
RAPPORT

UPPDRAGSNUMMER 1156336000

DÄCKMATERIAL I KONSTGRÄSPLANER



Foto Andreas Höglind

SLUTVERSION

2016-03-21

SWECO ENVIRONMENT AB

PETRA WALLBERG

SUSANNE KEITER

TOVE JUHL ANDERSEN

MARIANNE NORDENADLER

Kvalitetsgranskare Katrin Holmström

Förord

Denna rapport är ett underlag för Naturvårdsverkets arbete med ett regeringsuppdrag om giffria och resurseffektiva kretslopp som Naturvårdsverket genomför i samverkan med Kemikalieinspektionen.

Slutsatserna i rapporten är Swecos och ska därför inte tolkas som Naturvårdsverkets eller KemIs åsikt.

Målgrupp för denna rapport är i första hand berörda myndigheter och kommuner i Sverige.

Sammanfattning

Återvunnet däckmaterial har tekniska egenskaper som gör det passande att bland annat använda som fyllnadsmaterial i konstgräsplaner. Innehållet av olika miljö- och hälsofarliga ämnen i däck har dock gjort att det funnits osäkerheter om materialets lämplighet och de risker som eventuellt kan finnas vid exponering för materialet. Svenska myndigheter har uttryckt behov av ett bättre underlag för att kunna få en samlad bild av om användningen av återvunnet däckmaterial kan anses innebära ett miljö- och hälsoproblem.

Swecos uppdrag var att i föreliggande rapport beskriva eventuella miljö- och hälsorisker vid användningen av återvunnet däckmaterial i konstgräsplaner till följd av spridning och exponering för farliga ämnen. Uppdraget omfattade även att översiktligt titta på alternativa material som används i konstgräsplaner och jämföra dessa med användning av återvunnet däckmaterial. I uppdraget ingick inte att bedöma övrig påverkan, som exempelvis klimatpåverkan, eller vinster för hälsa och miljö eller att titta närmare på övriga användningar.

Det finns idag 630 konstgräsplaner och det byggs för närvarande ca 100 konstgräsplaner årligen. En grov uppskattning är att ca 60 % av konstgräsplanerna (ca 380 st) använder granulat av återvunna bil och maskindäck.

De fyllnadsmaterial som ingått i litteraturstudien är SBR (återvunna bil- och maskindäck), EPDM (nyttillverkat vulkaniserat industrigummi), TPE (nyttillverkad termoplast) och organiskt fyllnadsmaterial (till exempel kork och kokos).

Ett ytterligare fyllnadsmaterial är återvunnet EPDM gummi (R-EPDM). En nyligen genomförd studie visar att det finns mycket lite data om detta material och vi har därför inte aktivt letat men tagit upp den information som vi har hittat i denna sammanställning.

Underlag till litteratursammanställningen utgörs av vetenskapliga artiklar, rapporter från myndigheter, kommuner, universitet/högskola på doktorandnivå och konsultrapporter. Uppsatser på universitets/högskolenivå har inte använts. I den mån det har varit möjligt har ursprungskällor kontrollerats och använts som referenser.

Då sammansättningen av däckmaterial har förändrats över tid har äldre studier uteslutits. Vetenskapliga sammanställningar (s.k. review-artiklar) som använts är alla publicerade efter 2010, dvs efter regleringen av högaromatiska oljor. För övriga rapporter har endast studier publicerade efter 2006 använts, dvs efter Kemikalieinspektionens rekommendation (KemI 2006). Urvalet av underlagsmaterial har skett i samråd med Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen.

Utgångspunkten vid en riskbedömning av en produkt är de ämnen som finns i produkten och deras kemiska egenskaper. Därefter bedöms i vilken utsträckning dessa ämnen kan komma i kontakt med människor och miljö.

Under arbetet med denna rapport har det varit svårt att få fram information om vilka ämnen olika fyllnadsmaterial innehåller. För gummimaterialen SBR och EPDM är antalet ämnen som rapporterats förhållandevis få i jämförelse med de över 3000 ämnen som potentiellt kan ingå vid gummitillverkning. Den mest utförliga sammanställningen för SBR som vi har hittat i litteraturen utgörs av ett 30-tal ämnen/ämnesgrupper. Baserat på rapporterade resultat från laktester har vi sammanställt ytterligare ett 30-tal. Vad gäller alternativen EPDM och TPE har mellan 20-30 ämnen/ämnesgrupper rapporterats i olika studier, och för naturmaterial ett tiotal.

När det gäller SBR, EPDM och TPE har utförarna inte i någon av de studier som vi har gått igenom utgått från ämnenas kemiska egenskaper för att avgöra vilka ämnen som är relevanta att undersöka. Det faktum att vi inte hittat någon fullständig sammanställning över vilka ämnen som finns i olika fyllmaterial och vilka av dessa som kan utgöra en potentiell hälso- eller miljörisk, medför en stor osäkerhet om studierna verkligen omfattar de ämnen som är av högst relevans för hälsa och miljö. Inom systemet för riskbedömning av kemikalier finns heller ingen godkänd metod för att göra en bedömning av kombinationseffekter. Med reservation för dessa osäkerheter är våra slutsatser från denna litteraturstudie följande:

- För alla fyllnadsmaterial så tyder laktester på att det är skillnader i innehåll mellan olika tillverkare.
- EPDM och TPE är bättre, sämre eller likvärdiga SBR avseende halter av farliga ämnen beroende på vilka ämnen som avses och på tillverkare.
- För naturmaterial finns sparsamt med data och erfarenhet från användning.
- Desto fler källor desto svårare är det att veta innehållet i återvunnet material. Risken att få höga halter av farliga ämnen är därför större i sådana material som R-EPDM (återvunnet gummi från exempelvis kablar och bilmattor). Vi anser därför att R-EPDM inte bör användas som fyllnadsmaterial i konstgräsplaner.

När det gäller hälsorisker så pekar utförda studier på att:

- användningen av SBR på fotbollsplaner inte medför en ökad risk för negativa hälsoeffekter för människor.
- konstgräsplaner i inomhushallar har konstaterat förhöjda halter av luftföroreningar. Det framhålls därför att hallarna bör ha god ventilation.
- allergiska reaktioner till följd av latexexponering inte har tagits med i hälsoriskbedömningen då bakgrundskunskapen fortfarande anses vara otillräcklig.

När det gäller miljörisker så är vår bedömning att

- lakvatten från konstgräsplaner kan beroende på dagvattensystem och förhållanden i recipient medföra en lokal miljöpåverkan, särskilt i kombination

med andra källor, som till exempel dagvatten och vattenreningsverk. Vi har inte hitta några studier om konstgräsplaners belastning till omgivande miljö i förhållande till andra källor.

- zink inte behöver utgöra ett så stort miljöproblem som tidigare har framhållits, men för att klargöra detta behövs analyser av den biotillgängliga fraktionen i lak- och dräneringsvatten.
- vissa av additiven, bensotiazoler (acceleratorer) och benzendiaminer (åldersskydd) i SBR, EPDM och TPE, är problematiska. Kunskapen om dessa ämnens miljöeffekter är mycket begränsad, och det finns fler källor som kan bidra till utsläpp till samma vattenförekomst vilket medför att halterna kan komma att ligga över den koncentration som innebär en risk för miljön. Det finns också en risk att kombinationseffekter kan föreligga vilket medför att de i så fall bör riskbedömas tillsammans.
- flödesanalysen tyder på att stora mängder granulat försvinner som vi inte kunnat ge någon förklaring till var det tar vägen. Om man räknar på den totala mängden utgör den mängd SBR som försvinner från konstgräsplaner 10-20% jämfört med den mängd partiklar som uppskattas nötas av från bildäck, i en nyligen genomförd dansk studie. Om exponering jämförs per ytenhet kan bidraget från konstgräsplaner till omgivande vattenmiljöer vara betydligt större beroende på till exempel dominerade flödesvägar och dagvattenlösningar.
- mer konkreta råd skulle kunna utformas när det gäller omhändertagandet av lak- och dagvatten. Svenska Fotbollförbundets har tagit fram rekommendationer för anläggning av konstgräsplaner där hanteringen av dagvatten omnämns (SvFF 2015), men råden skulle kunna vara mer fokuserade på syftet att förhindra spridning av granulat och omhändertar farliga ämnen som kan nå en vattenrecipient.

Under utredningens gång har det framkommit behov av vidare studier som inte ryms inom föreliggande uppdrag.

Swecos föreslår att i nästa steg genomföra en sammanställning av kemiska egenskaper för de ämnen som kan laka ut från fyllmaterial baserat både på tidigare laktester och på information från svenska och europeiska produktregister. Denna utredning skulle kunna användas som grund för vilka ämnen som därefter skulle kunna ingå i en screening i närmiljön kring konstgräsplaner med olika fyllmaterial.

Flera studier rör andra komponenter i konstgräsplaner som också kan innehålla farliga ämnen (till exempel Nilsson m fl 2008, Pavidonis m fl 2014, Magnusson 2015). Det bör särskilt beaktas vid utvärderingen av konstgräsplaner i fält (Kjaer 2014).

Det ligger utanför den här sammanställningens uppdrag att titta på alternativen ur ett livscykelperspektiv. Miljöpåverkan under hela livscykeln bör vägas in vid val av alternativ till SBR i konstgräs, t.ex. behöver råvaror och energi för framställning ställas mot fördelen

att återvinna uttjänta däck. Andra faktorer som skaderisk för spelare, prestanda och kostnad bör också beaktas.

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
2	Mål och syfte med studien	3
3	Urval av underlag och bedömning av data	4
4	Uppbyggnad av en konstgräsplan	4
5	Kunskapsläget om miljö- och hälsorisker med användningen av SBR	5
5.1	Huvudsakliga kemiska risker för människors hälsa	6
5.1.1	Exponering via förtäring, inandning och hud	6
5.1.2	Exponering via förtäring	6
5.1.3	Exponering via inandning	7
5.1.4	Exponering via hud	8
5.2	Risker för miljön	9
5.2.1	Kemiska risker för den akvatiska miljön	9
6	Innehållet i däckmaterial och deras kemiska egenskaper	10
6.1	Ytbelagda (coated) SBR	14
7	Kända spridningsvägar av däckmaterial från konstgräsplaner	14
7.1	Flödesmodell baserat på uppgifter från Älvsjö AIK FF Stockholm	16
7.1.1	Kommentarer till flödesmodellen	17
8	Nationella och internationella rekommendationer och slutsatser angående användning av gummigranulat i konstgräs	18
8.1	Sverige	18
8.2	Norge	18
8.3	Tyskland	19
9	Alternativ till däckmaterial i konstgräs	20
9.1	EPDM	20
9.2	TPE	20
9.3	Organiskt fyllnadsmaterial	20
10	Jämförelse av kemiskt innehåll i olika fyllnadsmaterial	23
10.1	Resultat från laktester	24
10.1.1	Svenska studier	24

10.1.2	Norska studier	24
10.1.3	Danska studier	25
10.2	Zink	27
10.3	Additiver	28
10.4	Råvaror inom gummitillverkning klassade som farliga för den akvatiska miljön	29
11	Slutsatser	31
11.1	Hälsorisker	32
11.2	Miljörisker	32
11.3	Förslag till fortsatta utredningar	33
12	Tack	33
13	Referenser	34
13.1	Vetenskapliga artiklar och rapporter	34
13.2	Direktiv	36
13.3	Webbplatser	37
13.4	Personlig kommunikation	37
14	Appendix	38

1 Inledning

Återvunnet däcksmaterial har tekniska egenskaper som gör det lämpligt att bland annat använda som fyllnadsmaterial i konstgräsplaner och kostnaderna att anlägga en fotbollsplan med granulat från däck är betydligt billigare jämfört med alternativen. Skillnaden i kostnad kan för en kommun vara upp mot 1 miljon kronor beroende på hur stor planen är (Pers kom Bo Vedlund 2015-12-04). SvFF driver aktivt frågan att det ska finnas fler konstgräsplaner i Sverige för att det ska vara möjligt att träna året runt och för att förutsättningarna ska vara lika över hela landet (SvFF 2015c).

Avfallshierarkin, som innebär att avfall i första hand ska förebyggas, i andra hand återanvändas, i tredje hand materialåtervinnas och i sista hand deponeras är gemensam för hela EU. Ordningen gäller under förutsättning att det är miljömässigt motiverat och ekonomiskt rimligt.

Innehållet av olika miljö- och hälsofarliga ämnen i däck har medfört att det finns en osäkerhet hos myndigheter, kommuner och fotbollsforeningar om materialets lämplighet och vilka risker som skulle kunna finnas till följd av återanvändningen. Sedan år 2010 är innehållet av hög aromatiska oljor i däck i Europa reglerat (Direktiv 2005/69/EG). Svenska myndigheter uttrycker behov av ett bättre underlag för att kunna få en samlad bild av om användningen av återvunnet däcksmaterial kan anses innebära ett miljö- och hälsoproblem eller inte.

År 2014 hade Svenska fotbollsforbundet (SvFF) drygt 332 000 registrerade spelare som var över 15 år och 240 000 barn- och ungdomsspelare (SvFF 2015b). Det finns idag 630 konstgräsplaner (SvFF 2015c) och det byggs för närvarande ca 100 konstgräsplaner årligen (SvFF 2013b; Magnusson 2015). En grov uppskattning är att ca 60 % av konstgräsplanerna (ca 380 st.) använder granulat av återvunna bil och maskindäck (SBR; Pers kom Peter Svahn 2015-12-09).

2 Mål och syfte med studien

Swecos uppdrag var att beskriva de eventuella miljö- och hälsorisker som kan finnas kopplade till användning av återvunnet däcksmaterial i konstgräsplaner, till följd av spridning och exponering för farliga ämnen. Uppdraget omfattade även att översiktligt titta på alternativa material som används i konstgräsplaner och jämföra dessa med användning av återvunnet däcksmaterial.

