2015) Σ Bisfenoler- -median	Liao <i>et al.</i> (2012) Σ Bisfenoler- -median	Studien BPA- median (min-max)	Studien BPS – median (min-max)
USA	5.63 ng/kg	0.89-9.6	12.6	-	-
Kina	-	-	4.61	-	-
Japan	-	1.3–16	15.8	-	-
Korea	-	-	18.6	-	-
Grekland	-	1.6–17	-	-	-
Sverige	-	-	-	1.6 (0.2-9.4)	0.64 (0.42-18)

Jämfört med tidigare studier som estimerat dagligt intag för små barn, förhåller sig nivåerna som är framberäknade i denna studie något under tidigare studiers resultat, vad gäller uträkningar på medianvärden av BPA och BPS, men är i linje med tidigare studiers beräkningar jämfört med studiens beräkningar på maxvärden av BPA och BPS. Det estimerade dagliga intaget utifrån maxvärdet av BPA från denna studie beräknades till 9,4 ng/kg kroppsvikt/dag. Detta värde ligger något över värdet från Loganathan & Kannan (2011) men ungefär i mitten av värdena från Liao *et al.* (2012) och Wang *et al.* (2015) som är uppskattade på medianvärden av Σ Bisfenoler. Att BPS fick högst estimerat dagligt intag beräknat på max-värden beror på att BPS också uppvisade den högsta kvantifierbara koncentrationen jämfört mot de andra analogerna. Om flera förskolor skulle ha liknande koncentrationer av BPS i dammprover som uppmättes i denna studie, finns det risk att summan av bisfenoler vore högre i svenska dammprover än i damm insamlat ifrån länder i de tidigare studierna. Då skulle barn i Sverige kunna vara högre exponerade än barn i andra länder. Korea som exempel, har det högsta estimerade dagliga intaget baserat på tagna dammprov, vilket är uppmätt till 18,6 ng/kg kroppsvikt/dag beräknat på medianvärdet av Σ Bisfenoler (Liao *et al.* 2012). Detta resultat är i linje med ett estimerat dagligt intag beräknat på denna studies maxvärde av BPS, vilket uppmättes till 18 ng/kg kroppsvikt/dag.

Jämfört med nuvarande TDI för BPA om 4 μ g BPA/kg kroppsvikt och dag, ligger exponeringsnivåerna för BPA och BPS, långt under detta värde för ett fyraårigt barn med vikt på 17 kg. Enligt nuvarande TDI för BPA kan en fyraåring som max får i sig ett tolerabelt dagligt intag av BPA om 4000 ng/kg kroppsvikt/dag vilket blir 68 000 ng/dag. Som högst får en fyraåring på de förskolor vi besökt utifrån maxvärdet av BPA, i sig 160 ng/dag och utifrån maxvärdet av BPS, 306 ng/dag. Denna uträkning är baserad på att dammintaget för ett litet barn är ca 60 mg damm per dag (Sahlström *et al.* 2015). Uppgifterna om dammintagets storlek kan givetvis diskuteras huruvida dessa stämmer väl överens med verkligheten eller om de inte stämmer bra överens. Även nuvarande TDI kan diskuteras och ifrågasättas, huruvida det är rimligt eller om det är för högt satt mot bakgrund av BPAs möjliga negativa låg-dos-effekter. EFSA sänkte som tidigare nämnt, dåvarande TDI om 50 μ g/kg kroppsvikt och dag till 4 μ g/kg kroppsvikt och dag under 2015 (EFSA, 2015). En relativt kraftig sänkning, men frågan är om nuvarande TDI blir permanent eller om det kommer att förändras med ytterligare sänkningar nedåt. Enligt EFSA inväntas svar från en långtidsexponeringsstudie innan nya beslut tas kring TDI för BPA. Om en ytterligare sänkning av TDI för BPA sker, är det av intresse att utvärdera TDI även för de ersättande bisfenolerna, med tanke på att de faktiskt finns i produkter och nu även i inomhusmiljöer i damm.

Sett utifrån att nuvarande TDI och den uppskattade dammängden båda är korrekt bedömda, är exponeringsnivåerna av BPA och BPS per dag från damm i denna studie, med stor marginal under nuvarande gräns. Intaget av bisfenoler via damm står dock inte ensamt för exponering av miljöföroreningar för barn. Även exponering från andra källor som exempelvis livsmedelsförpackningar, dricksvatten och kvitton, bör vägas in. Sett utifrån att även andra miljöföroreningar och hormonstörande ämnen kan finnas i samma miljöer som dammproverna tagits ifrån, finns det en risk för möjliga cocktail-effekter av flera substansers negativa effekter tillsammans. Vad detta betyder för barnen som exponeras på dessa förskolor är svårt att förutspå, varför det inte går att säga med all säkerhet att exponeringen som uppmätts är riskfri trots marginal från gränsvärdet. Allt för många övriga faktorer måste vägas in i en sådan bedömning och slutsats.

5.2 Samband mellan signifikanta parametrar och dammprovernans innehåll

5.2.1 Rumsarea

Spearman rank correlation test, Tab. 5, visade på ett signifikant resultat ($p = 0,0005$) där ökad rumsareal korrelerades till högre BPA-koncentrationer i dammet, se även Fig. 6. Liknande resultat har även setts i en annan studie där ökad rumsareal kunde kopplas till högre halter av flamskyddsmedel i damm och i luft (de Wit *et al.* 2012). Vad resultatet beror på i denna studie kan inte direkt förklaras av att fler kvadratmeter per rum ger högre halter av BPA. En möjlig förklaring, sett utifrån observationer på de besökta förskolorna, är att ju större rummen var desto fler leksaker, möbler och prylar fanns det i rummen som i sin tur kan vara möjliga källor till utsläpp av BPA. Denna teori stämmer överens med de Wit *et al.* (2012). Utifrån observationer från de besökta förskolorna var de större rummen belamrade med fler leksaker och prylar än de förskolor som hade mindre rum vilka överlag var mindre belamrade och hade generellt färre leksaker och prylar. Kan detta förklaras av att många lekrum på förskolorna är kombinerade med vilorum och att mindre rum på så sätt behöver ha större fria ytor på golven för vilomadrasser, mot vad ett större rum behöver? Förskolor med stora rum hade inte per automatik ett större antal barn. Resultatet kan även förklaras av andra faktorer som dock inte gjort ett tydligt avtryck i resultatet utifrån de parametrar som använts.

En möjlig intressant idé är dock att fråga sig om små rum på förskolor lämpar sig bättre sett ur ett koncentrationsperspektiv? Eller är det en fråga om att ha fler öppna ytor i rummen och mindre prylar, möbler och leksaker? Resultatet från parametern rumsareal, behöver bekräftas eller motbevisas i en större studie med ett tydligare fokus på vad som kan vara emissionskällor till BPA i förskolemiljöerna och om antalet möjliga emissionkällor inverkar på resultatet.

5.2.2 Renovering

För BPA har ytterligare ett signifikant resultat ($p = 0,02$) erhållits från ett t-test med lika varians, se Tab. 6, mellan förskolor som genomgått någon form av renovering i det rum dammprovet tagits ifrån under de senaste 3 åren, jämfört med förskolor som inte renoverats under de senaste tre åren. Resultatet från t-testet visade att de förskolor som renoverats hade signifikant högre halter av BPA jämfört med de som inte hade renoverats. Vad gäller BPS och renoverade förskolor jämfört mot icke renoverade förskolor kunde inget signifikant resultat erhållas. Det geometriska medelvärdet, se Fig. 7, visar dock att högre koncentrationer av BPS fanns på de renoverade förskolorna och att lägre koncentrationer fanns på de icke-renoverade förskolorna. Detta är en trend som möjligen hade kunnat hålla i sig om dataunderlaget för BPS hade varit bättre. Det är ett intressant signifikant resultat för BPA och en intressant trend för BPS som visas. Eftersom att det är känt att bisfenoler förekommer i byggmaterial (Karolinska Institutet, 2013; SOU2014:90, 2015) är det signifikanta resultatet för BPA inte förvånande.

Utifrån resultatet väcks frågor om vad byggmaterial innehåller och hur informationen kring innehåll i byggmaterial regleras och förs vidare till konsumenten? I syfte att förskolor ska bli mer kemikaliesmarta, bör tydligare krav ställas på renoveringsåtgärder som genomförs på förskolor och på det material som ska användas. Särskilt viktigt är detta om det signifikanta resultatet som erhållits, i större studier kan kopplas till att det är renoveringsåtgärder och

materialval som påverkar de uppmätta koncentrationerna i rummen. Då flera förskolor för eller senare genomgår renoveringar eller då nya förskolor byggs upp från grunden är det relevant att utreda detta mer ingående. Kan exempelvis åtgärder som vilken typ av fläkt som installeras ha en positiv eller negativ inverkan på koncentrationerna i rummen, eller är det endast byggmaterial som påverkar? Det signifikanta resultatet som setts, ger en viktig fingervisning om hur inomhusmiljön kan påverkas av renoveringsåtgärder. Resultatet bör dock bekräftas eller motbevisas i en större studie. Ett större fokus på olika specifika renoveringsåtgärder och val av material vid renoveringar borde tillämpas i syfte att förstå vad som påverkar mest till uppmätta bisfenolkoncentrationer i dammet.

