A photograph of children playing with large, colorful plastic blocks in a playroom. A boy in the foreground is focused on stacking a red block. Other children are visible in the background, some holding blocks. The scene is brightly lit and colorful.

Provtagning och kemisk analys inom hälsorelaterad miljögiftsövervakning 2024

– Kemikaliebelastning i 21 förskolors innemiljö



Stockholms
stad

 **ivl**
SVENSKA
MILJÖINSTITUTET

Författare: Georgios Giovanoulis, Raam Ibrahim, Ioannis Liagkouridis, Liselott Egelrud, Raed Awad, IVL Svenska Miljöinstitutet; Needa Shaheen, Jonas Eskhult, Jenny Fäldt, Anne Lagerqvist, Arne Jamtrot, Stockholms Stad Miljöförvaltningen

Medel från: Stockholms Stad Miljöförvaltningen

Fotografier: Mostphotos sidan 1, Georgios Giovanoulis övriga

Rapportnummer: C894

ISBN:978-91-7883-663-5

Upplaga: Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2025

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

I detta projekt har provtagning och kemisk analys för hälsorelaterad miljögiftsövervakning i förskolor genomförts. Projektet består av en serie undersökningar för att påvisa förekomst av kemikalier – flyktiga och halvflyktiga organiska ämnen – i luft, damm och material i 21 förskolor från Stockholmsområdet.

Provtagningen på förskolorna har utförts av Georgios Giovanoulis och Raam Ibrahim från IVL Svenska Miljöinstitutet, samt Jonas Eskhult från Stockholms stads Miljöförvaltning. Kemiska analyser vid IVL har utförts av Raam Ibrahim, Georgios Giovanoulis, Raed Awad, Liselott Egelrud, Omar Abdalal, Ann Sjöblom, Martin Nilsson och Pernilla Gideflod.



Innehållsförteckning

Förord.....	3
Innehållsförteckning	4
Sammanfattning.....	11
Inledning	12
Mål för projektet.....	13
Syfte	13
Förskolor	14
Metoder och genomförande	15
Utvärdering och bedömning av mätresultat.....	17
Provtagning och analys	18
Metodik.....	18
Kvalitetskontroll för analytisk procedur.....	21
Deskriptiv statistik.....	22
Resultat och diskussion.....	22
Flyktiga organiska föreningar i luft.....	22
Semiflyktiga organiska ämnen i luft	26
Semiflyktiga organiska ämnen i damm	32
Analys av ett golvmaterial.....	46
Slutsatser.....	46
Referenser.....	49
Bilaga 1. Data för luftprov.....	54
Bilaga 2. Data för dammprov	55
Bilaga 3. Beskrivande statistik.....	56
Bilaga 4. Golvmaterialprov.....	71

Översikt över kemikalier, förkortningar och CAS-nummer som ingår i denna rapport

CAS-nummer	Mjukgörare	Förkortning
131-11-3	Dimethyl phthalate	DMP
84-66-2	Diethyl phthalate	DEP
84-74-2	Di-n-butylphthalate	DnBP
84-69-5	Diisobutyl phthalate	DiBP
85-68-7	Benzyl butyl phthalate	BBzP
117-81-7	Bis(2-ethylhexyl)phthalate	DEHP
28553-12-0	Diisononyl phthalate	DiNP
26761-40-0	Diisodecyl phthalate	DiDP
53306-54-0	Bis(2-propylheptyl)phthalate	DPHP
77-90-7	Acetyltributylcitrate	ATBC
103-23-1	Bis(2-ethylhexyl)adipate	DEHA
6422-86-2	Bis(2-ethylhexyl)terephthalate	DEHT
166412-78-8	1,2-Cyclohexane dicarboxylic acid diisononyl ester	DINCH
3319-31-1	Tris(2-ethylhexyl) trimellitate	TOTM

CAS-nummer	Organofosfatestrar	Förkortning
78-40-0	Tris(ethyl) phosphate	TEP
126-71-6	Tris(iso-butyl) phosphate	TiBP
126-73-8	Tributyl phosphate	TnBP
115-96-8	Tris(2-chloroethyl) phosphate	TCEPP
13674-84-5	Tris(2-chloro-iso-propyl) phosphate	BBzP
13674-87-8	Tris(1,3-dichloro-iso-propyl) phosphate	TDCP
78-42-2	Tris(2-ethylhexyl) phosphate	TEHP
78-51-3	Tributoxy ethyl phosphate	TBEP
115-86-6	Triphenyl phosphate	TPhP
1241-94-7	2-Ethylhexyl-diphenyl phosphate	EHDPP
78-32-0	Tris(o-cresol) phosphate	ToCrP
1330-78-5	Tricresyl phosphate (mix of isomers)	TCrP-mix

CAS-nummer	Bisfenoler	Förkortning
85-05-7	Bisphenol A	BPA
1478-61-1	Bisphenol AF	BPAF
620-92-8	Bisphenol F	BPF
80-09-1	Bisphenol S	BPS
79-94-7	Tetrabromobisphenol A	TBBPA

CAS-nummer	Klorparaffiner	Förkortning
85535-85-9	Medium Chain Chlorinated Paraffins (C14–C17)	∑MCCPs (C14-C17)

CAS-nummer	Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)	Förkortning
91-20-3	Naphthalene	Nap
83-32-9	Acenaphthene	Ace
86-73-7	Fluorene	Fle
85-01-8	Phenanthrene	Ph
120-12-7	Anthracene	An
206-44-0	Fluoranthene	Fla
129-00-0	Pyrene	Py
56-55-3	Benzo(a)anthracene	B[α]A
218-01-9	Chrysene	Chr
205-99-2	Benzo(b)fluoranthene	B[b]F
205-82-3	Benzo(j)fluoranthene	B[j]F
207-08-9	Benzo(k)fluoranthene	B[k]F
50-32-8	Benzo(a)pyrene	B[α]P
53-70-3	Dibenzo(ah)anthracene	D[ah]A
191-24-2	Benzo(ghi)perylene	B[ghi]P
193-39-5	Indeno(1,2,3-cd) pyrene	Ind
208-96-8	Acenaphthylene	Acy

CAS-nummer	Aldehyder	Förkortning
50-00-0	Formaldehyde	-
75-07-0	Acetaldehyde	-
67-64-1	Acetone	-
123-73-9	Crotonaldehyde	-
66-25-1	Hexaldehyde	-

CAS-nummer	Metaller	Förkortning
7440-23-5	Sodium	Na
7439-95-4	Magnesium	Mg
7429-90-5	Aluminium	Al
7440-21-3	Silicon	Si
7723-14-0	Phosphorus	P
7440-09-07	Potassium	K
7440-70-2	Calcium	Ca
7440-62-2	Vanadium	V
7440-47-3	Chromium	Cr
7439-96-5	Manganese	Mn
7439-89-6	Iron	Fe
7440-48-4	Cobalt	Co
7440-02-0	Nickel	Ni
7440-50-8	Copper	Cu
7440-66-6	Zinc	Zn
7440-38-2	Arsenic	As
7782-49-2	Selenium	Se
7440-24-6	Strontium	Sr
7439-98-7	Molybdenum	Mo
7440-43-9	Cadmium	Cd
7440-39-3	Barium	Ba
7439-97-6	Mercury	Hg
7439-92-1	Lead	Pb

CAS-nummer	Flyktiga organiska ämnen (VOC)	Förkortning
71-43-2	Benzene	-
124-18-5	n-Decane	-
80-56-8	Alpha-Pinene	-
108-88-3	Toluene	-
66-25-1	n-Hexanal	-
71-36-3	n-Butanol	-
108-38-3	m-Xylene	-
13466-78-9	3-Carene	-
138-86-3	Limonene	-
108-67-8	1,3,5-Trimethylbenzene	-
3391-86-4	1-Octen-3-ol	-
104-76-7	2-Ethylhexanol	-
100-51-6	Benzyl alcohol	-
6846-50-0	2,2,4-Trimethyl-1,3-pentanediol diisobutyrate	TXIB
91-20-3	Naphthalene	Nap

CAS-nummer	Per- och polyfluoralkylämnen (PFAS)	Förkortning
375-22-4	Perfluorobutanoic acid	PFBA
2706-90-3	Perfluoropentanoic acid	PFPeA
307-24-4	Perfluorohexanoic acid	PFHxA
375-85-9	Perfluoroheptanoic acid	PFHpA
335-67-1	Perfluorooctanoic acid	PFOA
375-95-1	Perfluorononanoic acid	PFNA
335-76-2	Perfluorodecanoic acid	PFDA
2058-94-8	Perfluoroundecanoic acid	PFUnDA
307-55-1	Perfluorododecanoic acid	PFDoDA
72629-94-8	Perfluorotridecanoic acid	PFTTrDA
376-06-7	Perfluorotetradecanoic acid	PFTeDA
67905-19-5	Perfluorohexadecanoic acid	PFHxDA
16517-11-6	Perfluorooctadecanoic acid	PFODA
423-41-6	Perfluoropropane sulfonic acid	PFPrS
375-73-5	Perfluorobutane sulfonic acid	PFBS
2706-91-4	Perfluoropentane sulfonic acid	PFPeS
355-46-4	Perfluorohexane sulfonic acid	PFHxS
375-92-8	Perfluoroheptane sulfonic acid	PFHpS
1763-23-1	Perfluorooctane sulfonic acid	PFOS
68259-12-1	Perfluorononane sulfonic acid	PFNS
335-77-3	Perfluorodecane sulfonic acid	PFDS
749786-16-1	Perfluoroundecane sulfonic acid	PFUnDS
79780-39-5	Perfluorododecanoic acid	PFDoDS
791563-89-8	Perfluorotridecane sulfonic acid	PFTTrDS
27619-97-2	6:2 Fluorotelomer sulfonic acid	6:2 FTS
39108-34-4	8:2 Fluorotelomer sulfonic acid	8:2 FTS
13252-13-6	Perfluoro-2-propoxypropanoic acid	Gen-X
919005-14-4	Dodecafluoro-3H-4,8-dioxananoic acid	ADONA
1190931-27-1	Perfluoroacetic acid, 2-[(5-methoxy-1,3-dioxolan-4-yl)oxy], ammonium salt	C6O4
113507-82-7	Perfluoro(2-ethoxyethane) sulfonic acid	PFEESA
377-73-1	Perfluoro-3-methoxypropanoic acid	PFMPA
70887-88-6	6:2 Fluorotelomer unsaturated carboxylic acid	6:2 FTUCA
70887-84-2	8:2 Fluorotelomer unsaturated carboxylic acid	8:2 FTUCA
70887-94-4	10:2 Fluorotelomer unsaturated carboxylic acid	10:2 FTUCA
53826-12-3	6:2 Fluorotelomer carboxylic acid	6:2 FTCA
27854-31-5	8:2 Fluorotelomer carboxylic acid	8:2 FTCA
53826-13-4	10:2 Fluorotelomer carboxylic acid	10:2 FTCA
356-02-5	3:3 Fluorotelomer carboxylic acid	3:3 FTCA
914637-49-3	5:3 Fluorotelomer carboxylic acid	5:3 FTCA
356-02-5	3:3 Fluorotelomer carboxylic acid	3:3 FTCA
914637-49-3	5:3 Fluorotelomer carboxylic acid	5:3 FTCA
812-70-4	7:3 Fluorotelomer carboxylic acid	7:3 FTCA

777011-38-8	8-Chloroperfluorooctane sulfonic acid	8Cl-PFOS
754-91-6	Perfluorooctane sulfonamide	PFOSA
31506-32-8	N-Methyl perfluorooctane sulfonamide	Me-FOSA
4151-50-2	N-Ethyl perfluorooctane sulfonamide	Et-FOSA
2806-24-8	Perfluorooctane sulfonamido acetate	FOSAA
2355-31-9	N-Methyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid	Me-FOSAA
2991-50-6	N-Ethyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid	Et-FOSAA
57678-01-0	6:2 Fluorotelomer phosphate monoester	6:2 PAP
57678-03-2	8:2 Fluorotelomer phosphate monoester	8:2 PAP
57677-95-9	6:2 Fluorotelomer phosphate diester	6:2 diPAP
943913-15-3	6:2/8:2 Fluorotelomer phosphate diester	6:2/8:2 diPAP
678-41-1	8:2 Fluorotelomer phosphate diester	8:2 diPAP
40143-76-8	Perfluorohexylphosphonic acid	PFHxPA
1283087-54-6	6-Chloroperfluorohexylphosphonic acid	Cl-PFHxPA
40143-78-0	Perfluorooctylphosphonic acid	PFOPA
2252239-09-9	8-Chloroperfluorooctylphosphonic acid	Cl-PFOPA
40143-77-9	6:6 Perfluorophosphinic acid	6:6 PFPI
610800-34-5	6:8 Perfluorophosphinic acid	6:8 PFPI
40143-79-1	8:8 Perfluorophosphinic acid	8:8 PFPI
3820-83-5	2-(N-ethylperfluorooctanesulfonamido)ethyl phosphate	SAmPAP
2965-52-8	N-Ethyl perfluorooctane sulfonamide ethanol-based phosphate diester	diSAmPAP
24015-83-6	7:2 Fluorotelomer alcohol	7:2 FTOH
678-39-7	8:2 Fluorotelomer alcohol	8:2 FTOH
865-86-1	10: 2 Fluorotelomer alcohol	10:2 FTOH
422-64-0	Perfluoropropanoic acid	PFPrA
52299-26-0	Perfluorodecylphosphonic acid	PFDDPA

CAS-nummer	Bromerade flamskyddsmedel	Förkortning
134237-50-6	Alpha-Hexabromocyclododecane	α-HBCD
134237-51-7	Beta-Hexabromocyclododecane	β-HBCD
134237-52-8	Gamma-Hexabromocyclododecane	γ-HBCD
41318-75-6	2,4,4'-Tribromodiphenyl ether	PBDE 28
5436-43-1	2,2',4,4'-Tetrabromodiphenyl ether	PBDE 47
189084-64-8	2,2',4,4',6-Pentabromodiphenyl ether	PBDE 100
60348-60-9	2,2',4,4',5-Pentabromodiphenyl ether	PBDE 99
1163-19-5	2,2',3,4,4'-Pentabromodiphenyl ether	PBDE 85
207122-15-4	2,2',4,4',5,6'-Hexabromodiphenyl ether	PBDE 154
68631-49-2	2,2',4,4',5,5'-Hexabromodiphenyl ether	PBDE 153
1163-19-5	Decabromodiphenyl ether	PBDE 209
3322-93-8	1,2-dibromo-4-(1,2-dibromomethyl)cyclohexane	DBE-DBCH
183658-27-7	2-ethylhexyl-2,3,4,5-tetrabromobenzoate	EHTBB
26040-51-7	Bis(2-ethylhexyl) tetrabromophthalate	BEH-TEBP
84852-53-9	Decabromodiphenyl ethane	DBDPE

Sammanfattning

Förskolor, där barn tillbringar stora delar av sin tid, har identifierats som viktiga miljöer att undersöka gällande förekomst och exponering för skadliga ämnen. Material och produkter som används i förskolor, såsom byggmaterial, möbler och leksaker, kan innehålla ämnen som ftalater, bisfenoler, PFAS och flamskyddsmedel. Dessa kemikalier kan påverka barns hälsa negativt genom att störa endokrina funktioner, bidra till utvecklingsförseningar och öka risken för astma, allergier, fetma och andra metabola störningar.

Stockholms stad har i flera år bedrivit ett omfattande arbete med att övervaka förekomsten av skadliga ämnen i stadens förskolor, samt att förespråka åtgärder och praxis för att minska dem. Projektet syftar till att kartlägga den kemiska belastningen i förskolans inomhusmiljö och undersöka exponeringen hos barn. Genom att analysera luft-, damm- och materialprover från 21 förskolor i socioekonomiskt varierande områden bidrar projektet till att identifiera både källor och risker förknippade med kemikalier i inomhusmiljön. Projektet ingår också i det nationella övervakningsprogrammet HÄMI.

Resultaten från undersökningen visar att vissa ämnen, som PFAS, mjukgörare och organofosfater, förekommer i både luft och damm, medan andra, såsom bisfenoler och klorparaffiner, främst återfinns i damm. Totala och individuella koncentrationer av flyktiga organiska föreningar, inklusive aldehyder, i luften på alla förskolor låg under rekommenderade säkerhetsgränser. Analys av PFAS i dammprover visade en signifikant ökning av nivåer efter den oxidativa behandlingen som utfördes som en del av TOP-analysen, vilket tyder på förekomst av kemiska prekursorer. Resultaten belyser också komplexiteten hos fluorkällor i förskoledamm, med betydande bidrag från oidentifierade fluorerade föreningar, oorganiska fluorider och polymert PFAS, vilket understryker begränsningarna för riktad PFAS-analys och behovet av kombinerade analysmetoder för att helt karakterisera fluorkontamination i inomhusmiljöer. Metallhalter i damm var överlag lägre än i andra internationella studier, men varierade möjligen beroende på byggnadens närhet till trafik och urbana källor. Ett prov på golvmaterialet som analyserades från förskolan F110 innehöll höga halter av alternativa mjukgörare samt låga halter av ftalater.

Genom att kombinera miljöanalyser med humana prover, som urin från barn som tas av Institutet för miljömedicin i ett separat projekt, hoppas projektet bidra till en djupare förståelse för hur kemikaliebelastning påverkar barns hälsa. Målet är att ta fram riktlinjer för säkra materialval och inomhusmiljöer i förskolor, i linje med nationella och lokala mål för en giftfri miljö. Resultaten kommer att fungera som underlag för framtida beslut och integreras i stadens miljöövervakningsprogram.

Inledning

Barn är särskilt utsatta för exponering för farliga ämnen på grund av deras mindre kroppsstorlek, högre ämnesomsättning och beteenden som frekvent aktivitet från hand till mun. Förskolemiljöer, där barn tillbringar en betydande del av sin tid, kan fungera som reservoarer för olika skadliga kemikalier. Dessa kemikalier förknippas ofta med produkter som byggmaterial, möbler, leksaker och vardagsartiklar som elektronik och rengöringsmedel. Ämnen som ftalater, bisfenoler, per- och polyfluoralkylsubstanser (PFAS) och flamskyddsmedel har upptäckts i förskoledamm och luft, vilket lyfter fram inomhusmiljön som en betydande exponeringsväg för små barn (Winkens et al. 2018; Larsson et al. 2017; Langer et al. 2021).

Nyligen genomförda studier har visat att exponering för dessa ämnen kan bidra till en mängd olika negativa hälsoeffekter, inklusive störningar i endokrina funktioner, utvecklingsförseningar och ökade risker för astma, allergier, fetma och andra metabola störningar. Till exempel har ftalater kopplats till endokrina störningar, medan PFAS-föreningar och bisfenoler är associerade med neuroutvecklingseffekter och förändrad reproduktiv hälsa (Braun et al., 2013; Wang et al., 2016; Sun et al., 2014). Dessutom är nya substitut för begränsade ämnen, såsom alternativa mjukgörare och flamskyddsmedel, allt vanligare men kräver fortfarande en noggrann utvärdering av deras potential för negativa hälsoeffekter (Bui et al. 2016; Giovanoulis et al. 2019; Quadeer et al. 2024).

Stockholms stad har legat i framkant när det gäller att övervaka och minska kemikalieexponeringen i förskolan genom sitt hälsorelaterade miljögiftsövervakningsprogram. Detta program inkluderar regelbundna provtagningar och analyser av luft, damm och material från förskolor för att spåra förekomsten av skadliga ämnen och utvärdera effekterna av interventionsåtgärder. Till exempel har riktade åtgärder som att ersätta material med kemiskt säkrare alternativ och renovering med godkända byggmaterial visat sig avsevärt minska nivåerna av halvflyktiga organiska föreningar (SVOC) och andra skadliga kemikalier (Giovanoulis et al. 2019; Langer et al. 2021).

Denna studie bygger vidare på dessa ansträngningar genom att genomföra en omfattande analys av kemiska belastningar i förskolans inomhusmiljöer. Genom att undersöka damm- och luftprover, tillsammans med specifika material såsom golv, försöker projektet utvärdera både källorna och exponeringsriskerna förknippade med dessa kemikalier. Målet är att stödja evidensbaserat beslutsfattande för att skapa säkrare och mer hållbara inomhusmiljöer för barn, i linje med nationella mål för en giftfri miljö och folkhälsomål.

Mål för projektet

Stockholms stad genomför hälsorelaterad miljögiftsövervakning i syfte att undersöka förekomsten av hälsofarliga ämnen i stadens förskolor. Detta projekt syftar till att fortsätta arbetet med kartläggningen av kemikaliebelastningen i olika förskolor i Stockholm stad samt arbetet mot kemikaliesmarta och säkra inomhusmiljöer.

Kemikaliecentrum utför återkommande utredningar av inomhusmiljöer samt de material som barn kommer i kontakt med. Detta projekt utgör en del av Stockholms stads pågående arbete inom hälsorelaterad miljögiftsövervakning av inomhusmiljön. Projektet är genom samarbete med Naturvårdsverket också en del av den nationella hälsorelaterade miljöövervakningen HÄMI. Målet är att långsiktigt övervaka miljöfaktorer som kan påverka människors hälsa.

Projektet är ett samarbete mellan miljöförvaltningen, Institutet för Miljömedicin (IMM) och Naturvårdsverket. Totalt valdes 21 förskolor ut huvudsakligen från stadsdelarna Kungsholmen, Södermalm och Bromma. Dessa förskolor representerar en mångfald av miljöer för övervakningen.

I detta samarbetsprojekt kommer Miljöförvaltningen bidra med utvalda kemiska mätningar på damm- och luftprover från inomhusmiljön på dessa förskolor för att kartlägga förekomsten av hälsoskadliga ämnen. Samtidigt kommer IMM att analysera urinprov och eventuellt även hårprov från 4-åriga barn på de aktuella förskolorna. Exponeringsnivåer kan uppskattas i de humana proverna genom mätningar av metaboliter av miljögifter.

Förekomsten av hälsofarliga ämnen studeras i förskolans luft och damm. De uppmätta halterna jämförs med halter uppmätta i andra studier. Ett golvprov togs dessutom för kemisk analys på grund av intresse.

Syfte

Det övergripande syftet med projektet är att kartlägga den kemiska belastningen i inomhusmiljön på förskolor som en indikation på barns exponering för hälsoskadliga kemikalier. En annan målsättning är att identifiera eventuella samband mellan halterna som mäts inomhus och halterna i humana prover för att få en djupare förståelse av den faktiska exponeringen.

Resultaten från dessa mätningar kommer att användas som beslutsunderlag för vilka ämnen eller ämnesgrupper som fortsättningsvis ska ingå i Stockholms stads övervakningsprogram för inomhusmiljö. Dessutom kommer resultaten att integreras i mätserierna inom detta program för att studera utvecklingen över tid.

Stockholms stad har genomfört flera betydande projekt för att minska kemikalieexponeringen i förskolemiljöer sedan stadens första kemikalieplan antogs 2014. Inom ramen för initiativ som Kemikaliesmart förskola och det EU-finansierade projektet NonHazCity har arbetet fokuserat på

att kartlägga, mäta och reducera förekomsten av skadliga ämnen i inomhusmiljöer. Bland de viktigaste projekten finns exempelvis analyser av kemikalier i förskolor, såsom ftalater och bisfenoler i damm och material, samt tillsynsrapporter och utvärderingar av barns exponering. Flera studier har dokumenterat effekterna av åtgärder såsom utbyte av föremål i inomhusmiljön samt substitution av kemiska produkter som används i verksamheten (t.ex. byte av leksaker, inredning, golv och andra byggmaterial), vilket har resulterat i minskningar av farliga ämnen i inomhusluft och damm. Dessa inkluderar bland annat rapporterna av Lagerqvist et al. (2019), Giovanoulis et al. (2019), och Langer et al. (2021), vilka visar att systematiska insatser har en betydande potential. Den senaste analysen av potentiellt hälsofarliga ämnen i idrottshallar (Goodpoint, 2023) visar att arbetet även breddats till andra inomhusmiljöer, vilket stärker stadens åtagande för en hälsosam och säker miljö för barn.

Förskolor

(1) Tabell 1. Förskolor som ingår i studien.

ID	Stadsdel
F20	Kungsholmen
F25	Kungsholmen
F30	Kungsholmen
F111	Kungsholmen
F112	Kungsholmen
F113	Kungsholmen
F114	Kungsholmen
F115	Södermalm
F116	Södermalm
F117	Södermalm
F118	Södermalm
F120	Södermalm
F121	Södermalm
F122	Bromma
F123	Bromma
F124	Bromma
F125	Bromma
F126	Skarpnäck
F127	Bromma
F128	Bromma
F110	Bromma

Luft- och dammprover togs in från 21 förskolor i fem områden i Stockholm under en omfattande provtagningskampanj som genomfördes 16-26 september 2024. Fördelningen av provtagna förskolor omfattade sju på Kungsholmen, sex på Södermalm, sju i Bromma och en i Skarpnäck. Dessutom togs ett materialprov in från förskolan F110 för att komplettera miljöbedömningen. Syftet med detta arbete var att samla in representativa data om luftkvalitet och dammsammansättning över olika urbana förskolemiljöer i Stockholm.

Metoder och genomförande

Provtagning och analys av ämnen med miljö- eller hälsoskadliga egenskaper har gjorts i inomhusluft och inomhusdamm och i utvalda material i innemiljöer i olika förskolor.