I uppdraget ingick inte att bedöma övrig påverkan, som exempelvis klimatpåverkan, eller vinster för hälsa och miljö eller att titta närmare på övriga användningar. I uppdraget ingick inte heller att värdera olika materials prestanda.

I uppdraget ingick följande moment:

- Genomgång av ett antal tidigare studier om användningen av återvunnet däcksmaterial med fokus på konstgräsplaner och eventuella miljö- och hälsorisker.

- Genomgång av andra länders rekommendationer gällande användning av återvunnet däckmaterial i konstgräsplaner, med fokus på spridning och exponering för farliga ämnen.
- Samlad bedömning av miljö- och hälsorelaterade problem med att använda återvunnet däckmaterial i konstgräsplaner, utifrån genomgångna studier och rekommendationer
- Jämförelse av material från återvunna däck med alternativa nytillverkade material.
- Översiktlig bedömning av eventuella miljö- och hälsorisker med de alternativa materialen.
- Sökning efter befintliga studier innehållande en uppskattning av spridningen av mikroplastpartiklar är från konstgräsplaner (luft och vatten inkl. dagvattnet), samt beskrivning av resultaten.

3 Urval av underlag och bedömning av data

I litteratursammanställningen har internationellt granskade vetenskapliga artiklar, rapporter från myndigheter, kommuner, universitet/högskola på doktorandnivå och konsultrapporter använts. Uppsatser på universitets/högskolenivå har uteslutits. I den mån det har varit möjligt har ursprungskällor kontrollerats och använts som referenser.

Då sammansättningen av däckmaterial har förändrats över tid har äldre studier inte tagits med som underlag. Vetenskapliga sammanställningar (s.k. review-artiklar) som använts är alla publicerade efter 2010, dvs efter regleringen av högaromatiska oljor. För övriga rapporter har endast studier publicerade efter 2006 använts, dvs efter Kemikalieinspektionens rekommendation (KemI 2006). Urvalet av underlagsmaterial har skett i samråd med Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen.

Med undantag för vetenskapliga studier så har det sällan funnits uppgift om det laboratorium som utfört analyser eller laktester, huruvida laboratoriet är ackrediterat, eller om testet utförts enligt gällande standarder. I de fall informationen varit så översiktlig att enbart grupp av ämnen angetts (t.ex. mjukgörare, bekämpningsmedel) har vi valt att endast översiktligt, och i den mån det varit relevant redovisa resultaten.

Ett alternativ till granulat av återvunnet gummi är återvunnet EPDM gummi (R-EPDM). En nyligen genomförd studie visar att det finns mycket lite data om detta material (Magnusson 2015) och vi har därför inte letat efter information om R-EPDM i denna litteratursammanställning, dock har den information som påträffats tagits med i rapporten.

4 Uppbyggnad av en konstgräsplan

Ett konstgräs består av fibrer (det vi upplever som "grässtrå") av antingen av polypropylen eller av polyetylen eller av båda plastsorterna. I botten på konstgrässystemet läggs i vissa system kvartssand/flodsand, för att hålla konstgräset på plats, och därefter

fyllnadsmaterial (se figur 1). De fyllnadsmaterial som används i Sverige enligt SvFF (2015a) är följande:

- **SBR-granulat** (Styren Butadien Rubber); återvunna bil och maskindäck. SBR är det vanligaste och billigaste alternativet idag. Granulatet är svart men det finns varianter av SBR som är ytbelagda (coated) med en infärgning, till exempel grön färg. Producenter finns i Sverige, Danmark, Tyskland, Polen och Storbritannien (Magnusson 2015).
- **EPDM-granulat** (Etylen Propylen Dien Monomer); nytillverkat vulkaniserat industrigummi. Producenter finns i Tyskland, Polen och Schweiz (Magnusson 2015).
- **TPE** (Termoplastisk elastomer); består av TPE-polymeren SEBS (styren-butadien-polymer), dvs. nytillverkat termoplast. Producenter finns i Italien (Magnusson 2015).
- **Organiskt fyllnadsmaterial**; till exempel kork, bark och kokos.



Figur 1 Konstgräs med fyllnadsmaterial (Källa: SvFF 2013a)

När det gäller R-EPDM (återvunnet gummi från exempelvis kablar och bilmattor) så går uppgifterna isär om huruvida det används i Sverige eller inte (Magnusson 2015 respektive Pers kom Bosse Vedlund 2015-12-04). En tillverkare finns i Polen (Magnusson 2015).

I några rapporter nämns industrigummi (grön eller grå färg), som är nytillverkad och som jämförs med EPDM.

5 Kunskapsläget om miljö- och hälsorisker med användningen av SBR

SBR, Gummigranulat från återvunna däck kan innehålla hälsofarliga ämnen så som PAH'er, flyktiga organiska föreningar (VOCs), semi-flyktiga organiska föreningar (SVOCs), ftalater och tungmetaller. Kemiska risker för människors hälsa i samband med användning av SBR i konstgräsplaner har därför undersökts i ett flertal studier både i Sverige och internationellt.

I detta avsnitt har vi sammanställt resultaten från olika rapporter och artiklar samt vilka slutsatser som dess författare har kommit fram till gällande användningen av SBR. Vår sammanfattande bedömning presenteras i avsnitt 11. Sammanställningen av hälso- och

miljörisker presenteras under respektive rubriker där varje redovisning inleds med en övergripande sammanfattning om resultaten.

5.1 Huvudsakliga kemiska risker för människors hälsa

Studier av följande exponeringsvägar finns rapporterade; förtäring, inandning och hudkontakt. Resultaten har med få undantag konsekvent pekat på att det inte föreligger någon signifikant risk associerad med spelaktivitet på konstgräsplaner innehållande granulat från SBR.

5.1.1 Exponering via förtäring, inandning och hud

Biotillgängligheten hos föroreningars i SBR undersöktes i en studie där bl. a. SBR från sportfält för sportaktivitet extraherades i artificiella biovätskor (Pavilonis et al., 2014). Biovätskorna var preparerade för att kunna representera exponering via hud, förtäring och inandning. Av de 16 undersökta PAHerna kunde inga detekterbara halter uppmätas i de tre artificiella biovätskorna. Extraktion av SBR i artificiell svett- och lungvätska visade dock på mätbara halter av ett flertal metaller. I biovätska som symboliserade hudkontakt detekterades arsenik (1,4-1,7 mg/kg), krom (2,1-2,7 mg/kg), koppar (1,8-2,2 mg/kg), titan (3,2-4,0 mg/kg) och vanadin (15-18 mg/kg). I biovätska representativ för exponering via inandning uppmättes kadmium (2,5-11 mg/kg) och bly (2,5-260 mg/kg).

Baserat på de analytiska resultaten av metaller utfördes en riskbedömning enligt US EPA föreskrifter gällande icke-cancerogena hälsoeffekter. Exponering antogs ske 3 timmar per dag under 130 dagar årligen för fyra olika åldersgrupper (barn, yngre- och äldre ungdomar samt vuxna). För att bedöma sannolikheten för exponering via hudkontakt beräknades kvoter av hudyta/vikt för de olika åldersgrupperna. Sannolikheten för exponering via förtäring bedömdes vara högre för barn (50 mg/dag) jämfört med vuxna (20 mg/dag). Gällande riskbedömning via inandning användes uppmätta halter i luft från tidigare genomförda studier. Sammantaget bedömdes halterna av de uppmätta metallerna inte utgöra en hälsofara för människor.

5.1.2 Exponering via förtäring

Eventuella risker associerade med förtäring har undersökts i ett flertal studier, dock har inga signifikanta akuta eller kroniska effekter kunnat kopplas till de exponeringsförhållanden som undersökts (Cheng et al. 2014). Av dessa studier har majoriteten fokuserat på barn för vilka sannolikheten för oral exponering via hand-mun anses som störst. I Norge (Norwegian Institute of Public Health and the Radium Hospital, 2006) utförde man en riskbedömning genom att undersöka olika exponeringsvägar för barn och vuxna som spelade fotboll i inomhushall med konstgräs baserat på SBR-granulat. Vad gäller oralt intag av gummigranulat togs endast barn med i beräkning vilket inte pekade på några förhöjda hälsorisker av ftalater och aklyfenoler. En riskbedömning av oralt intag av gummigranulat för vuxna spelare undersöktes i en holländsk studie vilket i likhet med de norska resultaten inte visade på några signifikanta hälsorisker (Hofstra, 2007).

5.1.3 Exponering via inandning

Luffföroreningar ovanför utomhusplaner

Vad gäller emittering till luft vid utomhusplaner med konstgräs så har flera studier kunnat påvisa halter av VOCs, SVOCs, PAHer och tungmetaller. De uppmätta koncentrationerna av dessa ämnen har dock ofta legat i nivå med närliggande områden utanför utomhusplanen och underskridit gällande riktlinjer (Cheng et al. 2014; US EPA, 2009; Ruffino m.fl., 2013). Studier som har undersökt eventuella hälsorisker med luftburna kemikalier har generellt dragit slutsatsen att halterna av PAHer och VOCs uppmätta i luft över utomhusplaner inte varit tillräckligt hög för att kunna leda till en påverkan på människors hälsa. I en italiensk studie (Menchini et al., 2011) undersöktes spelares exponering för PAHer i luft under ett träningspass med hjälp av både passiva och personburna luftprovtagare. De högsta halterna av partikelbundna PAHer i luft uppmättes med de provtagare som bars av spelarna. Bland annat detekterades bens[a]pyren (BaP) i halter upp till 0,4 ng/m³ vilket ansågs utgöra ett "worst-case scenario". Baserat på resultaten för BaP beräknades sedan cancerrisken för en atlet med 30 års aktivt spelande till en på miljonen under en livstid. Risken för amatörer och övriga människor som i mindre frekvens kommer i kontakt med dessa konstgräsplaner bedömdes vara ännu lägre.

Luffföroreningar i inomhushallar

I kontrast till utomhusplaner så har användning av konstgräs innehållande SBR i inomhushallar visat sig leda till högre halter i inomhusmiljön. Mätningar utförda av IVL Svenska Miljöinstitutet AB i en idrottshall med konstgräs innehållande en gummiblandning (50 % SBR och 50 % EPDM), visade på föroreningshalter av bens[a]pyren som bara knappt underskred riktvärden för utomhusmiljö (referens i Kemi, 2006). Beräkning av halterna byggde på antagandet att halten av kemikalier var desamma i de luftburna partiklarna som i gummigranulatet.

I en amerikansk studie jämfördes halter av uppmätta koncentrationer av flyktiga organiska föroreningar (VOCs), semi-flyktiga organiska föroreningar (SVOCs), bensotiazoler, nitrosamin samt partikulärt material i inom- och utomhusluft vid konstgräsplaner innehållande gummigranulat (Simcox m.fl., 2011). Man konstaterade att koncentrationerna av VOCs, PAHer och SVOCs (ex. bensotiazol) låg högre i inomhusluft jämfört med utomhusluft. De uppmätta halterna av bensotiazol varierade mellan 1,1 – 14 µg/m³ vilket är jämförbart med uppmätta halter av samma ämne (4,5 – 31,7 µg/m³) i en norsk studie av luft i inomhushallar (Dye m.fl., 2006).

I studien av Dye m.fl. (2006) analyserades luftpartiklar i tre inomhushallar med gummigranulat med olika ursprung vilka visade sig avge betydande halter av PAHer, ftalater, SVOCs, bensotiazol och aromatiska aminer. I två hallar med gummigranulat baserat på återvunnet material uppmättes halter av total-VOC mellan ca 150-700 µg/m³ vilka låg högre än för inomhushallen med gummigranulat baserat på termoplast. De uppmätta koncentrationer användes som underlag för en annan norsk studie där exponering via inandning beräknades för barn, ungdomar och vuxna under träning/match

(Norwegian Institute of Public Health and the Radium Hospital, 2006). Baserat på resultaten drogs slutsatsen att det för VOCs, PAH, PCB, ftalater och alkylfenoler inte föreligger en förhöjd risk för ökade hälsorisker vad gäller akuta effekter, såsom akut förgiftning eller irritation. Vidare drogs slutsatsen att det baserat på den information om hälsoeffekter och gummigranulat i inomhusmiljö som var tillgänglig vid tiden för studien inte förelåg ett behov att byta ut återvunnet gummigranulat. Studien reserverar sig dock vad gäller substanser klassificerade som allergena vilka identifierades i inomhusluft om än i extremt låga koncentrationer. Man framhöll i studien att det inte finns några uppgifter tillgängliga om risken för att utveckla astma/allergier i luftvägarna till följd av främst latexexponering och att en riskbedömning därför inte är möjlig.

I en studie av Ginsberg m fl (2011) jämfördes uppmätta halter av utvalda föroreningar i inom- och utomhusluft efter fotbollsaktivitet på konstgräs baserat på SBR. Man uppmätte över 20 föroreningar i inom- och utomhusluft vilka låg högre än bakgrundshalterna. I inomhusluft detekterades generellt högre halter av bl.a. bensotiazol vars halter inomhus låg 12 gånger högre än i utomhusluft. Sammanfattningsvis kom man dock fram till att det inte föreligger några förhöjda hälsorisker i samband med användning av konstgräs inom- och utomhus. Man poängterar dock fördelen med att förse inomhushallar med tillräcklig ventilation för att undvika ackumulering av VOCs och SVOCs.

Sammantaget har genomförda studier på inomhusluft dragit slutsatsen att det liksom för konstgräsplaner utomhus inte föreligger signifikanta hälsorisker under förutsättning att hallen är tillräckligt ventilerad. Hälsoriskstudier pekar på att förhöjda hälsorisker kopplade till exponering via inandning endast kunde gälla för arbetare med flerårig exponeringshistorik (> 5 år) som installerar konstgräsplaner i små och dåligt ventilerade utrymmen (Cheng et al. 2014).

