

# Kortlægning, emissioner samt miljø- og sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i kunstgræs

Nils H. Nilsson, Bjørn Malmgren-Hansen &  
Uffe Sognstrup Thomsen

Teknologisk Institut

Kortlægning af kemiske stoffer  
i forbrugerprodukter, **Nr. 100** 2008

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

|                                                                                                     |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| FORORD                                                                                              | 5  |
| SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER                                                                       | 7  |
| 1 INDLEDNING                                                                                        | 13 |
| 1.1 KUNSTGRÆSBANER ER POPULÆRE                                                                      | 13 |
| 2 KUNSTGRÆSBANER – MATERIALER OG KEMISKE STOFFER                                                    | 17 |
| 2.1 MULIGE INDHOLDSSTOFFER                                                                          | 17 |
| 2.1.1 <i>Kemiske stoffer i kunstgræsmåtterne</i>                                                    | 17 |
| 2.1.2 <i>Kemiske stoffer i det elastiske fyldmateriale (infill)</i>                                 | 18 |
| 3 UDENLANDSKE UNDERSØGELSER                                                                         | 21 |
| 3.1.1 <i>Norske undersøgelser</i>                                                                   | 21 |
| 3.1.2 <i>Svensk statusrapport</i>                                                                   | 24 |
| 3.1.3 <i>Hollandske undersøgelser</i>                                                               | 25 |
| 3.1.4 <i>Schweizisk undersøgelse</i>                                                                | 26 |
| 3.1.5 <i>Fransk undersøgelse</i>                                                                    | 29 |
| 3.2 SAMLET KONKLUSION PÅ DE UDENLANDSKE UNDERSØGELSER OG STRATEGI FOR NÆRVÆRENDE UNDERSØGELSE       | 31 |
| 4 KORTLÆGNING                                                                                       | 33 |
| 4.1 METODE                                                                                          | 33 |
| 4.2 INTERVIEW                                                                                       | 33 |
| 4.2.1 <i>Kunstgræsbaner i Danmark</i>                                                               | 34 |
| 4.2.2 <i>Moniteringsparametre</i>                                                                   | 37 |
| 4.2.3 <i>Diverse standarder</i>                                                                     | 38 |
| 4.2.4 <i>Beskrivelse af sundhedsmæssige eksponeringsscenarier</i>                                   | 39 |
| 4.2.5 <i>Forslag til eksponeringsscenarier for migration til jord/vand</i>                          | 42 |
| 5 ANSKAFFELSE AF PRØVEMATERIALE                                                                     | 45 |
| 6 ANALYSER                                                                                          | 47 |
| 6.1 ANALYSEMETODER OG ANALYSEPROGRAM                                                                | 47 |
| 6.1.1 <i>Kemiske screeningsanalyser</i>                                                             | 47 |
| 6.1.2 <i>Udvaskningsforsøg</i>                                                                      | 48 |
| 6.2 RESULTATER AF SCREENINGSANALYSER                                                                | 50 |
| 6.2.1 <i>Resultater af kvantitativ analyse for zink i produkterne</i>                               | 50 |
| 6.2.2 <i>Resultater af røntgenscreening for grundstoffer i udvalgte græsmåtter</i>                  | 50 |
| 6.2.3 <i>Headspaceanalyse</i>                                                                       | 50 |
| 6.2.4 <i>Resultater af analyse for indhold af organiske stoffer ved ekstraktion i dichlormethan</i> | 52 |
| 6.3 RESULTATER AF UDVASKNINGSFORSØG                                                                 | 54 |
| 6.3.1 <i>Mikroskopi</i>                                                                             | 57 |
| 6.4 DISKUSSION AF RESULTATER                                                                        | 59 |
| 6.5 VALG AF STOFFER TIL SUNDHEDS- OG MILJØVURDERING                                                 | 61 |

|       |                                                                                   |    |
|-------|-----------------------------------------------------------------------------------|----|
| 7     | SUNDHEDSMÆSSIG VURDERING                                                          | 63 |
| 7.1   | INDLEDNING                                                                        | 63 |
| 7.2   | METODE                                                                            | 63 |
| 7.2.1 | <i>Eksponeringsveje</i>                                                           | 63 |
| 7.2.2 | <i>Eksponeringsscenarier</i>                                                      | 64 |
| 7.3   | UDVALGTE STOFFER                                                                  | 65 |
| 7.3.1 | <i>Benzothiazol</i>                                                               | 66 |
| 7.3.2 | <i>Cyclohexanamin</i>                                                             | 68 |
| 7.3.3 | <i>Dicyclohexylamin</i>                                                           | 70 |
| 7.3.4 | <i>Dibutylftalat</i>                                                              | 72 |
| 7.3.5 | <i>Konklusion</i>                                                                 | 74 |
| 8     | MILJØMÆSSIG VURDERING                                                             | 75 |
| 8.1   | ZINK OG SALTE HERAF                                                               | 76 |
| 8.1.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 76 |
| 8.1.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 76 |
| 8.2   | 6PPD                                                                              | 76 |
| 8.2.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 77 |
| 8.2.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 77 |
| 8.3   | DICYCLOHEXYLAMIN                                                                  | 77 |
| 8.3.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 77 |
| 8.3.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 78 |
| 8.4   | DIISOBUTYLFTALAT                                                                  | 79 |
| 8.4.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 79 |
| 8.4.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 79 |
| 8.5   | NONYLPHENOL                                                                       | 80 |
| 8.5.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 80 |
| 8.5.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 80 |
| 8.6   | 2,4-DI-TERT-BUTYLPHENOL                                                           | 80 |
| 8.6.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 80 |
| 8.6.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 81 |
| 8.7   | DIETHYLFTALAT                                                                     | 82 |
| 8.7.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 82 |
| 8.7.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 82 |
| 8.8   | BIS(2,2,6,6-TETRAMETHYL-4-PIPERIDYL)SEBACAT                                       | 82 |
| 8.8.1 | <i>Økotoksikologiske data</i>                                                     | 82 |
| 8.8.2 | <i>Estimering af 0-effektniveau</i>                                               | 83 |
| 8.9   | ESTIMERING AF EFFEKT AF UDLEDTE STOFFER                                           | 83 |
| 8.9.1 | <i>Udledte stofmængder i drønvand</i>                                             | 83 |
| 8.9.2 | <i>Udledning af afdræningsvand til vandløb</i>                                    | 84 |
| 8.9.3 | <i>Risiko for drikkevand</i>                                                      | 88 |
| 8.9.4 | <i>Betydning for afledning af drønvand til kloak</i>                              | 88 |
| 8.9.5 | <i>Konklusion</i>                                                                 | 89 |
| 9     | FORKORTELSER ANVENDT I MILJØ- OG SUNDHEDSVURDERINGERNE                            | 91 |
| 10    | FORKORTELSER ANVENDT I MATERIALEBESKRIVELSERNE OG FOR KEMISKE STOFFER/STOFGRUPPER | 93 |
| 11    | REFERENCER                                                                        | 95 |

# Forord

Projektet ”Kortlægning, emissioner samt miljø- og sundhedsmæssig vurdering af kemiske stoffer i kunstgræs” er gennemført i perioden april 2007 til ultimo oktober 2007.

Nærværende rapport beskriver resultaterne af projektet, herunder kortlægning af produkter på markedet; materialer, der indgår i kunstgræsbaner; kemiske analyser og eksponeringsscenarier samt sundhedsmæssige og miljømæssige vurderinger.

Projektet er gennemført af Teknologisk Institut med lic.scient. Nils H. Nilsson som projektleder og med lic.techn. Bjørn Malmgren-Hansen som ansvarlig for de sundhedsmæssige og miljømæssige vurderinger. Uffe Sognstrup Thomsen har bidraget med kvalitetssikring af sundheds- og miljøvurdering.

Projektets følgegruppe har været:

|                 |                      |
|-----------------|----------------------|
| Frank Jensen    | Miljøstyrelsen       |
| Dorte Lerche    | Miljøstyrelsen       |
| Nils H. Nilsson | Teknologisk Institut |

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen.



# Sammenfatning og konklusioner

Det er i de senere år blevet stadig mere populært at anvende kunstgræs som erstatning for naturligt græs.

Kunstgræs anvendes først og fremmest til fodboldbaner, men vinder desuden frem inden for golf-greens, til skolegårde og legepladser.

Der er en række fordele ved at anvende kunstgræs i stedet for naturligt græs: Banerne er mere slidstærke og lettere at vedligeholde end baner af naturligt græs, fodboldsæsonen kan forlænges uafhængigt af vejret, og banerne kan anlægges på steder, hvor det er vanskeligt at få græs til at gro. Kunstgræsbaner kan anvendes såvel inden- som udendørs.

De baner, som især er blevet populære, er tredjegerationsbaner. De er karakteriseret ved, at stråene er væsentligt længere (ca. 50-70 mm mod tidligere ca. 30 mm), og at banefyldet består af et lag kvartssand nederst i græstæppet og et lag gummigranulat øverst. De øverste 20 mm fyldes ikke. For de tidligere baner bestod banefyldet af grus.

Banerne kan lægges direkte på afrettet gruslag, men flere baner anlægges med en stødabsorberende måtte (pad) mellem grus og kunstgræstæppe.

DBU (DBU, 2005) har beskrevet kravene med hensyn til de fodboldfunktionelle egenskaber. Disse krav er fastlagt af UEFA og FIFA.

Der er inden for de seneste tre år rejst en debat om mulige sundhedsmæssige og miljømæssige problemer ved brugen af kunstgræsbaner. Denne debat er opstået på baggrund af især norske undersøgelser. En svensk rapport udgivet af Kemikalieinspektionen i 2006 har yderligere næret en bekymring for, at der ved brugen af kunstgræsbaner kunne ske en uønsket indvirkning på sundhed og miljø. Bekymringerne drejer sig både om en sundhedsmæssig risiko for brugerne af kunstgræsbanerne og en udvaskning af kemiske stoffer til jord og vand.

Det er især brugen af brugte bildæk i form af granulat, der har været til debat i de norske undersøgelser og den svenske rapport. I Danmark har det i flere tilfælde været praksis i udbudsmateriale at udelukke granulerede bildæk som følge af de norske undersøgelser og den svenske rapport. Det har bevirket, at man som alternativ har anvendt bl.a. gråt industrigummi.

Det er på denne baggrund, at Miljøstyrelsen har iværksat nærværende undersøgelse vedrørende kunstgræsbaner med vægt på danske forhold.

Der bruges 100-120 tons gummigranulat pr. bane som elastisk infill i banerne, medmindre man anvender en elastisk pad som underlag, så der er tale om ganske store mængder.

Undersøgelsen har vist, at der i dag (august 2007) er anlagt 45 fodboldbaner med kunstgræs i Danmark. Disse er på nær en enkelt alle udendørs. På baggrund af 22 interviews med leverandører, kommuner og DBU må det

antages, at der kommer mange flere baner i de kommende år. Det skyldes dels de gode spilletekniske egenskaber af tredjegerationsbanerne, dels at man reelt kan spille på kunstgræsbanerne samtlige 365 dage af året.

For at anvende banerne hele året kræves det dog, at man i vintermånederne salter banerne, så de kan holdes frostfrie og fri for sne. Det er et af de aspekter, som har været i fokus i nærværende undersøgelse i relation til miljøeffekter, idet dette forhold ikke tidligere har været berørt i udenlandske undersøgelser, og der er en forventning om, at brugen af salt påvirker udvaskningen af kemiske stoffer til jord og vand afhængig af mængde og type af salt (surt eller basisk).

Der er ud over de norske undersøgelser og den svenske rapport blevet publiceret flere resultater fra både Holland, Schweiz og Frankrig.

Den franske undersøgelse har været meget omfattende både med hensyn til målte analyseparametre og antal forsøg. Forsøgene har været gennemført over en periode på et år og har belyst både sundhedsmæssige og miljømæssige aspekter ved brugen af gummigranulat som infill i banerne.

Konklusionen på den franske undersøgelse er, at der ikke er nogen grund til betænkelighed ved brugen af granulerede bildæk som infill, hverken ud fra en sundhedsmæssig eller en miljømæssig vurdering. Vurderingen er baseret på de lave målte værdier for afgivelse af stoffer i relation til de opsatte scenarier, som konklusionen er baseret på.

Udvaskning af kemikalier fra kunstgræsbanerne er studeret ved en speciel opsamlings teknik - en såkaldt lysimetertest. Det samme gælder for en netop afsluttet undersøgelse i Schweiz. I lysimetertests kan man komme meget tæt på "real life"-eksponering under veldefinerede forsøgsparametre. Lysimetrene er opbygget, så regnvand eller kunstigt vand kan opsamles til analyse efter passage af de materialer og støttelag, der indgår i kunstgræsbanernes opbygning (grus, elastisk måtte, kunstgræsmåtte, sand og elastisk infill).

Undersøgelsen i Schweiz har omfattet monitoring af sum-parametrene DOC (opløst organisk kulstof), summen af opløste organiske kvælstofforbindelser samt ammonium-, nitrat- og nitritkvælstof. Endvidere er der sket monitoring af de organiske stoffer anilin, alkylerede phenylendiaminer, benzothiazol, cyclohexylamin, 16 PAH'er samt grundstoffet zink, da disse stoffer indgår i infill baseret på gummi fra bildæk.

Efter den etårige monitoring i Schweiz var mængden af udvaskede stoffer i næsten alle forsøgene faldet til en koncentration lavere end detektionsgrænsen på 0,2 µg/l.

Der blev ikke i forsøgsperioden konstateret en stigning af zink i drænvandet.

Konklusionen på det schweiziske studie er bl.a., at de stoffer, der findes på overfladen af gummigranulat, efter kort tid bliver udvasket af regnvandet, og at der derfor ikke er grund til miljømæssig betænkelighed ved brugen af gummigranulat som in-fill materiale.

Erfaringer med hvad der sker på længere sigt (over flere år), mangler dog.



Den hollandske undersøgelse peger på, at der kan ske en forøget zinkudvaskning som følge af ældning af gummi, som skulle gøre zink lettere tilgængeligt for udvaskning. Ifølge et af de opsatte scenarier vil der ske en overskridelse af hollandske grænseværdier efter henholdsvis 11 år (Building Materials Decree (2100 mg/m<sup>2</sup>/år)) og efter 20 år (Decree on Soil Quality (3600 mg/m<sup>2</sup>/år)). Scenariet forudsætter, at infill udskiftes helt efter 10 års drift. Ældes gummi hurtigere end antaget, overskrides grænseværdierne allerede efter 3-4 år. Man har estimeret miljøpåvirkningen fra zink til 0,08 % af den totale zinkbelastning i Holland, men med et estimat på 0,5 %, hvis antallet af kunstgræsbaner øges fra de nuværende 370 til 2500.

Resultaterne fra de udenlandske undersøgelser konkluderer alle, at der på baggrund af de målte koncentrationer af sundhedsskadelige stoffer ikke er sundhedsmæssige problemer ved indånding, hverken indendørs eller udendørs.

På denne baggrund og på baggrund af egne resultater i forbindelse med indledende undersøgelser i nærværende projekt i form af GC/MS headspace-analyser, som er udført på en lang række prøver af infill og kunstgræsmåtter, blev det valgt ikke at fokusere på sundhedsmæssige scenarier ved indånding. Derudover skal man bemærke, at de danske tredjegerationsbaner alle udendørs i modsætning til især norske baner.

I nærværende undersøgelse har det været hensigten at supplere med ny information om miljø- og sundhedsmæssige aspekter ved den stigende brug af kunstgræsbaner.

Da alle eksisterende undersøgelser imidlertid viser, at der ikke er problemer i relation til afgivelse af PAH, er der ikke monitoreret for PAH i nærværende projekt.

Til forskel fra de udenlandske undersøgelser er der til gengæld indgået et større antal forskellige infill-materialer og kunstgræsmåtter i nærværende projekt for at opnå et bedre sammenligningsgrundlag de forskellige typer imellem. Infill-materialerne omfatter granulerede dæk, coatede dækgranulater, termoplastiske elastomerer (TPE) i forskellig indfarvning samt som noget nyt kokosfibre. I alt er der anskaffet 16 typer infill-materialer, otte typer kunstgræsmåtter og to elastiske PAD. Man skal i den forbindelse holde sig for øje, at granulerede bildæk dækker over en uhomogen blanding, da infill materialet kan stamme fra mange forskellige typer bildæk.

Endvidere er der udført laboratorieforsøg, der giver oplysninger om udvaskning af stoffer fra både infill-materialerne, græsmåtterne og en genbrugsgummibaseret pad som følge af saltning af banerne om vinteren, da dette aspekt ikke tidligere er undersøgt. Forsøgene har omfattet vejsalt i form af natriumklorid, som er den billigste tøsalt, eller calciumklorid, som anvendes ved stærk frost. Udvasningsforsøgene har med hensyn til saltkoncentration taget udgangspunkt i DBU's anbefalinger.

Moniteringen har omfattet en lang række organiske stoffer, som stammer enten fra infill eller fra selve kunstgræsmåtterne. Der er især lagt vægt på at måle for organiske stoffer, der indgår i de forskellige dæk, samt deres nedbrydningsprodukter. Der har endvidere været særlig fokus på zink, ftalater og nonylphenoler som følge af resultater fra de udenlandske undersøgelser.

## Resultater

Der er fundet en lang række miljøskadelige stoffer i kontaktvandet (migrationsmediet) fra udvaskningstest på infill, kunstgræs og pad samt nogle sundhedsskadelige stoffer.

For kokos-infill og ”grønt industrigummi”-infill er der ikke fundet miljø- og sundhedsskadelige stoffer i solventekstraktet fra materialerne. Der er dog ikke udført udvaskningsforsøg på disse to typer infill. Det skal understreges, at der i en prøve af EPDM gummi infill er konstateret et indhold af organiske stoffer (omdannelsesprodukter fra peroxid, der bruges i forbindelse med vulkaniseringen af gummiet). Det kan derfor ikke udelukkes, at stofferne vil kunne give miljømæssige problemer, da der i udvaskningsforsøg med EPDM gummi infill er fundet afgivelse af stofferne til vandet

Ud fra diklormetanekstrakterne af gråt og grønt industrigummi konkluderes det, at der er tale om vidt forskellige gummityper, selvom begge infill benævnes industrigummi af leverandøren.

Miljøskadelige stoffer, som er fundet i koncentrationer et stykke over detektionsgrænsen i kontaktvandet, er vist i Tabel 0.1.

Tabel 0.1 Miljøskadelige stoffer, som er fundet i væsentlige koncentrationer i kontaktvandet i forhold til mulige sundheds- og miljøeffekter

| Stof                                          | Infill | Kunstgræs |
|-----------------------------------------------|--------|-----------|
| Zink                                          | X      |           |
| Diethylftalat (DEP)                           | X      | X         |
| Dibutylftalat (DBP)                           | X      | X         |
| Benzylbutylftalat (BBP)                       | X      | X         |
| Diisobutylftalat (DIBP)                       | X      | X         |
| Dicyclohexylftalat (DCHP)                     |        | X         |
| Diethylhexylftalat (DEHP)                     | X      | X         |
| Nonylphenol                                   |        | X         |
| Bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)sebacat |        | X         |
| Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-                 | X      |           |
| Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-           | X      |           |
| Cyclohexanamin                                | X      |           |

Zinkudvaskningen, der er målt i nærværende undersøgelse, er i samme størrelsesorden, som man har fundet i udenlandske undersøgelser. Derimod er udvaskningen af ftalater og nonylphenoler højere i nærværende undersøgelse.

Det vurderes på baggrund af de udenlandske resultater, at udvaskningsforholdene fra en boldbane er væsentligt forskellige fra forholdene i de udvaskningstests, der er foretaget i laboratoriet i denne undersøgelse. Man kan derfor ikke på baggrund af laboratorieudvaskningsforsøgene alene konkludere, om stofferne udgør en miljørisiko under praktiske forhold. Det skyldes, at der ved laboratorieforsøg skabes en bedre kontakt mellem det faste materiale og kontaktvæsken, end det er tilfældet i virkeligheden på kunstgræsbaner som følge af vejrliget (fx regn). Som eksempel kan nævnes, at prøven lægges i det simulerede regnvand og rystes i 24 timer inden vandet analyseres. Dette må betragtes som et absolut ”worst case” scenarium, og vil derfor overestimere den reelle udvaskning.

Resultaterne med udvaskning i calciumklorid-baseret kontaktvæske (simuleret saltning) viste et markant fald i mængden af udvaskede ftalater samt signifikante ændringer i koncentrationen af andre stoffer (både højere og lavere værdier). Det skyldes, at kommercielt calciumklorid er stærkt basisk

som følge af et indhold af calciumhydroxid. Et basisk miljø medfører hydrolysereaktioner, som påvirker en lang række organiske stoffer, herunder ftalater. Der er ikke konstateret en signifikant ændring i zinkudvaskningen som funktion af kontaktvæskens pH og/eller ionstyrke uanset salttype.

Udvaskningstests har endvidere vist det samme niveau af zink i kontaktvand i såvel nyt infill som det samme infill efter ca. 2 års drift.

### **Sundhedsvurdering**

Der er udvalgt 4 repræsentative stoffer til sundhedsvurderingen, omfattende benzothiazol, dicyclohexylamin, cyclohexanamin og dibutylftalat. Disse stoffer forekommer i høje koncentrationer i kontaktvand fra udvaskningsforsøgene og er repræsentative for de farlige stoffer, der er afgivet fra produkterne.

På baggrund af resultaterne fra udenlandske eksponeringsundersøgelser og egne analyseresultater er det valgt alene at fokusere på eksponering via hudkontakt og oralt optag fra slugte partikler.

Mikroskopi af støvpartiklerne fra udvaskningsforsøg har vist en partikelstørrelse af de fineste partikler i størrelsesordenen 10-50 µm, mens hovedparten af partiklerne er ca. 2 mm. Ved et højt indhold af fine partikler kan udvaskningen af sundheds- og miljøskadelige stoffer øges grundet det større kontaktareal, ligesom risikoen for svævestøv, der kan inhaleres, øges. Mængden af fint støv i produkterne er dog som nævnt begrænset. Der er i vurderingen af resultaterne ikke fundet en sundhedsmæssig risiko ved eksponeringen for stofferne, med undtagelse af en mulig allergirisiko for følsomme individer over for benzothiazol og aminerne.

### **Miljøvurdering**

Stofkoncentrationer i kontaktvandet fra udvaskningsforsøgene er vurderet i forhold til evt. overløb af drænvand til nærliggende vandløb. Det er vurderet, at der er en miljörisiko fra en række af de fundne stoffer, såfremt drænvandet når koncentrationer på højde med de fundne i kontaktvandet.

Det skal understreges, at – som nævnt ovenfor - de reelle koncentrationer af kemiske stoffer i drænvandet fra 3.-generations-banerne formentlig er væsentligt lavere end de i laboratoriet målte som følge af en mindre effektiv naturlig udvaskning, da det vurderes, at kontakten med vand ikke er så effektiv som i laboratorieforsøgene.

For nogle stoffer er der imidlertid tale om meget store beregnede vandkoncentrationer i forhold til det estimerede 0-effektniveau (over 100 gange), hvorfor det ikke kan udelukkes, at der er en miljörisiko ved udledning af disse stoffer.

Endvidere er der fundet stoffer, som fx peroxidtværbindingskemikalier eller deres omdannelsesprodukter fra EPDM-infill. Disse stoffer forekommer i meget høj koncentration i kontaktvand, men der foreligger ikke data om miljøfare. Zinkudvaskningen fra EPDM-infill er til gengæld væsentligt lavere end fra bildæk infill (SBR-gummi).

Resultaterne af laboratorieforsøgene i nærværende undersøgelse viser, at en række miljøskadelige stoffer kan udvaskes fra både elastisk infill og kunstgræs med en mulig miljømæssig risiko ved evt. overløb af drænvand til nærliggende vandløb. Det vurderes dog på baggrund af de udenlandske lysimeter- og

pilotforsøg, der viser væsentlig lavere udvaskning end i laboratorietests, at der kræves målinger af stofkoncentrationerne under reelle forhold på boldbaner for at kunne vurdere risikoen. Nærværende undersøgelse giver derfor ikke anledning til at sætte spørgsmålstegn ved de udførlige schweiziske, franske og hollandske undersøgelses konklusion om, at gummigranulat fra bildæk ikke udgør en større miljømæssig risiko. Det bemærkes i den forbindelse, at de hollandske resultater m.h.t. zinkudvaskning ikke kan genfindes i nærværende eller de franske og schweiziske undersøgelser. Omvendt skal det også understreges, at der kun er tale om korttidsundersøgelser, og at effekten af ældning af gummigranulat m.m. derfor ikke kendes.

En nyere hollandsk undersøgelse udgivet i foråret 2008 konkluderer dog, at der i en periode på 10 – 15 år ikke udvaskes zink i koncentrationer, der udgør et miljøproblem. Fortsat monitoring for zink i den schweiziske undersøgelse viser stadig ikke tegn på forøget zinkudvaskning, som følge af ældning af gummi (U. Hofstra, 2008, Edwin Müller, 2008).

Ved opsætning af et eventuelt monitoringsprogram for drænvandet kan man ved valg af analyseparametre drage nytte af resultaterne fra nærværende undersøgelser og fra de udenlandske undersøgelser, der er omtalt i rapporten. Eksempelvis kan man udelade målinger for PAHer og supplere med målinger for ftalater.

# 1 Indledning

## 1.1 Kunstgræsbaner er populære

Det er i de senere år blevet stadig mere populært at anvende kunstgræs som erstatning for naturligt græs.

Kunstgræs vinder efterhånden frem inden for golf-greens, til skolegårde og til legepladser, men anvendes først og fremmest til fodboldbaner.

Således accepterer de internationale fodboldforbund UEFA og FIFA anvendelsen af kunstgræsbaner til fodbold, såfremt de lever op til opstillede krav med hensyn til funktionelle egenskaber i relation til fodboldspil (FIFA 2006).



Figur 1.1 Udendørs kunstgræsplæne til fodbold

Der er flere fordele ved anvendelse af kunstgræs frem for naturligt græs. Baner af kunstgræs er mere slidstærke og lettere at vedligeholde end baner af naturligt græs. Fodboldsæsonen kan forlænges uafhængigt af vejret, og banerne kan anlægges på steder, hvor det er vanskeligt at få græs til at gro.

Kunstgræsplæner anvendes såvel inden- som udendørs. I Danmark anvendes kunstgræsbaner dog stort set udelukkende udendørs.

Ifølge DBU (A. Johansen, 2007) er der i alt fire indendørs baner i Danmark, heraf dog kun to 3.-generations-baner. Den ene er en  $\frac{3}{4}$  bane i Brøndby, den anden er en nyanlagt bane i Ikast. Infill-materialet i Ikast er polyethylencoated sand, i modsætning til de traditionelle 3.-generations-baner, hvor infill er sand plus et elastisk granulat.

Valby hallen og Ballerup hallen har også indendørs baner, men iflg. DBU af 2.-generations-typen (uden elastisk infill).

Der er ifølge DBU ikke umiddelbart planer om at etablere flere indendørs baner i Danmark.

Kunstgræs består i langt de fleste tilfælde af plastfibre, der er fæstnet til et polypropylen- eller polyesteræv (se Figur 1.2). Polyesterævet påføres en

limsuspension, som hærdes i en ovn. En leverandør oplyser, at det er en styren-butadien-latex, der anvendes som lim.



Figur 1.2 Væv til kunstgræs for- og bagside

Højden af fibrene er typisk 3-6 cm. For at fikse kunstgræsplænerne anvendes der en blanding af sand og et elastisk granulat. Sandet anvendes pga. sin tyngde, og det elastiske granulat har til formål at virke fjedrende.

Baner, der anvender et elastisk granulat som fjedrende del af konceptet, benævnes 3.-generations-kunstgræsbaner. 3.-generations-kunstgræsbaner er udviklet fra 1990 og frem til i dag.

Der er også en 4.-generations-kunstgræsbane på vej, hvor man introducerer yderligere et opskummet elastisk underlag lige under tæppekonstruktionen. Derved kan man mindske mængden af gummigranulat pr. m<sup>2</sup>. Det muliggør bl.a., at man kan anvende alternative elastiske fyldmaterialer, som fx ethylen-propylen-dien-gummi (EPDM), til en konkurrencedygtig pris (T.V. Pedersen, 2007). Det giver imidlertid ikke forbedrede spillemæssige egenskaber end for de andre banetyper.

Begrebet 4.-generations-kunstgræsbaner er dog ikke defineret af DBU.

I Magelingen, Schweiz er der anlagt en kunstgræsbane på en pad uden anvendelse af elastisk infill. Græsset (PE) holdes opret ved hjælp af støttetre i polyamid.

Foto 1.1 PE-græs med støttetre af polyamid



Efter det oplyste kan denne plæne dog ikke leve op til FIFA's gældende spillemæssige krav. Kravene er sat i forhold til egenskaberne af baner med elastisk infill, som var state-of-the-art på det pågældende tidspunkt.

Hidtil har man stort set uden undtagelse anvendt gummigranulat fra kasserede bildæk (styren-butadien-gummi (SBR)) som den fjedrende del af infill-materialet. Det skyldes, at dækgranulat indtil nu uden konkurrence er det billigste infill-materiale. Dækgranulat er tilgængeligt som råstof i rigelige mængder, da ca. 60 % af alt gummi (ca. 20 millioner tons pr. år) går til fremstilling af dæk, som før eller senere kasseres. Til en 3.-generations-fodboldbane anvendes ca. 100-120 tons gummigranulat. Dog kan denne mængde reduceres, hvis man anvender en elastisk pad under kunstgræssets bagmåtte.

Der findes også coatede infill typer. Coatningen er typisk polyurethan med et tilsat farvestof (eksempelvis grøn).

Dæk indeholder en lang række miljø- og sundhedsmæssigt betænkelige, kemiske stoffer, som gør, at man bør genanvende gummi fra kasserede bildæk med omtanke.

Dette aspekt, sammenholdt med at brugen af kunstgræs er blevet mere og mere populært, har betydet, at flere lande har iværksat forskningsprojekter, som skal belyse mulige miljø- og sundhedsmæssige påvirkninger fra kunstgræsbaner (T. Källquist, 2005; C. Dye et al., 2006; T.S.W. Plessner, 2004; T. Sanner, 2006; Kemikalieinspektionen, 2006; H.J. Kolitzus, 2006; Verschoor, 2007; M. van Bruggen et al., 2006; U. Hofstra, 2007; R. Moretto, 2007). Resultatet af disse vil kort blive gennemgået i kapitel 3. I kapitel 2 gennemgås den kemi, der knytter sig til de materialer, der indgår i kunstgræsbaner.

I kapitel 4 er kortlægningen af brugen af kunstgræsbaner i Danmark beskrevet. Herefter følger kapitel 5 med beskrivelse af anskaffede prøvematerialer i form af kunstgræsmåtter, infill-materialer og PAD.

Kapitel 6 og 7 omtaler henholdsvis de analysemetoder og analyseprogram og den sundhedsmæssige vurdering. Rapporten slutter i kapitel 8 med en miljømæssig vurdering.





## 2 Kunstgræsbaner – Materialer og kemiske stoffer

### 2.1 Mulige indholdsstoffer

Til kunstgræsbaner anvendes der plastfibre af polyethylen (PE), polypropylen (PP) og polyamid (PA) (The Grass Yarn & Tufters Forum, 2006). Disse fæstnes til et perforeret væv af PP eller polyester, som påføres en latexbaseret lim, der hærdes. Som elastisk fyldmateriale anvendes gummigranulater eller termoplastiske polymerer, men der er også et produkt på markedet, som er fremstillet på basis af naturfibre. Der anvendes sand til at tynde græsset ned. Sandet kan være coated med en elastomer eller PE. Endvidere indgår der som regel et elastisk underlag under kunstgræsset. Det kan typisk være en grov gummifraktion fra dæk sammenlimet med polyurethan, men andre typer findes også på markedet.

Nedenfor skal der kort redegøres for, hvilke stoffer der må forventes at kunne afgives fra kunstgræsbaner på baggrund af den anvendte plast- eller gummitypes kemiske struktur samt de tilsætningskemikalier, der anvendes til stabilisering af molekyllæderne mod nedbrydning pga. vejrgædet.

For gummi kan der optræde omdannelsesprodukter som følge af vulkaniseringen. Mængden og den kemiske struktur er ofte uforudsigelige, idet de afhænger af det anvendte vulkaniseringssystem, tid og temperatur.

