

# **Kunstgressbaner – vurdering av helserisiko for fotballspillere.**

**Utført av:  
Nasjonalt folkehelseinstitutt og  
Radiumhospitalet**

**Oslo, januar 2006**

# Kunstgressbaner – vurdering av helserisiko for fotballspillere

## Innledning

Haller med kunstgressbaner benyttes til innendørs fotballspill. Kunstgressbaner består av kunstgressfibre og gummigranulat. Gummigranulat kan være av flere hovedtyper: resirkulert gummi (oppmalte bildekk), termoplast elastomer og EPDM-gummi. Når det gjelder resirkulert gummigranulat kan denne forekomme i ulike kvaliteter (grovkornet/finkornet, forskjellig kjemisk sammensetning/ulike tilsetningsstoffer). Det benyttes også to typer kunstgressfiber (splittfiber og monofiber). Opplysninger angående forekomst og konsentrasjoner av kjemiske stoffer i gummigranulat og i halluft bygger på NILU-rapporten ”Måling av luftforurensing i innendørs kunstgresshaller”, januar 2006 (TA nummer: TA-2148/2006 ). Vurderingen av mulig kreftrisiko og gentoksisitet er utført av Tore Sanner, Radiumhospitalet.

Ut fra det store antallet kjemiske stoffer som er identifisert i gummigranulatene og ved avgassing av flyktige organiske forbindelser er det valgt å benytte worst case senarier hvor man summerer mengder/konsentrasjoner innen hver stoffkategori (PCBer, PAHer, ftalater, alkylfenoler og VOCer) og benytter den laveste nulleffekt (NOAEL)-verdien (der denne finnes) for det mest relevante biologiske endepunktet (for eksempel kreft, reproduksjonsskade, organskade) for det potensielt mest skadelige kjemiske stoffet innen stoffgruppen. En slik tilnærming vil medføre en klar overestimering av helserisiko. Vi har valgt de høyeste analyseverdiene når det gjelder resirkulert gummigranulat fordi denne type gummigranulat inneholder de største mengder av potensielt helseskadelig stoffer og fører til de høyeste måleverdier i halluften. Analytisk deteksjonsgrense er valgt i de tilfeller hvor det ikke finnes noen måleverdi.

Vi har valgt å benytte 9 eksponeringssenarier: voksne, junior, større barn og barn.

- inhalasjonseksponering; voksne, junior, større barn og barn (senario 1-4)
- hudeksponering; voksne, junior, større barn og barn (senario 5-8)
- oraleksponering; barn (9).

Eksponeringsnivåer er basert på inhalasjonsverdier (inhalasjonsvolumer ved trening/kamper) og hudeksponering ( $\text{mg}/\text{cm}^2$  deponert på hud). Når det gjelder oral eksponering (svelging) antar vi at opp til 1,0 gram gummigranulat kan svelges per trening/kamp.

Eksponeringsvarighet og – hyppighet er basert på opplysninger fra driftsleder for innendørshallene Valhall og Manglerudhallen i Oslo, Nordlandshallen og Skarpehallen i Tromsø. Ut fra disse opplysningene har vi valgt worst case senarier for de forskjellige aldersgrupper. Worst case senariene er basert på de høyeste måleverdiene og de lengste/hyppigste trenings-/spillperioder som benyttes.

## Eksposeringsscenarier

Når det gjelder valg av ulike eksponeringsscenarier har vi benyttet fire hovedtyper scenarier når det gjelder trening og spill på kunstgressbaner: voksne ( $\geq 20$  år, ved vurdering av kreftrisiko er det benyttet 20-40 år), junior (16-19 år), større barn (12-15) og barn (7 -11 år).

Eksposeringstider og type aktivitet (trening og kamper) bygger på opplysninger innhentet fra følgende innendørshaller; Valhall og Manglerudhallen i Oslo, Nordlandshallen og Skarpehallen i Tromsø. Bruksmønsteret vil kunne variere fra bane til bane og geografisk beliggenhet vil være en viktig faktor når det gjelder hvilke deler av året innendørsbaner benyttes. Eksposering vil finne sted ved innånding av flyktige forbindelser og partikler, ved at partikler kommer i kontakt med huden (hudeksposering er av liten betydning når det gjelder flyktige forbindelser) og i noen grad ved svelging (antas å gjelde hovedsakelig for barn).

### Innånding

Eksposeringskarakteriseringen omfatter 4 hovedscenarier: Voksne som spiller/trener, juniorer som spiller/trener, større barn som spiller og trener og barn som spiller/trener og spiller cup. Respirasjonsvolumene bygger på opplysninger fra Norges Idrettshøyskole og har tatt utgangspunkt i maksimal anstrengelse under trening. De innåndingsvolumer som benyttes er: voksne  $6 \text{ m}^3/\text{time}$ , junior  $4,8 \text{ m}^3/\text{time}$ , større barn  $3,6 \text{ m}^3/\text{time}$  og barn  $1,8 \text{ m}^3/\text{time}$ . Til sammenligning bruker US EPA for voksne  $3,63 \text{ m}^3/\text{time}$  for tungt arbeid, og for barn (6-13 år)  $2,23 \text{ m}^3/\text{time}$ . EU bruker  $2,6 \text{ m}^3/\text{time}$  for tungt arbeid. Scenariene er beskrevet nedenfor og er basert på opplysninger om bruksmønster av innendørshaller med kunstgress.

- Scenario 1: Voksne som trener og spiller kamper innendørs (Skarpehallen, Tromsø):
  - Kroppsvekt = 70 kg
  - Innåndingsvolum ved trening/kamp =  $6 \text{ m}^3/\text{time}$
  - Varighet per uke = 20 timer
  - Varighet i måneder = 6 måneder

I tillegg kommer 6 timer kamp per uke i 6 måneder.

Dette tilsier et ukentlig eksponeringsvolum ( $\text{m}^3/\text{uke}$ ) på:  $156 \text{ m}^3/\text{uke}$  i totalt 6 mnd.,  $2,23 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/uke,  **$0,32 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag**.

- Scenario 2: Juniorer som trener og spiller kamper innendørs (2 x Valhall):
  - Kroppsvekt = 65 kg
  - Innåndingsvolum ved trening/kamp =  $4,8 \text{ m}^3/\text{time}$
  - Varighet per gang = 2 timer
  - Antall ganger per uke = 7 ganger per uke
  - Varighet i måneder = 4 måneder (2 x Valhall) + 1,5 mnd (1x Valhall, 3 ganger per uke)

I tillegg kommer 2 kamper av 2 timer per måned i 3 måneder.

Dette tilsier et ukentlig eksponeringsvolum ( $\text{m}^3/\text{uke}$ ) på:  $75 \text{ m}^3/\text{uke}$  i totalt 16 uker,  $1,11 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/uke,  **$0,16 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag**.

- Scenario 3: Større barn som trener og spiller kamper innendørs (Nordlandshallen og Skarpehallen i Tromsø):
  - Kroppsvekt = 50 kg

- Innåndingsvolum ved trening/kamp =  $3,6 \text{ m}^3/\text{time}$
- Varighet per uke = 10 timer
- Varighet i måneder = 6

I tillegg kommer 2 timer kamp per uke i 6 måneder.

Dette tilsier et ukentlig eksponeringsvolum ( $\text{m}^3/\text{dag}$ ) på:  $43,2 \text{ m}^3/\text{uke}$  i totalt 6 mnd.  $0,86 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/uke,  **$0,12 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag**.

- Scenario 4a: Barn som trener og spiller kamper innendørs (Nordlandshallen og Skarpehallen i Tromsø):

- Kroppsvekt = 30 kg
- Innåndingsvolum ved trening/kamp =  $1,8 \text{ m}^3/\text{time}$
- Varighet per uke = 10 timer
- Varighet i måneder = 6

I tillegg kommer 2 timer kamp per uke i 6 måneder.

Dette tilsier en ukentlig eksponering ( $\text{m}^3/\text{dag}$ ) på:  $21,6 \text{ m}^3/\text{uke}$  i totalt 6 måneder.  $0,72 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/uke,  **$0,10 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag**.

- Scenario 4b: Barn som spiller cup innendørs (Valhall):
  - Kroppsvekt = 30 kg
  - Innåndingsvolum ved kamp =  $1,8 \text{ m}^3/\text{time}$
  - Innåndingsvolum med lett aktivitet =  $0,8 \text{ m}^3/\text{time}$
  - Opphold i hallen, lett aktivitet per cup = 17 timer
  - Opphold i hallen, spiller kamp per cup = 7 timer
  - Antall cuper per år = 2 cuper
  - Varighet cup: 2,5 dager

Dette tilsier et gjennomsnittlig eksponeringsvolum på:  $10,48 \text{ m}^3/\text{dag}$  i totalt 5,0 dager per år,  **$0,35 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag**, 5 dager per år.

### Hudkontakt

Ved trening og kamp på kunstgressbaner kan det også foreligge et visst opptak via hud. Støv/partikler som frigis fra gummigranulatet (hovedsakelig ved bruk) vil komme i kontakt med bar hud. Noe eksponering av tildekket hud kan også forventes, men denne vil være en god del lavere enn for bar hud. Det hudarealet som forventes eksponert hos en voksen person er: Deler av legger ( $25\%$  av  $2070 \text{ cm}^2$ ), lår ( $1980 \text{ cm}^2$ ), armer ( $2570 \text{ cm}^2$ ), hender ( $840 \text{ cm}^2$ ) og hode (ansikt,  $1180 \text{ cm}^2$ ). Totalt utgjør dette ca  $7100 \text{ cm}^2$ . Dersom man antar at kroppsarealet tilnærmet korrelerer med kroppsvekten betyr det at juniorer og større barn har eksponerbar hudoverflate på henholdsvis  $6600$  og  $5100 \text{ cm}^2$ , og barn (30 kg)  $3000 \text{ cm}^2$ . Der

hvor det ikke finnes klare holdepunkter (for eksempel for ftalater, 5 %) for lavere hudopptak benyttes et opptak på 100 % som worst case.

Et problem ved å beregne hudopptak av kjemikalier i partikler/støv er i hvilken mengde partikler/støv avsettes på huden (angis som  $\text{mg}/\text{cm}^2$ ). Worst case når det gjelder barn som leker i søle er angitt til  $10 \text{ mg}/\text{cm}^2$ . Når det gjelder eksponering av hender fra jord i forbindelse med for eksempel rugbykamp er standard(default)-verdien angitt til  $0,2 - 1,0 \text{ mg}/\text{cm}^2$ . Det er ikke helt åpenbart hva man skal velge når det gjelder personer som benytter kunstgressbaner. Det er her valgt å benytte  $1,0 \text{ mg}/\text{cm}^2$  når det gjelder å beregne hudeksponering. I tillegg er det benyttet 100 % hudabsorpsjon for de kjemikalier hvor det ikke foreligger konkret informasjon om hudopptaket. Et realistisk opptak er nok i størrelsesorden  $< 1 \%$  til  $10 \%$  avhengig av stoffet. Dette medfører det at det opptaket som her er beregnet klart er høyere enn det som er reelt.