Ämnen som analyserats är:

- **Flyktiga organiska ämnen (VOC: Volatile Organic Compounds).** På grund av deras höga flyktighet förekommer VOC främst som gaser i luft. Oftast finns det många olika VOC:er i luften och halterna redovisas för ett stort antal individuella VOC. VOC redovisas som totalhalten av flyktiga organiska ämnen (**TVOC: Total Volatile Organic Compounds**) i provet som ger en enkel indikation på hur omfattande förekomsten av dessa ämnen är.
- **Aldehyder:** Formaldehyd och andra aldehyder för inomhusluftövervakning analyseras för att identifiera orsaker till hälsosymtom.
- **Semiflyktiga organiska ämnen (SVOC: Semivolatile Organic Compounds)** kan finnas både i gasform och adsorberade på partiklar, till exempel damm. Relevanta SVOC-ämnen för denna studie är:
 - Mjukgörare
 - Ftalater
 - Alternativa mjukgörare
 - Organofosfater (OPFR, Organophosphosphate Flame Retardants)
 - Polycykliska aromatiska kolväten (PAH, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)
 - Bromerade flamskyddsmedel (BFR)
 - Polybromerade difenyletrar (PBDE)
 - Hexabromcyklododekan (HBCD)
 - Nya bromerade flamskyddsmedel (EBFR, Emerging Flame Retardants)
 - Bisfenoler
 - BPA och dess analoger
 - Per- och polyfluoralkylämnena (Per- and polyfluoroalkyl substances, PFAS)

- Perfluorkarboxylsyror (PFCAs), -sulfonsyror (PFSAs), -fosfonater (PFPA) och -fosfinater (PFPIAs)
- Fluortelomer karboxylsyror (FTCAs), -sulfonsyror (FTSAs) och -alkoholer (FTOHs)
- Andra per- och polyfluorerade ämnen
- o Klorparaffiner
 - Kortkedjiga klorerade paraffiner (C10–C13)
 - Medelkedjiga klorerade paraffiner (C14–C17)
 - Långkedjiga klorerade paraffiner (C18–C21)
- **Metaller som miljögift:** Metaller finns naturligt i miljön, men människan har bidragit till att öka halterna. Höga halter av vissa metaller kan leda till cancer och andra sjukdomar. Genom utvinning av metaller har människan bidragit till att halterna i miljön ökat. I närheten av större metallindustrier har höga halter av tungmetaller mätts upp i marken, men de kan också spridas långa sträckor via luften. Metaller kan inte brytas ned utan blir kvar. Därför kan det ta lång tid från det att ett utsläpp upphört, till dess att även halterna i människor och miljö minskar. Från marken läcker de sakta ut i sjöar och vattendrag i omgivningen. I vattendragen påverkar de växter, fiskar och levande organismer. Hur människa och miljö påverkas varierar mellan olika metaller samt vilka halter det rör sig om och hur vi kommer i kontakt med (exponeras för) metallen. I Sverige är det vanligast att vi exponeras via luft eller damm och partiklar förutom dricksvatten och livsmedel
- **Analysen av totalt fluor (TF), totalt organiskt fluor (TOF) och totalt oxiderbara prekursorer (TOP)** är centrala för att ge en omfattande bild av PFAS-föreningar i inomhusmiljöer. TF-analys mäter den totala mängden fluor i ett prov, inklusive både organiskt och oorganiskt fluor. Denna metod är användbar för att uppskatta total fluorhalt, men den kan inte särskilja PFAS från andra fluorföreningar, vilket innebär att höga nivåer av oorganiskt fluor kan ge en missvisande bild av PFAS-innehållet. TF-mätningar blir dock allt viktigare med tanke på framtida EU-regleringar som föreslår gränsvärden för totalfluor i material och produkter.

TOF-analys går ett steg längre genom att mäta mängden organiskt bundet fluor, vilket ger en bättre uppskattning av PFAS-nivåer eftersom PFAS utgör organiskt fluor. TOF fungerar som en proxy för att utvärdera den totala mängden PFAS i ett prov och är särskilt värdefull för en bredare översikt av PFAS-föreningar, även om den inte kan kvantifiera specifika ämnen. Slutligen erbjuder TOP-analysen en möjlighet att omvandla prekursorer till oxiderbara PFAS-föreningar, som därefter mäts som perfluoralkylsyror (PFAAs). Detta kompletterar TF- och TOF-metoderna och ger en mer detaljerad förståelse av komplexa PFAS-föreningar, inklusive tidigare okända eller mindre vanliga föreningar.

Dessa metoder, tillsammans med traditionella riktade analyser, skapar en solid grund för att bedöma miljö kvalitet, säkerställa efterlevnad av regleringar och identifiera områden för ytterligare forskning och åtgärder.

Provtagning genomfördes under veckorna 38-40, år 2024. Personal från IVL förberedde och installerade provtagningsutrustning för VOC och SVOC i luft och genomförde samtidigt

provtagning av damm från ytor ovan golv, och tog i ett fall prover på golvmaterial efter förfrågan i förskola F110.

Totalt analyserades 21 luftprover för olika kemiska grupper tillhörande de tre ämnesklasserna: TVOC, Aldehyder och SVOC (mjukgörare, OPFR, PAH, BFR, bisfenoler och PFAS) som var vanligt förekommande på alla förskolor. För PAH togs endast tre luftprover på grund av provtagningsbegränsningar. Antalet och kemiska identiteter för enskilda ämnen i varje ämnesgrupp framgår av resultattablerna.

Totalt analyserades 21 dammprover med avseende på ämnen som ingick i de tre ämnesgrupperna: SVOC (mjukgörare, OPFR, PAH, bisfenoler, PFAS och klorparaffiner), Metaller och TF, TOF och TOP som var gemensamma för alla förskolor. Antal och kemisk identitet för enskilda ämnen i varje ämnesgrupp visas i resultattabeller.

I nästa kapitel finns detaljerade beskrivningar av provtagningsmetoder för luft- och dammprover, analysmetoder för alla matriser och en beskrivning av kvalitetskontroller för analysförfaranden.

Utvärdering och bedömning av mätresultat

Rikt- och gränsvärden

I stort sett saknas gräns- och riktvärden för halter i luft och damm för både de ämnesgrupper och individuella ämnen inom en ämnesgrupp som provtagits och analyserats för inomhusmiljöer. Ett undantag är totalt VOC (TVOC). Den tyska myndigheten UBA (Umweltbundesamt) har rekommenderat ett riktvärde för inomhusluft på 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, som motsvarar kontors- och bostadsmiljö.

Jämförelser med andra studier

Resultat från denna studie avseende halter av SVOC i luft och damm jämfördes med uppgifter från nationella rapporter och publicerade vetenskapliga artiklar. Jämförelser av halter SVOC i material ingår inte i denna undersökning.

I denna rapport presenteras jämförelser med utvalda, relevanta studier från förskolor och skolor för att få en uppfattning om huruvida halterna i de undersökta förskolorna var höga eller låga jämfört med tidigare mätningar. Sammansättning och halter kan förändras över tid och rum eller som effekt av lagstiftning eller förbud. Jämförelsen ger därför en bild av hur de uppmätta halterna förhåller sig till tidigare uppmätta halter.

Provtagning och analys

Metodik

Provtagningar genomfördes av IVL personal enligt interna rutiner under september 2024.

Personal från IVL förberedde och installerade provtagningsutrustning för VOC och SVOC i luft samt provtagning av damm och material. Prov och utrustning hämtades efter avslutad provtagningsperiod av personal från IVL. Luftprovtagningen för VOC samt aldehyder förslöts enligt instruktioner och postades tillbaka till IVL för analys. Provtagningen resulterade i 21 luftprover (VOC och SVOC), 21 dammprover och 1 materialprov.

VOC i luft har provtagits genom s.k. diffusiv (passiv) provtagning i enlighet med SS-EN-ISO-16017-2 "Inomhus-, omgivnings- och arbetsplatsluft - Provtagning och analys av flyktiga organiska föreningar (VOC) genom adsorbent rör/termisk desorption/gaskromatografi - Del 2: Diffusionsprovtagning (ISO 16017-2:2003)". Arbetsprincipen för passiv, eller med andra ord diffusiv, provtagning är molekylär diffusion av gaser vid konstant hastighet. Gasmolekylerna diffunderar in i provtagaren där de samlas upp under provtagningstiden. Rör av Tenax adsorbentmedium (Tenaxrör, model N9307005, Perkin Elmer, Waltham, MA, USA). Resultat av mätningen är koncentrationsvärden integrerade över tiden.

SVOC i luft samlades genom aktiv provtagning med pump på SPE (Solid Phase Extraction, ISOLUTE ENV+, 200 mg, 6 ml, part# 915-0030-C) kolonner. **Damm** samlades på ett filter av cellulosa i en hållare av styren-akrylnitril som var insatt i ett munstycke av polypropylen (Krim. Teknisk Materiel AB, Bålsta, Sverige), som i sin tur var kopplat till insuget på en dammsugare. Dammet samlades från ytor såsom lister, bokhyllor och liknande; dammet från golv har undvikits p.g.a. risk för annan kontaminering från direkt kontakt med golvmaterial. Allt material som användes, inklusive filter rengjordes före provtagning för att undvika kontamination.

Materialprover skars ut från ställen där det inte orsakade synliga märken.

Proverna upparbetades och analyserades enligt IVL:s interna analysrutiner. Luftproverna som samlats upp på SPE-kolonner eluerades (dvs. löstes ut) efter tillsats av en internstandard i ett organiskt lösningsmedel och extraktet indunstades. Dammproverna extraherades efter invägning och tillsats av internstandarder i ett organiskt lösningsmedel med hjälp av ultraljud. Materialproverna finfördelades efter invägning och tillsats av internstandard, varefter de extraherades med organiska lösningsmedel med hjälp av ultraljud. Proverna indunstades också med hjälp av ett lätt kvävgasflöde. Därefter analyserades de med GC-MS/MS.

Analyser vid IVL: VOC, ftalater, organofosfater, bisfenoler, PAH, PBDE:er, PFAS, fluorotelomeralkoholer, kloroparaffiner, metaller, total fluor och aldehyder

VOC analyserades med gaskromatografi/masspektrometri (GC/MS; GC 6890, MS 5973N, Agilent, USA) som summan av VOC i provet. Totalhalten av flyktiga organiska ämnen (RT från 6 min till 32 min), TVOC, uttrycks i toluenekvivalenter enligt internationell praxis. Därutöver analyserades utvalda VOC:er som ingår i IVL:s standardmetod för karakterisering av inomhusluft som individuella ämnen samt ett antal andra VOC:er, även dessa kvantifierade som toluenekvivalenter. Kvantifieringen i toluenekvivalenter görs för att man ska få en uppfattning om koncentrationens storlek och innebär att koncentrationen av de olika ämnena i provet räknas om till motsvarande koncentration av toluen.

Luft och dammproverna med avseende på SVOC upparbetades och analyserades enligt IVL:s interna analysrutiner. Luftproverna som samlats upp på SPE-kolonner, eluerades (dvs. löstes ut) efter tillsats av en internstandard. Extraktet indunstades med hjälp av ett lätt kvävgasflöde. Dammproverna extraherades med lösningsmedel efter invägning och tillsats av internstandarder med hjälp av ultraljud. Materialproverna finfördelades, vägdes in och extraherades med organiska lösningsmedel med hjälp av ultraljud.

Extraktet för bisfenoler derivatiserades med MSTFA (N-Trimetylsilyl-N-metyl trifluoroacetamid) före analysen. Extraktet som skulle analyseras med avseende på polycykliska aromatiska kolväten (PAH, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) och polybromerade difenyletrar (PBDE) späddes med vatten och extraherades ytterligare en gång med ett annat lösningsmedel. De slutliga extrakten indunstades och delades upp för fortsatt upprening för respektive ämnesgrupp. Det delade extraktet fraktionerades på en silikagelkolonn för PAH och en aluminiumoxidkolonn för PBDE. Proverna späddes till lämplig halt innan analys. Inför den instrumentella analysen tillsattes proverna injektionsstandarder för respektive ämnesgrupp.

Analys av ftalater, organofosfater och bisfenoler (Giovanoulis et al. 2016; Xu et al. 2016; Giovanoulis et al. 2019) utfördes med gaskromatograf kopplad till en masspektrometer (7000A Triple Quad MS, Agilent Technologies Inc. Santa Clara, CA, USA). Instrumentet var utrustat med en autoinjektor (Agilent 7683B). Detektorn användes i MRM (Multiple Reaction Monitoring) mode och ämnena separerades på en kapillärkolonn (VF - 5MS, 30 m x 0.25 mm ID x 0.25 µm filmtjocklek, Varian).

PAH separerades genom så kallad "reversed phase" vätskekromatografi (kolonn Pursuit 3 PAH Agilent) med hjälp av en Varian Prostar vätskekromatograf och detekteras med fluorescensdetektion. Analys av PBDE (förutom PBDE 209) utfördes med hjälp av en gaskromatograf (Trace 1310 Thermo) kopplad till en ECD (Electron Capture Detector). Instrumentet var utrustat med en autoinjektor AS 3000 (Thermo) och ämnena separerades på en kapillärkolonn (CP-sil 8CB 50m * 0.25mm ID* 0.25 um tjocklek Chrompack). PBDE 209 analyserades på en gaskromatograf kopplad till en masspektrometer (8000 Evo, Thermo) Instrumentet var utrustat med autoinjektor Triplus 100 LS (Thermo) Analysen utfördes i mode GC-

MS-NCI (negative chemical ionisation) med metan som reaktionsgas. Ämnena separerades på en kapillärkolonn (TG-XLBMS Thermo 15m*0,25mm ID*0,1um tjocklek).

Analys av PFAS och fluorotelomeralkoholer: till damm- och materialprover sattes en uppsättning av interna standarder (¹³C-PFOS, ¹³C-PFOA, ¹³C-6: 2-FTS och ¹³C-8: 2 FTOH), som sedan extraherades med metanol med hjälp av ultraljud, renades med ENVI-Carb och koncentrerades. Luftprover (ENV+ 500 mg, isolate) förstärktes också med samma interna standardblandning och eluerades med metanol. 3,5-BTPA tillsattes som volymetrisk standard och alla prover analyserades med HPLC/MS/MS (API 4000™ -system) i negativ elektronsprayjonisering (ESI-). Efter PFAS-analysen injicerades extrakten med en saminjektion tillsammans med internstandard för bestämning av FTOH-nivåerna.

Klorparaffiner i material och dammprover analyserades enligt metoden från McGrath et al. (2022) "Method validation and comparison of quantification strategies for analysis of chlorinated paraffins in indoor dust by liquid chromatography and high-resolution mass spectrometry". Proverna extraherades med lösningsmedel tillsats av intern standard. Därefter renades de i flera steg och analyserades med en Q Exactive Orbitrap LC/MS i ESI- med en Atlantis dC18 Column, 100Å, 5 µm, 4,6 mm X 150 mm.

För aldehyder användes passiv provtagning med Supelcos DSD-DNPH Passive Sampling Device. Aldehyder och ketoner binder in till reagenset i provtagaren och bildar ett komplex. Provtagaren elueras med acetonitril som sedan överförs till vial och analyseras på HPLC med en Diode Array Detector (DAD) och C18-kolonn.

För analys av metaller i damm syratvättades all utrustning i 2 % HNO₃ före användning för att minimera kontaminationsrisken. För uppslutning vägdes cirka 0,05 g damm upp i kvartsglasinsserter och löstes med HNO₃ och H₂O₂ i en mikrovågsugn vid 200 °C och 1800 W under 20 minuter. Temperaturen kontrollerades kontinuerligt med en temperatursensor under processen. Efter uppslutning överfördes provet till ett 50 ml provrör och späddes till en slutvolym på 50 ml med avjoniserat vatten. För lakning överfördes dammproverna till syratvättade 15 ml rör, där aqua regia tillsattes. Rören förvarades i 24 timmar för att möjliggöra fullständig lakning av metallerna. Efter detta överfördes 1 ml lakvatten till ett annat 15 ml rör och späddes före analys. Metallerna analyserades med ICP-MS enligt IVL:s metod A30, baserad på SS-EN ISO 17294-2:2016, där Germanium, Iridium, Rhodium och Indium användes som interna standarder för att korrigera matriseffekter. Guld tillsattes för att stabilisera kvicksilvret i lösningen. För prover med höga koncentrationer spädde man ytterligare för att få värden inom kalibreringskurvan. Analysen utfördes i KED-läge, där kollisionsgas användes för att eliminera polyatomära interferenser.

Förbrännings-IC (CIC) är en analysmetod som utnyttjar termokemisk sönderdelning av organiskt material i närvaro av syre (oxidativ pyrolys) för att omvandla analyterna av intresse till gasform. De gaser som bildas vid förbränningen, inklusive HX och SO₂/SO₃, leds genom en absorberande lösning som sedan injiceras direkt i ett IC-instrument för vidare analys. Vilken absorberande lösning som används beror på de anjoner som är av intresse, men avjoniserat (DI) vatten används ofta för halogenider. För fasta prover vägs en noggrann mängd in och placeras i keramikrör, vilka sedan förs in i ugnen för förbränning. För extraherade prover injiceras 100 µl metanol i ett

kvartsglaskärl, som därefter förs in i ugnen. Metoden används exempelvis för analys av totalfluor, där analyten omvandlas till gaser genom oxidativ pyrolys och därefter behandlas enligt ovan beskrivna process. Förbrännings-IC erbjuder en effektiv och tillförlitlig metod för kvantifiering av halogener och andra anjoner i både fasta och flytande prover.

För TOF i damm, togs cirka 35 mg dammprov som placerades i ett 13 mL polypropenrör (PP-rör). Provet extraherades två gånger med 4 mL metanol i ett ultraljudsbad. Extrakten kombinerades och koncentrerades till 1 mL med en försiktig kvävgasström. Det slutliga extraktet vortexades, centrifugerades och överfördes till en vial för analys.

För TOP-analysen användes metoden från Houtz & Sedlak et al. (2012). Cirka 35 mg dammprov placerades i en 100 mL HDPE-flaska och tillsattes med 10 ng isotopmärkt PFAS (endast PFCA+PFSA) som intern standard. Totalt 60 mL MilliQ-vatten, 0,96 g kaliumperoxodisulfat och 0,912 g natriumhydroxid tillsattes enligt Sedlaks protokoll. Flaskorna upphettades i en ugn vid 85°C i 6 timmar. Därefter justerades pH med koncentrerad HCl. Proverna genomgick fastfasextraktion (SPE) med WAX-SPE-patroner (6 cm³, 150 mg, 30 µm). Prekonditionering utfördes med 4 mL vardera av 0,1 % NH₄OH i metanol, följt av 4 mL metanol och 4 mL MilliQ-vatten. Proverna fördes genom SPE-patronerna under vakuum. Efter extraktionen sköljdes patronerna med 4 mL ammoniumacetatbuffert och 4 mL MilliQ-vatten och torkades sedan under vakuum. Proverna eluerades i 13 mL PP-rör med 4 mL metanol följt av 4 mL 0,1 % NH₄OH i metanol. De eluerade proverna avdunstades till 1 mL under kvävgas, vortexades, centrifugerades och överfördes till vialer för analys. Varje batch inkluderade tre procedurblanka prover av MilliQ-vatten som behandlades genom alla steg tillsammans med de faktiska proverna.

För bromerade flamskyddsmedel eluerades luftproverna (ENV+ 500 mg, isolate) med lösningsmedel. Därefter extraherades de med lösningsmedel och uppenades med vätske/vätskeextraktion, svavelsyrabehandling och separation på AlOxkolonn innan analys. Den instrumentella analysen gjordes med GC/MS med elektroninfångningsjonisering (GC-MS/ECNI) där negativt laddade fragment monitorerades. GC-kolonnerna som användes var TG-5HT (Thermo Scientific), 15 m för BDE-209 och DBDPE och 30 m för de övriga. Nya och framkommande flamskyddsmedel flamskyddsmedel (EBFR) analyserades med gaskromatografi-elektroninfångande negativ jonmasspektrometri (Agilent Technologies GC-system 7890A-ECNI-MS 7000) med användning av en J. & W. HP-5ms kapillärkolonn (15 m), inre diameter 0,25 mm och 0,1 µm filmtjocklek) (Tay et al. 2017). HBCD analyserades med en ultra-performance vätskekromatograf (UPLC) kopplad till en Q Exactive högupplöst orbitrap MS (ThermoFischer Scientific). Joniseringsmetoden var elektropray i negativ mode och kolonnen var en C18 UPLC-kolonn från Waters.

De analytiska procedurerna följde IVL:s kvalitetsrutiner.

Kvalitetskontroll för analytisk procedur

Alla glasvaror upphettades till 470 °C (4 tim) och sköljdes med aceton före användning. UV-filter finns monterade på fönsterglas och lysarmatur i laboratoriet. Prover och standarder var även

täckta i möjligaste mån för att förhindra nedbrytning på grund av UV-ljus och/eller eventuell kontaminering från labbfaciliteter.

Isotopmärkta surrogatstandarder tillsattes alla prover och blankar före extraktion. Tillsammans med damm- luft- och materialproverna processades totalt 3 fältblankar, 2 lösningsmedelsblanker och 2 kvalitetskontrollprover (Standard referensmaterial - SRM 2585).

Kvantifiering gjordes med hjälp av surrogatstandarder och linjära kalibreringskurvor. Fältblankarna för damm innehöll TCEP och TCPP som kom från filtret som används vid provtagningen. Filtret i sin tur hade sannolikt kontaminerats av plastkassetten som det sitter i. Data blankkorrigerades genom att subtrahera medelvärdet av de mängder av TCEP och TCPP som detekterades i blankarna. Små mängder av BDE-209, DBDPE och TBBPA detekterades också i blankarna.

Metodgränsen för detektion (mLOD) bestämdes som den minsta mängden analyt i ett prov som gav upphov till ett signal-brusförhållande (S/N) på 3. För analyter som fanns i blankproven sattes mLOD till medelvärdet i ämnen plus 3 gånger standardavvikelsen för ämnen. När medianvärden har beräknats där vissa värden rapporteras som mLOD har vi exkluderat dem från beräkningarna. Fältblankar inkluderades också och analyserades vid varje tillfälle genom att exponera dem för samma inomhusmiljöer på förskolorna (blanka SPE-patroner, passiva provtagare och filterkassetter) under provinsamlingen.

Referensdammet (SRM 2585) är certifierat för några av analyterna. För de övriga analyterna finns inga certifierade värden men för de flesta av dem finns värden som publicerats i andra studier. Våra resultat för icke-certifierade ämnen ligger i nivå med publicerade värden – som i vissa fall har ganska stor spridning.

Deskriptiv statistik

Deskriptiv statistik bestämdes och tillhörande diagram skapades med hjälp av GraphPad Prism 10 och Microsoft Excel. Lådagram, stapeldiagram och medianvärden som presenteras i figurerna baseras endast på antalet förskolor med nivåer över LOD för motsvarande kemikalie varje gång.

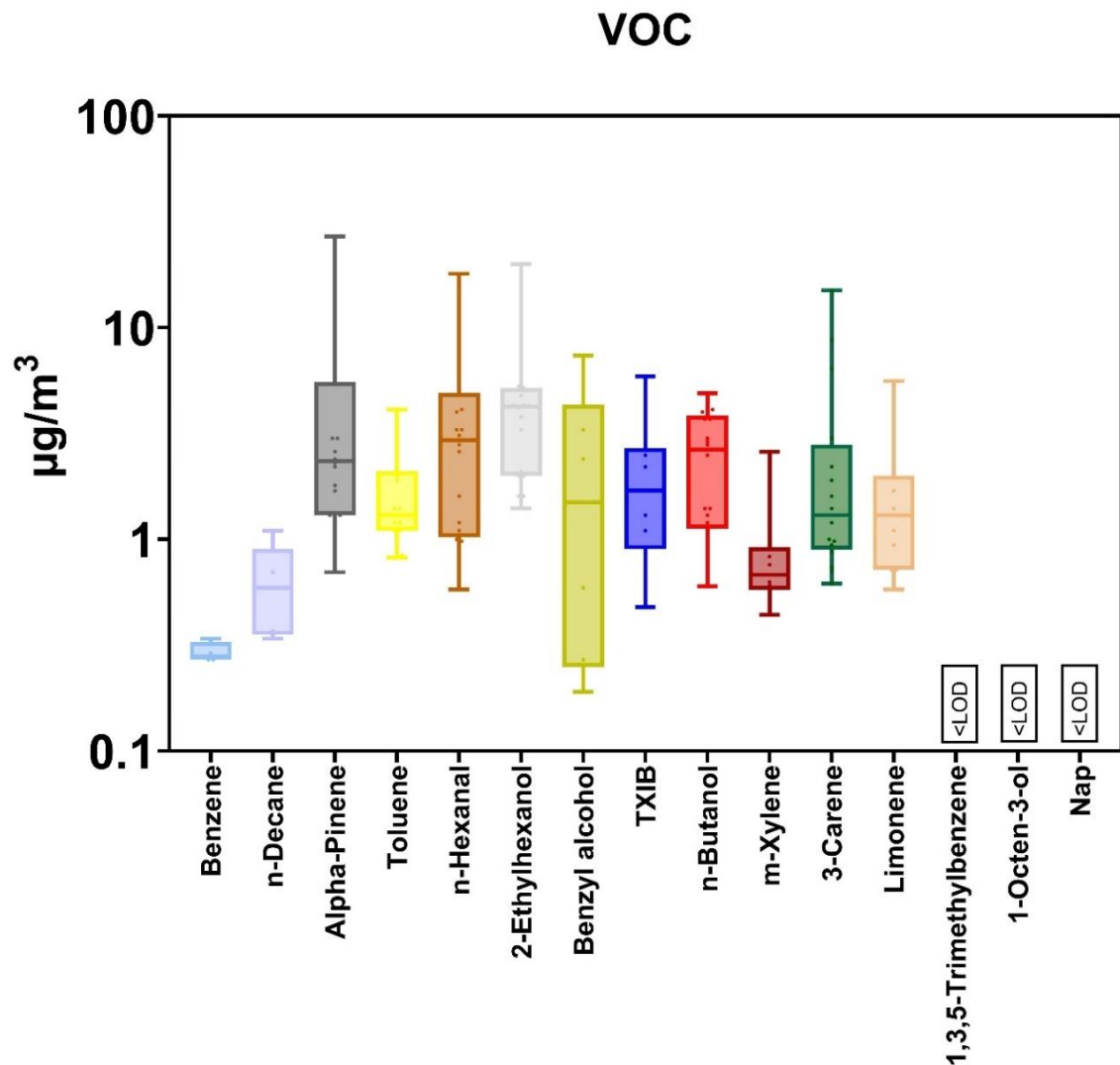
Resultat och diskussion

I de följande avsnitten presenteras och diskuteras resultaten från utredningen med avseende på halter av VOC i luft, SVOC i luft och SVOC i damm från 21 förskolor och ett materialprov från förskola F110.

Flyktiga organiska föreningar i luft

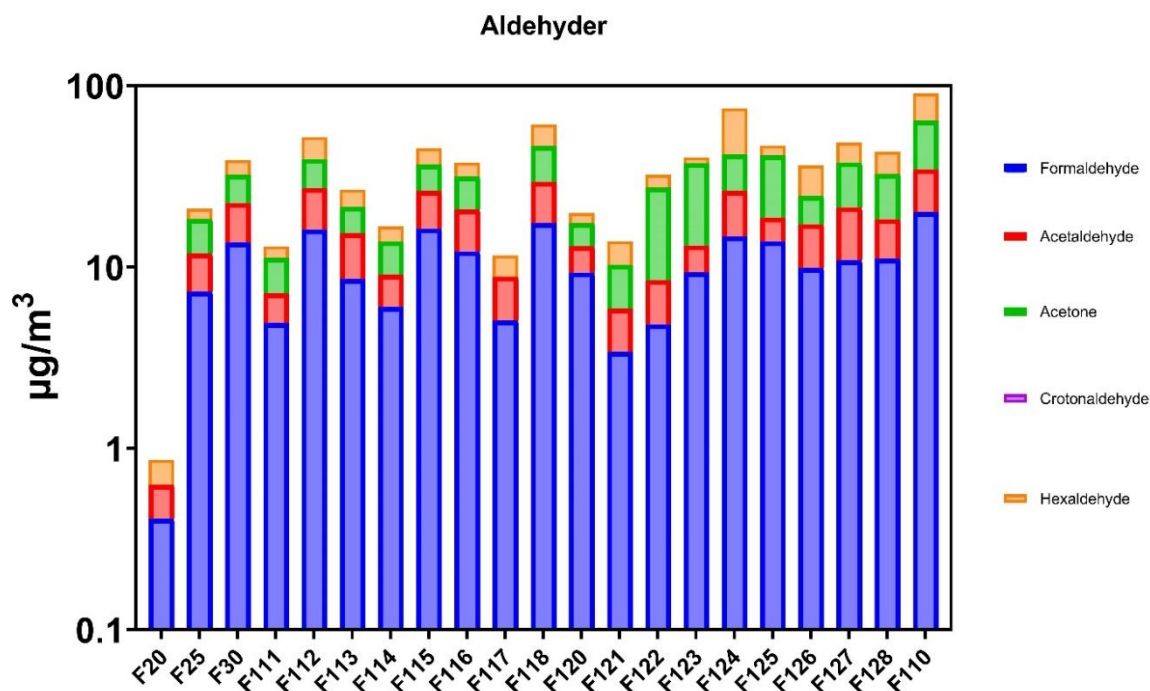
I figur 1 visas fördelningen av de uppmätta VOC-halterna i de olika förskolorna, se även tabell B3.1 (Bilaga 3) för detaljerad statistik kopplat till dessa mätningar. Halterna representerar koncentrationerna av de enskilda flyktiga kemikalierna, som har uppmätts som VOC. Summan av

dessakoncentrationer motsvarar dock inte TVOC, där hela kategorin av flyktiga kemikalier mäts (se figur 3) och kvantifieras som toluenekvivalent.