Der kan ved slid opstå gummistøv, som kan være en kilde til eksponering via hud eller luftveje.

#### 2.1.1 Kemiske stoffer i kunstgræsmåtterne

Ud fra litteraturen (The Grass Yarn & Tufters Forum, 2006) fremgår det, at kunstgræsfibrene hovedsagelig er fremstillet af polyethylen (PE) eller polypropylen (PP), men at nylon (polyamid) også er en mulighed. Til fodboldbaner anvendes ifølge samme kilde udelukkende PE.

PE og PP tilsættes som regel antioxidanter for at forbedre vejrbestandigheden, som ellers er god i forvejen pga. den mættede kulstofkædestruktur. Antioxidanterne er typisk organiske phenoliske strukturer med en forholdsvis høj molekylvægt for at forhindre fordampning. Der tilsættes ofte organiske phosphitter som hjælpestoffer, da det giver en synergistisk beskyttende effekt mod oxidativ nedbrydning.

Endvidere sker der beskyttelse mod nedbrydning af lys ved tilsætning af UV-stabilisatorer. Typiske UV-stabilisatorer er af HALS-typen (Hindered Amine Light Stabilisers). Nogle UV-stabilisatorer er endvidere zinkholdige, eksempelvis Tinuvin 494 fra Ciba Speciality Chemicals.

Fibrene er grønfarvede. Nogle af de grønne farvestoffer kan være baseret på metalkomplekser (kobber), eller de kan være af typen azofarvestoffer, hvoraf

nogle, eksempelvis de gule, er kendt for at være potentielt carcinogene. Grøn farve dannes ved sammenblanding af gule og blå farver.

Tidligere undersøgelser udført af Teknologisk Institut viser, at der ofte afgasser letflygtige, kortkædede kulbrinter fra både PE og PP. Så det forventes på forhånd, at kunstgræsmatterne tilsvarende vil afgasse letflygtige, kortkædede kulbrinter. Det forventes, at der også kan være blødgørere i den anvendte latexlim, eksempelvis i form af ftalater.

### **2.1.2 Kemiske stoffer i det elastiske fyldmateriale (infill)**

Ifølge litteraturen (The Grass Yarn & Tufters Forum, 2006) er den helt overvejende del af anlagte kunstgræsbaner baseret på genanvendte, granulerede dæk (98 %).

Det er oplyst (T.V. Pedersen, 2007), at nogle af ulemperne ved brugen af granulaterne er den sorte farve, og at man især i vådt vejr meget let får klæbning af gummi til tøj, fodtøj og hud.

En anden ulempe er lugten af gummi, som dog især er fremherskende i varmt vejr. Lugten kan undertrykkes ved vanding.

Der findes alternative muligheder for valg af materialer. Dels kan man anvende coatede granulater fra dæk for at mindske migrationen af stoffer fra granulatet, dels kan man anvende EPDM-gummigranulater og termoplastiske elastomerer (TPE) eller blandingsgranulater. Coated sand nævnes også som en mulighed. Der findes også infill-materiale, som er baseret på naturfibre. Endelig markedsføres et infill-materiale, som benævnes industrigummi. Det skulle efter leverandøren dreje sig om overskudsgummi fra vindueslistefremstilling.

Problemet med flere af alternativerne til granulerede bildæk er, at prisniveauet på infill-materialet stiger.

Coated dækgranulat er ifølge (The Grass Yarn & Tufters Forum, 2006) 4 gange højere i pris end basisråvaren.

Går man over til EPDM eller TPE, stiger prisen ifølge samme reference yderligere til henholdsvis 8 til 14 gange i forhold til naturligt gummigranulat (The Grass Yarn & Tufters Forum, 2006). Da prisen på en fodboldbane af kunstgræs ved anvendelse af dækgranulat ligger på ca. 5 millioner DKK, er det en meget forhøjet anlægspris, der bliver tale om ved substitution af dækgranulatet. Dette er forudsat, at tallene korrekte, hvilket må betvivles ud fra oplysninger fra leverandører til det danske marked.

Det oplyses således, at nogle af de alternative infill-materialer kun er 2 til 4 gange dyrere end rent dækgranulat. Fra en leverandør til det danske marked er følgende omtrentlige priser angivet for 120 tons infill i de typer infill, der anvendes til banerne: Granulerede bildæk kr. 180.000, coatede granulater fra bildæk kr. 500.000, EPDM, TPE og kokos 850.000 kr. Tages der hensyn til vægtfylden af EPDM i forhold til granuleret bildæk, stiger prisen for EPDM til 1.100.000 kr.

Det er dog oplyst (T.V. Pedersen, 2007), at man ved anvendelse af 4.-generations-konstruktioner med opskummet tværbundet polyethylen (PEX)-pad kan komme ned på konkurrencedygtige priser på alternative infill-materialer af EPDM-gummi.

#### **2.1.2.1 Granulerede dæk**

I forbindelse med projektet "Afgivelse og sundhedsmæssig vurdering af PAH'er og aromatiske aminer i bildæk" (Miljøstyrelsen, Kortlægning nr. 54, 2005) er der givet detaljeret beskrivelse af de rågummityper, der indgår i recepterne for såvel personvognsdæk som lastvognsdæk.

Rågummityperne er naturgummi (NR), styrenbutadiengummi (SBR) og butadiengummi (BR). SBR-gummi er hovedkomponenten i slidbanen på dæk.

Foruden kønrøg (sod) indgår der aromatiske olier, zinkoxyd, stearinsyre, antioxidanter og antiozonanter samt svovl og acceleratorer i recepten. Acceleratorerne indeholder kvælstof og svovl og kan ved opvarmning afgive carbondisulfid (svovlkulstof) og fraspalte aminer, hvoraf flere kan være nitrosamindannende. Ud over zink kan der fra gummigranulat fremstillet af kasserede bildæk afgives kobber og krom fra den ståltråd (cord), der indgår i armeringen af dækkene. De acceleratorer, der anvendes, er typisk baseret på benzothiazol, som kan fraspaltes under vulkaniseringen. Antiozonanterne er overvejende 6 PPD [N(1,3-di-methyl-butyl)N'-phenyl-p-phenylen diamin], men andre p-phenylendiaminbaserede antiozonater, eksempelvis IPPD (N'-isopropyl-N'-phenyl-p-phenylendiamin), finder brug. I de norske undersøgelser (C. Dye et al., 2005; C. Dye et al., 2006; T.S.W. Plessner, 2004; T. Sanner, 2006) konstateres endvidere afgivelse af både ftalater og langkædede alkylphenoler fra gummigranulatet. Ftalaterne kan stamme fra klæbestoffer og alkylphenolerne fra reaktive resiner, der anvendes ved vulkanisering af butylgummityper (J.S. Dick, 2001). Butylgummi indgår i dæk som lufttæt lag.

#### **2.1.2.2 EPDM-gummi**

EPDM-gummi er kulstofkæder opbygget af monomererne ethylen og propylen samt en dien-komponent, typisk norbornen, indbygget som sidekæde. Fordelen ved denne polymere strukturopbygning er stor vejrbestandighed, som gør, at det ikke er nødvendigt at tilsætte antiozonanter til EPDM-gummi. Mængden af antioxidanter kan også reduceres. EPDM kan enten peroxid- eller svovlvulkaniseres. I begge tilfælde kan zinkoxid indgå, men i størst mængde i den svovlvulkaniserede. Der anvendes ved svovlvulkanisering de sædvanlige acceleratorer baseret på kvælstof og svovl. Ved de peroxidvulkaniserede typer anvendes organiske peroxider, typisk dicumylperoxid, som under vulkaniseringen fraspalter acetophenon. Andre typer kan fraspalte tert-butylalkohol. De blødgøringsmidler, der anvendes til EPDM, er langt overvejende naphteniske olier med et relativt lavt aromatindhold. Triallylcyanurat finder anvendelse i peroxidvulkaniseret EPDM-gummi som tværbindingsregulator.

#### **2.1.2.3 Industrigummi**

Kommuner og boldklubber, der ikke ønsker dækgranulat, specificerer i stedet, at man ønsker infill i form af industrigummi.

Industrigummi er principielt alt gummi, idet alle tekniske gummiprodukter fremstilles industrielt. En leverandør betegner industrigummi som et

overskudsprodukt fra gummiindustrien stammende fra vindueslisteproduktion.

Det er ikke muligt alene ud fra oplysningerne fra leverandøren at vurdere granulatets kemiske sammensætning.

#### **2.1.2.4 TPE**

TPE er en forkortelse for termoplastiske elastomerer. SEBS er en typisk termoplastisk elastomer baseret på Styren-Ethylen-Butadien-Styren-struktur. TPE adskiller sig fra gummi ved ikke at være vulkaniseret. I stedet for er netstrukturen dannet, ved at styrensegmenterne danner krystallinske domæner. Da kædestrukturen er mættet, er SEBS karakteriseret ved god vejrbestandighed, som det er beskrevet for EPDM-gummi. Afgivelsen af kemiske stoffer fra SEBS forudses begrænset, da der ikke anvendes vulkaniseringskemikalier som man gør i gummi.

#### **2.1.2.5 Naturfiberbaseret infill**

En enkelt leverandør tilbyder et naturfiberbaseret infill-materiale. Det er baseret på fibre fra kokos.

## 3 Udenlandske undersøgelser

Det er først og fremmest i Norge, man har gennemført detaljerede studier af kunststofbaner (T. Källquist, 2005; C. Dye et al., 2006; T.S.W. Plesser, 2004; T. Sanner, 2006), men også i Sverige (Kemikalieinspektionen, 2006), Holland (Verschoor, 2007; M. van Bruggen et al., 2006; U. Hofstra, 2007; R. Moretto, 2007), Schweiz (E. Müller, 2007; H.J. Kolitzus, 2006) og Frankrig (R. Moretto, 2007) er der både igangværende og afsluttede undersøgelser med et omfattende monitoringsprogram for en række miljøparametre. Den svenske rapport bygger hovedsagelig på oplysninger fra andre kilder.

### 3.1.1 Norske undersøgelser

Der foreligger fire norske rapporter, der i forskellige aspekter vurderer miljø- og sundhedsmæssige risici som følge af anlæg og brug af kunstgræsbaner i Norge.

To af undersøgelserne er gennemført på foranledning af Statens Forurensningstilsyn (SFT) (T. Källquist, 2005; C. Dye et al., 2006). En er udført for Norges fodboldforbund (T. Sanner, 2006), og den sidste er udført af Byggforsk (T.S.W. Plesser et al., 2004).

Byggforsk (T.S.W. Plesser et al., 2004) nævnt ovenstående har udgivet sin slutrapport om potentielle sundheds- og miljøeffekter tilknyttet kunstgræsbaner for Norges fodboldforbund i september 2004.

Byggforsk undersøgelsen har omfattet tre infill-gummigranulater baseret på genbrugt gummi (formentlig alle tre fra dæk) og et EPDM-gummigranulat (formentlig ikke genbrugt). Endvidere indgik to kunstgræsfibertyper baseret på PE og copolymer af PE og PP. Den ene type var splitfiber, den anden monofiber. Splitfibre fremstilles ved opslidsning af PE-folie. Monofibre fremstilles ved, at hver enkelt fiber ekstruderes for sig. Det skulle give bedre langtidsegenskaber mod slid.

I undersøgelsen er der blevet analyseret for totalindhold af arsen, bly, cadmium, kobber, krom, kviksølv, PCB, PAH, ftalater og phenoler i selve materialerne. Endvidere er der udført udvaskningsforsøg og afgangsforsøg.

Risikovurderingen blev udført i en forenklet udgave, idet man sammenlignede totalindholdet af miljøskadelige stoffer i kildematerialet med SFT's normværdier for mest følsomt arealbrug. Mest følsomt arealforbrug er i Norge arealer til brug for boliger, haver, børnehaver, skoler o.l.

Kontaktvandet fra udvaskningsforsøgene af gummigranulater fra genbrugt gummi indeholdt zink, PAH'er, ftalater og phenoler. Mængden af zink placerer kontaktvandet i SFT's klasse V (meget forurennet vand), men er lavere end zinkindholdet tilladt i Canadian Environmental Quality Guidelines for drikkevand.

Mængden af antracen, fluanthen, pyren, ftalater og nonylphenoler er højere end tilladt i Canadian Environmental Quality Guidelines.

Det kræver ifølge forfatterne en mere detaljeret risikoanalyse og yderligere forsøg for at afgøre, om der er en reel risiko for skade på miljø og sundhed for de stoffer, der er målt i kontaktvandet.

Gummigranulaterne fra det genanvendte gummi afgiver en række alkylerede benzener i luftform. I en af prøverne fandtes afgang af trichlormethan og i en anden cis-1,2-dichlorethen. Det anbefales i rapporten, at man foretager aktuelle målinger på en kunstgræsbane for at fastslå, om afgivelsen er problematisk<sup>1</sup>.

Med undtagelse af indhold af chrom og zink indeholdt EPDM-granulatet mindre mængder miljøfarlige stoffer end granulaterne fra genanvendt gummi. EPDM afgav også mindre mængder flygtige stoffer.

I selve kunstgræsfibrene blev der påvist kobber og zink. Udvaskningen af zink fra begge kunstgræstyper til demineraliseret vand ligger begge over SFT's grænseværdi for zink i drikkevand (klasse V).

I den ene kunstfibertype fandtes indhold af octyl- og nonylphenol. Endvidere blev der fundet DEHP i begge kunstfibertyper. Den ene prøve indeholdt endvidere DMP og DINP.

Norsk Institutt for vannforskning (T. Källquist, 2005) har vurderet miljørisikoen på baggrund af undersøgelser af miljøfarlige stoffer, som findes i materialer, der benyttes ved anlæg af kunstgræsbaner, og deres potentiale med hensyn til at blive udvasket af regnvand.

Risikoen er vurderet på baggrund af resultaterne i Byggforsk rapporten beskrevet ovenfor og ved beregning af kvotienten PEC/PNEC, hvor: PEC er "Predicted Environmental Concentration", dvs. den forventede koncentration i miljøet, og PNEC er "Predicted No Effect Concentration", dvs. den højeste koncentration, som ikke fører til skadevirkninger på miljøet.

Vurderingen følger de standardprocedurer, som benyttes ved risikovurdering af kemikalier i EU.

Scenariet, som vurderingen er baseret på, er en kunstgræsbane med et areal på 7200 m<sup>2</sup>, en årlig nedbør på 800 mm, og at der sker dræn til en nærliggende bæk. Vandføringen i bækken vil naturligvis have indflydelse på fortyndingsgraden. Denne er sat til en faktor 10.

Mængden af kunstfibergræs og gummigranulat for en bane med det nævnte areal er sat til henholdsvis 5.760 kg og 129.600 kg.

Det er en forudsætning for beregningerne, at de koncentrationer, der er fundet i kontaktvandet, er ligevægtskoncentrationer, dvs. uafhængige af mængdeforholdet vand/materiale.

Beregningerne viste, at der foreligger en mulighed for miljøeffekter for små recipienter, som modtager overfladevand fra kunstgræsbaner.

De stoffer, der bidrager mest, er zink og alkylphenoler (især octylphenol).

Koncentrationen af udvaskede stoffer ventes at aftage, men over mange år.

---

<sup>1</sup> Det er ikke anført, om det er en udendørs eller en indendørs bane.

De mængder, der afgives til vandet, er beskedne, hvorfor evt. miljøeffekter ifølge rapporten kun vil være lokale.

For at opnå et bedre grundlag for at bedømme miljøeffekterne af kunstgræsbaner bør der ifølge forfatterne gennemføres målinger direkte på dræn fra anlagte kunstgræsbaner. Målingerne bør omfatte toksicitetstests.

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har foretaget luftforureningsmålinger i tre indendørs kunstgræshaller i 2005 (C. Dye et al., 2006).

Målingerne blev gennemført for kunstgræsbaner med nylagt gummigranulat (SBR-dæk), med gummigranulat lagt for et år siden (SBR-dæk) og for en kunstgræsbane med infill af en termoplastisk elastomer (TPE).

Måleprogrammet omfattede analyse af svævestøv  $PM_{10}$  og  $PM_{2,5}$  for andel gummi, og koncentration af vulkaniseringsforbindelser, antiældningsmidler, ftalater og tjærestoffer (PAH'er). Endvidere er der målt for flygtige organiske forbindelser (VOC) og polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH'er) i luftfasen.

Der er blevet målt for total sum af flygtige organiske stoffer (TVOC) i de tre sportshaller og for en lang række specifikke flygtige stoffer.

I undersøgelsen er der angivet koncentrationer for benzothiazol, toluen, 4-metyl-2-pentanon, diethylftalat (DEP), diisobutylftalat (DIBP) og dibutylftalat (DBP) samt TVOC. TVOC ligger i intervallet  $136 \mu\text{g}/\text{m}^3$  til  $716 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De største koncentrationer fandtes for toluen  $15\text{-}85 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og benzothiazol  $3\text{-}16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Det konkluderes i undersøgelsen, at TPE giver lavere TVOC end granulaterne baseret på SBR fra brugte dæk.

Svævestøvet indhold af organisk materiale er betydeligt i alle tre haller. Typisk drejer det sig om PAH'er, ftalater, semiflygtige organiske stoffer, benzothiazoler og aromatiske aminer.

I rapporten (T. Sanner, 2006) udført af Nasjonalt folkehelseinstitutt og Radiumhospitalet er sundhedsrisikoen for fodboldspillere blevet vurderet.

I vurderingen er der benyttet 9 eksponeringsscenarier omfattende inhalation via luftvejene, hudeksponering og indtag via munden.

Der er i inhalationsscenarierne taget udgangspunkt i den højest fundne VOC på ca.  $716 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , selvom VOC i de to andre haller, der blev monitoreret, var 2,5-3 gange lavere.

På baggrund af scenarierne konkluderer rapporten, at der ud fra de eksponeringer, som er beregnet ved brug af indendørshaller med kunstgræs, og hvor man anvender granuleret gummi fra kasserede bildæk, ikke er grund til at antage, at disse skal medføre en øget sundhedsrisiko. Dog tages der et vist forbehold, når det gælder udvikling af astma-/luftvejsallergi, hvor den nuværende viden er begrænset. Det gælder specielt for latexallergener.

Det er et åbent spørgsmål, om disse latexallergener kan optræde i støv fra kunstgræsbaner med infill baseret på kasserede bildæk.

For flere af de påviste stoffer i halluft er den toksikologiske viden begrænset. Imidlertid er koncentrationerne af stofferne meget lave, og de forventes af denne grund ikke at udgøre en sundhedsrisiko.

Eksponeringsmængderne for benzen og PAH'er udgør ifølge rapporten ingen sundhedsrisiko.

Det anses ifølge forfatterne ikke for nødvendigt at udskifte det nuværende infill af SBR-gummigranulat i sportshallerne ud fra den nuværende viden om sundhedseffekter, men man anbefaler, at der ved supplering af infill ikke benyttes genanvendt SBR fra dæk, da der kunne være en mulig induktion af latexallergi.

### **3.1.2 Svensk statusrapport**

Kemikaliekontrollen i Sverige har i 2006 udgivet en statusrapport "Konstgræs ur et kemikalieperspektiv" (Kemikalieinspektionen, 2006) vedrørende miljø- og sundhedsmæssige problemstillinger ved brugen af kunstgræs.

Rapporten omhandler udelukkende fodboldkunstgræsbaner, som har infill af genanvendte bildæk.

Ifølge rapporten, som er udarbejdet i juni 2006, findes der i Sverige ca. 150 fodboldbaner med kunstgræs baseret på infill med gummigranulat fra genanvendte dæk.

De fleste baner er til udendørs brug, men der findes også indendørs baner.

Alene i Stockholm-området skulle der være planer om 30 nye baner baseret på kunstgræs.

Det vurderes, at ca. 90 % af banerne er baseret på infill fra genanvendte dæk.

Rapporten bygger i høj grad på de norske undersøgelser, hvis resultater gennemgås.

Der er også reference til et par enkelte målinger i kunstgræshaller i Sverige.

Målinger og beregninger viste et meget lavt indhold af benzo(a)pyren og ca. 10.000 gange lavere end grænsen sat af det svenske arbejdstilsyn for arbejdsmiljø.

I rapporten findes der en gennemgang af europæiske retningslinier, herunder den tyske foreløbige standard DIN 18035-7:2002.

Rapporten slutter med at konkludere, at granulater fra genanvendt gummi stammende fra bildæk ikke bør anvendes som infill, når nye kunstgræsbaner skal anlægges. Det begrundes med et miljømål sat af den svenske Rigsdag, som foreskriver, at materialer, som indeholder særligt farlige stoffer, ikke bør anvendes.

De øvrige konklusioner lægger sig tæt op af de tilsvarende norske anbefalinger og med de selv samme argumenter.



### 3.1.3 Hollandske undersøgelser

Der foreligger tre omfattende hollandske studier (A.J. Verschoor, 2007; M. van Bruggen et al., 2006; U. Hofstra, 2007):

- RIVM-rapport 601774001, der omhandler udvaskning af zink fra gummi-infill i kunstgræsbaner (A.J. Verschoor, 2007)
- RIVM-rapport 609300001, der omhandler nitrosaminer i gummigranulat (M. van Bruggen)
- INTRON-rapport omhandler miljø- og sundhedsaspekter af infill-gummigranulat fra genanvendte bildæk (på hollandsk, men med engelsk resumé) (U. Hofstra, 2007).

Rapporten om zinkafgivelse konkluderer, at udvaskningen af zink fra SBR-infill vil vise stigende tendens som følge af, at gummiet ældes. Det vurderes, at zinkbelastningen fra infill vil være 800 mg/m<sup>2</sup>/år. I de hollandske myndigheders (Dutch Building Materials Decree) er en acceptabel belastning med zink sat til 2100 mg/m<sup>2</sup>/100 år. Denne værdi bliver således ifølge forfatterne overskredet allerede efter ca. 3 år. Det anføres, at zinkbelastningen lokalt vil være ca. 20 gange højere end fra landbruget (gylle og pesticider).

Rapporten slutter med en konklusion om, at yderligere undersøgelser for zinkudvaskning kan reducere den eksperimentelle usikkerhed, der ligger til grund for risikovurderingen.

Det foreslås, at der udføres studier over ældning af forskellige typer gummi og over ældningens indflydelse på afgivelse af zink og andre stoffer, der kan migrere fra gummi.

Endvidere foreslås der feltmålinger på kunstgræsbaner med infill-gummi af forskellig alder og kvalitet. Der anbefales bioassay af drænvandet til bestemmelse af effekten af den blanding af stoffer, der frigives fra infill-materialet. Endelig anbefales minifeltforsøg (lysimeter) eksempelvis på 1x1x1 m felter.

I en INTRON rapport (U. Hofstra, 2007) konkluderes det, at udvaskning af zink fra gummigranulat fra brugte bildæk betragtes som den alvorligste kilde til forurening af miljøet fra udendørs kunstgræsbaner. Det anføres, at man forventer, at hollandske grænseværdier for afgivelse af zink vil blive overskredet inden for en 3–20 års brugsfase.

I et conferenceindlæg (N. Salzmänn, 2006) konkluderes det, at mængden af luftbårne nitrosaminer (N-nitrosodimethylamin) målt på en bane<sup>2</sup> er højere end sundhedstærskelværdien (health threshold). Vurderingen er baseret på et scenarie, hvor der spilles fodbold 3 gange om ugen af to timers varighed. Efter 8 år overskrides grænsen ifølge redegørelsen. Der var ikke nærmere detaljer om de eksperimentelle parametre og monitoreringen.

I en anden meget omfattende undersøgelse (P.C.J.M. Janssen, 2006) har man målt koncentrationen af nitrosaminer i luften over fire kunstgræs fodboldbaner i en højde på 30-100 cm i Arnhem. Det konkluderes, at der ikke kan påvises nitrosaminer i luften. Laboratoriemålinger påviste nitrosaminer i små koncentrationer i selve infill-materialet.

---

<sup>2</sup> Det fremgår ikke, om det er en indendørs eller en udendørs bane.

Samlet konklusion af denne undersøgelse er, at nitrosaminer ikke udgør et sundhedsproblem (modsat konklusionen ovenfor).

Med hensyn til sundhedsmæssige risici i form af hudkontakt, indånding eller oralt indtag konkluderes det, at der ikke er signifikant risiko for fodboldspillere som følge af infill i kunstgræsbaner baseret på gummigranulat fra brugte bildæk.

### 3.1.4 Schweizisk undersøgelse

I Schweiz er der i Bern igangsat et projekt i maj 2006 med minimum et års monitoring af udvaskningen af udvalgte kemiske stoffer og samleparametre (H.J. Kolitzus, 2006).

Undersøgelsen er baseret på anvendelse af lysimetre, som bl.a. finder anvendelse til studier af planters optagelse af næringsstoffer. Lysimetrene er opbygget af forstærkede polyesterrør med en diameter på 1 m og en højde på 1,5 m. Rørene er udstyret med et automatisk opsamlingssystem for vand. Det muliggør opsamling af den totale mængde regnvand fra en kunstgræssoverflade. Det opsamlede vand analyseres efterfølgende.



Foto 3.1 Lysimeter forsøg, Bern, Schweiz

Opsamlingen sker i beholdere tilsluttet betonbunden af lysimetrene.

I forsøgsserien er der udvalgt ti forskellige typer overflader, som anvendes i forbindelse med anlæg af kunstgræsbaner.

Der indgår EPDM- og SBR-gummi som infill-materiale såvel som sand og forskellige former for støttelag, eksempelvis på bitumenbasis eller som genanvendt SBR-gummigranulat oven på et ubundet mineralstøttelag.

Der er foretaget en foreløbig konklusion på baggrund af forsøgsresultater fra maj-september 2006.

Der blev konstateret afgivelse af aromatiske aminkomplekser og benzothiazoler i koncentrationsområdet 10-300 µg/l, men der blev ikke konstateret nogen signifikant afgivelse af PAH'er til drænvandet, heller ikke fra genanvendt SBR. Detektionsgrænsen for de enkelte PAH'er lå på ca. 0,02 µg/l.

Foreløbige konklusioner på den afsluttede undersøgelse, som er udarbejdet på tysk af E. Müller, der har været fagekspert tilknyttet undersøgelsen, er tilsendt Teknologisk Institut pr. e-mail den 29. august 2007.

Resultaterne er endvidere blevet resumeret (E. Müller, 2007) i september 2007 på et møde afholdt af BASPO (Bundesamt für Sport) i Magglingen, Schweiz.

Nedenfor følger dansk oversættelse af de væsentlige oplysninger og konklusioner fra undersøgelsen.



Foto 3.2 Detalje fra lysimeterforsøg i Bern, Schweiz

Tabel 3.1 Undersøgte kunstgræsmaterialer i lysimeterforsøgene i Schweiz

|                                                                                           |                                                                                            |
|-------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------|
| Kustgræsbane                                                                              | Kunstgræsbane fyldt med EPDM-granulat (peroxid-vulkaniseret) og kvartssand på elastisk pad |
|                                                                                           | Kunstgræs fyldt med gummigranulat fra bildæk og kvartssand                                 |
|                                                                                           | Kunstgræsbane fyldt med EPDM-granulat (svovlvulkaniseret) og kvarts på elastisk pad        |
|                                                                                           | Kunststofgræsbane uden infill                                                              |
| Elastisk underlag (pad)                                                                   | Vandgennemtrængelig etlags EPDM-pad                                                        |
|                                                                                           | Vandgennemtrængeligt flerlags coated plast                                                 |
|                                                                                           | Vandtæt sandwichbelægning                                                                  |
| O-Prøve (til undersøgelse af det naturlige baggrundsbidrag til de målte analyseparametre) | Stabilgrus med grusudligningslag                                                           |
|                                                                                           | Stabilgrus med grusudligningslag og asfaltbelægning                                        |
|                                                                                           | Elastisk lag baseret på granulerede bildæk                                                 |

Undersøgelsen har omfattet udvaskningen af følgende udvalgte kemiske stoffer og samleparametre:

- Anilin
- Alkylerede phenylendiaminer
- Benzothiazol
- 16 PAH'er
- Zink
- Ammonium-kvælstof
- Nitrat-kvælstof
- Nitrit-kvælstof
- Summen af opløste organiske kvælstofforbindelser
- Summen af opløste organiske stoffer (DOC)

Der er foretaget supplerende bestemmelse af zinkindhold af de forskellige gummigranulater samt termooanalyser og udvaskningsforsøg til karakterisering af de forskellige granulater.

Det konkluderes, at man med moderne analytisk måleudstyr kan påvise selv de mindste spor af organiske stoffer. Stofferne bliver efter forholdsvis kort tid udvasket fra overfladen af regnvand. Koncentrationerne af udvaskede stoffer var ved afslutningen af den etårige monitoringsperiode i næsten alle tilfælde mindre end detektionsgrænsen på 0,2 µl pr. liter. Ved udvaskningsforsøg i laboratoriet blev udvaskningsprofilen fra kunstgræsbanerne i lysimeterforsøgene bekræftet.

Det fastslås endvidere, at de stoffer, der udvaskes fra gummigranulat-infill og gummi-pad, er de samme stoffer, som drænes fra vejene som følge af gummislidpartikler fra bildækkene, og som udledes fra kommunale renseanlæg.

I den etårige forsøgsperiode blev der ikke udvasket forøget mængde af zinkioner til det akvatiske miljø. Alle forsøgene viste det samme lave indhold af PAH'er på niveau med indholdet fra o-prøverne. Der kunne ikke påvises sundheds- eller miljøskadelige PAH'er i vandet fra forsøgene.

Den foreløbige konklusion er følgende:

- De gummigranulater og elastiske pad, der anvendes til kunstgræsbaner, er uopløselige i vand. Alle granulater, nyfremstillede såvel som granulat fra knuste bildæk, efterlader spor af kemiske stoffer, som kan påvises i det opsamlede regnvand.
- De organiske stoffer, der befinder sig på overfladen af gummigranulaterne, bliver inden for kort tid udvasket af regnvandet.
- Med den viden, man i dag besidder, er der intet belæg for at påstå, at der skulle være miljømæssige problemer med udvaskning af uønskede kemiske stoffer fra kunstgræsbaner og elastiske lag (infill og pad). Der foreligger dog ikke langtidsforsøg (over flere år).
- Det må frarådes at udarbejde afprøvningsmetoder og normer, da det nødvendige grundlag herfor ikke er til stede.

### **3.1.5 Fransk undersøgelse**

Der foreligger en fransk undersøgelse (R. Moretto, 2007) udarbejdet for ADEME, Aliapur og Fieldturf Tarkett i 2007. Aliapur er et fransk firma, der står for granulering af dæk i Frankrig. I 2005 svarede produktionen af gummigranulat fra dæk til en mængde på 283.000 tons dæk (85 % af dækaffald på det franske marked). Fieldturf Tarkett er en af de største internationale aktører inden for 3.-generations-kunstgræs. Årligt anlægger firmaet 650 større sportsbaner, heraf i 2006 100 baner i Frankrig. ADEME er det franske miljøministerium, som har støttet udredningsprojektet. Selve den praktiske udførelse er sket i et fransk forskningsnetværk (EEDEMS).

Undersøgelsen er blevet iværksat bl.a. på baggrund af fremkomne oplysninger (de norske og den svenske rapport) om mulige sundheds- og miljømæssige problemer ved at anvende neddelte dæk som infill til kunstgræsbaner.

Rapporterne har også dannet baggrund for iværksættelse af nogle af de tidligere refererede undersøgelser, bl.a. i Holland og Schweiz.

Undersøgelsen har omfattet såvel miljømæssig påvirkning på vand som en vurdering af sundhedsrisici forbundet med luftformige emissioner.

Materiemæssigt har undersøgelserne omfattet kunstfibre fra Fieldturf Tarkett i kombination med granulater af brugte dæk, virgint EPDM og TPE-baseret infill.

#### **3.1.5.1 Afgivelse af stoffer til vand**

I forsøgene med afgivelse af stoffer til vand har man medtaget infill-sand, selve samlingerne og den polyurethanlim, der bliver anvendt til samlingerne af kunstgræsbanerne.

Der er anvendt 17,5 kg sand i eksperimenterne og 15 kg elastisk infill.

Der blev gennemført in situ eksperimenter og eksperimenter i pilotscenarier.