5.3 Övergripande samband mellan icke signifikanta parametrar och dammprovernas innehåll

5.3.1 Byggår

Fig. 8, visar ett stapeldiagram där geometriska medelvärden av BPA och BPS finns ställda mot förskolornas byggår. BPA har en sjunkande trend mot nyare byggårtal och BPS visar en något mer osäker men marginellt uppåtgående trend mot nyare byggårtal. En svaghet med diagrammet är att fördelningen mellan olika årtal inte är jämn eftersom urvalet av förskolor skedde slumpvis utan hänsyn till byggår som parameter. Dock är det en intressant trend som visas att BPA finns i högre halter i äldre förskolor medan BPS visar på en något uppåtstigande trend av högre halter mot nyare byggår. Trenden att BPA är sjunkande och att BPS visar en uppåtgående trend stämmer mot vad Ye *et al.* (2015) såg i sin studie, där BPA halterna sjönk signifikant medan BPS ökade. Är det möjligen så att nyare förskolor har byggts med materialval som i större utsträckning haft mer av BPS i sitt innehåll jämfört med de äldre byggnaderna som då innehållit högre halter av BPA? Eller skulle denna trend förändrats sett till ett större datainnehåll av fler dammprover? Det är allt för osäkert för att dra slutsatser och trenden borde bekräftas eller motbevisas i en större studie. Resultatet från en sådan studie kan ge en tydligare bild av hur byggår som parameter inverkar på koncentrationer av olika bisfenolanaloger i damm.

5.3.2 Skillnad mellan PVC-golv och linoleumgolv

Fig. 9, visar ett stapeldiagram med geometriska medelvärden av BPA och BPS mellan förskolor som hade PVC-golv respektive linoleumgolv. Diagrammet visar en mindre uppåtgående trend där förskolor med PVC-golv har högre halter av framförallt BPA och marginellt högre halter av BPS jämfört med förskolor som har linoleumgolv. Då det är känt att BPA använts i PVC-golv som stabilisator och i konserverande syfte (Rochester, 2013; SOU 2014:90, 2015) är resultatet inte oförväntat även om inga signifikanta skillnader kunde ses. Grupperingen mellan linoleumgolv och PVC-golv var något skev med 18 förskolor som hade linoleumgolv och 13 förskolor med PVC-golv, men fördelningen får ändå ses som normal. Hade golvdamm tagits istället för damm ovan 0,5 m från golvet är det möjligt att resultatet hade sett annorlunda ut vad gäller BPA-koncentrationer. Resultatet bör i en större studie kunna bekräftas eller motbevisas och ge en tydligare bild av hur golvmaterial påverkar dammets innehåll av bisfenolanaloger. Detta är även en viktig faktor att ytterligare undersöka då golvbyte är en förekommande åtgärd vid omfattande renoveringar på förskolor. I syfte att

minimera miljöfarliga ämnen på förskolor är det därför av stor vikt att ha kunskap om golvmaterials inverkan på dammets innehåll av miljöfarliga ämnen.

5.3.3 Storstädningsfrekvens

Fig. 10, visar ett stapeldiagram med geometriska medelvärden av BPA och BPS som visar en uppåtgående trend med ökade koncentrationer av både BPA och BPS mot ökat antal gånger per år som det skerorstädning på förskolorna. Medorstädning menas en mer ordentlig städning med städkemikalier och där även golven bonas eller poleras. En svaghet med jämförelsen i diagrammet, är dels att inget signifikant resultat erhållits och att kategorierna för antal gånger det skerorstädning; 0 ggr, 1 ggr, >1 ggr, inte är jämt fördelat mellan förskolorna (n= 8, 16, 7). Varför resultatet visar på ökande koncentrationer mot ju oftareorstädning sker, kan bero på innehållet i de städkemikalier som används. Finns det en möjlighet att exempelvis bonvax och annat golvmedel innehåller bisfenoler som ger avtryck i resultatet? Kan det vara så att deorstädningsmedel som används ”ruggar upp” ytor i rummen, som bidrar till att bisfenoler frigörs från material i större utsträckning? Det är sedan tidigare känt att sura och basiska ämnen bidrar till att BPA kan emittera ut från material (Sternbeck *et al.* 2014). Är detta något som skett på de besökta förskolorna och kan det undvikas beroende på vilka städkemikalier som väljs? En betydande fråga som väcks utifrån denna trend är huruvidaorstädning är bra eller dåligt sett utifrån ett koncentrationsspektiv. Troligtvis har det inte att göra med att en ordentlig städning sker oftare utan snarare vilka kemiska städmedel som används. Tydligare information om innehåll i produkter kan vara en väg att gå om denna trend skulle visa sig vara riktig sett utifrån att resultatet testas i en större studie. Resultatet och trenden är mycket osäker och behöver bekräftas eller motbevisas i en större studie, så även om städkemikalierna är källan till de högre halterna eller om det beror på en annan faktor.

5.3.4 Plastleksaker

Fig. 11, visar ett stapeldiagram där uppmätta geometriska medelvärden av BPA och BPS ställs mot förekomst av plastleksaker i trolig PVC. Trenden som visas är att förskolor med plastleksaker i rummet för dammprovtagningen har högre halter av BPA och BPS än de som inte hade några plastleksaker. Dock är denna trend som visas i diagrammet, mycket osäker till följd av en ojämn fördelning mellan förskolorna. Känt är dock att bisfenoler använts som konserveringsmedel och stabilisator i PVC-plaster, vilket även kan innefatta plastleksaker som är i mjukgjord PVC-plast (Rochester, 2013; SOU 2014:90, 2015). Vad gäller användning av plastleksaker på förskolor, har miljöförvaltningen och Kemikaliecentrum skrivit råd och riktlinjer i *Vägledning för kemikaliesmart förskola*, om hur förskolor bör tänka kring vilka plastleksaker som är bra respektive mindre bra för barn att leka med. Råden och riktlinjerna är baserade på utifrån leksakernas eventuella innehåll av miljöföroreningar. Exempelvis rekommenderas förskolor att rensa ut bland gamla plastleksaker, särskilt de i mjukplast som riskerar innehålla mjukgörande ftalater. Eftersom BPA förekommer som antioxidant och stabilisator i PVC-plast, finns det en risk att även plastleksaker är en källa till bisfenoler. Då vägledningen för kemikaliesmart förskola lanserades under hösten 2015 av Stockholms stads miljöförvaltning, är det möjligt att förskolor börjar rensa ut bland plastleksaker allt eftersom. Om detta resultat testas i en större studie är det möjligt att antalet förskolor som har mjuka plastleksaker har minskat som en effekt av de råd- och riktlinjer som finns i vägledningen för kemikaliesmart förskola. Effekterna av denna vägledning går därmed inte att förutse och

utvärdera i dagsläget. Trenden som visats bör precis som med de andra osäkra trenderna antingen bekräftas eller motbevisas i en större studie i syfte att förstå om plastleksaker är en bidragande källa till bisfenolanaloger i damm

5.3.5 Förskoleform

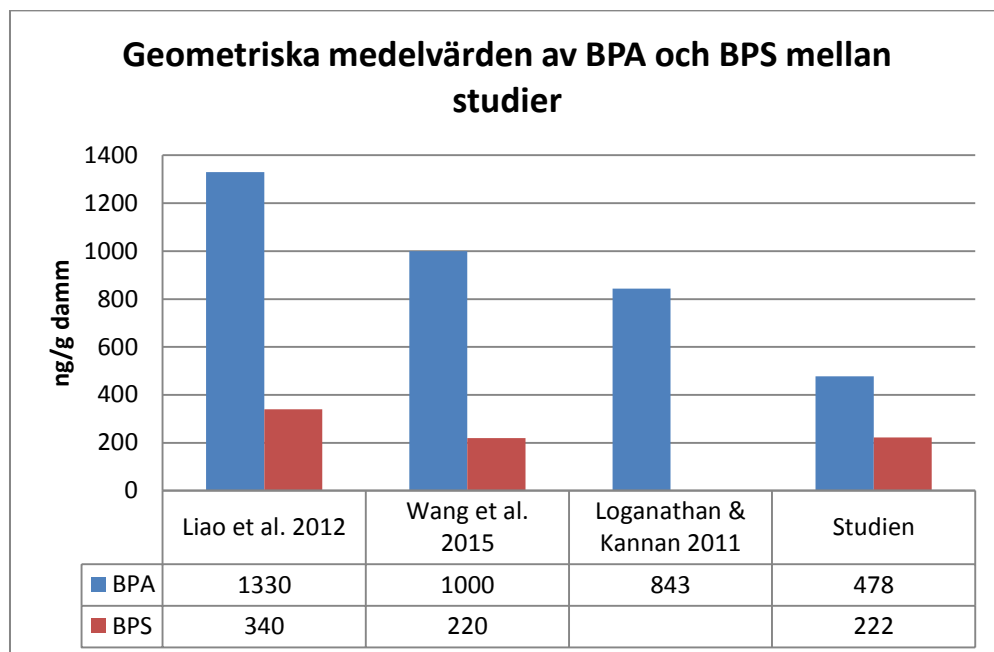
En skillnad i förskoleform har uppvisats i stapeldiagrammet i Fig.12, där geometriska medelvärden av BPA och BPS ställts mot vilken typ av organisationsform förskolorna haft. Trenden som visas är att de åtta fristående förskolorna har högre halter av BPA och BPS jämfört mot de 23 kommunala förskolorna. Resultatet förklaras dock inte utifrån parametrarna fristående och kommunala, utan troligtvis av andra aspekter och faktorer som inte framkommer i diagrammet.