Figur 1. Lådagram för VOC halter (minimum, 25 kvartil, median, 75 kvartil och maxvärde) i luft från alla mätplatser. Resultaten är i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$ luft.

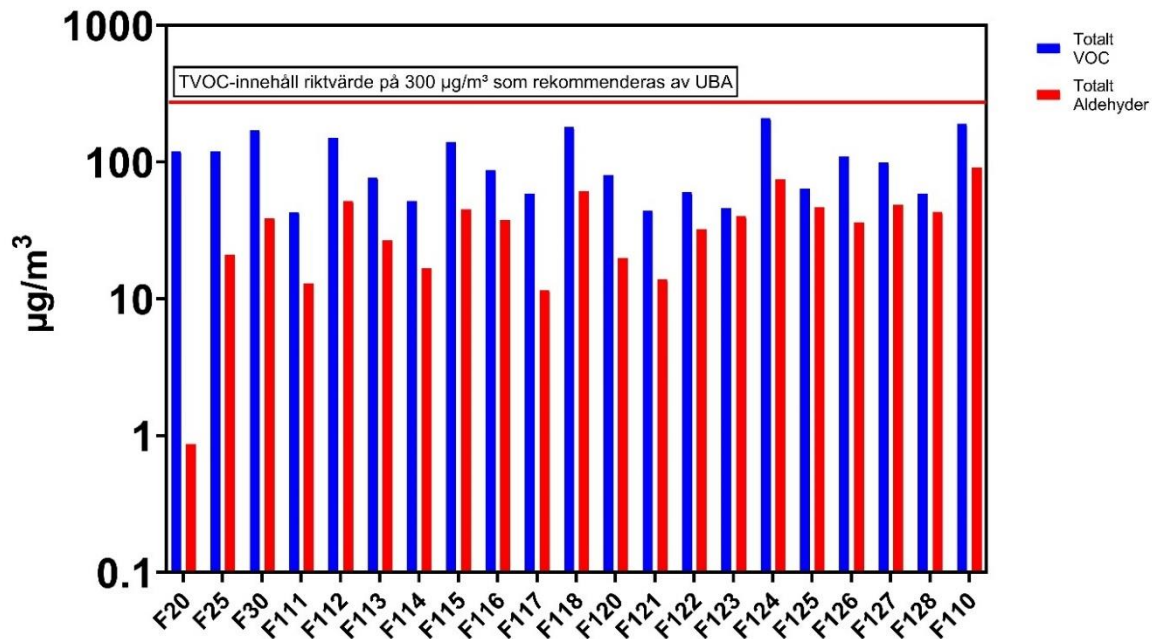
För aldehyder visas resultaten som ett stapeldiagram för respektive förskola. I figur 2 syns de totala halterna för de olika ämnena och i tabell B3.2 (Bilaga 3) står statistiken för dem.



Figur 2. Stapeldiagram för aldehyder i luft i alla mätplatser. Resultaten är givna i enheten µg/m³ luft.

Resultaten visar att nivån på dessa ämnen är jämförbara med varandra bland de olika förskolorna, med ett undantag. Bland resultaten för aldehyder avviker förskolan F20. Där mättes lägre halter i denna kategori. Dock kan det bero på att exponeringstiden för provtagaren var för lång, vilket kan leda till opålitliga resultat. Just det kan vara anledningen till att resultaten avviker från alla andra förskolor. Formaldehydnivån är i samtliga fall lägre än WHO:s riktlinjer. Där sätts gränsen på 100 µg/m³ under en 30 minuters period. Enligt folkhälsomyndigheten så brukar halten av formaldehyd i inomhusmiljöer ligga mellan 20-30 µg/m³ (Folkhälsomyndigheten 2018). Dessa resultat tyder på att förskolorna inte avviker från ett genomsnittligt svenskt hem.

VOC och Aldehyder



Figur 3. Stapeldiagram över totalt VOC och summan av aldehyder i luft från alla mätplatser. Resultaten är i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$ toluenkeivärdet i luft för TVOC och $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i luft för aldehyder.

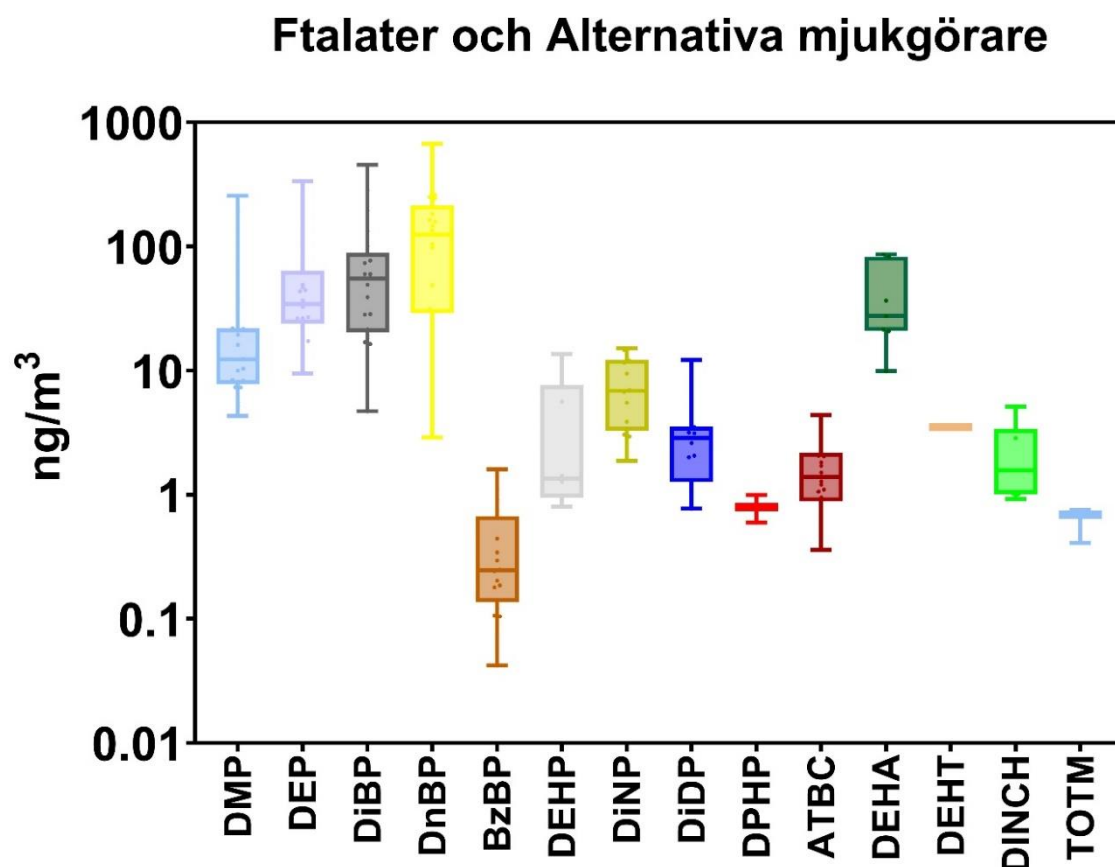
I figur 3 syns den totala halten aldehyder samt den totala halten VOC (TVOC). Utifrån denna data kan man göra en jämförelse med tidigare studier som gjorts. I den tidigare studien "Kemisk-smart förskola" där luften i tre förskolor inom Stockholmsområdet övervakades, nämns att TVOC redovisas i ett intervall på 74–490 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IVL, 2020). I den studien nämns också att de värden som uppmättes i projektet då är jämförbara med de tyska skolorna. VOC i 63 tyska förskolor: TVOC rapporteras som ett medianvärde på 179 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och 95:e percentilen (nästan maxvärde) på 617 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Fromme et al., 2016a). Mätning av VOC har också genomförts i fyra svenska förskolor byggda som lågenergibygnader (Persson et al., 2019). TVOC-halterna varierade där mellan <50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till 1600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De värden som redovisas i denna rapport ligger under halterna som uppmätts i de tre tidigare studierna som nämns i stycket ovan. Medianvärdet är 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och dethögsta uppmätta värdet var 210 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i förskola F124. Dessutom låg median- och genomsnittligt TVOC-innehåll i alla förskolor under det riktvärde på 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som rekommenderas av tyska UBA (Umweltbundesamt). Avslutningsvis avviker inte värdena från ett genomsnittligt bostadshus för VOC.

Baserat på våra resultat finns det inget som tyder på förekomsten av Sick Building Syndrome (SBS) i de studerade miljöerna på förskolor. Luftkvalitetsmätningarna av VOC låg inom acceptabla gränser. Ventilationssystemen bedömdes också vara effektiva och välskötta, utifrån informationen från Stockholms stad. Detta, samt att inga klagomål om symtom som vanligtvis förknippas med SBS, såsom huvudvärk, luftvägsirritation eller trötthet har inkommit, tyder på att inomhusmiljön i de studerade förskolorna inte bidrar till SBS-relaterade hälsoproblem. Dessutom visar halterna av

2-etylhexanol och andra VOC som uppmätts i förskolorna inga tecken på riskrelaterad till hög fukthalt eller lim som används på betonggolv, liknande ett tidigare fall (IVL, 2021).

Semiflyktiga organiska ämnen i luft

Totalhalter av SVOC fördelade på de olika ämnesgrupperna som analyserades i luftprover från alla förskolor presenteras i följande lådagram och tabeller.

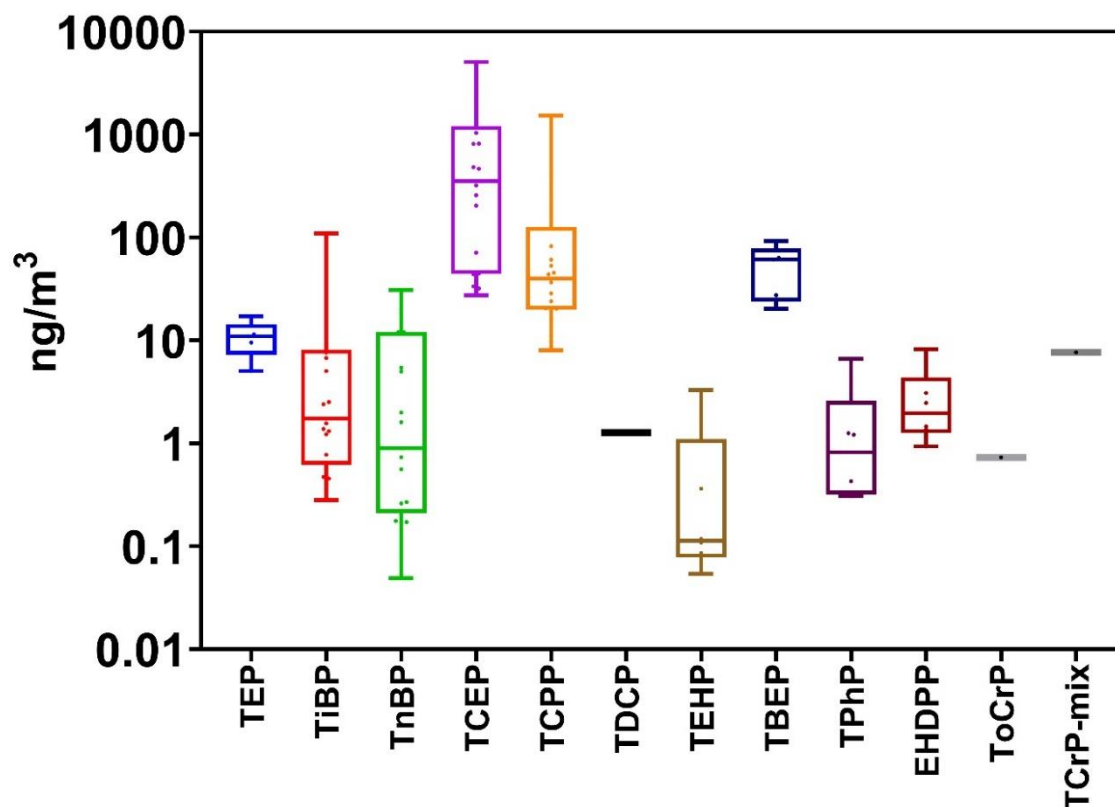


Figur 4. Lådagram (minimum, 25 kvartil, median, 75 kvartil och maxvärde) av ftalatestrar och alternativa mjukgörare i luft från alla mätplatser. Resultaten är i enheten ng/m^3 luft.

I figur 4 visas resultaten av de olika ftalatestrarna inom IVLs analyspaket som mäts i luft i de olika förskolorna. I tabell B1.3 finns statistiken för resultaten. Dessa resultat tyder på att det är lite högre halter bland de tillståndspliktiga jämfört med de alternativa mjukgörarna. DiBP och DnBP förekommer i luften och utgör en stor andel av mjukgörarna på grund av deras flyktighet. Detta observerades även i tidigare studier som gjorts för Stockholm stad. DMP och DEP är lättare ftalater och väldigt flyktiga. Det kan vara en förklaring till varför dessa har högst koncentration i luftproverna. BzBP visar lägre halter bland de tillståndspliktiga substanserna, eftersom den inte är lika flyktig.

Generellt sett är halterna av mjukgörare i luft låga med vissa undantag. Ett exempel är F118 som har en hög halt av DnBP som ligger på 669 ng/m³. Annars ligger medianvärdet för DnBP i detta projekt på 124 ng/m³ vilket är i linje med tidigare projekt. I jämförelse så ligger även det högsta uppmätta värdet i detta projekt inom uppmätt intervall i andra studier

Organofosfater (OPFR)



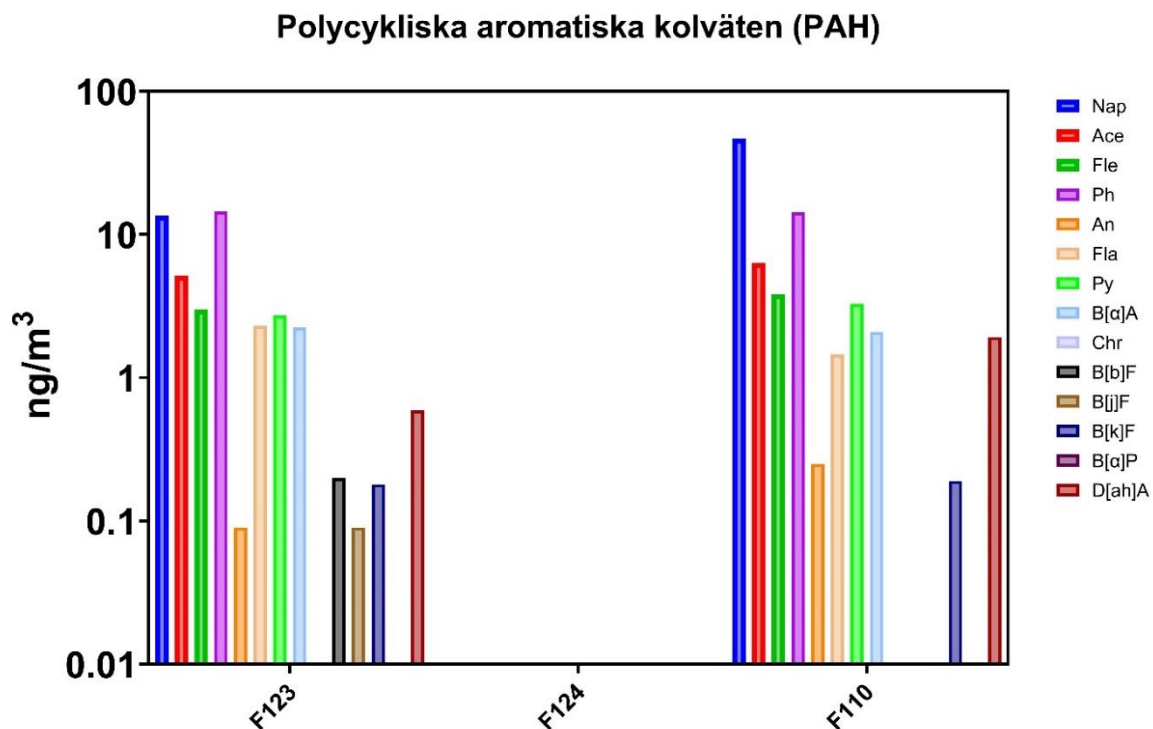
Figur 5. Lådagram (minimum, 25 kvartil, median, 75 kvartil och maxvärde) av organofosfater i luft från alla mätplatser. Resultaten är i enheten ng/m³ luft.

Figur 5 samt statistiken i tabell B1.4 redovisar mätningarna för organofosfater i luft. Resultaten visar att de lättflyktiga ämnena uppvisar höga halter i luftproverna, med TCEP som särskilt framträdande bland de analyserade ämnena i denna kategori. Vid en jämförelse av analyterna mellan de olika förskolorna framgår det att TCEP uppvisar bland de högsta halterna. Detta överensstämmer med tidigare rapporter där TCEP och TCPP ofta förekommer i högre koncentrationer i luftprover än övriga organofosfater.

I denna studie sticker vissa förskolor ut med högre halter av organofosfater i luft, särskilt F25, F30 och F120. Variationen i halter mellan förskolorna kan sannolikt kopplas till skillnader i materialanvändning, såsom byggmaterial, möbler och andra inredningsdetaljer, som bidrar till förekomsten av dessa ämnen i inomhusmiljön.

De uppmätta värdena i denna studie ligger i linje med eller under de nivåer som rapporterats i tidigare studier, inklusive IVL (2020), Berg et al. (2011) och Xu et al. (2016). Indikativa koncentrationer i luft som rapporterats i litteraturen inkluderar TCEP 2.5–144 ng/m³, TCPP 19–53 ng/m³, TDCP 3.5 ng/m³ och TBEP 1–130 ng/m³. Detta överensstämmer med resultaten från detta projekt, där halterna av TCEP och TCPP generellt ligger i det övre intervallet för organofosfater i luft.

Sammanfattningsvis bekräftar resultaten att organofosfater, särskilt TCPP, TBEP och TCEP, förekommer i inomhusmiljöer i förskolor och att deras halter varierar beroende på material och användning i rummen där proverna togs. Dessa fynd bidrar till en förbättrad förståelse för kemikalieexponering i barns vardagsmiljö och erbjuder värdefull vägledning för framtida studier och riskbedömningar. Vidare belyser resultaten vikten av att utvärdera bygg- och inredningsmaterial vid planering och utformning av förskolemiljöer för att minimera exponeringen för potentiellt skadliga ämnen.



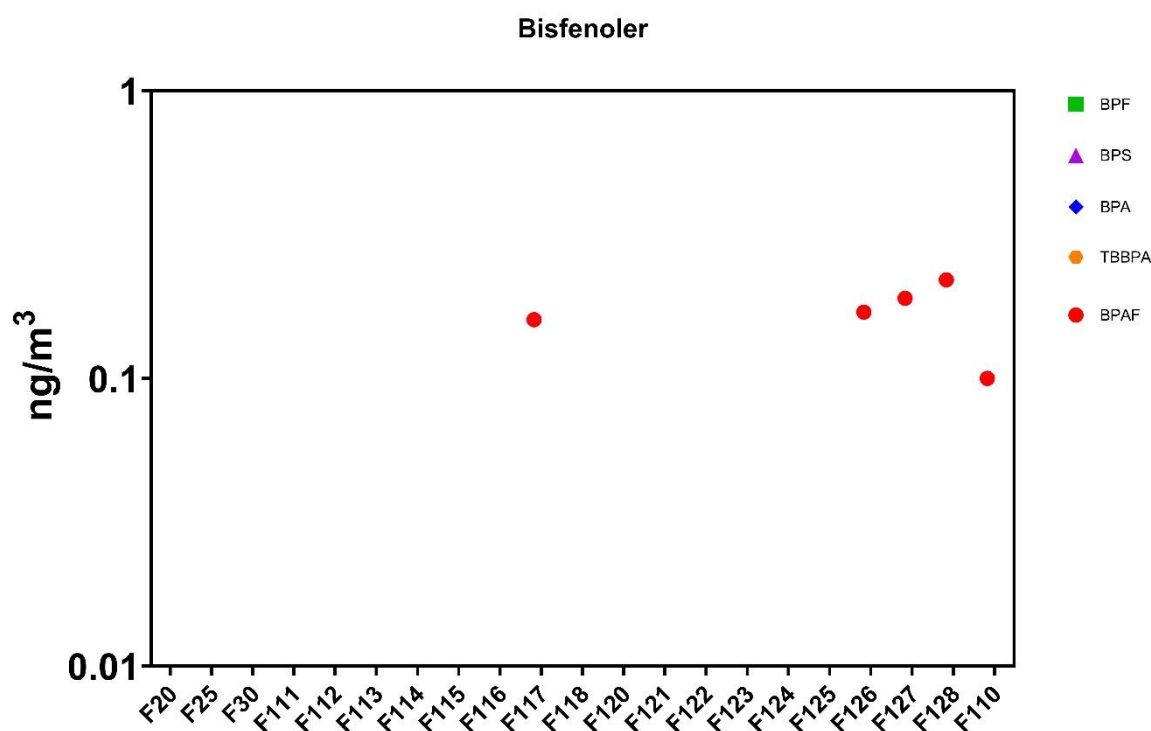
Figur 6. Stapeldiagram över PAH i luft från tre förskolor. Resultaten är i enheten ng/m³ luft.

PAH mättes endast i tre förskolor under provtagningen. Begränsningen berodde på ett lågt antal tillgängliga luftpumpar vid provtagningsdatumen, vilket innebar att PAH-mätningar i luft endast kunde genomföras under de två sista dagarna av provtagningsstillfällena. En mer effektiv planering hade kunnat möjliggöra mätningar vid förskolor nära högtrafikerade gator, vilket potentiellt hade visat en större påverkan av PAH-föroreningar i inomhusluften.

I förskola F124 låg samtliga analyserade PAH:er under detektionsgränsen. I de två andra förskolorna, där PAH faktiskt detekterades, identifierades naftalen, fenantren och acenaften som

de ämnen med högst halter, vilket är vanligt förekommande. Den primära källan till PAH-ämnen i inomhusluften är fordonstrafikens utsläpp, vilket medför att utomhusluften kan ha en betydande påverkan på inomhusluftens kvalitet (Choi & Spengler, 2014; Fromme et al., 2004). De vanligaste PAH-ämnena i stadsluft inkluderar fenantren, fluoren, fluoranten och pyren (Bohlin et al., 2008).

Även om PAH-halterna inomhus inte påverkas i större utsträckning av kemikaliesmarta åtgärder, är det ändå relevant att analysera dessa halter eftersom flera av ämnena är cancerframkallande. Detta understryker vikten av att inkludera PAH-analyser i övervakningen av inomhusmiljöer, särskilt i områden med hög trafikbelastning.

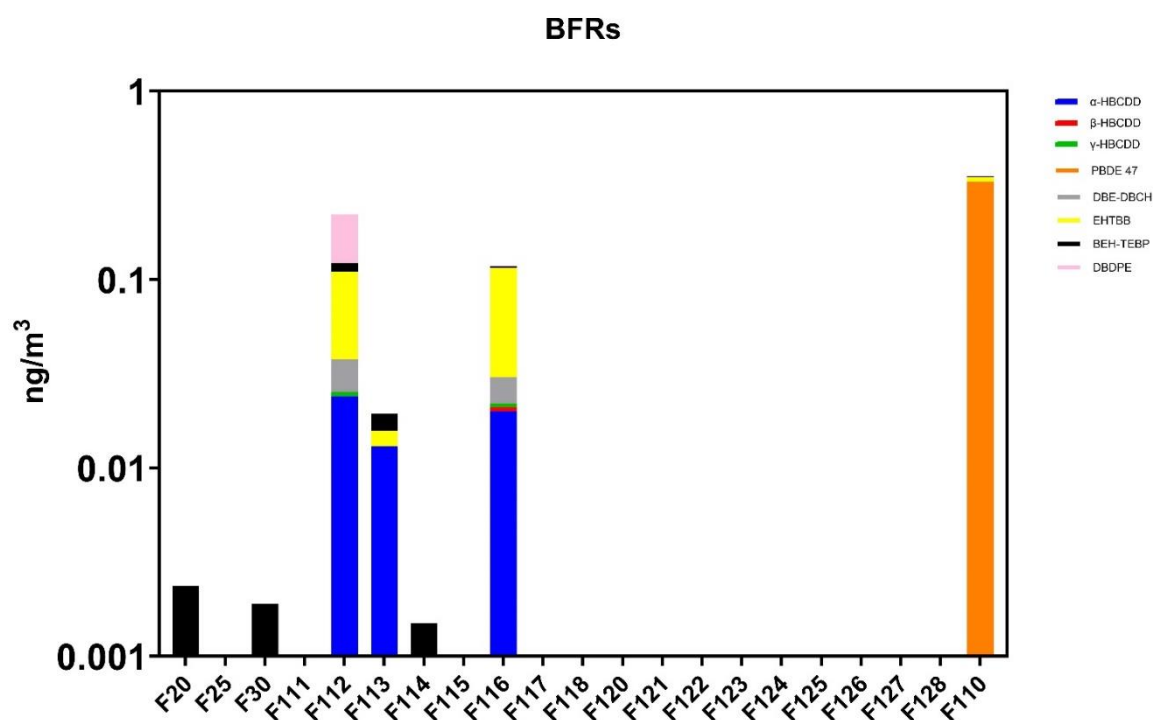


Figur 7. Stapeldiagram av bisfenoler i luft från alla mätplatser. Resultaten är i enheten ng/m³ luft.

