

MILIEU- EN GEZONDHEIDSASPECTEN VAN INSTROOIRUBBER

gemalen rubber van autobanden als instrooimateriaal
op kunstgrasvelden

eindrapport

Opdrachtgever / Client KNVB/ NOC*NSF/ WG materialen/ VACO/ DSM/ RecyBEM /TenCate

Ons kenmerk / Our reference A833860/R2006031/UHo/UHo

Autorisatie / Authorisation ir. R. van Selst

Datum / Date 9 februari 2007

Auteur / Author dr. U. Hofstra



INHOUDSOPGAVE

	Pagina
SAMENVATTING	5
1. INLEIDING	11
2. AANPAK VAN HET ONDERZOEK EN LEESWIJZER	12
3. LITERATUURONDERZOEK.....	14
3.1. Samenstelling- en uitlooggegevens	14
3.1.1. Samenstellingsgegevens.....	14
3.1.2. Uitlooggegevens	16
3.2. Risicobeoordelingen	17
3.3. Toetsingskaders.....	18
3.4. Vervolgonderzoek naar aanleiding van literatuuronderzoek	19
3.4.1. PAK's	19
3.4.2. Zink	20
3.4.3. Overige componenten uit het Bouwstoffenbesluit	20
3.4.4. Overige componenten	20
4. SAMENSTELLING EN UITLOGING UIT INSTROOIRUBBER.....	21
4.1. Onderzochte parameters	21
4.2. Samenstelling van instrooirubber	21
4.3. Uitloging uit instrooirubber	23
4.4. Uitloging van zink uit instrooirubber nader onderzocht.....	24
4.4.1. Veldonderzoek.....	24
4.4.2. Laboratoriumonderzoek naar veroudering	26
4.4.3. Conclusies nader onderzoek zinkuitloging	26
5. MILIEURISICO'S VAN INSTROOIRUBBERS VAN GEMALEN AUTOBANDEN OP KUNSTGRASVELDEN.....	29
5.1. Inleiding en systeembeschrijving	29
5.2. Emissie naar lucht.....	31
5.3. Verspreiding van rubber granulaat in de bodem rondom een kunstgrasveld.....	32
5.4. Uitloging van stoffen naar bodem en grondwater	32
5.4.1. Gebruik van Bouwstoffenbesluit als toetsingskader	32
5.4.2. Formele toetsing aan Bouwstoffenbesluit en aan Besluit Bodemkwaliteit	33
5.4.3. Correcties op de formele toetsing aan Bouwstoffenbesluit en Besluit Bodemkwaliteit.....	33
5.5. Uitloging naar oppervlaktewater	36
5.5.1. Grenswaarde	36

5.5.2. Berekende concentratie in oppervlaktewater en milieurisico	37
5.5.3. Beoordeling van de vracht zink uit kunstgrasvelden ten opzichte van andere bronnen in Nederland.....	38
6. GEZONDHEIDSRISICO'S VAN INSTROOIRUBBERS VAN GEMALEN AUTOBANDEN OP KUNSTGRASVELDEN.....	41
6.1. Aanpak van de beoordeling van gezondheidsrisico's.....	41
6.2. Zijn er gevaarlijke stoffen in het instrooirubber?	41
6.3. Zijn deze gevaarlijke stoffen ook beschikbaar voor de sporter?.....	43
6.4. Indicatieve toetsing van de gehalten gevaarlijke stoffen	44
6.5. Huidklachten door blootstelling aan instrooirubbers.....	45
6.6. Migratieproeven en scenario's voor PAK-blootstelling door de huid	46
6.6.1. Inleiding migratieproeven.....	46
6.6.2. Migratieproeven met massageolie en vaseline	47
6.6.3. Blootstellingsscenario's	48
6.6.4. Toetsing van de blootstelling	50
6.7. Blootstelling aan PAK's in de praktijk onderzocht met urineonderzoek	51
7. CONCLUSIES.....	53
7.1. Conclusies ten aanzien van milieurisico's	53
7.2. Conclusies ten aanzien van gezondheidsrisico's	54
7.3. Aanbevelingen	55
BIJLAGE 1 LITERATUURONDERZOEK	57
Inleiding	57
Onderzoeksresultaten	57
Literatuurstudie BLIC naar uitloogonderzoek	57
KEMI: Hoogaromatische oliën in autobanden	60
Byggforsk: milieueffecten van kunstgras en instrooirubber	61
Noors volksgezondheidsinstituut: Risicoanalyse gezondheidsrisico	63
NIVA: Milieurisicoanalyse van kunstgras voor water	64
Labosport: PAK-gehalte in (instrooi)rubbers.....	64
Enviro-test Laboratories: Toxicologische evaluatie van de risico's van rubbergranulaat op speelvelden	65
Dep.Env.Science, Universiteit van Milaan: Impact van autobandenresten op in vitro en in vivo systemen	65
Hulpverlening Gelderland Midden: Onderzoek gezondheidsrisico's SBR-granulaat in een kunstgrasveld van sportcentrum Rijkerwoerd en uitgebreid vervolgonderzoek door RIVM..	66
Danish EPA, Emisissions and evaluation of health effects of PAH's and aromatic amines from tyres	67
KEMI: Kunstgras uit een stoffenperspectief.....	67
Regelgeving	68

Wet milieubeheer	68
Besluit beheer autobanden	68
Richtlijn 76/769/EEG	68
Wet Bodembescherming.....	69
Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewaterenbescherming	69
Ontwerp Besluit Bodemkwaliteit	71
Europese richtlijn 2001/95/EG productveiligheid	72
Europese Richtlijn 1999/45/EG kenmerken van gevaarlijke preparaten	72
Wet luchtverontreiniging	72
Grenswaarden Wereldgezondheidsorganisatie (WHO)	72
Overige literatuur.....	74
DIN norm.....	74
Italiaanse amateurvoetbalbond LND: Reglement kunstgras	74
ÖISS norm	76
SFT: Artificial grass pitches and recycled car tyres	76
BLIC Replacement of highly aromatic oils in tyres frequently asked questions	76
TÜV regulation on harmful substances PAH	77
Europese speelgoednorm betreffende zware metalen	77
Kamervragen over risico's instrooirubber	78
Referentielijst literatuuronderzoek.....	79
BIJLAGE 2 MONSTERNEMING	81
BIJLAGE 3 METHODEN EN TECHNIEKEN	83
BIJLAGE 4 SAMENSTELLINGS- EN UITLOOGRESULTATEN.....	86
BIJLAGE 5 MIGRATIEPROEVEN MET OPLOSMIDDEL	92
BIJLAGE 6 HUIDKLACHTEN INSTROOIRUBBER TNO RAPPORT	95
BIJLAGE 7 URINEONDERZOEK INDUSTOX RAPPORT.....	96
BIJLAGE 8 BEGELEIDINGSCOMMISSIE EN TECHNISCHE COMMISSIE	97

SAMENVATTING

Naar aanleiding van een discussie over de milieu- en gezondheidsrisico's van instrooirubber uit gemalen autobanden op kunstgrasvelden is een onderzoek uitgevoerd, waarvan de resultaten hier gerapporteerd worden. Het onderzoek is onafhankelijk uitgevoerd en is begeleid door een commissie waarin alle betrokken partijen zitting hadden.

Het doel van het onderzoek was om onafhankelijke gegevens te genereren en op basis hiervan conclusies te trekken over de mogelijke milieu- en gezondheidsrisico's van het gebruik van instrooirubber van gemalen autobanden in de toepassing op kunstgrasvelden.

Opzet van het onderzoek

Het onderzoek bestaat uit een literatuuronderzoek aangevuld met experimenteel onderzoek om de leemtes in de kennis aan te vullen en om bestaande gegevens te verifiëren.

Ten behoeve van het literatuur onderzoek zijn 17 onderzoeksrapporten en 13 overige bronnen geraadpleegd. Daarnaast is gebruik gemaakt van Nederlandse en Europese wetgeving en richtlijnen. Aanvullend is een separate literatuurstudie verricht naar allergieën door huidcontact met rubberproducten.

Ten behoeve van het experimenteel onderzoek zijn mengmonsters genomen op 3 productielocaties van instrooirubber en zijn er volgens een vast protocol van de FIFA van een 14-tal kunstgrasvelden rubbergranulaatmonsters genomen. Ten behoeve van het experimentele milieuonderzoek is het rubbergranulaat onderzocht op de samenstelling en op de uitloging van stoffen. Hierbij zijn productiemonsters, monsters uit 1 jaar oude velden en monsters uit 3 jaar oude velden onderzocht. Ook is in het laboratorium vers rubbergranulaat kunstmatig verouderd .en is de uitloging van stoffen na 1 en 3 jaar onderzocht. De samenstellingsgegevens en uitloogwaarden zijn getoetst aan de Nederlandse wetgeving en ecotoxicologische grenswaarden voor bodem en oppervlaktewater.

Het experimentele gezondheidsonderzoek was gericht op de opname van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) door huidcontact met rubbergranulaat, Hiertoe is een modelmatige migratieproef van PAK's naar massageolie en vaseline uitgevoerd. Aanvullend is bij sporters na intensief contact met rubbergranulaat op een kunstgrasveld de aanwezigheid van PAK omzettingsproducten in de urine gemeten. De uitkomsten van beide onderzoeken zijn vervolgens getoetst aan internationaal geaccepteerde gezondheidkundige grenswaarden voor PAK blootstelling.