- Scenario 5: Voksne som trener og spiller kamper innendørs:
  - Kroppsvekt = 70 kg
  - Hudoverflate som eksponeres =  $7100 \text{ cm}^2$
  - Varighet per gang = 4 timer
  - Antall ganger per uke = 5 ganger
  - Varighet i måneder = 6 måneder

I tillegg kommer 6 timer kamp per uke i 6 måneder. Det antas at disse spilles i samme periode som treningen pågår

Total hudeksponering per uke:  $42\,600 \text{ mg gummigranulat/uke}$  og  $608 \text{ mg gummigranulat/kg kroppsvekt/uke}$ ,  **$87 \text{ mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag}$** .

- Scenario 6: Juniorer som trener og spiller kamper innendørs:
  - Kroppsvekt = 65 kg
  - Hudoverflate som eksponeres =  $6600 \text{ cm}^2$
  - Varighet per gang = 2 timer
  - Antall ganger per uke = 7 ganger per uke
  - Varighet i måneder = 4 måneder (2 x Valhall) + 1,5 mnd (1x Valhall, 3 ganger per uke)

I tillegg kommer 2 kamper av 2 timer per måned i 3 måneder. Det antas at disse spilles i samme periode som treningen pågår

Total hudeksponering per uke:  $49\,500 \text{ mg gummigranulat/uke}$  og  $762 \text{ mg gummigranulat/kg kroppsvekt/uke}$ ,  **$109 \text{ mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag}$** .

- Scenario 7: Større barn som trener og spiller kamper innendørs:
  - Kroppsvekt = 50 kg
  - Hudoverflate som eksponeres =  $5100 \text{ cm}^2$
  - Varighet per gang = 2,5 timer
  - Antall ganger per uke = 4 ganger per uke
  - Varighet i måneder = 4 måneder (2 x Valhall) + 1,5 mnd (1x Valhall, 3 ganger per uke)

I tillegg kommer 2 timer kamp per uke i 6 måneder. Det antas at disse spilles i samme periode som treningen pågår

Total hudeksponering per uke: 25 500 mg gummigranulat/uke og 510 mg gummigranulat/ kg kroppsvekt/uke, **73 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag.**

- Scenario 8a: Barn som trener og spiller kamper innendørs:
  - Kroppsvekt = 30 kg
  - Hudoverflate som eksponeres = 3000 cm<sup>2</sup>
  - Varighet per gang: 2,5 timer
  - Antall ganger per uke: 4
  - Varighet i måneder: 6

I tillegg kommer 2 timer kamp per uke i 6 måneder. Det antas at disse spilles i samme periode som treningen pågår.

Total hudeksponering per uke: 15 000 mg gummigranulat/uke og 500 mg gummigranulat/ kg kroppsvekt/uke, **71 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag.**

- Scenario 8b: Barn som spiller cup innendørs:
  - Kroppsvekt = 30 kg
  - Hudoverflate som eksponeres = 3000 cm<sup>2</sup>
  - Opphold i hallen, lett aktivitet per cup = 17 timer
  - Opphold i hallen, spille kamp per cup = 7 timer
  - Antall cuper per år = 2 cuper
  - Antall kamper per cup: 7
  - Varighet per cup: 2,5 dager

Det antas at barna dusjer mellom hver kamp, slik at hudeksponering vil kunne finne sted 7 ganger i løpet av en cup. Normalt opphold i hallen anses ikke å føre til nevneverdig hudeksponering.

Dette tilsier en gjennomsnittlig eksponering (mg/dag) på: **280 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag** i totalt 5 dager.

### Svelging

Det antas at barn som og trener på kunstgressbaner også kan eksponeres for det gummimaterialet som benyttes ved at dette puttes i munnen og så tygges eller muligens også svelges. Vi har ikke kunnskap om hvor mye dette kan dreie seg om, men antagelig vil det ligge i størrelsesorden 0,5-1 gram per kamp/trening. I en worst case vurdering er det rimelig å anta 1 gram per kamp/trening og at 100 % av det som svelges tas opp via magetarmkanalen.

- Scenario 9a: Barn som trener og spiller kamper innendørs:
  - Kroppsvekt = 30 kg

- Svelget mengde per trening/kamp = 1,0 gram
- Antatt opptak = 100 %
- Antall ganger per uke = 4
- Varighet i mnd. = 6
- Totalt antall ganger per år = 64

I tillegg kommer 1 kamp per uke i 6 måneder.

Dette tilsier en gjentatt eksponering per uke på: 5 gram gummigranulat og 0,71 gram/dag, og **23,7 mg/kg kroppsvekt/dag** med en varighet på 6 måneder..

- Scenario 9b: Barn som spiller cup innendørs:
  - Kroppsvekt = 30 kg
  - Svelget mengde per kamp = 1,0 gram
  - Antatt opptak = 100 %
  - Antall eksponeringer per år = 14 ganger (7 kamper per cup, 2 cuper per år)

Dette tilsier en akutt eksponering per cup på: 7,0 gram, 2,8 gram/dag (en cup varer 2,5 dag), og **93,4 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag** i 5 dager i løpet av et år.

## Målinger og beregninger

Det er i analyseprøver av gummigranulater og ved avgassing fra disse påvist en rekke ulike kjemiske stoffer som er klassifisert som helse- og miljøskadelige. Det foreligger resultater fra analyser av 2 ulike typer resirkulert gummigranulat, 1 type EPDM-gummigranulat, 1 type termoplast elatomer og 2 typer kunstgressfiber. I tillegg er det gjennomført utlekkingsstudier av ulike typer gummigranulater og kunstgressfiber, samt avgassing fra gummigranulat. Ut fra at innholdet av helsefarlige kjemikalier i EPDM-gummien var klart lavere enn for de resirkulerte gummigranulatene, har vi valgt ikke å inkludere EPDM-gummigranulat i den videre risikovurderingen.

Basert på innhold av helseskadelige stoffer og graden av eksponering vurderes det at trening/spilling på baner hvor det benyttes kunstgressfiber ikke utgjør noen økt helserisiko. Vurderingen av helserisiko er derfor relatert til eksponeringer som skyldes partikler/støv og avgassing fra selve gummigranulatet. Ved vurdering av helserisiko er det benyttet måledata fra den prøven av resirkulert gummigranulat som har vist de høyeste konsentrasjoner av helsefarlige stoffer.

Analyser av gummigranulater og kunstgressfiber er utført ved AnalyCen AS og ved NILU er gjort på utvalgte elementer og organiske forbindelser. Utlekking fra kunstgressfiber og gummigranulater er gjort etter standardiserte metoder. Utlekking av tungmetaller til vann ble målt ved at det til 2 L vann ble tilført 200 gram gummigranulat eller kunstgressfiber og det faste materialet var i kontakt med vannet i 24 timer. Ved måling av utlekking av organiske forbindelser ble det benyttet 1L vann og 100 gram gummigranulat og kontakttiden mellom vann og granulat var 48 timer. Når det gjelder avgassing fra gummigranulat ble det benyttet 2 gram gummigranulat som ble oppvarmet til 70 °C i 30 minutter. Mengde svevestøv er bestemt gravimetrisk etter at det er samlet på kvartfilter. Det skilles på partikkelstørrelse (PM10 og

PM2,5). For ytterligere opplysninger om analysene henvises det til NILU-rapporten av januar 2006. Usikkerheten i målingene ligger i størrelsesorden 10 – 30 %.

## **Innånding**

### *Avgassing av flyktige organiske forbindelser (VOC)*

Avgassing av flyktige organiske forbindelser er målt for resirkulert gummigranulat og en type EPDM-gummigranulat. Det er målt et utvalg alkylerte benzener og to klorerte forbindelser. Avgassing fra EPDM er klart lavere enn for de andre gummigranulatene. Totalt sett dreier det seg om i størrelsesorden 250-400 µg/kg granulat. Dette er undersøkt ved en temperatur 70 °C som ligger langt over den temperaturen som vil være i hallen. Det angitte tallverdiene er derfor høyere enn det som forventes ved normal bruk av kunstgressbanene. Verdiene vil ikke bli benyttet i risikovurderingen fordi det foreligger målinger av inneluften i kunstgressbaner.

Det foreligger målinger av VOC fra flere innendørs kunstgressbaner under perioder med trening. I Manglerudhallen ble det funnet 234 kjemiske forbindelser (konsentrasjon > 0,1 µg/m<sup>3</sup>, hvorav 29 ble identifisert) som ga en total-VOC på ca 716 µg/m<sup>3</sup>. 4/5 av prøvetaksperioden ble utført med full lufting i hallen hvilket betyr at konsentrasjonen av VOC må ha vært høyere før utluftingen begynte, muligens opp til 1000 µg/m<sup>3</sup>. Dette er resultatet fra kun en enkelt måling. Konsentrasjonen varierte fra ca 85 til 0,8 µg/m<sup>3</sup>. For 14 av disse er konsentrasjonen 10-85 µg/m<sup>3</sup>, og blant disse finnes for eksempel 4-metyl-2-pentenon, benzothiazol, isomere av xylen, toluen, oktenal, aceton, styren og dodekan. Under andre prøveperiode ble det målt en total-VOC på ca 230 µg/m<sup>3</sup>. Ofte begynner folk å klage på luftkvaliteten når total-VOC er høyere enn 100-200 µg/m<sup>3</sup>. Det kan konkluderes at gummigranulatet er hovedkilden til de VOCer som er målt i hallen. Senere prøver i hallen (takluker og vinduer lukket, temperatur på 15 °C) viste total VOC på 255 µg/m<sup>3</sup>. Under forhold hvor temperaturen inne i hallen igjen var 20 °C ble det målt total-VOC på 732 µg/m<sup>3</sup>.

I Østfoldhallen hvor det er benyttet fabrikkny granulat er konsentrasjonen av VOC relativt lav (ca 150 µg/m<sup>3</sup>), selv ved aktivitet. Dette nivået er ikke uvanlig å finne i generelle innemiljøer. Flere kilder antas å bidra til VOC målt inne i hallen (kunstgress, gummigranulat, treverket i hallen og biltrafikk utenfor hallen).

I Valhall kunstgressbane ble det målt en midlere total-VOC 234 µg/m<sup>3</sup>, mens det i siste halvdel av måleperioden ble målt 290 µg/m<sup>3</sup>. Det konkluderes med at hovedkilden til VOC i hallen er gummigranulatet.

*I den videre risikovurderingen velges som worst case en total VOC konsentrasjon i luften i hallen på 716 µg/m<sup>3</sup>. Denne verdien velges fordi den baserer seg på målinger under forhold som kan forekomme i hallen. Målinger i både Østfoldhallen og Valhall viser imidlertid 2,5-3 ganger lavere verdier.*

Basert på disse senariene er totalt opptak av VOC ved innånding (antar 100 % opptak) beregnet og angitt i tabellen under.