5.1.4 Exponering via hud

Exponering via hud för kemikalier med farliga egenskaper kan ske antingen genom direktkontakt med gummigranulat eller genom kontakt med lakvatten från konstgräsplanen. Alla studier som har undersökt effekter vad gäller både barn och vuxna har visat att hudexponering för uppmätta koncentrationer av ämnen i gummigranulat varit för låga för att kunna orsaka allvarliga hälsoeffekter inklusive allergiska reaktioner (Cheng et al., 2014). Studier har även visat att biomarkör för PAH i urin inte ökade efter intensiv hudkontakt med gummigranulat på konstgräsplaner (van Rooij och Jongeneelen, 2010; Hofstra m.fl., 2007). I den holländska studien (van Rooij och Jongeneelen, 2010) drogs slutsatsen att upptag av PAH via hudkontakt var minimal för vuxna spelare och i nivå med upptag från övriga källor såsom mat och omgivning. Liknande resultat erhöles i en svensk studie där koncentrationen av PAH och ftalater i urin hos pojkar före och efter spel på konstgräs visade sig vara jämförbara med de nivåer som ses hos allmänbefolkningen (Tekavec och Jakobsson 2012).

Sammantaget pekar tillgängliga studier på att upptag av PAH och ftalater via hud inte är en signifikant exponeringsväg för dessa ämnen.

5.2 Risker för miljön

SBR innehåller miljömässigt oönskade ämnen som under naturliga förhållanden kan emitteras till luft och/eller laka ur via regnvatten och därmed utgöra en lokal miljörisk.

Potentiella miljörisker till följd av användning av SBR i konstgräs har undersökts i betydligt mindre utsträckning jämfört med hälsorisker. Till följd av granulatets stora kontaktyta mot vatten kan urlakning av farliga ämnen ske lättare från SBR än för hela däck (Cheng m.fl., 2014). Studier har påvisat att SBR kan emittera metaller och organiska ämnen till vatten.

Då tungmetaller inte kan brytas ned anses lakning av dessa under lång tid som extra problemfyllt. Med undantag för zink så pekar tillgängliga studier dock på att SBR har en begränsad påverkan för den akvatiska miljön, men ytterliga studier efterfrågas för att verifiera dessa resultat.

5.2.1 Kemiska risker för den akvatiska miljön

Flera studier har kunnat påvisa föroreningar i avvattningssystem från konstgräsplaner med gummigranulat. I en studie av Moretto (2007) undersöktes dräneringsvatten från en reell fotbollsplan samt från ett pilotexperiment som hölls under kontrollerade förhållanden vad gäller mänsklig aktivitet och atmosfäriska förhållanden, båda med granulat från SBR. En svag toxicitet mot vattenloppa, *Daphnia magna*, och grönalga, *Pseudokirchneriella subcapitata*, kunde påvisas för dräneringsvatten från pilotstudien. Dräneringsvatten från fotbollsplanen uppvisade däremot ingen negativ effekt på de båda testorganismerna med undantag för ett prov. Detta ansågs dock bero på en artefakt till följd av extern kontaminering. Studien drar slutsatsen att lakvattnet från konstgräs med SBR inte förväntas påverka den akvatiska miljön i ett kort och medellångt tidsperspektiv. Denna slutsats baserar sig på resultat från standardiserade tester utförda på lakvatten som testades upprepade gånger under ett år. Författarna framhåller att då yttre faktorer så som syre, ozon, solljus och vatten påverkar nedbrytning av gummi och därmed avgivning av kemiska ämnen, är det av yttersta vikt att riskutvärderingsstudier tar hänsyn till relevanta förhållanden.

Gällande metaller så är det främst zink som påträffas i lakvatten (US EPA 2009; Bocca et al. 2009). Huvudsakligen är det däckens innehåll av Zinkoxid (ZnO) och i något mindre utsträckning blyoxid och kadmiumoxid anses vara signifikanta punktkällor. En normalstor konstgräsplan med gummigranulat bestående av 1,5 % ZnO uppskattades innehålla över 1 ton zink (Cheng m.fl., 2014). Generellt så har halterna av uppmätta organiska föroreningar och tungmetaller i lakvatten visat sig vara låga med undantag för just zink som i vissa fall detekterats i koncentrationer upp till 0.5 mg/L (Moretto, 2007; Lim och Walker, 2009; Cheng och Reinhard, 2010). Då zink har visat sig kunna ha en negativ påverkan på tillväxt, överlevnad och reproduktion hos akvatiska organismer redan vid så låga koncentrationer som 10-25 µg/L förväntas dräneringsvatten med förhöjda halter av zink kunna utgöra en potentiell risk för den akvatiska miljön (Cheng et al. 2014). Med hänsyn till de negativa miljöeffekterna liksom de höga kostnaderna har man inom däckindustrin försökt att hitta alternativ till ZnO för att få ner halterna, dock utan framgång

(Cheng m.fl., 2014). Lakning av zink bedöms därför även fortsatt kunna utgöra ett miljöproblem i samband med konstgräsplaner baserade på SBR.

I en holländsk studie (Verschoor, 2007) utfördes en riskbedömning av lakning av från sportfält innehållande SBR. Mängden zink som lakade som varierar mellan 6000-10 000 mg zink/m². Utifrån ett medelvärde på den uppskattade zinklakningen (800 mg Zn/m²) beräknades sedan halter i lakvatten, mark, yt- och grundvatten. De predikterade zinkhalterna varierade emellan 1.1 – 1.6 mg/L och överskred holländska miljögränsvärden (MPC, Maximum Permissible Concentration) för ytvatten. I studien dras slutsatsen att SBR kan leda till en potentiell ekotoxikologisk risk i yt- och grundvatten samt i mark. Dock underskreds gränsvärden för dricksvatten varför zink inte bedömdes utgöra en hälsorisk.

Miljörisker med lakvatten från konstgräsplaner innehållande SBR undersöktes även i en amerikansk studie. Av de metaller som uppmättes dominerade zink, följt av barium, mangan och bly. Dock var det endast zink som kunde konstateras i sådana halter att det bedömdes föreligga en potentiell risk för ytvatten och akvatiska organismer (uppmätta halter mellan 10 - 260 µg/L; Connecticut Department of Environmental Protection, 2010).

I samma studie fann man även organiska föroreningar som identifierades till bensotiazol, 4-(t-oktyl)-fenol, 1-metylnaftalen, 2-metylnaftalen, naftalen, butylerad hydroxianisol och butylerad hydroxitoulen, dock inte i sådana halter att de skulle innebära några risker för yt- och grundvattenresurser.

6 Innehållet i däckmaterial och deras kemiska egenskaper

För att kunna göra en riskbedömning av ämnen i en produkt så är det önskvärt att kunna utgå från en sammanställning av alla ämnen och deras kemiska egenskaper. SBR tillverkas av återvunna däck vilket ofta medför svårigheter att få information om innehållets ursprung.

För däck som tillverkas inom EU och däck som importeras till EU gäller från den 1 januari 2010, att däck och oljor som används vid tillverkningen inte får säljas om de innehåller mer än 1 mg/kg benso[a]pyren eller mer än 10 mg/kg av summan av åtta förtecknade polycykliska aromatiska kolväten PAH_{er} (se Appendix, tabell 1).

Enligt Fredrik Ardefors (VD för Svensk Däckåtervinning; SDAB) började däckbranschen fasa ut AH-oljor och ftalater redan i början av 2000-talet (Pers kom, 2015-11-26). ETRMA (European Tyre and Rubber Manufacturers 'Association) genomförde en kampanj under 2011 där 94 däck i 50 olika fabriker i 11 länder som fanns tillgängliga på EU-marknaden testades för att kontrollera efterlevnaden av begränsningen av PAH oljor (European Road Safety Charter 2011). De testade däcken producerades i slutet av 2010 och 2011. Resultaten visade att 10 % av de 94 insamlade däcken, som alla var importerade utanför EU, inte uppfyllde kraven då de innehöll PAH halter som är förbjudna enligt REACH.

Däck har en livslängd på fyra-fem år vilket innebär att det teoretiskt är möjligt att däck med högre innehåll av PAH än EU:s gränsvärde kan ingå i granulatet men halterna bör med tiden minska.

En problematik i bedömningen av risken med användning av SBR-granulat är den svartimport av lågprisdäck som har uppskattats utgöra ca 12-15 % av den svenska marknaden (Pers kom Fredrik Ardefors 2015-12-14). Då importen inte registreras och det saknas tullstatistik är det svårt att ge en exakt siffra på hur stor marknadsandel dessa däck utgör. Importen görs antingen direkt av verkstäder eller via import av fordon (bilar, lastbilar, släpvagnar) vilka har dessa däck originalmonterade. Dessa däck kan ha högre halter av farliga ämnen som till exempel HA-oljor och ftalater vilket ger ett bra våtgrepp till ett lågt pris. Om denna olagliga import inte utgör en obetydlig andel av den svenska marknaden kommer granulat som innehåller importerade däck med högre halt av farliga ämnen att medföra andra miljö- och hälsorisker än SBR-granulat baserade på godkända och registrerade däck. En sätt att komma till rätta med problemet kan vara genom ändring i lagstiftningen. Det är till exempel enligt *Förordning av producentansvar för däck (1994:1236)* inte förbundet med straffsanktioner att importera däck utan att registrera dessa.

På uppdrag av Trafikverket genomförde Rahmberg (2014) en sammanställning av innehållet i gummigranulat som baseras på rapporter mellan åren 2009-2012 samt säkerhetsdatablad från Ragnsells (tabell 1). För varje ämne modellerades parametrar av betydelse för bedömning av risk för miljön med hjälp av PBT profiler.

En viktig parameter i det första steget av en riskbedömning är huruvida ämnet kan bioackumulera (B) eftersom detta i viss mån reflekterar i vilken utsträckning ett ämne kan spridas vidare med vatten och/eller gå upp i luften. Enligt ECHA:s vägledningsdokument är gränsen för om ett ämne ska klassas som "B", $BCF > 2000$ respektive "vB" $BCF > 5000$ (Biokoncentrationsfaktor (BCF), baserat på våtvikt av, i de flesta fall, fisk; ECHA 2014 Kapitel R11). För många ämnen saknas uppgifter om BCF och då brukar bioackumulationspotentialen kunna indikeras med hjälp av log Kow. För organiska ämnen med ett log Kow $< 4,5$ antas affinitet för lipider i en organism vara otillräcklig för att överträffa B kriteriet, dvs $BCF < 2000$.

För vissa grupper av kemikalier, såsom metaller och ytaktiva föreningar kan inte log Kow användas. Ämnen kan också bioackumuleras på annat sätt än genom passiv diffusion som drivs av hydrofoba egenskaper (vilket är det fenomen som Kow beskriver). Till exempel kan ämnen som specifikt binder till proteiner i stället för lipider felaktigt antas ha ett lågt BCF om log Kow används för bedömning.

När det gäller toxicitet (T) innebär ett akut test på alg, vattenloppa eller fisk som ger ett EC50 eller LC50 < 0.01 mg/l, att T kriteriet är uppfyllt och ett EC50 eller LC50 < 0.1 mg/l medför att ämnet är potentiellt T (ECHA 2014 Kapitel R11). Det säger dock inget om huruvida ämnet har till exempel hormonstörande, reproduktiva eller cancerogena egenskaper.

Tabell 1 Cas-nummer och PBT-egenskaper i SBR (Från Rahmberg 2014)

Namn	CAS nr.	P, Halveringstid i vatten, dagar	B, BCF	T, Fisk ChV [mg/l]
Kimrök	1333-86-4	15	2.4	14
6PPD ¹	793-24-8	38	570	0.11
7PPD ¹	3081-14-9	38	6 700	0.005
TMQ ¹	26780-96-1	38	70	1.1
Diaryl (PPD) ¹	68953-84-4	66.5	<5000-7000	0.14
MES olja ¹	-	-	-	-
Stearinsyra	57-11-4	15	10	-
CBS ^{1,2}	95-33-0	38	90	1.2
TBBS ²	95-31-8	38	560	6.4
MBTS ²	120-78-5	38	25	0.15
Naftalen	91-20-3	38	70	1
Acenaftalen	208-96-8	15	180	0.28
Acenaften	83-32-9	38	180	0.18
Fluoren	86-73-7	15	270	0.26
Fenantren	31055	60	1 900	0.14
Antracen	120-12-7	60	400	0.14
Fluoranten	206-44-0	60	1 200	0.052
Pyren	129-00-0	60	770	0.052
Bens(a)antracen	56-55-3	60	2 900	0.019
Krysen	218-01-9	60	3 200	0.019
Bens(b)fluoranten	205-99-2	60	3 000	0.006
Bens(k)fluoranten	207-08-9	60	5 000	0.006
Bens(a)pyren	50-32-8	60	5 100	0.006
Dibens(ah)antracen	53-70-3	60	9 600	0.002
Benso(ghi)perylene	191-24-2	60	11 000	0.002
Indeno(123cd)pyren	193-39-5	60	12 000	0.002

¹ Additiver – se förklaringar i tabell 2 i Appendix

² Bensotiazoler

Enligt REACH, Annex XIII kriteriet är ett ämne persistent (P) om halveringstiden för nedbrytning i sötvatten är >40 dagar och vP om > 60 dagar (ECHA 2014 Kapitel R11).

Sammanställningen av data genomförd av Rahmberg (2014) visar att åldringsskyddet 7PPD uppfyller kriteriet vB och T. Flera av PAH:erna uppfyller kriteriet vB och T. Åldringsskyddet PPD uppfyller kriteriet vPvB och två PAHer uppfyller kriteriet vB.

Baserat på information från det svenska produktregistret och information från International Uniform Chemical Information Database (IUCLID) så finns det 3041 råvaror som har anknytning till gummiindustrin (Pers kom Stellan Fisher 2015-12-09). Av dessa är 309 harmoniserat CMR-klassade. I IUCLID ska även föroreningar i råvaror registreras (finns inte bland de listade 3041 råvarorna) men däremot inte nedbrytningsprodukter. Alla dessa 3041 ämnen ingår inte vid däcktillverkning men siffran tyder på att sammanställningen i tabell 1 troligen endast utgör en bråkdel av de ämnen som ingår vid produktionen av däck.