Kategoriseringen mellan förskoleformerna är mycket ojämnt fördelad varför detta resultat inte kan visa på en sanningsenlig trend. Det som dock kan läsas in utifrån andra resultat som setts, är att de fristående förskolorna i större utsträckning varit renoverade och haft större rum, två parametrar som för BPA visade på högre koncentrationer mot ökande area och renoveringsfrekvens. Det går inte att förutspå huruvida trenden skulle hålla i sig, sett utifrån ett större antal dammprover.

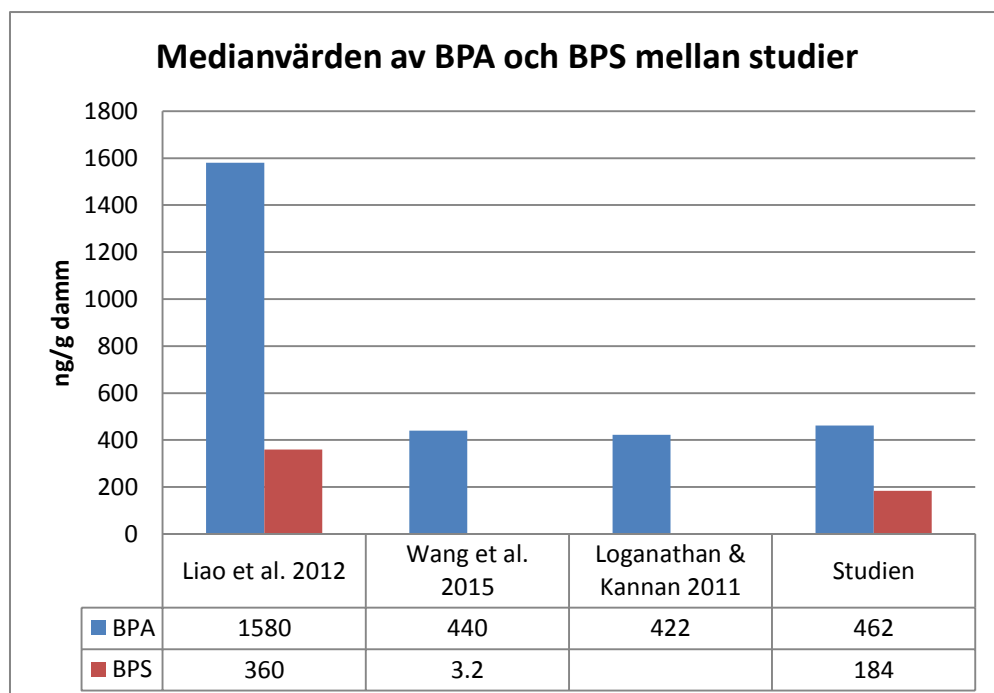
Troligtvis har högre halter av BPA och BPS inget att göra med om förskolan är fristående eller kommunal. Utifrån resultatet som setts går det därför inte att säga att kommunala förskolor har bättre inomhusmiljö jämfört mot fristående förskolor. Trenden behöver bekräftas eller motbevisas i en större studie i syfte att utreda om det finns konkreta skillnader i inomhusmiljö kopplat till förskoleform.

5.4 Jämförbarhet mot tidigare studier

I detta kapitel diskuteras hur jämförbara resultaten av BPA och BPS är sett mot tidigare relevanta studiers resultat av BPA och BPS. Jämförelser mellan BPF och BPAF har inte tagits med på grund av för få data att jämföra mot. Nedan presenteras figurer och tabeller där genomsnittsvärden av BPA och BPS från denna studie jämförs mot tidigare studiers resultat.

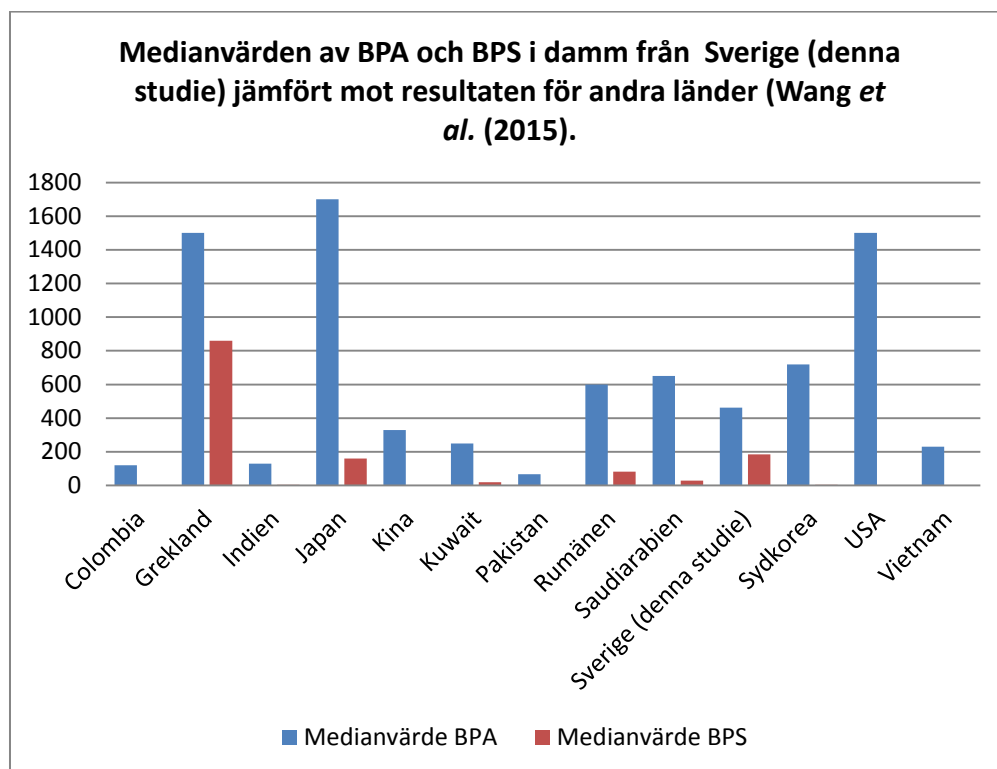


Figur 13. Jämförande geometriska medelvärden av BPA och BPS mellan studiens resultat och tidigare studiers resultat.



Figur 14. Jämförande medianvärden av BPA och BPS mellan studiens resultat och tidigare studiers resultat.

I Fig. 13, går det att se att studiens resultat av geometriska medelvärden för BPA ligger lägre jämfört med de tre andra studierna i diagrammet. För BPS ligger däremot resultaten närmast i linje med varandra. I Fig. 14, jämförs medianvärden av både BPA och BPS. Användande av detta genomsnittsvärde istället för geometriska medelvärden, gör att värdena av BPA från denna studie hamnar i linje med värden från Wang *et al.* (2015) och från Loganathan & Kannan (2011), men fortfarande långt under värden från Liao *et al.* (2012). Gällande medianvärden av BPS, ligger värdena i denna studie, över medianvärdet av BPS från Wang *et al.* (2015) och något under medianvärdet av BPS från Liao *et al.* (2012). Beroende på vilken typ av genomsnittsvärde som används vid jämförandet hamnar värdena från denna studie olika i relation till tidigare studiers resultat.



Figur 15. Medianvärden av BPA och BPS i damm från Sverige (denna studie) jämfört med resultaten för andra länder (Wang *et al.* (2015)).

I Fig. 15, redovisas medianvärden av BPA och BPS i damm från denna studie, samt från de länder som ingår i studien av Wang *et al.* (2015). Detta diagram visar att det finns en stor variation mellan länder inom samma studie. Diagrammet visar även att resultaten av BPA och BPS från denna studie, är både lägre och högre jämfört mot andra länders resultat av BPA och BPS i damm. Uppmätta medianvärden av BPS utifrån Fig. 15, visar att enskilda länder knappt detekterat BPS i damm, se även Tab. 9.

Tabell 8. Koncentrationer av BPA (ng/g) i damm insamlat från USA (Loganathan & Kannan 2011) jämfört med studiens resultat. GM= geometriskt medelvärde, n=antal dammprover.

Land		BPA
USA n=56	Medel Median	843 422
Studiens resultat n=31	GM Medelvärde Median	478 723 462

Tabell 9. Koncentrationer av flera bisfenoler (ng/g) i inomhusdamm, insamlat från olika länder från studierna Liao *et al.* (2012) och Wang *et al.* (2015). Denna studies resultat finns inlagt längst ner i tabellen. GM= geometriskt medelvärde, **= endast två dammprover, * = endast fem dammprover, n=antal dammprover.