Samenstelling van rubber

De momenteel bekende potentieel gevaarlijke stoffen in het instrooirubber, die uit het literatuur onderzoek naar voren komen, zijn vooral zware metalen (met name zink), vluchtige stoffen (nitrosaminen, xylenen), benzothiazolen, secundaire amines en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's). Het zink is afkomstig van zinkoxide dat als hulpmiddel bij het vulkanisatieproces van het rubber in de banden wordt gebruikt. De PAK's zijn afkomstig van hoogaromatische oliën die in autobanden gebruikt worden. Xyleen is een restant van een oplosmiddel. Benzothiazolen zijn versnellers in het vulkanisatieproces en de secundaire amines zijn antioxidanten voor de rubber.

Milieurisico's

- **lucht**

Op basis van het literatuuronderzoek concluderen we, dat de emissie naar lucht niet leidt tot een milieurisico. Deze conclusie wordt ondersteund door het uitgevoerde samenstellingsonderzoek, waaruit blijkt, dat het gehalte vluchtige componenten in het instrooirubber beperkt is.

- **bodem en grondwater**

Voor de beoordeling van de milieubelasting is gebruik gemaakt van de systematiek van het Bouwstoffenbesluit, dat formeel alleen van toepassing is op steenachtige bouwstoffen, zoals zand, grind en gravel. Het Bouwstoffenbesluit wordt in 2007 opgevolgd door het Besluit Bodemkwaliteit, waaraan ook getoetst is. De normen in het ontwerp Besluit Bodemkwaliteit zijn nog niet definitief vastgesteld.

Er is gekozen voor deze aanpak omdat er bij de start van de studie geen andere uitgewerkte beoordelingsmethodiek beschikbaar was en er sprake is van een min of meer vergelijkbare situatie. Bij een eerste beoordeling van dit niet-steenachtige bouwstoffen, zoals instrooirubber kan men wel uitgaan van de milieu-uitgangspunten die ook gebruikt zijn voor het Bouwstoffenbesluit, het ontwerp Besluit Bodemkwaliteit en aanpalende regelingen voor bodem en water. Het gaat hierbij niet om een formele toetsing. De in dit rapport berekende emissies van zink moeten dan ook vooral worden gezien als het krijgen van een indruk. Hieraan kunnen geen harde conclusies worden verbonden.

Uit het samenstellingsonderzoek van de organische componenten conform het Bouwstoffenbesluit blijkt dat de samenstelling hiervan voldoet aan de grenswaarden zoals gesteld in het Bouwstoffenbesluit met uitzondering van één productiemonster, dat een geringe overschrijding geeft van het gehalte xylenen.

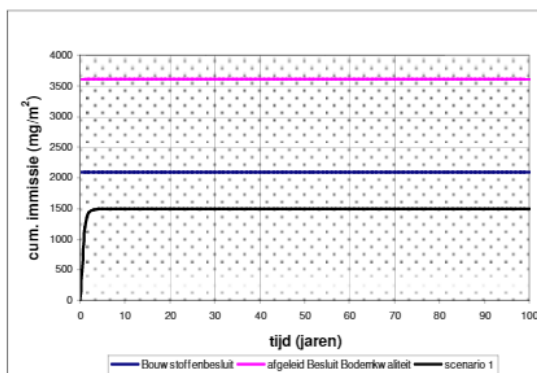
Voor bedrijfswagenbanden en personenautobanden blijkt uit het uitloogonderzoek, dat de uitloging van alle componenten onder de grenswaarden van het Bouwstoffenbesluit blijven met uitzondering van de component zink. Het gehalte zinkoxide is hoger in rubbergranulaat van bedrijfsautobanden dan in rubbergranulaat van personenautobanden.

De uitloging van zink neemt toe door verwerking van rubbergranulaat. Dit is vastgesteld door de vergelijking van veldmonsters met productiemonsters en door laboratoriumverouderingsproeven.

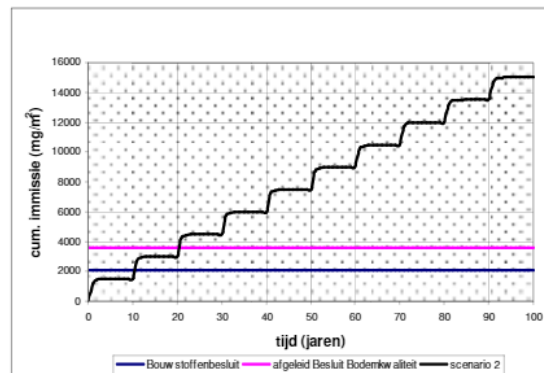
Bij een directe vergelijking van uitloogwaarden van het rubbergranulaat met de waarden in het Bouwstoffenbesluit en het Besluit Bodemkwaliteit blijkt dat, de uitloging van zink uit het rubbergranulaat hoger is dan de grenswaarden in beide besluiten.

Ook is een aantal scenario's voor de uitloging van zink doorgerekend, waarbij rekening gehouden wordt met de werkelijk toegepaste laagdikte, dichtheid. De uitkomsten hiervan zijn eveneens beoordeeld ten opzichte van de immissie grenswaarde uit het Bouwstoffenbesluit en de afgeleide immissiegrenswaarde uit het Besluit Bodemkwaliteit

- Scenario 1 gaat uit van de werkelijk toegepaste laagdikte en houdt geen rekening met de levensduur van het instrooirubber (veronderstelling hierbij: rubbergranulaat wordt niet vervangen en niet aangevuld)
- Scenario 2 gaat ook uit van de werkelijk toegepaste laagdikte; tevens wordt in dit scenario elke 10 jaar het rubbergranulaat vervangen.



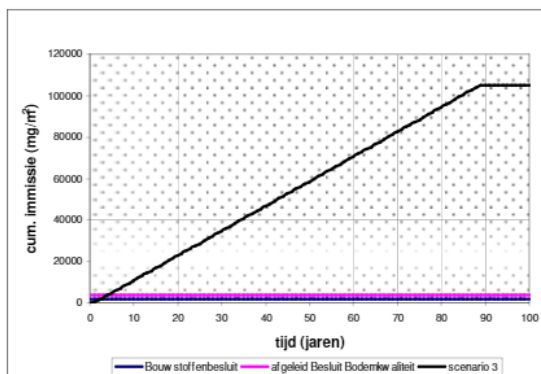
Scenario 1, geen vernieuwing van rubber



Scenario 2, elke 10 jaar granulaat vervangen van het rubbergranulaat

Er treedt in scenario 2, getoetst aan het Bouwstoffenbesluit, een overschrijding op van de immissiegrenswaarde voor zink na 11 jaar. Getoetst aan het concept Besluit Bodemkwaliteit treedt er in dat scenario na 20 jaar een overschrijding op van de immissiegrenswaarde voor zink.

De daadwerkelijke uitloging kan in de praktijk zowel lager als hoger zijn. Lager, doordat de uitspoeling in de praktijk milder kan zijn dan in de uitloogproef. Hoger, doordat de verwerking van het rubbergranulaat maar beperkt in de extrapolatie van het uitloogmodel is meegenomen. In een derde scenario, waarin deze verwerking maximaal is meegenomen wordt na 3 tot 4 jaar een overschrijding van de normen berekend.



Scenario 3, constante verwerking van het rubbergranulaat

We berekenen dus na 3 tot 20 jaar een overschrijding van de immissie-grenswaarden, die worden gehanteerd in het Bouwstoffenbesluit en het ontwerp Besluit Bodemkwaliteit. Verder onderzoek zou hierin meer inzicht kunnen geven.

Naast de uitspoeling ligt er ook een mogelijke milieubelasting bij de verspreiding van rubbergranulaat naar de bodem rondom een kunstgrasveld. Bij onzorgvuldige housekeeping kan het gehalte zink en PAK in de bodem sterk toenemen door vermenging van de bodem met rubbergranulaat.

• oppervlaktewater

Bij afvoer van het drainagewater naar het oppervlaktewater worden de ecotoxicologische grenswaarden voor opgelost zink in oppervlaktewater in scenario 2 en 3 overschreden. In de praktijk zijn de meeste kunstgrasvelden voorzien van een open drainage systeem en vindt afvoer van het overtollig regenwater naar bodem en grondwater plaats. Op zware ondoordringbare gronden (klei) zal het overtollige regenwater dan vrijwel volledig op het oppervlaktewater worden geloosd. De verhouding tussen directe afvoer naar oppervlaktewater en infiltratie in de bodem is niet bekend.

De totale belasting van oppervlaktewater in Nederland door uitloging van zink van kunstgrasvelden is op grond van scenario 2 berekend op 0,08% van de totale belasting van het oppervlaktewater met zink uit diffuse bronnen. In de toekomst zou dit kunnen toenemen tot maximaal 0,5%, doordat het aantal velden toeneemt van 370 tot 2500 velden.

• conclusie milieu

De uitloging van zink is het meest relevant. Bij gebruikmaking van de analogie van het Bouwstoffenbesluit, dat formeel niet van toepassing is, berekenen we, dat na 3 tot 20 jaar waarschijnlijk een overschrijding van de beleidsnorm voor de immissie van zink plaatsvindt. De overige componenten die in het Bouwstoffenbesluit genoemd worden, overschrijden niet de grenswaarden uit dit besluit, zodat we hier geen milieurisico's verwachten.