Til in situ eksperimenterne blev der anvendt et lysimetersystem. Systemet var baseret på en bakke af rustfrit stål med et overfladeareal på 2 m<sup>2</sup>, 10 cm i højden i den ene ende og 5 cm i den anden. Bakken blev placeret i en kunstgræs fodboldbane. Perkolatet af regnvand opsamles i bunden af bakken og pumpes over i analysebeholderne.



Moniteringsperioden var 11 måneder.

Til pilotforsøgene blev der anvendt rektangulære aluminiumstanke på 2,5 m i længden og 1 m i bredden. Bund og sider var baseret på vandtætte geomembraner. Perkolat blev opsamlet via drænrør i bunden af konstruktionen.

Forsøgsopstillingen var indendørs, og simulering af regn skete ved hjælp af dyser, der doserede en mængde vand svarende til den gennemsnitlige nedbør i en række europæiske hovedstæder (800 mm regn årligt).  
Moniteringsperioden var som in situ eksperimenterne 11 måneder.

Analyseprogrammet i forbindelse med de to typer forsøgsopstillinger har været omfattende. Således har der været monitoreret 42 kemisk-fysiske parametre:

Total cyanid, phenolindeks, total kulbrinte (THC), 16 PAH'er, TOC, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Zn, fluorider, nitrater, ammonium, chlorider og sulfater samt pH og ledningsevne.

Endvidere er der sket økotoksikologisk karakterisering af perkolaterne ved inhiberingstest med *Daphnia magna* efter EN ISO 6341 og med *Pseudokirchneriella subcapitata* efter EN ISO 28692 (inhibering af alger).

Mængden af vand doseret i de fire pilotforsøg var 800 l/m<sup>2</sup>/15 kg granulat, og det opsamlede perkolat udgjorde 580 l/m<sup>2</sup>. Det tages som udtryk for, at ca. 27-30 % af vandet fordamper til atmosfæren.

Konklusionen på de to typer eksperimenter er, at koncentrationerne af de stoffer og samleparametre, der er målt, er i overensstemmelse (kompatible) med franske og europæiske guidelines, uden at forfatterne nærmere har specificeret, hvilke guidelines der henvises til.

Konklusionen på økotoksicitetstestene er, at perkolatet fra 3.-generations-kunstgræsbaner, uanset typen af infill, ikke udviser en negativ indflydelse på miljøet.

### 3.1.5.2 Afgivelse af flygtige stoffer

I forsøgene med afgivelse af flygtige stoffer har man testet følgende materialer: kunstgræs med grønne kunstfibre omfattende et bånd af hvide fibre, polyurethan-lim, sand og tre forskellige infill-granulater. Som granulater blev anvendt EPDM, SBR fra brugte bildæk og TPE.

Der er som i forsøgene med afgivelse til vand anvendt 17,5 kg sand i eksperimenterne og 15 kg elastisk infill.

Det svarer for en prøve på 0,15 m<sup>2</sup>, som aktuelt blev testet, til 2,625 kg sand og 2,25 kg granulat.

Testen skete på prøvemateriale anbragt i stålbakker på 0,78 m x 0,19 m ved 23 °C og en relativ fugtighed på 50 % ± 5 %. Testen blev udført efter prEN ISO 16000-9: Indoor air – Part 9: Determination of the emission of volatile organic compounds from building products and furnishing – Emission test chamber method.

Der blev anvendt en specifik ventilationshastighed på  $q = 1,25 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ .

Ved forsøgene blev der målt for VOC og for aldehyder.

Konklusionen på undersøgelserne var:

- Emissionen fra kunstgræs alene er meget lav (TVOC =  $8,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i en periode på 28 dage) sammenlignet med et parketgulv.
- Emissionen fra kunstgræs med granulat fra brugte dæk som infill er lav (TVOC =  $134 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i en periode på 28 dage).
- Emissionen fra kunstgræs med TPE-granulat som infill er også lav (TVOC =  $118 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i en periode på 28 dage).
- Emissionen fra kunstgræs med EPDM som infill er større (TVOC =  $490 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i en periode på 28 dage).

På baggrund af et worst case scenarie (for indendørs brug tages der udgangspunkt i en hal med en kunstgræsoverflade på  $1800 \text{ m}^2$  og et rumfang på  $20.000 \text{ m}^3$ ) konkluderes det, at:

- Der er på baggrund af koncentrationen for VOC- og aldehydafgivelsen til indendørs luft ikke grund til betænkelighed ved udendørs brug af kunstgræsbaner ud fra en sundhedsmæssig vurdering.
- Der er på tilsvarende baggrund af målingerne ud fra en sundhedsmæssig vurdering heller ikke grund til betænkelighed ved indendørs brug. Det gælder for professionelle, amatøratleter, voksne og børn såvel som for det personale, der installerer banerne. Dog er der en risiko for det personale, som installerer de indendørs kunstgræsbaner, såfremt det sker i dårligt ventilerede haller i en periode på mere end fem år. I de tilfælde anbefales et luftskifte på to rumfang pr. time.

Det skal tilføjes, at påvirkningen som følge af afgivelse af stoffer til vand er konkluderet som værende på kort og mellemlangt sigt.

Endvidere fremhæves det, at der er sammenlignelig påvirkning fra infill-materialet, uanset om det er baseret på virgint TPE og EPDM eller på granulat fra brugte bildæk.

Konklusionen er interessant i sammenligning med konklusionen fra de norske, svenske og hollandske undersøgelser. På baggrund af den franske undersøgelse er der således ikke belæg for at udfase brugen af granulerede bildæk (SBR), og EPDM afgiver i denne undersøgelse mere VOC end SBR. Det skal dog anføres, at der findes mange forskellige recepturer for EPDM, så man kan have valgt en særlig olieholdig type til sammenligningen.

### 3.2 Samlet konklusion på de udenlandske undersøgelser og strategi for nærværende undersøgelse

Samlet må det konkluderes, at stort set alle udenlandske undersøgelser konkluderer, at der ikke er sundhedsmæssige problemer for brugerne af kunstgræsbaner, hverken indendørs eller udendørs.

Til gengæld har de udenlandske undersøgelser ikke en fælles konklusion med hensyn til anbefalinger/præferencer, når det gælder brug af forskellige infill-materialer til kunstgræsbaner og deres miljøpåvirkning. Her viser resultater af lysimeterforsøg udført i Frankrig og Schweiz, at der ikke i praksis skulle være problemer med at anvende granulerede bildæk som infill i banerne i forhold til

andre infill-typer. En hollandsk undersøgelse konkluderer, at der kan ske en øget zinkudvaskning fra granulerede bildæk som følge af, at gummiet ældes. Det er den eneste rapport, der opstiller denne hypotese. I Norge anses risikoen for en miljøbelastning som følge af udvaskning af kemiske stoffer fra granulerede dæk som lille, med undtagelse af særligt følsomme arealer. I den svenske statusrapport fraråder man brugen af granulerede bildæk med henvisning til restriktioner i svensk lovgivning. Man har i Sverige ikke foretaget egne lysimetertests som i Frankrig og Schweiz, men i høj grad baseret sin konklusion på de norske undersøgelser.

Der er i de udenlandske undersøgelser medtaget et begrænset antal kunstgræsmåtter og infill-typer, bl.a. har man ikke set på kokos-infill og gråt industrigummi. I nærværende danske undersøgelse er der derfor blevet lagt vægt på at få indsamlet så mange typer kunstgræsmåtter og infill som muligt for at få en indbyrdes sammenligning af de på markedet anvendte materialer og den kemi, der knytter sig til dem.

Ved vurderingen af miljøpåvirkningen af jord og grundvand fra banerne har der fra Miljøstyrelsens side endvidere været interesse i at få kortlagt og belyst indflydelsen af brug af saltning på kunstgræsbanerne, samt evt. brug af ukrudtbekæmpelsesmidler. Denne interesse hænger sammen med vejrliget i Danmark og den kendsgerning, at alle danske kunstgræsbaner med undtagelse af to er udendørs. Der har i en enkelt danske kommune været anvendt meget store mængder salt, og der har derfor været en hypotese om, at større mængder salt i form af natriumklorid som følge af ændring i ionstyrken kan øge udvaskningen af visse stoffer til vand og jord. Der anvendes også calcium- eller magnesiumklorid til saltning, så det er også en mulighed, at divalente positive ioner ( $\text{Ca}^{++}$  og  $\text{Mg}^{++}$ ) kan have indflydelse på udvaskningen af zink fra de kunstgræsbaner, der er zinkholdige.

Strategien i nærværende projekt har derfor været at tilvejebringe sammenligninger mellem de kunstgræsmåtter og infill-materialer, der tilbydes i Danmark, med hovedvægt på miljøpåvirkning af jord og vand på udendørs kunstgræsbaner. Samtidig er den sundhedsmæssige vurdering af påvirkning af brugerne ved kontakt og indånding nedtonet i projektforløbet som følge af de resultater, der blev publiceret under projektets løbetid, og som stort set uden undtagelse konkluderer, at der ikke er sundhedsmæssige problemer knyttet til brugen af kunstgræsbaner uanset infill-type.



## 4 Kortlægning

### 4.1 Metode

Der er taget kontakt til producenter og leverandører af gummigranulater og kunstgræsbaner for at afklare markedet for 3.-generations-kunstgræsbaner og forventningerne til antallet af nye baner i de kommende år.

Indsamlingen af viden har omfattet oplysninger om kunststofbanernes anlægsmæssige konstruktion og de materialer, der anvendes til fremstilling af banerne.

På foranledning af Miljøstyrelsen, er der søgt oplysninger om evt. forbrug af kemikalier i forbindelse med saltning om vinteren og om et evt. brug af ukrudtsbekæmpelsesmidler som led i banernes pleje.

Kortlægningen af forhold, der knytter sig til Danmark, har været baseret på interviews, der er gennemført på baggrund af et spørgeskema (se Bilag 1).

Kortlægningen har endvidere omfattet en gennemgang og opsummering af offentligt tilgængelige rapporter eller foredrag omhandlende miljømæssige undersøgelser. Opsummeringen af resultaterne fra dette litteraturstudie er gennemgået i kapitel 3.

Kortlægningen i relation til danske forhold er endvidere baseret på henvendelser til og interviews af Dansk Boldspil-Union (DBU), fodboldklubber og kommuner for at få et overblik over antallet af allerede anlagte kunstgræsbaner og forventningen til nyanlæggelser de kommende år.

### 4.2 Interview

Der er som ovenfor nævnt blevet anvendt et spørgeskema (Bilag 1). Spørgeskemaet er blevet fremsendt til et par større aktører inden for produktion, levering og etablering af kunstgræsbaner i Danmark i juni måned 2007. Efterfølgende har skemaet været brugt som grundlag ved interviews pr. telefon, blandt andet til registrering af oplysninger opnået ved de stillede spørgsmål med hensyn til lokale forhold for kunstgræsbaner mht. til pleje, saltning m.m. I alt er 14 kommuner, boldklubber og idrætsforeninger blevet spurgt, ligesom der har været rettet henvendelse til leverandører af kunstgræsbaner godkendt af DBU og leverandører af elastiske infill-materialer.

Den information, der er opnået i forbindelse med kortlægningen, herunder litteraturstudiet vedrørende udenlandske erfaringer, danner baggrund for de konklusioner, der nedenfor er truffet med hensyn til:

- Omfanget af kunstgræsbaner i Danmark
- Materialer, der anvendes
- Kemiske indholdsstoffer, der er væsentlige for undersøgelsen
- Eksponeringsscenarier

## 4.2.1 Kunstgræsbaner i Danmark

### 4.2.1.1 Antal kunstgræsbaner og prognose for nye baner

Ifølge oplysninger på seminar afholdt på KVL, Skov & Landskab den 28. marts 2007 er der i øjeblikket etableret 45 fuldskala 3.-generations-kunstgræsbaner i Danmark.

Det stemmer overens med oplysninger indhentet hos leverandører af kunstgræsbaner godkendt af DBU på baggrund af FIFA-certifikat.

Det stemmer også overens med DBU's hjemmeside (besøgt den 15. august 2007), der anfører 45 3.-generations-baner.

Den i indledningen omtalte indendørs bane i Ikast er dog ikke med på DBU's liste. Det kan skyldes, at den ikke er en 3.-generations-kunstgræsbane efter DBU's definition, idet infill er polyethylen-coated (PE) sand. PE er ikke et egentligt elastisk materiale, men er fleksibelt selv ved minusgrader på grund af materialets meget lave glasovergangstemperatur ( $\div 120^{\circ}\text{C}$ ).

Det er oplyst, at der i indeværende år (2007) er 25 nye kunstgræsbaner i licitation, så kommunesammenlægningerne har tilsyneladende ikke medført en midlertidig udsættelse af investeringslysten på området som følge af omstrukturering af opgaver i en overgangsperiode, hvilket man ellers havde forventninger om i leverandørkredse.

Hertil kommer, at der allerede nu er flere under anlæg, formentlig i størrelsesordenen 10 styk, ifølge oplysninger fra flere af leverandørerne af kunstgræsbaner.

### 4.2.1.2 Erfaringer med vedligehold af banerne (saltning etc.)

Med hensyn til vedligehold af kunstgræsbaner er erfaringerne begrænset, da de fleste 3.-generations-baner er etableret inden for de seneste år (2002 og fremefter).

De forespurgte boldklubber og kommuner på nær en enkelt respondent oplyser, at man salter om vinteren efter behov. For de fleste baners vedkommende er den anvendte saltmængde ukendt.

Der, hvor mængden er oplyst, ligger den på 1-16 ton pr. sæson. De 16 t er oplyst fra en kommune i hovedstadsområdet, hvor det er svært at komme til at fjerne sneen maskinelt. Tallet stammer fra vinteren 2005-2006, hvor der var en periode med meget sne.

Med hensyn til typen af saltning anvendes der både tørsaltning og saltopløsninger. En enkelt besvarelse angiver 150 kg salt pr. gang ved tørsaltning. En anden angiver 200-400 kg salt pr. gang ved let frost og lidt sne.

Der anvendes både natriumchlorid og kaliumchlorid ved saltningen.

En af respondenterne anfører, at man ved hård frost og meget sne anvender magnesiumchlorid.

Ingen af de forespurgte har anført, at der bruges urea til optøning, men en enkelt kunstgræsleverandør anbefaler urea.

En kommune gav detaljerede oplysninger om saltning.

I sæsonen 2004–2005 blev der i alt brugt 136 tons vejsalt til 2 baner (2.-generations-baner), i sæsonen 2005–2006 blev der anvendt 150 tons salt på banerne, medens der i 2007 med meget lidt snefald og mild vinter kun blev brugt 16 tons vejsalt. Det reducerede forbrug hænger bl.a. sammen med, at man gik over til at opgradere banerne til 3.-generations-baner med gummi-infill. Gummiet bevarer sin elasticitet selv ved frostgrader, så behovet for saltning forventes at være stærkt reduceret af denne årsag.

Ved sne forventes det, at der stadig skal saltes. Kommunen kalkulerer med 6 snevejrsdage om året. Da man forventer at salte hver bane med 2 tons salt pr. gang, bliver det et estimeret forbrug på 6 tons for tre baner, dvs. i alt 36 tons i en sæson.

En af de større leverandører af kunstgræsbaner oplyser dog, at man på flere baner ikke salter, men kun rydder for sne maskinelt.

Med hensyn til evt. brug af ukrudtsmidler eller biocider oplyser kun en af de forespurgte klubber, at man en enkelt gang har anvendt Round Up. Alle øvrige forespurgte svarede benægtende på spørgsmålet om brug af ukrudtsmidler.

Banerne er endnu så nye, at de for de flestes vedkommende ikke er blevet fyldt op med nyt infill-materiale. En respondent (idrætshøjskole) svarer, at der forventes nyt infill på 8 tons i løbet af fem år.

#### **4.2.1.3 DBU's vejledninger om anlæg og vedligehold af kunstgræsbaner**

Dansk Boldspil-Union (DBU) har på sin hjemmeside en vejledning og beskrivelse af anlæg af kunstgræsbaner til fodbold (DBU, 2005) samt en pjece med gode råd om vedligeholdelse af 3.-generations-kunstgræs-fodboldbaner (DBU, 2004).

Der skelnes mellem DBU, kategori 1-certifikatbaner og DBU, kategori 2-certifikatbaner. Kategori 2-banerne er alene fyldt med kvartssand, mens kategori 1 omfatter FIFA STAR\*\*- og FIFA STAR\*-baner med fyld af gummigranulat og kvartssand. Omfattet af DBU, kategori 1 er også baner med UEFA-certifikat anlagt før 31. december 2005.

Som underlag i DBU, kategori 1 skal der anvendes underlag i form af udlagt gummi-pad eller et polyurethanbundet ET-bærelag. I forbindelse med gummi-pad kan der yderligere anvendes et bitumenbundet 1-lags udstøbt drænasfaltbærelag. For kunstgræstæpper med strå  $\geq 60$  mm kan underlag fravælges. Dog skal der for FIFA STAR\*\* til stadionbaner forventes et krav om en underliggende pad.

Til FIFA STAR\*\* skal der anvendes kunstgræs med rette strå 50-70 mm, til FIFA STAR\* kræves strå  $\geq 40$  mm. Der må til begge typer anvendes mono- eller splitfibre.

Ved valg af belægningssystem indgår følgende overvejelser:

- Sportsfunktionelle egenskaber
- Materiale tekniske egenskaber
- Garanti
- Vedligeholdelse
- Pris

Der er muligheder for alternative belægninger (materialevalg og -tykkelser), men det er bygherren, der i sidste instans tager stilling hertil.

Anvendes der polyurethanstøbning, skal entreprenøren dokumentere, at lovgivningsmæssige krav i forbindelse med håndtering af polyurethan vil blive overholdt, og at de fornødne tilladelser er givet.

Vedligeholdelsesvejledningen giver en række praktiske råd i forbindelse med pleje af banerne. Et vigtigt punkt er overholdelse af den vejledning, der er udarbejdet af leverandøren. Rådene omfatter periodisk vedligehold i form af rengøring, opmærkning, dybderensning, overfladeløsning, efterfyldning og vanding. Vanding kan være relevant i sommermånederne af hensyn til nedkøling og reduceret friktion.

Der er også vejledning om vintervedligehold, herunder saltning. Saltning skal godkendes af såvel tæppeleverandør, som leverandør af gummigranulat. Det anføres, at anvendelse af saltopløsning (eksempelvis i blandingsforhold 1:6) synes mere effektivt end udspreddning af tørt salt. Forsaltning bør kun finde sted, når der ventes frost og ved skift mellem frost og tø. Der anbefales brug af natriumchlorid til saltningen, men calciumchlorid kan ifølge vejledningen også bruges. Der er en bemærkning om, at store saltmængder på langt sigt kan virke hæmmende på vandgennemtrængeligheden i grusunderlaget.

DBU<sup>3</sup> anslår følgende forbrug af materialer årligt i forbindelse med vedligehold:

- Salt i form af natrium- eller calciumchlorid, 2 tons à kr. 2.000
- Efterfyldning med gummigranulat, 3 tons à kr. 5.000

Der bør ifølge DBU være en garantiperiode på minimum 5 år, og baneafskrivningen anslås til 10 år. Dette gælder alene for banebelægningen, kunstgræstæppet og fjernelsen af gammelt kunstgræstæppe.

Baneleverandøren skal dokumentere såvel de materialemæssige kvalitetskrav som opfyldelse af lokale miljø- og brandmæssige bestemmelser.

3.-generations-kunstgræsbanerne adskiller sig fra 2.-generations-banerne, ved at stråene er væsentligt længere (ca. 50-70 mm mod tidligere 30 mm), at banefyldet består af et lag kvartssand nederst i græstæppet og et lag gummigranulat øverst (eller en blanding af gummigranulat og sand), samt at ca. 20 mm af kunstgræsset ikke fyldes.

Det anføres, at de nye baner i udlandet lægges direkte på afrettet grusunderlag (frostfrit) uden bundet bærelag. Enkelte steder dog med en stødabsorberende måtte mellem grus og kunstgræstæppe. Alle 2.-generations-baner i Danmark har hidtil været lagt på bundet bærelag.

DBU har udarbejdet et overslag over anlægsudgifterne for 2.- og 3.-generations-kunstgræsbaner. Anlægssummerne er anslået henholdsvis 4,9 mio. kr. og 5,5-6 mio. kr.

---

<sup>3</sup> Ud fra de detaljerede oplysninger fra en kommune må det forventes, at DBU's tal i vedligeholdelsesvejledningen er usikre i forhold til det reelle saltforbrug på nogle af banerne.

#### 4.2.1.4 Øvrige kommentarer vedrørende kunstgræsbanerne

Enkelte respondenter anfører, at der kan være lugtproblemer i varmt vejr (gummilugt). Lugten af gummi stammer bl.a. fra en række flygtige svovlforbindelser, lavere organiske syrer (smørsyre og valerianesyre) og terpenener.

Generelt giver de adspurgte kommuner og fodboldklubber udtryk for, at der er stor tilfredshed hos brugerne med spilleegenskaberne af kunstgræsbanerne.

En enkelt respondent anfører dog, at de professionelle fodboldspillere foretrækker naturlige græsbaner.

På spillerforeningens hjemmeside [www.spillerforeningen.dk](http://www.spillerforeningen.dk) er der en løbende debat om kunstgræsbaner. Foreningen har gennemført en spørgeskemaundersøgelse om emnet. Spillerne er mest glade for at spille på naturligt græs, men kan se fordelene ved at kunne træne også om vinteren på kunstgræsbaner. Det debatteres, hvorvidt turneringskampe kan spilles på såvel kunstgræs som naturligt græs.

Det fremgår af undersøgelsen, at mange følger med i debatten omkring miljø i forbindelse med kunstgræs.

#### 4.2.2 Monitoringsparametre

Med udgangspunkt i den indsamlede viden (se kapitel 3) om de materialer, der finder anvendelse i en kunstgræsbane i form af kunstgræs-måtten, elastisk infill og evt. elastisk underlag i form af pad, kan følgende stoffer ud fra tilgængelig materialeviden om de kemiske stoffer, der indgår i recepterne eller findes som omdannelsesprodukter, være relevante at monitorere:

- **Tungmetaller**  
Zink, kobber, bly, cadmium, tin, kviksølv, nikkel og krom
- **Flygtige organiske stoffer**  
Aminer (dimethylamin, diethylamin, dicyclohexylamin), nitrosaminer, kulbrinter, nedbrydningsprodukter fra acceleratorer (carbendisulfid), styren
- **Svævestøv fra det elastiske infill**
- **Semiflygtige organiske stoffer**  
Antiozonanter i form af p-phenylendiaminer (primært 6 PPD) og evt. nedbrydningsprodukter (for SBR-gummityper)  
Mercaptobenzothiazol (nedbrydningsprodukt fra acceleratoren CBS)  
PAH'er  
Alkylphenoler  
Ftalater
- **Samleparametre**  
Eksempelvis TVOC (total flygtig organisk kulstof), DOC (opløst bundet kulstof), EOX (ekstraherbare organisk bundne halogener), total kvælstof, lugt, indvirkning på organismer (daphnier, alger, etc.)

Hvilke parametre, det er relevant at monitorere, afhænger af, hvilke infill der benyttes til banerne (gummitype, TPE, evt. PU-coat, indfarvning, naturfibre), hvilke stoffer der indgår i selve måtten i form af strå, væv, lim og samlinger, samt om der anvendes en pad (opskummet PE, gummigranulat med PUR-lim). For TPE og naturfibre er der en række af de ovenfor nævnte stoffer, som ikke er relevante at monitorere, da der jo ikke sker en vulkanisering af disse infill-

typer. Til gengæld kan der muligvis med tiden ske en nedbrydning af naturfiber materialet som følge af mikrobiel aktivitet.

Parametrene, der skal monitoreres, afhænger af, om det er de sundhedsmæssige påvirkninger, der skal vurderes, eller om det er påvirkningen af miljøet ved nedsivning som følge af regn og saltning. Derfor er scenarierne delt op i to hovedgrupper.

De sundhedsmæssige scenarier omfatter optagelse af kemiske stoffer, der indåndes, optages via hud eller ved oralt indtag. Ved indånding er det flygtige stoffer, der skal monitoreres, mens optagelse via hud og indtag også omfatter tungtflygtige stoffer eller stoffer, der ikke er flygtige.

Med hensyn til monitorering i forhold til miljøpåvirkning er det i høj grad udvaskning af tungtflygtige stoffer eller af tungmetaller, det er relevant at måle for i scenarierne.

Da der i perioder med sne og frost sker saltning på mange udendørs baner, er det en vigtig parameter at have for øje i udvaskningsforsøgene. Indflydelsen af denne saltning på udvaskning af uønskede stoffer til jord og vand kan i denne sammenhæng have særlig interesse ikke alene her i landet, men også i lande med tilsvarende klimatiske forhold som Danmark.

Der er diskussion om relevansen af udvaskningsforsøg med kuldioxidmættet vand, som indgår i nogle af de udvaskningstests, der foreskrives i den tyske foreløbige standard DIN V 18035-7, idet det hævdes at være urealistisk med surt pH, da regnvand ikke har nævneværdig bufferkapacitet. Det kan derfor være interessant at se på udvaskning fra materialerne, der indgår i kunstgræsbaner ved tilstedeværelse af calciumchlorid, der nævnes som et af de stoffer, man iflg. DBU kan anvende ved saltning. Calciumchlorid giver sur reaktion i opløsning til forskel fra natriumchlorid og kaliumchlorid og kan derved øge udvaskningen af tungmetaller, først og fremmest zink.

#### **4.2.3 Diverse standarder**

I Tyskland er der udarbejdet en præliminær standard DIN V 18 035-7 "Sportzplätze Teil 7: Kunststoffrasenflächen". I denne standard er der blandt andet fastlagt grænseværdier for migration af tungmetaller og opløst organisk stof ved specificerede analysemetoder i laboratorieskala i relation til at begrænse muligheden for jord- og grundvandsforurening.

Det er anerkendt at anvende analyseresultater fra test udført efter denne foreløbige standard som dokumentation af miljøegenskaber af infill-materialer til 3.-generations-kunstgræs.

I Schweiz er man kritisk over for relevansen af nogle af den tyske standards tests, idet man mener, den ikke afspejler virkeligheden i relation til etablerede fuldskala anlagte kunstgræsbaner. Et kritikpunkt har været sur udvaskning af tungmetaller, som menes urealistisk (H.J. Kolitzus, 2006). Toksicitetstesten kritiseres også i denne reference. I Schweiz (H.J. Kolitzus, 2006; E.Müller, 2007) har man derfor iværksat egne feltmålinger for udvaskning fra kunststofgræs. Dette projekt er som tidligere nævnt afsluttet i 2007, men rapport er endnu ikke udgivet.

Der foreligger også udkast til tyske standarder til bedømmelse af støvegenskaber, som kan anvendes til vurdering af infill til kunstgræsbaner.

Det drejer sig om DIM 33897-1, "Arbeitsplatzatmosphäre - Routineverfahren zur bestimmung des Staubungsverhaltens von Schüttgütern - Teil 1: Grundlagen og Teil 3: Verstaubung in ruhender Luft". I prEN 15330-1, "Surfaces for sports areas – Synthetic turf and needle-punched surfaces primarily designed for synthetic turf", er der opstillet en række spillemæssige funktionskrav til kunstgræsbaner, bl.a. fodboldbaner. Der er også krav til ældningsbestandighed og vandpermeabilitet i standarden og krav om, at leverandøren skal anvise krav til vedligehold.

Kravene til aldersbestandighed og vandpermeabilitet kan begge have betydning for udvaskningshastighed og -profil. Ældningen af kunstgræsset kan have betydning for tilgængeligheden af stoffer, der kan udvaskes, og vandpermeabiliteten for kontakttiden mellem kunstgræsbanens materialer og regnvandet.

Til måling af emission fra kunstgræsbaner anvender flere undersøgelser standarden DS/EN ISO 16000 – 10 (2006): "Indendørsluft – del 10. Bestemmelse af emissionen af flygtige organiske stoffer fra byggematerialer og møbler - Emissionsprøvningsmetoden". I nærværende undersøgelse har der været anvendt en mere enkel måling af headspace-sammensætningen, svarende til den screeningsmetode, man har brugt i Norge.

#### **4.2.4 Beskrivelse af sundhedsmæssige eksponeringsscenarier**

På baggrund af de kemiske stoffer, der indgår i kunstgræsbanernes konstruktion, og de offentliggjorte resultater fra de efterhånden mange udenlandske forsøg er det tilstræbt, at eksponeringsscenarierne tager hensyn til den allerede eksisterende viden og særlige danske klimatiske forhold.

Endvidere indgår der i scenarierne en vurdering af den forskel, der er i eksponering via luftveje ved udendørs brug, idet de norske undersøgelser er relateret til indendørs brug af kunstgræsbanerne, da de er hyppigt forekommende på grund af det koldere klima.

Principperne for vurderingerne er baseret på EU's Technological Guidance Document (TGD) for risikovurderinger. De eksponerede forbrugere vil kunne være både børn og voksne.

Der er ved den sundhedsmæssige vurdering i nærværende undersøgelse og udredning taget udgangspunkt i de norske eksponeringsscenarier efter worst case-princippet, men relateret til udendørs spil. Scenarierne for indånding, hudkontakt og oralt indtag er summarisk gennemgået nedenfor.

Det skal anføres, at der ifølge den franske undersøgelse, som også med hensyn til eksponering ved inhalation er baseret på indendørs eksponering, ikke findes modeller for eksponering udendørs inden for den afstand, der er relevant (modellerne opererer med afstande på 100 m til 1 km i radius fra det areal, afgivelsen af VOC sker).

Det betyder, at det må bero på et rent skøn, hvor meget mindre eksponeringen er udendørs.

Ifølge DBU skulle der ikke være større forskel i antal trænings- og kamptimer i Danmark og Norge. Derfor kan man som nævnt ovenfor tage udgangspunkt i de norske scenarier, som er:

#### 4.2.4.1 Indånding

- Scenarie 1: Voksne ( $\geq 20$  år), som træner og spiller kampe indendørs

Kropsvægt = 70 kg  
Indåndingsvolumen ved træning/kamp =  $6 \text{ m}^3/\text{time}$   
Varighed pr. uge = 20 timer  
Varighed i måneder = 6 måneder

Hertil kommer 6 timers kamp pr. uge i 6 måneder.

Det resulterer i et ugentligt eksponeringsrumfang på  $156 \text{ m}^3/\text{uge}$  i seks måneder eller  $0,32 \text{ m}^3/\text{kg}$  kropsvægt pr. dag.

- Scenarie 2: Juniorer (16-19 år), som træner og spiller kampe indendørs

Kropsvægt = 65 kg  
Indåndingsvolumen ved træning/kamp =  $4,8 \text{ m}^3/\text{time}$   
Varighed pr. gang 2 timer  
Antal gange om ugen = 7 gange  
Varighed i måneder = 5,5

Hertil kommer 2 kampe af 2 timers varighed pr. måned i 3 måneder.

Det resulterer i et ugentligt eksponeringsvolumen på  $75 \text{ m}^3/\text{uge}$  i 16 uger eller  $0,16 \text{ m}^3/\text{kg}$  kropsvægt pr. dag.

- Scenarie 3: Større børn (12-15 år), som træner og spiller kamp indendørs

Kropsvægt = 50 kg  
Indåndingsrumfang ved træning/kamp =  $3,6 \text{ m}^3/\text{time}$   
Varighed pr. uge = 10 timer  
Varighed i måneder = 6

Hertil kommer 2 timers kamp pr. uge i 6 måneder.

Det resulterer i et ugentligt eksponeringsvolumen på  $43,2 \text{ m}^3/\text{uge}$  i 6 måneder eller  $0,12 \text{ m}^3/\text{kg}$  kropsvægt pr. dag.

- Scenarie 4: Børn (7-12 år), som træner og spiller kamp indendørs

Kropsvægt = 30 kg  
Indåndingsrumfang ved træning/kamp =  $1,8 \text{ m}^3/\text{time}$   
Varighed pr. uge = 10 timer  
Varighed i måneder = 6

Hertil kommer 2 timers kamp pr. uge i 6 måneder.

Det resulterer i et ugentligt eksponeringsvolumen på  $21,6 \text{ m}^3/\text{uge}$  i 6 måneder eller  $0,10 \text{ m}^3/\text{kg}$  kropsvægt pr. dag.

Sundhedsmæssige vurderinger udføres for den højeste eksponering og for den mest følsomme brugergruppe (scenarie 1 og 4).