Liao <i>et al.</i> (2012)		BPA	BPAF	BPS	BPF
USA n = 38	GM Median	1700 1600	0,35 0,35	620 630	22 49
Kina n = 55	GM Median	360 630	0,35 0,35	130 170	21 38
Japan n = 22	GM Median	2830 2700	0,46 0,35	820 810	45 57
Korea n = 41	GM Median	4070 3260	3,9 4,8	430 360	500 450
Alla länder n = 156	GM Median	1330 1580	0,69 0,35	340 360	54 96
Wang <i>et al.</i> (2015)		BPA	BPAF	BPS	BPF
Kina n = 34	Medelvärde Median	670 330	4,4 1,9	< 2 < 2	1,9 < 1
Colombia n = 42	Medelvärde Median	420 120	4,3 2,2	3,7 2,4	69 33
Grekland n = 28	Medelvärde Median	1700 1500	4,6 2,5	1500 860	5500 780
Indien n = 35	Medelvärde Median	360 130	1,7 1,5	12 4,2	29 6,7
Japan n = 14	Medelvärde Median	2800 1700	4,8 4,1	440 160	650 230
Sydkorea n = 16	Medelvärde Median	1100 720	2,6 3,0	8,8 3,6	1300 1000
Kuwait n = 17	Medelvärde Median	390 250	3,2 2,5	38 20	78 22
Pakistan n = 22	Medelvärde Median	100 66	1,3 1,3	10 1,8	56 50
Rumänien n = 23	Medelvärde Median	680 600	0,88 0,39	380 82	41 2.0
Saudiarabien n = 19	Medelvärde Median	1100 650	2,5 2,2	110 28	160 73
USA n = 22	Medelvärde Median	3800 1500	4,7 1,4	2,1 < 2	4400 200
Vietnam n = 12	Medelvärde Median	330 230	1,3 1,1	28 < 2	200 57
Alla länder n = 284	Medelvärde Median	1000 440	3,1 1,8	220 3,2	1000 36
Studiens resultat n= 31	GM Median Medelvärde	478 462 723	** ** **	222 184 541	* * *

5.4.1 Skillnader mellan studier

Det finns konkreta skillnader mellan denna studies upplägg, metoder och kemiska analyser och de tre tidigare studier som jag jämfört mina resultat mot. Detta påverkar även hur pass jämförbara resultaten som erhållits egentligen är mot tidigare studier. Nedan följer en lista på konkreta skillnader mellan studierna

Tidigare studier

- Golvdamm har använts
- Insamlingsmetod - damm togs för flera dammprover från samma dammsugarpåse med samlat damm
- Större partikelstorlek på grund av golvdamm
- Flera olika typer av inomhusmiljöer: hemmiljö, kontor, labb, mikromiljöer
- Insamlade dammprover från olika världsdelar
- Annan analysmetod – LCMS/MS

Denna studie

- Damm insamlat från 0,5 m ovan golvet
- Insamlingsmetod - specialgjorda dammsugarmunstycken och filterkassetter med enskilt damm från varje förskola
- Troligvis mer finfördelat och mindre partikelstorlek på grund av att dammet inte varit på golvnivå
- Endast förskolemiljöer inomhus
- Begränsad geografisk del i Sverige till Stockholms kommun - Hässelby/Vällingby
- Annan analysmetod - GC-MS/MS

Punkterna i listan ovan, kan vara av betydelse för att de uppmätta bisfenolkoncentrationerna i denna studie ligger något under tidigare studiers resultat av uppmätta bisfenolanaloger, se Fig. 13 och Fig. 14 samt Tab. 8 och Tab. 9. Vissa enskilda länder har dock lägre uppmätta bisfenolkoncentrationer jämfört med denna studies resultat. Överlag ligger dock halterna av bisfenoler i denna studie lägre, jämfört med tidigare studiers samlade resultat. Det kan vara så att skillnader mellan studiers resultat beror på faktorer som val av inomhusmiljö för dammprovtagning, insamlingsmetod och från vilket land samt kontinent dammproverna är insamlade ifrån och även val av kemisk analysmetod.

Gällande insamlingsmiljö, kan man fråga sig om det är så att kontorsmiljöer generellt har högre halter av BPA än vad förskolemiljöer har? Beror detta på att det finns olika typer av emissionskällor till bisfenoler, i de olika inomhusmiljöerna? I tidigare studier har man exempelvis sett positiva korrelationer mellan kontorsgolv som behandlats med epoxi och högre halter av BPA (Loganathan & Kannan, 2011). Epoxibehandlade golv är inget som någon förskola hade i denna studie, golven var antingen av linoleum eller av PVC-golv. Kan detta vara en möjlig förklaring till lägre halter i denna studie?

Det är troligt att resultatet i denna studie kan förklaras av att damm minst 0,5 m ovan golvet samlades in, jämfört med tidigare studier som använde sig av golvdamm. Golvdamm innehåller dels större partiklar eftersom de fallit ända ner till marken, men också troligtvis en större blandning av annat, exempelvis partiklar från andra miljöer och rum. Detta skulle kunna bidra till att halterna är högre i jämförande studier.

En annan förklaring är att olika kemiska analysmetoder använts mellan denna studie och tidigare studier, för att analysera insamlat damm. Denna skillnad i analysmetod bör rimligtvis kunna påverka resultatet, kanske är det den mest avgörande faktorn. Att dammproverna är insamlade med olika insamlingsmetoder och från olika kontinenter samt länder, kan även vara en betydande faktor till skillnader mellan studiers resultat.

Det finns som nämnt ovan flertalet faktorer som kan förklara att resultaten skiljer sig från olika studier men ingen faktor kan direkt sägas vara den mest betydelsefulla. Troligtvis är faktorn kontinent och land, utöver analysmetod, en betydelsefull variabel som påverkar att uppmätta bisfenolkoncentrationer skiljer sig mellan studier. Fig.15 visar ett diagram, där länder som ingår i studien av Wang *et al.* (2015), jämförs mot resultatet av BPA och BPS från denna studie. Det går att se att Sverige som land inte har lägst halter av BPA och BPS sett utifrån alla enskilda länders medianvärden i den studien. I vissa av länderna i studien, har BPS knappt detekterats, och jämförs resultaten med denna studies resultat, ligger värdena för BPA och BPS i Sverige både under och över vissa av ländernas enskilda resultat.

Frågan man ställer sig är vad som påverkar att vissa länder i studien av Wang *et al.* (2015) har så varierande resultat av uppmätta koncentrationer av BPA och BPS, när de har analyserats med samma kemiska analysmetod och insamlats med samma metod. Hur viktig är egentligen faktorn analysmetod, vid jämförandet mellan olika studiers resultat? Kan skillnader mellan länder inom samma studie, istället förklaras av att olika länder har olika typer av inomhusmiljöer och interiörer och därmed olika emissionskällor till BPA och BPS? Har de uppmätta värdena något att göra med hur pass utvecklade länderna är sett utifrån välfärd – kan det kopplas till vilken inomhusmiljö man har? Är Sverige som land bättre på att fasa ut BPA och att ersätta med BPS i större utsträckning än andra länder?

5.5 Övergripande slutdiskussion

Utifrån resultaten som erhållits i denna studie är det nu konstaterat att det finns en förekomst av minst fyra bisfenolanaloger på förskolor i Sverige. Osäkerheten och kunskapsbristen kring de närbesläktade bisfenolanalogernas hälsoeffekter på människor och djur samt deras övriga spridning i samhället innebär att barn och vuxna exponeras för ämnen vi inte vet effekterna av. En tydligare reglering och lagstiftning kring de ersättande bisfenolanalogerna som hittats i dammet, är inte möjlig att genomföra då de inte är klassificerade och riskbedömda. Det ter sig märkligt och är inte i linje med försiktighetsprincipen att substanser som vi inte vet särskilt mycket om, både vad gäller spridning och dess negativa hälsoeffekter, finns i konsumentprodukter som barn och vuxna exponeras av. Det vore rimligt att dessa substanser utreds och undersöks innan de används i produkter. För att nå miljö kvalitetsmålet *Giftfri miljö 2030*, bör man inte använda sig utav bisfenolanaloger som inte är utredda ordentligt som ersättare till BPA. Särskilt relevant känns detta eftersom utredningarna kring BPAs negativa hälsoeffekter och dess låg-dos-effekter inte är fullständigt utredda ännu. Detta är något som både forskare och myndigheter har motstridiga åsikter om – huruvida BPA är en risk för alla eller ingen risk för någon alls.

Fördelaktigt är det dock för industrierna som kan använda sig av BPAs närbesläktade analoger, då ingen reglering för dessa finns – ännu. Att negativa effekter av ett ämne ska behöva uppvisas först innan åtgärder som exempelvis begränsningar eller reglering genom lagstiftning genomförs är märkligt. Små barn och det ofödda fostret blir på detta sätt ”försöksdjur” och effekterna riskerar dessutom slå hårdare mot dem än mot vuxna människor. Detta på grund av att barn är känsligare för en exponering av kemiska och hormonstörande ämnen. Konsumenter vaggas även in i en falsk trygghet då produkter som märks som ”BPA-fria”, kan innehålla exempelvis analogerna BPS eller BPF med osäkra hälsoeffekter som följd.

Utifrån resultaten från denna studie har det varit svårt att se tydliga samband mellan vissa parametrar från förskolorna och resultaten från dammproverna. Detta innebär att ytterligare satsningar bör göras på att fullständigt utreda vilka källor som orsaker de funna bisfenolkoncentrationerna i damm, i de undersökta förskolorna. Vad är det som påverkar att vissa förskolor har högre halter av bisfenoler och andra lägre? Är det kopplat till byggmaterial, årtal, renoveringsfrekvens eller till leksaker och andra faktorer som finns på förskolorna? Kan det finnas andra faktorer utöver de parametrar som studerats och analyserats som kan förklara skillnaderna mellan förskolornas resultat? Dessa frågor behöver ytterligare utredas, då denna studie inte fullständigt kunna avgöra vad det är som påverkar att vissa förskolor har högre halter av bisfenoler än andra. De signifikanta resultaten som redovisats i denna uppsats ger dock en viktig fingervisning om i vilken riktning framtida arbete kan föras vidare i. Troligtvis bör framtida arbete inriktas på innehåll i byggmaterial samt vad förskolorna har för leksaker, produkter och prylar. Även hur mycket av dessa saker som finns i ett rum på en förskola kan avgöra halterna av bisfenoler i dammet, baserat på resultaten i denna studie.