Gezondheidsrisico's

Rubber granulaten bevatten een aantal stoffen die bij overmatige blootstelling tot nadelige gezondheidseffecten kunnen leiden. De vraag is of een dergelijke blootstelling door sporten op een kunstgrasveld met instrooirubber van gemalen autobanden ook daadwerkelijk optreedt. De blootstelling kan optreden door inslikken, door inademen en door huidcontact. Voor diverse stoffen uit de instrooirubber vindt ook uit andere bronnen blootstelling plaats. De achtergrondbelasting van PAK's via voeding is 4 ng PAK's per kg lichaamsgewicht (bw).

- **inslikken**

Het gehalte zware metalen in instrooirubber voldoet aan de Europese speelgoednorm en we mogen dus verwachten, dat zware metalen via inslikken of huidcontact geen risico opleveren voor de sporter. Hetzelfde geldt voor het gehalte ftalaten (par. 3.1.1). Het inslikken van rubbergranulaat wordt voor de organische componenten op basis van de literatuur niet als een relevant blootstellingsscenario beoordeeld.

- **inademen**

Bij binnen- en buitentoepassing van instrooirubber is er door inademen volgens de literatuur (bij gehalten vluchtige stoffen, die ook in dit onderzoek gevonden zijn) geen sprake van een gezondheidsrisico voor sporters en anderen. Hierbij wordt uitgegaan dat in de binnentoepassing voldoende ventilatie aanwezig is ter beperking van het fijn stof gehalte.

In de literatuur is berekend, dat de dagelijkse inname van PAK's door een volwassen sporter, die het hele winterseizoen 20 uur per week aan het sporten is, door inademing van fijn stof in een binnenhal niet meer is dan door andere dagelijkse bronnen wordt opgenomen.

- **huidcontact**

Bij het onderzoeken van mogelijke gezondheidseffecten door huidcontact is met name de blootstelling aan organische componenten in het rubber relevant, omdat deze mogelijk kunnen migreren uit het rubber naar de huid,

De PAK-componenten die naar aanleiding van de Europese richtlijn voor het terugbrengen van aromatische oliën in autobanden in de aandacht staan, komen voor in het instrooirubber in gehalten van ongeveer 20 - 40 mg/kg. Met migratieonderzoek in het laboratorium is berekend aan hoeveel PAK's sporters op een kunstgrasveld kunnen zijn blootgesteld door huidcontact.

Bij een blootstellingsscenario voor een professioneel voetballer is een maximale gemiddelde dagelijkse blootstelling berekend van 0,12 ng/kg bw benzo[a]pyreen. Benzo[a]pyreen is een carcinogene PAK-component die vaak als marker wordt gebruikt voor de totale PAK blootstelling. De adviesgrenswaarde voor verwaarloosbaar risico is 1 ng/kg bw. De berekende blootstelling is dus lager dan de adviesgrenswaarde voor verwaarloosbaar risico.

Het laboratoriumonderzoek is aangevuld met een veldonderzoek. In dit onderzoek zijn sporters intensief in contact geweest met rubbergranulaat tijdens een training op een kunstgrasveld. De urine

van de sporters is voorafgaand, tijdens en na de training onderzocht op de aanwezigheid van 1-hydroxypyreen, een omzettingsproduct van pyreen (PAK-component) en een gevoelige marker voor PAK-blootstelling. Opname van PAK bij het sporten op een kunstgrasveld, kon ondanks een blootstellingsscenario met relatief langdurig en intensief huidcontact met rubber instrooi materiaal, niet eenduidig worden vastgesteld. Als er al sprake is geweest van huidopname, dan is deze beperkt en valt deze binnen de range van PAK-blootstelling uit andere bronnen in het leefmilieu en voeding

Instrooirubber blijkt wel een aantal stoffen te bevatten die bij gesensibiliseerde groepen gebruikers aanleiding kunnen geven tot huidklachten (allergische reacties). Het lijkt, dat vooral de aromatische amines in de rubber op dit punt verdacht zijn. De kans, dat stoffen in de instrooirubber huidirritatie veroorzaken bij niet-gesensibiliseerde personen is wordt klein geacht. Mogelijk kunnen personen wel gesensibiliseerd worden door blootstelling aan de instrooirubber. Hoe intensief dit contact moet zijn om sensibilisatie te veroorzaken is niet bekend. Experimenteel onderzoek kan meer inzicht geven in de mogelijkheid van huidsensibilisatie bij sporten op instrooirubber.

Indien personen huidklachten vertonen na contact met instrooirubber, is het aan te bevelen na te gaan of dit gerelateerd is aan de overgevoeligheid voor sensibiliserende stoffen in rubber, dit kan b.v. middels de standaard patch-test met "black rubber mix".

- **conclusies gezondheid**

Op basis van de beschikbare literatuur over blootstelling aan rubbergranulaat door inademen, inslikken en huidcontact en aanvullend laboratorium- en veldonderzoek naar blootstelling bij huidcontact concluderen wij, dat er geen sprake is van een significant gezondheidsrisico bij sporters door gebruik van instrooirubber uit gemalen autobanden op kunstgrasvelden.

1. INLEIDING

Rubbergranulaat van gemalen autobanden wordt gebruikt als instrooi materiaal op kunstgrasvelden. Door toepassing van instrooirubber worden de sporttechnische eigenschappen van het kunstgrasveld sterk verbeterd. In Nederland zijn tot nu toe ca. 340 kunstgras wedstrijdvelden aangelegd onder auspiciën van de KNVB en daarnaast nog pupillenvelden, Crujff courts en andere kleinere voetbalvelden. Op de overgrote meerderheid van de kunstgrasvelden voor voetbal is als instrooi materiaal rubbergranulaat van gemalen autobanden gebruikt.

Rubbergranulaat wordt gemaakt uit geshredderde autobanden. Zowel personenautobanden als bedrijfsautobanden worden als grondstof gebruikt. Tijdens de verwerking worden metalen delen van de band verwijderd. Hierbij ontstaat een fijn zwart granulaat met een korrelgrootte van 0,6 tot 2 mm (bepaald op basis van een droge zeping). In Nederland zijn er vier producenten van rubbergranulaat voor kunstgrasvelden. Naast zwarte instrooirubber wordt ook gecoate instrooirubber uit autobandengranulaat met een andere kleur op de markt gebracht. Het rubbergranulaat wordt ingestrooid op het kunstgrasveld, waarbij ca. 15 kg rubbergranulaat per vierkante meter kunstgrasveld wordt toegepast.

Naar aanleiding van het aankomende verbod op hoogaromatische oliën in autobanden zijn er vragen gerezen over de aanwezigheid en de schadelijkheid van deze hoog-aromatische oliën in rubber granulaat in de toepassing op kunstgrasvelden. De stoffen die in de oude autobanden zitten zijn immers ook aanwezig in het rubber granulaat en hoog-aromatische oliën worden door de EU verbannen uit autobanden vanwege de schadelijkheid van de polycyclische aromaten (PAK 's).

Een groot aantal betrokken partijen heeft daarop een breed onderzoek laten uitvoeren naar de milieu- en gezondheidsrisico's. Het doel van het onderzoek, waarvan hier de resultaten worden beschreven, is om gegevens te genereren voor een goede milieu- en gezondheidsbeoordeling. Deze beoordeling kan plaatsvinden op basis van internationaal geaccepteerde technical guidance documenten, dan wel op basis van analogieën met regelgeving in verwante gebieden.

Ook als er verschillen van inzicht bestaan over het beleid, dat op dit punt gevoerd zou moeten worden, is het van belang dat alle betrokken partijen (producenten, aannemers, sportbonden, overheid) overeenstemming hebben over de gegevens zelf.

Het onderzoek is dan ook zodanig van opzet, dat de acceptatie van de resultaten gemaximaliseerd is. Hiertoe is het onderzoek uitgevoerd door meerdere partijen (INTRON en ISA Sport, met deelonderzoeken door TNO en IndusTox) en is het onderzoek begeleid door een commissie waarin alle betrokken partijen vertegenwoordigd zijn:

- RecyBem, namens Vereniging Band & Milieu verantwoordelijk voor de goede uitvoering van het Besluit beheer autobanden in Nederland
- de Vereniging VACO, namens producenten van instrooirubber van autobanden
- NOC*NSF

- KNVB
- VVCS, Vereniging van Contractspelers
- Werkgroep bouwmaterialen, vertegenwoordigd door Grontmij en Arcadis
- Ten Cate, producent van kunstgras materialen
- DSM, producent van instrooirubber
- Ministerie van VROM
- Ministerie van VWS
- ISA Sport
- INTRON

De uitvoering van het onderzoek is intensief begeleid door een technische commissie. In deze technische commissie hadden technische experts zitting op verzoek van leden van de begeleidingscommissie. Hierin hadden naast INTRON en ISA-sport ook experts zitting van TNO-Arbeid, RIVM, Industox, DSM en Kempeneers Milieumanagement. De leden van de begeleidingscommissie en van de technische commissie zijn genoemd in bijlage 8.