#### 4.2.4.2 Hudkontakt

- Scenarie 5: Voksne ( $\geq 20$  år), som træner og spiller kampe indendørs

Kropsvægt = 70 kg  
Hudoverflade, som eksponeres =  $7.100 \text{ cm}^2$   
Varighed pr. gang = 4 timer  
Antal gange pr. uge = 5 gange  
Varighed i måneder = 6 måneder

Hertil kommer 6 timers kamp pr. uge i 6 måneder. Det antages, at disse finder sted i samme periode som træningen.

Det resulterer i en ugentlig hudeksponering på  $42.600 \text{ mg gummigranulat pr. uge}$  eller  $87 \text{ mg gummigranulat/kg kropsvægt pr. dag}$ .

- Scenarie 6: Juniorer (16-19 år), som træner og spiller kampe indendørs

Kropsvægt = 65 kg  
Hudoverflade, som eksponeres =  $6.600 \text{ cm}^2$   
Varighed pr. gang = 2 timer  
Antal gange pr. uge = 7 gange  
Varighed i måneder = 5,5 måneder

Hertil kommer 2 kampe på 2 timer i 3 måneder. Det antages, at disse finder sted i samme periode som træningen.

Det resulterer i en ugentlig hudeksponering på  $49.500 \text{ mg gummigranulat pr. uge}$  eller  $109 \text{ mg gummigranulat/kg kropsvægt pr. dag}$ .

- Scenarie 7: Større børn (12-15 år), som træner og spiller kampe indendørs

Kropsvægt = 50 kg  
Hudoverflade, som eksponeres =  $5.100 \text{ cm}^2$   
Varighed pr. gang = 2,5 timer  
Antal gange pr. uge = 4 gange  
Varighed i måneder = 5,5 måneder

Hertil kommer 2 timers kamp pr. uge i 6 måneder. Det antages, at de finder sted i samme periode som træningen.

Det resulterer i en ugentlig hudeksponering på  $25.500 \text{ mg gummigranulat pr. uge}$  eller  $73 \text{ mg gummigranulat/kg kropsvægt pr. dag}$ .

- Scenarie 8: Børn (7-12 år), som træner og spiller kampe indendørs

Kropsvægt = 30 kg  
Hudoverflade, som eksponeres =  $3.000 \text{ cm}^2$   
Varighed pr. gang = 2,5 timer  
Antal gange pr. uge = 4 gange  
Varighed i måneder = 6 måneder

Hertil kommer 2 timers kamp pr. uge i 6 måneder. Det antages, at de finder sted i samme periode som træningen.

Det resulterer i en ugentlig hudeksponering på 15.000 mg gummigranulat pr. uge eller 71 mg gummigranulat/kg kropsvægt pr. dag.

Sundhedsmæssige vurderinger udføres for den højeste eksponering (scenarie 6), hvis projektets resultater viser en sundhedsrisiko, suppleres med nogle af de øvrige scenarier.

#### **4.2.4.3 Oralt indtag**

Der er ingen konkret viden om, i hvilket omfang børn, der spiller fodbold på en kunstgræsbane, kommer til at sluge noget af granulatet.

I den norske undersøgelse er absolut worst case sat til et sted mellem 23,7 mg/kg kropsvægt pr. dag og 93,4 mg gummigranulat/kg kropsvægt pr. dag med en varighed på 6 måneder.

Scenarierne, der lægges til grund for det estimerede indtag, tager udgangspunkt i oralt indtag på 1,0 g gummistøv pr. kamp. Det forekommer urealistisk højt på grund af den ubehagelige smag af gummi, men det er valgt alligevel som worst case.

#### **4.2.5 Forslag til eksponeringsscenarier for migration til jord/vand**

Det er ikke i nærværende projekt muligt at gennemføre omfattende forsøg med opsamling af dræn fra lysimetre, hverken ud fra en økonomisk eller en tidsmæssig vurdering. De udenlandske forsøg er typisk gennemført over en periode på et år og med monitorering af op til 42 analyseparametre.

Der er derfor i nærværende projekt anvendt relativt enkle udvaskningsforsøg, svarende til dem, man har foretaget i Norge (efter prEN 12457-4 ved  $L/S=10$ ) eller som foreskrevet i den tyske DIN 18035-7. Om muligt udføres et sammenlignende forsøg efter forskrift for udvaskning af tungmetaller og salte fra jord og slagter i Bekendtgørelse nr. 1635, 2006 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder. I forskriften for test af jord (prEN 12457-3) benyttes et lavere væskeindhold ( $L/S=2$ ), som muligvis kan være vanskeligt at håndtere ved test af gummipartikler (prEN 12547-3). Men metoden vurderes i øvrigt velegnet til gummi, hvis der tages højde herfor.

Udvaskningsforsøgene omfatter udvaskning til demineraliseret vand, en natriumchloridopløsning og en calciumchloridopløsning (basisk pH). Der tages udgangspunkt i de vejledende mængder af salt, der ifølge DBU estimeres forbrugt pr. år (2 ton), og de oplysninger, der er indhentet via interviews med boldklubber, kommuner og kunstgræsleverandører. Der tages udgangspunkt i udvanding med opløsning af salt i vand i forholdet 1:6.

De prøver (først og fremmest infill), der udvælges til migrationstests, vil være de prøver, hvor der forventes størst risiko for høj migration af zink, ftalater og octyl/nonylphenoler eller andre sundhedsskadelige stoffer.

Ud fra udvaskningsforsøgene foretages en simpel vurdering af betydning af stoffer i drænvand for drikkevandskvalitet ved at sammenligne koncentration af stoffer i kontaktmediet med drikkevandskrav. Endvidere vurderes betydning af eventuel udvaskning af drænvand fra boldbaner til nærliggende vandløb, fx ved kraftige regnskyl, og der foretages overvejelser vedrørende betydning af udvaskede stoffer i forhold til spildevandsafledning

Der benyttes sammenlignende worst case-betragtninger eller forsimplede modelbetragtninger, idet der ikke inden for projektets økonomiske rammer er mulighed for en omfattende modellering, der tager hensyn til de aktuelle jordbundsforhold vedrørende vandindvinding ved de undersøgte boldbaner.



## 5 Anskaffelse af prøvemateriale

Fremskaffelse af prøvemateriale af infill, kunstgræsmåtter og evt. pad er sket ved henvendelse til leverandører godkendt af DBU samt ved henvendelse til andre producenter eller importører af infill til kunstgræs.

Følgende prøver er anskaffet til projektet:

Tabel 5.1 Oversigt over Infill materialer

| Infill nr. | Prøvetype                                     | Leverandør nr. |
|------------|-----------------------------------------------|----------------|
| 1          | Granuleret bildæk, sort                       | 1              |
| 2          | Granuleret bildæk, sort                       | 2              |
| 3          | PUR-coated granuleret bildæk, grønt indfarvet | 3              |
| 4          | EPDM-granulat                                 | 3              |
| 5          | SBR-gummigranulat                             | 4              |
| 6          | SBR-granulat, brunt indfarvet                 | 4              |
| 7          | Gråt industrigummi                            | 4              |
| 8          | TPE                                           | 5              |
| 9          | Kokosfiberbaseret                             | 5              |
| 10         | TPE i tre farver, brunt, lysebrunt, grønt     | 6              |
| 11         | TPE, mørkebrunt (Terra XPS)                   | 7              |
| 12         | Grønt (ukendt type)                           | 4              |
| 13         | Industrigummi, grøntfarvet                    | 4              |
| 14         | Industrigummi gråt fra kunstgræsbane 1        | 4              |
| 15         | Industrigummi brugt fra kunstgræsbane 1       | 4              |
| 16         | Granuleret bildæk brugt fra kunstgræsbane 2   | 4              |

Tabel 5.2 Oversigt over kunstgræsmåtter

| Kunstgræs nr. | Prøvetype      | Leverandør nr. |
|---------------|----------------|----------------|
| 1             | Kunstgræsmåtte | 5              |
| 2             | Kunstgræsmåtte | 8              |
| 3             | Kunstgræsmåtte | 9              |
| 4             | Kunstgræsmåtte | 9              |
| 5             | Kunstgræsmåtte | 10             |
| 6             | Kunstgræsmåtte | 10             |
| 7             | Kunstgræsmåtte | 11             |
| 8             | Kunstgræsmåtte | 4              |

Tabel 5.3 Oversigt over pad

| Elastisk pad nr. | Prøvetype                              | Leverandør nr. |
|------------------|----------------------------------------|----------------|
| 1                | Opskummet genbrugs-PEX                 | 10             |
| 2                | PUR-bundet granuleret gummi (ikke dæk) | 11             |

Der er indsamlet både brugt og nyt infill fra kunstgræsbane nr. 1, hvor infill er gråt industrigummi, og brugt infill fra kunstgræsbane nr. 2, hvor infill er granulerede bildæk.

Tabel 5.4 Oversigt over kunstgræsbaner

| Kunstgræsbane nr. | Prøvetype | Leverandør nr. |
|-------------------|-----------|----------------|
| 1                 | Infill    | 4              |
| 2                 | Infill    | 4              |

Forventningen er, at man på baggrund af de brugte infill fra de to baner kan få en indikation med hensyn til, om der sker en reduktion af zinkudvaskningen, om den er uændret eller forøget, i og med at banerne er anlagt for to år siden.

Der er blandt de mange indhentede prøver sket en prioritering af, hvilke produkter der udvælges til analyse, og hvilke analyseparametre der skal indgå for de udvalgte prøver. Det er sket på baggrund af viden om den kemiske opbygning af de forskellige anvendte materialer, tilsatte hjælpestoffer og kendte omdannelsesprodukter.

Eksempelvis er det ikke relevant at analysere for zink i TPE, som jo ikke er vulkaniseret gummi.

# 6 Analyser

## 6.1 Analysemetoder og analyseprogram

### 6.1.1 Kemiske screeningsanalyser

Der er foretaget kemiske screeningsanalyser for organiske stoffer på størstedelen af de indsamlede produkter i form af elastisk infill, kunstgræsmåtter og pad.

Analyserne for de organiske komponenter har omfattet headspace-analyser for afgivelse af flygtige stoffer og analyse af dichlormethan-ekstrakter (DCM) for indholdsstoffer i selve produkterne.

For kunstgræsmåtterne er der for et mindre udvalg sket en supplerende screening for grundstoffer ved en røntgenanalyse.

#### **6.1.1.1 Semikvantitativ GC/MS headspace-screening for afgivelse af flygtige organiske stoffer**

0,5 g prøve anbringes i et 60 ml glas med skruelåg i en time ved 70 °C, og headspacen analyseres for flygtige stoffer. Analyserne er foretaget som enkeltbestemmelser. Der blev medtaget blindprøver i form af headspace-analyse på tomme glas. Der blev foretaget gennemskylning af apparatur med nitrogen for at sikre mod kontaminering prøverne imellem.

Der blev anvendt en HP gaschromatograf 5890 med et HP massespektrometer 5972.

#### **6.1.1.2 Semikvantitativ analyse for indhold af organiske komponenter i produkterne**

En afvejet prøvemængde (0,5-1 g) blev overført til et glødet 100 ml "red cap" glas.

Ekstraktion blev foretaget med DCM (10 ml – prøve mrk. 33617-1, dog 20 ml) tilsat deuteriummærkede interne standarder (benzen-d<sub>6</sub>, toluen-d<sub>8</sub>, p-xylen-d<sub>10</sub>, naftalen-d<sub>8</sub> og DEHP-d<sub>4</sub>) ved ultralyd og mekanisk rystning. Der blev foretaget dobbeltbestemmelser.

Analyse af ekstrakter ved GC-MS i scan-mode.

Standarder for BTEX, n-alkaner (C<sub>10</sub>-C<sub>36</sub>) og ftalater samt andre udvalgte analytter blev medanalyseret.

De listede komponenter blev identificeret ved sammenligning af de aktuelle massespektre med massespektre i NIST-bibliotek (Nist02 Version 2.0).

De anførte mængder er beregnet over for den interne standard af naftalen-d<sub>8</sub> (5,69 µg/ml ekstraktionsvæske).

#### **6.1.1.3 Screening for indhold af grundstoffer i kunstgræsmaat**

Screeningen er foretaget på kunstgræsmaat nr. 1, 2, 4, 6, 7 og 8. Analysen er foretaget på et Eagle III EDXRF-instrument. Metoden er ikke destruktiv for materialet, idet prøven anbringes i instrumentets prøvekommer, som evakueres, hvorefter den bestråles med røntgenstråler. Der anvendtes 300 µm spot ved en spænding på 40 kV. Der er foretaget enkeltbestemmelser.

#### **6.1.1.4 Kvantitative screeningsanalyser for zink**

Der er foretaget zinkanalyse på udvalgte prøver af elastisk infill og kunstgræsmaat for at fastlægge koncentrationen i materialerne før udvaskningsforsøg.

Analysebetingelserne har været følgende:

0,5 g prøve – nøjagtigt afvejet – blev præpareret med 10 ml koncentreret salpetersyre (Subboiling quality) i en PFA-autoklave ved mikrobølgeinduceret opvarmning. Destruatet blev fortyndet med demineraliseret vand (MilliQ plus) til 50 ml og filtreret.

Blindprøver blev fremstillet tilsvarende.

Der blev foretaget dobbeltbestemmelse.

Destruaterne blev analyseret for indhold af zink ved induktivt koblet plasma-atom-emissions-spektrometri (ICP-AES).

Kvantificeringen blev foretaget over for standarder fremstillet i salpetersyre.

Kalibreringen blev verificeret over for sporbare kontrolprøver.

### **6.1.2 Udvasningsforsøg**

Der er foretaget udvasningsforsøg i laboratorieskala på de produkter, der blev udvalgt til kvantitativ analyse, enten for afgivelse af zink eller for afgivelse af organiske stoffer, på baggrund af resultaterne fra de indledende screeningsanalyser og kvantitative zinkanalyser.

Udvasningen skete til tre vandige kontaktmedier:

- Rent vand (MilliQ kvalitet)  
Rent vand tilsat 70 g teknisk natriumklorid-vejsalt i en koncentration på 70 g pr. liter
- Rent vand tilsat 70 g teknisk calciumklorid-vejsalt i en koncentration på 70 g pr. liter

Det anvendte natriumklorid var mærket Pioner Stensalt, Brøste, levnedsmiddelkvalitet, ingen tilsætningsstoffer, produktionsdato 22-02-2007.

Calciumklorid var mærket calciumchlorid, Flakes 77 % CC tech, KOCC210198, Tetra 52 854 401, fremstillet i Finland af Tetra Chemicals.

Kontakt med rent vand er valgt for det scenarium, hvor der sker udvasning fra kunstgræsbanerne som følge af regnvejr.

Kontakt med natriumklorid og calciumklorid er valgt for de to scenarier, hvor der saltes om vinteren. Sædvanligvis anvendes der natriumklorid, som er det



billigste tøsalt, men ved stærk kulde skiftes der til enten calciumklorid eller magnesiumklorid.

Koncentrationen af salt i kontaktvandet er valgt på baggrund af DBU's anbefalinger om en koncentration af saltopløsningerne ved fjernelse af is og sne på banerne på 142 g/liter. Der er valgt den halve koncentration, da der ved smeltning sker en fortynding af opløsningen. Denne er vurderet til en faktor to.

pH af natriumchlorid-opløsningen blev målt med pH-måler til 4,7, og pH af calciumchlorid opløsningen var 11,5, dvs. stærkt basisk. Efter udvaskning var calciumchlorid-væskerne stadig stærkt basiske (ca. pH = 11 målt med sticks). Det vurderes, at det stærkt basiske pH for calciumkloridopløsningen skyldes rester af calciumhydroxid.

Forsøgsbetingelserne har været følgende. Der afvejes 80,0 g produkt, som tilsættes 800,0 g af kontaktmediet. For kunstgræsprøverne neddeles disse før kontakt med vandet. Det samme gælder for den undersøgte pad.

Til forsøgene, hvor der skal måles for afgivelse af zink, er der anvendt 1 liter polyethylen-beholdere (PE) med PE-skruelåg. Beholderne er forinden syreskyllet med fortyndet salpetersyre i analysekvalitet og efterskyllet med kontaktmediet. Som blindprøver anvendes PE-beholdere med de rene kontaktmedier.

Til forsøgene med afgivelse af organiske stoffer til kontaktvandet anvendes udglødede 1 l glasflasker med PE-skruelåg. Som blindprøver anvendes ligeledes tilsvarende glas tilsat kontaktmedierne.

Udvaskningen er sket i en periode over 24 timer på et rysteapparat af mærket Gerhard Laboshake. Beholderne og flaskerne er anbragt liggende i apparatet.

Der blev konstateret en god væskekontakt med alt materiale under rysteprocessen ved den anvendte rystefrekvens på 120 retningsskift pr. minut.

Kontaktvandet er efter forsøgenes afslutning blevet filtreret gennem en Büchnertragt under anvendelse af et Whatmann filter nr. 42.

Ved filtrering af de calciumkloridbaserede kontaktvæsker blev der i en del tilfælde konstateret et væsentligt lavere tryktab under filtrering samt dannelse af skum, hvilket tyder på omdannelse af organisk stof og evt. forsæbningsreaktioner som følge af det høje pH i kontaktvæskens.

Filtraterne er blevet opbevaret i køleskab indtil analyse.

Filtraterne, der skulle analyseres for indhold af zink, blev gjort 0,14 M salpetersyre og analyseret for grundstoffet ved induktivt koblet plasma-atom-emissions-spektrometri (ICP-AES).

Kvantificeringen blev som tidligere anført foretaget over for standarder fremstillet i salpetersyre og verificeret over for sporbare kontrolprøver.

De filtrater, som skulle analyseres for afgivelse af organiske stoffer til kontaktvandet, blev ekstraheret efter følgende procedure:

500 ml filtrat (evt. mindre mængde) gøres basisk (pH = 10 med natriumhydroxyd). Interne standarder (brombenzen og o-tert phenyl) tilsættes sammen med 20 ml DCM. Der sker omrystning af blandingen i ½ time. DCM-fasen separeres fra og overføres til glasflaske med vandfrit natriumsulfat som tørringsmiddel. Ekstraktionen gentages med 10 ml DCM, som overføres til flasken.

Herefter gøres vandfasen sur (pH = 2) med saltsyre.

Der ekstraheres på samme vis som ved den basiske ekstraktion til 20 ml DCM. Efter fraseparering af DCM-fasen overføres den til flasken med det basiske ekstrakt. Ekstraktionen gentages med 5 ml DCM, som kombineres med de tidligere tre ekstrakter i flasken.

Ekstrakterne er efter tilsætning af interne standarder blevet analyseret ved GC/MS.

## 6.2 Resultater af screeningsanalyser

### 6.2.1 Resultater af kvantitativ analyse for zink i produkterne

Tabel 6.1 Kvantitativt indhold af zink i udvalgte produkter

| Produkt         | Zn (mg/kg)              |
|-----------------|-------------------------|
| Infill nr. 1    | 16.200                  |
| Infill nr. 2    | 18.500                  |
| Infill nr. 3    | 16.800                  |
| Infill nr. 4    | 16                      |
| Infill nr. 7    | 10.000                  |
| Infill nr. 13   | 15                      |
| Infill nr. 14   | 8.500                   |
| Infill nr. 15   | 8.300                   |
| Infill nr. 16   | 21.000 (stdafv = 8.500) |
| Kunstgræs nr. 2 | 6,5                     |
| Kunstgræs nr. 4 | < 3                     |
| Kunstgræs nr. 6 | 1.100 (stdafv = 1.240)  |
| Kunstgræs nr. 8 | 150                     |
| Pad nr. 2       | 10.100                  |

### 6.2.2 Resultater af røntgenscreening for grundstoffer i udvalgte græsmåtter

For alle undersøgte græsmåtter blev der konstateret calcium i måttens bund som det eneste grundstof ved analysen.

For græsstråene blev der konstateret jern i alle stråene. I fire ud af de syv undersøgte måtter blev der detekteret zink i varierende mængder. I to af prøverne blev der yderligere detekteret titan. For den prøve (græs nr. 6), hvor der var det højeste zinkindhold, blev der foretaget afvaskning af overfladen med 96 % ethylalkohol, uden at zinkkoncentrationen ændrede sig. I denne ene prøve blev der også konstateret calcium. Det vides, at en leverandør af UV-stabilisatorer til plast har et produkt, som indeholder calcium og zink. Dette kan forklare, at der ikke sker udvaskning af zink med alkohol, som man ville forvente, hvis det var zinkstearat på overfladen af græsset. Salte af stearinsyre (Ca, Zn) fungerer som slipmidler for plastmaterialer.

### 6.2.3 Headspaceanalyse

Der er udført headspaceanalyser på infill nr. 1-5, nr. 7-9, samt nr. 11 og på kunstgræs nr. 1, 2, 4 og nr. 6-8, samt på begge pad. Der er i denne

prioritering lagt vægt på at screene et repræsentativt udsnit af infill-materialer, kunstgræsmåtter og pad inden for projektets begrænsede rammer.

Tabel 6.2 resultater af headspaceanalyse af udvalgte infill og kunstgræsprodukter (µg/g)

| Komponent                                                        | CAS-nr.               | Pad<br>nr. 2 | Infill<br>nr. 1 | Infill<br>nr. 2 | Infill<br>nr. 3 | Infill<br>nr. 4 | Infill<br>nr. 7 | Infill<br>nr. 8 | Infill<br>nr. 9 | Kunst-<br>græs<br>nr. 2 |
|------------------------------------------------------------------|-----------------------|--------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------------|
| 2-Pyrrolidinon, 1-methyl-                                        | 872-50-4              |              |                 |                 | 3,5             |                 |                 |                 |                 |                         |
| Benzen, 1,3-bis(1-methylethenyl)-                                | 3748-13-8             |              |                 |                 |                 | 0,8             |                 |                 |                 |                         |
| Benzen, 1,4-bis(1-methylethenyl)-                                | 1605-18-1             |              |                 |                 |                 | spor            |                 |                 |                 |                         |
| Benzenmethanol, à,à-dimethyl- cumylalkohol                       | 617-94-7              |              |                 |                 |                 | 0,7             |                 |                 |                 |                         |
| Benzothiazol                                                     | 95-16-9               |              |                 |                 | 0,1             |                 |                 |                 |                 |                         |
| Butoxyethoxyethanol                                              | 112-34-5              |              |                 |                 |                 |                 |                 | 0,5             | 0,5             |                         |
| Butyleret hydroxytoluen (BHT)                                    | 128-37-0              |              |                 |                 |                 |                 | 1,4             |                 |                 |                         |
| Cyclohexanamin                                                   | 108-91-8              |              |                 |                 |                 |                 | 2,7             |                 |                 |                         |
| Cyclohexanon                                                     | 108-94-1              |              |                 | 0,9             | 0,7             |                 |                 |                 |                 |                         |
| Ethanon, 1-[4-(1-hydroxy-1-methylethyl)phenyl]- *                | 54549-72-3            |              |                 |                 |                 | 1,3             |                 |                 |                 |                         |
| Ethanon, 1-[4-(1-methylethenyl)phenyl]- (isopropenylacetophenon) | 5359-04-6             |              |                 |                 |                 | 1,8             |                 |                 |                 |                         |
| Heptanonitril                                                    | 629-08-3              |              |                 |                 |                 |                 | 4,7             |                 |                 |                         |
| MIBK/2 hexanon                                                   | 108-10-1/<br>591-78-6 | 0,5          | 5               | 12              | 3,4             |                 |                 |                 |                 |                         |
| N-cyclohexyl-formamid                                            | 766-93-8              |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                         |
| Nonanal                                                          | 124-19-6              |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 | 0,3                     |
| Tertbutylacetophenon                                             | 943-27-1              |              |                 |                 |                 | 1,1             |                 |                 |                 |                         |

Der er kun vist resultater for produkter, hvor der blev identificeret stoffer over detektionsgrænsen.

I Tabel 6.3 er vist stoffer fundet i headspace-analyse med mulige sundheds- eller miljøskadelige effekter ud fra opslag i listen over farlige stoffer, den vejledende liste til selvklassificering eller andre data.

Tabel 6.3 Fundne stoffer med mulige sundheds- og miljøeffekter

| Komponent                         | CAS-nr.           | Klassificering             |
|-----------------------------------|-------------------|----------------------------|
| 2-Pyrrolidinon, 1-methyl-         | 872-50-4          | XI;R36/38                  |
| Benzen, 1,3-bis(1-methylethenyl)- | 3748-13-8         | * R43 N;R50/53             |
| Benzen, 1,4-bis(1-methylethenyl)- | 1605-18-1         | * N;R50/53                 |
| Benzothiazol                      | 95-16-9           | * Xn;R22 R43               |
| Butoxyethoxyethanol               | 112-34-5          | XI;R36                     |
| Butyleret hydroxytoluen (BHT)     | 128-37-0          | * Xn;R22 N;R50/53          |
| Cyclohexanamin                    | 108-91-8          | R10 XN;R21/22 C;R34        |
| Cyclohexanon                      | 108-94-1          | R10 XN;R20                 |
| MIBK/2 hexanon                    | 108-10-1/591-78-6 | F;R11 XN;R20 XI;R36/37 R66 |
| Nonanal                           | 124-19-6          | * N;R50                    |
| Tertbutylacetophenon              | 943-27-1          | * R52/53                   |

\* Miljøstyrelsen, 2001

## 6.2.4 Resultater af analyse for indhold af organiske stoffer ved ekstraktion i dichlormethan

Tabel 6.4 Resultater fra ekstraktion i DCM af pad og infill (µg/g)

| Komponent                                                                        | CAS-nr.   | Pad<br>nr. 2 | Infill<br>nr. 1 | Infill<br>nr. 2 | Infill<br>nr. 3 | Infill<br>nr. 4 | Infill<br>nr. 7 | Infill<br>nr. 8 | Infill<br>nr. 9 | Infill<br>nr. 10 | Infill<br>nr. 11 | Infill<br>nr. 13 |
|----------------------------------------------------------------------------------|-----------|--------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|------------------|
| 1,4-Benzendiamin, N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-phenyl- (6PPD)                        | 793-24-8  | 74           | 1039            | 649             | 727             |                 | 65              |                 |                 |                  |                  |                  |
| 1-Dodecanamin, N,N-dimethyl-                                                     | 112-18-5  |              |                 |                 | 125             |                 |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| 1H-Tetrazol, 1-phenyl-                                                           | 5378-52-9 |              |                 |                 |                 |                 | 211             |                 |                 |                  |                  |                  |
| 1-Tetradecanamin, N,N-dimethyl-                                                  | 112-75-4  |              |                 |                 | 77              |                 |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-5-methylphenol                                          | 4998-48-5 |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  | 962              |                  |
| 2-(5-Chloro-2-benzotriazolyl)-6-tert-butyl-p-cresol                              | 3896-11-5 |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  | 1260             |                  |
| 2,2,6,6-Tetramethyl-4-piperidyl-holdig forbindelse                               |           |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  | 485              |                  |
| 2-Pyrrolidinon, 1-methyl-                                                        | 872-50-4  |              |                 |                 | 80              |                 |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| à,à'-Dihydroxy-m-diisopropylbenzen                                               | 1999-85-5 |              |                 |                 |                 | 84              |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Anilin                                                                           | 62-53-3   |              |                 |                 |                 |                 | 294             |                 | 9               |                  |                  |                  |
| Benzophenon, 2-hydroxy-4-(octyloxy)-(Octabenzon)                                 | 1843-05-6 |              |                 |                 |                 |                 |                 | 1526            |                 |                  |                  |                  |
| Benzothiazol                                                                     | 95-16-9   | 42           | 13              | 60              | 78              |                 |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Butyleret hydroxytoluen (BHT)                                                    | 128-37-0  | 54           | 10              |                 |                 |                 | 124             |                 |                 |                  |                  | 12               |
| Cyclohexanamin                                                                   | 108-91-8  |              |                 |                 |                 |                 | 153             |                 |                 |                  |                  |                  |
| DEHP                                                                             | 117-81-7  |              |                 | 52              |                 |                 |                 | 62              |                 |                  |                  |                  |
| Dibutylftalat                                                                    | 84-74-2   |              |                 |                 |                 |                 | 50              |                 |                 |                  |                  |                  |
| Diisobutylftalat                                                                 | 84-69-5   |              |                 |                 | 77              |                 |                 |                 |                 |                  | 175              |                  |
| D-limonen                                                                        | 5989-27-5 |              | 10              |                 |                 |                 | 10              |                 |                 |                  |                  |                  |
| Ethanon, 1,1'-(1,3-phenylen)bis-                                                 | 6781-42-6 |              |                 |                 |                 | 112             |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Ethanon, 1,1'-(1,4-phenylen)bis-                                                 | 1009-61-6 |              |                 |                 |                 | 265             |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Ethanon, 1-[3-(1-hydroxy-1-methylethyl)phenyl]-                                  | N/A       |              |                 |                 |                 | 118             |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Ethanon, 1-[4-(1-methylethenyl)phenyl]-                                          | 5359-04-6 |              |                 |                 |                 | 155             |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Heptanonitrile                                                                   | 629-08-3  |              |                 |                 |                 |                 | 175             |                 |                 |                  |                  |                  |
| N-cyclohexyl-formamid                                                            | 766-93-8  | 13           |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| N-phenyl-1-naftalenamin                                                          | 90-30-2   |              |                 | 106             |                 |                 |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-                                              | 96-76-4   |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 | 101              | 64               |                  |
| Phosphoric acid, tris(2-ethylhexyl)ester                                         | 78-42-2   |              |                 |                 | 64              |                 |                 |                 |                 |                  |                  |                  |
| Drometrizol                                                                      | 2440-22-4 |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 | 921              |                  |                  |
| Phenol, 2-(5-chloro-2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)-eller lign. | 3864-99-1 |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 | 2391             |                  |                  |
| hexylbenzen                                                                      | 1077-16-3 |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  |                  | 9                |
| Methylphenetylsulfoxid                                                           | 7714-32-1 |              |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                 |                  |                  | 50               |

Tabel 6.5 Resultater fra ekstraktion i DCM af kunstgræs (µg/g)

| Komponent                                      | CAS-nr.    | Kunst-græs nr. 1 | Kunst-græs nr. 2 | Kunst-græs nr. 4 | Kunst-græs nr. 6 | Kunst-græs nr. 7 | Kunst-græs nr. 8 |
|------------------------------------------------|------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 4,4'-((p-Phenylendiisopropyliden)di-phenol     | 2167-51-3  |                  |                  |                  | 51               |                  |                  |
| Erucylamid                                     | 112-84-5   | 88               | 146              | 177              |                  |                  |                  |
| Bis(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)l sebacat | 52829-07-9 |                  |                  |                  |                  | 173              |                  |
| Butoxyethoxyethylacetat                        | 124-17-4   |                  |                  | 22               |                  |                  |                  |
| Cyclohexanamin                                 | 108-91-8   |                  |                  |                  |                  |                  |                  |
| DEHP                                           | 117-81-7   |                  | 80               | 104              |                  |                  | 43               |
| Nonylphenol                                    | 25154-52-3 |                  | 16               |                  |                  |                  |                  |
| Oktylphenoler/nonylphenoler                    |            | 56               |                  | 57               |                  |                  |                  |

I Tabel 6.6 er vist stoffer fundet ved ekstraktion i DCM med mulige sundheds- eller miljøskadelige effekter ud fra opslag i listen over farlige stoffer, den vejledende liste til selvklassificering eller andre data.