För att minska kemikalierna i förskolorna krävs insatser. Detta har Stockholms stads miljöförvaltning och Kemikaliecentrum börjat med på allvar genom att dels anta en kemikalieplan, men också genom att genomföra projekt som syftar till att minska gifterna i barns vardag, som höstens dammprovtagningsprojekt. Resultaten från dammprovtagningarna har nu genom denna första studie gett en bild av hur kemikalieläget ser ut rörande bisfenolers förekomst i damm – en exponeringskälla som inte bör ignoreras. Ett annat led i arbetet mot en

giftfri miljö är att utbilda och motivera förskolor att bli mer kemikaliesmarta, vilket är ett arbete som Kemikaliecentrum och miljöförvaltningen påbörjat. Detta arbete bör rimligtvis leda till att gifterna i förskolorna successivt kan minskas allt eftersom kunskapen ökar på förskolorna, hos både personal och chefer.

Miljöförvaltningen och Kemikaliecentrum bör sträva efter att fortsätta inspirera och motivera till åtgärder som gör att gifterna i förskolorna kan minskas. Detta kan ske genom att anordna kunskapsseminarium eller workshops, för Stockholms stads fristående och kommunala förskolor och fastighetsägare till dessa. Miljöförvaltningen bör via Kemikaliecentrum motivera stadens verksamheter men även privata aktörer att anta försiktighetsprincipen centralt i alla led men specifikt vad gäller inköp och förändringsåtgärder i förskolor. Detta kan gälla val av renoveringsåtgärder och materialval samt inköp av leksaker och annan interiör till förskolorna.

Utan lagstiftning som reglerar bisfenoler i produkter och varor är det svårt att ställa krav. Därför behöver arbetet att få förskolorna att bli kemikaliesmarta, ske proaktivt från förskolorna själva, deras fastighetsägare och från staden i sig. Ökad kunskap om vilka hormonstörande ämnen och andra miljöföroreningar som finns i dammet på förskolorna och vad detta innebär för barnen, kan leda till att fler vill aktivt minska gifterna i förskolorna. Resultatet från denna studie bör därför på ett informativt och kunskapsutvecklande sätt föras vidare till stadens politiker, förskolor och andra aktörer som verkar inom Stockholms stad, i syfte att motivera till ett giftfriare samhälle.

6. Slutsatser

Nedan följer i punktform svar på frågeställningarna och studiens syfte

- På förskolor i Sverige i Stockholm stad, detekterades BPA, BPS, BPF och BPAF i varierande detektionsfrekvenser och halter. BPA var dominerande, följt av BPS medan BPF och BPAF förekom minst sett utifrån studiens 31 dammprover.
- De parameterar som visat på signifikanta samband till dammprovernans innehåll är:
 1. Ökande rumsareal korreleras positivt mot ökande koncentrationer av BPA
 2. Renoverade rum har högre koncentrationer av BPA än icke renoverade rum
- Uppmätta koncentrationer av bisfenolerna ligger något under tidigare studiers resultat. Övergripande är dock resultaten i linje med vad tidigare studier sett. Faktorer som val av kemisk analysmetod, val av inomhusmiljö för dammprovtagning samt insamlingsmetod och från vilket land dammproverna är insamlade ifrån, kan ha påverkat resultatet.
- Exponeringen mot förskolebarn vad gäller dagligt intag av BPA och BPS, är överlag i linje med tidigare studiers beräknande intag. Jämfört mot det aktuella TDI som EFSA satt upp för BPA ligger intagsnivåerna med stor marginal under rådande gräns.

Resultaten från denna studie har bidragit med ny och viktig information om hur spridningen av flera bisfenolaloger ser ut i förskolemiljöer i Sverige. De uppmätta halterna av bisfenolerna bör ses ur ett större perspektiv där en möjlig cocktail-effekt med andra miljöföroreningar kan finnas. Effekterna av en sådan typ av cocktail-effekt är dock svår att beräkna och förutse. På grund av detta och andra osäkerhetsaspekter kring exempelvis TDI för BPA och dammintag för barn går det inte med all säkerhet att säga att den uppmätta exponeringen är utan fara. Ytterligare satsningar bör göras för att fullständigt utreda källor till bisfenoler i förskolemiljöer då detta inte klargjorts fullständigt i denna studie.

För att ytterligare verka mot en giftfri miljö bör miljöförvaltningen och Kemikaliecentrum, arbeta för att stadens verksamheter antar försiktighetsprincipen vid upphandling av produkter och vid val av renoveringar i förskolorna. Miljöförvaltningen bör även fortsätta att inspirera och öka kunskapen om gifterna i förskolan, vilket kan ske genom seminarier, workshops och andra typer av kunskapstillfällen.

Enligt min vetskap är det här den första studien i Sverige som kartlagt och undersökt flera bisfenolalogers förekomst i damm. Vidare studier behövs dock för att få en ytterligare fullkomlig bild av kemikalieläget på förskolor, samt för att bekräfta resultaten som setts i denna studie.

6.1 Förslag på förbättringar och vidare studier

Då denna studie är den första i Sverige som detekterat och undersökt bisfenolers förekomst i damm i specifik förskolemiljö, finns det möjliga förbättringsåtgärder som kan vara lämpliga att beakta inför kommande studier i ämnet. Nedan följer en lista på förslag på vad som kan göras annorlunda inför kommande studier

- Annat urval på förskolor – dels pedagogisk inriktning och mot specifika parametrar
- Checklista med parametrar baserat på bisfenolers möjliga emissionskällor – kräver djupare kunskap om exakta källor till bisfenoler
- Fler dammprover – säger mer om resultatets relation till verkligheten
- Dammprover kombinerat med andra prover som exempelvis luft-, urin- och/eller handavtorkningsprover
- Annan analysmetod - kan ge ett mer detaljerat resultat där lägre halter kan kvantifieras. Detta kan förändra det estimerade dagliga intaget av bisfenolerna och förändra bilden kring detta.
- Studier med fokus på hemmiljöer och sovrum för barn istället för förskolemiljö. Detta ger möjlighet att följa barnens exponering från hemmet till förskolan, och även möjlighet att jämföra med tidigare studiers resultat, vilka är tagna från andra typer av inomhusmiljöer.

Direkta förbättringar som enligt min åsikt är intressanta att beakta är att göra urvalet av förskolor annorlunda i syfte att göra studien mer representativ mot verkligheten. Förslagsvis skulle en jämnare fördelning mellan dels fristående och kommunala förskolor vara lämpligt, men också urval baserat på olika pedagogiska inriktningar som exempelvis ur- och skur och Waldorf. Även urval av förskolor baserat på parametrar som exempelvis årtal, renoveringsfrekvens och direkta skillnader mellan förskolors interiör kan vara fördelaktigt att göra, speciellt om syftet senare är att jämföra resultatet mot specifika parametrar.

Några av dessa ovan nämnda parametrar användes i denna studie i syfte att se skillnader men fördelningen var i vissa fall ojämn, vilket resulterade i att signifikanta resultat för vissa parametrar inte kunde erhållas. Dock uppvisades trender som möjligtvis skulle kunna ge signifikanta resultat, om urvalet hade varit mer jämnt fördelat. Av den anledningen kan det vara eftersträvaransvärt att i framtida studier, göra ett noggrannare urval även utifrån parametrar.

Inför en kommande studie vore det fördelaktigt att på djupet undersöka vilka emissionskällor till bisfenoler som finns i förskolemiljöer. Information om detta skulle göra det enklare att hitta och använda sig utav parametrar i syfte att se skillnader och signifikanta resultat. Detta kräver dock en djupdykning kring alla troliga emissionskällor för bisfenoler – kunskap och information som utöver det som beskrivits i bakgrunden för denna studie, är bristfällig och svår att hitta.

I denna studie användes en checklista som dels var framarbetat från den pilotstudie som genomfördes i våras (Balck, 2015), men också av mig själv och de miljö- och hälsoskyddsinspektörer som var delaktiga i dammprovtagningarna. Fokus för checklistan som användes av Balck (2015) var att detektera ftalater och se samband mot parametrar i förskolorna. En framarbetat checklista för specifikt bisfenoler hade varit mer fördelaktigt för denna studies resultat, då emissionskällorna för ftalater och bisfenoler skiljer sig åt.

Om en liknande studie ska göras i syfte att vetenskapligt publiceras, är ett större antal dammprover än 31 stycken behövt. I kombination med andra prover som exempelvis luft-, urin- och handavtorkningsprover kan resultaten bli ännu mer tillförlitliga. Ett större antal dammprover skulle även med samma parametrar som använts i denna studie antingen förstärka resultaten som setts i denna studie, alternativt motbevisa de resultat som setts.

En annan variabel som kan ändras i en framtida studie är vilken typ av analysmetod som används för att detektera substanser i dammproverna. Den metod som använts i denna studie har varit mindre finkänslig mot tidigare studier i ämnet. För att öka jämförbarheten mellan tidigare studiers resultat kan detta vara något att beakta inför framtida studiers genomförande.