Halten Bisfenol A (BPA) låg genomgående under detektionsgränsen i luftproverna, vilket speglar fynden från de flesta av de analyserade bisfenolerna, förutom BPAF, som upptäcktes i endast fem förskolor. Fortfarande var dess nivåer mycket nära detektionsgränserna. Frånvaron av betydande bisfenolkoncentrationer i luften beror sannolikt på dessa ämnens låga flyktighet, en egenskap som begränsar övergång från fasta eller flytande material till gasfas under inomhusförhållanden. Denna egenskap minskar avsevärt förekomst i luften jämfört med andra inomhusmatriser, såsom damm.

Dessa resultat överensstämmer med tidigare studier, som konsekvent har rapporterat låga eller odetekterbara nivåer av bisfenoler i luftprover. Den sporadiska detekteringen av mätbara bisfenolkoncentrationer i luft, såsom de som observerats i denna studie för BPAF, återspeglar sannolikt specifika omständigheter, såsom närhet till utsläppskällor eller variationer i provtagningsmetodik. Dammproverna visade däremot högre koncentrationer av bisfenoler, inklusive BPA och andra bisfenolanaloger (se nedan). Detta understryker vikten av att ta hänsyn

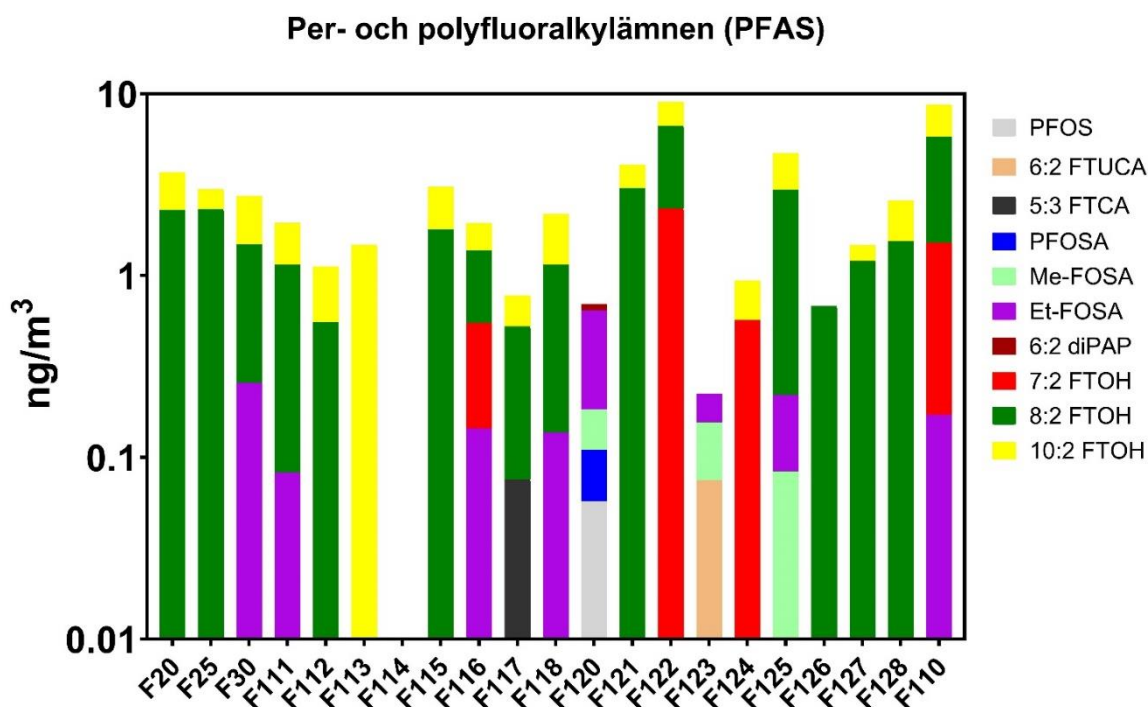
till både luft- och dammmatriser vid bedömning av exponering för bisfenoler inomhus. Fokus på enbart luftmätningar kan underskatta potentiella exponeringsrisker. Sammantaget drar vi slutsatsen att det inte är en prioritet att fortsätta mäta Bisfenol A och dess analoger i luft.



Figur 8. Stapeldiagram av BFRs i luft från alla mätplatser. Resultaten är i enheten ng/m^3 luft.

PBDE (Polybrominated Diphenyl Ethers) detekterades inte i luften på majoriteten av de undersökta förskolorna, med undantag för F110, där PBDE 47 uppmättes till $0.333 \text{ ng}/\text{m}^3$. I allmänhet förväntas låga halter av bromerade flamskyddsmedel (BFR) i inomhusluften, vilket framhållits av Tay et al. (2017), som rapporterade en mediansumma av PBDE på $0.018 \text{ ng}/\text{m}^3$ (intervall $0.0066\text{--}0.24 \text{ ng}/\text{m}^3$) i 60 hushåll i Norge. I denna studie uppvisade endast tre förskolor (F110 – $0.359 \text{ ng}/\text{m}^3$; F112 – $0.222 \text{ ng}/\text{m}^3$; F116 – $0.119 \text{ ng}/\text{m}^3$) nivåer över $0.1 \text{ ng}/\text{m}^3$ för summan av PBDE och nya flamskyddsmedel. Dessa koncentrationer är fortfarande låga jämfört med rapporterade värden i litteraturen (Tay et al., 2017).

Som jämförelse låg PBDE-halterna i luftprover från svenska förskolor, som en del av projektet "Kemikaliesmart förskola - Kemisk belastning i tre förskolor" (IVL, 2020), under detektionsgränsen. Även i internationella studier från grundskolor i Kalifornien (Bradman et al., 2014) och Korea (Lim et al., 2014) rapporterades låga koncentrationer av BFR i inomhusluften, vanligtvis mellan 0.005 och $0.33 \text{ ng}/\text{m}^3$ för de flesta föreningar, förutom BDE209, som förekom från 0.21 till $1.6 \text{ ng}/\text{m}^3$. Dessa fynd tyder på att de observerade nivåerna i Stockholms förskolor överensstämmer med, eller är, lägre än de som har rapporterats i andra miljöer.



Figur 9. Stapeldiagram av PFAS i luft från alla mätplatser. Resultaten är i enheten ng/m³ luft.

Från en lång lista med 68 PFAS som ingår i den riktade metoden upptäcktes endast ett fåtal i luften i några av förskolorna (Figur 9; Tabell B1.11; Tabell B3.6). Fluorotelemeralkoler (FTOH) dominerade bland analyserade ämnen i luft och utgör troligtvis en betydande del av luftburen PFAS-kontamination. FTOH är flyktiga ämnen som nästan alltid kan detekteras i inomhus luftprover, i vissa fall nådde koncentrationerna av 8:2 FTOH så högt som 4.3 ng/m³, till exempel vid F110 och F122. Dessa ämnen används i produkter som textilier, läder och papper, men kan också avges från polymerer med fluorerade sidokedjor, särskilt när de polymera materialen bryts ned över tid. Dessutom kan FTOH brytas ned till stabila PFAS-föreningar som PFOA och PFHxA, vilket ökar risken för långsiktig exponering.

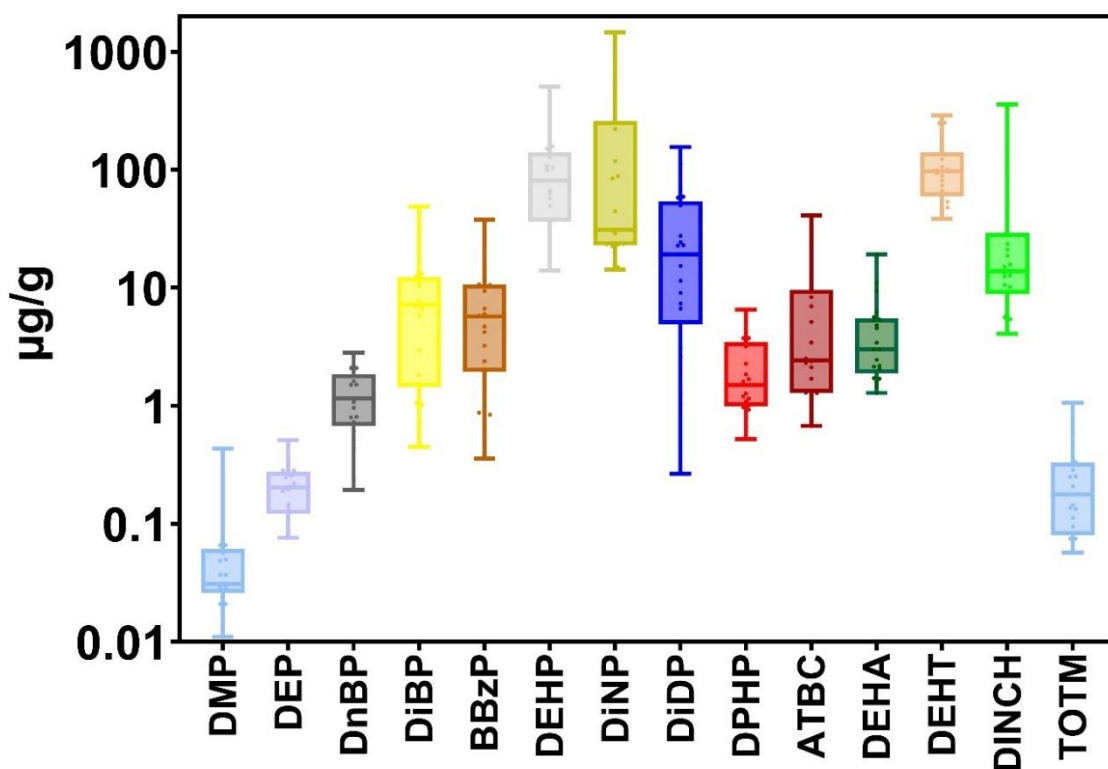
I kontrast till detta påträffades inte 6:2 FTS och 8:2 FTS i luft, vilket antyder att de snarare är kopplade till mindre flyktiga källor eller bundna till dammpartiklar. Däremot förekommer andra flyktiga föreningar, såsom Et-FOSA och Me-FOSA, i vissa förskolor, vilket kan indikera utsläpp från behandlade ytor eller konsumentprodukter.

Luftburna PFAS-koncentrationer varierade också avsevärt mellan de undersökta förskolorna. Medan vissa förskolor hade höga nivåer av FTOH, uppvisade andra obetydliga eller odetekterbara nivåer. Denna variation kan bero på skillnader i materialanvändning, byggnadens ventilation eller närhet till externa källor för PFAS-emissioner.

Semiflyktiga organiska ämnen i damm

Halter av SVOC inom ämnesgrupperna som analyserades i dammprov från alla förskolor presenteras i detta avsnitt. Halterna presenteras i lådagram där förskolorna placeras som punkter för de olika ämnena inom respektive ämnesgrupp. Tillhörande statistik presenteras i tabeller i rapportens bilagor.

Ftalater och Alternativa mjukgörare

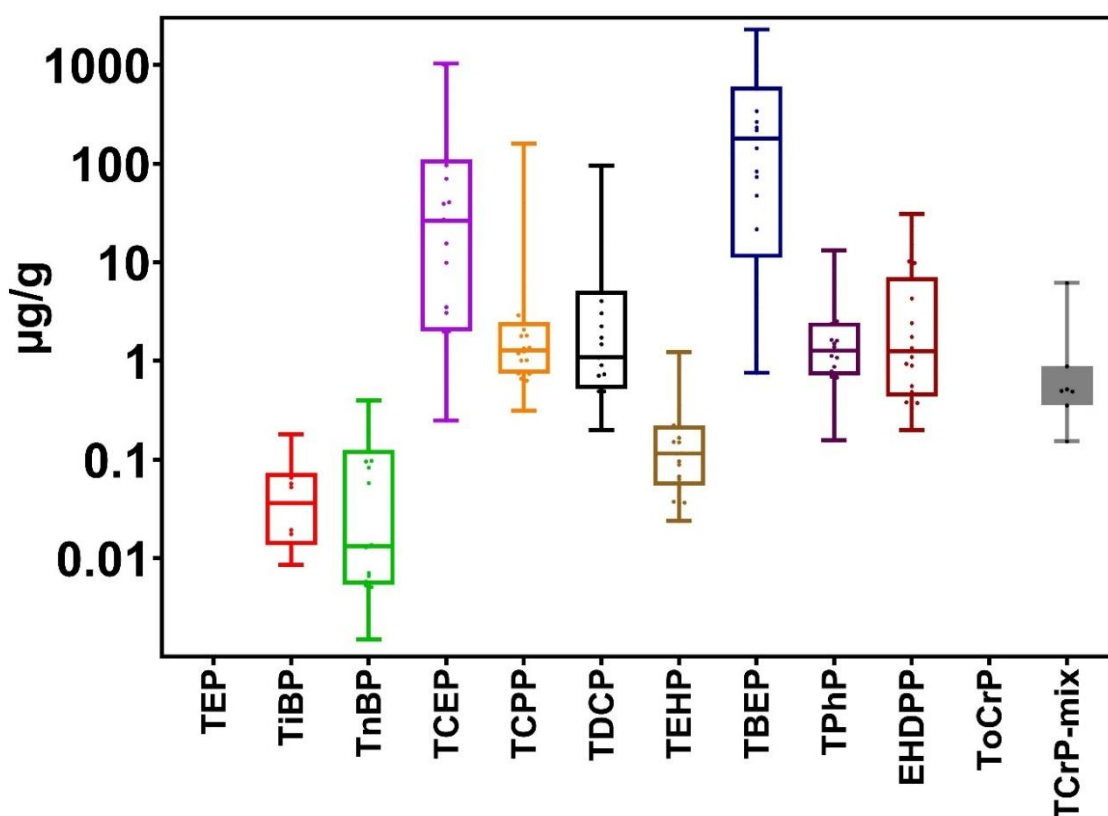


Figur 10. Lådagram (minimum, 25 kvartil, median, 75 kvartil och maxvärde) av ftalater och alternativa mjukgörare i damm med från alla mätplatser. Resultaten är i enheten $\mu\text{g/g}$ damm.

I figur 10 syns ftalatestrarna och de alternativa mjukgörarna. Som väntat uppmättes högre koncentrationer av dessa ämnen i damm jämfört med alla andra kemiska grupper som ingår i denna studie (se tabell B2.1 och B3.7). Resultaten är jämförbara med tidigare studier. Denna studie visar lägre koncentrationer för de tillståndspliktiga ftalaterna i jämförelse med de övriga mätta ftalaterna och de alternativa mjukgörarna. Men DEHP, DnBP och DiBP anses fortfarande vara framträdande i damm baserat på våra fynd. Man kan se högre halter av DiNP även i denna studie. Denna ftalat förekommer i PVC golv bland annat, även om man i Stockholms stad inte längre lägger golv med DiNP. De upptäckta ftalater kan i första hand härröra från golv, plastleksaker och elektronik, vilket var vanligt i de flesta förskolor. Dessutom kan förekomsten av papper och kartonger fungera som en källa till ftalatestrar och många andra farliga kemikalier, enligt Sellin et al. (2021), vilket observerades på flera förskolor under provtagningskampanjen.

DINCH och DEHT finns i högre halter i damm jämfört med de andra alternativa mjukgörarna. Det var även fallet i tidigare studier. Ytterligare ett intressant fynd i denna studie är att DiBP och DnBP inte visar höga koncentrationer i damm. De högsta halterna för dessa ämnen detekterades istället i luftproverna. Det kan förklaras med att DiBP och DnBP har högre flyktighet jämfört med andra mjukgörare. Det är därför viktigt att mäta SVOC-halter i olika matriser för att få en bättre förståelse för kemikaliebelastningen i sin helhet, och att det finns olika exponeringsvägar.

Organofosfater (OPFR)



Figur 11. Låddiagram (minimum, 25 kvartil, median, 75 kvartil och maxvärde) av organofosfater i damm från alla mätplatser. Resultaten är i enheten µg/g damm.

Mätningarna för organofosfater i denna studie visar att de högsta halterna uppmättes för TCEP och TBEP, vilket överensstämmer med tidigare rapporterade data i litteraturen (0.15 - 51 och 26 - 1 900 µg/g damm). Särskilt TBEP har tidigare rapporterats i höga koncentrationer, och resultaten från denna studie indikerar också betydande variationer mellan de undersökta förskolorna. De högsta halterna noterades i F25 och F120, vilket sannolikt kan kopplas till materialval, kemiska produkter som används vid golvvård, möbler och andra interiördetaljer i rummen där damm samlades in.

TBEP används som tillsatsämne, huvudsakligen som flamskyddsmedel i plaster som PVC och nitriler, men också i golvvårdsmaterial (dvs. initial golvpolerings och andra golvvårdsprodukter) för att förbättra polishbildning. Detta användningsområde kan förklara de förhöjda halterna i vissa

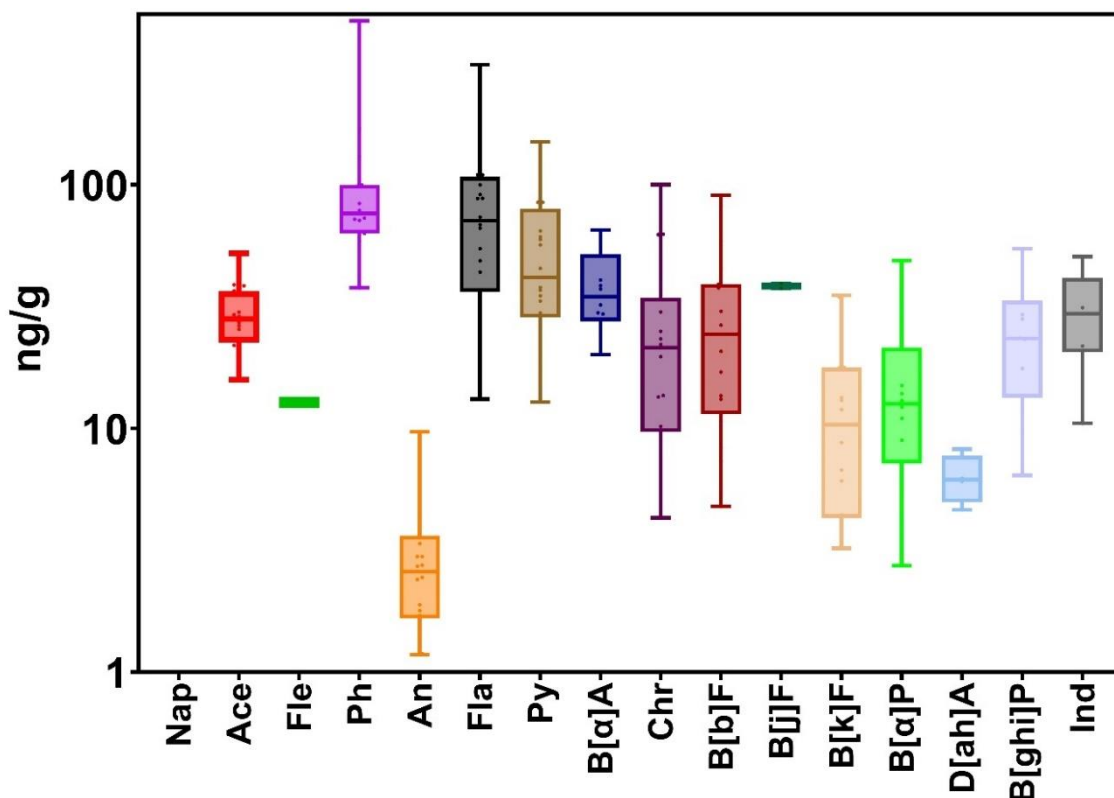
förskolor, då dessa produkter kan utgöra en betydande källa till TBEP i inomhusmiljö. Det observerade sambandet mellan materialkomposition och kemikaliehalter betonar vikten av att noggrant välja bygg- och inredningsmaterial vid utformningen av barns miljöer, samt underhållskemikalier för golvvård (Langer et al., 2021).

Att TBEP är den mest förekommande föreningen i damm från förskolor är i linje med både nationella och internationella studier. Enligt Mizouchi et al. (2015) kan TBEP utgöra upp till 20% av innehållet i golvpölish och vaxer, vilket sannolikt bidrar till dess utbredda förekomst i inomhusmiljö. Halterna av TCEP, TCPP, TDCP och TPhP (Tabell 7) var också jämförbara med tidigare studier (TCPP 0.055 - 8, TDCP 0.59 - 28, TPhP 0.54 - 3.5 µg/g damm), förutom TCEP som uppvisade något högre värden i vissa förskolor.

För lågmolekylära organofosfater som TEP, TIBP och TBP uppmättes låga halter som är jämförbara med internationella data. Totalt sett var halterna av organofosfater i damm i denna studie i samma storleksordning eller något lägre än i tidigare publicerade studier (Berg et al., 2011; Mizouchi et al., 2015; Langer et al., 2016; Larsson & Berglund, 2016; Larsson et al., 2018; IVL 2020; Persson et al. 2018; Giovanoulis et al. 2019).

Sammanfattningsvis visar resultaten att organofosfater är vanliga i inomhusmiljöer i förskolor, med TBEP och TCEP som de mest förekommande föreningarna. Variationerna i nivåer beror sannolikt på olika materialval och användning av golvvårdsprodukter i de studerade rummen. Dessa fynd ger värdefull information för att förstå exponeringen för organofosfater i barns miljöer och kan användas som underlag för framtida studier och riskbedömningar. Vidare belyser resultaten vikten av att minimera användningen av material som kan bidra till emissioner av organofosfater i inomhusmiljö.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)



Figur 12. Lådagram (minimum, 25 kvartil, median, 75 kvartil och maxvärde) av PAH i damm från alla mätplatser. Resultaten är i enheten ng/g damm.

Damm från alla förskolor analyserades för förekomst av PAH. Resultaten visar att koncentrationerna i damm (Figur 12), för många av ämnena var detektionsfrekvenser högre (Ace, Ph, An, Fla, Py, Chr, B[b]F, B[k]F: DF 71.4-100 %; se Tabell B3.9). De högsta koncentrationerna observerades för fenantren, fluoranten och pyren, vilket är i linje med tidigare studier där dessa ämnen ofta rapporteras i högre halter i damm. Samtidigt låg naftalen under detektionsgränsen i dammproverna från denna studie, vilket även är ett återkommande resultat i litteraturen där naftalen ofta inte kan detekteras i damm från liknande miljöer.

Vid jämförelse med publicerade studier (Wilson et al. 2001; Larsson & Berglund, 2016; Oliveira et al. 2017) framgår att PAH-halterna i damm i denna studie generellt är något lägre än vad som rapporterats tidigare. Median- och medelvärdena för flera PAH-ämnen i damm, inklusive fenantren och fluoranten, ligger i allmänhet inom eller något under de nivåer som rapporterats för damm från bostäder och skolor i andra länder. Denna jämförelse understryker att PAH-halterna i de svenska förskolorna är representativa för lågexponerade miljöer, vilket kan vara en positiv indikation ur ett hälsoperspektiv.

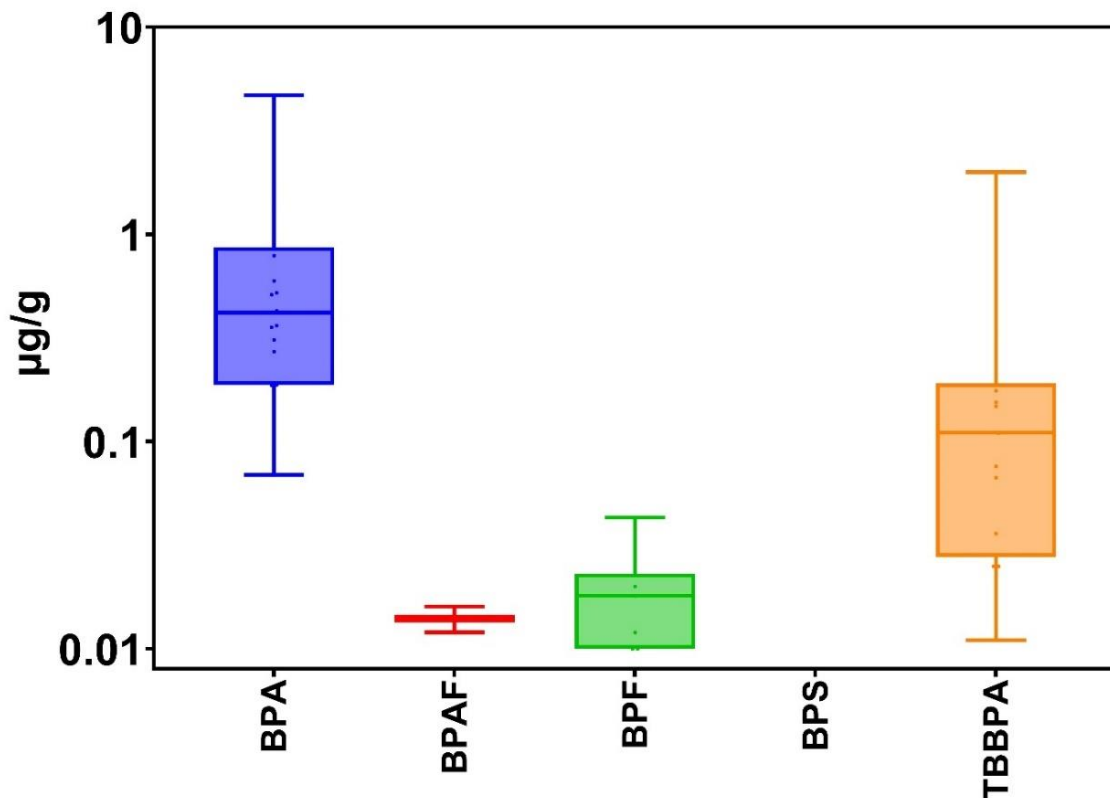
Det är också värt att notera att damm tenderar att fungera som en reservoar för PAH-ämnen med medel- och högre molekylvikt, eftersom dessa ämnen är mer benägna att adsorberas till partiklar.

Detta kan ses i de uppmätta halterna för pyren och fluoranten, som var högre än många andra PAH-ämnen. Vidare stärker det faktum att fenantren återfinns i högsta halter både i denna studie och i tidigare litteratur antagandet om att detta ämne är särskilt prevalent i miljöer även när PAH-exponeringen är relativt låg.

Sammanfattningsvis visar resultaten att PAH-halterna i damm från förskolorna är inom det förväntade intervallet och ligger i linje med tidigare studier. Dessa fynd ger en värdefull grund för vidare undersökningar av hur PAH-ämnen sprids och ackumuleras i inomhusmiljöer samt deras potentiella påverkan på barns hälsa.

Med tanke på att PAH huvudsakligen härstammar från utomhusluft skulle det vara intressant att undersöka om mönstret mellan olika förskolor skiljer sig från andra ämnesgrupper. Det skulle också vara värdefullt att analysera om olika ämnen "följer efter varandra" och uppvisar höga koncentrationer på samma platser. För just PAH vore det särskilt intressant att utvärdera om de högsta halterna är kopplade till trafiknära områden, vilket skulle kunna ge ytterligare insikter om källor och spridningsmönster för dessa ämnen i inomhusmiljöer.