Tabel 6.6 Fundne stoffer med mulige sundheds- og miljøeffekter

| Komponent                                                                         | CAS-nr.    | Klassificering                                                 |
|-----------------------------------------------------------------------------------|------------|----------------------------------------------------------------|
| 1,4-Benzendiamin, N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-phenyl- (6PPD)                         | 793-24-8   | * R43 N;R50/53                                                 |
| 1-Dodecanamin, N,N-dimethyl-                                                      | 112-18-5   | * R43 N;R50/53                                                 |
| 1-Tetradecanamin, N,N-dimethyl-                                                   | 112-75-4   | * Xn;R22 R43 N;R51/53                                          |
| 2-(5-Chloro-2-benzotriazolyl)-6-tert-butyl-p-cresol                               | 3896-11-5  | * Xn;R22                                                       |
| 2-Pyrrolidinon, 1-methyl-                                                         | 872-50-4   | XI;R36/38                                                      |
| Erucylamid                                                                        | 112-84-5   |                                                                |
| Anilin                                                                            | 62-53-3    | T;R23/24/25-48/23/24/25<br>CARC3;R40 XI;R41 R43 MUT3;R68 N;R50 |
| Benzophenon, 2-hydroxy-4-(octyloxy)-(Octabenzon)                                  | 1843-05-6  | En anelse i hsd b benzophenon: 119-61-9 (hormoneffekter)       |
| Benzothiazol                                                                      | 95-16-9    | * Xn;R22 R43                                                   |
| Bis(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)l sebacat                                    | 52829-07-9 | * N;R51/53                                                     |
| Butoxyethoxyethylacetat                                                           | 124-17-4   | * R52/53                                                       |
| Butyleret hydroxytoluen (BHT)                                                     | 128-37-0   | * Xn;R22 N;R50/53                                              |
| Cyclohexanamin                                                                    | 108-91-8   | R10 XN;R21/22 C;R34                                            |
| DEHP                                                                              | 117-81-7   | REP2;R60-61                                                    |
| Dibutylftalat                                                                     | 84-74-2    | * N;R51/53                                                     |
| Diisobutylftalat                                                                  | 84-69-5    | * N;R50/53                                                     |
| D-limonen                                                                         | 5989-27-5  | R10 XI;R38 R43 N;R50/53                                        |
| Nonylphenol                                                                       | 25154-52-3 | XN;R22 C;R34 REP3; R62-63 N;R50/53                             |
| N-phenyl-1-naftalenamin                                                           | 90-30-2    | * Xn;R22 R43                                                   |
| Oktylphenoler/nonylphenoler                                                       |            | Se nonylphenol octylphenol:27193-28-8: *Xn;R22 R43 N;R50/53    |
| Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-                                               | 96-76-4    | * N;R51/53                                                     |
| Phenol, 2-(5-chloro-2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)- eller lign. | 3864-99-1  | * N;R50/53                                                     |
| Hexylbenzen                                                                       | 1077-16-3  | * N;R50/53                                                     |

\* Miljøstyrelsen, 2001

Ud fra resultaterne fra ekstraktion i DCM er der udvalgt en række repræsentative produkter til efterfølgende forsøg med udvaskning til vandige kontaktvæsker. Valget af produkter til udvaskningsforsøgene er foretaget, således at stoffer med sundheds- og miljøfarlige egenskaber og høj koncentration vægtes mest. Endvidere er der taget hensyn til, om stofferne forekommer i mange eller få produkter.

### 6.3 Resultater af udvaskningsforsøg

Tabel 6.7 Udvaskning af zink

| Rekv. mrk.                       | Zn<br>mg/l       |
|----------------------------------|------------------|
| Infill nr. 1 MilliQ <sup>1</sup> | 0,59             |
| Infill nr. 1 NaCl                | 7,4 <sup>2</sup> |
| Infill nr. 1 CaCl <sub>2</sub>   | 0,36             |
| Infill nr. 3 MilliQ              | 1,4              |
| Infill nr. 3 NaCl                | 0,38             |
| Infill nr. 3 CaCl <sub>2</sub>   | < 0,05           |
| Infill nr. 7 MilliQ              | < 0,05           |
| Infill nr. 14 MilliQ             | 0,06             |
| Infill nr. 14 NaCl               | 0,11             |
| Infill nr. 14 CaCl <sub>2</sub>  | 0,94             |
| Infill nr. 15 MilliQ             | 2,3              |
| Infill nr. 15 NaCl               | 11 <sup>2</sup>  |
| Infill nr. 15 CaCl <sub>2</sub>  | 1,5              |
| Infill nr. 16 MilliQ             | 0,80             |
| Blindprøve NaCl                  | < 0,05           |
| Blindprøve CaCl <sub>2</sub>     | < 0,05           |
| Pad 2 MilliQ                     | 0,27             |
| Pad 2 NaCl                       | 0,41             |

1 MilliQ er ekstremt rent ionbyttet, membranfiltreret vand

2 Værdierne betragtes som forurenede analyser, da resultater i MilliQ og CaCl<sub>2</sub> i samme serie giver meget lavere resultater. Disse høje analyseværdier indgår ikke i den senere miljøvurdering.

Tabel 6.8 Udvaskning af organiske stoffer fra elastisk infill (µg/l)

| Komponent                                                                          | CAS-nr.    | Infill nr. 1 | Infill nr. 1      | Infill nr. 2 | Infill nr. 3 | Infill nr. 3      | Infill nr. 4 |
|------------------------------------------------------------------------------------|------------|--------------|-------------------|--------------|--------------|-------------------|--------------|
|                                                                                    |            | MilliQ       | CaCl <sub>2</sub> | MilliQ       | MilliQ       | CaCl <sub>2</sub> | MilliQ       |
| 5-Methyl-2-hexanon                                                                 | 110-12-3   | 7            | 6                 | 6            |              |                   |              |
| Cyclohexanon                                                                       | 108-94-1   | 80           | 95                | 107          | 112          | 123               |              |
| Ethanol, 2-butoxy-                                                                 | 111-76-2   |              |                   |              | 13           | 19                |              |
| Benzaldehyd                                                                        | 100-52-7   |              |                   |              |              |                   |              |
| Benzen, isocyanato-                                                                | 103-71-9   |              | 17                |              | 9            | 8                 |              |
| Cyclohexan, isocyanato-                                                            | 3173-53-3  | 27           | 46                | 31           | 37           | 31                |              |
| 2-Pyrrolidinon, 1-methyl-                                                          | 872-50-4   |              |                   |              | 613          | 847               |              |
| Benzaldehyd, 2-hydroxy-                                                            | 90-02-8    |              | 6                 |              |              |                   |              |
| Acetophenon                                                                        | 98-86-2    | 6            | 5                 |              | 6            | 6                 | 108          |
| Hexanoic acid, 2-ethyl-                                                            | 149-57-5   | 38           | 64                | 31           | 35           | 23                |              |
| Ethanol, 1-(2-butoxyethoxy)-                                                       | 54446-78-5 |              |                   | 7            | 171          | 334               |              |
| Cyclohexan, isothiocyano-                                                          | 1122-82-3  |              |                   | 10           | 17           | 16                |              |
| N-cyclohexyl-formamid                                                              | 766-93-8   | 161          | 214               | 139          | 172          | 233               |              |
| Acetamid, N-cyclohexyl-                                                            | 1124-53-4  | 9            |                   |              | 21           | 56                |              |
| Phenol, m-tert-butyl-                                                              | 585-34-2   |              | 365               |              |              | 207               |              |
| Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-                                                      | 101-83-7   | 1167         | 12                | 573          | 255          |                   |              |
| Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-                                                | 96-76-4    |              |                   |              |              |                   |              |
| Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-N-methyl-                                             | 7560-83-0  | 126          |                   | 138          | 76           |                   |              |
| Cycloheptasiloxan, tetradecamethyl-                                                | 107-50-6   |              |                   |              |              |                   |              |
| Diethylftalat                                                                      | 84-66-2    | 61           |                   | 32           | 73           |                   |              |
| Benzothiazol, 2-(methylthio)-                                                      | 615-22-5   | 6            | 29                | 11           | 13           | 24                |              |
| Dodecanoic acid                                                                    | 143-07-7   |              |                   | 14           | 28           | 19                |              |
| Benzothiazolon                                                                     | 934-34-9   | 239          | 754               | 277          | 231          | 802               |              |
| 3,5-Di-tert-Butyl-4-hydroxybenzaldehyd                                             | 1620-98-0  |              | 132               |              |              | 86                |              |
| Diisobutylftalat                                                                   | 84-69-5    | 83           | 21                | 98           | 94           |                   | 93           |
| Dibutylftalat                                                                      | 84-74-2    | 72           |                   | 170          | 69           |                   | 178          |
| 1,3-Dicyclohexylurea                                                               | 2387-23-7  | 30           | 19                | 38           | 28           | 18                |              |
| 1,4-Benzendiamin, N-(1-methylethyl)-N'-phenyl-, (IPPD)                             | 101-72-4   |              |                   | 73           |              |                   |              |
| Benzylbutylftalat                                                                  | 85-68-7    |              |                   |              |              |                   |              |
| DEHP                                                                               | 117-81-7   |              |                   | 14           |              |                   |              |
| Hexa(methoxymethyl)melamin                                                         | 68002-20-0 | 1380         | 1320              | 1200         | 1860         | 1760              |              |
| Anilin                                                                             | 62-53-3    | 16           |                   |              |              |                   |              |
| Benzothiazol                                                                       | 95-16-9    | 528          | 385               | 293          | 578          | 437               |              |
| Cyclohexanamin                                                                     | 108-91-8   |              |                   |              |              |                   |              |
| Ethanon, 1,1'-(1,3-phenylen)bis-                                                   | 6781-42-6  |              |                   |              |              |                   | 23747        |
| Ethanon, 1,1'-(1,4-phenylen)bis-                                                   | 1009-61-6  |              |                   |              |              |                   | 6965         |
| Ethanon, 1-[4-(1-methylethenyl)phenyl]-                                            | 5359-04-6  |              |                   |              |              |                   | 13378        |
| Ethanon, 1-[4-(1-methylethenyl)phenyl]-                                            | 5359-04-6  |              |                   |              |              |                   | 4949         |
| Drometrizol                                                                        | 2440-22-4  |              |                   |              |              |                   |              |
| 2-(1-phenylethyl)-phenol                                                           | 4237-44-9  |              |                   |              |              | 11                |              |
| Omdannelsesprodukter af 1,4-Benzendiamin, N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-phenyl-, (6PPD) | 793-24-8   | 687          | 391               | 641          | 324          | 266               |              |

Tabel 6.8 Udvaskning af organiske stoffer fra Elastisk infill (µg/l), fortsat

| Komponent                                              | CAS-nr.    | Infill nr. 10 | Infill nr. 11 | Infill nr. 11 | Infill nr. 14 | Infill nr. 14 |
|--------------------------------------------------------|------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
|                                                        |            | MilliQ        | MilliQ        | CaCl2         | MilliQ        | CaCl2         |
| 5-ethyl-2-hexanon                                      | 110-12-3   |               |               |               |               |               |
| Cyclohexanon                                           | 108-94-1   |               |               |               | 219           | 99            |
| Ethanol, 2-butoxy-                                     | 111-76-2   |               |               |               |               |               |
| Benzaldehyd                                            | 100-52-7   |               | 2             | 2             |               |               |
| Benzen, isocyanato-                                    | 103-71-9   |               |               |               | 8             |               |
| Cyclohexan, isocyanato-                                | 3173-53-3  |               |               |               | 22            | 26            |
| 2-Pyrrolidinon, 1-methyl-                              | 872-50-4   |               |               |               |               |               |
| Benzaldehyd, 2-hydroxy-                                | 90-02-8    |               |               |               |               |               |
| Acetophenon                                            | 98-86-2    |               | 3             |               | 22            | 11            |
| Hexanoic acid, 2-ethyl-                                | 149-57-5   |               |               |               |               |               |
| Ethanol, 1-(2-butoxyethoxy)-                           | 54446-78-5 |               |               |               | 26            | 42            |
| Cyclohexan, isothiocyano-                              | 1122-82-3  |               |               |               |               |               |
| N-cyclohexyl-formamid                                  | 766-93-8   |               |               |               | 561           | 321           |
| Acetamid, N-cyclohexyl-                                | 1124-53-4  |               |               |               | 62            | 35            |
| Phenol, m-tert-butyl-                                  | 585-34-2   |               | 14            | 16            |               |               |
| Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-                          | 101-83-7   |               |               |               | 99            | 12            |
| Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-                    | 96-76-4    | 250           | 78            | 54            | 56            | 20            |
| Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-N-methyl-                 | 7560-83-0  |               |               |               |               |               |
| Cycloheptasiloxan, tetradecamethyl-                    | 107-50-6   |               |               |               | 56            |               |
| Diethylftalat                                          | 84-66-2    | 71            | 100           |               | 146           |               |
| Benzothiazol, 2-(methylthio)-                          | 615-22-5   |               |               |               |               | 23            |
| Dodecanoic acid                                        | 143-07-7   |               | 306           | 28            | 56            | 58            |
| Benzothiazolon                                         | 934-34-9   |               |               |               | 118           | 449           |
| 3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxybenzaldehyd                 | 1620-98-0  |               | 6             | 10            |               |               |
| Diisobutylftalat                                       | 84-69-5    | 30            | 76            |               | 81            | 24            |
| Dibutylftalat                                          | 84-74-2    | 61            | 65            |               | 158           | 7             |
| 1,3-Dicyclohexylurea                                   | 2387-23-7  |               |               |               | 73            | 68            |
| 1,4-Benzendiamin, N-(1-methylethyl)-N'-phenyl-, (IPPD) | 101-72-4   |               |               |               |               |               |
| Benzylbutylftalat                                      | 85-68-7    |               |               |               | 43            |               |
| DEHP                                                   | 117-81-7   |               |               |               | 114           | 83            |
| Hexa(methoxymethyl)melamin                             | 68002-20-0 |               |               |               |               |               |
| Anilin                                                 | 62-53-3    |               |               |               |               | 6             |
| Benzothiazol                                           | 95-16-9    | 18            |               |               | 245           | 574           |
| Cyclohexanamin                                         | 108-91-8   |               |               |               | 1610          | 533           |
| Ethanon, 1,1'-(1,3-phenylen)bis-                       | 6781-42-6  |               |               |               |               |               |
| Ethanon, 1,1'-(1,4-phenylen)bis-                       | 1009-61-6  |               |               |               |               |               |
| Ethanon, 1-[4-(1-methylethenyl)phenyl]-                | 5359-04-6  |               |               |               |               |               |
| Ethanon, 1-[4-(1-methylethenyl)phenyl]-                | 5359-04-6  |               |               |               |               |               |
| Oktylphenoler/Nonylphenoler                            | 0          |               |               |               |               |               |
| Drometrizol                                            | 2440-22-4  | 955           | 5794          | 494           |               |               |
| 2-(1-Phenylethyl)-phenol                               | 4237-44-9  |               |               |               |               |               |
| 2-Ethyl-1-hexanol                                      | 104-76-7   |               |               | 3             |               |               |



Tabel 6.9 Udvaskning af organiske stoffer fra kunstgræs (µg/l)

|                                               | CAS-nr.    | Kunst-græs nr. 2 | Kunst-græs nr. 4 | Kunst-græs nr. 4 | Kunst-græs nr. 7    | Blind  | Blind |
|-----------------------------------------------|------------|------------------|------------------|------------------|---------------------|--------|-------|
|                                               |            | MilliQ           | MilliQ           | CaCl2            | MilliQ              | MilliQ | CaCl2 |
| Diethylftalat (DEP)                           | 84-66-2    | 359              | 302              | < LOD            | 335                 | < LOD  | < 0,2 |
| Diisobutylftalat (DIBP)                       | 84-69-5    | 118              | 112              | 10               | 144                 | 5      | 8     |
| Dibutylftalat (DBP)                           | 84-74-2    | 137              | 155              | 5                | 183                 | 3      | 2     |
| Benzylbutylftalat (BBP)                       | 85-68-7    | < LOD            | 42               | < LOD            | 47                  | < LOD  | < LOD |
| Bis(2-ethylhexyl)ftalat (DEHP)                | 117-81-7   | 14               | 183              | 5                | 87                  | 2      | 2     |
| Dicyclohexylftalat (DCHP)                     | 84-61-7    | < LOD            | 82               | 6                | 88                  | < LOD  | < LOD |
| Nonylphenol                                   | 84852-15-3 | 143              | 384              | 175              | 150                 | < LOD  | < LOD |
| Bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)sebacat | 52829-07-9 | 137              | 5                | 183              | 353000 <sup>1</sup> | < LOD  | < LOD |
| Erucylamid                                    | 112-84-5   | 644              | 1771             | 4                | < LOD               | < LOD  | < LOD |

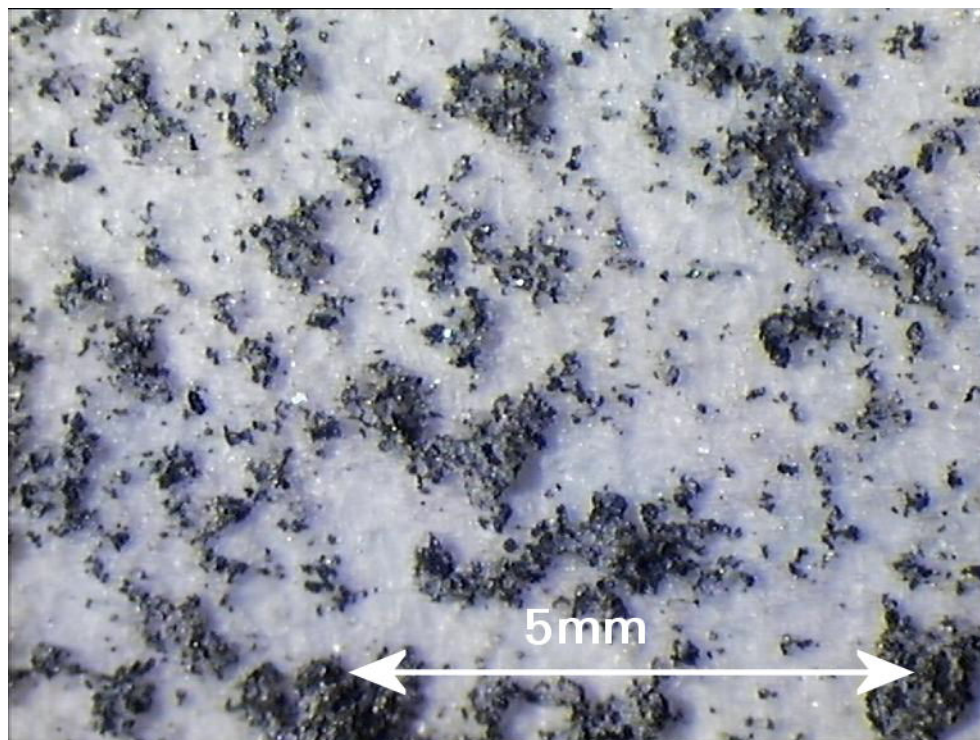
1 Koncentrationen af stoffet var ekstremt høj i denne prøve, og tallet er baseret på en række fortyndinger. Analyseresultatet stemmer med et meget højt indhold af stoffet fundet ved DCM-ekstraktion.

### 6.3.1 Mikroskopi

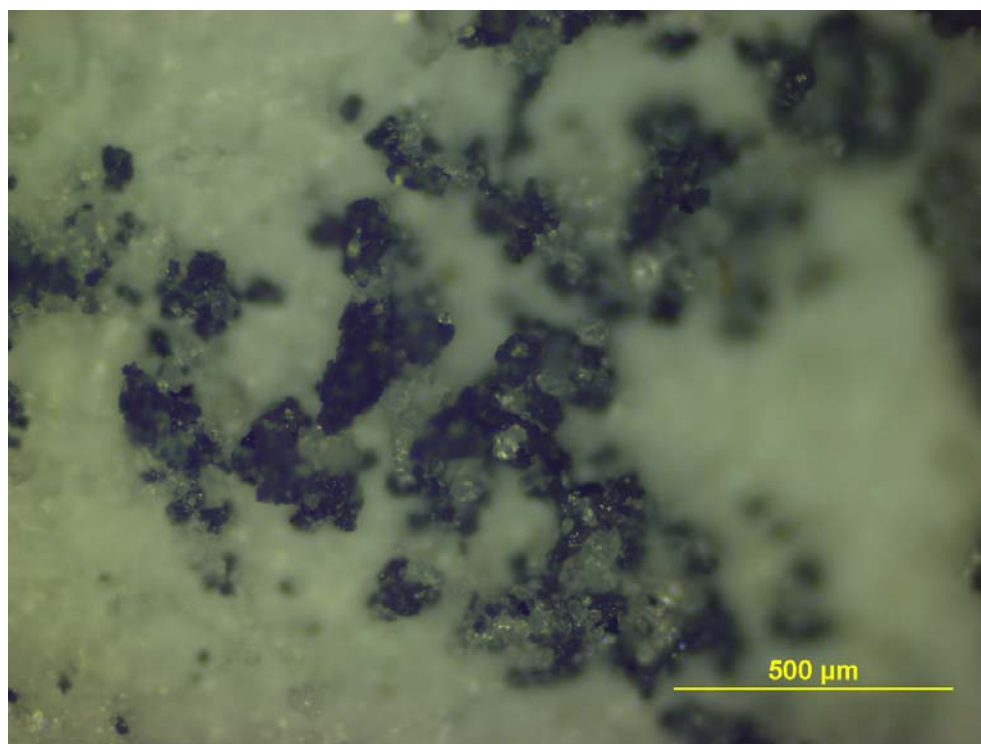
Da partikelstørrelsen af gummistøv har betydning for eventuel sundhedsfare ved indånding, blev der foretaget mikroskopi af frafiltrerede fine støvpartikler fra 2 af udvaskningsforsøgene til zinkanalyse med infill 14 og infill 15. Ved disse udvaskningsforsøg blev konstateret en stor filtermodstand, hvilket indikerer tilstedeværelse af finpartikulært materiale.

Prøven fra infill 14 indeholdt sorte og hvide/gennemsigtige partikler (10-50 µm) - flest af de gennemsigtige.

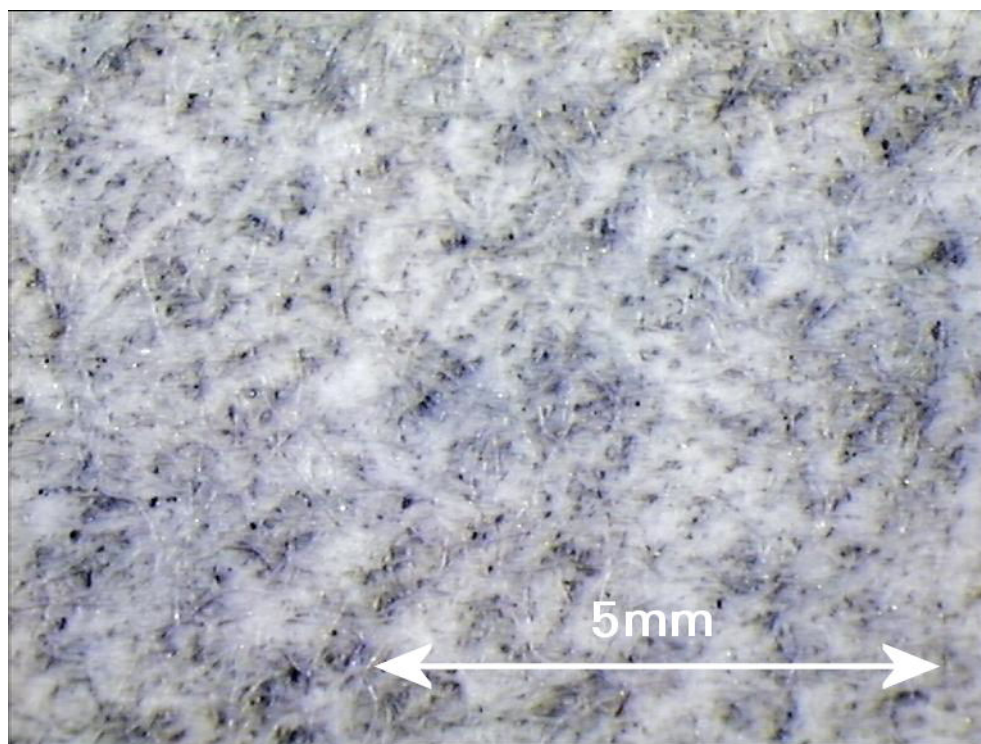
Prøven fra infill 15 havde næsten kun sorte partikler, og der var ingen hvide partikler på det ene gummifragment, der var i skålen.



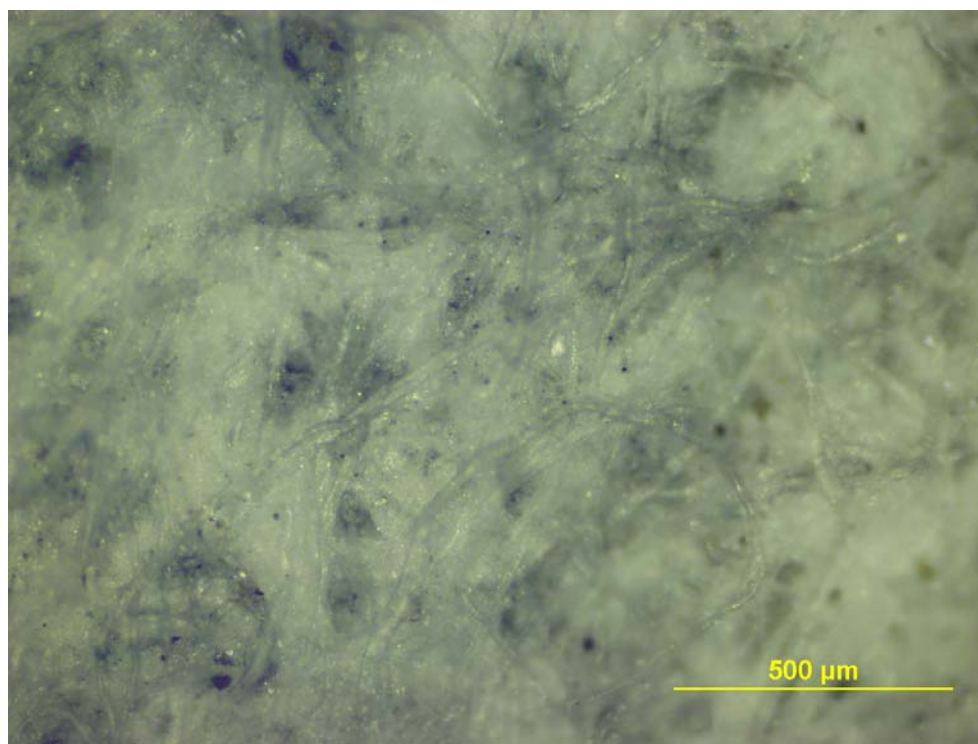
Figur 6.1 billede af frafiltrerede støvpartikler på filterpapir fra udvaskningsforsøg med infill 14, stor skala



Figur 6.2 billede af frafiltrerede partikler på filterpapir fra udvaskningsforsøg med infill 14, forstørret



Figur 6.3 billede af frafiltrerede partikler på filterpapir fra udvaskningsforsøg med infill 15, stor skala



Figur 6.4 billede af frafiltrerede partikler på filterpapir fra udvaskningsforsøg med infill 15, forstørret

Det vurderes, at det formentlig er det fine støv, som under filtreringen har forøget filtermodstanden i porerne.

Der er ikke et simpelt mønster for tilstopning af filtrene fra kontaktforsøgene. Filtreringsproblemer har således været konstateret både for SBR gummi-infill og EPDM gummi-infill. Filtreringsproblemerne er konstateret både på nyt infill og for brugt infill. Det tyder på, at det finpartikulære stof, der virker tilstoppende, er til stede også i det ubrugte infill-materiale fra begyndelsen og ikke som følge af slid. Den sandsynligste forklaring på det fine støv er, at det er fintpartikulært gummi i selve infill-materialet, hvilket understøttes af mikroskopibillederne.

Det er som tidligere nævnt konstateret, at de kontaktforsøg, hvor der bruges en calciumkloridopløsning, generelt filtrerer bedst.

#### 6.4 Diskussion af resultater

Der er fundet væsentligt større mængder udvaskede ftalater fra elastisk infill af SBR-baserede infill i nærværende undersøgelse end i resultaterne fra den norske undersøgelse (T. S.W. Plesser, 2004). Dette kan fx skyldes et større indhold af stofferne, at stofferne findes i højere grad på overflader af partikler, at stofferne er bundet til finere partikler med mindre diffusionsvej, eller at der benyttes en mere effektiv udvaskningsproces med bedre væske-faststofkontakt i nærværende undersøgelser.

I Tabel 6.10 er for nogle stoffer vist, hvor meget den udvaskede mængde svarer til i forhold til indhold i elastisk infill og kunstgræs

Tabel 6.10 Udvasket stofmængde i forhold til indhold bestemt ved DCM-ekstraktion

| Stof                      | Elastisk infill % udvasket, 24 timer | Kunstgræs % udvasket, 24 timer |
|---------------------------|--------------------------------------|--------------------------------|
| Dibutylftalat (DBP)       | 3,6                                  |                                |
| Diisobutylftalat (DIBP)   | 0,6                                  |                                |
| Diethylhexylftalat (DEHP) | 1,9                                  | 1,8                            |
| Nonylphenol               |                                      | 6,7                            |

Det ses, at der er udvasket en begrænset mængde af ftalat og nonylphenol efter 24 timers ekstraktion i forhold til det totale indhold i prøverne.

Bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)sebacat er fundet i meget høje koncentrationer i udvaskningsforsøg fra kunstgræs nr. 7. Mængden svarer til, at stoffet skulle være til stede i en vægtmængde på 0,35 vægtprocent, hvor der ved DCM-ekstraktion er målt 0,0173 vægtprocent. Det skal her bemærkes, at stoffet er meget vandopløseligt med  $\log K_{ow} = 0,35$ , hvorfor kun en mindre mængde forventes ekstraheret til DCM. Den fundne høje koncentration i udvaskningsforsøget er derfor ikke urealistisk højt, hvis det antages, at det meste af det tilsatte stof i produktet er udvasket. Stoffet er en såkaldt HALS (hindered amine stabilizer), som er en gruppe kemiske stoffer, der stabiliserer plast mod fotokemisk induceret nedbrydning. Stoffet virker uhensigtsmæssigt valgt grundet vandopløseligheden.

I Tabel 6.12 er vist resultater af udvaskning af infill fra nærværende danske undersøgelse samt den norske undersøgelse (T.S.W. Plesser, 2004).

Tabel 6.11 Udvaskede stoffer i norsk og dansk undersøgelse af infill

| Stof                              | Væske fra udvaskningsforsøg<br>Elastisk fyldmateriale<br>Norge µg/l | Væske fra udvaskningsforsøg<br>Elastisk fyldmateriale<br>Danmark µg/l |
|-----------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|
| Zn                                | 3300                                                                | 600-2300                                                              |
| DEHP                              | 5,5                                                                 | 14-114                                                                |
| Diethylftalat (DEP)               | 6,6-8,3                                                             | 32-146                                                                |
| Dibutylftalat (DBP)               | 2,1-3,3                                                             | 61-178                                                                |
| Sum af ftalater (ikke DEHP)       | 6-16                                                                | 162-428                                                               |
| Sum af octylphenol og nonylphenol | 4,5                                                                 | -                                                                     |

I Tabel 6.12 er vist fundet indhold af ftalater og nonylphenol i infill og kunstgræs i den norske og danske undersøgelse.

Tabel 6.12 Indhold af nogle stoffer i infill, dansk og norsk undersøgelse

| Stof                      | Elastisk infill, Norge µg/g | Elastisk infill, Danmark µg/g | Elastisk kunstgræs, Norge µg/g | Elastisk kunstgræs, Danmark µg/g |
|---------------------------|-----------------------------|-------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|
| Diethylftalat (DEP)       | 1,5                         | ?                             |                                | ?                                |
| Dibutylftalat (DBP)       | 1,6-3,9                     | 50                            | 1                              | ?                                |
| Diisobutylftalat (DIBP)   | Ikke fundet                 | 77-175                        |                                |                                  |
| Diethylhexylftalat (DEHP) | 3,9-29                      | 52-62                         | 1,7-8                          | 43-104                           |
| Diisononylftalat (DINP)   | 57-78                       | Ikke fundet                   | 5,5                            |                                  |
| Nonylphenol               | 21                          |                               | 0,2                            | 16-57                            |

Af tabellen ses det, at der er en væsentligt højere koncentration af DBP, DIBP og DEHP i infill i den danske undersøgelse sammenlignet med den norske undersøgelse. Til gengæld er der i den norske undersøgelse fundet DINP i



koncentrationer som er sammenlignelige med koncentrationerne af phthalaterne (DBP, DIBP, DEHP) i den danske undersøgelse. Dette kan forklare en del af den observerede højere udvaskning af ftalater fra infill i den danske undersøgelse, som det ses i Tabel 6.11. Indholdet i kunstgræs af både ftalater og nonylphenoler er langt højere i den danske undersøgelse end i den norske undersøgelse, hvilket bevirker en høj udvaskning.