2. AANPAK VAN HET ONDERZOEK EN LEESWIJZER

Het onderzoek is gericht op de milieu- en gezondheidsrisico's van instrooirubber in zijn toepassing. Alleen de lokale effecten op het milieu zijn onderzocht. Er is niet gekeken naar een totale levenscyclusanalyse van het product instrooirubber en er is ook geen onderzoek verricht naar de milieueffecten van een alternatieve verwerking van autobanden of rubbergranulaat uit autobanden. Het onderzoek is vooral gebaseerd op een stoffenbenadering. Onderzocht is welke stoffen in de instrooirubber aanwezig zijn en in welke mate deze door uitloging of anderszins in het milieu terecht kunnen komen, dan wel kunnen leiden tot een blootstelling van de sporter op het kunstgrasveld.

In het onderzoek is eerst een studie uitgevoerd naar alle in de literatuur beschikbare gegevens. Tijdens de looptijd van het onderzoek zijn er nog verschillende recente gegevens bij gekomen. In het experimenteel onderzoek zijn deze gegevens geverifieerd voor het rubbergranulaat, dat in Nederland op kunstgrasvelden gebruikt wordt, waarbij zoveel mogelijk gebruik gemaakt is van gestandaardiseerde meetmethoden.

Bij de beoordeling van de milieurisico's hebben we vooral gekeken naar de componenten die in het Bouwstoffenbesluit expliciet genoemd worden voor de beoordeling van bouwstoffen in werken. Uit de eerste fase van het onderzoek is naar voren gekomen, dat zink de meest kritische stof is bij toetsing aan de normen van het Bouwstoffenbesluit. Zink is aanwezig in de vorm van zinkoxide, dat als vulcanisatiehulpmiddel gebruikt wordt bij de productie van rubber. De uitloging van zink is vervolgens uitgebreid onderzocht, ook afhankelijk van de gebruikte grondstof (personenautobanden en bedrijfsautobanden) en afhankelijk van de ouderdom van het rubbergranulaat.

Ten aanzien van de gezondheidsrisico's is de meeste aandacht uitgegaan naar Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK). Een aantal PAK's zijn kankerverwekkend. Op basis van gegevens uit de literatuur en eigen samenstellingonderzoek worden PAK beschouwd als de meest risicovolle groep van stoffen in rubbergranulaat.

De potentiële belasting van sporters en andere gebruikers van kunstgrasvelden met PAK uit rubber granulaten is op twee manieren onderzocht:

- (1) modelmatig, waarbij op basis van migratieproeven uitgevoerd in het laboratrium schattingen zijn gemaakt van de huidopname van PAK en
- (2) middels een observationeel onderzoek bij sporters, waarbij het gehalte 1-hydroxypyreen (is een omzettingproduct van pyreen), een component in het PAK-mengsel in de urine van voetballers is gemeten vóór en na een intensieve training op het kunstgrasveld.

Het onderzoek is in twee fasen uitgevoerd. Het onderzoek van fase 1 is eerder gerapporteerd [15]. De resultaten zijn opnieuw hier opgenomen, zodat dit rapport een complete beschrijving geeft van het uitgevoerde onderzoek.

In hoofdstuk 3 en bijlage 1 wordt een overzicht gegeven van de beschikbare literatuur, regelgeving en overige publicaties, die relevant zijn voor de beoordeling van de gezondheids- en milieurisico's ten gevolge van het gebruik van instrooirubber van gemalen autobanden op kunstgrasvelden.

In hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de samenstelling en de uitloging van het rubber granulaat. De wijze van monsterneming van de velden staat in bijlage 2. De in dit onderzoek toegepaste onderzoeksmethoden in bijlage 3. Een deel van de primaire onderzoeksgegevens staan in bijlage 4.

In hoofdstuk 5 komen de potentiële milieurisico's van het gebruik van rubber infill op kunstgrasvelden aan de orde. We geven de resultaten en gaan in op de beoordeling van de gemeten uitloging van vooral zink. We gebruiken primair de beoordelingssystematiek, zoals die ook gebruikt wordt in het Nederlandse Bouwstoffenbesluit, dat eisen stelt aan de immissie in de bodem ten gevolge van de uitloging uit bouwstoffen. Tevens kijken we naar het concept Besluit Bodemkwaliteit, de opvolger van het Bouwstoffenbesluit. Ook toetsen we op de grenswaarden voor oppervlaktewater, waar het uitgespoelde zink in terecht kan komen en beoordelen we de totale vracht die jaarlijks vrijkomt ten opzichte van andere bronnen voor het milieu.

In hoofdstuk 6 komen de gezondheidsrisico's van de verschillende aanwezige stoffen aan bod. In dit hoofdstuk staan ook de resultaten van de migratieproeven van PAK van het rubbergranulaat naar gesimuleerde huidoliën en vetten en de samenvatting van de resultaten van het urineonderzoek naar PAK-opname via de huid bij voetballers. De resultaten van dit onderzoek staan in detail in bijlage 7. De mogelijke allergene en irriterende effecten van de stoffen in rubber granulaat staan in detail in bijlage 6.

De conclusies van het gehele onderzoek geven we in hoofdstuk 7.

3. LITERATUURONDERZOEK

Het literatuuronderzoek is weergegeven in bijlage 1, waarin de individuele onderzoeken worden besproken. Hier vatten we de belangrijkste bevindingen kort samen.

3.1. Samenstelling- en uitlooggegevens

Rubbergranulaat van autobanden bevat naast synthetisch en natuurlijk rubber een groot aantal stoffen, die een functie hebben in het productieproces van de rubber of in de optimalisatie van de rubbereigenschappen voor gebruik in autobanden. Tabel 1 geeft een overzicht van de gemiddelde samenstelling van een gebruikte Europese autoband [1]. In de tabel wordt onderscheid gemaakt tussen banden met een roet-profiel en banden met een silica profiel.

Tabel 1. Gemiddelde samenstelling van een gebruikte Europese autoband met een roet of met een silica profiel. 10% van het gewicht is verloren gegaan door slijtage.

	Roet-profiel	Silica-profiel
	Gew. %	Gew. %
Synthetisch rubber	22,7	22,4
Natuurlijk rubber	18,7	19,1
C-black (roet)	26,1	19,8
Synthetisch silica	0,6	7,8
zwavel	1,4	1,4
ZnO	1,6	1,6
Aromatische olie	6,9	5,7
Stearinezuur	0,8	1,0
Versnellers	0,9	1,0
Anti-degradanten	1,5	1,6
Gerecycled rubber	0,5	0,5
Gecoate draden	13,0	12,8
Textiel weefsel	5,3	5,2

3.1.1. Samenstellingsgegevens

Op basis van de hoofdsamenstelling in tabel 1 kunnen verschillende stoffen verwacht worden in de samenstelling van de rubber, die aanleiding zouden kunnen geven tot milieu- of gezondheidsrisico's. Tabel 2 geeft een overzicht van componenten die in diverse studies zijn gemeten in de rubber. Bij de analyses zijn verschillende methoden gebruikt.

Tabel 2. Overzicht van samenstellingsanalyses uit de literatuur.

Parameter	eenheid	gehalte	referentie
zware metalen			
Arseen, As	mg/kg	n.a.	4
Lood, Pb	mg/kg	15 - 20	4,11
Cadmium, Cd	mg/kg	1 - 2	4,11
Kobalt, Co	mg/kg	25	11
Koper, Cu	mg/kg	20 - 70	4,11
Chroom, Cr	mg/kg	0 - 155	4,11
Kwik, Hg	mg/kg	0 - 0,04	4
Nikkel, Ni	mg/kg	0 - 717	4,11
Zink, Zn	mg/kg	7300 - 17000	4,11
PCB's			
PCB(7)	mg/kg	0 – 0,2	4
PAK's			
PAK(16 EPA))	mg/kg	20 - 85	4,8,11,12,14
Benzo(a)pyrene	mg/kg	0,4 -3,1	4,8,12,14
ftalaten			
Dimethylftalaat (DMP)	mg/kg	n.a.	4
Diethylftalaat (DEP)	mg/kg	n.a.	4
Dibutylftalaat (DBP)	mg/kg	2,6 – 3,9	4
Benzylbutylftalaat (BBP)	mg/kg	1,3 – 2,8	4
Diethylhexylftalaat (DEHP)	mg/kg	21 - 29	4
Di n-octylftalaat (DOP)	mg/kg	n.a.	4
Diisononylftalaat (DINP)	mg/kg	57 - 78	4
Diisodecylftalaat (DIDP)	mg/kg	n.a.	4
fenolen			
4-t-Octylphenol	mg/kg	19,6 – 33,7	4
4-n-Nonylphenol	mg/kg	n.a.	4
iso-Nonylphenol	mg/kg	9,1 – 21,6	4
nitrosamines			
N-nitrosodiethylamine (NDEA)	mg/kg	0 – 0,0007	11a
N-nitrosodimethylamine (NDMA)	mg/kg	0 – 0,0006	11a
N-nitrosomorpholine (NMOR)	mg/kg	0,0012 – 0,004	11a
aromatische amines			
N,N'-difenyl-p-fenyleenamine (DPPD)	mg/kg	0 - 38	12
(1,3-dimethylbutyl)-N'-isopropyl-N'-fenyl-p-fenyleendiamine (6PPD)	mg/kg	256 - 2478	12
N'-isopropyl-N'-fenyl-p-fenyleendiamine (IPPD)	mg/kg	3 - 356	12
benzothiazolen			
benzothiazolone (BTon)	mg/kg	81 mg/kg	15a
benzothiazol (BT)	mg/kg	171 mg/kg	15a

De componenten in tabel 2 zijn te traceren tot componenten van de rubber:

Zink is afkomstig van zinkoxide ZnO, dat als vulkanisatiehulpmiddel bij de rubberproductie wordt toegepast.