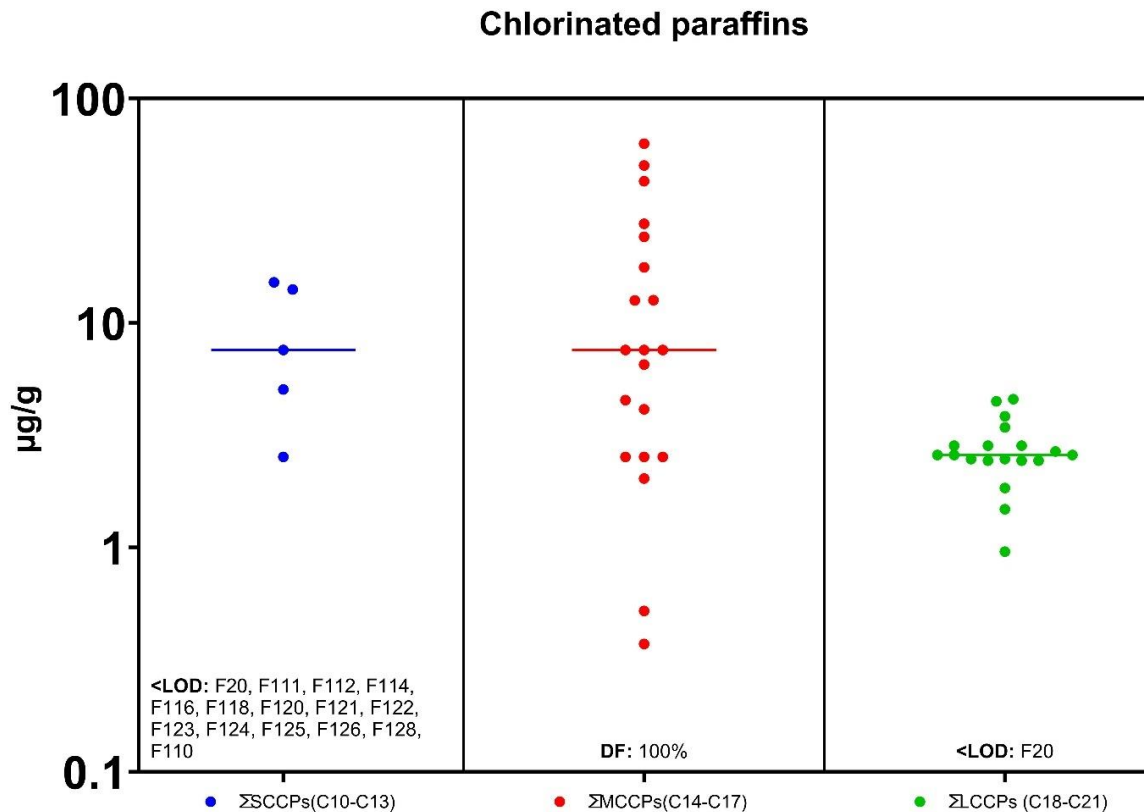
Bisfenoler



Figur 13. Lådagram (minimum, 25 kvartil, median, 75 kvartil och maxvärde) av bisfenoler i damm från alla mätplatser. Resultaten är i enheten µg/g damm.

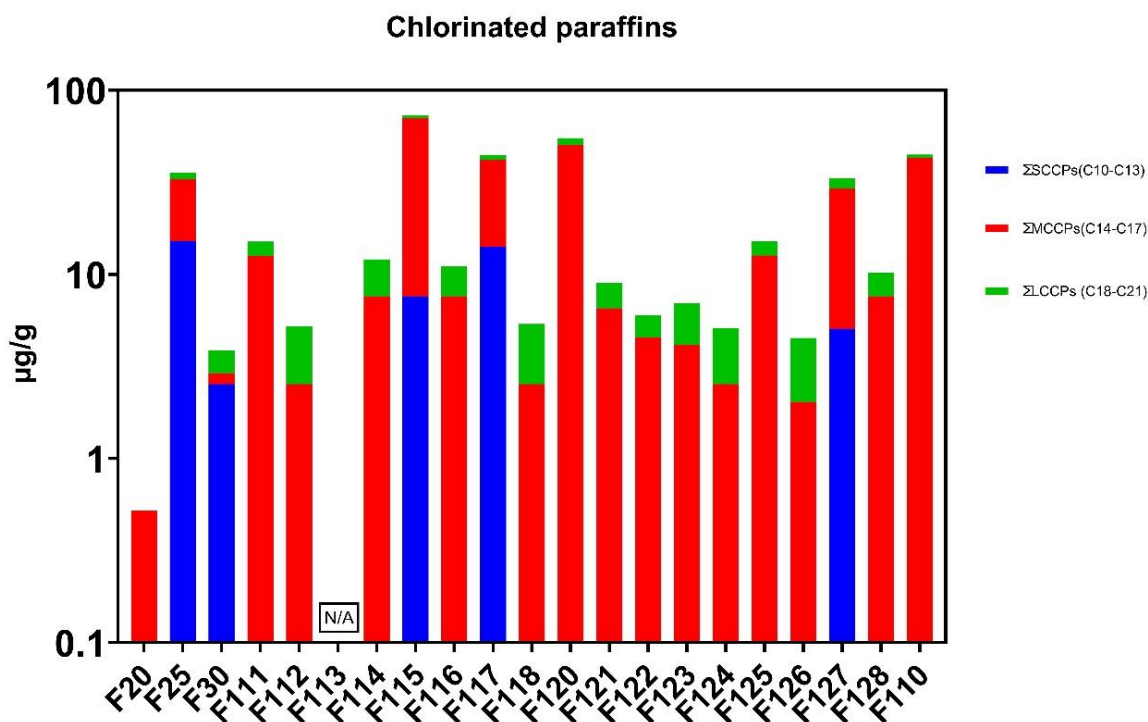
I damm mäts högre halter av bisfenolerna, vilket också var förväntat. Resultaten stämmer överens med litteraturen. Dammproverna innehåller främst Bisfenol A men även TBBPA. TBBPA är till

mesta del kemiskt bundet till plastpolymererna. Dock, på samma sätt som andra additiv, kan det läcka ut vid användning och nedbrytning av materialet. Till skillnad från tidigare studier där BPS har mätts så ligger de analyserade värdena under detektionsgränsen. För att kontrollera analysmetoden har referensmaterialet SRM2585 analyserats på IVL. Där detekteras BPS inom intervallet som anges i andra vetenskapliga artiklar. Detta innebär att halterna av BPS har minskat bland förskolorna i Stockholms stad under åren (Fan et al., 2021).



Figur 14. Spridningsdiagram med medianvärden för klorerade paraffiner i svenska förskolor. Resultaten är i enheten $\mu\text{g/g}$ damm.

Figurerna 14 och 15 visar koncentrationerna av klorerade paraffiner (CPs) i damm från alla förskolor som studerades. Resultaten visar att medellånga CPs (MCCPs) var de mest dominerande (intervall 0.37–63 $\mu\text{g/g}$, median 7.59 $\mu\text{g/g}$, detektionsfrekvens (DF) 100 %), följt av långkedjiga CPs (LCCPs; intervall 0.96–4.58 $\mu\text{g/g}$, median 2.58 $\mu\text{g/g}$, DF 95 %). De kortkedjiga CPs (SCCPs) i denna studie hade låga detektionsfrekvenser, med det verkliga medianvärdet under detektionsgränsen (LOD). För den återstående fjärdedelen av förskolorna (fem förskolor), där SCCPs var över LOD, var mediankoncentrationen likvärdig med medellånga CP (SCCPs; intervall 2.53–15.2 $\mu\text{g/g}$, median 7.59 $\mu\text{g/g}$, DF 25 %) observerades.



Figur 15. Stapeldiagram för klorparaffiner i damm från alla mätplatser. Resultaten är i µg/g damm. Resultaten är i enheten µg/g damm.

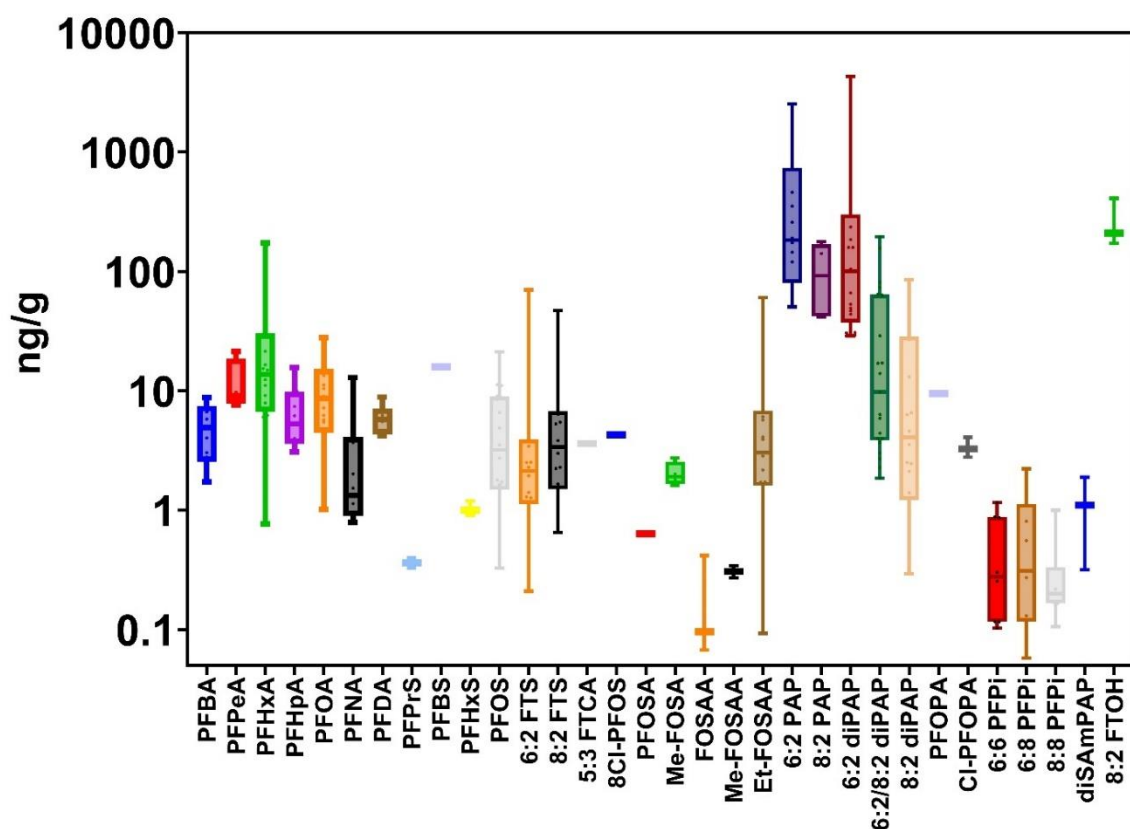
De uppmätta nivåerna av CP var jämförbara med summan av koncentrationer av CP som rapporterades i lägenheter i Stockholm (3.2–18 µg/g, median 7.5 µg/g; Fridén et al., 2011), baserat på följande kedjelängder: SCCP-standard (C10–13, 55.5 % Cl) och MCCP-standard (C14–17, 42 % Cl). I jämförelse med värden som rapporterades för damm i Melbourne, Australien (ΣSCCP 4.6–130 µg/g, median 55 µg/g; ΣMCCP 84–250 µg/g, median 120 µg/g; ΣLCCP 3.5–120 µg/g, median 41 µg/g) och nya fynd för dammprover från 14 EU-länder (median SCCP 11 µg/g; MCCP 17 µg/g; LCCP 87 µg/g; Haglund et al., 2024) visade resultaten i denna studie på signifikant lägre koncentrationer. De överensstämmer också med, eller är lägre än, andra tidigare rapporterade värden (He et al., 2019; Brits et al., 2020). Det kan vara svårt att fastställa källorna till klorparaffiner eftersom de förekommer i många olika typer av produkter och material (McGrath et al., 2022).

Resultaten speglar regional variation i CP-koncentrationer och användningsmönster, där svenska förskolor generellt uppvisar lägre nivåer av CP, sannolikt på grund av strängare lokala regler och instruktioner för materialval.

De nuvarande begränsningsbestämmelserna riktar sig främst mot SCCP (som är listade i Stockholmskonventionen) och MCCP (identifierade som SVHC enligt REACH), då dessa anses ha större potentiella hälsoeffekter. Våra resultat, i kombination med globala trender, visar att dessa regler bidrar till att minska koncentrationerna av SCCP och MCCP. Samtidigt observeras dock ökande koncentrationer av LCCP i inomhusdamm över europeiska länder (Haglund et al., 2024). Detta väcker framtida farhågor om potentiella källor och risker för CP-exponering, särskilt för barn som är särskilt känsliga för skadliga ämnen i inomhusmiljöer.

Det bör noteras att klorerade paraffiner analyseras individuellt och att koncentrationerna av SCCP, MCCP och LCCP beräknas som summan av deras ingående ämnen. I denna studie tillskrivs exempelvis majoriteten av LCCP-koncentrationen i damm till en specifik kemisk förening (C20H31Cl11). Framtida insatser bör fokusera på att inkludera ett bredare spektrum av LCCP-ämnen baserade på tillgängliga tekniska referensblandningar för att förbättra metodens kvantifieringsförmåga. Denna förbättring skulle i slutändan gynna bestämningen av CP-koncentrationer och möjliggöra en mer heltäckande karakterisering av dessa kemiska föreningar.

Per- och polyfluoralkylämnena (PFAS)



Figur 16. Lådagram (minimum, 25 koartil, median, 75 koartil och maxvärde) för PFAS i damm från alla mätplatser. Resultaten är i enheten ng/g damm.

Av de 68 analyserade PFAS-föreningarna upptäcktes 32 i dammprover från 21 förskolor (Tabell B2.6 och B3.12). Detektionsfrekvenserna varierade från 5% till 100%, med totala PFAS-koncentrationer som varierade över två storleksordningar, från 56 till 6 920 ng/g. De högsta totala koncentrationerna observerades i tre förskolor: F113, F117 och F120, där nivåerna varierade från 2 570 till 6 920 ng/g.

Koncentrationerna av individuella PFAS varierade mellan olika förskolemiljöer och mellan PFAS-undergrupper (Figur 16). Bland perfluoralkylkarboxylsyror (PFCAs) upptäcktes PFHxA, PFHpA

och PFOA oftast, med detektionsfrekvenser (DF) på 62–90% och mediankoncentrationer från 5.3 till 13.7 ng/g. PFOS dominerade också perfluoralkylsulfonsyrorna (PFSA), med en 100% detektionsfrekvens och en mediannivå på 3.2 ng/g. Andra ofta detekterade PFAS inkluderar fluortelomersulfonater (FTS), närmare bestämt 6:2 FTS och 8:2 FTS, som hittades i 19 av de 21 förskolorna. Koncentrationerna varierade upp till 70.2 ng/g för 6:2 FTS (median: 2.1 ng/g) och 47.2 ng/g för 8:2 FTS (median: 3.4 ng/g).

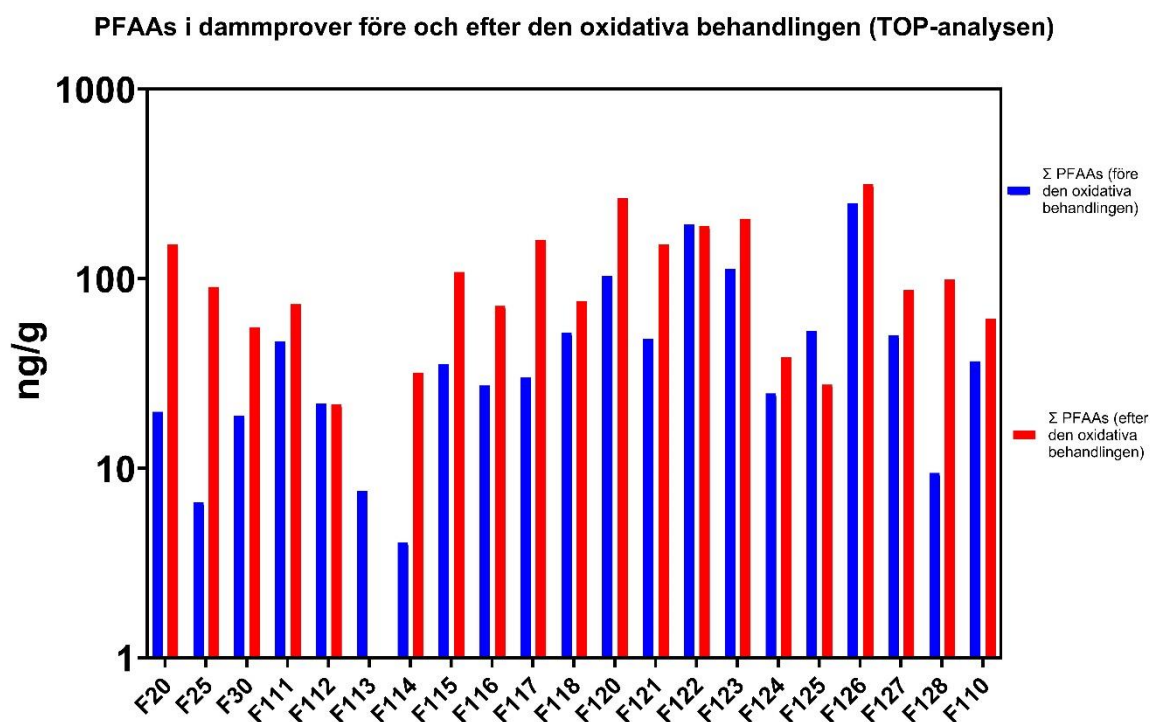
F111 uppvisade en unik närvaro av PFBS med en koncentration på 15.9 ng/g, vilket tydligt indikerar en variation i kontamineringskällorna. PFBS (perfluorbutansulfonat) är en kortkedjad PFAS som ofta används som ersättning för långkedjiga ämnen som PFOS, men dess närvaro i högre nivåer kan tyda på specifika källor, såsom produkter eller material som innehåller eller behandlats med PFBS-baserade föreningar.

PFAS-nivåerna i damm dominerades av polyfluoralkylfosfatestrar (PAPs), där 6:2 PAP, 8:2 PAP och 6:2 diPAP uppvisade koncentrationer som var en storleksordning högre än andra PFAS-undergrupper. diPAPs påvisades nästan alltid i förskolorna (detektionsfrekvens, DF 95–100%) med nivåer upp till 4 290 ng/g (maxvärde för 6:2 diPAP vid F120). Mediankoncentrationerna för 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP och 8:2 diPAP var 101 ng/g, 9.8 ng/g respektive 4.1 ng/g. Mediankoncentrationen för 6:2 PAP var 183 ng/g med en detektionsfrekvens på 67%, och nivåerna uppgick till maximalt 2 527 ng/g vid F117. För 8:2 PAP var mediankoncentrationen 92 ng/g, men detta resultat baseras endast på fyra förskolor (F30, F117, F118 och F121), medan proverna från resten av förskolorna låg under detektionsgränsen.

Perfluoralkansulfonamider (FASAs) och Sulfonamidsubstanser (FASAAs): Bland dessa var Et-FOSAA den vanligaste och hittades i 17 förskolor med en mediankoncentration på 3 ng/g och som högst 60.2 ng/g i F118. Perfluoroalkylfosfinsyror (PFPIAs): De tre PFPIAs som analyserades (6:6, 6:8 och 8:8 PFPIA) upptäcktes i nästan hälften av förskolorna, med mediankoncentrationer från 0.2 till 0.31 ng/g. Dessa nivåer är dock inte nämnvärt höga och majoriteten av förskolorna har nivåer <LOD. Intressant nog upptäcktes 8:2 FTOH i endast tre förskolor (F112, F113 and F114), och där vid förhöjda nivåer (173–410 ng/g).

Resultaten visar en stor variation i PFAS-profiler mellan förskolorna, där PAPs bidrar oproportionerligt mycket till den totala PFAS-bördan jämfört med övriga PFAS-underkategorier. Denna dominans framhäver vikten av att rikta fokus mot PAPs i framtida studier, särskilt med tanke på de höga halter som uppmätts i dammproverna. De varierande nivåerna av specifika föreningar, såsom Et-FOSAA och 8:2 FTOH, kan också ge värdefulla insikter om PFAS-källor och vägar i inomhusmiljöer. För att ta reda på vad som ger dessa variationer behövs utredning av faktorer som påverkar halterna, inklusive byggmaterial och användning av varor och produkter inom förskolan, vilket också kan ge en bättre förståelse för exponeringsrisker. Dessutom visar resultaten en tydlig skillnad i fördelningen av PFAS mellan damm och luft, vilket understryker vikten av att förstå de olika exponeringsvägarna. Damm fungerar som en långsiktig reservoar för både stabila PFAS-föreningar och prekursorer som kan brytas ned eller avge flyktiga ämnen över tid. I kontrast reflekterar luftprover pågående utsläpp av flyktiga PFAS, såsom FTOHs, från behandlade ytor och material samt rengöringsmedel och andra inomhuskällor. Denna skillnad mellan damm och luft belyser behovet av riktade åtgärder för att minska både damm- och

luftburna PFAS, exempelvis genom förbättrad ventilation, dammhantering och substitution av PFAS-haltiga material. Variationen i PFAS-nivåer mellan förskolorna indikerar dessutom att lokala faktorer, såsom byggmaterial, rengöringsrutiner och ventilationssystem, kan spela en betydande roll för kontamineringsnivåerna och därmed exponeringsriskerna.



Figur 17. Stapeldiagram som visar nivåerna av PFAAs i dammprover före och efter den oxidativa behandlingen som utfördes som en del av TOP-analysen. Resultaten presenteras i enheter av ng/g damm. Minimum-, median- och maxvärdena för PFAAs före behandlingen är 4.06; 35.3; 249.9 ng/g, medan motsvarande värden efter behandlingen är 21.7; 88.7; 314.7 ng/g.

Figur 17 visar summan av PFAA som uppmätts i analyserna (inklusive både PFCAs och PFSAAs), uppmätta före och efter den oxidativa behandlingen av proverna som ingår i TOP-analysen. TOP-halten beräknas som skillnaden mellan total PFAA efter oxidation och total PFAA före oxidation (se Tabell B2.7 och B2.8). Mediannivåerna efter den oxidativa behandlingen (88.7 ng/g) var signifikant förhöjda jämfört med nivåerna före den oxidativa behandlingen (35.3 ng/g), vilket motsvarar en ökning med 1.5 till 14 gånger. Denna observerade ökning indikerar närvaron av både kända och okända PFAA-prekursorer i proverna, som omvandlades till deras motsvarande PFAA under de oxidativa betingelserna i TOP-analysen.

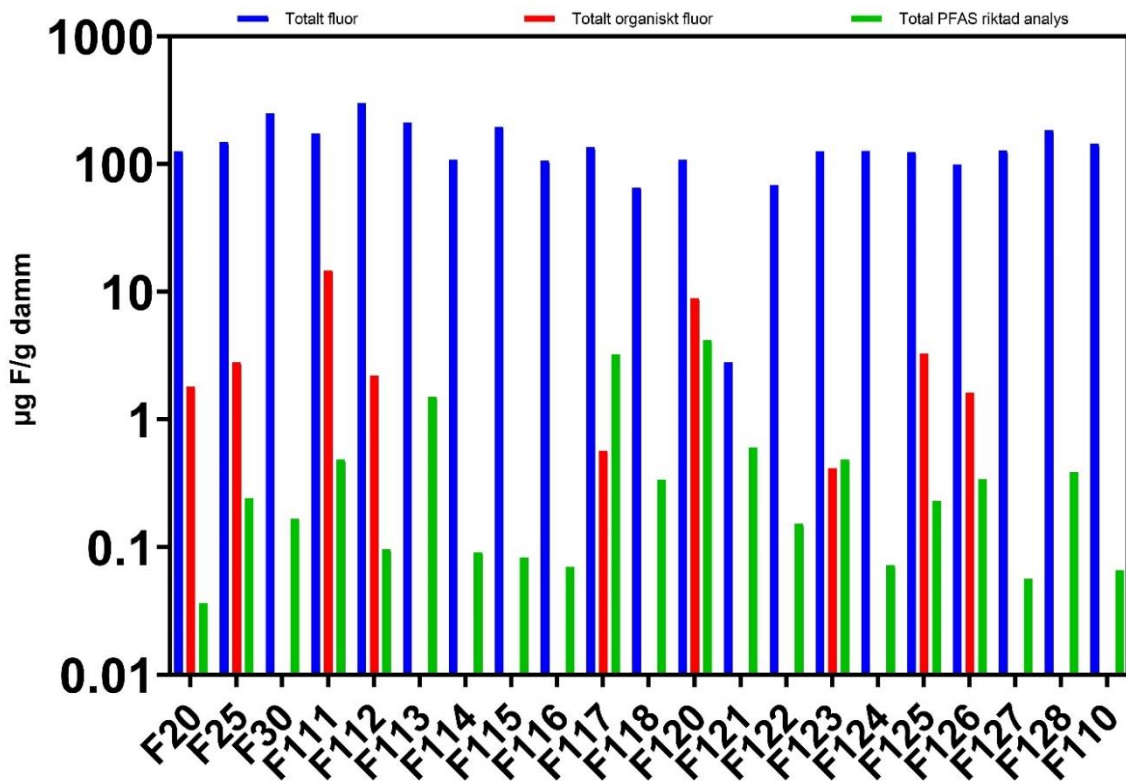
Trots ökningen av PFAA-nivåer detekterades fortfarande höga koncentrationer av specifika prekursorer, såsom FTSAAs och PAPAAs, efter oxidering (se tabell B2.7 i Billaga). Detta tyder på att mängden oxidationsmedel som användes under analysen var otillräcklig för att fullständigt omvandla dessa föreningar till PFAA. En trolig förklaring är det höga innehållet av organiskt material i dammproverna, vilket kan störa oxidationen och leda till andra reaktioner som hämmar fullständig prekursoromvandling. LOD-värdet kan också påverkas av provmatrisen, ofta kallat

koextraherade organiska material, som påverkar brusnivån i MS/MS-läget. I TOP-analysen observerades lägre LOD-värden jämfört med riktad-PFAS-analysen. Detta beror på två faktorer: liknande mängder prover användes för både riktade och TOP-analyser, och oxidationsmedlet reagerade med organiska föreningar, vilket minskade deras påverkan på instrumentsignalerna under analysen.

Omvandlingen av prekursorer under TOP-analysen resulterar i en rad PFAA-homologer med varierande perfluoralkylkedjelängder. Denna variation är beroende av de individuella prekursorernas strukturella egenskaper. Kända prekursorer till PFAA inkluderar några av föreningarna som analyserats i denna studie, såsom FTCAs, FTSAAs, FTOHs, FASAs/FASAAs och PAPs. När dessa prekursorer genomgår oxidativ nedbrytning, bildas PFAA, vilket bidrar till de ökade nivåerna som observerats efter oxidering. Resultaten av TOP-analysen visar dessutom en ökning av vissa PFAS-prekursorer, såsom PAPs, diPAPs, 6:2 FTS, 8:2 FTS och Et-FOSAA. Detta tyder på förekomsten av PFAS som antingen skyddas från extraktion av lösningsmedel genom att finnas inuti fibrer eller existerar i former som inte täcks av tillgängliga standarder, exempelvis tri-PAPs eller tri-SAmPAPs. Ökningen av Et-FOSAA indikerar närvaron av SAmPAPs och deras derivat i dessa prover. Att vissa prekursorer kvarstår trots två doser av oxidationsmedel antyder behovet av högre doser för att säkerställa fullständig oxidation och omvandling till relaterade PFCAs.