## 6.5 Valg af stoffer til sundheds- og miljøvurdering

I de udenlandske undersøgelser af emission af flygtige kemiske stoffer blev det samstemmende konkluderet, at sundhedsmæssige effekter som følge af inhalering er uden betydning. Headspace-analyser af afdampning fra elastisk infill, kunstgræsmåtter og pad i nærværende undersøgelse har bekræftet, at emissionen af flygtige stoffer er minimal. Det er derfor valgt alene at fokusere på oralt og dermalt optag i sundhedsvurderingen.

På baggrund af de fundne koncentrationer af kemiske stoffer i udvaskningstest samt stoffernes farlige egenskaber er det valgt at vurdere effekterne af:

- Benzothiazol
- Dicyclohexylamin
- Cyclohexanamine
- Dibutylftalat

I udvaskningsforsøgene blev der endvidere fundet en række mulige miljøskadelige stoffer, som det er valgt at vurdere et repræsentativt udsnit af:

- Zink og salte heraf
- 6PPD
- Dicyclohexylamin
- Diisobutylftalat
- Nonylphenol
- 2,4-Di-tert-butylphenol

De valgte stoffer er repræsentative for de stofgrupper, som man forudså ville være relevante at vurdere, inden analyserne blev gennemført (se afsnit 4.2.2).



# 7 Sundhedsmæssig vurdering

## 7.1 Indledning

I nærværende kapitel bliver de potentielle sundhedsmæssige effekter af de identificerede stoffer vurderet. Vurderingen er baseret på worst case-scenarier for fodboldspillere, der anvender kunstgræsbaner.

For hvert af de identificerede og kvantificerede stoffer foreligger der oplysninger om stoffernes identitet og om deres kemiske og fysiske egenskaber. Oplysningerne omhandler tilstandsform, smeltepunkt, kogepunkt, vægtfylde, damptryk og opløselighed.

Der er blevet foretaget en gennemgang af litteratur via internationale databaser og supplerende søgninger i faglitteratur. Da udenlandske undersøgelser har vist, at effekter som følge af inhalering af dampe er uden betydning, er der blevet fokuseret på effekter som følge af optagelse af stoffer gennem hud eller via oral indtagelse. Oral indtagelse kan forekomme ved inhalering af fx gummipartikler. De vigtigste forsøgsresultater og virkninger i den fundne litteratur præsenteres. Det overordnede mål har været at finde data for NOAEL/LOAEL (No or Low Observed Adverse Effect Levels) på de udvalgte stoffer eller andre relevante data, som måtte være tilgængelige, og som har kunnet bidrage yderligere til vurderingen.

På baggrund af NOAEL eller lignende data samt mængden af stof, den eksponerede person udsættes for, beregnes en sikkerhedsmargin (MOS). Når marginen er fastlagt, kan det vurderes, hvorvidt stoffet potentielt har en negativ sundhedsmæssig virkning ved brug af fodboldbaner belagt med de i undersøgelsen testede kunstgræsmaatere, infill og pad.

## 7.2 Metode

### 7.2.1 Eksponeringsveje

I de indledende sundhedsmæssige screeninger er der fundet sundhedsskadelige stoffer i både gummigranulat og kunstgræs materiale.

Der lægges i vurderingen udelukkende vægt på optag af stoffer fra gummipartikler.

Det antages i modellen, at stofferne kan absorberes (optages) i kroppen ved oral indtagelse via slugning af ophvirvlede gummipartikler eller tilsvarende indånding af større partikler, som ikke når de nedre luftveje, samt via migration af stoffer fra opsamlede gummipartikler til hud via afsondret sved. Det er således valgt ikke at se på indånding af stoffer i gasform, idet de udenlandske undersøgelser har vist, at dette ikke er et sundhedsmæssigt problem.

## 7.2.2 Eksponeringsscenarier

Der findes ingen oplysninger i (TGD 2003) vedrørende mængden af gummipartikler, som overføres.

I stedet er benyttet eksponeringsscenarier fra udenlandske undersøgelser som beskrevet i afsnit 4.2.4.

Det er valgt at benytte worst case-betragtninger, så de maksimale eksponeringer for gummipartikler benyttes til beregning af stofeksponeringen.

### **Hudkontakt**

- Scenarie 6: Juniorer (16-19 år)

Kropsvægt = 65 kg

Hudoverflade, som eksponeres = 6.600 cm<sup>2</sup>

Varighed pr. gang = 2 timer

Antal gange pr. uge = 7 gange

Varighed i måneder = 5,5 måneder

Udover ovenstående opgørelse over spilletid skal tillægges 2 kampe på 2 timer i 3 måneder. Det antages, at disse finder sted i samme periode som træningen.

Det resulterer i en ugentlig hudeksponering på 49.500 mg gummigranulat eller 109 mg gummigranulat/kg kropsvægt pr. dag (109 mg/kg/dag = 49500mg pr. uge/7 dage/65 kg).

### **Oralt indtag**

I den norske undersøgelse (Tore Sander, 2006) er absolut worst case sat til et sted mellem 23,7 mg/kg kropsvægt pr. dag og 93,4 mg gummigranulat/kg kropsvægt pr. dag med en varighed på 6 måneder.

Scenarierne, der lægges til grund for det estimerede indtag, tager udgangspunkt i oralt indtag på 1,0 g gummistøv pr. kamp. Det forekommer urealistisk højt på grund af den ubehagelige smag af gummi, men er alligevel lagt til grund.

Det er som worst case valgt at vurdere for 93,4 mg/kg kropsvægt pr. dag..

### **Beregning**

Eksponeringsscenarierne er defineret i henhold til EUs Technical Guidance Document (TGD, 2003).

Optagelsen af et stof enten via hud eller oralt beregnes som:

$$I = Q * M * F/BW$$

Hvor:

I Optagelse pr. dag pr. kg kropsvægt

Q Koncentration af stof (mg stof/gram prøve)

M Indtagen mængde stof (gram pr. dag)

F Fraktion af stof, som absorberes

BW Kropsvægt (kg)

Således er  $I = Q * F * 109 \text{ mg/kg}$  for hud med den benyttede eksponering for gummipartikler.



Der foreligger kun analysedata for udvaskning af stof til vand ( $\mu\text{g}$  udvasket stof/liter vand) over 24 timer. Disse data benyttes til beregning af stofkoncentrationen,  $Q$ , idet der er benyttet 100 gram gummigranulat pr. liter vand. Det antages, at den udvaskede mængde stof pr. gram granulat til vand tilsvarende kan udvaskes til sved og herfra optages gennem hud.

$Q$  (mg stof/gram) = koncentration i udvaskningsforsøg (mg/l)/100 gram.

Hvis der ikke findes tilgængelige data for optagelse gennem huden, antages 100 % optagelse ( $F = 1$ ), hvis stoffets  $\log K_{ow} < 4$ , og 10 % optagelse ( $F = 0,1$ ), hvis  $\log K_{ow} < -1$  og  $\log K_{ow} > 4$ .

Hvis der ikke findes tilgængelige data for oral optagelse, antages 100 % optagelse, dvs.  $F = 1$ .

### **Risikovurdering**

I vurderingen af de sundhedsmæssige risici skal den beregnede eksponering, dvs. optagelse, sammenlignes med NOAEL eller lignende værdier. Da NOAEL typisk er baseret på tests på dyr, beregnes en sikkerhedsmargin (MOS: Margin of Safety) ved at dividere NOAEL i mg/kg k.v. med eksponeringen/optagelsen.

Hvis data for dyr er baseret på et kronisk langtidsstudie af høj kvalitet, er sikkerhedsfaktoren i risikovurderingen typisk 10. De anvendte sikkerhedsfaktorer, der anvendes til udledning af en NOAEL for mennesker, er tit baseret på dyreforsøg med fx mus eller rotter. Der anvendes fx en faktor 10 for ekstrapolation mellem arter (forskellige arter) og en faktor 10 til brug for at beskytte følsomme individer inden for arten, såsom børn. Hvis dataene er baseret på LOAEL eller et subkronisk studie, tilføjes der en yderligere sikkerhedsfaktor (typisk 10). Den totale sikkerhedsfaktor er det samlede produkt af de individuelle sikkerhedsfaktorer.

I vurdering af sundhedsmæssige virkninger bruges MOS ikke til sensibiliserende virkninger, da virkningerne ikke har en nedre koncentrationsgrænse.

### **7.3 Udvalgte stoffer**

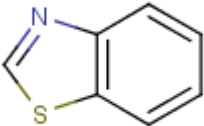
Stofferne, som er beskrevet i det følgende, er udpeget til at være mest væsentlige, hvad angår sundhedsrisiko ved brug af produkterne. Det drejer sig om følgende stoffer:

- Benzothiazol
- Dicyclohexylamin
- Cyclohexanamin
- Dibutylftalat

Sundhedsvurderingen for stofferne følger:

### 7.3.1 Benzothiazol

#### 7.3.1.1 Identitet

|                                           |                                                                                                                                |
|-------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Navn                                      | Benzothiazol                                                                                                                   |
| CAS-nr.                                   | 95-16-9                                                                                                                        |
| EINECS-nr.                                | 202-396-2                                                                                                                      |
| Molekylformel                             | C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> NS                                                                                               |
| Stoffets opbygning                        |                                               |
| Molvægt (g/mol)                           | 135,19                                                                                                                         |
| Synonymer                                 |                                                                                                                                |
| Beskrivelse                               | Gul væske                                                                                                                      |
| Kogepunkt                                 | 227 °C (Budavari, 1996)                                                                                                        |
| Smeltepunkt                               | 2 °C (Weast, 1976)                                                                                                             |
| Opløselighed                              | 3000 mg/l, 25 °C, vand (luclid dataset benzothiazol) Stoffet er svagt opløseligt i vand, alkohol og svovlkulstof, (Lide, 1996) |
| Fordelingskoefficient Log K <sub>ow</sub> | 2 (luclid dataset benzothiazol)                                                                                                |
| Damptryk                                  | 0,13 hPa ved 20 °C (luclid dataset benzothiazol)                                                                               |
| Lugt                                      | Ubehagelig lugt (Lewis, 1993)                                                                                                  |

#### 7.3.1.2 Fundne mængder

Stoffet er fundet ved udvaskningsforsøg af infill nr. 1, 2, 3 og 14 i koncentrationer fra 245-578 µg/l. Der er endvidere en lille mængde i nr. 10 (10 µg/l). Stoffet findes også ved udvaskning i calciumchlorid i sammenlignelige koncentrationsniveauer.

#### 7.3.1.3 Stoffets funktion

Stoffet formodes at stamme fra nedbrydningsprodukter af tilsatte mercaptobenzothiasolbaserede acceleratorer.

#### 7.3.1.4 Klassificering og grænseværdier

Stoffet er ikke opført på listen over farlige stoffer (Miljøministeriet, 2005), men findes på den på den vejledende liste til selvklassificering (Miljøstyrelsen, 2001) angivet som:

Xn;R22 Sundhedsskadelig, farlig ved indtagelse  
R43 Kan give overfølsomhed ved indånding

Der er ingen dansk arbejdshygiejnisk grænseværdi for stoffet.

#### 7.3.1.5 Sundhedsmæssige effekter

Der er fundet data vedrørende sundhedsmæssige effekter i TOXNET og i tilknyttede databaser. Stoffet findes som datablad i IUCLID.

### **Akut toksicitet**

Data for akut toksicitet:

- LD<sub>50</sub> rotte, oral 177-479 mg/kg (Iuclid dataset benzothiazol, 2003)
- LD<sub>50</sub> rotte, dermal 500 mg/kg (Iuclid dataset benzothiazol, 2003)
- LD<sub>50</sub> kanin, dermal 126-400 mg/kg (Iuclid dataset benzothiazol, 2003)

### **Subkronisk toksicitet**

Nogle benzothiazoler af typen mercaptobenzothiazoler er sensibiliserende, men der er ikke fundet data fra dyreforsøg for benzothiazol. Der er imidlertid fundet data, som viser en allergifremkaldende effekt på en 10-årig pige (Contact dermatitis 2007, v57, p.56).

Stoffet har ikke vist genetisk toksicitet i Ames test eller i andre bakterielle mutationstest (Iuclid dataset benzothiazol, 2003).

### **Kronisk toksicitet**

Der er ikke fundet relevante data (Iuclid dataset benzothiazol, 2003).

#### **7.3.1.6 Eksposeringsscenarier**

Det maksimale indhold af benzothiazol i væske fra udvaskning er 578 µg benzothiazol pr. liter væske indeholdende 100 gram gummigranulat. Heraf beregnes en forventet maksimal udvasket mængde stof på 5,78 µg stof/gram gummipartikler pr. dag.

Med en log K<sub>ow</sub> = 2 antages hudabsorptionen at være 100 %.

Ved hudoptagelse regnes med en maksimal eksponering for gummigranulat på 109 mg/kg/dag, hvoraf fås:

Optagelse, hud = 0,109 g /kg \* 1 \* 5,78 µg/g = 0,63 µg/kg k.v./dag.

Oralt optag er på samme niveau i worst case:

Optagelse, oralt = 0,093 g /kg \* 1 \* 5,78 µg/g = 0,54 µg/kg k.v./dag.

#### **7.3.1.7 Vurdering**

##### **Sundhedsmæssige data til vurdering**

Stoffet kan fremkalde allergi i nogle individer, men der er ikke data for hyppigheden.

Der er ikke data for langtidseffekter i dyr, hvorfor den laveste akutte toksicitet benyttes til vurderingen (LD<sub>50</sub> kanin, dermal 126 mg/kg/dag).

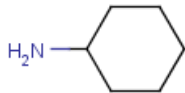
##### **Sundhedsmæssig risiko**

Ud fra LD<sub>50</sub> kanin, dermal 126 mg/kg/dag fås en sikkerhedsmargin på MOS = 126/0,00063 = 200.000. MOS for oralt optag er på samme niveau. Da der er tale om en akut sundhedsmæssig effekt, bør anvendes en usikkerhedsfaktor på mindst 10.000 ved vurdering af risiko. MOS er ca. 20 gange over usikkerhedsfaktoren, og det vurderes hermed, at der ikke er en risiko for toksiske effekter. Datagrundlaget er imidlertid meget begrænset.

Det vurderes, at der kan være en allergirisiko for følsomme individer.

## 7.3.2 Cyclohexanamin

### 7.3.2.1 Identitet

|                                            |                                                                                                                                                      |
|--------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Navn                                       | Cyclohexanamin                                                                                                                                       |
| CAS-nr.                                    | 108-91-8                                                                                                                                             |
| EINECS-nr.                                 | 203-629-2                                                                                                                                            |
| Molekylformel                              | C <sub>6</sub> H <sub>13</sub> N                                                                                                                     |
| Stoffets opbygning                         |                                                                     |
| Molvægt (g/mol)                            | 99,18                                                                                                                                                |
| Synonymer                                  | Cyclohexylamin                                                                                                                                       |
| Beskrivelse                                | Farveløs eller gul væske                                                                                                                             |
| Kogepunkt                                  | 134,5 °C (Budovari,1996)                                                                                                                             |
| Smeltepunkt                                | -17,7 °C (Budovari,1996)                                                                                                                             |
| Opløselighed                               | Stoffet er blandbart med vand 20 °C (Iuclid dataset cyclohexylamin) Stoffet er meget opløseligt i ethanol og blandbart i ether, acetone (Lide, 1996) |
| Fordeleingskoefficient Log K <sub>ow</sub> | 1,49 (Hansch, 1995)                                                                                                                                  |
| Damptryk                                   | 14 hPa ved 20 °C (Iuclid dataset cyclohexylamin)                                                                                                     |
| Lugt                                       | Stærk fiskeagtig aminlugt (Budovari, 1996)                                                                                                           |

### 7.3.2.2 Fundne mængder

Stoffet er fundet ved udvaskningsforsøg af infill nr. 14 i en koncentration på 1610 µg/l. I calciumchlorid er koncentrationen lavere med 533 µg/l.

### 7.3.2.3 Stoffets funktion

Stoffet formodes at være et fraspaltningsprodukt fra en tilsat accelerator.

### 7.3.2.4 Klassificering og grænseværdier

Stoffet er opført på listen over farlige stoffer (Miljøministeriet, 2005) og klassificeres som:

R10 Brandfarlig  
Xn;R21/22 Sundhedsskadelig; farlig ved indånding og hudkontakt  
C;R34 Ætsningsfare

Grænseværdien for arbejdsmiljø er 10 ppm eller 40 mg/m<sup>3</sup> (At-vejledning, 2007).

### 7.3.2.5 Sundhedsmæssige effekter

Der er fundet data vedrørende sundhedsmæssige effekter i TOXNET og i tilknyttede databaser. Stoffet findes som datablad i IUCLID.

### Akut toksicitet

Data for akut toksicitet:

- LD<sub>50</sub> rotte, oral 136-496 mg/kg (Iuclid dataset cyclohexylamin)
- LD<sub>50</sub> mus, oral 224 mg/kg (Iuclid dataset cyclohexylamin)
- LD<sub>50</sub> kanin, dermal 208-372 mg/kg (Iuclid dataset cyclohexylamin)

Stoffet er en svag methæmoglobindanner (American Conference, 1991).

### **Subkronisk toksicitet**

Stoffet er angivet som et moderat sensibiliserende stof (American Conference, 1991). Der er ligeledes i (Lewis, 1996) angivet, at stoffet kan medføre dermatitis.

Stoffet har en neurotoksisk effekt. Således viste forsøg med oral dosering til mus en forhøjet bevægelsesaktivitet efter en time ved 37, 74 og 148 mg/kg med en 41 % forøgelse ved 148 mg/kg (IR PRODS & CHEM CO 7/2/87).

### **Kronisk toksicitet**

Et 90-dages-fodringsforsøg med 2 \* 25 rotter i doser (start/slut): 75/30, 227/100 og 525/296 mg/kg viste vægttab og mindsket fødeindtag i de to højeste doseringsgrupper samt 80 % reduktion i spermproduktion i den højeste dosisgruppe (reprotoksisk effekt) (Iuclid dataset cyclohexylamin).

Et andet 90-dages-fodringsforsøg med 100 rotter i hver gruppe med 50, 100, 200 og 300 mg/kg viste vægttab og formindsket spermproduktion i de to højeste dosisgrupper.

NOAEL er i forsøget bestemt til 100 mg/kg (Iuclid dataset cyclohexylamin).

Et 5-generations-studie på rotter viser påvirkning af reproduktionsevnen fra 100 mg/kg, men ingen fosterskadende, mutagene eller teratogene effekter op til den højeste dosis på 150 mg/kg/dag for F0-generationen. Der blev ikke observeret effekter ved 50 mg/kg/dag (Iuclid dataset cyclohexylamin).

Et forsøg med 6 hunde pr. gruppe blev udført over 9,5 år. De første 4 år blev doseret med henholdsvis 0,15, 1,5 og 15 mg/kg/dag. I den resterende periode blev doseret med henholdsvis 50, 100 og 150 mg/kg/dag. Der blev ikke fundet sundhedsmæssige effekter de første 4 år, men et vægttab ved skift i dosis. Vægten blev dog langsomt genvundet, og ingen andre effekter blev observeret i forsøgets løbetid (Iuclid dataset cyclohexylamin).

2-årige fodringsforsøg med 2 \* 25 rotter med oral dosering henholdsvis 0,15, 1,5 og 15 mg/kg samt 30 måneders fodringsforsøg med 2 \* 52 rotter med 200 mg/kg viser ingen signifikante cancerogene effekter, idet der er samme niveau af effekter i testdyr som i kontrolgruppen (Iuclid dataset cyclohexylamin).

Der er ikke konstateret teratogene effekter i fodringsforsøg med rotter på dag 7-13 af graviditeten i doser op til 36 mg/kg/dag samt ingen fosterskadende effekt i forsøg med gravide rhesus aber dag 20-45 af graviditeten i doser op til 75 mg/kg (Iuclid dataset cyclohexylamin).

Der findes en referencedosis for stoffet i IRIS (TOXNET database) baseret på et 2-årigt studie med 2 \* 48 rotter, samt et 6-generations-fodringsstudie med rotter, hvor NOAEL for testikelskader på rotter er bestemt til 18 mg/kg/dag med LOAEL = 60 mg/kg/dag.

Med en usikkerhedsfaktor på 100 opnås en referencedosis på RfD = 0,2 mg/kg/dag.

### **7.3.2.6 Eksponeringsscenarier**

Maksimumindholdet i væske fra udvaskning er 1.610 µg cyclohexanamin pr. liter væske med 100 gram granulat. Heraf beregnes en forventet maksimal udvasket mængde stof på 16,1 µg stof/gram gummipartikler pr. dag.

Med en  $\log K_{ow} = 1,49$  antages hudabsorptionen at være 100 %.

Ved hudoptagelse regnes med en maksimal eksponering for gummigranulat på 109 mg/kg/dag, hvorefter fås:

Optagelse, hud =  $0,109 \text{ g/kg} \cdot 1 \cdot 16,10 \text{ µg/g} = 1,75 \text{ µg/kg k.v./dag}$ .

Optagelse ved oralt indtag vil med en eksponering på maksimalt 93 mg/kg/dag være på et sammenligneligt niveau som optagelse via hud.

#### 7.3.2.7 Vurdering

##### **Sundhedsmæssige data til vurdering**

Data viser, at stoffet ikke er cancerogent eller reproduktionsskadeligt eller mutagent.

Stoffet er moderat sensibiliserende.

NOAEL for rotter er 18 mg/kg/dag og Rfd = 0,2 mg/kg/dag.

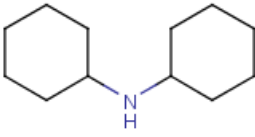
##### **Sundhedsmæssig risiko**

Ud fra NOAEL for rotter på 18 mg/kg/dag fås en sikkerhedsmargin på  $MOS = 18/0,00175 = 10.200$  ved hudoptag, som er ca. 100 gange over usikkerhedsfaktoren på 100, som er angivet i beregningen af referencedosis. MOS ved oralt optag er på samme niveau.

Der vurderes ikke at være sundhedsmæssige effekter forbundet med eksponering for stoffet på nær særligt følsomme individer, som måske kan udvikle allergiske reaktioner.

### 7.3.3 Dicyclohexylamin

#### 7.3.3.1 Identitet

|                                     |                                                                                                                      |
|-------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Navn                                | Dicyclohexylamin                                                                                                     |
| CAS-nr.                             | 101-83-7                                                                                                             |
| EINECS-nr.                          | 202-980-7                                                                                                            |
| Molekylformel                       | $C_{12}H_{23}N$                                                                                                      |
| Stoffets opbygning                  |                                   |
| Molvægt (g/mol)                     | 181.31                                                                                                               |
| Synonymer                           | Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-                                                                                        |
| Beskrivelse                         | Farveløs væske                                                                                                       |
| Kogepunkt                           | 255,8 °C (Budovar, 1996i)                                                                                            |
| Smeltepunkt                         | -0,1 °C (Budovari, 1996)                                                                                             |
| Opløselighed                        | 800 mg/l, 25 °C, vand (Iuclid dataset dicyclohexylamin). Stoffet er opløseligt i ethanol, ether, benzen (Lide, 1996) |
| Fordelingskoefficient $\log K_{ow}$ | 3,5 (Iuclid dataset dicyclohexylamin)                                                                                |
| Damptryk                            | 1 hPa ved 65 °C (Iuclid dataset dicyclohexylamin)                                                                    |
| Lugt                                | Aminagtig lugt (Ashford, 1994)                                                                                       |

#### **7.3.3.2 Fundne mængder**

Stoffet er fundet ved udvaskningsforsøg af infill nr. 1, 2, 3 og 14 i koncentrationer fra 99 til 1.167 µg/l. Stoffet ser ud til at blive omdannet i den basiske calciumchlorid, eksempelvis ved iltning, så koncentrationen falder til 1/10-1/100 i forhold til udvaskning med neutralt vand.

#### **7.3.3.3 Stoffets funktion**

Stoffet formodes at være et fraspaltningsprodukt fra en tilsat accelerator.

#### **7.3.3.4 Klassificering og grænseværdier**

Stoffet er opført på listen over farlige stoffer (Miljøministeriet, 2005) og klassificeres som:

|           |                                                                                                                          |
|-----------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Xn, R22   | Sundhedsskadelig; farlig ved indtagelse                                                                                  |
| C;R34     | Ætsende                                                                                                                  |
| N; R50/53 | Miljøskadelig; Meget giftig for organismer, der lever i vand/<br>Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet |

Der er ingen arbejdshygienisk grænseværdi for stoffet.

#### **7.3.3.5 Sundhedsmæssige effekter**

Der er fundet data vedrørende sundhedsmæssige effekter i TOXNET og i tilknyttede databaser. Stoffet findes som datablad i IUCLID.

#### **Akut toksicitet**

Data for akut toksicitet:

- LD<sub>50</sub> rotte, oral 200-373 mg/kg (Iuclid dataset dicyclohexylamin)
- LD<sub>50</sub> mus, oral 500 mg/kg (Iuclid dataset dicyclohexylamin)
- LD<sub>50</sub> kanin, dermal 200-316 mg/kg (MONSANTO CO, 03/18/77)

Test på kaniner viser, at stoffet er ætsende ved 45 mg/dyr i 8 timer og kraftigt irriterende ved 0,75 mg/dyr i 24 timer (Iuclid dataset dicyclohexylamin).

I (E. Goettinger, 1971) er angivet, at 40 % af dicyclohexylamin omdannes til cyclohexanamin.

#### **Subkronisk toksicitet**

Der er ikke fundet data på test på forsøgsdyr, som viser en sensibiliserende effekt. I (Budovari, 1996) er stoffet dog angivet som et muligt sensibiliserende stof.

#### **Kronisk toksicitet**

Der er ikke fundet data fra langtidstest, men data for akut toksicitet viser, at den akutte toksicitet er sammenlignelig med cyclohexylamin inden for en faktor 2-3.

Da 40 % af dicyclohexylamin omdannes til cyclohexanamin, formodes det, at NOAEL for dicyclohexylamin er på samme niveau som cyclohexanamin, svarende til ca. 20 mg/kg/dag. Ved vurderingen benyttes dog data for akut giftighed.

#### **7.3.3.6 Eksponeringsscenarier**

Maksimumindholdet i væske fra udvaskning er 1.167 µg cyclohexanamin pr. liter væske med 100 gram granulat. Heraf beregnes en forventet maksimal udvasket mængde stof på 11,67 µg stof/gram gummipartikler pr. dag.

Med en  $\log K_{ow} = 3,5$  antages hudabsorptionen at være 100 %.

Ved hudoptagelse regnes med en maksimal eksponering for gummigranulat på 109 mg/kg/dag, hvoraf fås:

Optagelse, hud =  $0,109 \text{ g/kg} \cdot 1 \cdot 11,67 \text{ } \mu\text{g/g} = 1,27 \text{ } \mu\text{g/kg k.v./dag}$ .

Optagelse ved oralt indtag vil med en eksponering på maksimalt 93 mg/kg/dag være på et sammenligneligt niveau med optagelse via hud.

#### 7.3.3.7 Vurdering

##### **Sundhedsmæssige data til vurdering**

Data for stoffet omfatter kun akut giftighed med laveste akutte giftighed  $LD_{50}$  rotte, oral = 200 mg/kg/dag.

Stoffet er muligvis sensibiliserende.

##### **Sundhedsmæssig risiko**

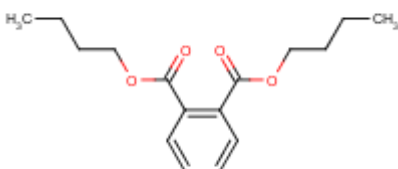
En beregning ud fra den laveste akutte giftighed  $LD_{50}$  rotte, oral = 200 mg/kg/dag giver  $MOS = 200/0,00127 = 157.000$  ved hudoptagelse, hvilket er 16 gange over en usikkerhedsfaktor på 10.000, som bør anvendes ved vurdering ud fra akut giftighed. MOS ved oralt optag er i samme størrelsesorden.

Der vurderes ikke at være sundhedsmæssige effekter forbundet med eksponering for stoffet på nær særligt følsomme individer, som måske kan udvikle allergiske reaktioner.

#### 7.3.4 Dibutylftalat

Stoffet er tidligere beskrevet i (Kortlægning nr. 43, 2003). Data er i det følgende opdateret.

##### 7.3.4.1 Identitet

|                    |                                                                                     |
|--------------------|-------------------------------------------------------------------------------------|
| Navn               | Dibutylftalat                                                                       |
| CAS-nr.            | 84-74-2                                                                             |
| EINECS-nr.         | 201-557-4                                                                           |
| Molekylformel      | $C_{16}H_{22}O_4$                                                                   |
| Stoffets opbygning |  |
| Molvægt (g/mol)    | 278,34                                                                              |
| Synonymer          |                                                                                     |
| Beskrivelse        | Olieagtig væske (Rar dibutylftalat)                                                 |
| Kogepunkt          | 340 °C (Rar dibutylftalat)                                                          |
| Smeltepunkt        | -69 °C (Rar dibutylftalat)                                                          |
| Opløselighed       | 10 mg/l, 20 °C, vand (Rar dibutylftalat)                                            |



|                                           |                                       |
|-------------------------------------------|---------------------------------------|
| Fordelingskoefficient Log K <sub>ow</sub> | 4,57 (Rar dibutylftalat)              |
| Damptryk                                  | 9,7 hPa ved 55 °C (Rar dibutylftalat) |
| Lugt                                      | -                                     |

#### 7.3.4.2 Fundne mængder

Stoffet er fundet ved udvaskningsforsøg af alle undersøgte infill nr. 1, 2, 3, 4, 10 og 11 i koncentrationer fra 61-178 µg/l. Stoffet er nedbrudt (hydrolyse af esterbinding) til < 5 % af koncentrationen i neutralt vand i alle de basiske calciumchloridbaserede kontaktvæsker (nr. 1, 3, 11 og 14).

#### 7.3.4.3 Stoffets funktion

Stoffet er en blødgører, som muligvis er et forureningsprodukt, eller som stammer fra en klæber.

#### 7.3.4.4 Klassificering og grænseværdier

Stoffet er opført på den vejledende liste til selvklassificering (Miljøministeriet, 2005) og klassificeres som:

N R51/R53 Miljøskadelig; Giftig for organismer, der lever i vand/Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

I (Rar dibutylftalat) er stoffet klassificeret som:

T;R61,R62 Giftig; Kan skade barnet under graviditeten/Mulighed for skade på forplantningsevnen

N:R50 Miljøskadelig; Meget giftig for organismer, der lever i vand

Den arbejds-hygieniske grænseværdi for stoffet er 3 mg/m<sup>3</sup> (At-vejledning, 2007).

#### 7.3.4.5 Sundhedsmæssige effekter

Data er baseret på risikovurderingen for stoffet (Rar dibutylftalat).

##### Akut toksicitet

Den akutte toksicitet er meget lav:

- LD<sub>50</sub> rotte, oral 6.300-8.000 mg/kg (Rar dibutylftalat)
- LD<sub>50</sub> mus, oral 4.840 mg/kg (Rar dibutylftalat)
- LD<sub>50</sub> kanin, dermal 20.000 mg/kg (Rar dibutylftalat)

##### Subkronisk toksicitet

Stoffet er ikke konstateret sensibiliserende i test på forsøgsdyr (Rar dibutylftalat).

I et 3 måneders fodringsforsøg med rotter opnås NOAEL = 152 mg/kg/dag for levereffekter (peroxisomalbaserede ændringer i lever).

##### Kronisk toksicitet

Der er findes ifølge (Rar dibutylftalat) ikke data, som kan afgøre, om der er cancerogene effekter for stoffet.

Vedrørende reprotoksiske effekter gav et 1-generations-studie på rottter NOAEL = 50 mg/kg/dag for fosterskadende effekter, mens et 2-generations-studie gav LOAEL = 52 mg/kg/dag for fosterskadende effekter for hanrotter og 80 mg/kg/dag for hunrotter, med maternal toksicitet på 375 mg/kg/dag.

I (Rar dibutylftalat) er LOAEL for fosterskadende effekt således bestemt til 52 mg/kg/dag ud fra 2-generations-studiet, mens NOAEL = 152 mg/kg/dag benyttes for voksne ikke-gravide.

#### **7.3.4.6 Eksponeringsscenarier**

Maksimumindholdet i væske fra udvaskning er 178 µg dibutylftalat pr. liter væske med 100 gram granulat. Heraf beregnes en forventet maksimal udvasket mængde stof på 1,78 µg stof/gram gummipartikler pr. dag. Med en  $\log K_{ow} = 4,57$  antages hudabsorptionen at være 10 %.