De **polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)** zijn afkomstig van hoog-aromatische oliën. In tabel 2 is van de 16 PAK's uit de EPA reeks¹ alleen benz[a]pyreen specifiek vermeld, omdat juist deze PAK-component gebruikt wordt als markercomponent voor PAK's in gezondheidsstudies [26].

De Zweedse Inspectie voor Chemicaliën (KEMI) heeft in 2003 uitgebreid onderzoek gedaan naar het gehalte kankerverwekkende PAK's in autobanden. Uit de resultaten van het onderzoek blijkt, dat er verschillen zijn in de mate waarin hoogaromatische oliën (HA-oliën) worden gebruikt in autobanden. Het gebruik van deze oliën bepaalt het gehalte PAK's. Uit recente analyses in 2006 van nieuwe typen autobanden blijkt, dat het aantal typen autobanden zonder HA-oliën toeneemt [3]. Het betreft hier vooral personenautobanden die in Europa geproduceerd zijn. Op grond van een nieuwe Europese Richtlijn moeten vanaf 1 januari 2010 autobanden HA-olie vrij zijn [18, 18a].

Ftalaten zijn weekmakers die zeer uitgebreid worden toegepast in kunststoffen. Een aantal van deze stoffen is hormoonverstorend en reprotoxisch. Per 1 januari 2007 mogen een zestal ftalaten niet meer worden toegepast (in concentratie > 0,1 massa%) in speelgoed en kinderverzorgingsmiddelen (speentjes en dergelijke) [30]. Voor DEHP, DBP en BBP betreft het alle speelgoed, voor DINP, DIDP en DNOP betreft het speelgoed, dat in de mond gestopt kan worden. Het verbod geldt niet voor andere ftalaten.

Nitrosamines ontstaan tijdens de verwerking en vooral bij de vulcanisatie van rubber wanneer secundaire (stabiele) amines, zoals versnellers en antioxidanten kunnen reageren met nitroseerbare stoffen (NOx vormers), zoals roet, silica en blaasmiddelen [42].

De **p-fenyleendiamines** zijn als antioxidanten aanwezig in de rubber autobanden [12].

De **benzothiazolen** zijn vulcanisatieversnellers die in het productieproces van de rubber worden toegepast. Naast de in tabel 2 genoemde benzothiazolen worden ook andere benzothiazolen gebruikt als vulcanisatieversnellers. De meest toegepaste hiervan is N-cyclohexylbenzothiazole-2-sulphenamide (CBS). CBS is een prioriteitsstof voor de Europese Unie [15c].

De **fenolen** zijn intermediaire stoffen in de degradatie van alkylfenol polyethoxylaten. Dit zijn veel gebruikte oppervlakteactieve stoffen, die prioritair stoffen zijn voor de Kaderrichtlijn Water [44]. Het aangetroffen 4-tert-octylfenol is stof die in het kader van de Europese stoffenrichtlijn besproken wordt.

3.1.2. Uitlooggegevens

Van een aantal stoffen zijn ook uitloogonderzoeken bekend. De resultaten van deze uitloogonderzoeken zijn minder gemakkelijk onderling vergelijkbaar, omdat er geheel verschillende uitloogtesten worden gehanteerd. De PAK-uitloging naar water blijkt zeer laag te zijn. De hoogste uitloging uit rubbergranulaat gemeten is ongeveer 11 µg/kg voor de 16 EPA-PAK [1].

¹ EPA reeks: naftaleen, acenaftyleen, acenafteen, fluoreen, fenantreen, antraceen, fluoranteen, pyreen, benz[a]anthraceen, chryseen, benzo[b]fluoranteen, benz[k]fluoranteen, benzo[a]pyreen, indeno[1,2,3-c,d]pyreen, dibenzo[a,h]antraceen, benzo[g,h,i]peryleen

De uitloging van fenolen is gemeten uit geshredderde autobanden. 4-n Nonylfenol en bisphenol A, die een negatief milieueffect hebben logen uit tot maximaal 6 µg/kg. 4-t-Octyl-fenol loogt meer uit (tot 50 µg/kg) [1,4].

De uitloging van benzothiazolen is bepaald en de concentratie in het eluaat bedroeg 200-280 µg/l benzothiazol en 100-286 µg/l 2(3H)benzothiazol [1].

In de literatuur wordt een uitloging van zink uit rubbergranulaat gemeten van 6 – 121 mg/kg [1,4].

3.2. Risicobeoordelingen

Met blootstellingsscenario's is door het Noorse volksgezondheidsinstituut een inschatting gemaakt van de gezondheidsrisico's voor de sporters [5]. In twee hallen werd een verhoogd fijn stof gehalte ($PM_{2.5} = 17 \mu g/m^3$) gemeten die vlak onder de nationale grenswaarde lag. Aangevoerd werd, dat het fijn stof voor een deel (35 en 50 %) afkomstig was van het instrooirubber.

Voor de blootstelling van PAK's via de inademing van fijn stof in de hal werd in een worst-case scenario een dagelijkse opname van 3,8 ng/kg bw/dag berekend. Dit betreft een volwassen sporter die de helft van het jaar 20 uur per week in de hal traint.

Voor ftalaten werd een gehalte in de lucht gemeten van $0,6 \mu g/m^3$. Voor volwassenen, die indoor spelen en trainen leidt dit tot een inname van 0,19 µg/kg bw/dag.

Er blijken in binnenhallen geen gezondheidsrisico's op te treden voor sporters door inademing van vluchtige stoffen uit het instrooirubber op basis van gemeten gehalten in de lucht en de Noorse regelgeving. Een voorbehoud wordt gemaakt voor mensen met astma en met allergie.

Naar aanleiding van de discussies over de mogelijke gezondheidseffecten van instrooirubber heeft de Hulpverlening Gelderland Midden in opdracht van de gemeente Arnhem luchtmetingen gedaan op kunstgrasvelden [11]. De inademing van PAK's en zware metalen via fijn stof tijdens een wedstrijd bleek lager dan de gezondheidkundige advieswaarden voor een verwaarloosbaar risico. Wel werd een gehalte nitrosamine (NDEA) gevonden. In een uitgebreid vervolgonderzoek van RIVM bleek dit een foutieve meting te zijn geweest. In geen van de luchtmetingen boven velden konden nitrosamines worden aangetoond. Onder laboratoriumomstandigheden bleek, dat nitrosamines slechts in geringe mate uit rubbergranulaat zijn vrij te maken. RIVM concludeert, dat nitrosaminen geen gezondheidsrisico vormen voor gebruikers van de sportvelden [11a].

Door NIVA, het Noorse instituut voor wateronderzoek, is het milieueffect op oppervlaktewater in de omgeving van kunstgrasvelden berekend [7]. De meest kritische component is hier de uitloging van zink uit de instrooirubber op het kunstgrasveld. Gezien de hoeveelheden worden lokale milieueffecten op oppervlaktewater verwacht.

Voor zink wordt een overschrijding van de maximaal toelaatbare concentratie in oppervlaktewater berekend van een factor 40 in oppervlaktewater en van 370 in sediment (waterbodems). Dit is gebaseerd op een concentratie van 3,3 mg/l in het run-off water, waarvan 2,3 afkomstig is van de instrooirubber en 1,0 mg/l van de vezel.

Voor 4-t-octylfenol wordt door NIVA een overschrijding van de maximaal toelaatbare concentratie in oppervlaktewater berekend van een factor 2,9. Dit is gebaseerd op een concentratie van 3,6 µg/l in het run-off water.

Recent heeft KEMI een overzichtsrappport gemaakt over de milieu- en gezondheidsrisico's van instrooirubber uit gemalen autobanden [13]. Geconcludeerd wordt, dat de gezondheidsrisico's voor sporters beperkt zijn, maar dat er nog slechts weinig bekend is over blootstelling en over allergene stoffen en dat er locale milieurisico's zijn vooral door de uitloging van zink uit de instrooirubber. De Europese associatie voor de Rubberindustrie, BLIC, heeft een uitgebreide literatuurstudie gedaan van uitloogonderzoek aan gebruikte autobanden en rubbergranulaat [1]. Hierbij zijn (vooral Amerikaanse) labtesten en veldtesten geïncorporaard. BLIC concludeert op basis van de resultaten van het onderzoek dat banden en rubbergranulaat onder normale omstandigheden geen nadelige effecten hebben voor het milieu en de volksgezondheid. Dit is gebaseerd op uitlooggegevens in combinatie met locale grenswaarden voor de (oppervlakte)waterkwaliteit. In Canada en Italië is toxicologisch onderzoek uitgevoerd naar de toxiciteit van rubbergranulaat en fijn stof van bandenslijtage (Italië) met toxiciteitstesten op diverse typen organismen, waaronder ook humane cellijnen [9, 10]. In beide onderzoeken zijn ecotoxische effecten gevonden van het waterige extract van rubbergranulaat. Dit effect wordt vooral toegeschreven aan de uitloging van zink, maar ook aan organische stoffen uit de rubber. Het milieurisico is door de Canadese onderzoekers beoordeeld met een Canadese index (PEEP), waar het in alle gevallen behalve één aan voldoet [9]. De mutageniteitstesten in het Canadese onderzoek voldoen niet aan de criteria voor genotoxiciteit, dus is het rubbergranulaat beoordeeld als niet genotoxisch. Het rubber is op basis hiervan als niet gevaarlijk voor spelende kinderen beoordeeld.