Sist men inte minst, vad gäller vidareutveckling i fråga om vidare studier på bisfenolers förekomst i damm, vore det intressant att undersöka hur det ser ut i inomhusdamm från exempelvis hemmiljöer och i barns sovrum. Studier med detta fokus kan med fördel kopplas ihop med studier från förskolemiljöer i syfte att få med hela kedjan för vad ett barn exponeras av – från hemmiljö till förskolemiljö. Detta skulle även kunna jämföras mot tidigare studiers resultat, vilka är insamlade från olika typer av inomhusmiljöer.

7. Tackord

Denna magisteruppsats har utförts i samarbete med Kemikaliecentrum på Stockholms stads miljöförvaltning. Studien är en vidareutveckling på en pilotstudie som undersökte ftalaters förekomst i damm på förskolor (Balck, 2015) också i samarbete med Kemikaliecentrum.

Jag vill tacka Jenny Fäldt på Kemikaliecentrum, Stockholms stads miljöförvaltning, för att jag fick vara en del av stadens dammprovtagningsprojekt. Det har varit en fantastisk erfarenhet och ett otroligt spännande projekt att arbeta med. Jag är väldigt tacksam för att jag fick förtroendet att skriva mitt examensarbete om bisfenolers förekomst i damm – den första studien i ämnet i Sverige.

Jag vill även tacka min handledare Cynthia de Wit från Institutionen för miljövetenskap och analytisk kemi (ACES) på Stockholms Universitet för ditt engagemang, din kunskap och ditt samarbete. Jag kunde inte haft en bättre handledare för detta projekt! Jag är mycket glad att du kunde tänka dig handleda mig trots att vi kom från olika institutioner.

Slutligen vill jag tacka alla de medverkande miljö- och hälsoskyddsinspektörerna Maria, Anna-Lena, Kajsa, Felicia och Jeanette för trevligt samarbete och roliga stunder tillsammans dels ute på förskolorna och på miljöförvaltningen. Det har varit otroligt roligt att lära känna er och få arbeta tillsammans med er!

Referenser

- Arner M, Forsberg J, Taaler M, Forsgren A, (2004).
Screeninguppdrag inom nationell miljöövervakning : Screening av: Bisfenol A
2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol Bis(4-klorfenyl) sulfon.
WSP Environmental. NV Diariennr. 721-1173-03Mm. WSP 10033045.
- Baccarelli A, Pfeiffer R, Consonni D, Pesatori AC, Bonzini M, Patterson DG, (2005).
Handling of dioxin measurement data in the presence of non-detectable values:
Overview of available methods and their application in the Seveso chloracne
study.
Chemosphere 60: 898-906.
- Bamai Y, Shibata E, Saito I, Araki A, Kanazawa A, Morimoto K, Nakayama K, Tanaka M,
Takigawa T, Yoshimura T, Chikara H, Saijo Y, Kishi R, (2014).
Exposure to house dust phthalates in relation to asthma and allergies in both
children and adults.
Science of the Total Environment 485-486: 153–163.
- Balck M, (2015).
Phthalates in preschool dust - the relation between phthalates and parameters in
the preschool environment.
*Degree project in biology, Master of science. Biology Education Centre,
Uppsala University, and Karolinska Institutet, The Institute for Environmental
Medicine.*
- Beronius A, (2013). Risk Assessment of Endocrine Disrupting Compunds.
Thesis for doctoral degree. ISBN 978-91-7549-144-8.
- Beronius A, Rudén C, Hanberg A, Håkansson H, (2009).
Health risk assessment procedures for endocrine disrupting compounds within
different regulatory frameworks in the European Union.
Regul Toxicol Pharmacol 55: 111-222.
- Beronius A, Rudén C, Håkansson H, Hanberg A, (2010).
Risk to all or none? A comparative analysis of controversies in the health risk
assessment of Bisphenol A.
Reproductive Toxicology 29: 132-146.
- Bekö G, Weschler C, Langer S, Callesen M, Toftum J, Clausen G, (2013).
Children's Phthalate Intakes and Resultant Cumulative Exposures Estimated
from Urine Compared with Estimates from Dust Ingestion, Inhalation and
Dermal Absorption in Their Homes and Daycare Centers.
PLoS ONE 8(4): e62442.
- Björklund J, Thuresson K, de Wit C, (2009).
Perfluoroalkyl Compounds (PFCs) in Indoor Dust: Concentrations, Human
Exposure Estimates, and Sources.
Environ. Sci. Technol 43 (7): 2276–228.

- Bornehag C.G, & Nanberg E, (2010).
Phthalate exposure and asthma in children.
International Journal of Andrology 33 (2): 333-345.
- Bornehag CG, Sundell J, Weschler CJ, Sigsgaard T, Lundgren B, Hasselgren M, Hagerhed-Engman L, (2004).
The association between asthma and allergic symptoms in children and phthalates in house dust: A nested case-control study.
Environmental health perspectives volume 112 (14): 1393-1397.
- Braun J, Sathyanarayana S, Hauser R, (2013).
Phthalate Exposure and Children's Health.
Curr Opin Pediatr 25 (2): 247–254.
- Casals-Casas C & Desvergne B, (2011).
Endocrine Disruptors: From Endocrine to Metabolic Disruption.
Annu. Rev. Physiol. 73: 135–62.
- de Wit C, Björklund J, Thuresson K (2012).
Tri-decabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in indoor air and dust from Stockholm microenvironments 2: Indoor sources and human exposure.
Environment International 39: 141–147.
- Dodds E.C & Lawson W, (1936).
Synthetic estrogenic agents without the phenanthrene nucleus.
Nature 137: 996.
- Donohue K, Miller R, Perzanowski M, Just A, Hoepner L, Arunajadai S, Canfield S, Resnick D, Calafat A, Perera F, Whyatt R, (2012).
Prenatal and postnatal bisphenol A exposure and asthma development among inner-city children.
J Allergy Clin Immunol. 131 (3): 736–742.
- European Food Safety Authority (2015).
No consumer health risk from bisphenol A exposure.
<http://www.efsa.europa.eu/en/press/news/150121> (Hämtad 2015-09-21)
- Eladak S, Grisin T, Moison D, Guerquin M.J, N'Tumba-Byn T, Pozzi-Gaudin S, Benachi A, Livera G, Rouiller-Fabre V, Habert R, (2015).
A new chapter in the bisphenol A story: bisphenol S and bisphenol F are not safe alternatives to this compound.
Fertil Steril. 103 (1): 11-21
- Feng Y, Yin J, Jiao Z, Shi J, Li M, Shao B, (2012).
Bisphenol AF may cause testosterone reduction by directly affecting testis function in adult male rats.
Toxicology Letters 211: 201–209.

Fic A, Jurkovic' Mlakar S, Juvan P, Mlakar V, Marc J, Sollner Dolenc M, Broberg K, Peterlin Mašić L, (2015).

Genome-wide gene expression profiling of low-dose, long-term exposure of human osteosarcoma cells to bisphenol A and its analogs bisphenols AF and S.
Toxicology in Vitro 29 (5):1060–1069.

Government of Canada (2008).

Chemical substances. Bisphenol A- Fact Sheet.

<http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/fact-fait/bisphenol-a-eng.php>
(Hämtad 2015-09-16)

Guart A, Wagner M, Mezquida A, Lacorte S, Oehlmann J, Borrell A, (2013).

Migration of plasticisers from Tritan™ and polycarbonate bottles and toxicological evaluation.

Food Chemistry 141 (1): 373–380.

Hwang H.M, Park E.K, Young T, Hammock B, (2008).

Occurrence of endocrine-disrupting chemicals in indoor dust.

Science of the total Environment 404: 26 – 35.

Héliès-Toussaint C, Peyre L, Costanzo C, Chagnon M.C, Rahmani R (2014).

Is bisphenol S a safe substitute for bisphenol A in terms of metabolic function? An in vitro study.

Toxicology and Applied Pharmacology 280: 224–235.

Karolinska Institutet (2014).

Bisfenol A (BPA).

<http://ki.se/imm/bisfenol-a-bpa> (Hämtad 2015-09-02)

Kemikalieinspektionen (2011).

Bisfenol A. Rapport från ett regeringsuppdrag.

ISSN: 0284 -1185. Best.nr. 361 010. Rapport Nr 2/11.

Kemikalieinspektionen A (2012).

Bisfenol A i leksaker och barnartiklar– behov av exponeringsminskning?

Rapport från ett regeringsuppdrag.

ISSN: 0284 -1185. Best.nr. 361 055. Rapport Nr 6/12.

Kemikalieinspektionen (2014).

Handlingsplan för en giftfri vardag 2015-2020. Skydda barnen bättre.

ISSN 0284-1185. Artikelnummer: 361 124. Rapport 5/14.

Kemikalieinspektionen B (2012).

Förslag om svenskt förbud mot bisfenol A i kvitton.