Utöver de kemikalier som listas i tabell 1, har även följande kemikalier hittats i SBR vid lakteter (Nilson m fl, 2008; Andersen, 2012; Skenhall m fl, 2012; Kjaer, 2014; se även sammanställning av resultat från lakteter i avsnitt 10.1):

- Tungmetaller (arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, nickel, selen, zink, vanadin)
- Salter (fluorid, sulfat)
- Oktyl- och nonylfenol
- PCB
- Ftalater (DEHP, Di-n-butylftalat, Dietylftalat, Di(isononyl)ftalat)
- DOC
- VOC (Benzen, isocyanato-, Cyclohexan, isocyanato-,)
- Benso(a)fluoranten
- Cyclohexamin
- 2,4-Di-tert-butylfenol
- Dibutylftalat
- Diisobutylftalat
- N-(1,3-dimetylbutyl)-N'-fenyl-fenylendiamin
- Butylerad hydroxytoluen
- D-limonen
- 5-Methyl-2-hexanon
- Cyclohexanon
- Benzaldehyd, 2-hydroxy-
- Hexansyra, 2-etyl-
- Etanol, 1-(2-butoxyethoxy)-
- N-cyclohexyl-formamid

- Acetamid, N-cyclohexyl-
- Fenol, m-tert-butyl-
- Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-
- Cyclohexanamin, N-cyclohexyl-N-methyl-
- Dodekansyra
- Benzotiasolon
- 3,5-Di-tert-Butyl-4-hydroxybenzaldehyd
- 1,3-Dicyclohexylurea
- IPPD
- Hexa(methoxymethyl)melamin
- Anilin

I den vetenskapliga sammanställningen presenterad av Cheng m fl (2014) så finns också en lista över vilka ämnen/ämnesgrupper som potentiellt skulle kunna läcka ut från gummigranulat.

6.1 Ytbelagda (coated) SBR

För SBR som är ytbelagda (coated) används ofta poluretan (PUR) med en infärgning, till exempel grön färg (Nilsson m fl 2008).

När en PUR-produkt härdad så betraktas materialet som stabilt, så länge det inte utsätts för högre temperaturer och materialet inte innehåller ohärdat material. Ohärdat material kan förekomma vid användning av stora volymer av PUR och då främst där inneslutningar uppstått vid appliceringen, vilket inte är sannolikt när det gäller granulat.

Vid uppvärmning av härdad polyuretan finns det risk för återbildning av isocyanat som vid inandning kan medföra allvarliga hälsorisker. Det räcker med att såga, borra eller slipa på en yta belagd med PUR för att nå upp till tillräckligt höga temperaturer (ca 130 – 300 grader) för att isocyanat ska återbildas och frigöras. Det lim som används vid monteringen av konstgräsplaner kan utgöras av PUR. Vi har inte hittat några uppgifter om att PUR-produkter skulle kunna avge nedbrytningsprodukter vid normal användnings temperaturer eller till följd av de temperaturer som kan uppstå en het sommar dag.

7 Kända spridningsvägar av däcksmaterial från konstgräsplaner

År 2014 samlade Svensk Däckåtervinning AB (SDAB) totalt in drygt 84000 ton återvunna däck (SDAB 2015). Enligt Skenhall et al (2012) sker insamling av begagnade däck i Sverige hos flera däckverkstäder, både små och stora, vilket gör det svårt för tillverkaren av granulat att ha kontroll över ursprunget och ålder på däckmaterialet.

I Sverige går ca 25 % av de insamlade bildäcken till gummigranulat tillverkning och av detta används ca 85 % till konstgräsplaner (Pers kom Peter Svahn 2015-12-09). I Sverige

Ragn-Sells den enda tillverkaren av SBR-granulat. En uppskattning av marknadsandelar är dock svår att göra då mycket granulat importeras från till exempel Danmark, men även andra länder runt Östersjön och från Europa.

Enligt Fredrik Ardefors (Pers kom 2015-12-04) processas ca 30 000 ton bildäcksgranulat varje år i Ragn-Sells granulatfabrik i Heljetorp. Om 50 % av de fotbollsplaner som nyanläggs antas använda SBR som fyllnadsmaterial (50 ton används vid nyanläggning och 4 ton fylls på per år på de 380 redan existerande SBR-planerna) innebär det att drygt 4000 ton däckgranulat används till konstgräsplaner i Sverige varje år. Stockholm, Göteborg och Malmö använder inte SBR-granulat i konstgräsplaner vid nyanläggning (Pers kom Bo Vedlund 2015-12-04 och Peter Svahn 2015-12-09).

Det råder osäkerhet avseende hur stor utsträckning gummigranulat från konstgräsplaner sprids till dagvatten och avloppssystem. I Norge har man uppskattat att ca 5 % av den totala mängden granulat på konstgräsplaner årligen försvinner ut i miljön (Andersen 2012). En nyligen genomförd dansk studie har uppskattat den totala emissionen till 450-1580 ton/år från gummigranulat i konstgräsplaner och andra applikationer till avlopp och omgivande miljö, varav 20-330 ton/år till avloppssystemen. Vidare att 1-20 ton/år når akvatiska miljöer (Lassen m fl 2015). Den största andelen antogs nå omgivande mark. Lassen m fl (2015) anger dock att dessa siffror är mycket osäkra. Antalet konstgräsplaner i Danmark uppges vara 254 men volymen granulat uppskattas till motsvarande det dubbla mängden då även andra applikationer av granulatet räknas in.

Lassen m.fl. (2015) bedömer att det granulat som når den akvatiska miljön är liten jämfört med den mängd partiklar som nöts bort från däck under körning. Emissioner från bildäck uppskattas till 4 200-6 600 ton/år och av denna mängd uppskattas 1 600-2 500 ton/år nå avloppssystemet, och 500-1 700 ton/år den akvatiska miljön.

Ett bildäck beräknas minska i vikt med 1 kg under fem års normal användning (Pers kom Fredrik Ardefors 2015-11-14). I Sverige finns det drygt 4,5 miljoner personbilar registrerade (Trafikanalys 2015), vilket innebär 18 miljoner däck och därmed 18 000 ton gummipartiklar som nöts av under fem års tid, d.v.s. uppskattningsvis 3 600 ton/år. Därtill tillkommer andra typer av fordon; lastbil, buss etc.

Storleken på fotbollsplaner varierar. En 7-mannaplan är mellan 60 och 80 meter lång och mellan 35 och 50 meter bred medan en 11-mannaplan är mellan 90 och 120 meter lång, och mellan 45 och 90 meter bred. Med antagandet att en fotbollsplan är 71 x 111 m har Magnusson (2015) beräknat att ungefär 51 ton gummigranulat används vid anläggning av en ny konstgräsplan med SBR och 61 ton vid anläggning av EPDM för en fullstor fotbollsplan. Fyllmaterial för drift och underhåll under tio år är 60 ton, d.v.s. ungefär 6 ton behöver fyllas på årligen. Det innebär att lika mycket som används vid anläggning kan komma att spridas från planen under dess användningstid.

Kostnaden för SBR är ca 2500 kr/ton, för EPDM 14-15 000 kr/ton, och för TPE 18 000 kr/ton (Pers kom Bo Vedlund 2015-12-04). För en stor fotbollsplan blir skillnaden i kostnad mellan 700 000 kr och 1 miljon för att anlägga en SBR plan jämfört med andra material.

Stenungssunds kommun finns det en SBR-plan och en plan med 90 % kokos/kork och 10 % TPE. Kostnaden att anlägga planen med naturmaterial/TPE låg i storleksordning mellan att anlägga en EPDM och en SBR plan (Pers kom Ingvar Björkman 2015-12-04). Ingvar Björkmans uppfattning är att planen med naturmaterial/TP inte behöver fyllas med fyllmaterial i lika hög utsträckning som SBR-planen. Naturmaterialet/TPE sprids inte runt planen i lika hög utsträckning som SBR granulatet men däremot så förmultnar det med tiden.

7.1 Flödesmodell baserat på uppgifter från Älvsjö AIK FF Stockholm

För att göra en uppskattning av spridningen av mikroplastpartiklar från konstgräsplaner har vi sammanställt en flödesmodell baserat på information från Älvsjö fotbollsklubb i Stockholm (Pers kom Joakim Sjöholm, Älvsjö fotbollsklubb, 2015-12-09).

Älvsjö fotbollsklubb har fyra konstgräsplaner och ca 1300 spelare. Tre av konstgräsplanerna har EPDM som fyllnadsmaterial och en har SBR. SBR-planen är en återanvänd konstgräsplan som tidigare använts i Hagsätra. En EPDM plan är 11-mannaplan, övriga tre konstgräsplaner är 7-mannaplaner. Alla planerna anlades för ca 6 år sedan. Anledningen till att endast en plan anlades med SBR som material, berodde framförallt på estetiken. Planen blev svart, till skillnad från planerna med EPDM som har grönt granulat vilket gör att planerna ser mer verklighetstroga ut.

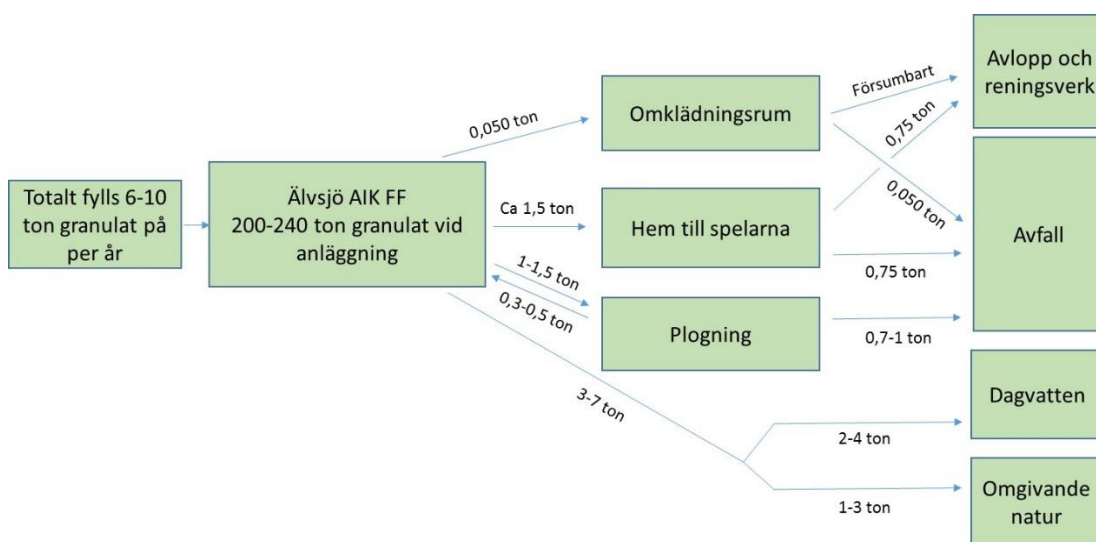
På 11-mannaplanen fylls på ungefär 3-4 ton granulat/år. Motsvarande siffra på 7-mannaplanerna är ca 1-2 ton/år. Mängden varierar stort, beroende på väder och vind. På planer där i huvudsak barn tränar/spelar försvinner också mindre mängd ut än där i huvudsak vuxna spelare vistas. Mycket regn medför också ofta att granulatet klumpar ihop sig och mer förs bort från planen.

Under år med mycket snö sker plogning vilket ofta bidrar till att granulat plogas bort. Vid varje plogning plogas ca 20-30 liter granulat upp från planen. Om det är blötsnö brukar siffran bli något högre. Granulat som plogas bort, återförs delvis till planen igen. Det granulat som spelarna drar med sig till omklädningsrummet, kan däremot inte sorteras ut till en tillräckligt ren fraktion för att återanvändas. Ca en liter granulat blandat med grus mm sopas ihop i omklädningsrummen varje vecka och under regniga perioder blir det mera.

Flödesmodellen baseras på följande antagande och information (Figur 2):

- Fotbollssäsongen har uppehåll totalt 12 veckor per år vilket innebär att planerna används 40 veckor per år.
- Älvsjö fotbollsklubb har 1300 aktiva spelare som spelar i genomsnitt tre gånger per vecka (två träningar och en match).
- Varje fotbollsspelare antas få med sig i genomsnitt 10 g granulat i kläder och skor efter en träning eller match. Av detta antas att hälften går till avloppet när kläder tvättas och att hälften sopas upp och kastas.

- Plogning antas ske 10 gånger per år och per plan och av det granulat som plogas bort antas hälften återföras till planen och resten tas omhand som avfall.
- En liter granulat sopas upp i omklädningsrummen varje vecka som slängs som sopor. En liter granulat har grovt uppskattats väga 1,2 kg.
- En hundraedels liter granulat har antagits sköljas ner i avloppet via i duscharnas golvbrunnar i omklädningsrummen och vid städning (våttorkning) varje vecka.
- En tredjedel av det som plogas bort har antagits återföras till planerna och att två tredjedelar omhändertas som avfall.
- Av de 6-10 ton per år som fylls på återstår, efter att ha räknat bort ovanstående förluster, 3-7 ton som antas försvinna med dagvattensystem och till omgivande natur.



Figur 2 Flödesmodell över spridningsvägar för granulat från Älvsjö AIK FFs fyra konstgräsplaner under ett år. Konstgräsplanerna innefattar en 11-mannaplan och tre 7-mannaplaner.

7.1.1 Kommentarer till flödesmodellen

Flödesmodellens uppskattningar är väldigt grova, men visar att det är en förhållandevis stor del granulat som vi inte kan förklara var det tar vägen. Andelen som försvinner ner med dagvatten och omgivande natur kan antas variera beroende på faktorer som väderförhållanden och vilka dagvattenlösningar som omger planen. En annan möjlighet är att fyllmaterialet i planen med tiden packas.