3.3. Toetsingskaders

De Nederlandse regelgeving op het gebied van de milieurisico's legt degene die materialen toepast de verplichting op om bodem- en waterverontreiniging te voorkomen (de zogenaamde "Algemene zorgplicht uit de Wet Milieubeheer [16]). Voor het compartiment lucht zijn de fijn stof normen relevant. Recentelijk zijn door de EU strengere regels voor de luchtkwaliteit aangenomen. Voor de beoordeling van de milieurisico's van materialen voor de compartimenten bodem en water op basis van samenstelling- en uitlooggegevens is het Bouwstoffenbesluit relevant [20]. Het Bouwstoffenbesluit stelt grenzen aan de samenstelling van organische verontreinigingen en aan de uitloging van zware metalen en zouten. Het Bouwstoffenbesluit is gebaseerd op een stand-still principe: door de toepassing van bouwstoffen mag de concentratie in de onderliggende bodem niet meer toenemen dan 1% van de streefwaarde van schone grond. In het Bouwstoffenbesluit zijn eisen opgenomen voor de uitloging van zware metalen. Deze uitlooggrenswaarden zijn afhankelijk van de toepassingsdikte van de bouwstof. De eisen aan de organische componenten, zoals PAK's in het Bouwstoffenbesluit zijn geen uitlooggrenswaarden, maar zijn samenstellingswaarden. De eisen aan PAK's in het Bouwstoffenbesluit zijn gebaseerd op de set van 10 PAK's (10-VROM). Deze reeks omvat minder PAK's dan de EPA-reeks. Hoewel het Bouwstoffenbesluit formeel niet van toepassing is

op niet-steenachtige bouwstoffen, kan toch de systematiek van het Bouwstoffenbesluit gebruikt worden om een beoordeling te geven van de milieubelasting ten gevolge van het gebruik van instrooirubber.

In 2007 wordt het Bouwstoffenbesluit opgevolgd door het Besluit Bodemkwaliteit [21]. Het Besluit Bodemkwaliteit is gebaseerd op een risicobenadering. De basis voor het besluit Bodemkwaliteit is dat de concentratie in het grondwater en de bodem, als gevolg van uitloging, binnen 100 jaar de MTT-waarde niet mag overschrijden. De MTT-waarde + achtergrondwaarde is gelijk aan de MTR-waarde, het maximaal toelaatbaar risico niveau². De concept grenswaarde voor het gehalte PAK is in het besluit Bodemkwaliteit iets scherper geworden. Tevens zijn de grenswaarden voor de uitloging van zware metalen en van zouten nu niet meer afhankelijk van de toepassingsdikte. In feite is sprake van een productnorm. Voor zink is de technisch-wetenschappelijke norm aangepast op grond van beleidsoverwegingen. De grenswaarden in het besluit Bodemkwaliteit zijn nog niet definitief vastgesteld. In dit rapport is gebruik gemaakt van de waarden uit de concept ministeriële regeling Bodemkwaliteit (versie 6.0, 10 oktober 2006).

Voor oppervlaktewater kan een vergelijkbare risicobenadering worden gevolgd. Dus toetsing van de verwachte milieuconcentratie aan het maximaal toelaatbaar risiconiveau. RIVM heeft in zijn advies aan de minister indicatief de uitloging van zink getoetst aan de MTR-waarden van oppervlaktewater [38]. Voor milieugevaarlijke stoffen zijn MTR-waarden vastgesteld. Deze zijn gepubliceerd op de website van het Bureau Milieugevaarlijke stoffen van RIVM [28]. In het kader van de EG-verordening bestaande stoffen (EG/793/93) is door RIVM recent een Risk Assessment report opgesteld voor zink. Hierin wordt voor de beoordeling van het gehalte zink in water in het milieu een lagere MTR waarde voorgesteld voor opgelost zink [27].

Voor de beoordeling van de gezondheidsrisico's op basis van de samenstellinggegevens is er weinig directe regelgeving direct voor handen. Er zijn wel toetsingskaders voorhanden, maar deze zijn niet specifiek voor rubbergranulaat. Voor de gehalten zware metalen in rubber granulaat blijkt, dat deze voldoen aan de Europese norm voor speelgoed [37]. Een analogie kan gezocht worden met andere producten.

Voor de beoordeling van de dagelijkse opname van gezondheidsschadelijke stoffen zijn door de WHO grenswaarden opgesteld [26]. Deze zijn ook beschikbaar voor PAK's. Hiervoor wordt de opname van de PAK-component benz[a]pyreen als marker gebruikt voor de blootstelling aan carcinogene PAK's.

3.4. Vervolgonderzoek naar aanleiding van literatuuronderzoek

3.4.1. PAK's

Uit het literatuuronderzoek zien we, dat er veel aandacht is voor PAK's in autobanden mede naar aanleiding van de EU-richtlijn over het weren van hoog-aromatische (PAK-houdende) olie uit autobanden, ook omdat het hier gaat om carcinogene stoffen. Voor de toepassing van instrooirubber

² Voor de verschillende milieucompartimenten worden door RIVM MTR-waarden gehanteerd. Dit is de maximaal toegestane waarde. Bij overschrijding zijn nadelige effecten op in dit compartiment levende organismen niet uit te sluiten.

op kunstgras lijkt de inademing van PAK's door de inademing van fijn stof beperkt, maar over de blootstelling door huidcontact is minder bekend. Wel is hierover een Deens onderzoek naar de huidblootstelling van kinderen op speelplaatsen door PAK's uit autobanden. Hier is de migratie van PAK's naar zweet onderzocht, we willen dit graag herhalen maar dan voor rubber granulaat en niet (alleen) naar waterige oplossingen maar ook naar vetten. Tevens willen we het graag aanvullen met een praktijkproef met de daadwerkelijk gemeten gehalten van opgenomen PAK-componenten in een praktijksituatie.

3.4.2. Zink

De uitloging van zink uit autobanden en rubbergranulaat komt in diverse onderzoeken naar voren. Er is op basis van het NIVA onderzoek een lokaal risico voor het milieu mogelijk. In Nederland bestaat voor de bescherming van het lokale milieu een uitgewerkte systematiek voor bouwstoffen (Bouwstoffenbesluit) en we willen deze systematiek toepassen op het rubbergranulaat om via deze analogie vast te stellen of er mogelijk sprake is van een milieurisico.

3.4.3. Overige componenten uit het Bouwstoffenbesluit

Voor de overige componenten nemen we alle componenten mee, waaraan in het Bouwstoffenbesluit samenstellings- en uitloogeisen gesteld zijn. Dit zijn de stoffen, die in Nederland bekend zijn uit het reguliere milieuonderzoek. Voor deze stoffen is het om die reden wenselijk, dat van een buiten toegepast product, zoals instrooirubber, de samenstellings- en uitloogwaarden bekend zijn. Voor een aantal componenten uit het Bouwstoffenbesluit geldt, dat uitermate onwaarschijnlijk, dat ze in het rubbergranulaat voorkomen (bijvoorbeeld pesticiden). Deze zijn verder niet onderzocht.

3.4.4. Overige componenten

Naast bovengenoemde stoffen worden in de literatuuronderzoek nog een aantal andere stoffen in rubbergranulaat genoemd, die mogelijk tot milieu- en of gezondheidseffecten kunnen leiden, zoals ftalaten, fenolen, nitrosamines, secundaire amines en benzothiazolen.

Uit tabel 2 blijkt, dat het gehalte ftalaten in rubbergranulaat lager is dan de grenswaarde in kinderspeelgoed. Tevens zijn de gehalten ftalaten in rubbergranulaat lager dan de interventiewaarden uit het Besluit Bodemkwaliteit. Uit onderzoek van RIVM blijkt dat nitrosamines niet voorkomen in de lucht boven een kunstgrasveld en een verwaarloosbaar risico vormen.

Omdat er slechts beperkte informatie beschikbaar was over allergene effecten en irritaties, is door TNO een aanvullend literatuuronderzoek verricht naar de mogelijke allergene en irriterende effecten van de stoffen die in rubbergranulaat van autobanden zijn aangetroffen. Hierbij komen de secundaire amines aan de orde. De resultaten van deze aanvullende literatuurstudie zijn opgenomen in par 6.5 en bijlage 6.

Voor de overige genoemde componenten, alkylfenolen en benzothiazolen, gelden geen milieu grenswaarden in het Bouwstoffenbesluit en het ontwerp Besluit Bodemkwaliteit. We schatten in, dat de milieu- en gezondheidsrisico's ten gevolge van deze stoffen gering zijn, maar kunnen hierover geen definitieve uitspraak doen.

4. SAMENSTELLING EN UITLOGING UIT INSTROOIRUBBER

In deze paragraaf worden de experimentele onderzoeksresultaten beschreven. De wijze van monsterneming en de toegepaste analysemethoden staan beschreven in bijlagen 2 en 3.