Ved hudoptagelse regnes med en maksimal eksponering for gummigranulat på 109 mg/kg/dag, hvoraf fås:

Optagelse, hud =  $0,109 \text{ g/kg} * 0,1 * 1,78 \text{ µg/g} = 0,019 \text{ µg/kg k.v./dag}$ .

Ved oral optagelse antages 100 % optagelse.

Optagelse, oral =  $0,093 \text{ g/kg} * 1 * 1,78 \text{ µg/g} = 0,16 \text{ µg/kg k.v./dag}$ .

#### **7.3.4.7 Vurdering**

##### **Sundhedsmæssige data til vurdering**

Stoffet fremkalder leverskader i rotter ved NOAEL = 152 mg/kg/dag og fosterskadende effekter ved LOAEL = 52 mg/kg/dag.

##### **Sundhedsmæssig risiko**

Ud fra LOAEL for rotter på ca. 52 mg/kg/dag fås en sikkerhedsmargin på  $MOS = 52/0,00016 = 314.000$  ved oralt optag. MOS for hudoptag er ca. 10 gange større. Med en usikkerhedsfaktor på 1.000 grundet LOAEL vurderes det således, at der ikke er sundhedsmæssige effekter forbundet med eksponering for stoffet.

#### **7.3.5 Konklusion**

Der er samlet vurderet, at der ikke vil være sundhedsmæssige effekter forbundet med eksponering for de 4 undersøgte stoffer på nær en mulig risiko for udvikling af allergi i særligt følsomme individer (benzothiazol og de 2 aminer).

## 8 Miljømæssig vurdering

Der blev ved analyser af væskerne fra udvaskningsforsøgene identificeret en række miljøskadelige stoffer.

Således blev der fundet en række miljøskadelige stoffer enten klassificeret med R50, R51 eller R52 og evt. i kombination med R53 i udvaskningsforsøg af enten elastisk infill, kunstgræs eller pad.

Der blev udvalgt 6 stoffer, der forekommer i væsentlige koncentrationer i kontaktvæskerne fra udvaskningsforsøgene. For disse er fundet økotoxikologiske data til vurdering af mindste-effektniveauet (PNEC) i vandmiljøet.

Stofferne er følgende:

- Zink og salte heraf
- 6PPD
- Dicyclohexylamin
- Diisobutylftalat
- Nonylphenol
- 2,4-Di-tert-butylphenol

Der er i denne vurdering endvidere foretaget en revurdering af data til beregning af PNEC for diethylftalat benyttet i den norske undersøgelse, og det er desuden valgt at supplere med en miljømæssig vurdering af bis(2,2,6,6-tetrametyl-4-piperidinyl)sebacat.

Det er i den anvendte modelbetragtning vurderet, at drænvand fra boldbaner med kunstgræsbelægning vil kunne afgives på 3 forskellige måder:

- Drænvandet kan sive ned gennem den underliggende jord med mulig forurening af grundvandet til følge.
- Drænvandet kan afledes via kloak med mulig forhøjet belastning af tilløb til renseanlæg med miljøskadelige stoffer.
- Drænvand vil ved større regnskyl kunne afledes til nærliggende vandløb. Endvidere vil overskudsvand fra kloak ved kraftige regnskyl kunne udledes til vandmiljøet.

Det er ikke muligt at foretage en komplet miljøvurdering af alle 3 scenarier inden for nærværende projekts rammer. Derfor er det valgt at vurdere afledning af overskudsdrænvand til et nærliggende vandløb efter TGDs standardmodeller, hvilket også er benyttet i en norsk miljøvurdering (T. Källquist, 2005).

Samtidig vurderes det mulige bidrag til drikkevandsforurening ud fra drænvandets koncentrationer af miljø og sundhedsskadelige stoffer, og der foretages et skøn med hensyn til, om der kan være forhøjet belastning af miljøskadelige stoffer i drænvand, der afledes til kloak.

## 8.1 Zink og salte heraf

Zink, CAS-nr. 7440-66-6, er klassificeret med:

N;R50/53: Meget giftig for organismer, der lever i vand/Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

Udvaskning af zink vil forekomme som zinkioner - sandsynligvis som en zinkkloridopløsning, især i vinterperioden.

Da den økotoksikologiske virkning af zink skyldes de opløste zinkioner, findes sådanne data ikke i IUCLID datasættet for metallet zink (IUCLID dataset zink), og det er derfor valgt at finde økotoksikologiske data for zinkklorid, CAS-nr. 7646-85-7.

### 8.1.1 Økotoksikologiske data

I Tabel 8.1 er vist økotoksikologiske data for fisk, hvirvelløse dyr og alger.

Tabel 8.1 Økotoksikologiske data for opløst zink

| Organisme                                    | Værdi (koncentration som zink)                                               | Referencer                  |
|----------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------|
| Fisk<br>( <i>Brachydanio rerio</i> )         | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 18,2 mg/l                                      | (IUCLID dataset zinkklorid) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> )  | EC <sub>50</sub> , 72 timer = 0,073-0,39 mg/l                                | (IUCLID dataset zinkklorid) |
| Alger<br>( <i>Selenastrum apricornutum</i> ) | NOEC (EC <sub>20</sub> ) 96 timer = 0,05 mg/l                                | (IUCLID dataset zinkklorid) |
| Alger<br>( <i>Navicula incerta</i> )         | EC <sub>50</sub> , 96 timer = 10 mg/l , EC <sub>10</sub> , 96 timer = 1 mg/l | IUCLID dataset zinkklorid)  |

Opløseligheden af zinkklorid meget høj med en opløselighed på 4.320 g/l ved 25 °C.

Bioakkumulationsfaktoren for opløst zink i alger angives op til ca. BCF = 10.000, mens akkumulation i de fleste bløddyr er op til 500, bortset fra bløddyr, som lever i sediment, fx krabber med BCF op til 10.000 og østers op til 15.000 (IUCLID dataset zink).

For fisk er bioakkumulationen af opløst zink < 500 (IUCLID dataset zink).

### 8.1.2 Estimering af 0-effektniveau

NOEC-værdien for alger giver med en vurderingsfaktor på 100 et mindste-effektniveau på PNEC = 0,5 µg/l.

I den norske miljøundersøgelse (T. Källquist, 2005) er benyttet  $PNEC_{\text{vand}} = 3,1 \mu\text{g/l}$  ud fra et bedre datagrundlag i udkast til EU-risikovurdering af miljøeffekter for zink, hvorfor denne værdi benyttes til miljøvurderingen.

## 8.2 6PPD

6PPD 1,4-Benzendiamin, N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-phenyl-, CAS-nr. 793-24-8, har en vejledende klassificering med:

N;R50/53: Meget giftig for organismer, der lever i vand/Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

### 8.2.1 Økotoksikologiske data

I Tabel 8.2 er vist økotoksikologiske data for fisk, hvirvelløse dyr og alger.

Tabel 8.2 Økotoksikologiske data for 6PPD

| Organisme                                  | Værdi                                                            | Referencer            |
|--------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|-----------------------|
| Fisk ( <i>Lepomis macrochirus</i> )        | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 0,4 mg/l                           | (IUCLID dataset 6PPD) |
| Fisk ( <i>Salmo gairdneri</i> )            | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 0,14 mg/l                          | (IUCLID dataset 6PPD) |
| Fisk ( <i>Primephales promelas</i> )       | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 0,15 mg/l                          | (IUCLID dataset 6PPD) |
| Hvirvelløse dyr ( <i>Daphnia magna</i> )   | EC <sub>50</sub> , 48 timer = 0,51-0,82 mg/l<br>NOEC = 0,25 mg/l | (IUCLID dataset 6PPD) |
| Alger ( <i>Selenastrum capricornutum</i> ) | EC <sub>50</sub> , 96 timer = 0,6 mg/l                           | (IUCLID dataset 6PPD) |

Fordelingskoefficienten mellem oktanol og vand er  $\log K_{ow} = 5,4$  (IUCLID dataset 6PPD), hvorfor der kan forventes bioakkumulation (risiko ved  $\log K_{ow} = 3$ ).

Stoffet er ikke nedbrydeligt ud fra bionedbrydelighedstest. En aerob bionedbrydelighedstest med aktiveret slam gav således 7,2 % nedbrydning efter 32 dage og en aerob test med husholdningsslam 13-40 % over 28 dage.

I forbindelse med bionedbrydelighedstest er angivet en EC<sub>50</sub> for aktiveret slam til 450 mg/l ved 3 timers eksponering (IUCLID dataset 6PPD).

#### **Kronisk toksicitet**

Der er ikke fundet data for langtidsforsøg.

### 8.2.2 Estimering af 0-effektniveau

Data for korttidseksponering viser, at stoffet er mere giftigt for fisk med LC<sub>50</sub> = 0,14 mod 0,5-0,6 mg/l for hvirvelløse dyr og alger. Da der ikke er fundet data for langtidsforsøg, men for korttidseksponering for de 3 trofiske niveauer, benyttes i henhold til TGD en vurderingsfaktor på 1.000 og LC<sub>50</sub> = 0,14 mg/l. Herved kan estimeres PNEC = 0,14 µg/l.

## 8.3 Dicyclohexylamin

Dicyclohexylamin, CAS-nr. 101-83-7, har en vejledende klassificering med:

N;R50/53: Meget giftig for organismer, der lever i vand/Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

### 8.3.1 Økotoksikologiske data

I Tabel 8.3 er vist økotoksikologiske data for fisk og alger.

Tabel 8.3 Økotoksikologiske data for dicyclohexylamin

| Organisme                                   | Værdi                                                                                                                            | Referencer                        |
|---------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------|
| Fisk<br>( <i>Brachydanio rerio</i> )        | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 62 mg/l                                                                                            | (IUCLID dataset dicyclohexylamin) |
| Alger<br>( <i>Scenedesmus subspicatus</i> ) | EbC <sub>50</sub> 72 timer = 0,38 mg/l<br>EbC <sub>10</sub> 72 timer = 0,02 mg/l<br>(algeinhibitionstest for biomasseproduktion) | (IUCLID dataset dicyclohexylamin) |
| Alger<br>( <i>Scenedesmus subspicatus</i> ) | ErC <sub>10</sub> 72 timer > 0,063 og < 0,125 mg/l (vækstforsøg)<br>NOEC = 0,016 mg/l                                            | (IUCLID dataset dicyclohexylamin) |

Fordeleskoefficient oktanol-vand  $\log K_{ow} = 3,5$  (IUCLID dataset dicyclohexylamin).

Vandopløseligheden er 800 mg/l, 25 °C.

Stoffet er nemt nedbrydeligt ud fra bionedbrydelighedstest. Aerobe bionedbrydelighedstest med husholdningsslam gav således > 90 % nedbrydning efter 20 dage ved en koncentration på 0,8 mg/l, og test i aktiveret slam gav 76,9 % nedbrydning efter 14 dage ved en stofkoncentration på 100 mg/l (IUCLID dataset dicyclohexylamin).

#### **Kronisk toksicitet**

Der findes kun data for vækstforsøg med alger.

### **8.3.2 Estimering af 0-effektniveau**

Data for økotoksicitet er mangelfulde, da der ikke er data for hvirvelløse dyr. Fra vækstforsøget i tabellen på ***Scenedesmus subspicatus***-alger blev angivet en NOEC = 0,016 mg/l med en LOEC på 0,031 mg/l, som kan benyttes til vurdering af kronisk effekt på alger i henhold til TGD.

Da der ikke findes data for hvirvelløse dyr, kan der ikke umiddelbart estimeres en PNEC.

For at supplere datagrundlaget ses på det beslægtede stof cyclohexylamin.

Tabel 8.4 Økotoksikologiske data for cyclohexylamin

| Organisme                                    | Værdi                                                   | Referencer                      |
|----------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------|
| Fisk<br>( <i>Leuciscus idus</i> )            | LC <sub>50</sub> , 48 timer = 58 mg/l                   | (IUCLID dataset cyclohexylamin) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> )  | EC <sub>50</sub> , 24 timer = 49-80 mg/l                |                                 |
| Alger<br>( <i>Microcystis aeruginosa</i> )   | Toxicity threshold = 0,02 mg/l<br>(8 dages vækstforsøg) | (IUCLID dataset cyclohexylamin) |
| Alger<br>( <i>Scenedesmus quadricauda</i> )  | Toxicity threshold = 0,51 mg/l<br>(8 dages vækstforsøg) | (IUCLID dataset cyclohexylamin) |
| Alger<br>( <i>Selenastrum apricornutum</i> ) | EC <sub>50</sub> , 96 timer = 20 mg/l                   | (IUCLID dataset cyclohexylamin) |

Stoffet viser korttidseffekter med LC<sub>50</sub> for fisk på samme niveau som dicyclohexylamin. Korttidseffekter for hvirvelløse dyr er på niveau med data for fisk, og data for alger tyder på nogenlunde samme giftighed for de to stoffer.

Som et estimat på 0-effektniveauet PNEC for begge stoffer benyttes den laveste værdi for vækstforsøgene på alger og en vurderingsfaktor på 100, svarende til  $PNEC = 0,2 \text{ ug/l}$ .

Da korttidseffekter for fisk og hvirvelløse dyr ligger på ca. 50 mg/l, vil 0-effektniveauet for disse trofiske niveauer forventes en faktor 1.000 under  $LC/EC_{50}$ , svarende til 50 ug/l. Den estimerede PNEC giver derfor tilstrækkelig beskyttelse for fisk og alger.

## 8.4 Diisobutylftalat

Diisobutylftalat, CAS-nr. 84-69-5, har en vejledende klassificering med:

N;R50/53: Meget giftig for organismer, der lever i vand/Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

### 8.4.1 Økotoksikologiske data

I Tabel 8.5 er vist økotoksikologiske data for fisk, hvirvelløse dyr og alger.

Tabel 8.5 Økotoksikologiske data for diisobutylftalat

| Organisme                                      | Værdi                                             | Referencer            |
|------------------------------------------------|---------------------------------------------------|-----------------------|
| Fisk<br>( <i>Primaphales promelas</i> )        | $LC_{50}$ , 96 timer = 0,73 mg/l                  | (IUCLID dataset DIBP) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> )    | $EC_{50}$ , 24 timer = 7,4 mg/l                   | (IUCLID dataset DIBP) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> )    | 21 dages forsøg: LOEC = 3 mg/l,<br>NOEC = 1 mg/l  | (IUCLID dataset DIBP) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Nitogra spinipes</i> ) | $EC_{50}$ , 48 timer = 3 mg/l                     | (IUCLID dataset DIBP) |
| Alger<br>( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )    | $EC_{50}$ , 72 timer = 1 mg/l<br>NOEC = 0,19 mg/l | (IUCLID dataset DIBP) |

Fordelingskoefficient oktanol-vand  $\log K_{ow} = 4,11$  (IUCLID dataset DIBP), hvorfor der kan forventes bioakkumulation (risiko ved  $\log K_{ow} = 3$ ). Bioakkumulationsfaktorer for cyprinus carpio er ud fra modelberegninger angivet til 780.

Stoffet er let nedbrydeligt ud fra bionedbrydelighedstest. 2 aerobe bionedbrydelighedstest med husholdningsslam gav henholdsvis 79 og 94 % nedbrydning efter 28 dage (IUCLID dataset DIBP).

#### **Kronisk toksicitet**

For ***Daphnia magna*** er fundet NOEC = 1 mg/l i forsøg over 21 dage med LOEC = 3 mg/l (IUCLID dataset DIBP).

### 8.4.2 Estimering af 0-effektniveau

Alger er næsten 7,4 gange mere følsomme end hvirvelløse dyr, da  $EC_{50}$ , 72 timer alger = 1 mg/l mod  $EC_{50}$ , 24 timer daphnia magna, hvorfor  $PNEC_v$  i henhold til TGDs standardvurderingsfaktorer estimeres fra den laveste korttidsværdi for alger til  $PNEC = 1 \mu\text{g/l}$  ved at benytte en vurderingsfaktor på 1.000.

## 8.5 Nonylphenol

Nonylphenol, CAS-nr. 25154-52-3, er klassificeret med:

N;R50/53: Meget giftig for organismer, der lever i vand/Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

### 8.5.1 Økotoksikologiske data

I Tabel 8.6 er vist økotoksikologiske data for fisk, hvirvelløse dyr og alger.

Tabel 8.6 Økotoksikologiske data for nonylphenol

| Organisme                                   | Værdi                                     | Referencer        |
|---------------------------------------------|-------------------------------------------|-------------------|
| Fisk<br>( <i>Primaphales promelas</i> )     | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 0,128 mg/l  | (Rar nonylphenol) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia Magma</i> ) | EC <sub>50</sub> , 48 timer = 0,085 mg/l  | (Rar nonylphenol) |
| Alger<br>( <i>Scenedesmus subspicatus</i> ) | EC <sub>50</sub> , 72 timer = 0,0653 mg/l | (Rar nonylphenol) |

Fordelingskoefficient oktanol-vand  $\log K_{ow} = 4,48$  (Rar nonylphenol), hvorfor der kan forventes bioakkumulation (risiko ved over  $\log K_{ow} = 3$ ). Bioakkumulationsfaktoren er i referencen angivet til 1280.

Stoffet er ikke let nedbrydeligt ud fra bionedbrydelighedstest. 2 aerobe bionedbrydelighedstests med husholdningsslam gav henholdsvis 10 og 19 % nedbrydning efter 10 dage, samt 53 og 62 % nedbrydning efter 28 dage (Rar nonylphenol).

#### **Kronisk toksicitet**

For fisk og ligeledes hvirvelløse dyr er NOEC fra langtidsforsøg angivet til mellem 1 og 10 µg/l, mens NOEC-værdien for alger er baseret på en EC<sub>10</sub>-værdi og sat til 3,3 µg/l (Rar nonylphenol).

### 8.5.2 Estimering af 0-effektniveau

Den estimerede 0-effekt-koncentration for organismer, der lever i vand, PNEC<sub>v</sub>, er beregnet til 0,33 µg/l ved at benytte en vurderingsfaktor på 10 (Rar nonylphenol).

## 8.6 2,4-di-tert-butylphenol

2,4-di-tert-butylphenol, CAS-nr. 96-76-4, er vejledende klassificeret med:

N;R51/53: Giftig for organismer, der lever i vand/Kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet.

### 8.6.1 Økotoksikologiske data

I Tabel 8.7 er vist økotoksikologiske data for fisk, hvirvelløse dyr og alger.

Tabel 8.7 Økotoksikologiske data for 2,4 di-tert-butylphenol

| Organisme                      | Værdi                                  | Referencer                               |
|--------------------------------|----------------------------------------|------------------------------------------|
| Fisk ( <i>Leuciscus idus</i> ) | LC <sub>50</sub> , 48 timer = 1,8 mg/l | (IUCLID dataset 2,4-di-tert-butylphenol) |



Fordeleskoefficient oktanol-vand  $\log K_{ow} = 5,13$  (IUCLID dataset 2,4-di-tert-butylphenol), hvorfor der kan forventes bioakkumulation.

Vandopløseligheden er 12 mg/l, 20 °C.

Stoffet er ikke let nedbrydeligt ud fra bionedbrydelighedstest. En aerob bionedbrydelighedstest med aktiveret slam og koncentration af stoffet på 34,5 mg/l viste 2 % nedbrydning efter 28 dage (IUCLID dataset 2,4-di-tert-butylphenol).

#### **Kronisk toksicitet**

Der findes ingen data for langtidsforsøg.

### **8.6.2 Estimering af 0-effektniveau**

Da der kun er fundet data for fisk, kan der ikke umiddelbart estimeres en PNEC.

Der er derfor søgt data på beslægtede stoffer.

I Tabel 8.8 er vist data for det beslægtede stof 2,6-di-tert-butylphenol, CAS-nr. 128-39-2.

Tabel 8.8 Økotoksikologiske data for 2,6 di-tert-butylphenol

| Organisme                                        | Værdi                                   | Referencer                               |
|--------------------------------------------------|-----------------------------------------|------------------------------------------|
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> )      | EC <sub>50</sub> , 48 timer = 0,45 mg/l | (IUCLID dataset 2,6-di-tert-butylphenol) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Gammarus fasciatus</i> ) | EC <sub>50</sub> , 48 timer = 0,6 mg/l  | (IUCLID dataset 2,6-di-tert-butylphenol) |

I Tabel 8.9 er vist data for phenol, CAS-nr. 108-95-2.

Tabel 8.9 Økotoksikologiske data for phenol

| Organisme                                    | Værdi                                     | Referencer   |
|----------------------------------------------|-------------------------------------------|--------------|
| Fisk<br>( <i>Leuciscus idus</i> )            | LC <sub>50</sub> , 48 timer = 14 mg/l     | (rar phenol) |
| Fisk<br>(larver <i>cirrhina mrigala</i> )    | NOEC = 77-94 µg/l                         | (rar phenol) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> )  | EC <sub>50</sub> , 48 timer = 4,2-13 mg/l | (rar phenol) |
| Alger<br>( <i>Selenastrum apricornitum</i> ) | EC <sub>50</sub> , 96 timer = 37-84 mg/l  | (rar phenol) |

For phenol er angivet en PNEC 7,7 µg/l ud fra langtidseffekter over for fiskeyngel.

Det ses, at 2,4-di-tert-butylphenol og det beslægtede stof 2,6-di-tert-butylphenol i korttidsforsøg har næsten 10 gange lavere værdier af LC<sub>50</sub> for fisk af samme art (*leuciscus idus*) og EC<sub>50</sub> for hvirvelløse dyr af samme art (*daphnia magna*) end phenol. Dette kan tyde på et 0-effektniveau, som måske er lavere end for phenol. Det antages, at alger, som for phenol, er de mindst følsomme organismer for stoffet 2,4-di-tert-butylphenol og det beslægtede stof 2,6-di-tert-butylphenol. I så fald kan 0-effektniveauet estimeres til PNEC = 0,45/1000 = 0,45 µg/l ud fra den laveste korttidseffekt og en vurderingsfaktor på 1000.

## 8.7 Diethylftalat

Data for PNEC for diethylphthalat, CAS-nr. 884-66-2, er i det følgende revurderet i henhold til vurdering foretaget i en norsk undersøgelse af miljøeffekter fra kunstgræsbaner (T. Källquist, 2005).

### 8.7.1 Økotoxikologiske data

Der er fundet følgende økotoxikologiske data:

| Organisme                                      | Værdi                                                                                                    | Referencer           |
|------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------|
| Fisk ( <i>Primaphales promelas</i> )           | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 17 mg/l                                                                    | (IUCLID dataset DEP) |
| Fisk ( <i>Salmo gairdneri</i> )                | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 12 mg/l                                                                    | (IUCLID dataset DEP) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> )    | EC <sub>50</sub> , 48 timer = 36-54 mg/l<br>NOEC = 10 mg/l (korttids)<br>21 dages forsøg: NOEC = 13 mg/l | IUCLID dataset DEP)  |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Musidopsis bahia</i> ) | EC <sub>50</sub> , 24 timer = 5,3 mg/l<br>NOEC = 5,3 mg/l                                                | IUCLID dataset DEP)  |
| Alger<br>( <i>Scenedesmus subspicatus</i> )    | EC <sub>50</sub> , 72 timer = 23 mg/l<br>EC <sub>10</sub> , 72 timer = 9 mg/l                            | (IUCLID dataset DEP) |

### 8.7.2 Estimering af 0-effektniveau

Data tyder på, at fisk i korttidsforsøg er 3-4 gange mere følsomme end hvirvelløse dyr og en faktor 2 mere følsomme end alger. Man kan derfor ikke benytte NOEC fra langtidsforsøget for hvirvelløse dyr, men bør benytte den laveste korttidseffekt LC<sub>50</sub> for fisk = 12 mg/l, hvorved estimeres et 0-effektniveau PNEC = 12 µg/l.

(Der var i den norske undersøgelse estimeret en PNEC = 900 µg/l ud fra NOEC = EC<sub>10</sub> for alger på 9 mg/l og en vurderingsfaktor på 10).

## 8.8 Bis(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidyl)sebacat

Data for PNEC for Bis(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidyl)sebacat, CAS-nr. 52829-07-9, er i det følgende vurderet på basis af oplysninger i leverandørbrugsanvisning (Brugsanvisning Lowilite 77). Stoffet er en polymerstabilisator, som er fundet i meget høje koncentrationer i væske fra udvaskningsforsøg fra test af et kunstgræsprodukt.

### 8.8.1 Økotoxikologiske data

Der er fundet følgende økotoxikologiske data:

| Organisme                                   | Værdi                                  | Referencer                   |
|---------------------------------------------|----------------------------------------|------------------------------|
| Fisk                                        | LC <sub>50</sub> , 96 timer = 4,4 mg/l | (Brugsanvisning Lowilite 77) |
| Hvirvelløse dyr<br>( <i>Daphnia magna</i> ) | EC <sub>50</sub> , 24 timer = 17 mg/l  | (Brugsanvisning Lowilite 77) |
| Alger                                       | EC <sub>50</sub> , 72 timer = 1,9 mg/l | (Brugsanvisning Lowilite 77) |

Fordelelingskoefficient oktanol-vand log K<sub>ow</sub> = 0,35 (Brugsanvisning Lowilite 77).

### 8.8.2 Estimering af 0-effektniveau

Der findes kun korttidsdata, hvoraf alger er den mest følsomme organisme. Heraf kan estimeres et 0-effektniveau  $PNEC = 1,9/1000 = 1,9 \mu\text{g/l}$  med en vurderingsfaktor på 1.000.

### 8.9 Estimering af effekt af udledte stoffer

#### 8.9.1 Udledte stofmængder i drænvand

I det følgende beregnes mængden af stoffer fra gummigranulat og kunstgræsmåtte i drænvand over et år under forudsætning af, at de fundne koncentrationer fra udvaskningsforsøg er ligevægtskoncentrationer, som ikke falder med tiden.

Der er benyttet et areal af en boldbane på  $8000 \text{ m}^2$  og nedbørsmængder på  $702 \text{ mm/år}$  ud fra DMIs statistik 1966-1990 for Østjylland.

Mængden af kunstgræsmåtte er beregnet til 24 tons ud fra en gennemsnitsvægt af modtagne prøver på  $3 \text{ kg/m}^2$ , mens vægten af gummigranulat er sat til 100 tons pr. bane ud fra oplysninger under kortlægningen.

Mængden af nedbør svarer til et forhold mellem væske og infill på 0,15:1 for et døgn samt for kunstgræs et forhold på 0,64:1 for et døgn. Dette er meget mindre pr. døgn end for udvaskningsforsøget.

Tabel 8.10 Worst case-estimat af udledte mængder af stoffer fra en boldbane med elastisk fyldmateriale pr. år

| Stof                      | Stofindhold i drænvand g/år | Maksimalt indhold i produkt ud fra DCM-ekstraktion og ICP (ug/g) | Indhold i produkt pr. bane (g) | % stof i drænvand i forhold til indhold |
|---------------------------|-----------------------------|------------------------------------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------------|
| Zn                        | 12.917                      | 17.000                                                           | 1.700.000                      | 0,76                                    |
| Dibutylftalat (DBP)       | 999,6                       | 50                                                               | 5.000                          | 20                                      |
| Diisobutylftalat (DIBP)   | 550,4                       | 175                                                              | 17.500                         | 3                                       |
| Diethylhexylftalat (DEHP) | 640                         | 60                                                               | 6.000                          | 10,7                                    |

Tabellen viser, at mindre end 1 % af zinkindholdet og op til 20 % af ftalatindholdet udvaskes over et år, hvis det antages, at udvaskningen foregår med samme effektivitet over et år som over 24 timer. Det er som nævnt i analyseafsnittet vurderet, at stofkoncentrationerne i kontaktvand er maksimale koncentrationer, der sandsynligvis er noget højere end de koncentrationer, som vil opnås i drænvand fra en boldbane. Endvidere er det sandsynligt, at drænvandskoncentrationerne af ftalater vil falde med tiden, såfremt infill forbliver intakt over tid. Nærmere undersøgelser er imidlertid nødvendige for at bekræfte dette.

Tabel 8.11 Worst case-estimat af udledte mængder fra en boldbane fra kunstgræs pr. år

| Stof                      | Stofindhold i drænvand g/år | Maksimalt indhold i produkt ud fra DCM-ekstraktion (ug/g) | Indhold i produkt pr. bane (g) | % stof i drænvand i forhold til indhold |
|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------------|
| Diethylhexylftalat (DEHP) | 1028                        | 104                                                       | 2496                           | 41                                      |
| Nonylphenol               | 2157                        | 57                                                        | 1368                           | 158                                     |

Tabellen viser, at en stor del af ftalatindholdet og 158 % af nonylphenolen udvaskes over et år, hvis det antages, at udvaskningen foregår med samme effektivitet over et år som over 24 timer. Det er som nævnt i analyseafsnittet vurderet, at stofkoncentrationerne i kontaktvand er maksimale koncentrationer, der sandsynligvis er noget højere end de koncentrationer, som vil opnås i drænvand fra en boldbane. Endvidere er det sandsynligt, at drænvandskoncentrationerne af ftalater og nonylphenoler vil falde med tiden, såfremt infill forbliver intakt over tid. Nærmere undersøgelser er imidlertid nødvendige for at bekræfte dette.

### 8.9.2 Udledning af afdræningsvand til vandløb

I den følgende modelberegning undersøges effekten af udledning af udvalgte stoffer til eventuelle vandløb nær fodboldbaner (lokale effekter). Dette vil især være relevant under større regnskyl, hvor banens dræn ikke kan modtage al regnvand. Beregningen er udført med samme forudsætninger som i den norske undersøgelse (T. Källquist, 2005).

Det er således forudsat, at koncentrationen i vandet fra udvaskning i forholdet 10 dele vand til en del prøve svarer til koncentrationen i afdræningsvandet. Afdræningsvandets koncentration  $C_{\text{eff}}$  antages at blive fortyndet 10 gange (f) ved tilledning til grøft/mindre vandløb som angivet default i TGD (Technical Guidance Document, 2003).

Koncentrationen i vandfasen kan beregnes til:

$$PEC_{\text{vand}} = C_{\text{eff}} / ((1 + K_{p_{\text{susp}}} \times SUSP_{\text{vand}} \times 10^{-6}) \times f)$$

hvor  $K_{p_{\text{susp}}}$  er fordelingskoefficienten mellem faststof og vand beregnet fra  $K_{\text{OC}}$  med et indhold af organisk stof i suspenderet materiale sat til default-værdien  $c_{\text{org,susp}} = 10 \%$ .

Således er  $K_{p_{\text{susp}}} = 0,1 \times K_{\text{OC}}$ .

$SUSP_{\text{vand}}$  er koncentrationen af suspenderet materiale (mg/l) –værdien sættes til default-værdien 15 mg/l.

Fortyndingsfaktoren  $f = 10$ .

$K_{\text{OC}}$  beregnes ud fra  $K_{\text{ow}}$  ud fra QSAR-modellen for ikke-hydrofobe organiske stoffer i TGD.

Således er  $\log K_{\text{OC}} = 0,81 \times \log K_{\text{ow}} + 0,1$ .

$$PEC_{\text{sediment}} = K_{\text{susp-vand}} / RHO_{\text{susp}} \times PEC_{\text{vand}} \times 1000 \text{ hvor}$$

den volumenbaserede fordelingskoefficient af suspenderet materiale i forhold til vand  $K_{\text{susp-vand}}$  ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ ) beregnes med modelværktøjet EUSES 2.0 med input af  $K_{\text{OC}}$  og den valgte QSAR-model (EUSES 2.0).

0-effekt-værdien for sediment beregnes ud fra 0-effekt-værdien for vand med følgende udtryk:

$$PNEC_{\text{sediment}} = K_{\text{susp-vand}} / RHO_{\text{susp}} \times PNEC_{\text{vand}} \times 1000.$$

Endelig beregnes forholdene  $PEC_{\text{vand}} / PNEC_{\text{vand}}$ , samt  $PEC_{\text{sediment}} / PNEC_{\text{sediment}}$

(sikkerhedsmarginer) til at vurdere, om der er en mulig lokal miljøeffekt ved udledning af de undersøgte stoffer.

I Tabel 8.12 er vist en worst case-beregning af miljøeffekten ved udledning af drænvand stammende fra elastisk fyldmateriale til et nærliggende vandløb, idet det antages, at afdræningsvandets koncentrationer af stoffer svarer til de fundne koncentrationer i kontaktvand.