Tabell 1: Opptak av total-VOC via lungene

Senarier	Eksponering uker	Innåndingsvolum m <sup>3</sup> /kg kroppsvekt/dag	Konsentrasjon av VOC i halluft µg/m <sup>3</sup>	Opptak %	Opptak VOC µg/kg kroppsvekt/dag
Voksne	26*	0,32	716	100	<b>229</b>
Junior	16*	0,16	716	100	<b>115</b>
Større barn	26*	0,12	716	100	<b>86</b>
Barn trening + kamper	26*	0,10	716	100	<b>72</b>
Barn Cup	0,7**	0,35	716	100	<b>251</b>

\* Gjentatt eksponering

\*\* Engangseksponering

Tabellen nedenfor angir målte konsentrasjoner og klassifisering av flyktige organiske forbindelser (VOC) i kunstgresshaller med resirkulert gummigranulat. For flere av stoffene forligger det ingen klassifisering. Det betyr imidlertid ikke at disse stoffene ikke kan utgjøre en helserisiko, men at det ikke foreligger toksikologisk informasjon eller at de ikke er vurdert med hensyn til klassifisering. Hvilke stoffer som er identifisert varierer noe fra hall til hall, og det er ingen tydelig sammenheng mellom konsentrasjonene av total VOC som er målt i en hall og konsentrasjonene av flere av de enkelte flyktige forbindelsene.

Tabell 2: Konsentrasjoner  $\geq 2,0$  µg/m<sup>3</sup> av flyktige forbindelser (VOC) i kunstgresshaller med resirkulert gummigranulat

Stoff	CAS nr	Klassifisering (helse)	Konsentrasjon µg/m <sup>3</sup>
Toluene	108-88-3	R38-48/20-63-65-67	85,0*, 15,3**
Butenyl benzene (isomere)	-	-	82,5*
Benzoic acid	65-85-0	-	81,0*, 19,3**
Diethenyl benzene (isomere)	-	-	65,7*
p- og m-Xylene	106-42-3	R20/21-38	25,5*, 9,6**
Ethylbenzene aldehyde (isomere)	53951-50-1	-	34,7*
Benzothiazole	95-16-9	-	15,7*, 31,7**
1,1'-Biphenyl	92-52-4	R36/37/38	15,6*
Acetone	67-64-1	R36-66-67	15,3*, 9,5**
o-Xylene	95-47-6	R20/21-38	13,1*
4-Methyl-2-pentanone	108-10-1	R20-36/37	12,7*, 12,7**

3-Phenyl-2-propenal	104-55-2	-	10,2*
Pentenyl benzene (isomere)	-	-	7,3*
Pentanedioic acid dimethylester	1119-40-0	-	6,8*
Ethylbenzene	100-41-4	R20	6,7*, 3,3**
Styrene	100-42-5	R20-36/38	6,1*, 3,2**
Hexenyl benzene (isomere)	-	-	15,5*
Ethylcyclohexane	1678-91-7	-	5,6*
Formaldehyde	50-00-0	R23/24/25-34-40-43	5,5*, 6,5**
2-Butoxyethanol	111-76-2	R20/21/22	5,3*
Unidentified naphthalene derivat	-	-	9,3*
Octane	111-65-9	R38-65-67	4,6*
Undecane	1120-21-4	-	4,6*, 3,1**
Acetaldehyde	75-07-0	R36/37-40	4,3*, 2,9**
Nitromethane	75-52-5	R22	4,1*
1-Propylbenzene	673-32-5	-	4,0*
Alfa pinene	80-56-8	-	10,5**
Cyclohexanone	108-94-1	R20	9,8**
Junipene	475-20-7	-	7,2**
Acetic acid	64-19-7	R35 <10 % ingen klass.	4,3**
Decane	124-18-5	-	5,0**
Dodecane	112-40-3	-	3,7**
1,2,3-Trimethylbenzene	95-63-6	R20-36/37/38	3,2**
Limonene	138-86-3	R38-43	2,6**
2-Methylnaphthalene	91-57-6	-	2,5**
Benzene	71-43-2	R45-46-36/38-48/23/24/25-65	2,4**
3-Carene	13466-78-9	-	2,2**
Pentadecane	629-62-9	-	2,2**
2,3-Dihydro-1,1,3-trimethyl-3-phenyl-1H-indene	3910-35-8	-	2,1**
Hexanal	66-25-1	-	2,0**
1,2-Propanediol	57-55-6	-	2,0**
1-Methoxy-2-propanol	107-98-2	-	2,0**

\* Total identifisert VOC 590 µg/m<sup>3</sup>, Manglerudhallen

\*\* Total identifisert VOC 190 µg/m<sup>3</sup>, Valhall

Som det fremgår av tabellen over er de fleste av de stoffene som er klassifisert, klassifisert ut fra akutt giftighet og irritasjon. Kun et fåtall stoffer er klassifisert med hensyn på mulige langtidseffekter og allergi.

Tabell 3: Beregnet opptak ved innånding av utvalgte flyktige forbindelser basert på konsentrasjoner målt i halluften i kunstgressbaner som benytter resirkulert gummigranulat

Forbindelse	Konsentrasjon µg/m <sup>3</sup>	Beregnet opptak ved innånding µg/kg kroppsvekt/dag				
		Voksne (0,32 m <sup>3</sup> /kg/dag)	Juniorer (0,16 m <sup>3</sup> /kg/dag)	Større barn (0,12 m <sup>3</sup> /kg/dag)	Barn trening (0,10 m <sup>3</sup> /kg/dag)	Barn cuper (0,35 m <sup>3</sup> /kg/dag)
Toluene	85,0	27,2	13,6	10,2	8,5	29,8
Butenylbenzen	82,5	26,4	13,2	9,9	8,3	28,9
Benzoic acid	81,0	25,9	13,0	9,7	8,1	28,4
Diethenylbenzen	66,7	21,3	10,7	8,0	6,7	23,3
p- og m-Xylene	25,5	8,2	4,1	3,1	2,6	8,9
Ethylbenzen aldehyde	34,7	11,1	5,6	4,2	3,5	12,0

Benzothiazole	31,7	10,1	5,1	3,8	3,2	11,1
1,1'-Biphenyl	15,6	5,0	2,5	1,9	1,6	5,5
Acetone	15,3	4,9	2,5	1,8	1,5	5,4
o-Xylene	13,1	4,2	2,1	1,6	1,3	4,6
4-Methyl-2-pentanone	12,7	4,1	2,1	1,5	1,3	4,5
3-Phenyl-2-propenal	10,2	3,3	1,7	1,2	1,0	3,6
Styrene	6,1	2,0	1,0	0,7	0,6	2,1
Formaldehyde	6,5	2,1	1,1	0,8	0,7	2,3
Acetaldehyde	4,3	1,4	0,7	0,5	0,4	1,5
Alfa-pinene	10,5	3,4	1,7	1,3	1,1	3,7
Limonene	2,6	8,3	4,2	0,3	0,3	0,9
Benzene	2,4	0,8	0,4	0,3	0,2	0,8

Blant stoffene i tabellen over finnes det forbindelser som enten er klassifisert som allergifremkallende ved hudkontakt eller hvor det ut fra strukturlikhet med kjente allergener er rimelig å anta at de kan føre til kontaktallergi. Flere av stoffene kan virke irriterende for hud, øyne og slimhinner. Imidlertid er konsentrasjonen av flyktige irriterende forbindelser så lav at det er lite trolig at disse vil føre til irritasjon ved trening, spill eller annet opphold i hallene. Når det gjelder akutte effekter er beregnet opptak via lungene i størrelsesorden 1 – 40 µg/kg kroppsvekt/dag. Sammenlignet med de doser som erfaringsmessig kan føre til akutte forgiftninger er slike doser mer enn 1000 ganger høyere enn de som er beregnet når det gjelder eksponering ved innånding i innendørshaller.

*Vår vurdering er at eksponering (ved innånding) for flyktige organiske forbindelser (VOC) ved bruk av haller som benytter resirkulert gummigranulat ikke utgjør noen økt helserisiko når det gjelder skadevirkninger ved korttidseksponering (akutte forgiftninger og irritasjon). I hvilken grad gjentatt eksponering (innånding) kan medføre økt risiko helseskader er vurdert basert på informasjon om NOAEL-verdier og type skadevirkning for hvert enkelt stoff og graden av eksponering.*

#### *Svevestøv*

Mengde svevestøv i innemiljø påvirkes av en rekke faktorer som aktivitetsnivå, rommets form, lufting og bygningsmaterialer. I Manglerudhallen er det målt PM10 på 40 µg/m<sup>3</sup> ved utlufting og et PM2,5-nivå på 17 µg/m<sup>3</sup>. Tilvarende middelerdi for uteluft i Oslostudien er henholdsvis 21 µg/m<sup>3</sup> og 7 µg/m<sup>3</sup>. I Østfoldhallen er PM10-nivået på 31 µg/m<sup>3</sup> og PM2,5 nivået på 10 µg/m<sup>3</sup>. I Valhall er PM10-nivået på 32 µg/m<sup>3</sup> og PM2,5-nivået på 19 µg/m<sup>3</sup>. Til sammenligning nevnes at den gjennomsnittlige konsentrasjonen av PM10 i bolig, barnehage og skole er i størrelsesorden 20 µg/m<sup>3</sup>. Både i Manglerudhallen og i Valhall antas det at hovedkilden til svevestøvet er resirkulert gummigranulat. I Manglerudhallen er henholdsvis 30 % i PM10 fraksjonen og 50% i PM2,5 fraksjonen gummistøv.

*I den videre risikovurderingen velges det høyest målte nivået av PM10 på 40 µg/m<sup>3</sup> når det gjelder respirabelt støv (partikler).*

Tabellen nedenfor angir beregnet opp relatert til PM10 fraksjonen ved innånding av støv/partikler.

Tabell 4: Beregnet inntak av PM10 via lungene

Senarier	Eksposering uker	Innåndingsvolum m <sup>3</sup> /kg kroppsvekt/dag	Konsentrasjon av PM10 i halluft µg/m <sup>3</sup>	Inntak %	Inntak PM10 µg/kg kroppsvekt/dag
Voksne	26*	0,32	40	100	<b>12,8</b>
Junior	16*	0,16	40	100	<b>6,4</b>
Større barn	26*	0,12	40	100	<b>4,8</b>
Barn trening/spill	26*	0,10	40	100	<b>4,0</b>
Barn cup	0,7**	0,35	40	100	<b>14,0</b>

\* Gjentatt eksponering

\*\* Engangseksponering

Tabell 5: Beregnet inntak via lungene av PCBer, PAHer, ftalater og alkylfenoler i PM10 fraksjonen basert på innhold av disse stoffgrupper i resirkulert gummigranulat

Senarier	Eksposering uker	Inntak PM10 µg/kg kroppsvekt/dag	Totalt innhold i resirkulert gummigranulat pg/µg gummigranulat				Beregnet opptak pg/kg kroppsvekt/dag			
			PCBer	PAHer	Ftalater	Alkyl fenoler	PCB er	PAHer	Ftalater	Alkyl fenoler
Voksne	26*	12,8	0,202	76	118	55	<b>2,6</b>	<b>973</b>	<b>1510</b>	<b>704</b>
Junior	16*	6,4	0,202	76	118	55	<b>1,3</b>	<b>486</b>	<b>755</b>	<b>352</b>
Større barn	26*	4,8	0,202	76	118	55	<b>1,0</b>	<b>365</b>	<b>566</b>	<b>264</b>
Barn trening/spill	26*	4,0	0,202	76	118	55	<b>0,8</b>	<b>304</b>	<b>472</b>	<b>220</b>
Barn cup	0,7**	14,0	0,202	76	118	55	<b>2,8</b>	<b>1064</b>	<b>1652</b>	<b>770</b>