4.1. Onderzochte parameters

Voor de keuze van de te analyseren parameters is gekozen om vooral te kijken naar de parameters die in het Bouwstoffenbesluit genoemd worden voor de beoordeling van de milieurisico's van bouwstoffen. Dit betreft de zware metalen (15 zware metalen), PAK's, EOX³, minerale olie.

De keuze van deze parameters sluit goed aan bij de componenten die uit het literatuuronderzoek naar voren komen als het meest kritisch voor de gezondheidsrisico's (PAK's) en voor de milieurisico's (uitloging van zink).

De aanleiding van het onderzoek, het Europese verbod op het gebruik van hoogaromatische (PAK-houdende) oliën in autobanden, gaf aanleiding tot uitgebreid onderzoek op de parameter PAK, zowel met samenstellingonderzoek als met uitloogonderzoek.

Aangezien er geen gegevens beschikbaar zijn over fijn stof (aandeel fijn stof in het rubber granulaat) en omdat de kunstgrasvelden in Nederland buiten worden toegepast, is deze parameter verder niet in beschouwing genomen.

4.2. Samenstelling van instrooirubber

In eerste instantie zijn op vijf kunstgrasvelden representatieve monsters instrooirubber genomen. Het betreft hier instrooirubber van personenwagenbanden op 1 jaar oude velden. De resultaten van het samenstellingsonderzoek zijn vermeld in tabel 3. De bijbehorende grenswaarden voor bouwstoffen uit het Bouwstoffenbesluit worden erbij vermeld om eenvoudig te kunnen beoordelen welke componenten relevant zijn.

³ EOX: Extraheerbare Organohalogeenvoudende verbindingen; de extractie wordt uitgevoerd met hexaan. Met deze somparameter worden apolaire organochloorverbindingen, zoals PCB's gemeten. EOX is een triggerparameter, bij overschrijding moeten individuele chloorhoudende verbindingen geanalyseerd worden.

Tabel 3. Samenstellingsonderzoek instrooirubber kunstgrasvelden (personenautobanden, 1 jaar oud) met grenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit (BSB)

Component	Veld 1 (mg/kg ds)	Veld 2 (mg/kg ds)	Veld 3 (mg/kg ds)	Veld 4 (mg/kg ds)	Veld 5 (mg/kg ds)	BSB grens (mg/kg ds)
Arseen	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	geen
Cadmium	1,4	0,82	1,7	1,4	1,0	geen
Chroom	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0	geen
Koper	72	30	78	74	31	geen
Kwik	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	geen
Lood	20	12	22	21	15	geen
Nikkel	< 2,0	3,5	9,4	3,1	2,8	geen
Zink	8200	9700	7200	7800	5000	geen
Benzeen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,25
Tolueen	0,06	0,06	0,07	0,06	0,06	1,25
Ethylbenzeen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,25
m+p-Xyleen	< 0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	1,25
Styreen	0,05	0,05	< 0,05	< 0,05	0,05	
o-Xyleen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,25
Som Xylenen	< 0,07	0,09	0,09	0,09	0,09	1,25
EOX	23	23	29	29	24	0,8 ¹
Naftaleen	0,12	0,09	0,09	0,07	0,08	5
Acenafyleen	0,44	0,27	0,28	0,18	0,26	
Acenafteen	0,15	0,06	0,82	1,04	0,09	
Fluoreen	0,51	0,19	1,02	1,41	0,27	
Fenantreen	5,52	3,05	9,11	12,3	3,51	20
Antraceen	6,00	2,94	8,79	11,9	3,38	10
Fluorantheen	9,88	8,36	10,6	11,3	7,87	35
Pyreen	26,7	24,6	23,2	23,8	23,9	
Benzo(a)anthraceen	1,18	1,01	1,29	1,70	0,92	10
Chryseen	4,10	3,72	3,63	4,44	3,51	50
Benzo(b)fluorantheen	0,78	0,70	0,63	0,77	0,60	
Benzo(k)fluorantheen	0,76	0,68	0,61	0,10	0,58	10
Benzo(a)pyreen	0,35	0,32	0,29	0,41	0,26	50
Dibenz(ah)antraceen	0,15	0,14	0,12	0,14	0,12	
Benzo(ghi)peryleen	0,72	0,69	0,58	0,69	0,54	50
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0,72	0,69	0,58	0,69	0,55	50
Totaal 10 VROM	29,3	21,6	35,6	43,7	21,2	75
Totaal 16 EPA	58,0	47,5	61,6	71,0	46,1	

1: EOX is in het Bouwstoffenbesluit een zogenaamde triggerparameter, geen grenswaarde. Het gemeten EOX-gehalte is waarschijnlijk te wijten aan de halogeen butyl rubber in de samenstelling van de autobanden.

Het gehalte zware metalen en het gehalte PAK-componenten komen overeen met de waarden die uit de literatuur bekend zijn en die in tabel 2 zijn weergegeven.

Van een drietal mengmonsters direct uit de productie is ook de samenstelling bepaald (bijlage 4, tabel B1). Eén van de productiemonsters is geproduceerd uit bedrijfsautobanden, De overige twee zijn geproduceerd uit personenautobanden. De samenstelling van deze productiemonsters blijkt goed overeen te komen met de samenstelling van de veldmonsters. Het rubbergranulaat van bedrijfsautobanden heeft een hoger gehalte vluchtige componenten (xylenen) en een twee maal zo hoog gehalte zinkoxide (19.000 mg/kg) dan het rubbergranulaat van personenautobanden. In het onderzoek zijn tevens veldmonsters van instrooirubber van bedrijfsautobanden bemonsterd. De samenstelling hiervan blijkt goed overeen te komen met het productiemonster (bijlage 4, tabel B2).

4.3. Uitloging uit instrooirubber

Voor de beoordeling van de milieurisico's van bouwstoffen is de uitloging van belang. De uitloging van PAK's bleek zeer gering (bijlage 4, tabellen B3 en B4). De uitloging van PAK's is maximaal 4,3 µg/kg. De gemeten uitloging is dus maar ca. 0,01 % van de totale hoeveelheid PAK in rubbergranulaat. De uitloging van zware metalen en zouten uit een vijftal veldmonsters geven we in tabel 4. Alle veldmonsters zijn afkomstig van rubbergranulaat van personenautobanden. De velden zijn alle ca. 1 jaar oud. Om de relevantie van de uitloging snel te kunnen bepalen zijn de grenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit erbij gegeven. De grenswaarden uit Bouwstoffenbesluit zijn afhankelijk van de toepassingsdikte van de bouwstof. De hier gegeven grenswaarde is de uitlooggrenswaarde bij 0,2 meter. Dit is de minimale toepassingsdikte waarbij bouwstoffen getoetst mogen worden, ook als hun toepassingsdikte in de praktijk dunner is. In hoofdstuk 5 komen we hier op terug.

Tabel 4. Uitloging van zware metalen en anionen uit instrooirubber afkomstig van kunstgrasvelden (personenautobanden, 1 jaar oud) en vergelijking met grenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit (BSB) die van toepassing zijn voor dunne lagen (minimale toetsingsdikte 0,2 meter)

Component	Veld 1 (mg/kg ds)	Veld 2 (mg/kg ds)	Veld 3 (mg/kg ds)	Veld 4 (mg/kg ds)	Veld 5 (mg/kg ds)	BSB grens (mg/kg ds)
Antimoon	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,31
Arseen	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	< 0,25	1,1
Barium	7,5	0,18	0,36	0,24	0,17	50
Cadmium	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,059
Chroom	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,5	< 0,5	4,1
Cobalt	0,06	0,076	< 0,05	0,11	0,06	1,0
Koper	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,076	< 0,05	1,9
Kwik	< 0,0015	< 0,015	< 0,0015	< 0,0015	< 0,0015	0,022
Lood	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	4,6
Molybdeen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,9
Nikkel	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	2,2
Seleen	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,23
Tin	< 0,075	< 0,075	< 0,075	< 0,075	< 0,075	0,85
Vanadium	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	10
Zink	12	41	19	53	33	8,4

Fluoride	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	125
Chloride	7,6	4,9	7,4	7,5	4,8	710
Sulfaat	41	18	30	16	8,3	3760
Bromide	2,5	0,8	1,8	1,3	0,9	3,6

De kolomproef op de component zink heeft een binnenlaboratorium reproduceerbaarheid-standaarddeviatie van < 12 % voor de hoofdcomponenten (chloride en andere zouten), van < 19% voor de zware metalen (zink en andere metalen) en van < 23 % voor de amfotere componenten (antimoon, molybdeen). De gemeten verschillen zijn dus reële verschillen tussen de verschillende veldmonsters. Het instrooirubber van veld 1 en in iets mindere mate veld 3 wijken voor een aantal componenten af van de andere instrooirubber (barium, zink, bromide).

De waargenomen uitloging van zink komt redelijk overeen met de uitloging van 6 tot 23 mg/kg, die gemeten is met de schudproef EN 12457 [4].

De gemeten uitloging van zink in de kolomproef is ca. 0,5 % van de totale hoeveelheid zink in het rubbergranulaat.