<http://www.kemi.se/sv/Innehall/Nyheter/Forslag-om-svenskt-forbud-mot-bisfenol-A-i-kvitton/> (Hämtad 2015-09-16)

- Kemikalieinspektionen (2013).
 Bisfenol A (BPA)
<https://www.kemi.se/Innehall/Fragor-i-fokus/Bisfenol-A-BPA/> (Hämtad 2015-09-02)
- Khalil N, Ebert J, Wang L, Belcher S, Lee M, Czerwinski S, Kannan K, (2013).
 Bisphenol A and cardiometabolic risk factors in obese children.
Science of the Total Environment 470–471: 726–732.
- 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 (1): 98-103.
- Kwak E.S, Just A, Whyatt R, Miller R, (2009).
 Phthalates, Pesticides, and Bisphenol-A Exposure and the Development of Nonoccupational Asthma and Allergies: How Valid Are the Links?
Open Allergy J. 2: 45–50.
- Larsson K, Ljung Björklund K, Palm B, Wennberg M, Kaj L, Lindh C, Jönsson B, Berglund M, (2014).
 Exposure determinants of phthalates, parabens, bisphenol A and triclosan in Swedish mothers and their children.
Environment International 73: 323–333.
- Liao C & Kannan K, (2013).
 Concentrations and Profiles of Bisphenol A and Other Bisphenol Analogues in Foodstuffs from the United States and Their Implications for Human Exposure.
Journal of Agricultural and Food chemistry 61 (19): 4655-4662.
- Liao C & Kannan K, (2014).
 A survey of bisphenol A and other bisphenol analogues in foodstuffs from nine cities in China
Food additives and contaminants part a-chemistry analysis control exposure & risk assessment 31(2): 319-329.
- Liao C, Liu F, Guo Y, Moon H.B, Nakata H, Wu Q, Kannan K, (2012).
 Occurrence of Eight Bisphenol Analogues in Indoor Dust from the United States and Several Asian Countries: Implications for Human Exposure.
Environ. Sci. Technol. 46: 9138–9145.
- Livsmedelsverket (2015).
 Bra livsmedelsval för barn 2-17 år - baserat på nordiska näringsrekommendationer 2012.
Livsmedelsverkets rapportserie nr 11/2015. ISSN 1104-7089.

- Loganathan S & Kannan K (2011).
Occurrence of Bisphenol A in Indoor Dust from Two Locations in the Eastern United States and Implications for Human Exposures.
Arch Environ Contam Toxicol 61: 68–73.
- Ma W.L, Subedi B, Kannan K, (2014).
The Occurrence of Bisphenol A, Phthalates, Parabens and Other Environmental Phenolic Compounds in House Dust: A Review.
Curr. Org. Chem. 18: 2182–2199.
- Mikolajewska K, Stragierowicz J, Gromadzinska J, (2014).
Bisphenol a – application, sources of exposure and potential risks in infants, children and pregnant women.
International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health 28 (2): 209–241.
- Miljömål A (2015).
Giftfri miljö.
<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/4-Giftfri-miljo/> (Hämtad 2015-09-03)
- Miljömål (2014).
Miljömålssystemets historia.
<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/Miljomalssystemets-historia/> (Hämtad 2015-09-03)
- Miljömål B (2015).
Fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålet. (Hämtad 2015-09-03)
<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/4-Giftfri-miljo/fu2015/>
- Naturvårdsverket (2005).
Höga halter av miljöfarliga ämnen i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 1996 – 2003.
ISSN 0282-7298. Rapport nr 5449.
- Naturvårdsverket (2006).
Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 2003 – 2004.
ISSN: 0282-7298. Rapport nr 5524.
- Naturvårdsverket (2011).
Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från miljöövervakningens screeningprogram 2008-2010.
ISSN 0282-7298. Rapport 6445.
- Regeringskansliet (2015).
Utredare vill förbjuda bisfenol A i kvitton och biljetter.
<http://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2015/01/utredare-vill-forbjuda-bisfenol-a-i-kvitton-och-biljetter/> (Hämtad 2015-09-27)

- Rochester J, (2013).
Bisphenol A and human health: A review of the literature.
Reproductive Toxicology 42: 132–155.
- Rochester J & Bolden A, (2015).
Bisphenol S and F: A Systematic Review and Comparison of the Hormonal Activity of Bisphenol A Substitutes.
Environmental health perspectives 123 (7): 643-650.
- Rubin B, (2011).
Bisphenol A: An endocrine disruptor with widespread exposure and multiple effects.
Journal of Steroid Biochemistry & Molecular Biology 127: 27–34.
- Rudel A, Camann D, Spengler J, Korn L, Brody J, (2003).
Phthalates, Alkylphenols, Pesticides, Polybrominated Diphenyl Ethers, and Other Endocrine-Disrupting Compounds in Indoor Air and Dust
Environ. Sci. Technol. 37 (20): 4543–4553.
- Sahlström L, Sellström U, de Wit C, Lignell S, Danerud P.O, (2015).
Estimated intakes of brominated flame retardants via diet and dust compared to internal concentrations in a Swedish mother-toddler cohort.
International journal of Hygiene and Environmental Health 218: 422-432.
- Shi J, Jiao Z, Zheng S, Li M, Zhang J, Feng Y, Yin J, Shao B, (2015).
Long-term effects of Bisphenol AF (BPAF) on hormonal balance and genes of hypothalamus-pituitary-gonad axis and liver of zebrafish (*Danio rerio*), and the impact on offspring.
Chemosphere 128: 252–257.
- Song S, Song M, Zeng L, Wang T, Liu R, Ruan T, Jiang G, (2014).
Occurrence and profiles of bisphenol analogues in municipal sewage sludge in China.
Environmental pollution 186: 14-19.
- Sternbeck J, Fäldt J, Ribé V, (2014).
Bisfenolanaloger- användning och förekomst.
Oai:DiVA.org:naturvardsverket-1817.
- Statens Offentliga Utredningar (2014).
Bisfenol A Kartläggning och strategi för minskad exponering. (SOU 2014:90).
ISSN 0375-250X.
- Stockholms stad (2013).
Grundvatten i Stockholm 2011-2012.
Dnr:2012-16634. ISBN: 978-91-85125-49-4.

- Stockholms stad (2014).
Stockholms stads Kemikalieplan 2014-2019.
ISBN: 978-91-85125-50-0. Diarienummer: MHN 2013-592.
- Stockholms stad (2015).
Vägledning för Kemikaliesmart förskola.
Dnr: 2015-12746.
- Stockholms stad (2015).
Kemikaliecentrum - För ett giftfritt Stockholm 2030.
<http://www.stockholm.se/ByggBo/Leva-Miljovanligt/Kemikaliecentrum/>
(Hämtad 2015-09-16)
- Vandenberg, L (2014).
Non-Monotonic Dose Responses in Studies of Endocrine Disrupting Chemicals: Bisphenol A as a Case Study.
Dose Response. 12 (2): 259–276.
- Vandenberg L, Hauser R, Marcus M, Olea N, Welshons W, (2007).
Human exposure to bisphenol A (BPA).
Reproductive Toxicology 24: 139–177.
- Vandenberg L, Maffini M, Sonnenschein C, Rubin B, Soto A, (2009).
Bisphenol-A and the Great Divide: A Review of Controversies in the Field of Endocrine Disruption.
Endocrine Reviews 30 (1): 75–95.
- Wang W, Abualnaja K, Asimakopoulou A, Covaci A, Geva B, Johnson-Restrepo B, Kumosani T, Malarvannan G, Binh Minh T, Moon H.B, Nakata H, Sinha R, Kannan K, (2015).
A comparative assessment of human exposure to tetrabromobisphenol A and eight bisphenols including bisphenol A via indoor dust ingestion in twelve countries.
Environment International 83: 183–191.
- Wikipedia (2015).
Bisphenol.
<https://en.wikipedia.org/wiki/Bisphenol>
(Hämtad 2015-10-07).
- Wilson N, Chuang J, Iachan R, Lyu C, Gordon S, Morgan M, Özkaynak H, Sheldon L, (2004).
Design and sampling methodology for a large study of preschool children's aggregate exposures to persistent organic pollutants in their everyday environments.
J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 14: 260–274.

- Wilson N, Chuang J, Morgan M, Lordo R, Sheldon L, (2007).
An observational study of the potential exposures of preschool children to
pentachlorophenol, bisphenol-A, and nonylphenol at home and daycare.
Environmental Research 103 (1): 9–20.
- Yang Y, Guan J, Yin J, Shao B, Li H, (2014).
Urinary levels of bisphenol analogues in residents living near a manufacturing
plant in south China.
Chemosphere 112: 481-486.
- Ye X, Wong L.Y, Kramer J, Zhou X, Jia T, Calafat A.M, (2015).
Urinary Concentrations of Bisphenol A and Three Other Bisphenols in
Convenience Samples of U.S. Adults during 2000-2014.
Environ Sci Technol. 49 (19): 11834-11839.

Bilagor

Bilaga 1. Checklista

Handläggare

Namn:

Tel:

E-post:

Datum: 2015-xx-xx

Dnr

2015-XXXX

Inspektionsrapport

FÖRSKOLANS NAMN

ADRESS

förskolans e-postadress

INSPEKTIONSRAPPORT Kemikaliesmart förskola

FÖRSKOLANS NAMN, FÖRSKOLANADRESS

Sammanfattande bedömning samt rekommendationer

I Stockholms stads kemikalieplan 2014-2019 är barns vardag ett prioriterat område. Som en del i att implementera kemikalieplanen har Kemikaliecentrum på miljöförvaltningen startat projekt Kemikaliesmart förskola. Under hösten 2015 gör avdelningen för hälsoskydd en inventering av kemikalierisker på 70 förskolor i Stockholm. I samband med inspektionerna utförs även dammprovtagning för analys av kemikalieinnehåll.

Inspektör på plats noterade följande punkter som miljöförvaltningen rekommenderar att verksamheten kontrollerar med hjälp av det bifogade dokumentet Vägledning för kemikaliesmart förskola.