Dessa fynd understryker behovet av ytterligare optimering av TOP-analysmetoden, särskilt för komplexa matriser som damm som innehåller betydande mängder organiskt material. I framtiden planeras det för att TOP-analysen av damm ska inkludera fyra eller fler doser av oxidationsmedel för att säkerställa att alla PFAS-prekursorer omvandlas till relaterade PFAA. Att förbättra analysens oxidativa effektivitet kan förbättra omvandlingen av resistent prekursorer och ge en mer omfattande bedömning av totala PFAS-nivåer. Dessutom belyser dessa resultat prekursorernas avgörande roll som bidrag till den totala bördan av PFAS-kontamination och vikten av att hantera dessa föroreningar i framtida miljöövervakning och riskbedömningar.

TF - TOF - PFAS riktad analys



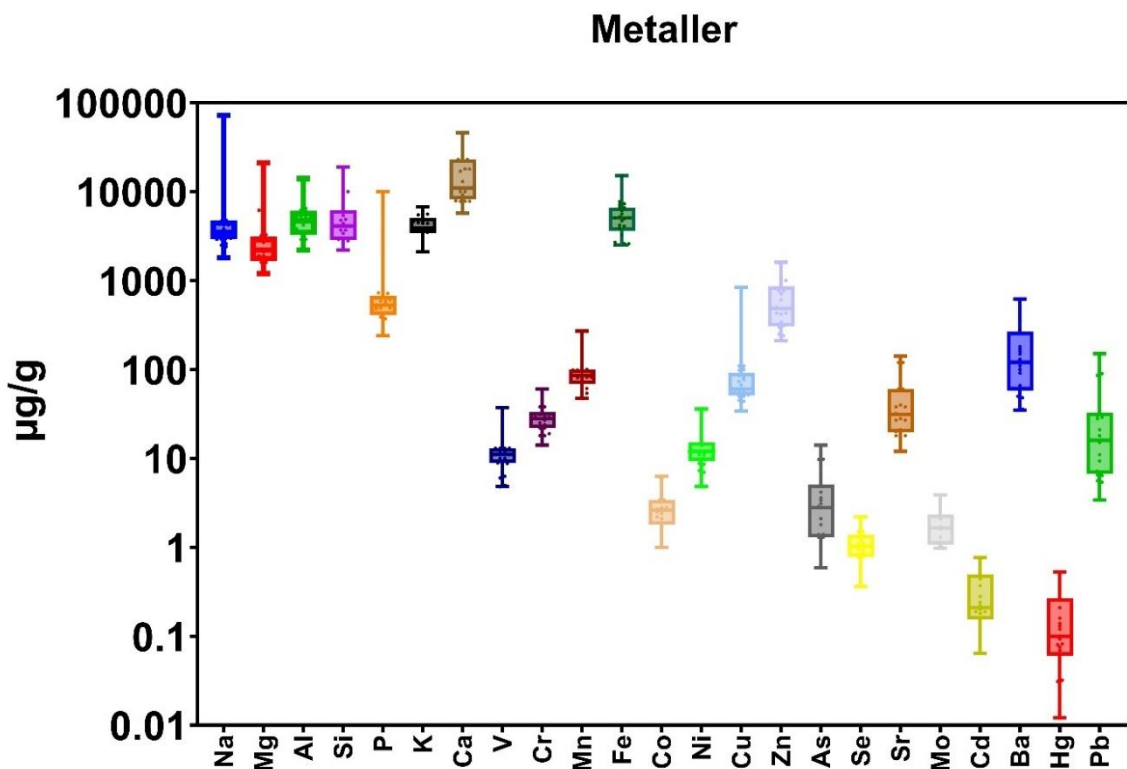
Figur 18. Stapeldiagram över totalt fluor (TF), totalt organiskt fluor (TOF) och totalt bestämt PFAS från LC/MS/MS analys i µg F/g damm.

Figur 18 illustrerar de fluorfraktioner som finns i förskoledamm, och betonar skillnaderna mellan totalt fluor (TF), totalt organiskt fluor (TOF) och fluorekvivalentnivåerna av PFAS identifierade genom kvantitativ analys (Tabell B2.9). De sammanlagda PFAS-koncentrationerna från den riktade analysen varierade från 0.036 till 4.17 µg F/g, med ett medianvärde på 0.229 µg F/g. Dessa värden stod för 2 % till 47 % av TOF-koncentrationerna i nio prover där TOF var detekterbart, vilket sträckte sig från 0.413 till 14.7 µg F/g, med ett medianvärde på 2.2 µg F/g. Denna diskrepans antyder närvaron av ett mycket större antal oidentifierade fluorföreningar i förskoledamm, utöver de som fångas upp av den riktade PFAS-analysen. Denna observation överensstämmer med resultat från en tidigare studie av Young et al. (2022). I minst två fall, eftersom TOF var <LOD i ytterligare 12 förskolor, matchade eller översteg nivåerna av riktade PFAS TOF, vilket är ett ovanligt fynd. LOD för 100 ng F/ml extraherat lösningsmedel var inte var tillräckligt bra för att ge TOF-resultat för majoriteten av förskolorna, på grund av den lilla dammmängden (30-60 mg) som analyserades, vilket gör det svårare att dra säkra slutsatser.

Nivåerna av TF visade sig vara signifikant högre, från 2.79 till 299 µg F/g, med en median på 126 µg F/g jämfört med resultaten från TOF- och riktade PFAS-analys. TOF stod endast för 0.3 % till 8 % av TF-nivåerna, vilket tyder på att oorganiskt fluor dominerar. Det är också troligt att icke extraherbart organofluor, såsom polymert PFAS, bidrar till de högre TF-nivåerna. Studien av

Young et al. (2022) på damm från byggnader med "hälsosammare" material visade att summan av specifika PFAS hade en signifikant korrelation med TOF, men de stod endast för upp till 9 % av TOF. Detta indikerar sannolik närvaro av oidentifierade PFAS. Vidare förklarade TOF-nivåerna mindre än 1 % av den totala fluoren (TF) i damm, vilket belyser skillnaden mellan identifierade föreningar och det totala fluorinnehållet. Tyvärr finns det inga andra referensstudier i litteraturen som tar upp förhållandet mellan TOF och TF i damm, liknande de interlaboratoriestudier som tidigare utförts på vatten och slam för TOF och specifika PFAS (Kärrman et al., 2021). Dessa resultat understryker komplexiteten hos fluorkällor i dammet och belyser begränsningarna hos kvantitativ PFAS-analys när det gäller att helt fånga mängden fluorerade föreningar som finns närvarande.

Det oorganiska fluoret (F) som finns i damm kan komma från flera källor. En primär bidragsgivare kan vara fluoridhaltiga mineraler såsom fluorit (CaF_2) eller apatit ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{F}$), som är naturligt förekommande och kan föras in i miljön genom jordpartiklar. Dessutom kan antropogena aktiviteter såsom användningen av fluorhaltiga produkter, inklusive rengöringsmedel, kosmetiska produkter, bekämpningsmedel och vissa industriella material, bidra till oorganiska fluorhalter. Byggnadsmaterial, såsom cement eller keramik, och förbränningsbiprodukter från kol eller andra fossila bränslen kan också släppa ut fluor i miljön. Dessutom kan atmosfäriskt nedfall från industriella utsläpp, särskilt från aluminiumsmältning eller produktion av fosfatgödsel, leda till ackumulering av oorganiskt fluor i inomhusmiljöer som skolor. I vårt fall finns det dock inga sådana platser runt de provtagna förskolorna, inom många mil. Kombinationen av dessa källor återspeglar den komplexa blandningen av fluorföreningar som kan ansamlas i damm.



Figur 19. Lådagram (minimum, 25 koartil, median, 75 koartil och maxvärde) för metaller i damm från alla mätplatser. Resultaten är i enheten µg/g damm.

Lådagram som presenteras i figur 19 ger en tydlig visualisering av intervallet och variationen av metallkoncentrationer i µg/g i damm inomhus från de 21 förskoleproverna.

Detekteringsfrekvensen av grundämnena var 100 % i alla förskolor (förutom Molybden, DF 38 %) Vid jämförelse med litteratur observeras konsekventa trender i metaldistribution och källor.

Höga koncentrationer av Na, Mg, Al, Si, K och Ca uppmättes (>1 200 µg/g damm, upp till 72 000 µg/g). Dessa halter överensstämmer med ämnens naturliga förekomst i jordskorpan och tyder på betydande bidrag från utomhusdamm och jordpartiklar. Fe uppvisar också höga koncentrationer. Dess dominans återspeglar dess överflöd i jordskorpan och potentiella källor som jord och stadsdamm.

Måttliga nivåer av Zn, Cu och Pb visar variabilitet men förblir måttligt koncentrerade. Dessa metaller är nära förknippade med antropogena källor, inklusive utsläpp från fordon, däckslitage och industriell verksamhet. Pb-nivåerna som observeras i låddiagrammet är i linje med mätpunkternas närhet till stadstrafik. Utöver Pb förekommer giftiga metaller, Cd, Hg och As, i lägre koncentrationer, i överensstämmelse med deras typiska spårnivåer. Deras närvaro tyder på bidrag från specifika industriella eller lokala källor. Spridningen av koncentrationer för metaller som Sr, Ba och V belyser varierande påverkan av externa och interna källor mellan de olika förskolorna.

Generellt sett, vid jämförelse med rapporterade värden av metaller i damm i andra studier, är nivåerna som rapporteras här lägre (Berglund et al., 2000; Hunt et al., 2012; Rasmussen et al., 2013; Tan et al., 2016; Larsson och Berglund, 2018). De trender som är synliga i detta låddiagram överensstämmer väl med resultaten från tre förskolebyggnader (Daurus et al. 2012), som betonar den betydande roll som utomhuskällor, urbana aktiviteter och markens bidrag till koncentrationer av dammmetaller inomhus i förskolor har. Denna variation mellan metaller understryker också det komplexa samspelet mellan naturliga och antropogena faktorer som påverkar inomhusmiljön. Slutligen var de påvisade halterna av metaller i dessa 21 förskolor liknande (Cu, As, Pb) eller lägre (Cr, Zn, Cd) än halterna i damm från 10 idrottshallar runt Stockholmsområdet som analyserades 2022 av Stockholm Stad (Goodpoint, 2023).

Även om tungmetallerna i damm kan komma från både inomhus- och utomhuskällor, tyder studien på att utomhuskällor, såsom avgaser och jordpartiklar, är de dominerande bidragsgivarna. Öppna fönster för kylning och ventilation i förskolans byggnader ger en direkt väg för dessa föroreningar att komma in. Dessutom kan personers kläder och smycken medföra vissa tungmetaller, men denna påverkan på metallhalterna verkar vara sekundär jämfört med omgivande källor. Detta understryker betydelsen av att den omgivande miljön och trafikrelaterade aktiviteter påverkar dammsammansättningen inomhus i urbana förskolor.

Analys av ett golvmaterial

Ett golvmaterialprov från förskola F110 analyserades med fokus på att identifiera förekomsten av semiflyktiga organiska ämnen, inklusive ftalater, alternativa mjukgörare, klorerade paraffiner och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS). Resultaten, som sammanställts i bilaga 4 (Figur B4.1), erbjuder viktig insikt i materialets kemiska sammansättning. Analyserna bidrar till att förstå hur dessa ämnen kan frigöras från materialet och potentiellt påverka luft- och dammkvaliteten i förskolemiljön.

Slutsatser

Studien på 21 förskolor som beskrivs i den här rapporten visar att reglerade ftalater generellt sett generellt sett var lägre eller jämförbara i både damm- och luftprover från förskolor i Stockholm sedan tidigare studier från 2011 till 2023 (Berg et al. 2011; Lagerqvist et al., 2019; Giovanoulis et al., 2019; Langer et al., 2021; Goodpoint, 2023), vilket tyder på att regleringsåtgärder och förändringar i materialanvändning har haft en positiv effekt. Medan resultaten indikerar att krav i byggprojekt och lagstiftning haft effekt, visar de också att PVC och andra material som kräver tillsats av mjukgörare för att få sin funktion fortfarande används. Vid sidan av den nedåtgående trenden för de reglerade ftalatestrarna uppmättes höga koncentrationer av alternativa mjukgörare som DEHT och DINCH i damm, vilket understryker behovet av kontinuerlig övervakning för att noggrant följa utvecklingen av dessa "säkrare" ersättningskemikalier och undvika osund substitution (Qadeer et al., 2024).

Äldre byggmaterial är fortfarande betydande källor till ftalater, PAH, metaller, klorparaffiner och andra ämnen, medan användningen är begränsad i nyproduktion. Hanteringen av äldre byggmaterial bör förbättras för att minska kemikaliebelastningen, både när det blir avfall och när

nya ytskikt läggs ovanpå för att "kapsla in" äldre material. Det behövs också ytterligare forskning om långvarig exponering för både nya och befintliga ämnen i inomhusmiljöer.

Luftkvaliteten i de studerade förskolorna är jämförbar med tidigare rapporterade värden för både svenska och internationella miljöer. Medianvärdet för TVOC var $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$, med ett högsta uppmätt värde på $210 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket ligger långt under det riktvärde på $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som rekommenderas av tyska UBA. Formaldehydnivåerna var också under WHO:s riktlinjer på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vilket ytterligare indikerar att inomhusmiljöerna är säkra. Inga bevis på Sick Building Syndrome identifierades, då luftkvaliteten var god, ventilationssystemen fungerade väl, och inga hälsosymptom rapporterades (information från Stockholms stad). Sammantaget tyder dessa resultat på att de studerade förskolorna inte utgör några risker för hälsorelaterade problem kopplade till inomhusmiljön.

När det gäller PFAS i luft och damm från de 21 förskolorna i Stockholm påvisades 32 av de 68 analyserade PFAS-föreningarna i dammprover, med totalkoncentrationer som varierade signifikant mellan förskolorna ($56 - 6\,920 \text{ ng/g}$). Vissa förskolor uppvisade särskilt höga PFAS-nivåer, vilket indikerar påverkan från lokala faktorer som byggnadsmaterial, rengöringsrutiner och ventilationssystem. PAPs visade sig dominera PFAS-belastningen i damm, med koncentrationer som var betydligt högre än för andra PFAS-undergrupper, vilket understryker behovet av ytterligare forskning om dessa föreningar och deras roll i PFAS-exponering. Luftprover, däremot, dominerades av flyktiga föreningar som FTOH, vilket framhävde deras roll som betydande bidragsgivare till luftburen PFAS-kontamination. FTOH upptäcktes konsekvent och nådde i vissa fall nivåer så höga som $4.3 \text{ ng}/\text{m}^3$. Deras närvaro, tillsammans med andra flyktiga PFAS, speglar utsläpp från behandlade ytor, konsumentvaror och nedbrytningen av polymera material över tid. Mindre flyktiga PFAS, såsom 6:2 FTS och 8:2 FTS, saknades däremot till stor del i luft och återfanns istället främst i damm, vilket indikerar olika spridningsvägar och reservoarer för PFAS i inomhusmiljöer. Resultaten illustrerar tydliga skillnader i PFAS-profiler mellan luft och damm, vilket framhäver vikten av att förstå dessa olika exponeringsvägar. Damm fungerar som en långsiktig reservoar för både stabila PFAS-föreningar och prekursorer som kan brytas ned eller avge flyktiga ämnen över tid, medan luft reflekterar pågående utsläpp av flyktiga PFAS från olika inomhuskällor. Den observerade variationen i PFAS-koncentrationer mellan förskolorna belyser den avgörande roll som lokala faktorer, inklusive materialval och ventilation, spelar för kontamineringsnivåerna. Resultaten understryker behovet av riktade begränsningsstrategier, såsom förbättrade ventilationssystem, minskad användning av PFAS-innehållande material och produkter samt effektivare dammhantering, för att minimera exponeringsriskerna för barn och personal i förskolemiljöer.

Analysen av PFAS i damm före och efter TOP-behandling visade en signifikant ökning av PFAA, vilket indikerar närvaron av prekursorföreningar som omvandlas under oxidativa förhållanden. Trots detta kvarstod höga halter av specifika prekursorer, såsom PAP och FTSA, vilket tyder på att det organiska materialet i dammet påverkar effektiviteten av oxidationen. Vidare visade resultaten att de sammanlagda nivåerna av specifika PFAS utgjorde endast en liten del av TOF (trots LOD-begränsningen för att dra bättre slutsatser), medan TOF i sin tur utgjorde en ännu mindre andel av TF. Detta belyser förekomsten av oidentifierade fluorföreningar, inklusive potentiellt polymert PFAS och oorganiskt fluor, som dominerade TF. Studien indikerar begränsningar i nuvarande kvantitativa metoder, riktad PFAS-analys fångar en liten andel av de fluorerade föreningar som

faktiskt finns i dammet och i TOF-analysen finns utmaningar med att få till fullständig oxidation. Samtidigt framhövdes en signifikant variation i PFAS-profiler mellan förskolorna, sannolikt kopplad till faktorer som byggmaterial, golvvårdsrutiner samt andra produkter och material. Dessa fynd understryker behovet av att förbättra metoderna för att kvantifiera och identifiera okända fluorerade föreningar och att minska exponeringen genom riktade begränsningsstrategier och miljöövervakning. Förskolor är miljöer där barn riskerar att utsättas för en komplex blandning av kemikalier genom inomhusluft och damm, vilket gör det extra viktigt att prioritera studier och åtgärder som skyddar denna känsliga grupp.

Referenser

Balck M., 2015. Phthalates in preschool dust: the relation between phthalates and parameters in the preschool environment. Master thesis, Uppsala University and Karolinska Institute, Institute for Environmental Medicine.

Berg C., Torgrip R., Emenius G., Östman C., 2011. Organophosphate and phthalate ester in air and settled dust – a multi-location study. *Indoor Air* 21, 67-76.

Berglund M. *et al.* (2000). Impact of Soil and Dust Lead on Children's Blood Lead in Contaminated Areas of Sweden. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 55(2), pp. 93–97.

<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00039890009603393>

Bohlin P., Jones K.C., Tovalin H., Strandberg B., 2008. Observations on persistent organic pollutants in indoor and outdoor air using passive polyurethane foam samplers. *Atmospheric Environment* 42, 7234–7241.

Bradman A., Castorina R., Gaspar F., Nishioka M., Colón M., Weathers W., Egehy P.P., Maddalena R., Williams J., Jenkins P.L., McKOne T., 2014. Flame retardant exposures in California early childhood education environments. *Chemosphere* 116, 61-66.

Braun J.M., Sathyanarayana S., Hauser R., 2013. Phthalate exposure and children's health. *Current Opinion in Pediatrics* 25, 247–254.

Brits M. *et al.* (2020) 'Short-, medium-, and long-chain chlorinated paraffins in South African indoor dust and cat hair', *Chemosphere*, 238, p. 124643. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124643>

Bui, T.T., Giovanoulis, G., Cousins, A.P., Magner, J., Cousins, I.T., de Wit, C.A., 2016. Human exposure, hazard and risk of alternative plasticizers to phthalate esters. *Sci. Total Environ.* 541, 451–467. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.036>

Choi H., Spengler J., 2014. Source attribution of personal exposure to airborne polycyclic aromatic hydrocarbon mixture using concurrent personal, indoor, and outdoor measurements. *Environment International* 63, 173-181.

Darus F.M., Nasir R.A., Sumari S.M., Ismail Z.S., Omar N.A., 2012. Heavy Metals Composition of Indoor Dust in Nursery Schools Building, *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, Volume 38, Pages 169-175, ISSN 1877-0428, <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.03.337>

Ekberg Å., Hall E., Balck M. Ftalat-inventering av PVC-mattor i 29 förskolor i Stockholm. WSP 2015, uppdragsnummer 10221213.

Fan, X., Katuri, G., Caza, A., Rasmussen, P., & Kubwabo, C. (2021). Simultaneous measurement of 16 bisphenol A analogues in house dust and evaluation of two sampling techniques. *Emerging Contaminants*, 7, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.12.001>

Folkhälsomyndigheten 2018 Kemikalier i inomhusmiljön – en litteraturgenomgång.
<https://www.folkhalsomyndigheten.se/publikationer-och-material/publikationsarkiv/k/kemikalier-i-inomhusmiljon/?pub=54046>

Fromme H., Lahrz T., Piloty M., Gebhardt H., Oddoy A., Rüden H., 2004a. Polycyclic aromatic hydrocarbons inside and outside of apartments in an urban area. *Science of the Total Environment* 326, 143-149.

Giovanoulis, G., Bui, T., Xu, F., Papadopoulou, E., Padilla-Sanchez, J. A., Covaci, A., de Wit, C. A. (2018). Multi-pathway human exposure assessment of phthalate esters and DINCH. *Environment International* 112, pp. 115-126. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.12.016>

Giovanoulis G, Nguyen M. A., Arwidsson M., Langer S., Vestergren R., Lagerqvist A., 2019. Reduction of hazardous chemicals in Swedish preschool dust through article substitution actions. *Environment International* 130, 104921. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104921>

Goodpoint 2023. Analys av potentiellt hälsofarliga ämnen i idrottshallar. Teknisk rapport på uppdrag av Stockholms Stad.

Haglund P., Alygizakis N. A., Covaci A., Melymuk L., Bohlin Nizzetto P., Rostkowski P., Albinet A., Alirai S., Aurich D., Bieber S., Ballesteros-Gómez A., Brennan A. A., Budzinski H., Castro G., den Ouden F., Dévier M.H., Dulio V., Feng Y.L., Gabriel M., Gallampos C., García-Vara M., Giovanoulis G., Harrad S., Jacobs G., Jobst K. J., Kaserzon S., Kumirska J., Lestremau F., Lambropoulou D., Letzel T., López de Alda M., Nipen M., Oswald P., Poma G., Přibyllová P., Price E. J., Raffy G., Schulze B., Schymanski E. L., Šenk P., Wei S., Slobodnik J., Talavera Andújar B., Täubel M., Thomaidis N. S., Wang T. & Wang X., 2024. Comprehensive characterization of European house dust contaminants: Concentrations and profiles, geographical variability, and implications for chemical regulation and health risk. *Science of The Total Environment* 957, 177639. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177639>

He, C. *et al.* (2019) 'Chlorinated paraffins in indoor dust from Australia: Levels, congener patterns and preliminary assessment of human exposure', *Science of The Total Environment*, 682, pp. 318–323. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.170>

Houtz E.F. & Sedlak D.L., 2012. Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff. *Environmental Science & Technology* Vol 46/Issue 17. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es302274g>

Hunt, A. *et al.* (2012) 'Citywide distribution of lead and other element in soils and indoor dusts in Syracuse, NY', *Applied Geochemistry*, 27(5), pp. 985–994. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.07.006>

IVL 2020. Kemikaliesmart förskola - Kemikaliebelastning i tre förskolors inomhusmiljö. Rapport C 550. <https://ivl.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1549449&dswid=5993>

Karlsson L., 2015. Bisfenolers förekomst i damm på förskolor - en nulägesbeskrivning av förskolebarns exponering. Master thesis, Stockholms University.

Kärrman, A., Yeung, L. W. Y., Spaan, K. M., Lange, F. T., Nguyen, M. A., Plassmann, M., de Wit, C. A., Scheurer, M., Awad, R., & Benskin, J. P. (2021). Can determination of extractable organofluorine (EOF) be standardized? First interlaboratory comparisons of EOF and fluorine mass balance in sludge and water matrices. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 23(10).

<https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2021/em/d1em00224d>

Lagerqvist A., Wachtmeister J., Norin H., Bucht M., Jamtrot A., 2019. Hazardous substance reduction through phase out of old articles. Calculations of actual reduction in Stockholm, Sweden. Miljöförvaltningen Stockholms stad.

Langer S., Fredricsson M., Weschler C.J., Bekö G., Strandberg B., Remberger M., Toftum J., Clausen G., 2016. Organophosphate esters in dust samples collected from Danish homes and daycare centers. *Chemosphere* 154, 559-566.

Langer S., de Witt C.A., Giovanoulis G. Fäldt J., Karlson L., 2021. The effect of reduction measures on concentrations of hazardous semivolatile organic compounds in indoor air and dust of Swedish preschools. *Indoor Air*. <https://doi.org/10.1111/ina.12842>

Larsson K. and Berglund M., 2016. Utvärdering av barns exponering för kemikalier i förskolan. Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet. Dnr. 2016-8228 Bilaga.

Larsson K., Lindh C. H., Jönsson B. A.G., Giovanoulis G., Bibi M., Bottai M., Bergström A., Berglund M., 2017. Phthalates, non-phthalate plasticizers and bisphenols in Swedish preschool dust in relation to children's exposure. *Environment International* 102, 114-124.

Larsson K., de Wit C.A., Sellström U., Sahlström L., Lindh C. H., Berglund M., 2018. Brominated Flame Retardants and Organophosphate Esters in Preschool Dust and Children's Hand Wipes. *Environmental Science and Technology* 52, 4878-4888.

Larsson K. and Berglund M., 2018. Children's exposure to chemicals in indoor environments - a literature survey of chemicals in dust. Rapport till Naturvårdsverket - Programområde Hälsorelaterad Miljöövervakning

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. *Environmental Science and Technology* 46, 9138-9145.

Lim Y.-W., Kim H.-H., Lee C.-S., Shin D.-C., Chang Y.-S., Yang J.-Y., 2014. Exposure assessment and health risk of poly-brominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in the indoor environment och elementary school students in Korea. *Science of the Total Environment* 470-471, 1376-1389.

McGrath, T. J., Covaci, A., & Poma, G. (2022). Method validation and comparison of quantification strategies for analysis of chlorinated paraffins in indoor dust. In (Vol. 1:9). *Journal of Environmental Exposure Assessment*

Mizouchi S., Ichiba M., Takigami H., Kajiwara N., Takamuku T., Miyajima T., Kodama H., Someya T., Ueno D., 2015. Exposure assessment of organophosphorus and organobromine flame retardants via indoor dust from elementary schools and domestic houses. *Chemosphere* 123, 17-25.

Oliveira M., Slezakova K., Delerue-Matosa C., do Carmo Pereira M., Morais S., 2017. Assessment of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in preschool children: Levels and impact of preschool indoor air on excretion of main urinary monohydroxyl metabolites. *Journal of Hazardous Materials* 322, 357-369.

Persson J., Wang T., Hagberg J., 2018. Organophosphate flame retardants and plasticizers in indoor dust, air and window wipes in newly built low-energy preschools. *Science of the Total Environment* 628-629, 159-168.