\* Gjentatt eksponering

\*\* Engangseksponering

Tabell 6: Beregnet inntak av PAHer basert på målte verdier av PAHer i PM10 fraksjonen i kunstgresshall hvor det benyttes resirkulert gummigranulat (opptak satt til 100%)

Senarier	Eksp. uker	Innåndings volum m <sup>3</sup> /kg kroppsvekt/dag	Konsentrasjon av PAH i PM10 i halluft ng/m <sup>3</sup>	Konsentrasjon av ftalater i PM10 i halluft ng/m <sup>3</sup>	Inntak PAH pg/kg kroppsvekt/dag	Inntak ftalater pg/kg kroppsvekt/dag
Voksne	26*	0,32	10,8	134,4	<b>3456</b>	<b>43 000</b>
Junior	16*	0,16	10,8	134,4	<b>1728</b>	<b>21 500</b>
Større barn	26*	0,12	10,8	134,4	<b>1296</b>	<b>16 130</b>
Barn trening/spill	26*	0,10	10,9	134,4	<b>1080</b>	<b>13 400</b>
Barn cup	0,7**	0,35	10,8	134,4	<b>3780</b>	<b>47 000</b>

\* Gjentatt eksponering

\*\* Engangseksponering

Det ser ut til at opptatt mengde PAH basert på målinger av PAH i PM10 fraksjonen er ca 3 ganger høyere enn det som er beregnet ut fra total-PM10 og innholdet som er målt i det resirkulerte gummigranulatet. I hvilken grad dette skyldes reelle forskjeller, eller forskjeller i analyseresultatene når det gjelder innholdet av PAH i granulatet og i PM10 fraksjonen av granulatet eller at andre kilder kan bidra med PAH til PM10-fraksjonen er ikke klarlagt. Dersom man legger målinger av PAH i PM10 fraksjonen til grunn ligger opptaket av PAH i størrelsesorden 2-5 µg/kg kroppsvekt/dag. Det finnes ikke spesifikke PM10 verdier når det gjelder PCBer og alkylfenoler. For disse må det benyttes verdier beregnet ut fra innhold i gummigranulatet og total mengde PM10 som antas tatt opp via lungene.

*Som et worst case scenario benyttes et daglig opptak av 3800 pg PAH/kg kroppsvekt i den videre risikokarakteriseringen. For PCB benyttes 3 pg/kg kroppsvekt, for ftalater 47000 pg/kg kroppsvekt og for alkylfenoler 800 pg/kg kroppsvekt. Ut fra den meget lille mengden av denne type forbindelser som tas opp per dag kan det konkluderes med at disse ikke medfører noen økt helserisiko.*

#### *Ftalater*

Målingene i halluften av ftalater i µg/m<sup>3</sup> hentet fra NILU rapporten.

<b>Ftalat</b>	<b>µg/m<sup>3</sup></b>
di-butylphthalate (DBP)	0,38
di-ethylphthalate (DEP)	0,09
di-isobutylphthalate (DIBP)	0,13
<b>Total</b>	<b>0,6</b>

Totalt innhold av ftalater i gummigranulater fra Byggforsk (worst case måling fra 2-4 prøver)

<b>Ftalat</b>	<b>Gummigranulat (mg/kg)</b>
Di-methylphthalate (DMP)	< 1,0
Di-ethylphthalate (DEP)	< 1,0
Di-butylphthalate (DBP)	3,9
Benzylbutylphthalate (BBP)	2,8
Di-ethylhexylphthalate (DEHP)	29,0
Di-n-octylphthalate (DOP)	< 1,0
Di-isononylphthalate (DINP)	78,0
Di-isodecylphthalate (DIDP)	< 1,0
<b>Total</b>	<b>117,7</b>

- Scenario 1: voksne som trener og spiller kamper innendørs:

De puster inn 0,32 m<sup>3</sup>/kg kroppsvekt/dag.

Ut i fra NILU var mengden ftalater i lufta 0,6 µg/m<sup>3</sup>:

**Mengde ftalat som innåndes per dag blir 0,19 µg/kg kroppsvekt/dag.**

- Scenario 2: Juniorer som trener og spiller kamper innendørs:

De puster inn 0,16 m<sup>3</sup>/kg kroppsvekt/dag.

Ut i fra NILU var mengden ftalater i lufta 0,6 µg/m<sup>3</sup>:

**Mengde ftalat som innåndes per dag blir 0,10 µg/kg kroppsvekt/dag.**

- Scenario 3: Større barn som trener og spiller kamper innendørs:

De puster inn 0,12 m<sup>3</sup>/kg kroppsvekt/dag.

Ut i fra NILU var mengden ftalater i lufta 0,6 µg/m<sup>3</sup>:

**Mengde ftalat som innåndes per dag blir 0,07 µg/kg kroppsvekt/dag**

- Scenario 4a: Barn som trener og spiller kamper innendørs:

De puster inn 0,10 m<sup>3</sup>/kg kroppsvekt/dag.

Ut i fra NILU var mengden ftalater i lufta 0,6 µg/m<sup>3</sup>:

**Mengde ftalat som innåndes per dag blir 0,06 µg/kg kroppsvekt/dag**

- Scenario 4b: Barn som spiller cup innendørs:

De puster inn 0,35 m<sup>3</sup>//kg kroppsvekt/dag i 5 dager per år.

Ut i fra NILU var mengden ftalater i lufta  $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :

**Mengde ftalat som innåndes per dag blir  $0,21 \mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvekt/dag i 5 dager i løpet av et år.**

### Alkylfenoler

Alkylfenoler var under deteksjonsgrensen i luftmålingene fra Manglerudhallen, Valhall, og Østfoldhallen utført av NILU. I beregningene må man ta utgangspunkt i deteksjonsgrensen på  $0,01$  til  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (har brukt deteksjonsgrensen for ftalater).

Totalt innhold av alkylfenoler i gummigranulater Byggforsk (worst case måling fra 2-4 prøver).

Alkylfenol	Gummigranulater ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )
4-t-octylfenol	33700
4-n-nonylfenol	< 5
Iso-nonylfenol	21600
<b>Total</b>	<b>55305</b>

- Scenario 1: voksne som trener og spiller kamper innendørs:

De puster inn  $0,32 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag.

Måling av alkylfenoler var under deteksjonsgrensen i alle tre hallene. Deteksjonsgrensen for alkylfenoler er antatt av NILU å være fra  $0,01 - 0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :

**Mengde alkylfenoler som innåndes per dag blir  $0,016 \mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvekt/dag når man tar utgangspunkt i deteksjonsgrensen på  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .**

- Scenario 2: Juniorer som trener og spiller kamper innendørs:

De puster inn  $0,16 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag.

Måling av alkylfenoler var under deteksjonsgrensen i alle tre hallene. Deteksjonsgrensen for alkylfenoler er antatt av NILU å være fra  $0,01 - 0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :

**Mengde alkylfenoler som innåndes per dag blir  $0,008 \mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvekt/dag når man tar utgangspunkt i deteksjonsgrensen på  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .**

- Scenario 3: Større barn som trener og spiller kamper innendørs:

De puster inn  $0,12 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag.

Måling av alkylfenoler var under deteksjonsgrensen i alle tre hallene. Deteksjonsgrensen for alkylfenoler er antatt av NILU å være fra  $0,01 - 0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :

**Mengde alkylfenoler som innåndes per dag blir  $0,006 \mu\text{g}/\text{kg}$  kroppsvekt/dag når man tar utgangspunkt i deteksjonsgrensen på  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .**

- Scenario 4a: Barn som trenger og spiller kamper innendørs

De puster inn  $0,10 \text{ m}^3/\text{kg}$  kroppsvekt/dag.

Måling av alkylfenoler var under deteksjonsgrensen i alle tre hallene. Deteksjonsgrensen for alkylfenoler er antatt av NILU å være fra  $0,01 - 0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :

**Mengde alkylfenoler som innåndes per dag blir 0,005 µg/kg kroppsvekt/dag når man tar utgangspunkt i deteksjonsgrensen på 0,05 µg/m<sup>3</sup>.**

- Scenario 4b: Barn som spiller cup innendørs:

De puster inn 0,35 m<sup>3</sup>/kg kroppsvekt/dag i 5 dager per år.

Måling av alkylfenoler var under deteksjonsgrensen i alle tre hallene. Deteksjonsgrensen for alkylfenoler er antatt av NILU å være fra 0,01 – 0,05 µg/m<sup>3</sup>:

**Mengde alkylfenoler som innåndes per dag, totalt 5 dager per år, blir 0,018 µg/kg kroppsvekt/dag når man tar utgangspunkt i deteksjonsgrensen på 0,05 µg/m<sup>3</sup>.**

### Hudkontakt

Av den totale mengde kjemikalier som finnes i partikler/støv vil kun en begrenset del være tilgjengelig for opptak i kroppen. Studier av utlekking fra gummipartikler er utført på oppdrag av Byggforsk hvor utlekking fra 100 gram gummigranulat/fiber er målt etter kontakt i 48 timer med 1 liter deionisert vann. Dersom man antar at den mengde kjemiske stoffer som er tilgjengelig for opptak via huden er tilsvarende den man finner ved utlekking til vann er det mulig å grovt anslå hvor mye som antas å være tilgjengelig for hudopptak. Graden av utlekking vil være avhengig av hvorledes stoffet er bundet til gummigranulatet (sterkt bundet eller ikke) og stoffets fysikalsk-kjemiske egenskaper (vannløslighet). Vi har i vår beregning av hudeksponering valgt å benytte den utlekkingsfaktor som gir den største utlekkingen. Basert på analyser utført på oppdrag fra Byggforsk og resultater for totalt organisk karbon velges det å benytte en utlekking på 60 mg/L/100 g gummigranulat. Dette til tilsvarer 0.06% av vekten av gummigranulatet. For total-PCBer er det på bakgrunn av analysedata beregnet en utlekking på  $0,8 \times 10^{-6}$  %, for total-PAHer  $1 \times 10^{-6}$  %, total-ftalater  $30 \times 10^{-6}$  % og total-alkylfenoler  $5 \times 10^{-6}$  %.

*Tabell 7 viser beregning av mengde PCB, PAH, ftalat og alkylfenol som antas å være tilgjengelig for hudopptak etter eksponering for gummigranulat partikler og støv*

Scenario	Partikkel/støv eksponering (mg/kg kroppsvekt/dag)	PCBer ng/kg kroppsvekt/dag	PAHer ng/kg kroppsvekt/dag	Ftalater ng/kg kroppsvekt/dag	Alkylfenoler ng/kg kroppsvekt/dag
		Biotilgjengelighet $0,8 \times 10^{-6}$ %	Biotilgjengelighet $1 \times 10^{-6}$ %	Biotilgjengelighet $30 \times 10^{-6}$ %	Biotilgjengelighet $5 \times 10^{-6}$ %
Voksne	87	0,7	0,87	26,10	4,35
Junior	109	0,87	1,09	32,70	5,45
Større barn	73	0,58	0,73	21,90	3,65
Barn trening/spill	71	0,57	0,71	21,30	3,55
Barn Cup	280*	2,24*	2,8*	84,00*	14,00*

\* Korttidseksponering (totalt ca 5 dager per år)

Som det fremgår av tabellen over er eksponering via huden meget lav. I realiteten vil den for flere av stoffene være langt lavere. Det gjelder spesielt for ftalater hvor opptak gjennom huden er i størrelsesorden 5% av den del som er tilgjengelig for opptak.