-
-

Se vidare information i det bifogade dokumentet "Vägledning för Kemikaliesmart förskola".

Miljöförvaltningen noterade även följande brister som bör kunna åtgärdas/kontrolleras inom ert egenkontrollarbete.

Med vänlig hälsning

Miljö- och hälsoskyddsinspektör

CHECKLISTA

Förskolans id: F X

<u>Verksamhetens namn</u>				<u>Objekt-ID</u>	<u>Datum för besök</u>
<u>Organisationsform</u>				<u>Fastighetsägare</u>	
<u>Privat</u>	<u>Kommunal</u>	<u>Föräldrakooperativ</u>	<u>Personalkooperativ</u>		
<u>Speciell inriktning</u>					
<u>Waldorf</u>		<u>ur-och-skur</u>			
<u>Besöksadress</u>				<u>Antalet barn på hela förskolan:</u>	
<u>Typ av lokal</u>				<u>Byggnadsår (decennium)</u>	
<u>fristående ()</u>		<u>Lägenhet ()</u>			
<u>Hur länge har förskolan funnits i lokalerna?</u>				<u>När gjordes senaste omfattande renoveringen?</u>	

A. Information om rummet som provet tas från

Information till inspektören

Välj ett lekrum för tre-fyraåringar

Fotografera golvet rakt ovanifrån, 50 cm ovan golvet, utan blixk om möjligt.

Fotografera rummet från minst två håll för att ge en uppfattning om hur mycket saker som finns i rummet.

*Rummets namn

1. Storlek på rummet som provet tas från? (Längd och bredd mätt med laserpekare)

Bredd: *meter*

Längd: *meter*

- 2. Typ av rum?** (Ofta kan t.ex. lektrum även vara vilorum. Vid flera funktioner kan flera alternativ väljas)
Vilrum
Lektrum
Hobbyrum/verkstad (med färger, lim etc.)
Matrum
Annan typ, specificera:

3. Finns skummadrasser för vila i rummet som dammprovet togs från (inkl de som förvaras i skåp)?

Ja Uppskattad ålder (decennier): Uppskattat antal:
Nej

4. Förekommer plastöverdrag på vilomadrasser?

Ja Vilomadrasser förekommer ej Nej

5. Finns huvudkuddar för vila i rummet som dammprovet togs från?

Ja Uppskattat antal:
Nej

B. Inredning i rummet som provet tas ifrån

1. Typ av golv

PVC
Linoleum
Trä
Annat om annat, specificera:

2*. Från vilket år är golvet ungefär, är det lagt före eller efter år 2000? (ej för trägolv)

År

3. Möbler med skumfyllning, inklusive sittklossar (Flera årtal kan anges om flera möbler)

Ja, skumfyllning och plastöverdrag/konstläder: Antal: stycken

Nej, inga skummöbler:

Kommentarer:

Uppskattad ålder(decennium): år

4*. Har rummet genomgått omfattande renovering under det senaste 12 månaderna (Flera alternativ kan anges)

Ja, nytt ventilationssystem	Antal månader sedan:
Ja, nytt golv	Antal månader sedan:
Ja, ommålning av väggar	Antal månader sedan:
Ja, tapetsering	Antal månader sedan:
Ja, annat	Antal månader sedan:
Om annat. Specificera orsak här:	

Nej, ingen av ovanstående

5. Hur många elektroniska produkter så som dator, tv, radio, telefon, mikro, diskmaskin, kyl etc. finns i rummet? (Räkna inte iPads, iPods, iPhones)

4 eller fler

3 stycken

2 stycken

1 stycken

0 Det finns inga elektriska produkter i rummet

Kommentarer:

C. Allmänt

1*. Hur många barn finns på avdelningen?

barn

2*. Vilka åldrar är barnen i den aktuella barngruppen? (Välj avd med 3-4-åringar om möjligt) Mellan och år gamla

3*. Har förskolan aktivt gått igenom vad man har för varor (leksaker, elektronik, tallrikar etc)?

Ja Ange om fsk ingått i något speciellt projekt:

Nej

4*. Tar förskolan emot leksaker från föräldrar? (avser inte böcker)

Ja Nej

5. Förekommer icke-leksaker bland barnens leksaker på avdelningen?

Ja Nej

elektronik byggmaterial

utklädningskläder (ej för barn, med konstskinn/metalldetaljer/tunga smycken) nycklar

kvitton övrigt:

Kommentar

6*. Förekommer pyssel med annat än saker som är gjorda för att pyssla med?

Ja Specificera (vid behov)

Nej

7. Förekommer mjuka plastleksaker bland barnens leksaker (som går att böja/trycka på)?

Ja Specificera (vid behov)

Nej

8. Förekommer leksaker som innehåller skumgummi?

Ja Nej

Kommentar:

9*. Finns rutiner för handtvätt?

Ja Nej

10*. Finns rutiner för rengöring av nya textilier?

Ja Nej

11*. Finns rutiner för rengöring av gamla textilier?

Ja Nej

12*. Finns rutiner för hantering av kemiska produkter?

Ja Nej

Förvaras de oåtkomligt för barnen? Finns uppdaterad kemikalieförteckning? Finns säkerhetsdatablad? Rensas gamla kemikalier ut?

Kommentarer:

13*. Är barnen i rummet när pärlplattor stryks?

Ja Nej

Förekommer inte:

14*. Är barnen i rummet när laminering sker?

Ja Nej

Förekommer inte:

D. Städning och ventilation

1*. Hur ofta städas det på förskolan? (Inkluderar inte personalens plock)

5 gånger per vecka

4 gånger per vecka

3 gånger per vecka

2 gånger per vecka

1 gång per vecka / mer sällan

2*. När sker städning?

På morgonen

På förmiddagen

På eftermiddagen

På kvällen

Annat, specificera:

3*. Utförs storstädning på förskolan? (Dvs städning när damm tas bort från alla ytor)

Ja, oftare än två gånger per år

Ja, cirka två gånger per år

Ja, cirka en gång per år

Ja, mer sällan än en gång per år

Nej

Om ja, antal månader sedan senaste storstädning:

4*. Används vax eller polish på golvet?

Ja, vax

Ja, polish

Ja, vax eller polish

Nej

Vet ej

Om ja, hur många månader sedan vax/polish användes senast;

5*. Finns rutiner för att säkerställa att bästa möjliga produkter/redskap används vid städning?

Ja Nej

Kommentarer:

6*. Finns rutiner för felanmälan av städning?

Ja Nej

7*. Finns rutiner för att ha koll på att ventilationen fungerar som den ska?

Ja Nej

8*. Finns rutiner för felanmälan av ventilation?

Ja Nej

E. Madrasser, kuddar och täcken för vila

1*. Finns skummadrasser för vila i något annat rum på avdelningen?

Ja *Uppskattad ålder (decennier)* *Uppskattat antal:*

Nej

2*. Finns huvudkuddar för vila i något annat rum på avdelningen?

Ja *Uppskattat antal:*

Nej

3*. Hur ofta tvättas madrassöverdrag?

1 gång/vecka

Varannan vecka

Vid behov

Madrasser används ej

Annat:

4*. Hur ofta tvättas örngott/lakan? (textilier som används vid vila, ej madrassöverdrag)

1 gång/vecka

Varannan vecka

Vid behov

Örngott används inte

Annat (t.ex. föräldrar tvättar):

F. Inventering

1. Används handskar av PVC (vinylhandskar) på förskolan?

Ja Nej

2*. Förekommer (stoppade) möbler från 70- och 80-talet på förskolan?

Ja Nej

3. Vad är det för typ av material i dricksglasen på förskolan?

Glas

Plast

Annat

Specificera:

4. Vad är det för typ av material i tallrikarna på förskolan?

Plast

Porslin

Annat

Specificera:

5. Används metallkonserver i köket?

Ja

Nej

Vet ej

6*. Är hygienprodukter såsom handtvål, diskmedel och tvättmedel parfymfria?

Ja

Nej

7. Vilken typ av material består tvättlappar av?

Papper

Skumgummi

Förekommer ej

Annat

8. Förekommer något av nedanstående i barnens utomhusmiljö?

Bildäck

Tryckimpregnerat trä

Kreosotimpregnerat virke (stockar, telefonstolpar)

Övriga bitar av byggmaterial (PVC-rör, kablar)

förekommer ej

Ställ frågan nedan vid behov

X*. Berätta om ert arbete kring kemikalier i varor.

Har inte ens tänkt tanken

Inget intresse

Har funderat

Börjat lite inom några områden

Kommit igång ordentligt

Är så ”klara” det går just nu – ett ständigt pågående arbete

Övriga noteringar

Bilaga 2. Dammprovtagningsformulär

Dammprovtagningsformulär

Förskolans namn: _____ Datum: _____

Prov nummer 1:

ID: _____

Höjd över golvet (skriv inom vilket spann, t.ex. 50-200 cm): _____

Underlag (undvik plastunderlag och kablar, ta helst från trä eller målat trä): _____

Övrigt (föremål i närheten etc. notera om t.ex. en plastback lyfts bort för att dammsuga under, dammsug INTE på kablar – om det ändå händer är det viktigt att notera): _____

Prov nummer 2:

ID: _____

Höjd över golvet: _____

Underlag: _____

Övrigt (föremål i närheten etc.): _____

Blankprov (på tisdagar)

ID prov 1: _____ ID prov 2: _____

Övrig (om ngt speciellt händer): _____