Flödesmodellen är framtagen baserat på uppgifter från Älvsjö AIK:s fyra konstgräsplaner. Per plan skulle det innebära att mellan 1-2 ton granulat/år försvinner. Under antagandet att förluster av granulat i huvudsak sker till omgivande miljö med dagvatten och till avlopp försvinner uppskattningsvis mellan 600-1300 ton granulat/år (baserat på att det totalt

finns 630 konstgräsplaner, varav 380 har SBR granulat). Det är i samma storleksordning som uppskattats av Lassen m fl. (2015); 450-1580 ton granulat/år.

Enligt Anders Hammarlund från skol-och fritidsförvaltningen i Helsingborgs kommun, plogas de 13 konstgräsplaner som finns i kommunen varje år från snö (Pers kom Anders Hammarlund 2015-12-04). Vid mycket snöfall fylls totalt ca 3-4 ton granulat på per plan och per år. Vid minde mängd snö blir motsvarande siffra ca 1-2 ton. Det tyder på att väderförhållanden har stor betydelse för flödesvägarna från planen.

Mängden granulat som sprids visa omklädningsrum är jämfört med andra flöden litet. Som jämförelse kan nämnas att i Stenungssunds kommun finns det en SBR-plan och i omklädningsrummens duschar har granulat-fällor installerats samt i alla större dagvattenbrunnar. Uppskattningsvis uppsamlas 25 kg SBR granulat/år i dessa fällor. I modellen ovan skulle detta betyda att 0,1 ton/år granulat sprids till avlopp och dagvatten, jämfört med de 1-2 ton som anges i modellen.

Stora variationer kan antas beroende på exempelvis storleken på granulat, väderförhållanden och på dagvattensystemet. Enligt Lassen m.fl. (2015) kan storleken på granulat från återvunna bildäck variera från 0,7 till 3 mm. De mindre fraktionerna har antagligen större tendens att spolats bort jämfört med de större.

8 Nationella och internationella rekommendationer och slutsatser angående användning av gummigranulat i konstgräs

8.1 Sverige

I Kemikalieinspektionens rapport *Konstgräs ur ett kemikalieperspektiv – en lägesrapport* (2006), har ett antal rekommendationer angående användandet av återvunnet gummi i konstgräsplaner sammanställts. Rekommendationerna bygger på en litteraturstudie av rapporter från bl.a. IVL och Nasjonalt folkehelseinstitutt og radiumhospitalet i Norge. Rekommendationerna har sammanfattats i fyra rubriker:

- Välj inte konstgräs som innehåller särskilt farliga ämnen när nya planer ska anläggas.
- Nya lösningar behöver utvecklas och efterfrågas – företagen har ansvaret.
- Befintliga konstgräsplaner behöver inte tas bort.
- Mer kunskap behövs.

8.2 Norge

Den norska rapporten av Norwegian Institute of Public Health and the Radium Hospital (2006) presenterade rekommendationer gällande användning av SBR i konstgräsplaner inomhus. Resultaten från rapporten finns sammanfattade i avsnitt 5.1.1 och 5.1.2 ovan. Slutsatsen var det inte var befogat att byta ut SBR i konstgräsplanerna, baserat på den kunskap som då fanns rörande hälsoeffekter.

8.3 Tyskland

Den tyska standardiseringsorganisationen Deutsches Institut für Normung (DIN) med ansvar för standardiseringsfrågor i Tyskland har tagit fram en norm (DIN 18035-7:2014-10) innehållande rekommendationer och riktlinjer för konstgräsplaner utomhus. Normen sammanfattar de olika rekommendationer som gäller vid installation av konstgräs och de tester som bör utföras för att säkerställa materialkvalitet samt säkerhet för mark och grundvatten. De tekniska riktlinjerna är inte lagligt bindande, däremot faller säkerhet för mark och grundvatten under mark- och grundvattenlagstiftning, och gäller därför även för konstgräsplaner utomhus och sportplaner (Pers kom Bernd Bussian, Umweltbundesamt, 2015-12-05).

För mark och grundvatten listas en rad analysmetoder som syftar till att fastställa konstgrässets innehåll av organiskt kol (DOC), extraherbara organiskt bundna halogener (EOX), tungmetaller, klorparaffiner och ftalater. För halter av klorparaffiner och ftalater finns än så länge inga gränsvärden framtagna, men dessa ska enligt DIN-normen ändå analyseras i dokumentationssyfte. I tabell 2 anges de haltrekommendationer som gäller för DOC, EOX och tungmetaller i konstgräs enligt appendix B i den tyska normen DIN 18035-7:2014-10.

Tabell 2: Haltrekommendationer för DOC, EOX och tungmetaller enligt appendix B i den tyska normen DIN 18035-7:2014-10. (Översatt från tyska).

Mätparameter (Extrakt/Eluat)	Rekommendation
DOC	≤ 50 mg/l ^a ≤ 100 mg/l ^b
EOX	≤ 100 mg/l
Bly	≤ 0,025 mg/l
Kadmium	≤ 0,005 mg/l
Krom (total)	≤ 0.05 mg/l
Krom (VI)	≤ 0.008 mg/l
Kvicksilver	≤ 0.001 mg/l
Zink	≤ 0.5 mg/l
Tenn	≤ 0.04 mg/l

^a 24-h-Eluat

^b 48-h-Eluat

Tyska Bundesinstitut für Sportwissenschaften (Federala Institutet för Idrottsvetenskap) har tillsammans med Bundesanstalt für Materialforschung und Prüfung (Federala Institutet för Materialforskning och Testning) två projekt som syftar till att undersöka om de gränsvärden som anges i normen DIN efterlevs för de material som ingår i konstgräs. Det första projektet med titeln "Modellierung der Stofffreisetzung und des Stofftransportes aus Materialien in Sportböden auf Kunststoffbasis auf Sportfreianlagen als Bewertungsgrundlage für die Boden- und Grundwasserverträglichkeit" och som nu är avslutat har undersökt till vilken grad föroreningar avges från SBR i konstgräs.

Tyngdpunkten låg inte specifikt på identifiering av föroreningar utan på utveckling av nya testmetoder. Ett pågående uppföljningsprojekt ska nu i mer detalj undersöka konstgräsens material och nyckelparametrar av betydelse för mark- och grundvattenskydd. Resultaten kommer att upptas i DIN-normen efter projektets avslut i början på 2016.

9 Alternativ till däcksmaterial i konstgräs

I detta avsnitt sammanfattas de uppgifter om innehåll av ämnen i alternativ till däcksmaterial i konstgräs, EPDM, TPE och naturmaterial, som redovisats i olika rapporter. Sammanställningen är mindre detaljerad än för SBR då lika detaljerat underlagsmaterial inte hittats. Resultat från kemiska analyser och laktester visar att innehållet i EPDM och TPE varierar mellan olika tillverkare av (Nilsson m fl 2008).

9.1 EPDM

EPDM-granulat (Etylen Propylen Dien Monomer) består av nyttillverkat vulkaniserat industrigummi. Som nämnts ovan så finns det 3041 råvaror som har anknytning till gummiindustrin (avsnitt 6; Pers kom Stellan Fisher 2015-12-09). Hur många av dessa som ingår i tillverkningen av EPDM går inte att säga men förmodligen betydligt fler än de som listas i tabell 3 (se även sammanställning av resultat från laktester i avsnitt 10.1).

9.2 TPE

TPE består av TPE-polymeren SEBS (styren-butadien-polymer) som är nyttillverkad termoplast och är inte vulkaniserad. Möjligt innehåll i TPE är sammanställt i tabell 4 (se även sammanställning av resultat från laktester i avsnitt 10.1).

9.3 Organiskt fyllnadsmaterial

Organiskt fyllnadsmaterial kan utgöras av exempelvis kork, bark och kokos. Endast enstaka studier av användning av organiska fyllnadsmaterial i konstgräs har hittats.

Nilsson m. fl (2008) extraherade kokosfiber med diklormetan. En stor mängd ämnen analyserades och enbart låga halter av anilin detekterades (6 µg/g). Inga laktester genomfördes.

Kjaer (2014) sammanställde resultat från laktester utförda på konstgräs som bland annat innehöll kork/kokos i danska kommuner. Flera tungmetaller detekterades inklusive koppar (18 µg/L), bly (1.5 µg/L), kadmium (0.044 µg/L), krom (3.4 µg/L), kobolt (0.5 µg/L), arsenik (1.8 µg/L, vanadin (6.7 µg/L) samt zink, som hittades i högsta halter (109 µg/L). Utöver metaller identifierades även nonylfenoler (0.82 µg/L) och DEHP (0.32 µg/L).

Stenungssunds kommun har sedan tre år tillbaka en fotbollsplan där fyllnadsmaterialet utgörs av 90 % kokos och kork och 10 % TPE. Kommunen har genomfört mätningar av miljögifter i lakvatten (Pers kom Ingvar Björkman Pers kom 2015-12-04). Resultaten kommer att presenteras i en rapport under 2016.

Tabell 3 Sammanställning av möjligt innehåll i EPDM samt var informationen hittats

	Exempel	Referens
Naturgummi		Magnusson (2015)
Syntetiskt gummi		Magnusson (2015)
Fyllmedel	Kimrök, krita, silika, talk och kaolin	Magnusson (2015)
Flamskyddsmedel	Aluminiumtrihydrat, magnesiumkarbonater eller halogener, klorparaffiner	Magnusson (2015)
Mjukgörare	DEHP, DEP, DBP, DIBP, BBP, DCHP	Nilsson m fl (2008); Skenhall m fl (2012); Andersen (2012)
Nonylfenol		Nilsson m fl (2008); Andersen (2012)
Oktylfenol		Andersen (2012)
Vulkmedel	Peroxider och aktivatorer	Magnusson (2015)
Nedbrytningsprodukter av peroxid		Nilsson m fl (2008)
Paraffinolja		Magnusson (2015)
Färgämne		Magnusson (2015)
Processaktivatorer		Magnusson (2015)
rAntioxidanter		Magnusson (2015)
Tungmetaller	As, Pb, Cd, Cr, Hg, Sn, Zn	Nilsson m fl (2008); Skenhall m fl (2012); Andersen (2012)
PAH	Fenantren	Skenhall m fl (2012); Andersen (2012)
Salter	Sulfat	Magnusson (2015)
DOC		Magnusson (2015)
VOC		Magnusson (2015)
PCB		Andersen (2012)
à,à'-Dihydroxy-mdiisopropylbenzen		Nilsson m fl (2008)
Ethanon, 1,1'-(1,4-phenylen)bis-		Nilsson m fl (2008)
Ethanon, 1-[3-(1-hydroxy-1-methylethyl)phenyl]-		Nilsson m fl (2008)
Ethanon, 1-[4-(1-methylethenyl)phenyl]-		Nilsson m fl (2008)
Acetofenon		Nilsson m fl (2008)

Tabell 4 Sammanställning av möjligt innehåll i TPE

Råvara	Procentuell andel	Exempel	Referens
SEBS	40 %		Magnusson (2015)
Polypropen	20 %		Magnusson (2015)
Mjukgörare (paraffinolja) Additiver (pigment, UV-stabilisatorer, processtabilisatorer)	30-40 %	UV-stabilisatorer ex. hindrade aminer (HALS) Processtabilisatorer ex. fosfiter och hindrade fenoler	Magnusson (2015)
Bis-(2,2,6,6-tetramethyl-4-piperidiny)sebacate (Cas nr 52829-07-9; UV-skydd)			Nilsson m fl (2008)
Benzophenon, 2-hydroxy-4-(octyloxy)-(Octabenzon)			Nilsson m fl (2008)
2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-5-methylphenol			Nilsson m fl (2008)
2-(5-Chloro-2-benzotriazolyl)-6-tertbutyl-p-cresol			Nilsson m fl (2008)
2,2,6,6-Tetramethyl-4-piperidyl-holdig förbindelse			Nilsson m fl (2008)
Fenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-			Nilsson m fl (2008)
Drometrizol			Nilsson m fl (2008)
Phenol, 2-(5-chloro-2Hbenzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylethyl)- eller likn.			Nilsson m fl (2008)
Bensaldehyd			Nilsson m fl (2008)
Acetofenon			Nilsson m fl (2008)
Fenol, m-tert-butyl-			Nilsson m fl (2008)
Fhenol, 2,4-bis(1,1-dimethylethyl)-			Nilsson m fl (2008)
Dietylftalat			Nilsson m fl (2008)
Dodekansyra			Nilsson m fl (2008)
3,5-di-tert-Butyl-4-hydroxybenzaldehyd			Nilsson m fl (2008)
Diisobutylftalat			Nilsson m fl (2008)

Dibutylftalat		Nilsson m fl (2008)
Drometrizol		Nilsson m fl (2008)
DEHP, DEP, DIBP, BBP, DCHP		Nilsson m fl (2008); Andersen (2015)
Nonylfenol		Nilsson m fl (2008)
Oktylfenol		Magnusson (2015)
Bensotiazoler		Nilsson m fl (2008)
Tungmetaller	As, Cd, Cr, Hg, Pb, Sn, Zn	Nilsson m fl (2008); Skenhall m fl (2012); Kjaer (2014); Magnusson (2015)
PAH (Naftalen, fenantren)		Skenhall m fl (2012)
PCB		Magnusson (2015)
Salter (Klorid, sulfat,)		Magnusson (2015)
DOC		Magnusson (2015)
VOC		Magnusson (2015)

10 Jämförelse av kemiskt innehåll i olika fyllnadsmaterial

Det finns flera studier som rapporterar resultat från laktester av olika fyllnadsmaterial. Dessa undersökningar är omfattande men det är svårt att jämföra resultat från olika studier då information om förutsättningarna och tillvägagångssätt, analyslabb etc. ofta är bristfällig. Sammanfattningsvis kan sägas att resultaten är skiftande avseende detekterbara ämnen vilket tyder på att det finns skillnader mellan olika tillverkare av samma material. Däremot, utifrån de fåtal studier som finns, så tyder inga resultat, vare sig för gummimaterial eller för TPE, på några geografiska skillnader. Vad gäller däckmaterial så producerar de största däcktillverkarna, så som Michelin, Continental, Pirelli, Bridgestone, Goodyear m.fl. däck enligt Europeisk standard oavsett produktionsland (Pers kom Fredrik Ardefors, 2015-12-14).