## Svelging

Særlig barn må antas å kunne svelge noe gummigranulat under spill å trening. Det antas at dette maksimalt vil være ca 1 gram per trening/kamp. Det forutsettes også 100 % opptak fra magetarmkanalen. Ut fra disse forutsetninger er det beregnet oral inntak for barn.

### *Ftalater*

Scenario 9a, barn som trener og spiller kamper innendørs svelger 23,7 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag. Mengde ftalat i gummigranulat er 118 ng/mg gummigranulat. Barn eksponeres derfor til **2,8 µg ftalat/kg kroppsvekt/dag** i 6 måneder.

Scenario 9b, barn som spiller cup innendørs svelger 93,4 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag i 5 dager i løpet av et år. Mengde ftalat i gummigranulat er 118 ng/mg gummigranulat. Barn eksponeres derfor til **11.0 µg ftalat/kg kroppsvekt/dag** i 5 dager i løpet av et år.

### *Alkylfenoler*

Scenario 9a, barn som trener og spiller kamper innendørs svelger 23,7 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag. Mengde alkylfenoler i gummigranulat er 55,3 ng/mg gummigranulat. Barn eksponeres derfor til **1,3 µg alkylfenoler/kg kroppsvekt/dag** i 6 måneder.

Scenario 9b, barn som spiller cup innendørs svelger 93,4 mg gummigranulat/kg kroppsvekt/dag i 5 dager i løpet av et år. Mengde alkylfenoler i gummigranulat er 55,3 ng/mg gummigranulat. Barn eksponeres derfor til **5,2 µg alkylfenoler/kg kroppsvekt/dag** i 5 dager i løpet av et år.

## Vurdering skadelige effekter

### VOC

Flyktige organiske forbindelser kan utløse ulike typer helseskader. Dette er avhengig av om man eksponeres i tilstrekkelig grad og hvor lenge/hyppig eksponeringen finner sted. Dessverre foreligger det for mange av disse stoffene ingen eller begrenset informasjon om helseskadelig potensial for mennesker. Eksempler på skadelige effekter er skader på nervesystemet, lever- og nyreskader, skade på bloddannende organer, kreft, arvestoffskader, irritasjon, allergi og reproduksjonsskader. I tabellen nedenfor er angitt klassifisering og relevante NOAEL-verdier for noen aktuelle VOCer som er identifisert gassfasen (halluften) i kunstgressbaner som benytter resirkulert gummigranulat.

Tabell 8: Klassifisering og NOAEL (C)-verdier for et utvalg VOCer

Stoff	Klassifisering	NOAEL(C)	Effekt
Toluene	R38-48/20-63-65-67	340 mg/kg/dag*  390 mg/kg/dag*  150 mg/m <sup>3</sup> **	Redusert spermie kvalitet hos rotte  Nevrologiske effekter hos rotte (hørsel)  Hodepine, irritasjon og tretthet hos menneske
Butenyl benzene	Ingen informasjon funnet.	Ingen informasjon funnet.	Ingen informasjon funnet.
Benzoic acid	Ingen informasjon funnet	550 mg/kg/dag* (en dose)  5 mg/kg/dag*	Inhalasjon gir irritasjon i nese og hals, og partikler til øye og hud hos mennesker.  Redusert vekt i rotte, ellers ingen effekter på neurotoksisitet.  Øke antall resorpsjoner i rotte
Xylener	R20/21-38	20 ppm* (87 mg/m <sup>3</sup> )  50 – 100 ppm* (220 – 440 mg/m <sup>3</sup> )  50 ppm* (220 mg/m <sup>3</sup> )	Irritasjon av øyne og luftveier hos mennesker  Nevrologiske effekter hos mennesker  Redusert antall røde og hvite blodlegemer hos rotte
Styrene	R20-36/38	150 ppm* (640 mg/m <sup>3</sup> )	Redusert kroppsvekt og forsinket utvikling i avkom.
Formaldehyde	R23/24/25-34-40-43	0,5 mg/m <sup>3</sup> *  0,06 mg/m <sup>3</sup> **  0,12 mg/m <sup>3</sup> **  0,45 mg/m <sup>3</sup> *  1,0 - 1,8 mg/m <sup>3</sup> *	<i>Effekter på mennesker</i>  Effekt i nesehulen.  Øyeirritasjon  Luftveisirritasjon  Luftrørs-sammentrekninger  Nesekreft
Benzene	R45-46-36/38-48/23/24/25-65	Akseptable luftkonsentrasjon for livslang eksponering (RfC) = 30 µg/m <sup>3</sup> ; RfD = 4 µg/kg/dag	Effekter på beinmargen, redusert antall røde og hvite blodlegemer  Nevrologiske og reprotoksiske effekter ved noe høyere doser

Limonene	R38-43	5.6-6.6 g/kg kroppsvekt** 10 mg/kg/dag*	Levertoksisitet Irritasjon
Benzothiazole	Stoffet antas å være allergifremkallende	Intravenøst i mus = 95 mg/kg kroppsvekt**	Moderat akutt toksisitet, kronisk toksisitetsdata ble ikke funnet.

\* Gjentatt eksponering

\*\* Engangseksponering

### Total VOC

Total VOC (summen av konsentrasjonene av et utvalg av organiske forbindelser definert ut fra deres flyktighet, analyse- og beregningsmetode) har vært forsøkt benyttet i vurderinger av inneluftkvalitet. Nivåene av denne samleparameteren varierer i stor grad i forskjellige innemiljøer og er også i stor grad påvirket av stasjonære og variable innendørskilder. Siden dette er en sum av mange forskjellige kjemiske forbindelser med forskjellige egenskaper gir ikke total-VOC nivåene grunnlag for en helserisikovurdering. I vanlig inneluftvurderinger vil imidlertid unormalt høye nivåer naturlig føre til en vurdering av om det finnes spesielle kilder og om disse kan reduseres ut fra et generelt ønske om lavest mulig kjemikalieeksponering. I de foreliggende analysene ligger total VOC-nivåene en del høyere enn det NILU erfaringsmessig har funnet i generelle innemiljøer uten spesielle kilder som avgir flyktige organiske forbindelser til luften. Det konkluderes også i NILU-rapporten at sammensetningen av enkeltkjemikalier i total-VOC prøvene tyder på at gummigranulatet på banene er en betydelig bidragsyter til total-VOC. Dette skyldes at de små partiklene på banedekket gir gummigranulatet svært stor overflate der flyktige kjemikalier i materialet over tid damper av til luften. Andre vanlige eksempler som bidrar til at total-VOC nivåene øker som i dette tilfelle, er rom med trepaneler på veggene og rom med nye teppegulv. Total-VOC nivåene er også høye i lang tid etter oppussingsarbeider.

Siden man også i disse halluftprøvene påviser en blanding av en lang rekke organiske forbindelser, vil ingen av disse enkeltstoffene komme opp i konsentrasjoner som gir grunn til bekymring for helseeffekter. Det er dog en mulighet for at enkeltstoffer eller blandinger av stoffer kan bidra til lukt eller slimhinneirritasjon som enkelte følsomme personer kan fornemme også ved disse relativt lave nivåene. Dette vil kunne bidra til opplevelsen av dårlig, tung eller "tørr" luft. Siden lukt er en del av menneskers varslingsystem for mulige farer må muligheten for at noen vil kunne reagere med symptomer som tretthet eller hodepine holdes åpen. I denne typen lokaler, hvor mennesker frivillig oppholder seg og hvor oppholdet oppleves som lystbetont, må slike koplinger kunne antas å være lite sannsynlige.

Det finnes ikke tilstrekkelig vitenskaplig grunnlag til å slutte at opphold over kortere eller lengre perioder i en atmosfære med total VOCer tilsvarende det som er målt i innendørshaller med kunstgress skal kunne føre til helseskader.

Den viktigste grunnen til "dårlig luft" i idrettshaller er likevel kroppslukt knyttet til fysisk aktivitetsutfoldelse. Det er grunnen til at det i idrettshaller er større krav til ventilasjon enn i andre rom.

### PCB

PCB (polyklorerte bifenyler) er en sammensatt gruppe kjemikalier hvorav et mindretall har dioksinliknende effekter. Eksponering for PCBer er assosiert med et bredt spekter av helseeffekter i dyr. Blant skadevirkninger av PCB-eksponering i dyr er kreft og effekter på

immun-, reproduksjons-, nerve- og hormonsystemet. PCB er klassifisert som helseskadelig (Xn), og kan opphopes i kroppen ved gjentatt bruk (R33). IARC (International Agency for Research on Cancer) klassifiserer PCB som mulig kreftfremkallende i mennesker. Vi har valgt å sammenlikne eksponeringsnivåene for PCB med et nulleffektsnivå som er basert på formeringsevne (NOAEL = 5 µg/kg kroppsvekt/dag).

### Benzen

Benzen er et kreftfremkallende stoff som er funnet å kunne forårsake leukemi hos mennesker. WHO Air Quality Guidelines for Europe (WHO Regional Publications, European Series, No. 91, Copenhagen 2000) har anbefalt at ved beregning av livstids kreftisiko skal det forutsettes at et nivå på 1,7 µg/m<sup>3</sup> benzen vil gi en livstids kreftisiko på 10<sup>-5</sup>. Når det gjelder kreftisiko er det antatt at det ikke mulig å identifisere noen terskelverdi, det vil si at enhver eksponering medfører en hvis grad av risiko.

### PAHer

Polysykliske aromatiske hydrokarbohydrater (PAHer) eller tjærestoffer er en samlebetegnelse for et stort antall kjemiske stoffer som dannes ved forbrenning. I stoffgruppen PAH er det flere mutagene stoffer hvorav noen er påviselige eller sannsynlige kreftfremkallende. Benzo(a)pyren (BaP) er den best undersøkte PAH forbindelsen. Den er vist å være kreftfremkallende i dyreforsøk både etter inhalasjon og ved inntak fra næringsmidler. Ved vurderinger av kreftisiko ved eksponering for PAH er det derfor vanlig å benytte BaP som indikator og foreta beregning av kreftisiko på basis av innhold av BaP i luft eller næringsmidler.

Mange PAHer er klassifisert som kreftfremkallende stoffer kreft kategori 2, mens B(a)P er klassifisert som kreftfremkallende R45 kategori 2, R46 Mut. kategori 2. og Repro kategori 2 R60 og R61. Vi har valgt B(a)P som worst case og tar utgangspunkt i de målte verdier og en NOAEL<sub>BaP</sub> = 40 mg/kg/kroppsvekt/dag for fertilitet.