Persson J., Wang T., Hagberg J., 2019. Indoor air quality of newly built low-energy preschools – Are chemical emissions reduced in houses with eco-labelled building materials? *Indoor and Built Environment* 28, 506-519.

Pettersson M., Lagerqvist A., Oldén M., 2017. Kemiskt innehåll i förskolematerial. Miljöförvaltningen i Stockholms stad.

Qadeer A., Anis M., Warner G.R., Potts C., Giovanoulis G., Nasr S., Archundia D., Zhang Q., Ajmal Z., Tweedale A.C., Kun W., Wang P., Haoyu R., Jiang X., Shuhang W., 2024. Global environmental and toxicological data of emerging plasticizers: current knowledge, regrettable substitution dilemma, green solution and future perspectives. *Green Chemistry*, Volume 26, Issue 10, Pages 5635-5683. <https://doi.org/10.1039/d3gc03428c>

Raffy G., Mercier F., Blanchard O., Derbez M., Dassonville C., Bonvallot N., Glerennec P. Le Bot B., 2017. Semi-volatile organic compounds in the air and dust of 30 French schools: a pilot study. *Indoor Air* 27, 114-127.

Rasmussen, P.E. *et al.* (2013) 'Canadian House Dust Study: Population-based concentrations, loads and loading rates of arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead, and zinc inside urban homes', *Science of The Total Environment*, 443, pp. 520–529. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.003>

Selin E., Svensson K., Gravenfors E., Giovanoulis G., Iida M., Oskarsson A., & Lundqvist J., 2021. Food contact materials: an effect-based evaluation of the presence of hazardous chemicals in paper and cardboard packaging. *Food Additives & Contaminants: Part A*, 38(9), 1594–1607. <https://doi.org/10.1080/19440049.2021.1930200>

Sun Q., Cornelis M.C., Townsend M.K., Tobias D.K., Eliassen A.H., Franke A.A., Hause R., Hu F.B., 2014. Association of Urinary Concentrations of Bisphenol A and Phthalate Metabolites with risk of

Type 2 Diabetes: A Prospective Investigation in the Nurses' Health Study (NHS) and NHSII Cohorts. *Environmental Health Perspectives* 122, 616-623.

Tan, S.Y. *et al.* (2016) 'A review of heavy metals in indoor dust and its human health-risk implications', *Reviews on Environmental Health*, 31(4). <https://doi.org/10.1515/reveh-2016-0026>

Tay J. H., Sellstrom U., Papadopoulou E., Padilla-Sanchez J. A., Haug L. S., & de Wit C. A. (2017). Human Exposure to Legacy and Emerging Halogenated Flame Retardants via Inhalation and Dust Ingestion in a Norwegian Cohort. *Environmental Science & Technology*, 51(14), 8176-8184. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02114>

UBA Umweltbundesamt - Federal Environment Agency of Germany, Health and Environmental Hygiene, Guide values for indoor air quality, Available at: <http://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/kommissionen-arbeitsgruppen/ad-hoc-arbeitsgruppe-innenraumrichtwerte>

Wang I.-J., Chen C.-Y., Bornehag CG., 2016. Bisphenol A exposure may increase the risk of development of atopic disorders in children. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 219, 311-316.

Wilson N. K., Chuang J. C., Lyu C., 2001. Levels of persistent organic pollutants in several child day care centers. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 11, 449-458.

Winkens, K., Giovanoulis, G., Koponen, J., Vestergren, R., Berger, U., Karvonen, A.M., Pekkanen, J., Kiviranta, H., Cousins, I.T., 2018. Perfluoroalkyl acids and their precursors in floor dust of children's bedrooms - implications for indoor exposure. *Environ. Int.* 119, 493-502.

Xu F. C., Giovanoulis G., van Waes S., Padilla-Sanchez J. A., Papadopoulou E., Magner J., Covaci A. (2016). Comprehensive Study of Human External Exposure to Organophosphate Flame Retardants via Air, Dust, and Hand Wipes: The Importance of Sampling and Assessment Strategy. *Environmental Science & Technology*, 50(14), 7752-7760. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00246>

Young A., Pickard H., Sunderland E.M., Allen J.G., 2022. Organic Fluorine as an Indicator of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Dust from Buildings with Healthier versus Conventional Materials. *Environ. Sci. Technol.* 56, 23, 17090-17099. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.2c05198>

Bilaga 1. Data för luftprov

Genom länken nedan når du en Excel-fil med data för luftproven. Filen innehåller följande:

- B1.1 Flyktiga organiska föreningar (VOC) i luft
- B1.2 Aldehyder i luft
- B1.3 Ftalater i luft
- B1.4 Alternativa mjukgörare i luft
- B1.5 Organofosfater (OPFR) i luft
- B1.6 Bisfenoler i luft
- B1.7 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i luft
- B1.8 Hexabromcyklododekan i luft
- B1.9 Polybromerade difenyletrar (PBDE) i luft
- B1.10 Nya flamskyddsmedel i luft
- B1.11 Per- och polyfluoralkylämnen (PFAS) i luft

[Du hittar filen Bilaga 1 Data för luftprov här.](#)

Bilaga 2. Data för dammprov

Genom länken nedan når du en Excelfil med data för luftproven. Filen innehåller följande:

- B2.1 Ftalater i damm
- B2.2 Alternativa mjukgörare i damm
- B2.3 Organofosfater i damm
- B2.4 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i damm
- B2.5 Bisfenoler i damm
- B2.6 Per- och polyfluoralkylämnen (PFAS) i damm
- B2.7 PFAS i damm efter den oxidativa behandlingen (TOP analys)
- B2.8 Skillnaden av perfluorerade alkylsyror (PFAAs) i damm före och efter den oxidativa behandlingen
- B2.9 Totalt fluor (TF), totalt organiskt fluor (TOF) och totalt bestämt PFAS från LC/MS/MS analys.
- B2.10 Klorparaffiner i damm
- B2.11 Metaller i damm

[Du hittar filen Bilaga 2 Data för dammprov här.](#)

Bilaga 3. Beskrivande statistik

Tabell B3.1 - Beskrivande statistik för VOC i luft analyserat i förskolor ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ luft).

Chemical	Benzene	n-Decane	Alpha-Pinene	Toluene	n-Hexanal	n-Butanol	m-Xylene	3-Carene	Limonene	1,3,5-Trimethylbenzene	1-Octen-3-ol	2-Ethylhexanol	Benzyl alcohol	TXIB	Nap
Number of values	4	5	18	19	20	20	11	16	11	0	0	20	6	11	0
Detection frequency	19.05%	23.81%	85.71%	90.48%	95.24%	95.24%	52.38%	76.19%	52.38%	0%	0%	95.24%	28.57%	52.38%	0%
Minimum	0.27	0.34	0.7	0.82	0.58	0.6	0.44	0.62	0.58	-	-	1.4	0.19	0.48	-
25% Percentile	0.27	0.355	1.3	1.1	1.025	1.125	0.58	0.895	0.72	-	-	2	0.25	0.9	-
Median	0.28	0.59	2.35	1.3	2.95	2.65	0.68	1.3	1.3	-	-	4.25	1.495	1.7	-
75% Percentile	0.3275	0.9	5.55	2.1	4.925	3.85	0.92	2.8	2	-	-	5.175	4.325	2.7	-
Maximum	0.34	1.1	27	4.1	18	4.9	2.6	15	5.6	-	-	20	7.4	5.9	-
Range	0.07	0.76	26.3	3.28	17.42	4.3	2.16	14.38	5.02	-	-	18.6	7.21	5.42	-
5% Percentile	0.27	0.34	0.7	0.82	0.5895	0.608	0.44	0.62	0.58	-	-	1.41	0.19	0.48	-
95% Percentile	0.34	1.1	27	4.1	17.7	4.86	2.6	15	5.6	-	-	19.8	7.4	5.9	-
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	87.50%	93.75%	96.91%	98.08%	95.86%	95.86%	98.83%	97.87%	98.83%	-	-	95.86%	96.88%	98.83%	-
Lower confidence limit	0.27	0.34	1.3	1.1	1.1	1.2	0.49	0.88	0.72	-	-	2	0.19	0.55	-
Upper confidence limit	0.34	1.1	5.5	2.1	4.1	3.7	1.1	3	2.7	-	-	5.1	7.4	3.3	-
Mean	0.2925	0.62	4.978	1.648	3.972	2.459	0.8764	2.961	1.705	-	-	5.05	2.358	2.057	-
Std. Deviation	0.03304	0.3077	6.876	0.8591	4.3	1.408	0.603	3.93	1.437	-	-	4.778	2.775	1.57	-
Std. Error of Mean	0.01652	0.1376	1.621	0.1971	0.9615	0.3149	0.1818	0.9824	0.4334	-	-	1.068	1.133	0.4734	-
Lower 95% CI of mean	0.2399	0.238	1.559	1.234	1.96	1.799	0.4713	0.8667	0.7398	-	-	2.814	-0.5536	1.002	-
Upper 95% CI of mean	0.3451	1.002	8.397	2.062	5.984	3.118	1.281	5.055	2.671	-	-	7.286	5.27	3.112	-
Geometric mean	0.2912	0.5642	2.842	1.48	2.569	2.025	0.7672	1.747	1.359	-	-	3.797	1.1	1.592	-
Geometric SD factor	1.115	1.619	2.699	1.584	2.577	1.967	1.624	2.591	1.94	-	-	2.067	4.376	2.157	-
Lower 95% CI of geo. Mean	0.2449	0.3101	1.735	1.185	1.649	1.475	0.5539	1.052	0.8704	-	-	2.703	0.2337	0.9501	-
Upper 95% CI of geo. Mean	0.3462	1.026	4.657	1.847	4.001	2.779	1.063	2.901	2.12	-	-	5.333	5.179	2.669	-

Tabell B3.2 - Beskrivande statistik för aldehyder i luft analyserat i förskolor ($\mu\text{g}/\text{m}^3$ luft).

Chemical	Formaldehyde	Acetaldehyde	Acetone	Crotonaldehyde	Hexaldehyde
Number of values	21	21	19	0	21
Detection frequency	100%	100%	90.47%	0%	100%
Minimum	0.41	0.22	4.06	-	0.23
25% Percentile	5.555	3.67	6.23	-	2.795
Median	9.86	6.7	10.9	-	5.52
75% Percentile	14.3	10.24	16.94	-	11.22
Maximum	20.05	14.5	29.77	-	33.03
Range	19.64	14.28	25.71	-	32.8
5% Percentile	0.71	0.423	4.06	-	0.382
95% Percentile	19.79	14.26	29.77	-	32.36
95% CI of median	-	-	-	-	-
Actual confidence level	97.34%	97.34%	98.08%	-	97.34%
Lower confidence limit	6.04	3.71	6.23	-	2.85
Upper confidence limit	13.84	10.05	16.94	-	10.81
Mean	10.26	6.702	12.6	-	8.307
Std. Deviation	5.135	3.893	7.456	-	8.193
Std. Error of Mean	1.121	0.8496	1.711	-	1.788
Lower 95% CI of mean	7.921	4.93	9.004	-	4.577
Upper 95% CI of mean	12.6	8.474	16.19	-	12.04
Geometric mean	8.314	5.182	10.56	-	5.323
Geometric SD factor	2.322	2.496	1.871	-	2.93
Lower 95% CI of geo. mean	5.666	3.418	7.811	-	3.263
Upper 95% CI of geo. mean	12.2	7.859	14.29	-	8.683

Tabell B3.3 - Beskrivande statistik för ftalatestrar och alternativa mjukgörare i luft analyserat i förskolor (ng/m³ luft).

Chemical	DMP	DEP	DiBP	DnBP	BzBP	DEHP	DiNP	DiDP	DPHP	ATBC	DEHA	DEHT	DINCH	TOTM
Number of values	21	21	21	21	16	6	14	14	2	20	7	1	7	3
Detection frequency	100%	100%	100%	100%	76.19%	28.57%	66.67%	66.67%	9.52%	95.24%	33.33%	4.76%	33.33%	14.29%
Minimum	4.31	9.43	4.69	2.89	0.042	0.8	1.88	0.77	0.597	0.359	9.87	3.51	0.919	0.409
25% Percentile	7.755	23.91	20.36	28.97	0.1363	0.9427	3.26	1.265	0.597	0.8825	20.8	3.51	1.01	0.409
Median	12.27	34.25	55.34	124.1	0.2465	1.345	6.845	2.87	0.7937	1.395	27.4	3.51	1.57	0.692
75% Percentile	21.96	63.44	88.89	213.4	0.6718	7.6	12.17	3.55	0.9903	2.183	82.8	3.51	3.39	0.75
Maximum	255.4	334.2	455.8	669.1	1.61	13.54	15.06	12.18	0.9903	4.4	86.36	3.51	5.12	0.75
Range	251.1	324.8	451.1	666.2	1.568	12.74	13.18	11.41	0.3933	4.041	76.49	0	4.201	0.341
5% Percentile	4.399	9.923	5.858	3.391	0.042	0.8	1.88	0.77	0.597	0.3666	9.87	3.51	0.919	0.409
95% Percentile	249	316.1	438.5	646.4	1.61	13.54	15.06	12.18	0.9903	4.369	86.36	3.51	5.12	0.75
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.87%	96.88%	98.71%	98.71%	50%	95.86%	98.44%	5.00%	98.44%	75%
Lower confidence limit	8.15	24.6	21.47	30.2	0.122	0.8	3.05	1.19	0.597	0.95	9.87	-	0.919	0.409
Upper confidence limit	21.88	49.19	77.07	182.5	0.748	13.54	12.78	3.7	0.9903	2.07	86.36	-	5.12	0.75
Mean	35.46	58.99	85.3	150.3	0.4309	3.94	7.847	3.368	0.7937	1.722	40.75	3.51	2.271	0.617
Std. Deviation	64.65	72.29	107.9	162	0.4404	5.04	4.666	3.014	0.2781	1.132	31.01	0	1.592	0.1825
Std. Error of Mean	14.11	15.77	23.54	35.35	0.1101	2.058	1.247	0.8054	0.1967	0.2531	11.72	0	0.6016	0.1053
Lower 95% CI of mean	6.036	26.09	36.2	76.55	0.1962	-1.349	5.153	1.628	-1.705	1.192	12.07	-	0.7992	0.1638
Upper 95% CI of mean	64.89	91.9	134.4	224	0.6655	9.229	10.54	5.108	3.292	2.252	69.43	-	3.743	1.07
Geometric mean	16.07	39.36	49.09	76.07	0.278	2.185	6.438	2.545	0.7689	1.398	31.61	3.51	1.85	0.5965
Geometric SD factor	2.974	2.321	2.921	4.096	2.651	3.082	1.99	2.127	1.43	1.978	2.184	1	1.988	1.39
Lower 95% CI of geo. mean	9.787	26.83	30.14	40.03	0.1654	0.6704	4.327	1.646	0.03087	1.016	15.35	-	0.9796	0.2632
Upper 95% CI of geo. mean	26.4	57.74	79.96	144.5	0.4675	7.119	9.578	3.934	19.15	1.923	65.1	-	3.492	1.352

Tabell B3.4 - Beskrivande statistik för organofosfater i luft analyserat i förskolor (ng/m³ luft).

Chemical	TEP	TiBP	TnBP	TCEP	TCPP	TDCP	TEHP	TBEP	TPhP	EHDPP	ToCrP	TCrP-mix
Number of values	5	21	21	21	21	1	6	5	6	6	1	1
Detection frequency	23.81%	100%	100%	100%	100%	4.76%	28.57%	23.81%	28.57%	28.57%	4.76%	4.76%
Minimum	5.039	0.282	0.049	27.5	8.02	1.27	0.054	20.3	0.307	0.936	0.732	7.68
25% Percentile	7.288	0.6235	0.2115	44.4	20	1.27	0.078	23.95	0.3205	1.262	0.732	7.68
Median	11.01	1.746	0.899	354	39.9	1.27	0.1135	61.2	0.822	1.969	0.732	7.68
75% Percentile	14.35	8.112	12.06	1210	126.6	1.27	1.097	77.95	2.593	4.372	0.732	7.68
Maximum	17.24	110	31	5089	1529	1.27	3.294	92.5	6.61	8.213	0.732	7.68
Range	12.2	109.7	30.95	5062	1521	0	3.24	72.2	6.303	7.277	0	0
5% Percentile	5.039	0.2895	0.0612	27.95	8.069	1.27	0.054	20.3	0.307	0.936	0.732	7.68
95% Percentile	17.24	110	30.72	4849	1417	1.27	3.294	92.5	6.61	8.213	0.732	7.68
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	93.75%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	5.00%	96.88%	93.75%	96.88%	96.88%	5.00%	5.00%
Lower confidence limit	5.039	0.775	0.22	44.9	20.4	-	0.054	20.3	0.307	0.936	-	-
Upper confidence limit	17.24	7.613	12.05	1039	82.23	-	3.294	92.5	6.61	8.213	-	-
Mean	10.86	15.67	6.648	856	144.5	1.27	0.6708	53	1.69	2.925	0.732	7.68
Std. Deviation	4.38	33.6	9.81	1225	331.9	0	1.29	29.37	2.449	2.71	0	0
Std. Error of Mean	1.959	7.332	2.141	267.3	72.42	0	0.5266	13.13	0.9998	1.106	0	0
Lower 95% CI of mean	5.419	0.3708	2.182	298.4	-6.601	-	-0.6828	16.53	-0.8801	0.08103	-	-
Upper 95% CI of mean	16.3	30.96	11.11	1414	295.5	-	2.024	89.47	4.26	5.768	-	-
Geometric mean	10.09	2.849	1.402	300.1	48.03	1.27	0.2038	45.78	0.8691	2.214	0.732	7.68
Geometric SD factor	1.562	6.028	7.739	5.243	3.813	1	4.49	1.883	3.241	2.166	1	1
Lower 95% CI of geo. mean	5.798	1.258	0.5523	141.2	26.12	-	0.04214	20.86	0.2531	0.9837	-	-
Upper 95% CI of geo. mean	17.56	6.454	3.558	638.1	88.32	-	0.9856	100.5	2.985	4.983	-	-

Tabell B3.5 - Beskrivande statistik för BFR i luft analyserat i förskolor (ng/m³ luft).

Chemical	α-HBCDD	β-HBCDD	γ-HBCDD	PBDE 28	PBDE 47	PBDE 100	PBDE 99	PBDE 85	PBDE 154	PBDE 153	PBDE 209	DBE-DBCH	EHTBB	BEH-TEBP	DBDPE
Number of values	3	1	2	0	1	0	0	0	0	0	0	2	4	7	3
Detection frequency	14.29%	4.76%	9.52%	0%	4.76%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	9.52%	19.05%	33.33%	14.29%
Minimum	0.013	0.001	0.001	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.00829	0.00276	0.0015	0.001256
25% Percentile	0.013	0.001	0.001	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.00829	0.007025	0.00178	0.001256
Median	0.02	0.001	0.0011	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.0104	0.04606	0.00236	0.00178
75% Percentile	0.024	0.001	0.0012	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.0125	0.08228	0.00415	0.09871
Maximum	0.024	0.001	0.0012	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.0125	0.0856	0.0125	0.09871
Range	0.011	0	0.0002	-	0	-	-	-	-	-	-	0.00421	0.08284	0.011	0.09745
5% Percentile	0.013	0.001	0.001	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.00829	0.00276	0.0015	0.001256
95% Percentile	0.024	0.001	0.0012	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.0125	0.0856	0.0125	0.09871
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	75.00%	5.00%	50.00%	-	5.00%	-	-	-	-	-	-	50.00%	87.50%	98.44%	75.00%
Lower confidence limit	0.013	-	0.001	-	-	-	-	-	-	-	-	0.00829	0.00276	0.0015	0.001256
Upper confidence limit	0.024	-	0.0012	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0125	0.0856	0.0125	0.09871
Mean	0.019	0.001	0.0011	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.0104	0.04512	0.003969	0.03392
Std. Deviation	0.005568	0	0.0001414	-	0	-	-	-	-	-	-	0.002977	0.04005	0.003889	0.05611
Std. Error of Mean	0.003215	0	1.00E-04	-	0	-	-	-	-	-	-	0.002105	0.02002	0.00147	0.0324
Lower 95% CI of mean	0.005169	-	0.0001706	-	-	-	-	-	-	-	-	-0.01635	-0.01861	0.000373	-0.1055
Upper 95% CI of mean	0.03283	-	0.002371	-	-	-	-	-	-	-	-	0.03714	0.1088	0.007566	0.1733
Geometric mean	0.01841	0.001	0.001095	-	0.33	-	-	-	-	-	-	0.01018	0.02412	0.003008	0.006043
Geometric SD factor	1.37	1	1.138	-	1	-	-	-	-	-	-	1.337	4.885	2.075	11.31
Lower 95% CI of geo. mean	0.008422	-	0.000344	-	-	-	-	-	-	-	-	0.0007492	0.001933	0.001532	1.46E-05
Upper 95% CI of geo. mean	0.04025	-	0.003488	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1383	0.301	0.005909	2.499

Tabell B3.6 - Beskrivande statistik för PFAS i luft analyserat i förskolor (ng/m³ luft).

Chemical	PFOS	6:2 FTUCA	5:3 FTCA	PFOSA	Me-FOSA	Et-FOSA	6:2 diPAP	7:2 FTOH	8:2 FTOH	10:2 FTOH
Number of values	1	1	1	1	3	8	1	4	16	17
Detection frequency	4.76%	4.76%	4.76%	4.76%	14.29%	38.10%	4.76%	19.05%	76.19%	80.95%
Minimum	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.07368	0.0684	0.05715	0.4056	0.4503	0.2512
25% Percentile	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.07368	0.0961	0.05715	0.4466	0.8749	0.5684
Median	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.08089	0.1407	0.05715	0.9576	1.39	1.039
75% Percentile	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.08379	0.2355	0.05715	2.09	2.645	1.435
Maximum	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.08379	0.4588	0.05715	2.338	4.336	2.924
Range	0	0	0	0	0.01011	0.3904	0	1.932	3.886	2.673
5% Percentile	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.07368	0.0684	0.05715	0.4056	0.4503	0.2512
95% Percentile	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.08379	0.4588	0.05715	2.338	4.336	2.924
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	5.00%	5.00%	5.00%	5.00%	75.00%	99.22%	5.00%	87.50%	97.87%	95.10%
Lower confidence limit	-	-	-	-	0.07368	0.0684	-	0.4056	0.8299	0.5703
Upper confidence limit	-	-	-	-	0.08379	0.4588	-	2.338	2.752	1.392
Mean	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.07945	0.182	0.05715	1.165	1.838	1.12
Std. Deviation	0	0	0	0	0.005204	0.1257	0	0.883	1.239	0.7244
Std. Error of Mean	0	0	0	0	0.003005	0.04444	0	0.4415	0.3097	0.1757
Lower 95% CI of mean	-	-	-	-	0.06652	0.07692	-	-0.2404	1.178	0.7475
Upper 95% CI of mean	-	-	-	-	0.09238	0.2871	-	2.57	2.498	1.492
Geometric mean	0.05747	0.07511	0.0756	0.05233	0.07934	0.1535	0.05715	0.9233	1.478	0.9074
Geometric SD factor	1	1	1	1	1.069	1.827	1	2.223	2.006	2.018
Lower 95% CI of geo. mean	-	-	-	-	0.06727	0.09274	-	0.259	1.02	0.6325
Upper 95% CI of geo. mean	-	-	-	-	0.09357	0.2541	-	3.292	2.142	1.302

Tabell B3.7 - Beskrivande statistik för ftalatestrar och alternativa mjukgörare i damm analyserat i förskolor ($\mu\text{g/g}$ damm).

Chemical	DMP	DEP	DnBP	DiBP	BBzP	DEHP	DiNP	DiDP	DPHP	ATBC	DEHA	DEHT	DINCH	TOTM
Number of values	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	20
Detection Frequency	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	95.23%
Minimum	0.011	0.076	0.194	0.448	0.357	14.07	14.32	0.267	0.524	0.675	1.287	38.59	4.074	0.057
25% Percentile	0.026	0.122	0.671	1.449	1.938	36.4	23.02	4.909	0.993	1.291	1.89	59.91	8.853	0.08
Median	0.031	0.203	1.149	7.185	5.69	81.06	30.93	19.2	1.498	2.412	3.001	97.78	13.85	0.177
75% Percentile	0.0615	0.2765	1.862	12.31	10.65	139.8	258.5	54.22	3.478	9.577	5.522	140.6	29.18	0.3313
Maximum	0.433	0.51	2.82	48.84	37.8	506.7	1455	155.6	6.51	41.09	19.22	288	359.3	1.055
Range	0.422	0.434	2.626	48.4	37.44	492.6	1440	155.3	5.986	40.41	17.94	249.4	355.3	0.998
5% Percentile	0.0114	0.0766	0.1981	0.4734	0.403	14.87	14.38	0.3454	0.5376	0.6826	1.304	39.37	4.21	0.0574
95% Percentile	0.4053	0.4928	2.802	47.29	35.75	483	1389	151.3	6.372	40.53	18.4	284.3	345.7	1.048
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	95.86%
Lower confidence limit	0.027	0.129	0.732	1.836	2.048	37.69	23.33	6.691	1.01	1.295	2.062	66.29	10.19	0.095
Upper confidence limit	0.057	0.27	1.788	11.98	10.59	127.8	221.7	50.11	3.204	8.333	5.406	136.1	23.63	0.32
Mean	0.06143	0.2088	1.271	10.13	7.452	110	212.4	32.39	2.148	8.205	4.649	114.9	50.13	0.2766
Std. Deviation	0.09073	0.1033	0.7546	11.64	8.398	112.5	361.7	40.25	1.644	11.91	4.235	71.21	89.7	0.2771
Std. Error of Mean	0.0198	0.02253	0.1647	2.54	1.833	24.56	78.93	8.782	0.3588	2.599	0.9242	15.54	19.57	0.06196
Lower 95% CI of mean	0.02013	0.1618	0.9276	4.833	3.629	58.81	47.78	14.07	1.4	2.783	2.722	82.46	9.298	0.1469
Upper 95% CI of mean	0.1027	0.2558	1.615	15.43	11.28	161.3	377.1	50.71	2.896	13.63	6.577	147.3	90.96	0.4062
Geometric mean	0.03982	0.186	1.026	5.309	4.277	75.26	69.82	13.18	1.679	3.684	3.509	97.75	19.77	0.1891
Geometric SD factor	2.245	1.649	2.087	3.692	3.235	2.431	4.328	5.18	2.024	3.47	2.073	1.773	3.435	2.386
Lower 95% CI of geo. mean	0.02755	0.1482	0.734	2.93	2.507	50.23	35.84	6.232	1.218	2.091	2.518	75.31	11.27	0.1259
Upper 95% CI of geo. mean	0.05754	0.2336	1.434	9.621	7.299	112.8	136	27.86	2.315	6.49	4.89	126.9	34.67	0.2841

Tabell B3.8 - Beskrivande statistik för OPFR i damm analyserat i förskolor ($\mu\text{g/g}$ damm).