Vi har inte hittat några beskrivningar om hur vattnet från konstgräsplanerna tas omhand vid de olika anläggningarna som studeras vilket har betydelse för att kunna bedöma risken för miljön.

Det har inte varit möjligt för oss att under den givna tiden gå igenom alla de grupper av ämnen som ingår i konstgräsplaner. Vi har därför valt att i avsnitt 10.2 och 10.3 redogöra för några aspekter kring zink och additiver som vi tycker saknats i diskussionen kring riskbedömning i de rapporter som vi läst. I avsnitt 10.4 och 10.5 ges en kort beskrivning av komponenter och andra ämnen i konstgräsplaner som kan utgöra miljö- och hälsorisker.

10.1 Resultat från laktester

Flera studier rapporterar resultat från jämförande studier av laktester av olika material. I några av studierna påpekar författarna att resultat från ett laktest inte kan översättas till hur lakning sker under reella förhållanden. Däremot så kan resultatet från försöket ge en jämförelse av möjlig lakbarhet av olika ämnen mellan de olika materialen. Nedan följer sammanfattningar från några studier inklusive litteraturstudier gällande föroreningshalter i lakvatten från olika fyllmaterial. Studierna har genomförts i Sverige, Norge och Danmark.

10.1.1 Svenska studier

Skenhall et al (2012) genomförde ett laktest av metaller och innehållsanalys av PAH från SBR och EPDM tillverkade i Europa, TPE från Europa och TPE från Kina. Laktestet av metaller gjordes i form av skaktest med L/S-kvot 10, dvs med 1 liter vatten och 100 g granulat. För metallerna visade resultaten låga halter (generellt under detektionsgränsen) med undantag för zink från SBR- (5.6 mg Zn/l) och EPDM-granulat (6.4 mg Zn /l). Halterna från TPE Europa och TPE Kina var betydligt lägre (0.058 mg Zn/l respektive 0.012 mg Zn/l).

Resultaten från analysen av PAH visade på högre halter i SBR (Summa PAH(10), 33.5 mg/kg) än övriga materia (EPDM 6,2 mg/kg; TPE Europa 6.7 mg/kg; TPE Kina 4,9 mg/kg). Studien genomfördes förhållandevis kort tid efter det att regleringen av PAH i däcksmaterial genomfördes vilket medför att man kan anta andelen däck som sattes på marknaden före PAH-förbudet med tiden kommer att minska.

TPE som tillverkades i Kina hade generellt lika eller lägre halter lakade metaller, och av analyserade PAH jämfört med TPE som tillverkats i Europa.

Magnussons (2015) redovisar laktester av SBR, EPDM, TPE och R-EPDM för metaller, klorid, flourid, sulfat, fenoler och DOC. Alla metaller låg under detektionsgränsen utom zink. R-EPDM hade mycket hög urlakning av zink (50 mg/kg TS) jämfört med övriga material. För EPDM och TPE var halterna under detektionsgränsen (0,4 mg/kg TS) och för SBR (0,94 mg/kg TS). Halten av DOC är en av de parametrar som har betydelse för hur stor andel av Zn som är biotillgängligt. Halten DOC var högst för R-EPDM (930 mg/kg TS) och SBR 240 (mg/kg TS). Halten fenoler var högst för SBR (1,9 mg/kg TS) och i samma storleksordning för TPE och R-EPDM (0,2 mg/kg TS) samt under detektionsgränsen för EPDM (<0,2 mg/kg TS).

Lakningstest gjordes även avseende på VOC för fyllmaterialen (Magnussons 2015). Resultaten visade att samtliga material innehöll lakbara VOC-ämnen. Från R-EPDM lakades störst mängd VOC-ämnen och från SBR lakades minst mängd. R-EPDM, SBR och TPE lakade främst ut olika typer av oljor medan EPDM lakade ut andra typer av ämnen.

10.1.2 Norska studier

Andersen (2012) har genomfört en litteraturstudie av miljökonsekvenser av olika användningar av SBR, EPDM, TPE och industrigummi i Norge. Med undantag för krom,

där EPDM-gummi uppvisade högst halter, innehöll SBR för de högsta halterna av farliga ämnen, PAH (den största mängden) DEHP, oktylfenol, bly och nonylfenol samt övriga metaller och PCB.

Sammanställda resultat av lakstudier i fält konstgräsplaner med SBR, EPDM och TPE, visade endast marginella skillnader mellan de olika materialen vad gällde lakning av arsenik (5 µg/L) och bly (5-10 µg/L). Från SBR påvisades även lakning av DEHP (7 µg/L), nonylfenol (1.5 µg/L) och PAH (inga halter angivna). Vad gäller zink så var halterna betydligt högre i konstgräsplaner med SBR (90 µg/L) och EPDM (80 µg/L) än TPE.

Andersen (2012) sammanställde rapporterade halter av metaller, DEHP, oktyl- och nonylfenol, PCB samt PAH och i SBR och EPDM med ursprung i Skandinavien, Europa och USA. Av resultatet framgår att inga större skillnader i innehåll av miljöfarliga ämnen kan påvisas baserat på geografiskt ursprung. Sammanställningen visar även att halterna av de undersökta parametrarna var högre i SBR än i EPDM.

10.1.3 **Danska studier**

Kjaer (2014) sammanfattar analysresultat för lakvatten från internationella studier. Resultaten visar att uppmätta halter av zink och DEHP i några studier överskrider marina- och limniska riktlinjer. Den högsta uppmätta halten zink i lakvatten från konstgräs med SBR uppgick till drygt 59 µg/L (New York State, 2009) medan DEHP låg på 7 µg/L (Nilsson m fl, 2008).

Utöver internationella studier har ett flertal danska kommuner låtit analysera lakvatten från sammanlagt 11 stycken konstgräsplaner med innehåll av granulat baserat på däck, grönt TPE, grått industrigummi samt kokos/kork (Kjaer 2014). Typen av gummigranulat hade störst påverkan på innehåll av kemiska ämnen, men att det inte kan uteslutas att övriga ingående konstruktionsmaterial och lim också har påverkan på föroreningsbilden.

Vad gäller totalhalter av metaller påvisades de högsta totalhalterna av zink i lakvatten från SBR (930 µg/L) följt av grått industrigummi (250 µg/L), kork/kokos (109 µg/L) och grönt TPE (88 µg/L). Halterna av löst zink i lakvatten från SBR (22 µg/L) överskred de danska kvalitetskraven för limniska och marina vattenområden. Analyser av totalhalter för bly visade att de högsta halterna lakade från grått industrigummi (53 µg/L) följt av SBR (35 µg/L), grönt TPE (8.8 µg/L) och kork/kokos (1.5 µg/L).

Lakvatteninnehåll med avseende på PAH analyserades för två gummigranulat baserat på däck och grått industrigummi. I två prover från SBR uppmättes halter av acenaften strax vid detektionsgränsen på 0,01 µg/L. I tre prover från lakvatten från konstgräs med grått industrigummi uppmättes halter av summa PAH'er mellan 0.012 – 0.072 µg/L. Då detektionsgränsen för pyren och indeno(1,2,3-cd)pyren ligger högre än de danska kvalitetskraven för limniska och marina vattenområden (0,0046 respektive 0,0017 µg/L) betonar man i rapporten att det kan förekomma halter av dessa ämnen i lakvatten som överskrider kvalitetskraven. Resultaten indikerar dock att dessa ämnen troligtvis inte överskrider riktvärdena i recipienten då mängden lakvatten är liten i förhållande till vattendragets vattenvolym.

Analys av fenoler visade att koncentrationen av nonylfenol (0.82 µg/L) var högst i lakvatten från granulat baserat på kork/kokos (0.82 µg/L) följt av SBR (0.50 µg/L). Lakvatten från SBR innehöll fenoler i halter mellan 0.03-1.2 µg/L.

Ftalater uppmättes i lakvatten från kork/kokos, grönt TPE, grått industrigummi och SBR där de två sistnämnda stod för de högsta halterna (30 respektive 28 µg/L). Förekomsten av ftalater i lakvatten från granulat baserat på grått industrigummi och däck var likartad.

Förekomst av kolväten i lakvatten har fastställts för både konstgräs med granulat baserat på däck och grått industrigummi. Maxhalten av kolväten för SBR låg på 82 µg/L vilket låg högre än för industrigummi som uppvisade halter på upp till 26 µg/L.

Sammanfattningsvis visar resultaten från de danska kommunernas laktester att halterna av metaller och övriga hälsofarliga ämnen generellt underskrider gällande riktvärden för avlopp och vattenområden, men att man i vissa prover har kunnat påvisa halter av ämnen som överskrider vattenkvalitetskraven för limniska och marina system, däribland zink. Baserat på uppmätta halter av organiska och oorganiska parametrar bedöms följande kunna utgöra ett potentiellt problem vid avledning av lakvatten från konstgräsplaner till limniska och marina vattenområden: sulfat, klorid (endast limniska system), COD, BOD (endast limniska system), DEHP, zink, bly, ev. koppar, nickel, kadmium, krom och kobolt samt fenoler.

Nilsson m fl (2008) gjorde en ambitiös ansats att utreda riskerna med olika fyllnadsmaterial. SBR, PUR-ytbelagda SBR, EPDM, TPE och kokosfiber, totalt 16 olika prov, och industriellt gummi från sju olika tillverkare samlades in. Ett stegvist arbetssätt användes för att komma fram till om det fanns någon skillnad mellan materialen och vilka ämnen som kunde utgöra en hälso- och miljörisk. Rapporten inleds med en sammanställning av resultat från studier från Norge, Holland, Schweiz och Frankrike. Författarna konstaterar att slutsatsen från alla studierna i princip är att det inte finns några hälsorisker vid användandet av återvunna däck i konstgräs, varken inomhus eller utomhus. En annan slutsats var att det inte fanns några effekter som kunde härledas till emissioner av PAH och därför togs inte denna grupp av ämnen med i de tester och analyser som genomfördes i studien.

Vid extraktioner med lösningsmedel hittades inga farliga ämnen i kokosfiber och grön industriellt gummi men författarna konstaterade att det var stor skillnad i innehåll mellan grön och grå industriell gummi trots att tillverkaren angav att det skulle vara samma produkt.

Baserat på de resultat som presenteras i tabellerna kan ingen skillnad utläsas mellan SBR och PUR-ytbelagda SBR vare sig i avseende halter eller avseende antalet ämnen.

Mycket höga halter av Bis-(2,2,6,6-tetrametyl-4-piperidiny)sebacate (353000 µg/l; Cas nr 52829-07-9; UV-skydd) läckte ut från en typ av TPE. Ämnet är extremt vattenlösligt och således inte lämpligt att använda som stabilisator för denna applikation. Ämnet är självklassat av de flesta importörer/tillverkare som Aquatic Chronic 2 men av några även som Aquatic Chronic 1 (Stellan Fisher Pers kom 2015-12-09)

Mjukgörare och nonylfenol rapporterades laka till vatten lika eller högre koncentrationer från TPE och från EPDM än från SBR (Nilsson m fl 2008).

I laktest av ett EPDM prov så hittades höga halter av nedbrytningsprodukter av peroxid som används vid vulkningen. Författarna framhåller att halterna var höga i kontakt med vatten men eftersom data saknades kunde ingen riskbedömning genomföras.

Eftersom resultat från undersökningar av emissioner av VOC enhälligt visat att effekter genom inandning inte var signifikanta så bedömdes effekter av intag via munnen och genom huden. Baserat på resultat från laktester valdes bensotiazol (hittat i SBR, TPE och industrigummi), dicyklohexylamin (SBR och industrigummi), cyclohexanamin (industrigummi) och dibutylftalat (SBR, EPDM, TPE). En mer detaljerad riskbedömning visade inte på några hälsorisker förutom en möjlig risk för allergier för känsliga individer mot bensotiazol och aminer.

Baserat på laktester och klassificering av ämnena som farliga för miljön riskbedömdes zink och dess salter, 6PPD (SBR och industrigummi), dicyklohexylamine, diisobutylftalate (SBR, EPDM, TPE), nonylfenol (SBR, EPDM, TPE) och 2,4-di-tert-butylfenol (SBR och TPE). Dataunderlaget för flera av ämnena var bristfälligt, särskilt avseende kroniska toxdata. Baserat på koncentrationen från laktesterna drog författarna slutsatsen att vid stora regnmängder kan det inte för något av fyllnadsmaterialen (TPE, EPDM och SBR) uteslutas att koncentration för flera av dessa farliga ämnen kan bli högre än den halt som kan innebära en risk för miljön (PNEC).

I detta sammanhang kan nämnas att Brorström-Lundén m fl (2011) för ett prov rapporterade en halt över PNEC för 6-PPD i ån Viskan från en screeningundersökning.

10.2 Zink

Zink har rapporterats laka från alla fyllnadsmaterial; SBR, EPDM, R-EPDM, industrigummi, TPE och naturmaterial. Gummimaterial som SBR och EPDM innehåller zinkoxid som har låg löslighet. Därmed borde inte zinkoxid förekomma löst i vatten. I sur miljö reagerar zinkoxiden och bildar zinkjoner. I de lakstudier som gjorts framgår inte i vilken kemisk form zinken förekommer. Det är väsentligt information för att kunna avgöra omfattningen av miljöpåverkan av zink som urlakas ur konstgräsplaner.

Olika faktorer påverkar biotillgängligheten av zink. I miljön kan zink förekomma i olika former till exempel som zinkjon Zn^{2+} , hydratiserad zink, zinksulfid, zinkoxid och zinkklorid. Den fria jonen, ex Zn^{2+} eller dess hydratiserade form $Zn(H_2O)_6^{2+}$ är den mest biotillgängliga. I kontakt med jord, lera och humus kommer zinkjoner också att reagera via en rad olika fysikaliska och kemiska processer. Dessa processer innebär att koncentrationen av fria, hydratiserade joner kommer att minska vid kontakt med jord. När metalljoner reagerar med exempelvis finpartikulära humuspartiklar bildas det organiska komplex som i olika grad kan påverka metallens biotillgänglighet. Det innebär att de dagvattenlösningar som väljs vid anläggandet av en konstgräsplan har betydelse för hur mycket zink som kommer att nå omgivande vattendrag.

Enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten avser gränsvärdet för zink enbart den filtrerade och biotillgängliga fraktionen. Den biotillgängliga fraktionen i ett filtrerat vattenprov beror på flera parametrar, men vattnets pH, hårdhet och DOC-halt är de mest betydande (Technical guidance to implement bioavailability-based environmental quality standards for metals 2014). Det medför att den biotillgängliga fraktionen måste räknas fram för olika vattenförekomster och att svenska gränsvärden inte är direkt jämförbara med andra länders gränsvärden om de inte är satta under samma förutsättningar.

Generellt utgör den biotillgängliga fraktionen i ett vattenprov en mindre del av den totalt lösta fraktionen zink. I resultat från laktester och mätningar direkt från konstplaner framgår generellt inte om analyserna baseras på den lösta eller partikulära fraktionen. Ett undantag är Kjaer (2014) där 930 µg Zn/l uppmätts i partikulär fas jämfört med 22 µg Zn/l i lös fas i lakvatten från SBR. Magnusson (2015) angav att SBR även lakar DOC (240 mg/kg TS) vilket är en mycket hög koncentration och bör påverka hur stor andel av zink som är biotillgänglig.

10.3 Additiver

Additiver är till exempel bensotiazoler (acceleratorer) och benzendiaminer (åldersskydd) och förhållandevis få studier har analyserat dessa ämnen. Acceleratorer (till exempel CBS, TBBS och MBTS) ska i stort sett förbrukas vid däckstilverkningen men studier visar att de finns kvar i fyllmaterial och lakas ut (Nilsson m fl 2008 och referenser i denna rapport; se tabell 3 och tabell 4 ovan). Åldringsskydd (till exempel 6PPD, 7PPD, TMQ och PPD) är kvar i gummigranulaten men halterna minskar långsamt under gummits livslängd. Uppmätta halter från konstgräsplaner ligger på samma nivå som för bensotiazoler (10-300 µg/l; Nilsson m fl 2008 och referenser i denna rapport; tabell 1 och tabell 3).

Baserat på klassningen av ämnena som farliga för miljön så utvärderades inte miljörisk för bensotiazoler av Nilsson m fl. (2008) och de ekotoxikologiska data som presenteras i tabell 1 antyder inte heller att denna grupp hör till de mer bekymmersamma ämnena. Till exempel har CBS ett BCF på 90 (modellerat värde; tabell 1). Brorström-Lundén m fl (2011) anger ett Log Kow 4.93 för CBS.

I en screeningundersökning av bland annat bensotiazoler och benzendiaminer rapporterades svårigheter att analysera flera av dessa ämnen i miljöprover och att få ekotoxikologiska data fanns (Brorström-Lundén m fl 2011). Benzenediaminen 7PPD och benzotiazolen TBBS, kunde inte analyseras i några matriser och bensotiazolen MBTS kunde inte analyseras i biotaprover. CBS och TBBS bryts ner till en persistent dottersubstans (2-mercaptobenzothiazole Cas nr 149-30-4) som dock hade en hög detektionsfrekvens i flera olika miljöprover.

Benzendiaminen 6PPD och flera bensotiazoler är högvolymskemikalier (HPV). Flera av bensotiazolerna, bland annat CBS, hade också en hög detektionsfrekvens i miljöproverna. Tidigare genomförda riskbedömningar av 6-PPD (OECD SIDS 2004) och

CBS (EC 2008) anger att kombinationseffekter av dessa ämnen och deras nedbrytningsprodukter bör beaktas.

Baserat på information från det svenska produktregistret och information i IUCLID så finns det åtminstone nio bensotiazoler och elva benzendiaminer som har koppling till däckindustrin (Pers kom Stellan Fisher 2015-12-09). Faroklassningen på de nio bensotiazolerna är Aquatic Chronic 1 för alla utom en (som är Aq.Chronic 2) och fem av dem är harmoniserat klassificerade.

10.4 Råvaror inom gummitillverkning klassade som farliga för den akvatiska miljön

I tabell 5 listas ämnen som utgör möjliga råvaror i Europeisk gummiindustri (Stellan Fischer Pers kom 2015-12-09). Samtliga är klassificerade som "Aquatic Chronic 1" enligt CLP-förordningens harmoniserade klassificering (CLP (EG) nr 1272/2008) och bedöms därför vara mycket giftiga för akvatiska organismer med långtidseffekter. Noteras bör dock att en del av dessa kan omvandlas till andra mindre alternativt mer giftiga ämnen under tillverkningsprocessen.

Tabell 5: Sammanställning av möjliga gummiråvaror klassificerade som "Aquatic Chronic 1" (mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter) enligt harmoniserad klassificering i CLP (EG) nr 1272/2008.

Ämne	CAS
1,3-Benzenediamine, 4,6(or 2,6)-bis(methylthio)-2(or 4)-methyl-	106264-79-3
Cyclopentane, 1,1'-(dimethoxysilylene)bis-	126990-35-0
Acetic acid, cobalt(2+) salt (2:1)	71-48-7
Phenol, 4,4'-(1-methylethylidene)bis[2,6-dibromo-	79-94-7
2-Benzothiazolesulfenamide, N-cyclohexyl-	95-33-0
Phosphorous acid, triphenyl ester	101-02-0
Benzenamine, 4,4'-methylenebis[2-chloro-	101-14-4
1,4-Benzenediamine, N1-(1-methylethyl)-N4-phenyl-	101-72-4
1,3-Benzenediamine	108-45-2
Benzothiazole, 2,2'-dithiobis-	120-78-5
Benzenamine, N-phenyl-	122-39-4
1-Octadecanamine	124-30-1
Zinc, bis(dibutylcarbomodithioato-.kappa.S,.kappa.S')-, (T-4)-	136-23-2
Thioperoxydicarbonic diamide ([[(H2N)C(S)]2S2), N,N,N',N'-tetramethyl-	137-26-8
Phenol, 4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)-	140-66-9
2(3H)-Benzothiazolethione	149-30-4
Cyclopenta[g]-2-benzopyran, 1,3,4,6,7,8-hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl-	1222-05-5

Copper oxide (Cu ₂ O)	1317-39-1
C.I. Pigment Yellow 34	1344-37-2
3,6,9,12-Tetraazatetradecane-1,14-diamine	4067-16-7
Cyclohexene, 1-methyl-4-(1-methylethenyl)-, (4R)-	5989-27-5
Sulfuric acid copper(2+) salt (1:1)	7758-98-7
C.I. Pigment Red 104	12656-85-8
Zinc, bis(N,N-diethylcarbamodithioato-.kappa.S,.kappa.S')-, (T-4)-	14324-55-1
Phenol, nonyl-, 1,1',1"-phosphite	26523-78-4
Amines, polyethylenepoly-	68131-73-7
Benzenediamine, ar,ar-diethyl-ar-methyl-	68479-98-1
Phenol, 4-nonyl-, branched	84852-15-3
Alkanes, C14-17-chloro	85535-85-9
4-Penten-2-ol, 3,3-dimethyl-5-(2,2,3-trimethyl-3-cyclopenten-1-yl)-	107898-54-4
Phenol, 2-(1-methylpropyl)-4,6-dinitro-	88-85-7
Thioperoxydicarbonic diamide (([H ₂ N)C(S)] ₂ S ₂), N,N,N',N'-tetraethyl-	97-77-8
Cyclohexanamine, N-cyclohexyl-	101-83-7
1,2-Benzenedicarboxylic acid, 1,2-di-2-propen-1-yl ester	131-17-9
Zinc, bis(N,N-dimethylcarbamodithioato-.kappa.S,.kappa.S')-, (T-4)-	137-30-4
Urea, N'-(3,4-dichlorophenyl)-N,N-dimethyl-	330-54-1
Stannane, dibutyldichloro-	683-18-1
2-Benzothiazolesulfenamide, N-(2-benzothiazolylthio)-N-(1,1-dimethylethyl)-	3741-80-8
1H-Pyrrole-2,5-dione, 1,1'-[1,3-phenylenebis(methylene)]bis[3-methyl-	119462-56-5
1,3-Cyclopentadiene, 1,2,3,4,5,5-hexachloro-	77-47-4
Benzene, 1,4-dinitro-	100-25-4
Cyclohexene, 1-methyl-4-(1-methylethenyl)-	138-86-3
Phenol, nonyl-	25154-52-3
3(2H)-Isothiazolone, 2-octyl-	26530-20-1
3(2H)-Isothiazolone, 5-chloro-2-methyl-, mixt. with 2-methyl-3(2H)-isothiazolone	55965-84-9
Amines, coco alkyl	61788-46-3
Amines, tallow alkyl	61790-33-8
Alkanes, C10-13-chloro	85535-84-8
Cyclohexane	110-82-7
Zinc	7440-66-6
Zinc oxide (ZnO)	1314-13-2
Zinc chloride (ZnCl ₂)	7646-85-7

30(38)

RAPPORT
2016-03-21
SLUTVERSION

Nickel sulfide (NiS)	16812-54-7
Ethanethiol	75-08-01
Octane	111-65-9
Heptane	142-82-5
Pentane, 2,2,4-trimethyl-	540-84-1
Permanganic acid (HMnO ₄), potassium salt (1:1)	7722-64-7
Sulfuric acid, zinc salt (1:1)	7733-02-0
Phosphoric acid, zinc salt (2:3)	7779-90-0
Nickel sulfide (Ni ₃ S ₂)	12035-72-2
Arsenic	7440-38-2
Cadmium	7440-43-9

11 Slutsatser

Vid en riskbedömning av en produkt bör utgångspunkten vara de ämnen som finns i produkten och deras kemiska egenskaper. Nästa steg i bedömningen är i vilken utsträckning dessa ämnen kommer att komma i kontakt med människor och miljö.

Under arbetet med denna rapport har det varit svårt att få fram information och att göra en sammanställning över vilka ämnen de olika fyllnadsmaterialen innehåller. För gummimaterialen SBR och EPDM är antalet ämnen som rapporterats en förhållandevis få i jämförelse med de 3041 ämnen som potentiellt kan ingå vid gummitillverkning. Den mest utförliga sammanställningen för SBR som vi har hittat i litteraturen utgörs av ett 30-tal ämnen (Rahmberg 2014; tabell 1). Baserat på rapporterade resultat från laktester har vi sammanställt ytterligare ett 30-tal. När det gäller alternativen EPDM och TPE har mellan 20-30 ämnen/ämnesgrupper rapporterats i olika studier, och för naturmaterial ett tiotal.

När det gäller SBR, EPDM och TPE har utföraren inte i någon studie utgått från ämnenas kemiska egenskaper för att avgöra vilka ämnen som är relevanta att undersöka. Det faktum att vi inte hittat någon komplett sammanställning över vilka ämnen som finns i olika fyllnadsmaterial, och vilka av dessa som kan utgöra en potentiell hälso- eller miljörisk medför en stor osäkerhet om studierna verkligen omfattar de ämnen som är av högsta relevans för hälsa och miljö. Inom systemet för riskbedömning av kemikalier finns heller ingen godkänd metod för att göra en bedömning av kombinationseffekter. Med reservation för dessa osäkerheter är våra generella slutsatser från denna litteraturstudie följande:

- För alla fyllnadsmaterial så tyder laktester på att det är skillnader i innehåll mellan olika tillverkare.
- EPDM och TPE är bättre, sämre eller likvärdiga SBR avseende halter av farliga ämnen beroende på vilka ämnen som avses och på tillverkare.

- För naturmaterial finns sparsamt med data och erfarenhet från användning.
- Desto fler källor desto svårare är det att veta innehållet i återvunnet material. Risken att få höga halter av farliga ämnen är därför större i sådana material som R-EPDM (återvunnet gummi från exempelvis kablar och bilmattor). Vi anser därför att R-EPDM inte bör användas som fyllnadsmaterial i konstgräsplaner.

11.1 Hälsorisker

När det gäller hälsorisker så pekar utförda studier på att:

- användningen av SBR på fotbollsplaner inte medför en ökad risk för negativa hälsoeffekter för människor.
- konstgräsplaner i inomhushallar har konstaterat förhöjda halter av luftföroreningar. Det framhålls därför att hallarna bör ha god ventilation.
- allergiska reaktioner till följd av latexexponering inte har tagits med i hälsoriskbedömningen då bakgrundskunskapen fortfarande anses vara otillräcklig.

11.2 Miljörisker

När det gäller miljörisker så är vår bedömning att

- zink inte behöver utgöra ett så stort miljöproblem som tidigare har framhållits, men för att klargöra detta behövs analyser av den biotillgängliga fraktionen i lak- och dräneringsvatten.
- potentiellt kan lakvatten från konstgräsplaner medföra lokala miljörisker men andra källor, som till exempel dagvatten och vattenreningsverk, kan ha större betydelse för den totala belastningen i ett vattendrag. Vi har inte hitta några studier om konstgräsplaners belastning till omgivande miljö i förhållande till andra källor.
- vissa av additiven, bensotiazoler (acceleratorer) och benzendiaminer (åldersskydd) i SBR, EPDM och TPE, är problematiska. Kunskapen om dessa ämnens miljöeffekter är mycket begränsad, och det finns fler källor som kan bidra till utsläpp till samma vattenförekomst vilket medför att halterna kan komma att ligga över den koncentration som innebär en risk för miljön. Det finns också en risk att kombinationseffekter kan föreligga vilket medför att de i så fall bör riskbedömas tillsammans.
- flödesanalysen tyder på att stora mängder granulat försvinner som vi inte kunnat ge någon förklaring till var det tar vägen. Om man räknar på den totala mängden utgör den mängd SBR som försvinner från konstgräsplaner 10-20% jämfört med den mängd partiklar som uppskattas notas av från bildäck (i en nyligen genomförd dansk studie). Om exponering jämförs per ytenhet kan bidraget från konstgräsplaner till omgivande vattenmiljöer vara betydligt större beroende på till exempel flödesvägar och dagvattenlösningar.