### Ftalater

Noen av de mest skadelige ftalaterne er DEHP, DBP og BBP. Disse er i eksperimentelle dyreforsøk vist å kunne føre til skader på reproduksjonen spesielt i unge hannedyr og inkludere både formeringsevnen og fosterutvikling. DEHP, DBP og BBP er i EU klassifisert i kategori 2 for effekter på reproduksjonen, noe som betyr at bruken av disse ftalaterne i forbrukerprodukter er regulert. Siden ftalater er til stede i mange forbruksprodukter som benyttes innendørs har man funnet en mulig sammenheng mellom eksponering for ftalater i husstøv og astma/allergisykdommer hos barn, men denne sammenhengen er foreløpig ikke avklart. I tabellen nedenfor er nulleffektsnivåene (NOAEL) for testikkeltoksisitet/formeringsevne og effekter på utvikling av foster angitt for DEHP, DBP og BBP.

Ftalat	NOAEL formingsevne/testikkeltoksisitet mg/kg kroppsvekt/dag	NOAEL Fosterutvikling mg/kg kroppsvekt/dag
DEHP	4,8	4,8
DBP	52	50,0
BBP	100	50,0

En NOAEL på 4,8 mg/kg kroppsvekt benyttes i den videre risikokarakteriseringen av ftalater.

### **Alkylfenoler**

Alkylfenoler som 4-nonylphenol og 4-t-oktylphenol er i eksperimentelle dyreforsøk vist å kunne ha egenskaper tilsvarende det kvinnelige kjønnshormonet østrogen. Det vil si at de kan forstyrre hormonbalansen i forsøksdyr noe som videre kan virke inn på utvikling av forsøksdyrenes evne til å formere seg. I EU er 4-nonylphenol klassifisert i kategori 3 for effekter på reproduksjonen, mens 4-t-oktylphenol ikke er klassifisert i EU med hensyn på mulige effekter på reproduksjonen. Klassifisering i kategori 3 betyr at bruken av alkylfenoler i forbrukerprodukter ikke er regulert. Siden 4-nonylphenol er den alkylfenolen som det er knyttet mest betenkeligheter til, vil nulleffektnivået (NOAEL) for denne alkylfenolen bli benyttet i risikovurderingen. I henhold til EU sin risikorapport for 4-nonylphenol er NOAEL-verdien for forstyrrelser i utvikling av reproduksjonsorganer 15 mg/kg kroppsvekt/dag. I dyreforsøk er det antatt at bare 10 % 4-nonylphenol taes opp er biotilgjengelig, derfor vil NOAEL verdien benyttet i risikovurderingen for eksponering for alkylfenoler være 1,5 mg/kg kroppsvekt/dag.

### **Allergi**

Mht til kontaktallergi (allergisk kontaktdermatitt), for de av stoffene som i utgangspunktet er kontaktallergener, så er det slik at den avgjørende eksponeringsfaktor ikke er kroppsdose, men dose per arealenhet hud (dvs at en dose som sensibiliserer om den appliseres konsentrert på et lite hudområde, ikke vil sensibilisere om den spres på et større hudareal). Generelt vil det ved den eksponering det er snakk om fra kunstgressbaner være en lav dose fordelt over det meste av kroppen. Eneste unntaket måtte være i skoene, hvor støv kan samles over tid, slik at skifte/rengjøring av skotøy vil være et moment å huske i forbindelse med trening på kunstgress.

Når det gjelder luftvegsallergi, er latex (naturgummi) et potent allergen og latexallergi er ikke uvanlig. Bildekk kan inneholde mye latex, og utslippene av latex i veitrafikken på grunn av dekkslitasje er i allergisammenheng meget store. Imidlertid har man ikke kunnet påvise økt forekomst av latexallergi hos individer som bor nær sterkt trafikkerte veier sammenlignet med personer som bor lengre fra sterkt trafikkerte veier. Forklaringen som gis, er at biotilgjengeligheten av latex er liten i bildekkstøv, og/eller at latexallergenene er inaktivert i vulkaniseringsprosessen mv. Sensibilisering for IgE-mediert allergi kan skje via hud, men trolig mest via slimhinnene i luftveiene. Mye støv som deponeres i nese/svelg vil trolig bli svelget. Virkningen av svelget allergenbærende støv i allergisammenheng er usikker, trolig vil det heller indusere toleranse/motvirke allergiutvikling enn fremme allergiutvikling. Mengden støv som deponeres i luftveiene vil avhenge av størrelsesfordelingen. Beregnet opptak av PM10 via lungene er av en slik størrelsesorden at selv om bare en liten andel utgjøres av immun-aktivt latexallergen, vil dosen i allergisammenheng være stor og risikoen for sensibilisering være reell (1 µg allergen deponert på slimhinnene er en betydelig enkeltdose). Data på støvets innhold av immun-aktivt latexallergen foreligger ikke, og de dataene man har angående latex fra slitasje av bildekk må sies å være beroligende. I fravær av data om støvets innhold av latexallergen, kan man imidlertid på grunn av støvmengden ikke utelukke en risiko for utvikling av latexallergi ved jevnlig trening på kunstgressbaner basert på materiale fra bildekk. Likeledes kan man ikke helt utelukke at personer som allerede har latexallergi vil kunne få akutte astmaanfall og evt. andre allergisymptomer når de puster inn luft med støv fra slike kunstgressbaner. Spesielt bekymringsfullt kan dette være når det skjer i forbindelse med sterk fysisk aktivitet.

Latex i støvet kan til en viss grad måles, selv om det vil kunne diskuteres om og hvor mye biologisk aktivt latexallergen (naturgummiallergen) som er til stede selv om latex påvises. Erfaringsmateriale i forhold til astma og allergi fra bruk av slikt kunstgressdekke vil derfor være av vesentlig betydning for vurderingen, om det finnes.

En nylig publisert undersøkelse finner imidlertid noe høyere konsentrasjon av enkelte ftalater i støv hjemme hos barn med astma- eller allergisymptomer. Dette har ført til betydelig oppmerksomhet omkring ftalat eksponering. Resultatene er viktige og gir interessant informasjon, men foreløpig mangler sikre holdepunkter for å hevde at ftalater kan bidra til utviklingen av astma og allergi i befolkningen.

## Risikovurdering

### Innånding

#### VOC

Stoff	NOAEL(C)	Effekt	Eksposering/senario/VOC Senarier 1-4 ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ kroppsvikt/dag)	Sikkerhetsmargin /MOS Senarier 1-4
Toluen	340 mg/kg/dag*	Redusert spermiekvalitet hos rotte	Senario 1: 27,2 Senario 2: 13,6 Senario 3: 10,2 Senario 4a: 8,5 Senario 4b:29,8	Senario 1: 12500 Senario 2: 25000 Senario 3: 33300 Senario 4a: 40000 Senario 4b: 11400
Butenyl benzene	Ingen verdier funnet	Ingen data funnet		
Benzoic acid	5 mg/kg/dag*	Øke antall resorpsjoner i rotte	Senario 1: 25,9 Senario 2: 13,0 Senario 3: 9,7 Senario 4a: 8,1 Senario 4b:28,4	Senario 1: 193 Senario 2: 385 Senario 3: 515 Senario 4a: 617 Senario 4b: 176
Xylener	50 ppm* (220 mg/m <sup>3</sup> ) senario 1: 70,4 mg/kg/dag senario 2: 35,2 mg/kg/dag senario 3: 26,4 mg/kg/dag senario 4a: 22,0 mg/kg/dag senario 4b: 77,0 mg/kg/dag	Nevrologiske effekter hos mennesker	Senario 1: 12,3 Senario 2: 6,2 Senario 3: 4,7 Senario 4a: 3,9 Senario 4b:13,5	Senario 1: 5700 Senario 2: 5700 Senario 3: 5600 Senario 4a: 5600 Senario 4b: 5700
Styrene	150 ppm* (640 mg/m <sup>3</sup> ) (42,9 mg/kg kroppsvikt/dag***)	Redusert kroppsvikt og forsinket utvikling i avkom.	Senario 1: 2,0 Senario 2: 1,0 Senario 3: 0,7 Senario 4a: 0,6 Senario 4b 2,1	Senario 1: 21500 Senario 2: 43000 Senario 3: 61300 Senario 4a: 71500 Senario 4b 20400
Formaldehyd	0,5 mg/m <sup>3</sup> *	Effekter på	Senario 1: 2,1	Senario 1: 76*

	senario 1: 0,16 senario 2: 0,08 senario 3: 0,06 senario 4a: 0,05 senario 4b: 0,18  0,06 mg/m <sup>3</sup> **	mennesker  Effekt på nesehulen og bronkiale sammentrekninger  Øye irritasjon	Senario 2: 1,1 Senario 3: 0,8 Senario 4a: 0,7 Senario 4b: 2,3	Senario 2: 73* Senario 3: 75* Senario 4a: 72* Senario 4b: 78*
Benzene	Akseptable luftkonsentrasjon for livslang eksponering (RfC) = 30 µg/m <sup>3</sup> ; RfD = 8,57 µg/kg/dag	Effekter på beinmargen, reduert antall hvite blodlegemer  Nevrologiske og reprotoksiske effekter ved noe høyere doser	Senario 1: 0,8 Senario 2: 0,4 Senario 3: 0,3 Senario 4a: 0,2 Senario 4b: 0,8	For alle senariene (1 til 4b) ligger eksponeringen godt under referanseverdien på 8,57 µg/kg/dag.
Limonene	10 mg/kg/dag*	Irritasjon	Senario 1: 8,3 Senario 2: 4,2 Senario 3: 0,3 Senario 4a: 0,3 Senario 4b: 0,9	Senario 1: 1200 Senario 2: 2400 Senario 3: 33000 Senario 4a: 33000 Senario 4b: 11000
Benzothiazole	Intravenøst i mus = 95 mg/kg kroppsvekt**	Moderat akutt toksisitet, kronisk toksisitetsdata ble ikke funnet.	Senario 1: 10,1 Senario 2: 5,1 Senario 3: 3,8 Senario 4a: 3,2 Senario 4b: 11,1	Senario 1: 9400 Senario 2: 19000 Senario 3: 25000 Senario 4a: 30000 Senario 4b: 8600

\*gjentatt eksponering

\*\* engangs eksponering

\*\*\* Omregningsverdier for rotte; respirasjons frekvens 85,5/min, tidal volum 0,86 ml, vekt 400 gram, eksponering 6 timer/dag

### Total-VOC

Det er ikke mulig å gjøre helserisikovurdering basert på målinger av total-VOC. Det er en mulighet for at enkeltstoffer eller blandinger av stoffer kan bidra til lukt eller slimhinneirritasjon som enkelte følsomme personer kan fornemme også ved disse relativt lave nivåene. Dette vil kunne føre til opplevelsen av dårlig, tung eller ”tørr” luft. Siden lukt er en del av menneskers varslingsystem for mulige farer må muligheten for at noen vil kunne reagere med symptomer som tretthet eller hodepine holdes åpen.

### Allergi

Ut fra analysedataene er det i VOC-fraksjonen funnet stoffer som er klassifisert som kontaktallergener. Imidlertid er konsentrasjonen av disse så lav at det med rimelig sikkerhet antas at disse ikke vil kunne føre til kontaktallergi hos de som benytter hallene. Et mulig unntak er deponering av gummistøv på skoene hvor støv kan samles over tid.