Tabel 8.12 beregning af udledning af udvaskede stoffer fra infill til vandløb

| Stof                                   | CAS-nr.  | C <sub>eff</sub> | log K <sub>OW</sub> | K <sub>OC</sub> | C <sub>org, susp</sub> % | Kp <sub>susp</sub> | PEC vand |
|----------------------------------------|----------|------------------|---------------------|-----------------|--------------------------|--------------------|----------|
|                                        |          | Max konc. ug/l   |                     |                 |                          |                    | ug/l     |
| Zn                                     |          | 2300             |                     |                 |                          | 110000             | 86,8     |
| Diethylftalat (DEP)                    | 84-66-2  | 146              | 2,65                | 176             | 10                       | 18                 | 14,6     |
| Dibutylftalat (DBP)                    | 84-74-2  | 178              | 4,57                | 6334            | 10                       | 633                | 17,6     |
| Benzylbutylftalat (BBP)                | 0        | 43               | 4,84                | 10481           | 10                       | 1048               | 4,2      |
| Diisobutylftalat (DIBP)                | 84-69-5  | 98               | 4,11                | 2686            | 10                       | 269                | 9,8      |
| Diethylhexylftalat (DEHP)              | 117-81-7 | 114              | 7,6                 | 1803018         | 10                       | 180302             | 3,1      |
| Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-          | 101-83-7 | 1167             | 3,5                 | 861             | 10                       | 86                 | 116,5    |
| Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-    | 96-76-4  | 250              | 5,13                | 18001           | 10                       | 1800               | 24,3     |
| Cyclohexanamin                         | 108-91-8 | 1610             | 1,49                | 20              | 10                       | 2                  | 161,0    |
| 6PPD (baseret på omdannelsesprodukter) | 793-24-8 | 687              | 5,4                 | 29785           | 10                       | 2979               | 66,0     |

Tabel 8.12 beregning af udledning af udvaskede stoffer fra elastisk fyldmateriale til vandløb, fortsat

| Stof                                   | PEC <sub>vand</sub> | K <sub>susp vand</sub>         | RHO <sub>susp</sub> | PEC <sub>sediment</sub> | PNEC <sub>vand</sub> | PNEC <sub>sediment</sub> | PEC/PNEC (vand) | PEC/PNEC (sediment) |
|----------------------------------------|---------------------|--------------------------------|---------------------|-------------------------|----------------------|--------------------------|-----------------|---------------------|
|                                        | ug/l                | m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> |                     | ug/kg                   | ug/l                 | ug/l                     |                 |                     |
| Zn                                     | 0                   | 27501                          | 1150                | 2075547                 | 3,1                  | 8000                     | 28,0            | 259,4               |
| Diethylftalat (DEP)                    | 84-66-2             | 5,5                            | 1150                | 70                      | 12                   | 57,4                     | 1,2             | 1,2                 |
| Dibutylftalat (DBP)                    | 84-74-2             | 159                            | 1150                | 2438                    | 10                   | 1382,6                   | 1,8             | 1,8                 |
| Benzylbutylftalat (BBP)                | 0                   | 315                            | 1150                | 1160                    | 7,5                  | 2054                     | 0,6             | 0,6                 |
| Diisobutylftalat (DIBP)                | 84-69-5             | 68                             | 1150                | 577                     | 1                    | 59,1                     | 9,8             | 9,8                 |
| Diethylhexylftalat (DEHP)              | 117-81-7            | 54000                          | 1150                | 144500                  | 0                    | 100000                   | 0,0             | 1,4                 |
| Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-          | 101-83-7            | 22,4                           | 1150                | 2270                    | 0,16                 | 3,1                      | 728,4           | 728,4               |
| Phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-    | 96-76-4             | 451                            | 1150                | 9547                    | 2                    | 784,3                    | 12,2            | 12,2                |
| Cyclohexanamin                         | 108-91-8            | 1,41                           | 1150                | 197                     | 0,16                 | 0,2                      | 1006,2          | 1006,2              |
| 6PPD (baseret på omdannelsesprodukter) | 793-24-8            | 746                            | 1150                | 42659                   | 0,14                 | 90,8                     | 470             | 470                 |

Som beskrevet i 8.9.1, er de fundne koncentrationer i kontaktvand worst case, idet koncentrationen af udvaskede stoffer må forventes at falde med tiden, ligesom den benyttede udvaskningsmetode skønnes at være mere effektiv med større væske-faststofkontakt end den reelle situation på en boldbane.

Det skal her bemærkes, at en test i lysimeter formentlig underestimerer udvaskningen, da den fysiske påvirkning fra spillerne på en våd boldbane (under regnvejrforhold) bør øge væske-faststofkontakten i forhold til et lysimeter, hvor der er ikke er en mekanisk påvirkning af banen fra fodboldspillerne.

Tabel 8.12 viser, under forudsætning af en udvaskning fra elastisk infill under brug på en boldbane svarende til resultaterne fra udvaskningstesten, en effekt på nærliggende vandløb fra zink på niveau med resultaterne i den norske undersøgelse. Ftalater kan ligeledes medføre miljøeffekter med koncentrationsniveauer i vandløb i størrelsen 10 gange over 0-effektniveauet. Tilsvarende koncentrationsniveauer ses for phenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-.

Aminforbindelserne ser ud til at kunne medføre væsentlige effekter med koncentrationer i vandmiljøet på omkring 1.000 gange over 0-effektniveauet.

6PPD-koncentrationen er baseret på en usikker bestemmelse af omdannelsesprodukter, men beregningen indikerer, at koncentrationen i vandmiljøet kan være over 0-effektniveauet.

I Tabel 8.13 og er vist en worst-case beregning af miljøeffekten ved udledning af drænvand stammende fra kunstgræs til et nærliggende vandløb.

Tabel 8.13 beregning af udledning af udvaskede stoffer fra kunstgræs til vandløb.

| Stof                                                              | CAS-nr.    | C <sub>eff</sub><br>ug/l | log K <sub>OW</sub> | K <sub>OC</sub> | C <sub>org, susp</sub> % | K <sub>p, susp</sub> | PEC vand<br>ug/l |
|-------------------------------------------------------------------|------------|--------------------------|---------------------|-----------------|--------------------------|----------------------|------------------|
| Diethylftalat (DEP)                                               | 84-66-2    | 302                      | 2,65                | 176             | 10                       | 18                   | 30,2             |
| Dibutylftalat (DBP)                                               | 84-74-2    | 155                      | 4,57                | 6334            | 10                       | 633                  | 15,4             |
| Benzylbutylftalat (BBP)                                           | 85-68-7    | 42                       | 4,84                | 10481           | 10                       | 1048                 | 4,1              |
| Diisobutylftalat (DIBP)                                           | 84-69-5    | 112                      | 4,11                | 2686            | 10                       | 269                  | 11,2             |
| Dicyclohexylftalat (DCHP)                                         | 84-61-7    | 82                       | 5,6                 | 43251           | 10                       | 4325                 | 7,7              |
| Sum øvrige ftalater (ikke DEHP)                                   |            |                          |                     |                 |                          |                      |                  |
| Diethylhexylftalat (DEHP)                                         | 117-81-7   | 183                      | 7,6                 | 1803018         | 10                       | 180302               | 4,9              |
| Nonylphenol                                                       | 84852-15-3 | 384                      | 4,48                | 5355            | 10                       | 536                  | 38,1             |
| (bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)sebacat (kunst græs nr. 7) | 52829-07-9 | 353000                   | 0,35                | 2               | 10                       | 0                    | 35300            |
| (bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)sebacat (kunstgræs nr. 4)  | 52829-07-9 | 183                      | 0,35                | 2               | 10                       | 0                    | 18,3             |

De angivne koncentrationer i drænvand C<sub>eff</sub> fra kunstgræs er baseret på koncentrationerne fra udvaskningsforsøgene på kunstgræs nr. 4

Tabel 8.13 beregning af udledning af udvaskede stoffer fra kunstgræs til vandløb, fortsat

| Stof                                                              | PEC <sub>vand</sub><br>ug/l | K <sub>susp vand</sub><br>m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup> | RHO <sub>susp</sub> | PEC <sub>sediment</sub><br>ug/kg | PNEC <sub>vand</sub><br>ug/l | PNEC <sub>sediment</sub><br>ug/l | PEC/PNEC<br>(vand) | PEC/PNEC<br>(sediment) |
|-------------------------------------------------------------------|-----------------------------|----------------------------------------------------------|---------------------|----------------------------------|------------------------------|----------------------------------|--------------------|------------------------|
| Diethylftalat (DEP)                                               | 30,2                        | 5,5                                                      | 1150                | 144                              | 12                           | 57                               | 2,5                | 2,52                   |
| Dibutylftalat (DBP)                                               | 15,4                        | 159                                                      | 1150                | 2123                             | 10                           | 1383                             | 1,5                | 1,5                    |
| Benzylbutylftalat (BBP)                                           | 4,1                         | 315                                                      | 1150                | 1133                             | 7,5                          | 2054                             | 0,6                | 0,6                    |
| Diisobutylftalat (DIBP)                                           | 11,2                        | 68                                                       | 1150                | 660                              | 1                            | 59                               | 11,2               | 11,2                   |
| Dicyclohexylftalat (DCHP)                                         | 7,7                         | 1080                                                     | 1150                | 7232                             |                              |                                  |                    |                        |
| Sum øvrige ftalater (ikke DEHP)                                   |                             |                                                          |                     |                                  |                              |                                  | 15,8               | 15,8                   |
| Diethylhexylftalat (DEHP)                                         | 4,9                         | 54000                                                    | 1150                | 231961                           | 0                            | 100000                           | Ikke kendt         | 2,3                    |
| Nonylphenol                                                       | 38,1                        | 135                                                      | 1150                | 4472                             | 0,33                         | 39                               | 115                | 115                    |
| (Bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidinyl)sebacat (kunstgræs nr. 7) | 35300                       | 0,961                                                    | 1150                | 29498                            | 2                            | 1,6                              | 18579              | 18579                  |
| (Bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidinyl)sebacat (kunstgræs nr. 4) | 18,3                        | 0,961                                                    | 1150                | 15                               | 2                            | 1,6                              | 9,6                | 0,961                  |

Som beskrevet i 8.9.1, er de fundne forhold worst case, idet udvaskede stofkoncentrationer må forventes at falde med tiden, ligesom den benyttede udvaskningsmetode som tidligere nævnt skønnes at være mere effektiv med større væske-faststofkontakt end den reelle situation på en boldbane. Det skal her igen bemærkes, at en test i lysimeter formentlig underestimerer udvaskningen, da den fysiske påvirkning fra spillerne på en våd boldbane (under regnvejrforhold) alt andet lige bør øge væske-faststofkontakten i forhold til et lysimeter, hvor der er ikke er en mekanisk påvirkning fra fodboldspillerne.

Tabel 8.13 viser, at der under forudsætning af en udvaskning fra kunstgræs under brug på en boldbane svarende til resultaterne fra udvaskningstesten på kunstgræsmåtter kan være en meget stor effekt på nærliggende vandløb fra nonylphenol, hvor koncentrationen i vand er 115 gange over 0-effektniveauet. Ftalater kan ligeledes medføre miljøeffekter, da summen af koncentration af ftalater i vandfasen er ca. 16 gange over 0-effektniveauet. Stoffet bis(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidinyl)sebacat kan ligeledes medføre miljøeffekter for alle kunstgræstyper med en koncentration i vandfasen på ca. 10 gange over 0-effektniveauet for kunstgræsmåtte nr. 4, og 7 gange over 0-effektniveauet for kunstgræsmåtte nr. 2 (beregnete værdier).

Kunstgræsmåtte nr. 7 giver imidlertid et meget voldsom effekt, hvilket tyder på en kunstgræsmåtte, der er stabiliseret med et uhensigtsmæssigt valgt vandopløseligt kemikalie. Stabilisatoren udvaskes på grund af sin opløselighed i vand i meget høj grad, hvilket fører til en koncentration i vandfasen, der overstiger 0-effektniveauet 18000 gange.

Resultaterne viser, at en række miljøskadelige stoffer kan udvaskes fra både elastisk infill og kunstgræs med en mulig miljømæssig risiko ved evt. overløb af drænvand til nærliggende vandløb, men det vurderes, at der kræves målinger af stofkoncentrationerne under reelle forhold på boldbaner for at kunne vurdere risikoen. Det skyldes en forventning om en væsentlig lavere udvaskning fra boldbaner. Forventningen om lavere udvaskningsværdier er baseret på de tidligere citerede omtalte schweiziske og franske undersøgelser.

Ved sådanne målinger kan man drage nytte af de i denne undersøgelse fundne og vurderede stoffer.

### 8.9.3 Risiko for drikkevand

Stofkoncentrationerne i kontaktvand er sammenlignet med krav i drikkevandsbekendtgørelsen.

Tabel 8.14 drikkevandskrav og fundne koncentrationer i kontaktvand

| Stof                            | Grænseværdi drikkevand Danmark $\mu\text{g/l}$ | Væske fra udvaskningsforsøg Elastisk fyldmateriale Norge $\mu\text{g/l}$ | Målt i drænvand til kloak fra Sjællandsk boldbane $\mu\text{g/l}$ | Væske fra udvaskningsforsøg Elastisk fyldmateriale Danmark $\mu\text{g/l}$ | Væske fra udvaskningsforsøg Kunstgræs Danmark $\mu\text{g/l}$ |
|---------------------------------|------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|
| Zn                              | 100                                            | 3300                                                                     | 59                                                                | 600-2300                                                                   |                                                               |
| DEHP                            | 1                                              | 5,5                                                                      | 7                                                                 | 14-114                                                                     | 14-183                                                        |
| Sum øvrige ftalater (ikke DEHP) | 1                                              | 6-16                                                                     |                                                                   | 162-428                                                                    | 614-797                                                       |
| Nonylphenol                     | 20                                             | 4,5                                                                      | 1,5                                                               | -                                                                          | 384                                                           |

Det ses, at der potentielt er målt væsentligt højere koncentrationer af ftalater i kontaktvand end de tilladte koncentrationer i drikkevand. En enkelt måling på drænvandet fra en sjællandsk boldbane viser endvidere, at koncentrationen i drænvand kan overstige drikkevandskravene og dermed udgøre en potentiel risiko ved nedsivning af drænvand. Nærværende udvaskningsforsøg er foretaget på nyt infill og kunstgræs, og der haves ingen sammenlignelige målinger på drænvand fra boldbaner med nyanlagte baner. Analyser af drænvand fra kunstgræsbaner er nødvendige for at kunne bedømme den reelle risiko for forurening af grundvand, herunder med undersøgelse af hvorledes stofudvaskningen ændres over tid. Det har ikke været muligt inden for nærværende projekts økonomiske rammer at foretage analyser for drænvand.

### 8.9.4 Betydning for afledning af drænvand til kloak

Der er i kontaktvandet ved udvaskningsforsøgene fundet høje koncentrationer af ftalater, som vil kunne bidrage til belastningen af rensningsanlæg med ftalater.

Det vurderes, at udvaskningen vil være størst i starten, når en bane udlægges, og at koncentrationen i drænvandet fra banen formentlig er en del lavere end i væsken fra kontaktforsøgene grundet en ringere væske-faststofkontakt.

I (Status, 2003) er koncentrationen af ftalater, som tilføres danske rensningsanlæg, opgjort til ca. 25  $\mu\text{g/l}$  (se Tabel 8.15). Resultaterne fra udvaskning fra infill og kunstgræs viser, at der kan være tale om et ikke-uvæsentligt bidrag fra drænvand fra boldbaner. Betydningen af de udvaskede stoffer for belastningen af rensningsanlæg forventes at være meget afhængigt af lokale forhold.



Tabel 8.15 Ftalater i spildevand til rensningsanlæg

|      | ug/l (mg/m <sup>3</sup> )<br>ind | ug/l (mg/m <sup>3</sup> )<br>ud |
|------|----------------------------------|---------------------------------|
| BBP  | 0,99                             |                                 |
| DEHP | 17,7                             | 1,9                             |
| DBP  | 1,19                             |                                 |
| DEP  | 4,6                              |                                 |
| DINP | 0,22                             |                                 |
| DNOP | 0,13                             |                                 |
| SUM  | 24,83                            |                                 |

Det vurderes, at der kræves analyse for ftalater direkte af drænvand fra boldbaner, hvis bidraget af ftalater, der tilføres renseanlæg skal kunne vurderes. I monitoringen bør indgå, hvor hurtigt koncentrationen aftager, fra en ny bane er anlagt.

### 8.9.5 Konklusion

Der er fundet en række miljøskadelige stoffer i kontaktvandet fra udvaskningsforsøg på infill og kunstgræsmåtter. Ud fra sammenligning med udenlandske lysimeterforsøg forventes udvaskningsforsøgene at have en væsentligt bedre væske-faststofkontakt. Der må derfor forventes en højere udvaskningshastighed, end der opnås ved lysimeterforsøg. Lysimeterforsøgene vurderes at være mere repræsentative for forholdene på en boldbane.

Der er foretaget en worst case-vurdering af effekten på evt. udledning af dræningsvand til vandløb ud fra de danske udvaskningsforsøg.

Her vurderes det, at der kan være mulige miljøeffekter ved forsøg med infill for:

- Zink PEC/PNEC vand = 28
- Ftalater PEC/PNEC vand = ca. 10
- Cyclohexanamin og Cyclohexanamin, N-cyclohexyl- PEC/PNEC vand = ca. 1000
- Phenol 2,4-bis (1,1-dimethylethyl)- PEC/PNEC vand = ca. 10
- Muligvis 6PPD PEC/PNEC vand = ca. 470

Det bemærkes, at forholdet mellem koncentration og 0-effektniveau for aminerne og 6PPD er næsten en faktor 1000.

Ved udvaskning fra kunstgræsmåtter vurderes det, at der kan være mulige miljøeffekter for:

- Ftalater PEC/PNEC vand = ca. 10
- Nonylphenol PEC/PNEC vand = 115
- Samt i et tilfælde stoffet Bis-(2,2,6,6-tetrametyl-4-piperidiny)sebacat PEC/PNEC vand = ca. 20000

Det bemærkes, at forholdet mellem koncentration og 0-effektniveau for nonylphenol er over 100 og for Bis-(2,2,6,6-tetrametyl-4-piperidiny)sebacat næsten 20000.

Det vides ikke, hvor meget udvaskningen sænkes under mere realistiske udvaskningsforhold, som fx lysimeterforsøg, for de undersøgte stoffer, men det vurderes, at man ikke kan afvise, at der kan være en miljømæssig effekt for de stoffer, hvor der er fundet en høj værdi af forholdet mellem koncentration og 0-effektniveau. Om der er en reel miljøeffekt, kræver gennemførelse af lysimeterforsøg eller måling på drænvand fra boldbaner over længere tid (fx et år). Udenlandske resultater tyder nemlig på en aftagende koncentration over tid (fx 1 år). Dog kan man ikke afvise, at der over meget lang tid kan opstå en nedbrydning af gummi, som igen øger udvaskningen (fx 10-20 års horisont).

Tilsvarende kræves gennemførelse af sådanne lysimeterforsøg eller målinger på drænvand fra boldbaner over tid for at kunne vurdere, om der er en risiko for drikkevand. De stoffer, som kan udgøre en mulig risiko ud fra krav i drikkevandsbekendtgørelsen, vurderes at være:

- Zink
- Ftalater og
- Nonylphenoler

idet koncentrationerne i kontaktvandet fra udvaskningsforsøg er i størrelsesordenen 20-800 gange over grænseværdierne for drikkevand. Det skal her bemærkes, at stofferne i forskellig grad vil blive absorberet af sand-/lerlagene, som drænvandet passerer. Således er der ikke konstateret zinkkoncentrationer i perkolat fra udenlandske lysimeterforsøg, som har betydning for drikkevandskvaliteten. Der findes imidlertid ikke data for ftalater og nonylphenoler under sådanne realistiske betingelser.

Vurdering af belastningen af spildevandssystemer kræver ligeledes mere realistiske lysimeterforsøg eller måling på drænvand fra boldbaner over tid.

## 9 Forkortelser anvendt i miljø- og sundhedsvurderingerne

|                   |                                                                |
|-------------------|----------------------------------------------------------------|
| Carc              | Carcinogen, kræftfremkaldende                                  |
| HSDB              | Hazardous Substance Data Bank                                  |
| IRIS              | Integrated Risk Information System                             |
| IUCLID            | International Uniform Chemical Information Database            |
| EC <sub>50</sub>  | Effektkoncentration 50 %                                       |
| ErC <sub>50</sub> | Koncentration med 50 % påvirkning vækstrate                    |
| EbC <sub>50</sub> | Koncentration med 50 % påvirkning biomasseproduktion           |
| LC <sub>50</sub>  | Dødelig koncentration 50 procent                               |
| LD <sub>50</sub>  | Dødelig dosis 50 procent                                       |
| LOAEL             | Lav skadelig virkning                                          |
| LOEL              | Lav virkning                                                   |
| MOS               | Sikkerhedsmargin ved laveste observerede adverse effekt niveau |
| Mut               | Mutagen, skadelig for arveanlæg                                |
| NOEC              | 0-effekt niveau                                                |
| NOAEL             | No adverse effect niveau, 0-effekt niveau for blivende skader  |
| NOEL              | 0-effektniveau                                                 |
| PNEC              | Estimeret 0-effekt koncentration                               |
| Rep               | Reproduktiv, skadelig for fostre og /eller forplantningen      |
| RfD               | Referencedosis                                                 |
| QSAR              | Quantitative Structure Activity Relationship                   |



# 10 Forkortelser anvendt i materialebeskrivelserne og for kemiske stoffer/stofgrupper

|         |                                                                      |
|---------|----------------------------------------------------------------------|
| EPDM    | Ethylen Propylen Dien Monomer (gummi med mættet hovedkæde)           |
| NR      | Naturgummi (Natural Rubber). Gummi med umættet hovedkæde             |
| SBR     | Styren Butadien Gummi (Rubber) anvendes som slidbane på dæk          |
| SEBS    | TPE type med mættet hovedkæde                                        |
| TPE     | TermoPlastisk Elastomer, gummilignende uvulkaniseret materiale       |
| PE      | PolyEthylen, plastmateriale med meget lav glasovergangstemperatur    |
| PEX     | Tværbundet polyethylen med kemiske bindinger mellem PE kæderne       |
| PP      | Polypropylen, plastmateriale med glasovergangstempertur ved ca. 0 °C |
| PU, PUR | Polyurethan, Polyurethan Rubber (gummi)                              |
| BTEX    | Benzen, toluen, ethylbenzen og xylener                               |
| DOC     | Dissolved (opløste) Organic Compounds                                |
| VOC     | Volatile (flygtige) Organic Compounds                                |
| TOC     | Total Organic Compounds)                                             |
| TVOC    | Total Volatile Organic Compounds                                     |
| THC     | Total HydroCarbons (kulbrinter)                                      |
| EOX     | Ekstraherbare organisk bundne halogener (eksempelvis klor)           |
| DCM     | DiChlorMethan                                                        |
| PAH     | Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (aromatiske kulbrinter)             |
| 6 PPD   | 1,4-benzendiamin, N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-phenyl-                   |
| Zn      | Zink                                                                 |



# 11 Referencer

|                                                                                                                                                                                                                                      |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A.J. Verschoor, Leaching of zinc from rubber infill on artificial turf (Football pitches), RIVM rapport 61774001/2007                                                                                                                |
| Afgivelse og sundhedsmæssig vurdering af PAH'er i bildæk, Miljøstyrelsen, Kortlægning nr. 54                                                                                                                                         |
| American Conference of Governmental Industrial Hygienists, Inc. Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices. 6th ed. Volumes I, II, III. Cincinnati, OH: ACGIH, 1991                                 |
| Anders Johansen, DBU, telefoninterview 31. januar 2007                                                                                                                                                                               |
| Anlæg af kunstgræsbaner til fodbold, Kunstgræsbelægningen, vejledning og beskrivelse, DBU December 2005                                                                                                                              |
| Ashford, R.D. Ashford's Dictionary of Industrial Chemicals. London, England: Wavelength Publications Ltd., 1994.                                                                                                                     |
| At-vejledning Grænseværdier for stoffer og materialer C.0.1, august 2007                                                                                                                                                             |
| Brugsanvisning Lowilite 77, 2004                                                                                                                                                                                                     |
| Budavari, S. (ed.). The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. Whitehouse Station, NJ: Merck and Co., Inc., 1996                                                                                        |
| C. Dye, A. Bjerke, N. Schmidbauer, S. Manø, Måling av luftforurensning i innendørs kunstgresshaller, NILU OR 03/2006. TA-2148/2006.                                                                                                  |
| E.Müller, BAFU, Bern, Umweltverträglichkeit von Kunststoffrasen: Resultate eines Feldversuchs, foredrag BASPO (Bundesamt für Sport), Magglingen, Schweiz, 13. september 2007                                                         |
| E. Müller, BAFU, Bern, 2008, Investigations into the Behaviour of Synthetic Surfaces and Artificial Turf Exposed to Natural Weather Conditions. Federal Office of Sport FOSPO, samt personlig kommunikation med Teknologisk Institut |
| Environmental Compability of Sports Surfaces an ISSS project, H.J. Kolitzus, <a href="http://www.iss.de/ist-ch">www.iss.de/ist-ch</a>                                                                                                |
| EUSES 2.0 modelværktøj fra EU <a href="http://ecb.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/EUSES/EUSES_2.0/">http://ecb.jrc.it/DOCUMENTS/Existing-Chemicals/EUSES/EUSES_2.0/</a>                                                          |
| FIFA Quality Concept – Handbook of test Methods for Football Turf, Marts 2006                                                                                                                                                        |
| FIFA Quality Concept for Artificial Turf Guide                                                                                                                                                                                       |

|                                                                                                                                                     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Gode råd om vedligehold af 3. generations kunstgræs-fodboldbaner, DBU juli 2004.                                                                    |
| GOETTINGER E; WIEN MED WOCHENSCHR 121 (25-26): 515-516, 1971                                                                                        |
| Hans J. Kolitzus, Investigations and Assessment of Synthetic Sports Surfaces in Switzerland Including Athletic and Soccer facilities, 2006          |
| Hans J. Kolitzus, IST, Artificial Turf surfaces for Soccer, Study KR6943, 2007                                                                      |
| Hansch, C., Leo, A., D. Hoekman. Exploring QSAR - Hydrophobic, Electronic, and Steric Constants. Washington, DC: American Chemical Society., 1995   |
| IR PRODS & CHEM CO; Cyclohexylamine: Acute Toxicity and Irritation Studies and Mutagenicity; 7/2/87; EPA Doc No. 88-920004473; Fiche No. OTS0540890 |
| IUCLID dataset 2,4-di-tert-butylphenol, 2000                                                                                                        |
| IUCLID dataset 2,6-di-tert-butylphenol, 2000                                                                                                        |
| IUCLID dataset 6PPD: N-1,3-dimethylbutyl-N'-phenyl-p-phenyleneamine, 2000                                                                           |
| Iuclid dataset benzothiazole 201-14953B1 16.6.2003                                                                                                  |
| Iuclid dataset cyclohexylamin, 2000                                                                                                                 |
| Iuclid dataset DEP: diethyl ftalate, 2000                                                                                                           |
| Iuclid dataset DIBP: diisobutylftalate, 2000                                                                                                        |
| Iuclid dataset dicyclohexylamin, 2000                                                                                                               |
| IUCLID dataset zink, 2000                                                                                                                           |
| IUCLID dataset zinkklorid, 2000                                                                                                                     |
| J.S.Dick, Rubber Technology, Hanser, 2001, side 443                                                                                                 |
| Kemikalieinspektionen PM 2/06: Kunstgräs ur ett kemikalieperspektiv – en lägesrapport                                                               |
| Kortlægning af kemiske stoffer i forbrugerprodukter, Kortlægning af pletfjernere nr. 43, 2003, Miljøstyrelsen                                       |
| Kunstgressbaner - Vurdering av helserisiko for fotballspillere. Nasjonalt folkehelseinstitutt og Radiumhospitalet, Oslo, januar 2006                |
| Lewis, R.J. Sax's Dangerous Properties of Industrial Materials. 9th ed. Volumes 1-3. New York, NY: Van Nostrand Reinhold, 1996                      |
| Lewis, R.J., Sr (Ed.). Hawley's Condensed Chemical Dictionary. 12th ed.                                                                             |



|                                                                                                                                                                                                                                 |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| New York, NY: Van Nostrand Rheinhold Co., 1993                                                                                                                                                                                  |
| Lide, D.R. (ed.). CRC Handbook of Chemistry and Physics. 76th ed. Boca Raton, FL: CRC Press Inc., 1995-1996.                                                                                                                    |
| M. van Bruggen, E. M. van Putten, P.C.J.M. Janssen, Nitrosaminen uit rubbergranulaat. Centrum voor Inspectie-onderzoek. Milieucalamiteiten en Drinkwater, RIVM rapport 609 300 001, 2006                                        |
| Miljøstyrelsen, 2001: Vejledende liste til selvklassificering af farlige stoffer. <a href="http://www.mst.dk/Kemikalier/Kemikalier/Stoflister/02040000.htm">http://www.mst.dk/Kemikalier/Kemikalier/Stoflister/02040000.htm</a> |
| Miljøministeriet, 2005: Bekendtgørelse om listen over farlige stoffer. Bekendtgørelse nr. 923 af 28. september 2005. Miljøministeriet, København                                                                                |
| MONSANTO CO; Toxicological Investigation of Dicyclohexylamine; 03/18/77; EPA Doc No. 88-920007594; Fiche No. OTS0545785                                                                                                         |
| Nicole Salzmänn, Foredrag "Environmental and Health Study, SBR Rubber Granulates", ISA sport, 2006                                                                                                                              |
| Nilsson, N.H, Afgivelse og sundhedsmæssig vurdering af PAH'er i bildæk, Miljøstyrelsen, Kortlægning nr. 54, 2005                                                                                                                |
| Rar dibutylftalat: European Union Risk Assessment report dibutyl ftalate, 2004                                                                                                                                                  |
| Rar nonylphenol: European Union Risk Assessment report 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol, 2002                                                                                                                           |
| Rar phenol: European Union Risk Assessment report phenol, revised edition, 2006                                                                                                                                                 |
| Robert Moretto, Environmental and health assessment of the use of elastomer granulates (virgin and from used tyres) as filling in third-generation artificial turf, EEDEMS (Ademe, Aliapur, Fieldturf Tarkett, 2007             |
| Rubber Technology, J.S. Dick, Hanser, 2001, side 443                                                                                                                                                                            |
| Status for ftalater, 2003, Miljøministeriet                                                                                                                                                                                     |
| T. Källquist, NIVA Rapport LNR 5111-2005: Miljørisikovurdering av kunstgresssystemer                                                                                                                                            |
| Technical guidance document on risk assessment, European commission, 2003                                                                                                                                                       |
| Thale S.W. Plessner, Ole J. Lund, Potensielle helse- og miljøeffekter tilknyttet kunstgresssystemer-slutrapport, Byggforsk 10.09.04                                                                                             |
| The Grass Yarn & Tufters Forum, 2006, Applied Market Information Ltd., Düsseldorf 11.-13. December 2006                                                                                                                         |
| The Grass Yarn & Tufters Forum, 2006, Applied Market Information Ltd.,                                                                                                                                                          |

|                                                                                                                                                                       |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Düsseldorf 11.-13. December 2006                                                                                                                                      |
| Torben V. Pedersen, Virklund Sport, telefoninterview februar 2007.                                                                                                    |
| Tore Sanner, Artificial turf pitches- an assessment of the health risks for football players.<br>Nasjonalt folkehelseinstitutt og Radiumhospitalet, Oslo, januar 2006 |
| TOXNET database : <a href="http://toxnet.nlm.nih.gov/">http://toxnet.nlm.nih.gov/</a>                                                                                 |
| U. Hofstra ,INTRON “Environmental and Health Risks of Rubber Infill, rubber crumb from car tyres as infill on artificial turf, 2007                                   |
| U. Hofstra, INTRON: Follow-Up Study of the Environmental Aspects of Rubber Infill, 31 <sup>st</sup> March 2008                                                        |
| Weast, R.C. (ed.). Handbook of Chemistry and Physics. 57th ed. Cleveland: CRC Press Inc., 1976                                                                        |