- mer konkreta råd skulle kunna utformas när det gäller omhändertagandet av lak- och dagvatten. Svenska Fotbollförbundets har tagit fram rekommendationer för anläggning av konstgräsplaner där hanteringen av dagvatten omnämns (SvFF 2015), men råden skulle kunna vara mer fokuserade på syftet att förhindra spridning av granulat och omhändertar farliga ämnen som kan nå en vattenrecipient.

11.3 Förslag till fortsatta utredningar

Under utredningens gång har det framkommit behov av vidare studier som inte ryms inom föreliggande uppdrag.

Swecos föreslår att i nästa steg genomföra en sammanställning av kemiska egenskaper för de ämnen som kan laka ut från fyllmaterial baserat på tidigare lakttester och på information från svenska och europeiska produktregister. Denna utredning skulle kunna användas som grund för vilka ämnen som därefter skulle kunna ingå i en screening i närmiljön kring konstgräsplaner med olika fyllmaterial.

Flera studier rör andra komponenter i konstgräsplaner som också kan innehålla farliga ämnen (till exempel Nilsson m fl 2008, Pavidonis m fl 2014, Magnusson 2015). Det bör särskilt beaktas vid utvärderingen av konstgräsplaner i fält (Kjaer 2014).

Det ligger utanför den här sammanställningens uppdrag att titta på alternativen ur ett livscykelperspektiv. Miljöpåverkan under hela livscykeln bör vägas in vid val av alternativ till SBR i konstgräs, t.ex. behöver råvaror och energi för framställning ställas mot fördelen att återvinna uttjänta däck. Andra faktorer som skaderisk för spelare, prestanda och kostnad bör också beaktas.

12 Tack

Vi vill rikta ett särskilt tack till alla personer som har bidragit med information till denna rapport; Joakim Sjöholm (Älvsjö AIK, Stockholm), Anders Hammarlund (Helsingborgs kommun), Ingvar Björkman (Stenungsunds kommun), Bernd Bussian (UBA), Bosse Vedlund (anläggningsutvecklare på SvFF), Fredrik Ardefors (SDAB) och Peter Svahn (Ragn-Sells Däckåtervinning AB).

13 Referenser

13.1 Vetenskapliga artiklar och rapporter

Alongi Skenhall S, Hallberg L och Rydberg T (2012) Livscykelanalys på återvinning av däck. Jämförelser mellan däckmaterial och alternativa material i konstgräsplaner, dräneringslager och ridbanor. IVL rapport U3891

Andersen L (2012) Potensialet for og omfanget av utslipp av miljøgifter fra bruksfasen ved gjenvinningsformer som bruker gummigranulat fra kasserte bildekk. Sammendrag. COWI

Bocca, B.; Forte, G.; Petrucci, F.; Costantini, S.; Izzo, P (2009) Metals contained and leached from rubber granulates used in synthetic turf areas. Sci. Total Environ. 407 (7), 2183–2190.

Brorström –Lundén E, Hansson K, Remberger M, Kaj, L, Magnér J, Andersson H, Haglund, P, Andersson R, Liljelund P, Gabric R (2011): Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles. IVL B2023

Cheng H, Hu Y, Reinhard M. (2014) Environmental and health impacts of artificial turf: a review. Environ Sci Technol. Feb 18;48(4):2114-29.

Cheng, H.; Reinhard, M (2010) Field, Pilot and Laboratory Studies for the Assessment of Water Quality Impacts of Artificial Turf; Santa Clara Valley Water District: San Jose, CA.

Connecticut Department of Environmental Protection (2010) Artificial Turf Study – Leachate and Stormwater Characteristics (http://www.ct.gov/deep/lib/deep/artificialturf/dep_artificial_turf_report.pdf). Nedladdad 2015-12-10.

Deutscher Fussball-Bund (2006) DFB-Empfehlungen für Kunststoffrasenplätze Fragen und Antworten.

DIN Deutsches Institut für Normung 18035-7:2014-10 (2014) Sportplätze – Teil 7: Kunststoffrasensysteme.

Dye C, Bjerke N, Schmidbauer N, Manö S (2006), Måling av luftförorening i innendørs kunstgresshaller Norsk institutt for luftforskning, NILU, på oppdrag av Statens forurensningstilsyn.

EC (2008). European Union Risk Assessment Report N-Cyclohexylbenzothiazol-2-sulphenamid http://echa.europa.eu/documents/10162/52baf757-f74c-4993-84c8-3bb72195cf55/Download_2014-01-09

ECHA 2014 R.11 PBT/vPvB assessment. Version 2.0

Europaparlamentets och Rådets Förordning (EG) nr 1272/2008 om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar, ändring och upphävande av direktiven 67/548/EEG och 1999/45/EG samt ändring av förordning (EG) nr 1907/2006.

European Road Safety Charter (2011) Press release: Second testing program confirms: REACH compliance tests continue to give failing grades to tyre imports. Tillgänglig: http://www.etrma.org/uploads/Modules/Newsroom/pah-2nd-round_press-release_2011-10-17.pdf (2015-12-14)

FIFA, FIFA Quality Concept for Football Turf (http://www.fifa.com/mm/document/afdeveloping/pitchequip/fqc_football_turf_folder_342.pdf). Nedladdad 2015-12-10.

Ginsberg G, Toal B, Simcox N, Bracker A, Golembiewski B, Kurland T, Hedman C (2011)

Guzmán, M.; Reyes, G.; Agulló, N.; Borrós, S (2011) Synthesis of Zn/Mg oxide nanoparticles and its influence on sulfur vulcanization. *J. Appl. Polym. Sci.* 119 (4), 2048–2057.

Guzmán, M.; Vega, B.; Agulló, N.; Borrós, S (2012) Zinc oxide versus magnesium oxide revisited. Part 2. *Rubber Chem. Technol.* 85 (1), 56–67.

Hofstra (2007) Environmental and Health Risks of Rubber Infill. Rubber Crumb from Car Tyres as Infill on Synthetic Turf. INTRON.

Human health risk assessment of synthetic turf fields based upon investigation of five fields in Connecticut. *J Toxicol Environ Health A.* ;74(17):1150-74.

IVL Miljöinstitutet AB på uppdrag av Södertälje kommun, Kultur och fritid (2004) Luftföroreningar i en fotbollshall med konstgräs.

Kjaer (2014) Miljø- og sundhedsskadelige stoffer i dränvand fra kunstgräsbaner. Vurdering af eksisterende analysresultater på danske kunstgräsbaner samt supplerende måleprogram på to udvalgte baner. DHI

Lassen C, Foss Hansen S, Magnusson K, Norén F, Bloch Hartmann N I, Rehne Jensen P, Torkel Gissel Nielsen T, Brinch A (2015) Microplastics – Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Ministry of Environment and Food of Denmark. Environmental project No. 1793.

Lim, L.; Walker, R (2009) An Assessment of Chemical Leaching: Releases to Air and Temperature at Crumb-Rubber Infilled Synthetic Turf Fields; New York State Department of Environmental Conservation, New York State Department of Health.

Magnusson S (2015) Systemanalys konstgräsplan – miljö- och kostnadsaspekter. Doktoranduppsats. Luleå Tekniska Högskola

Menichini E, Abate V, Attias L, De Luca S, di Domenico A, Fochi I, Forte G, Iacovella N, Iamiceli AL, Izzo P, Merli F, Bocca B (2011) Artificial-turf playing fields: contents of metals, PAHs, PCBs, PCDDs and PCDFs, inhalation exposure to PAHs and related preliminary risk assessment. *Sci Total Environ.* Nov 1;409(23):4950-7.

Moretto, R (2007) Environmental and Health Assessment of the Use of Elastomer Granulates (Virgin and from Used Tyres) As Filling in Third-Generation Artificial Turf; ADEME/ALIAPUR/Fieldturf Tarkett.

Nilsson NH, Malmgren-Hansen B, Sognstrup Thomsen U (2008) Mapping, emissions and environmental and health assessment of chemical substances in artificial turf. Danish Ministry of the Environment, Survey of Chemical Substances in Consumer Products, No. 100

Norwegian Institute of Public Health and the Radium Hospital (2006) Artificial turf pitches – an assessment of the health risks for football players.

OECD SIDS (2004) N-(1,3-Dimethylbutyl)-N'-phenyl-1,4-phenylenediamine, CAS No: 793-24-8. Initial Assessment report. UNEP Publications

Pavilonis BT, Weisel CP, Buckley B, Lioy PJ (2014) Bioaccessibility and Risk of Exposure to Metals and SVOCs in Artificial Turf Field Fill Materials and Fibers. Risk Analysis, Vol. 34, No. 1.

Ruffino B, Fiore S, Zanetti MC (2013) Environmental-sanitary risk analysis procedure applied to artificial turf sports fields. Environ Sci Pollut Res Int. Jul;20(7):4980-92.

SDAB (2015) Avrapportering till Naturvårdsverket. Rapport per 2015-06-01 inför avstämningsmöte nr 22.

Simcox NJ, Bracker A, Ginsberg G, Toal B, Golembiewski B, Kurland T, Hedman C (2010) Synthetic turf field investigation in Connecticut. J Toxicol Environ Health A. 74(17):1133-49.

SvFF (2015a) Svenska Fotbollförbundets Rekommendationer för anläggning av konstgräsplaner 2015-06-09

Technical guidance to implement bioavailability-based environmental quality standards for metals (2014). <http://bio-met.net/>

Tekavec E, Jakobsson K. (2012) Är konstgräsplaner farliga? – En riskbedömning av uppmätta värden av ftalatmetaboliter och PAH i urinen hos fotbollsspelande pojkar. Arbets- och miljömedicin – Lund. Rapport nr 2/2012.

US EPA (2009) A Scoping-Level Field Monitoring Study of Synthetic Turf Fields and Playgrounds. EPA/600/R-09/135.

van Rooij JG, Jongeneelen FJ. (2010) Hydroxypyrene in urine of football players after playing on artificial sports field with tire crumb infill. Int Arch Occup Environ Health. Jan;83(1):105-10.

Verschoor A.J. (2007) Leaching of zinc from rubber infill on artificial turf (football pitches). RIVM report 601774001/2007.

13.2 Direktiv

Direktiv 2005/69/EG, införlivat i EU-förordning 1907/2006 (REACH), Annex XVII, inträde 50.

Förordning (1994:1236) om producentansvar för däck. Miljö- och energidepartementet.

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Konsoliderad utgåva 2015-05-01

13.3 Webbplatser

SvFF (2013) Svenska Fotbollsförbundet Att tänka på" inför köp/upphandling av konstgräs http://d01.fogis.se/svenskfotboll.se/ImageVault/Images/id_99186/scope_0/ImageVaultHandler.aspx151013120506-uu Reviderad oktober 2015. Nerladdad 2015-12-02

Svenska Fotbollsförbundet (2013) Konstgräsplanerna växer i antal. Tillgänglig: <http://fogis.se/anlaggningarenor/arkiv/startside/2013/11/konstgrasplanerna-vaxer-i-antal/> (2015-12-04)

Svenska Fotbollsförbundet (2015) Fotbollen i Sverige. Tillgänglig: <http://fogis.se/om-svff/> (2015-12-04)

SvFF (2015b) Svenska Fotbollsförbundet

<http://fogis.se/anlaggningarenor/underlag/konstgras/> Nerladdad 2015-12-02

Trafikanalys (2015) Fordon på väg. Tillgänglig: <http://www.trafa.se/vagtrafik/fordon/> (2015-12-04)

13.4 Personlig kommunikation

Anders Hammarlund, Chef för grönytor på Skol- och fritidsförvaltningen i Helsingborg, Telefon 2015-12-04.

Bernd Bussian, UmweltBundesamt (UBA), German Environment Agency. Tyskland Pers kom via mail 2015-12-05.

Bosse Vedlund, anläggningsutvecklare på SvFF och sitter med i SvFFs anläggningskommitté, telefonsamtal 2015-12-04

Fredrik Ardefors, VD för Svensk Däckåtervinning (SDAB), Telefon 2015-11-14 och 2015-12-14 och mail 2015-12-04.

Ingvar Björkman, Idrottsanläggningschef, Stenungssunds kommun, telefonsamtal 2015-12-04.

Joakim Sjöholm, vaktmästaren på Älvsjö AIK FF, Telefonsamtal 2015-12-09.

Peter Svahn, Avdelningschef Granulatfabriken Ragn-Sells Däckåtervinning AB, Mailkontakt 2015-12-09.

Stellan Fisher, senior expert, Kemikalieinspektionen. Pers kom via telefon och mail 2015-12-09

14 Appendix

Tabell 1. PAHer listade i Direktiv 2005/69/EG, införlivat i EU-förordning 1907/2006 (REACH), Annex XVII, inträde 50.

PAH	Cas nr
Benso [a] pyren	50-32-8
Benso [e] pyren	192-97-2
Benso [a] antracen	56-55-3
Chrysen	218-01-9
Benso [b] fluoranten	205-99-2
Benso [j] fluoranten	205-82-3
Benso [k] fluoranten	207-08-9
Dibenso [a, h] antracen	53-70-3

Tabell 2. Additiver: Åldringsskydd, acceleratorer och mjukgörare (Från Rahmberg 2014)

Beståndsdel	Namn	CAS nr.	Vikt %
6PPD	Dimetylbutyl-fenyl-p-fenylendiamin	793-24-8	0.69
7PPD	Di-(dimetylpentyl)-p-fenylendiamin	3081-14-9	0.18
TMQ	Polym trimetyl-dihydrokinolin	26780-96-1	0.09
Vax	Mikrokristallint vax	-	0.57
Diaryl (PPD)	fenyl-p-fenylendiamin	68953-84-4	0.02
CBS	Cyklohexyl-bensotiazyl-sulfenamid	95-33-0	0.29
MES-olja	Mild Extraction Solvate Oil	-	9