Når det gjelder luftvegsallergi, er latex (naturgummi) et potent allergen og latexallergi er ikke uvanlig. Bildekk kan inneholde mye latex, og utslippene av latex i veitrafikken på grunn av dekkslitasje er i allergensammenheng meget store. Imidlertid har man ikke kunnet påvise økt forekomst av latexallergi hos individer som bor nær sterkt trafikkerte veier sammenlignet med personer som bor lengre fra sterkt trafikkerte veier. Forklaringen som gis, er at biotilgjengeligheten av latex er liten i bildekkstøv, og/eller at latexallergenene er inaktivert i vulkaniseringsprosessen mv. Data på støvets innhold av immunaktivt latexallergen foreligger

ikke, og de dataene man har angående latex fra slitasje av bildekk må sies å være beroligende. I fravær av data om støvets innhold av latexallergen, kan man imidlertid på grunn av støvmengden ikke utelukke en risiko for utvikling av latexallergi ved jevnlig trening på kunstgressbaner basert på materiale fra bildekk. Likeledes kan man ikke utelukke at personer som allerede har latexallergi vil kunne få akutte astmaanfall og evt. andre allergisymptomer når de puster inn luft med støv fra slike kunstgressbaner. Spesielt bekymringsfullt kan dette være når det skjer i forbindelse med sterk fysisk aktivitet.

Når det gjelder eksponering for ftalater i inneluft foreligger noen studier som indikerer at enkelte av disse kan bidra til en forverret helsetilstand hos de som eksponeres, men foreløpig mangler sikre holdepunkter for å hevde at ftalater bidrar til utviklingen av astma og allergi i befolkningen.

### *Kreft*

#### Benzen

Det totale inhalasjonsvolumet under trenning i idrettshaller blitt beregnet som ”worst case” eksponering for aldersgruppen 7 – 40 år. For alle aldersgrupper er det antatt at det trenes 6 måneder i året i innendørshaller.

Barn	7 – 11 år	$1,8 \text{ m}^3/\text{t} \times 10 = 18 \text{ m}^3/\text{uke}$ i 26 uker	= 468 i 5 år. Totalt:	2340 $\text{m}^3$
Juniorer	12 – 15 år	$3,6 \text{ m}^3/\text{t} \times 12 = 43,2 \text{ m}^3/\text{uke}$ i 26 uker	= 1123 i 4 år. Totalt:	4493 $\text{m}^3$
Juniorer	16 – 19 år	$4,8 \text{ m}^3/\text{t} \times 15,6 = 75 \text{ m}^3/\text{uke}$ i 26 uker	= 1950 i 4 år. Totalt:	7800 $\text{m}^3$
Voksne	20 – 40 år:	$6,0 \text{ m}^3/\text{t} \times 26 = 156 \text{ m}^3/\text{uke}$ i 26 uker	= 4056 i 20 år Totalt:	81120 $\text{m}^3$

NILU har i oktober 2005 foretatt 3 målinger av benzen i Manglerudhallen (1,7, 2,2 og 2,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 2 målinger i Valhall (2,1 og 2,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og 2 målinger i Østfoldhallen (1,8 og 2,0  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Når det korrigeres for benzen i omgivelsesluften fremgår det at ”worst case” eksponering basert på benzen frigjort fra kunstgress i hallen er 1,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  benzen. I US EPA sine nye retningslinjer for beregning av kreftrisiko antar de at barn i alderen 2 – 15 år er 3 ganger mer følsomme enn voksne. Vi har i beregningene nedenfor tatt hensyn til dette ved å multiplisere inhalasjonsvolumet med 3. Risikoestimatet til WHO baserer seg på inhalasjon av 1,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  benzen i 70 år. Regner man at gjennomsnitt luftinntak er 20  $\text{m}^3$  per døgn, vil inhalasjon av en benzenmengde på  $(20 \times 365 \times 70 \times 1,7)$   $8,7 \times 10^5$   $\mu\text{g}$  benzen tilsvare en livstids leukemi risiko på  $10^{-5}$ . Ved trening i idrettshaller med kunstgress vil ”worst case” inhalert benzen utgjøre  $(\{2340 + 4493\} \times 3 + 7800 + 81120) \times 1,4$   $1,5 \times 10^5$ . Den maksimale ”worst case livstids kreftrisiko blir  $(1,5 \times 10^5 / 8,7 \times 10^5)$   **$0,2 \times 10^{-5}$** . Det er alminnelig akseptert at beregningene slik de er utført, representerer en maksimal risiko og at den virkelige risikoen med stor grad av sannsynlighet er lavere. En så liten risiko som beregnet her anses av de fleste lands myndigheter som utfører kvantitative kreftrisikovurderinger å være neglisjerbar eller tolererbar.

#### PAHer

SFT tatt initiativ til at NILU skulle analysere 38 individuelle PAH forbindelser deriblant BaP i 3 idrettshaller. Analysene er utført både på gassfase og svevestøv PM10. BaP ble vesentlig påvist i PM10. Det ble ikke foretatt målinger utenfor hallene. NILU har imidlertid opplyst at tjærestoffene som er målt inklusiv BaP i PM10 fraksjonen etter all sannsynlighet skyldes at PAH trenger inn fra omgivelsene ved lufting og innsug i ventilasjonsanlegget. Resultatene av BaP målingene i idrettshallene er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Måling av BaP i idrettshaller

<b>Idrettshall</b>	<b>BaP i PM10 (ng/m<sup>3</sup>)</b>	<b>BaP i gassfase (ng/m<sup>3</sup>)</b>
Valhall	0,56	<0,01 <sup>x</sup>
Østfoldhallen	0,38	0,01
Manglerudhallen	1,15	0,02

<sup>x</sup>Deteksjonsgrense 0,01 i gassfasen

I WHO Air Quality Guidelines for Europe (WHO Regional Publications, European Series, No. 91, Copenhagen 2000) angis at årsgjennomsnitt av BaP i større europeiske byer er i området 1 – 10 ng/m<sup>3</sup>. EU har fastsatt en grenseverdi for BaP på 1 ng/m<sup>3</sup> som skal gjelde fra 2010 (?). WHO Air Quality Guidelines for Europe har anbefalt at ved beregning av livstids kreftisiko skal forutsette at et nivå på 1,2 ng/m<sup>3</sup> BaP vil gi en livstids kreftisiko på 10<sup>-4</sup>.

NILU konkluderer med de målte PAH verdiene skyldes PAH i omgivelsesluft. Det betyr at bruk av haller med kunstgress ikke representerer noen tilleggsrisiko for kreft som skyldes PAH eksponering.

#### *Svevestøv*

Som et worst case scenario er det benyttet et daglig opptak av 3800 pg PAH/kg kroppsvekt. For PCB benyttes 3 pg/kg kroppsvekt, for ftalater 47000 pg/kg kroppsvekt og for alkylfenoler 800 pg/kg kroppsvekt. Ut fra den meget lille mengden av denne type forbindelser som tas opp per dag kan det konkluderes med at disse ikke medfører noen økt helserisiko.

#### *Ftalater*

I eksponeringsberegningene er det tatt utgangspunkt i total eksponering for ftalater målinger utført av NILU. Som worst case benyttes den laveste NOAEL-verdien som er på 4,8 mg /kg kroppsvekt/dag basert på effekter på fertilitet og fosterutvikling i forsøksdyr eksponert for DEHP. I tabellen er sikkerhetsmarginen (Margin of Safety, MOS) for de ulike senariene beregnet.

<b>Senarie</b>	<b>Total-ftalat mg/kg kroppsvekt/dag</b>	<b>NOAEL fertilitet/fosterutvikling mg/kg kroppsvekt/dag</b>	<b>MOS</b>
Voksne (1)	0,00019*	4,8	25 000
Junior (2)	0,0001*	4,8	48 000
Større barn (3)	0,00007*	4,8	69 000
Barn (4a)	0,00006*	4,8	80 000
Barn (4b)	0,00021**	4,8	23 000

\*Gjentatt eksponering

\*\* Engangseksponering

#### *Alkylfenoler*

Som eksponering er deteksjonsgrensen for ftalater/alkylfenoler på 0,05 µg/m<sup>3</sup> benyttet. NOAEL verdien for 4-nonylfenol benyttes og er på 1,5 mg/kg kroppsvekt/dag. Den er basert på forstyrrelser i utvikling av kjønnsorganer. I tabellen er sikkerhetsmarginen (MOS) for de ulike senariene beregnet.

Senarie	Deteksjonsgrense alkylfenoler µg/kg kroppsvekt/dag	NOAEL forstyrrelse utvikling av kjønnsorganer mg/kg kroppsvekt/dag	MOS
Voksne (1)	0,016*	1,5	94 000
Junior (2)	0,008*	1,5	190 000
Større barn (3)	0,006*	1,5	250 000
Barn (4a)	0,005*	1,5	300 000
Barn (4b)	0,018**	1,5	83 000

\*Gjentatt eksponering

\*\*Engangs eksponering

### Hudkontakt

Som det fremgår av tabell 7 er eksponering for PCBer, PAHer, ftalater og alkylfenoler via huden meget lav, i ng/kg kroppsvekt/dag. Det er derfor ikke gjennomført en risikokarakterisering for denne eksponeringsveien for effekter utover kreft.

Hudeksponering for benzen vil være langt mindre enn inhalasjonseksponeringen og vil ikke representere noen kreftrisiko. Ved aktiviteter på kunstgress kan utøverne bli utsatt for tjærestoffer ved direkte kontakt. Det er velkjent at tjærestoffer (PAHer) kan gi kreft etter hudeksponering. De små mengdene som med tjærestoffer som utøverne kan komme i kontakt med er imidlertid så små at de ikke vil representere noen kreftrisiko.

### Svelging

#### *Ftalater*

Senario 9a, barn som trener og spiller kamper innendørs er antatt maksimalt å svelge 2,8 µg ftalat/kg kroppsvekt/dag i 6 måneder. Det gir en sikkerhetsmarginen (MOS) verdi på 1700.

Senario 9b, barn som spiller cup innendørs er antatt å svelge 11,0 µg ftalat/kg kroppsvekt/dag i 5 dager i løpet av et år. Dette er å anta som en engangseksponering og ikke en gjentatt eksponering som i senario 9a. Den beregnede ftalat eksponeringen på 11,0 µg /kg kroppsvekt/dag ligger langt under LD<sub>50</sub> verdier for ftalater.

#### *Alkylfenoler*

Senario 9a, barn som trener og spiller kamper innendørs er antatt å svelge 1,3 µg alkylfenoler/kg kroppsvekt/dag i 6 måneder. Det gir en sikkerhetsmargin (MOS) verdi på 1150.

Senario 9b, barn som spiller cup innendørs er antatt maksimalt å svelge 5,2 µg alkylfenoler/kg kroppsvekt/dag i 5 dager i løpet av et år. Dette er å anta som en engangseksponering og ikke en gjentatt eksponering som i senario 9a. Den beregnede alkylfenol eksponeringen på 11,0 µg /kg kroppsvekt/dag ligger svært langt under de eksponeringsnivåer som er vist å føre til skader ved en enkelt eksponering for alkylfenoler.