Chemical	TEP	TiBP	TnBP	TCEP	TCPP	TDCP	TEHP	TBEP	TPhP	EHDPP	ToCrP	TCrP-mix
Number of values	0	10	20	21	21	21	21	20	21	21	0	7
Detection Frequency	0%	47.61%	95.23%	100%	100%	100%	100%	95.23%	100%	100%	0%	33.33%
Minimum	-	0.0086	0.0015	0.2495	0.3119	0.1984	0.0238	0.7545	0.157	0.1984	-	0.1529
25% Percentile	-	0.01353	0.005375	1.995	0.7449	0.519	0.0548	11.06	0.7171	0.4374	-	0.3541
Median	-	0.03595	0.01325	26.25	1.281	1.086	0.115	180.3	1.266	1.259	-	0.4974
75% Percentile	-	0.0732	0.1252	109.9	2.473	5.151	0.2208	602.6	2.449	7.082	-	0.8812
Maximum	-	0.1814	0.3985	1032	158.3	95.17	1.234	2276	13.21	30.89	-	6.152
Range	-	0.1728	0.397	1032	158	94.97	1.21	2275	13.06	30.69	-	5.999
5% Percentile	-	0.0086	0.001505	0.283	0.3437	0.2002	0.02502	0.7744	0.1723	0.2118	-	0.1529
95% Percentile	-	0.1814	0.3953	1030	146.5	87.27	1.146	2248	12.86	30.14	-	6.152
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	-	97.85%	95.86%	97.34%	97.34%	97.34%	97.34%	95.86%	97.34%	97.34%	-	98.44%
Lower confidence limit	-	0.0124	0.0056	2.001	0.75	0.5454	0.0578	21.6	0.742	0.4846	-	0.1529
Upper confidence limit	-	0.0972	0.0974	96.04	2.073	4.047	0.2192	573.5	2.376	4.304	-	6.152
Mean	-	0.05254	0.08096	172.1	10.85	7.444	0.1851	422.2	2.325	5.115	-	1.292
Std. Deviation	-	0.0539	0.1145	341.1	34.84	20.54	0.2591	617.5	3.221	8.417	-	2.154
Std. Error of Mean	-	0.01704	0.0256	74.43	7.603	4.482	0.05654	138.1	0.7029	1.837	-	0.8142
Lower 95% CI of mean	-	0.01399	0.02738	16.81	-5.013	-1.905	0.06716	133.2	0.8587	1.284	-	-0.7003
Upper 95% CI of mean	-	0.09109	0.1345	327.3	26.71	16.79	0.303	711.2	3.791	8.947	-	3.284
Geometric mean	-	0.03343	0.02209	18.71	1.841	1.675	0.1127	86.07	1.323	1.655	-	0.6242
Geometric SD factor	-	2.756	6.463	11.75	4.128	4.788	2.59	11.29	2.821	4.504	-	3.127
Lower 95% CI of geo. mean	-	0.01619	0.009224	6.095	0.9655	0.821	0.07307	27.68	0.8249	0.834	-	0.2174
Upper 95% CI of geo. mean	-	0.06903	0.0529	57.42	3.51	3.417	0.1738	267.6	2.12	3.283	-	1.792

Tabell B3.9 - Beskrivande statistik för PAH i damm analyserat i förskolor ($\mu\text{g/g}$ damm).

Chemical	Nap	Ace	Fle	Ph	An	Fla	Py	B[α]A	Chr	B[b]F	B[j]F	B[k]F	B[α]P	D[ah]A	B[ghi]P	Ind
Number of values	0	21	1	15	20	20	20	12	19	19	2	16	12	4	12	7
Detection frequency	0%	100%	4.76%	71.4%	95.23%	95.23%	95.23%	57.1%	90.47%	90.47%	9.52%	76.19%	57.14%	19.04%	57.1%	33.33%
Minimum	-	15.8	12.78	37.7	1.18	13.19	12.83	20.07	4.29	4.78	37.48	3.22	2.74	4.63	6.41	10.47
25% Percentile	-	22.5	12.78	63.1	1.665	36.37	28.55	27.52	9.67	11.46	37.48	4.298	7.173	4.985	13.38	20.55
Median	-	28.1	12.78	76.2	2.585	71.14	41.65	34.73	21.45	24.38	38.39	10.35	12.62	6.155	23.36	29.56
75% Percentile	-	36.45	12.78	99.6	3.633	107.5	79.61	51.86	34.27	39.04	39.3	17.76	21.46	7.723	33.46	41.45
Maximum	-	52.4	12.78	470	9.68	310	150	65.18	100	90.5	39.3	35.1	48.7	8.21	54.52	50.71
Range	-	36.6	0	432.3	8.5	296.8	137.2	45.11	95.71	85.72	1.82	31.88	45.96	3.58	48.11	40.24
5% Percentile	-	16.01	12.78	37.7	1.181	13.38	12.89	20.07	4.29	4.78	37.48	3.22	2.74	4.63	6.41	10.47
95% Percentile	-	51.07	12.78	470	9.429	303	148.5	65.18	100	90.5	39.3	35.1	48.7	8.21	54.52	50.71
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	-	97.34%	5.00%	96.48%	95.86%	95.86%	95.86%	96.14%	98.08%	98.08%	50.00%	97.87%	96.14%	87.50%	96.14%	98.44%
Lower confidence limit	-	23.1		63.1	1.71	43.86	29.76	26.85	9.67	11.46	37.48	4.26	6.58	4.63	13.3	10.47
Upper confidence limit	-	36.2		99.6	3.37	100	64.65	55.6	34.27	39.04	39.3	17.77	23.6	8.21	34.84	50.71
Mean	-	28.99	12.78	109.7	2.907	84.61	55.32	38.22	27.26	30.53	38.39	12.78	16.68	6.288	25.1	29.41
Std. Deviation	-	8.747	0	104.7	1.912	68.77	37.64	14.78	24.35	24.49	1.287	10.25	13.91	1.472	14.11	13.53
Std. Error of Mean	-	1.909	0	27.02	0.4276	15.38	8.415	4.267	5.587	5.618	0.91	2.563	4.017	0.736	4.073	5.113
Lower 95% CI of mean	-	25		51.71	2.012	52.42	37.71	28.82	15.52	18.73	26.83	7.318	7.84	3.945	16.13	16.9
Upper 95% CI of mean	-	32.97		167.6	3.802	116.8	72.94	47.61	39	42.33	49.95	18.24	25.52	8.63	34.06	41.92
Geometric mean	-	27.81	12.78	88.74	2.504	63.36	44.48	35.79	19.81	22.53	38.38	9.527	12.49	6.16	21.49	26.48
Geometric SD factor	-	1.341	1	1.784	1.708	2.252	1.998	1.457	2.262	2.281	1.034	2.225	2.236	1.264	1.832	1.683
Lower 95% CI of geo. Mean	-	24.33	-	64.4	1.949	43.33	32.17	28.18	13.36	15.14	28.4	6.222	7.49	4.243	14.62	16.36
Upper 95% CI of geo. Mean	-	31.79	-	122.3	3.217	92.63	61.5	45.45	29.35	33.52	51.87	14.59	20.83	8.942	31.57	42.86

Tabell B3.10 - Beskrivande statistik för bisfenoler i damm analyserat i förskolor ($\mu\text{g/g}$ damm).

Chemical	BPA	BPAF	BPF	BPS	TBBPA
Number of values	21	2	7	0	16
Detection frequency	100%	95.23%	33.33%	0%	76.19%
Minimum	0.069	0.012	0.01	-	0.011
25% Percentile	0.1875	0.012	0.01	-	0.02775
Median	0.419	0.014	0.018	-	0.1105
75% Percentile	0.8675	0.016	0.023	-	0.191
Maximum	4.691	0.016	0.043	-	1.997
Range	4.622	0.004	0.033	-	1.986
5% Percentile	0.0696	0.012	0.01	-	0.011
95% Percentile	4.394	0.016	0.043	-	1.997
95% CI of median	-	-	-	-	-
Actual confidence level	97.34%	50.00%	98.44%	-	97.87%
Lower confidence limit	0.188	0.012	0.01	-	0.025
Upper confidence limit	0.789	0.016	0.043	-	0.196
Mean	0.7481	0.014	0.01943	-	0.2431
Std. Deviation	1.027	0.002828	0.01157	-	0.4814
Std. Error of Mean	0.2242	0.002	0.004374	-	0.1203
Lower 95% CI of mean	0.2805	-0.01141	0.008725	-	0.01338
Upper 95% CI of mean	1.216	0.03941	0.03013	-	0.4996
Geometric mean	0.4188	0.01386	0.0171	-	0.09529
Geometric SD factor	2.947	1.226	1.694	-	3.86
Lower 95% CI of geo. mean	0.2561	0.002228	0.0105	-	0.0464
Upper 95% CI of geo. mean	0.6849	0.08618	0.02784	-	0.1957

Tabell B3.11 - Beskrivande statistik för klorparaffiner i damm analyserat i förskolor ($\mu\text{g/g}$ damm).

Chemical	$\Sigma\text{SCCPs(C10-C13)}$	$\Sigma\text{MCCPs(C14-C17)}$	$\Sigma\text{LCCPs (C18-C21)}$
Number of values	5	20	19
Detection frequency	25%	100%	95%
Minimum	2.529	0.3712	0.958
25% Percentile	3.794	2.529	2.438
Median	7.588	7.588	2.58
75% Percentile	14.65	22.6	2.841
Maximum	15.18	63	4.579
Range	12.65	62.63	3.621
5% Percentile	2.529	0.3787	0.958
95% Percentile	15.18	62.37	4.579
95% CI of median	-	-	-
Actual confidence level	93.75%	95.86%	98.08%
Lower confidence limit	2.529	2.529	2.438
Upper confidence limit	15.18	17.71	2.841
Mean	8.894	14.98	2.727
Std. Deviation	5.561	17.95	0.888
Std. Error of Mean	2.487	4.013	0.2037
Lower 95% CI of mean	1.99	6.582	2.299
Upper 95% CI of mean	15.8	23.38	3.155
Geometric mean	7.305	7.032	2.58
Geometric SD factor	2.11	4.076	1.432
Lower 95% CI of geo. mean	2.891	3.644	2.17
Upper 95% CI of geo. mean	18.46	13.57	3.068

Tabell B3.12 - Beskrivande statistik för PFAS i damm analyserat i förskolor (ng/g damm).

Chemical	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFPrS	PFBS	PFHxS	PFOS	6:2 FTS	8:2 FTS	5:3 FTCA	8Cl-PFOS	PFOSA	Me-FOSA	FOSAA	Me-FOSAA	Et-FOSAA	6:2 PAP	8:2 PAP	6:2 diPAP	6:2/8:2 diPAP	8:2 diPAP	PFOPA	Cl-PFOPA	6:6 PFPI	6:8 PFPI	8:8 PFPI	disAmPAP	8:2 FTOH
Number of values	10	4	16	13	19	10	7	2	1	3	21	19	19	1	1	1	4	3	2	17	14	4	21	21	20	1	3	8	11	7	2	3
Detection frequency	47.62%	19.05%	76.19%	61.90%	90.48%	47.62%	33.33%	9.52%	4.76%	14.29%	100.00%	90.48%	90.48%	4.76%	4.76%	4.76%	19.05%	14.29%	9.52%	80.95%	66.67%	19.05%	100.00%	100.00%	95.24%	4.76%	14.29%	38.10%	52.38%	33.33%	9.52%	14.29%
Minimum	1.722	7.621	0.7667	3.072	1.014	0.7956	4.213	0.327	15.87	0.9011	0.3267	0.21	0.6512	3.63	4.286	0.6338	1.616	0.06731	0.2702	0.09302	50.66	41.85	28.88	1.858	0.2943	9.488	2.779	0.1029	0.05784	0.1059	0.3178	172.7
25% Percentile	2.564	7.837	6.662	3.608	4.465	0.9006	4.317	0.327	15.87	0.9011	1.492	1.127	1.503	3.63	4.286	0.6338	1.661	0.06731	0.2702	1.602	80.43	42	37.37	3.838	1.22	9.488	2.779	0.1166	0.1167	0.1657	0.3178	172.7
Median	4.927	9.137	13.72	5.291	8.644	1.334	5.768	0.3635	15.87	1.001	3.203	2.135	3.387	3.63	4.286	0.6338	1.908	0.09556	0.3068	3.045	182.9	92.06	100.6	9.819	4.081	9.488	3.258	0.2784	0.31	0.2	1.106	210
75% Percentile	7.484	18.59	30.45	9.789	15.27	4.095	7.152	0.4	15.87	1.192	8.92	3.907	6.747	3.63	4.286	0.6338	2.554	0.4176	0.3433	6.826	737.8	168.9	300.6	64	28.45	9.488	4.09	0.8796	1.125	0.3333	1.894	410.3
Maximum	8.841	21.53	173.8	15.74	27.95	12.9	8.888	0.4	15.87	1.192	21.25	70.2	47.19	3.63	4.286	0.6338	2.733	0.4176	0.3433	60.27	2527	178	4290	195.8	85.36	9.488	4.09	1.16	2.227	1	1.894	410.3
Range	7.118	13.91	173	12.67	26.93	12.1	4.675	0.07297	0	0.2908	20.92	69.99	46.54	0	0	0	1.116	0.3503	0.0731	60.18	2476	136.1	4261	193.9	85.07	0	1.31	1.057	2.169	0.8941	1.576	237.7
5% Percentile	1.722	7.621	0.7667	3.072	1.014	0.7956	4.213	0.327	15.87	0.9011	0.3524	0.21	0.6512	3.63	4.286	0.6338	1.616	0.06731	0.2702	0.09302	50.66	41.85	28.94	1.901	0.2954	9.488	2.779	0.1029	0.05784	0.1059	0.3178	172.7
95% Percentile	8.841	21.53	173.8	15.74	27.95	12.9	8.888	0.4	15.87	1.192	20.4	70.2	47.19	3.63	4.286	0.6338	2.733	0.4176	0.3433	60.27	2527	178	4112	192	84.07	9.488	4.09	1.16	2.227	1	1.894	410.3
95% CI of median	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Actual confidence level	97.85%	87.50%	97.87%	97.75%	98.08%	97.85%	98.44%	50.00%	5.00%	75.00%	97.34%	98.08%	98.08%	5.00%	5.00%	5.00%	87.50%	75.00%	50.00%	95.10%	98.71%	87.50%	97.34%	97.34%	95.86%	5.00%	75.00%	99.22%	98.83%	98.44%	50.00%	75.00%
Lower confidence limit	1.891	7.621	6.244	3.511	4.465	0.8023	4.213	0.327		0.9011	1.526	1.127	1.503	-	-	-	1.616	0.06731	0.2702	1.718	75.81	41.85	43.93	3.97	1.4	-	2.779	0.1029	0.07917	0.1059	0.3178	172.7
Upper confidence limit	8.344	21.53	33.44	9.963	15.27	5.279	8.888	0.4		1.192	8.798	3.907	6.747	-	-	-	2.733	0.4176	0.3433	6.074	1564	178	236.8	63.52	26.93	-	4.09	1.16	1.308	1	1.894	410.3
Mean	5.035	11.86	35.01	7.021	10.28	3.005	6.016	0.3635	15.87	1.031	5.473	7.358	7.271	3.63	4.286	0.6338	2.041	0.1935	0.3068	8.313	600.7	101	474.8	36.32	15.71	9.488	3.376	0.4758	0.6359	0.3133	1.106	264.3
Std. Deviation	2.673	6.51	54.59	4.259	7.792	3.778	1.635	0.0516	0	0.1478	5.387	16.95	10.88	0	0	0	0.4895	0.1946	0.05169	14.68	870.1	69.54	1036	53.73	23.02	0	0.6631	0.4251	0.683	0.3107	1.115	127.8
Std. Error of Mean	0.8452	3.255	13.65	1.181	1.788	1.195	0.618	0.03649	0	0.08531	1.176	3.889	2.496	0	0	0	0.2448	0.1124	0.03655	3.56	232.6	34.77	226.1	11.73	5.146	0	0.3828	0.1503	0.2059	0.1174	0.7882	73.78
Lower 95% CI of mean	3.123	1.497	5.917	4.447	6.52	0.3029	4.504	-0.1001	-	0.6642	3.02	0.8122	2.028	-	-	-	1.262	-0.29	-0.1576	0.7661	98.31	-9.67	3.23	11.86	4.939	-	1.728	0.1204	0.1771	0.02587	-8.909	-53.13

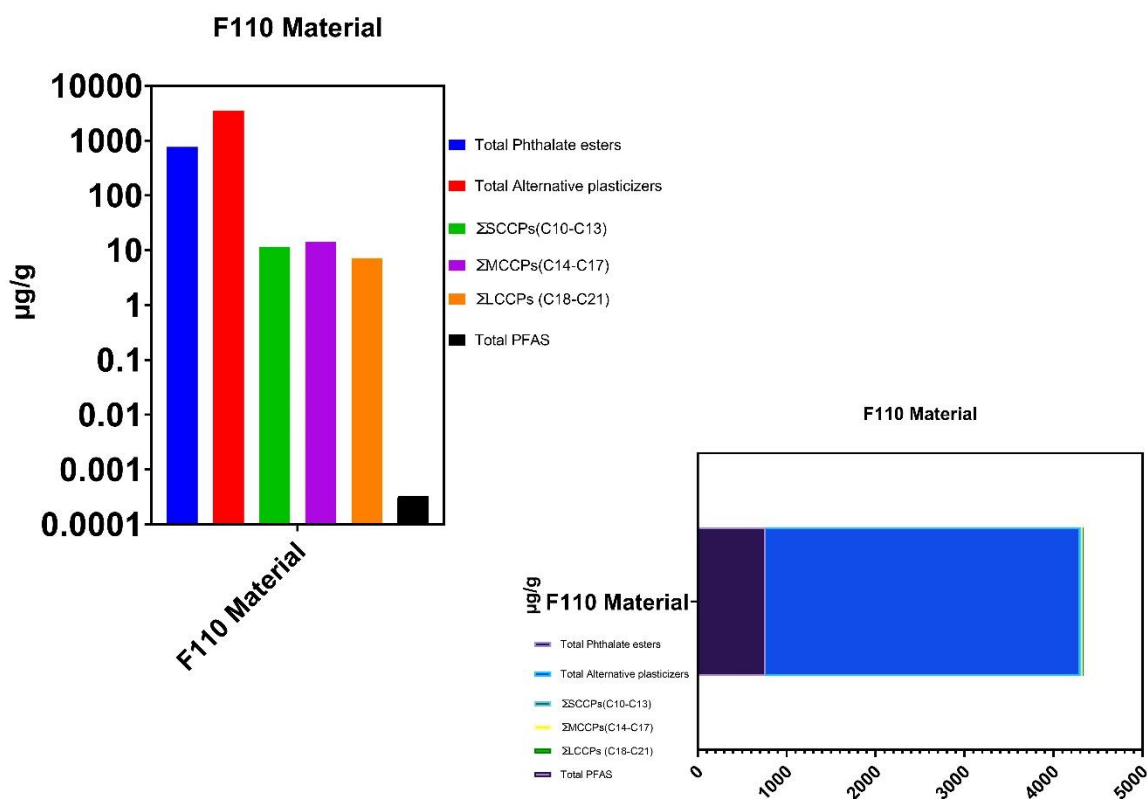
Upper 95% CI of mean	6.947	22.22	64.09	9.595	14.03	5.708	7.528	0.8271	-	1.398	7.925	15.53	12.51	-	-	-	2.82	0.677	0.7712	15.86	1103	211.6	946.4	60.77	26.48	-	5.023	0.8312	1.095	0.6006	11.12	581.8
Geometric mean	4.326	10.8	15.16	6.019	7.313	1.863	5.835	0.3617	15.87	1.024	3.257	2.053	3.653	3.63	4.286	0.6338	2.001	0.139	0.3046	2.948	249.9	81.8	128.4	13.13	4.733	9.488	3.333	0.3147	0.3469	0.238	0.7758	246
Geometric SD factor	1.838	1.601	3.782	1.761	2.57	2.56	1.304	1.153	1	1.152	3.075	4.437	3.22	1	1	1	1.255	2.634	1.184	4.919	3.782	2.163	4.379	4.409	5.806	1	1.214	2.73	3.424	2.056	3.534	1.574
Lower 95% CI of geo. mean	2.799	5.107	7.461	4.275	4.64	0.9511	4.563	0.1006	-	0.7212	1.953	1.001	2.079	-	-	-	1.395	0.01253	0.06656	1.3	115.9	23.96	65.53	6.683	2.078	-	2.058	0.1359	0.1518	0.1222	9.21E-06	79.65
Upper 95% CI of geo. mean	6.686	22.86	30.79	8.473	11.53	3.649	7.46	1.3	-	1.455	5.43	4.211	6.418	-	-	-	2.87	1.542	1.394	6.687	538.6	279.2	251.4	25.8	10.78	-	5.399	0.7287	0.7931	0.4635	65346	759.6

Tabell B3.13 - Beskrivande statistik för metaller i damm analyserat i förskolor ($\mu\text{g/g}$ damm).

Chemical	Na	Mg	Al	Si	P	K	Ca	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Se	Sr	Mo	Cd	Ba	Hg	Pb
Number of values	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	20	21	8	21	21	21	21
Detection frequency	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	38.09%	100%	100%	100%	100%
Minimum	1800	1200	2200	2200	240	2100	5700	4.8	14	47	2500	1	4.8	34	210	0.59	0.36	12	0.98	0.064	35	0.012	3.4
25% Percentile	2900	1650	3250	2850	410	3400	8150	8.85	22	68.5	3600	1.8	9.3	51	305	1.3	0.775	19.5	1.075	0.155	58	0.0605	6.7
Median	3500	2200	4700	4100	530	3900	11000	11	28	86	5100	2.6	12	60	480	2.8	1.025	31	1.65	0.21	120	0.1	16
75% Percentile	4750	3100	6100	6200	675	5050	23000	13	33	100	6600	3.4	15	92	865	5.1	1.375	60	2.325	0.495	265	0.265	32.5
Maximum	72000	21000	14000	19000	10000	6700	46000	37	60	270	15000	6.3	36	840	1600	14	2.2	140	3.9	0.77	620	0.53	150
Range	70200	19800	11800	16800	9760	4600	40300	32.2	46	223	12500	5.3	31.2	806	1390	13.41	1.84	128	2.92	0.706	585	0.518	146.6
5% Percentile	1860	1200	2220	2200	244	2140	5910	4.82	14.4	47.5	2510	1.02	5.02	35	213	0.623	0.3645	12.4	0.98	0.0651	35.1	0.013	3.6
95% Percentile	68600	19520	13420	18300	9078	6640	46000	34.7	59.4	261	14270	6.29	35.2	767	1560	13.7	2.175	138	3.9	0.769	609	0.526	144
95% CI of median																							
Actual confidence level	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.34%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%	95.8%	97.3%	99.2%	97.3%	97.3%	97.3%	97.3%
Lower confidence limit	2900	1700	3600	2900	430	3500	8400	8.9	22	76	3900	1.9	9.8	52	310	1.3	0.79	20	0.98	0.18	66	0.069	6.9
Upper confidence limit	4700	3000	6000	5900	630	4700	23000	13	31	100	6600	3.4	14	85	770	4.2	1.3	60	3.9	0.44	180	0.21	30
Mean	8519	3443	5081	5571	978.1	4176	16790	11.41	29.24	97.62	5381	2.867	13.73	105.3	614.8	3.981	1.073	46.9	1.873	0.3116	187.4	0.167	30.23
Std. Deviation	16396	4239	2623	4086	2073	1196	11663	6.468	11.26	50.01	2733	1.476	7.513	169.8	376	3.854	0.4537	38.96	0.9584	0.2289	171.8	0.1573	36.94
Std. Error of Mean	3578	925.1	572.3	891.6	452.3	261	2545	1.411	2.458	10.91	596.4	0.322	1.639	37.05	82.06	0.841	0.1014	8.503	0.3389	0.04996	37.5	0.03433	8.061
Lower 95% CI of mean	1056	1513	3887	3712	34.68	3632	11482	8.47	24.11	74.86	4137	2.195	10.31	28	443.6	2.227	0.8607	29.17	1.071	0.2074	109.2	0.09543	13.41
Upper 95% CI of mean	15983	5373	6275	7431	1922	4721	22099	14.36	34.37	120.4	6625	3.538	17.15	182.6	785.9	5.736	1.285	64.64	2.674	0.4158	265.6	0.2387	47.04

Geometric mean	4488	2552	4589	4639	580.5	4011	13939	10.33	27.49	89.12	4880	2.555	12.25	73.59	519.9	2.685	0.9792	35.77	1.695	0.2398	129.3	0.1065	17.37
Geometric SD factor	2.396	1.94	1.567	1.788	2.063	1.344	1.823	1.539	1.422	1.511	1.553	1.63	1.602	1.902	1.805	2.451	1.576	2.061	1.592	2.134	2.425	2.808	2.859
Lower 95% CI of geo. mean	3016	1887	3741	3561	417.5	3506	10605	8.488	23.42	73.86	3994	2.045	9.888	54.92	397.4	1.786	0.7914	25.74	1.149	0.1698	86.36	0.06658	10.77
Upper 95% CI of geo. mean	6680	3450	5630	6044	807.1	4588	18320	12.57	32.27	107.5	5963	3.192	15.18	98.6	680.2	4.038	1.212	49.72	2.5	0.3386	193.5	0.1705	28.02

Bilaga 4. Golvmaterialprov



Figur B4.1 - Kemiska halter som bestämts i det analyserade materialet presenteras till vänster i µg/g, medan deras proportioner som en del av hela sammansättningen visas till höger.

Ett golvmaterialprov från förskola F110 analyserades för ftalater & alternativa mjukgörare, klorerade paraffiner och PFAS. Massan av det analyserade materialet varierade mellan 0,038 - 0,045 g beroende på analyserna. Figur B4.1 ger en översikt över resultaten och visar koncentrationnivåerna för dessa ämnesgrupper. De alternativa mjukgörarna detekterades i de högsta koncentrationerna, med totalt 3 537 µg/g. Ftalater var den näst vanligaste gruppen, med en koncentration på 766 µg/g. Klorerade paraffiner och PFAS fanns i mycket lägre koncentrationer, uppmätt till 32.9 µg/g respektive 0.329 ng/g. Tillsammans stod dessa ämnesgrupper för cirka 0.45 % w.w. av golvmaterialets totala vikt. Resultaten indikerar att alternativa mjukgörare är en betydande komponent i golvmaterialet, vilket återspeglar deras ökande användning som ersättning för ftalater. Vanligtvis förekommer dock mjukgörare i tiotals procent, här är det tiondelar av procent. Därför är halterna av ftalater inte riktigt märkbara, utan betraktas i stället som föroreningar. Förekomsten av ftalater i lågkoncentrationer tyder på att ftalater fortfarande förekommer som föroreningar i inomhusmaterial. Även om klorparaffiner och PFAS detekterades i låga nivåer belyser förekomsten av ämnesgrupperna att de förekommer i byggmaterial och kan bidra till att förorena inomhusmiljön.