### Sammendrag

## **Innånding**

### *VOC*

Det vurderes at eksponering (innånding) for flyktige organiske forbindelser (VOC) ved bruk av haller som benytter resirkulert gummigranulat ikke utgjør noen økt helserisiko når det gjelder akutte skadevirkninger (akutte forgiftninger og irritasjon). I hvilken grad gjentatt eksponering (innånding) kan medføre økt risiko for andre typer skader er vurdert spesielt basert på informasjon om NOAEL-verdier og skadevirkninger for enkelte utvalgte stoffer som er identifisert i VOC-fraksjonen. Dessverre foreligger det ikke informasjon om skadevirkninger når det gjelder flere av de stoffer som er påvist i VOC-fraksjonen. Det er derfor ikke mulig å foreta en fullstendig risikovurdering av VOCer, men ut fra total-VOC målt i hallene vurderes det ikke å være noe grunnlag til bekymring. Når det gjelder et utvalg stoffer er MOS-verdiene i størrelsesordenen fra 71 500 til 72. Det er ikke mulig å gi entydig konklusjon hvorvidt konsentrasjonene av VOC i hallen kan medføre økt risiko for astma/allergi. Det er identifisert stoffer som er klassifisert som allergener, men disse foreligger i meget lave konsentrasjoner (se spesifikt om allergi nedenfor).

### *Total-VOC*

Det er ikke mulig ut fra informasjon om total-VOC å gjøre en fullstendig helserisikovurdering, men de målte nivåer av denne parameter tilsier at det neppe foreligger noen helserisiko. Det er imidlertid en mulighet for at enkeltstoffer eller blandinger av VOCer kan bidra til lukt eller slimhinneirritasjon som enkelte følsomme personer vil oppfatte som ubehagelige også ved disse relativt lave nivåene. Dette er reversible effekter og vil ikke medføre permanent ubehag.

### *Svevestøv/PAH/PCB*

Som et worst case scenario er det benyttet et daglig opptak av 3800 pg PAH/kg kroppsvekt. For PCB benyttes 3 pg/kg kroppsvekt, for ftalater 47000 pg/kg kroppsvekt og for alkylfenoler 800 pg/kg kroppsvekt. Ut fra den meget lille mengden av denne type forbindelser som kan tas opp per dag, kan det konkluderes med at disse ikke medfører noen økt helserisiko.

### *Ftalater*

For voksne, junior, større barn og barn med gjentatt eksponering for ftalater var MOS-verdiene på henholdsvis 25 000, 48 000, 69 000 og 80 000. Det er i denne beregningen benyttet eksponering for total-ftalater i målinger fra NILU og laveste NOAEL-verdien for reproduksjonstoksisitet i dyrestudier. Det kan konkluderes med at denne eksponeringen ikke medfører noen økt helserisiko for voksne, juniorer, større barn og barn. For barn som eksponeres for ftalater i forbindelse med cuper 5 dager i løpet av året (engangseksponering) konkluderes det at denne eksponeringen ikke medfører noen økt helserisiko.

### *Alkylfenoler*

For voksne, junior, større barn og barn med gjentatt eksponering for alkylfenoler var MOS-verdiene på henholdsvis 94 000, 190 000, 250 000 og 300 000. Det er i denne beregningen benyttet deteksjonsgrensen for alkylfenoler på 0,05 µg/m<sup>3</sup>, og den laveste NOAEL-verdien for reproduksjonstoksisitet i dyrestudier. Det kan konkluderes at denne eksponeringen ikke medfører noen økt helserisiko for voksne, juniorer, større barn og barn. For barn som eksponeres for alkylfenoler i forbindelse med cuper 5 dager i løpet av året (engangseksponering) konkluderes det at denne eksponeringen ikke medfører noen økt helserisiko.

## Hudkontakt

Som det fremgår av tabell 7 er eksponering for PCBer, PAHer, ftalater og alkylfenoler via huden meget lav, i ng/kg kroppsvekt/dag. Det konkluderes derfor med at hudeksponering for resirkulert gummigranulat ikke medfører noen økt risiko for helseskader.

## Svelging

### *Ftalater*

For barn som putter i munnen og tygger/svelger resirkulert gummigranulat under trening/kamp (gjentatt eksponering) var MOS-verdien 1700 for ftalater. Det er i denne beregningen benyttet worst case eksponering for totalt ftalater i resirkulert gummigranulat, og den laveste NOAEL verdien for reproduksjonstoksisitet i dyrestudier. På bakgrunn av dette kan det konkluderes at denne eksponeringen ikke medfører noen økt helserisiko. For barn som putter i munnen og tygger/svelger resirkulert gummigranulat under cuper 5 dager i løpet av året (engangseksponering) konkluderes det med at eksponering for ftalater vil være lav og at dette ikke medfører noen økt helserisiko.

### *Alkylfenoler*

For barn som putter i munnen og tygger/svelger resirkulert gummigranulat under trening/kamp (gjentatt eksponering) var MOS-verdien 1150 for alkylfenoler. Det er i denne beregningen benyttet worst case eksponering for totalt alkylfenoler i resirkulert gummigranulat, og den laveste NOAEL-verdien for reproduksjonstoksisitet i dyrestudier. På bakgrunn av dette kan det konkluderes at denne eksponeringen ikke medfører noen økt helserisiko. For barn som putter i munnen og tygger/svelger resirkulert gummigranulat under cuper 5 dager i løpet av året (engangseksponering) konkluderes det med at eksponering for alkylfenoler vil være lav og at dette ikke medfører noen økt helserisiko.

## Allergi

Det er lite trolig at de lave nivåer av kontaktallergener som er målt i hallene vil kunne føre til utvikling av kontaktallergi.

Når det gjelder mulig luftveisallergi er det kjent at latex (naturgummi) er et potent allergen og latexallergi er ikke uvanlig. Bildekk kan inneholde mye latex. Imidlertid ser det ut til at biotilgjengeligheten av latex i bilgummistøv er liten og/eller at det foregår en inaktivering under vulkaniseringsprosessen. De utførte analysene inneholder ikke informasjon om immunaktivt latexallergen. Det kan ikke utelukkes på grunn av støvmengdene som er målt i hallene at det ikke foreligger noen risiko for utvikling av latexallergi eller at personer som allerede har utviklet latexallergi vil kunne få akutte astmaanfall under bruk av hallene.

Det er påvist relativt lave konsentrasjoner av ftalater i halluften. Vår nåværende kunnskap om en mulig sammenheng mellom eksponering for ftalater og utvikling astma/allergi er sterkt mangelfull og det er ikke mulig å gjøre en risikovurdering på dette området.

## Kreft

Det er vurdert at eksponering for benzen og PAHer, i de mengder de er målt i hallene, ikke utgjør noen økt risiko for kreft hos de som benytter hallene.

## Konklusjon

*Resirkulert gummigranulat inneholder en rekke kjemiske stoffer som er potensielt helseskadelige. Innholdet av disse er imidlertid meget lavt, de lekker i liten grad ut av gummigranulatet og finnes i lave konsentrasjoner i halluften. Mengden av denne type stoffer er gjennomgående lavere i de andre typer gummigranulat som benyttes. Vurderingen av helserisiko er derfor basert på målinger (innholdet i gummigranulat og konsentrasjoner av svevestøv, PM10 og VOC i halluften) i haller som benytter resirkulert gummigranulat.*

*Det er utarbeidet flere worst case senarier som benyttes i risikokarakteriseringen. Senariene er basert på opplysninger om bruk av hallene (kamper og trening; hyppighet og varighet), fysiologiske parametere (hudoverflate, innåndingsvolumer ved aktivitet og kroppsvekt) og analyser (innhold i gummigranulat, svevestøv/PM10 og VOC). Eksponeringsberegninger er utført for voksne, junior, større barn og barn og er basert på målinger av VOC, svevestøv, innhold av kjemikalier i resirkulert gummigranulat og utlekking fra granulatet.*

*Ut fra beregnede eksponeringsverdier og de doser/konsentrasjoner som kan føre til skadelige effekter i mennesker eller i dyreforsøk, konkluderes det med at bruk av kunstgresshaller ikke medfører noen økt risiko for helseskader. Dette gjelder barn, større barn, juniorer og voksne. Når det gjelder de beregnede sikkerhetsmarginer (MOS) gir disse ingen grunn til bekymring.*

*Når det gjelder total-VOC er det målt høyere verdier enn det man normalt finner i bolighus. Verdier opp til 200-400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  er innen normalområdet når det gjelder bolighus. Det vurderes at de verdier som er målt når det gjelder total-VOC ikke medfører økt helserisiko men kunnskapen på dette området er noe mangelfull. Det er rimelig å anta at de relativt høye VOC-verdiene kan bidra til at halluften oppfattes som dårlig uten at dette i seg selv medfører økt helserisiko.*

*Når det gjelder allergi er det vurdert at eksponering for de lave konsentrasjoner av kontaktallergener som er målt ikke utgjør noen økt risiko mhp utvikling av kontaktallergi. Det er kjent at bildekk kan inneholde til dels høye konsentrasjoner av latex og således også mulige latexallergener. Latex er et potent luftveisallergen, men det ser ut til at latex i bilgummistøv enten er mindre tilgjengelig for opptak og/ eller er inaktivert. Fordi det ikke er tilgjengelig opplysninger om nivåer av latex i det gummigranulatet som benyttes er det ikke mulig å vurdere risikoen for å utvikle luftveisallergi. Det kan ikke helt utelukkes at bruk av bildekk kan medføre eksponering for latexallergener og således føre til utvikling av luftveisallergi. Det foreligger undersøkelser som antyder en sammenheng mellom eksponering for ftalater og utvikling av astma/allergi. På det nåværende tidspunkt er det ikke mulig å foreta en risikovurdering på dette området fordi kunnskapen er meget mangelfull.*

*Worst case beregninger basert på luftmålinger utført av NILU og eksponeringsverdier fra Folkehelseinstituttet viser at trening i idrettshaller ikke gir noen økt risiko for leukemi som følge av benzeneksponering eller noen økt risiko for kreft som følge av eksponering for polysykliske aromatiske hydrokarboner.*

***Ut fra de eksponeringer som er beregnet ved bruk av innendørshaller med kunstgress hvor det benyttes resirkulert gummi granulat, foreligger det ingen grunn til å anta at bruken av disse skal medføre en økt helserisiko. Det tas imidlertid et vist forbehold når det gjelder utvikling av astma/luftveisallergi hvor kunnskapen er begrenset. Spesielt gjelder dette eksponering for latexallergener som man i dag ikke vet om forekommer i halluften, men***

*som er påvist i bilgummi. Det påpekes også at det for flere av de flyktige organiske forbindelser som er påvist i luften i hallene er den toksikologiske informasjonen mangelfull eller mangler helt. Konsentrasjonen av de fleste av stoffene hvor informasjon om skadeeffekter mangler, er meget lav og de forventes av den grunn ikke å føre til en økt helserisiko. Imidlertid er ikke alle organiske forbindelser i halluften identifisert. Det konkluderes at de eksponeringsmengder som er beregnet for benzen og PAHer ikke representerer noen kreftrisiko.*

*Ut i fra dagens kunnskap om helseeffekter og eksponering knyttet til bruk av innendørs kunstgressbaner ser vi ikke nødvendigheten av at man bytter ut det resirkulerte gummigranulatet nå. På grunn av manglende kunnskap når det gjelder mulig induksjon av latexallergi anbefaler vi at det ved senere påfyll/skifte av gummigranulat ikke benyttes resirkulert gummigranulat.*