De productiemonsters zijn ook onderzocht met de DIN-test V 180350-7 (zie bijlage 1 voor een beschrijving). De resultaten staan vermeld in bijlage 3. Met uitzondering van zink voldoen alle parameters aan de eis. De nitrificatieremming treedt niet op.

De uitloging van zink uit monsters die direct uit de productie zijn genomen, is aanmerkelijk lager (bijlage 5, tabel B5). In deze monsters is de uitloging van zink uit rubbergranulaat van bedrijfsautobanden is wel bijna 3 x zo hoog als van rubbergranulaat van personenautobanden. Dit verschil is in overeenstemming met het verschil in samenstelling van rubbergranulaat van personenautobanden en van bedrijfsautobanden (zie tabel 3 en tabel B1).

4.4. Uitloging van zink uit instrooirubber nader onderzocht

4.4.1. Veldonderzoek

In paragraaf 4.3 is gerapporteerd, dat in productiemonsters rubbergranulaat van bedrijfsautobanden een 2 tot 3 x zo hoge uitloging gemeten werd als in productiemonsters rubbergranulaat van personenautobanden. Bij de onderzochte veldmonsters instrooirubber bleek er echter geen instrooirubber van bedrijfsautobanden aanwezig, zodat niet direct nagegaan kon worden of dit verschil ook bij veldmonsters optreedt.

In fase 2 is daarom de uitloging van zink ook onderzocht voor veldmonsters van rubbergranulaat van bedrijfsautobanden. De velden zijn ca. 1 jaar oud.

Naast de veldmonsters van kunstgrasvelden van 1 jaar oud zijn in fase 2 ook velden van 3 jaar oud onderzocht. De uitloging van het instrooirubber van velden van 1 jaar oud bleek namelijk aanmerkelijk

hoger dan uit de productiemonsters, die vers uit de productie waren genomen. Het doel van dit nader onderzoek was om na te gaan of er bij 3 jaar oude velden een wijziging optreedt van de uitloging van zink.

Bij de 3 jaar oude velden zijn het doelgebied en het uitloopegebied apart bemonsterd. Het doel hiervan is om te onderzoeken of door de hogere belasting in het doelgebied er meer mechanische verwerking en daarmee een hogere toename van de zinkuitloging optreedt dan in het lager belaste uitloopegebied.

De uitloging van zink uit de instrooirubber is voor alle onderzochte velden weergegeven in tabel 5.

Tabel 5. Uitloging van zink, gemeten met de kolomproef (NEN 7383). Het type band is weergegeven met B (bedrijfsautobanden) of P (personenautobanden). De ouderdom van de velden is 1 of 3 jaar. Bij veld 9 tot/met 14 is de eerste waarde van het doelgebied en de tweede van het uitloopegebied.

veld	uitloging van zink (mg/kg ds)		type band (P of B)	ouderdom (1 of 3 jaar)	gemiddelde per type band bij bepaalde ouderdom
veld 1	12		P	1	
veld 2	41		P	1	
veld 3	19		P	1	32
veld 4	53		P	1	
veld 5	33		P	1	
veld 6	27		B	1	
veld 7	51		B	1	37
veld 8	34		B	1	
veld 9	44	53	P	3	
veld 10	66	48	P	3	57
veld 11	69	59	P	3	
veld 12	27	25	B	3	
veld 13	15	23	B	3	26
veld 14	26	37	B	3	

Op basis van een statistische analyse blijkt er geen significant verschil tussen de zinkuitloging van instrooirubber uit het doelgebied en uit het uitloopegebied (statistische T-toets van de gepaarde data van de 6 velden geeft 95 % kans op geen verschil). Dit betekent, dat er in het doelgebied niet meer mechanische verwerking optreedt, dan wel, dat als deze optreedt dit geen effect heeft op de zinkuitloging.

Bij personenautobanden blijkt er een significante toename van de uitloging van zink tussen instrooirubber van 1 jaar oud en instrooirubber van 3 jaar oud (statistische T-toets geeft slechts 5% kans, dat de resultaten hetzelfde zijn). Bij de bedrijfsautobanden is dit niet het geval.

4.4.2. Laboratoriumonderzoek naar veroudering

De veroudering van een batch instrooirubber van personenautobanden en van een batch instrooirubber van bedrijfsautobanden is onderzocht in een standaard verouderingstest voor kunstgrasmaterialen (ISO 4892-3): UV-belasting temperatuurbelasting en bevochtiging. In bijlage 3 staat de testuitvoering beschreven. Het voordeel van deze proef is, dat het onder gecontroleerde omstandigheden wordt uitgevoerd aan hetzelfde materiaal, zodat het aspect veroudering zuiver kan worden vastgesteld zonder dat er onzekerheid is over onbekende verschillen tussen de onderzochte monsters.

De belasting na 21 dagen komt overeen met 1 jaar belasting in de praktijk. De belasting na 66 dagen komt overeen met 3 jaar belasting in de praktijk.

Tabel 6. Resultaten laboratoriumonderzoek (duurzaamheidsproef) van de verandering van de uitloging van zink in de tijd

	verse rubbergranulaat	na 21 dagen veroudering (vergelijkbaar 1 jaar)	na 66 dagen veroudering (vergelijkbaar 3 jaar)
personenautobanden	4,6 mg/kg	33 mg/kg	45 mg/kg
bedrijfsautobanden	12 mg/kg	43 mg/kg	62 mg/kg

De uitloging neemt duidelijk toe na de belasting van het rubber granulaat gedurende 21 dagen. De veroudering van het rubber granulaat leidt blijkbaar tot vertering, waardoor een groter deel van het zinkoxide in het rubber granulaat uitlooft. Het waargenomen verschil komt in grote lijnen overeen met de waargenomen toegenomen uitloging van veldmonsters van 1 jaar ten opzichte van verse productiemonsters.

De toename na 66 dagen is minder groot dan na 21 dagen. Het is mogelijk, dat er in de verouderingsproef een evenwicht optreedt tussen de toename van de uitloging door de klimaatbelasting en de afvoer van zink via het bevochtigingswater in de proef.

Op grond van het hogere gehalte zinkoxide in de banden verwachten we voor rubbergranulaat van bedrijfsautobanden een hogere uitloging dan van rubbergranulaat van personenautobanden. In de laboratoriumproef zien we dat wel. In de veldmonsters niet.

4.4.3. Conclusies nader onderzoek zinkuitloging

Door veroudering neemt de uitloging van zink uit instrooirubber toe, zodat de uitloging uit de instrooirubber op een kunstgrasveld hoger is, dan op basis van productiemonsters voorspeld wordt.

Uit het nader onderzoek trekken we de volgende conclusies:

- de zinkuitloging van verouderde monsters is hoger dan van verse productiemonsters

- de veroudering wordt veroorzaakt door klimaat, een verschil verwerking (als gevolg van verschil in betreding) tussen doelgebied en speelveld is niet aangeleend
- na één jaar neemt de uitloging van zink minder toe dan in het eerste jaar
- de toename van de uitloging na 1 jaar is anders voor rubbergranulaten van personenautobanden dan voor rubbergranulaten van bedrijfsautobanden

Het verschil tussen zinkuitloging uit rubbergranulaat van bedrijfsautobanden en rubbergranulaat van personenautobanden is niet duidelijk.

Rubbergranulaat uit bedrijfsautobanden heeft een hoger gehalte zinkoxide dan rubbergranulaat uit personenautobanden en ook een hogere initiële uitloging, zoals gemeten met verse monsters uit de productie. De uitloging van rubbergranulaat van bedrijfsautobanden neemt echter in de veldmonsters minder toe dan bij rubber van personenautobanden, terwijl in de laboratoriumverouderingsproeven wel een hogere uitloging wordt gemeten. Er is uiteraard een groot verschil tussen laboratorium en praktijk. In de praktijk ligt de instrooirubber tussen het kunstgras en is de UV-belasting wellicht lager. Anderzijds kan de temperatuur van het zwarte rubber op hete zomerdagen waarschijnlijk wel hoger oplopen dan de 40 °C die de maximum temperatuur in de test is. Ook zijn de veldmonsters afkomstig van zeer verschillende batches. De beginuitloging van de 3-jaar oude monsters is niet bekend bij de veldmonsters.

Geeft de kolomproef een juist beeld van de uitloging uit de instrooirubber? In de kolomproef (zie bijlage 2) is de contacttijd van het uitloogwater met het rubber ongeveer 24 uur. In de praktijk zal dit korter zijn.

De uitloging van zink vindt in het uitloogmodel met de kolomproef relatief snel plaats. De omrekening van de uitloging in de kolomproef $E_{1,15\pm 10}$ naar de immissie over 100 jaar wordt in de Uitvoeringsregeling Bouwstoffenbesluit gegeven door de volgende formule:

$$I_{100j} = 1550 \cdot (E_{1,15\pm 10} - a) \cdot h \cdot f_{ext,n}$$

De factor voor extrapolatie van de uitloging $f_{ext,n}$ wordt bepaald met de volgende formule:

$$f_{ext,n} = \frac{1 - e^{(-N \cdot \ln(1550))}}{1 - e^{(-N \cdot 10)}}$$

waarin

- N : neerslagoverschot (regen minus verdamping), gesteld op 300 mm per jaar
 t : gesteld op 100 jaar (behalve voor chloride, bromide en sulfaat)
 1550 : de standaard waarde voor de dichtheid van bouwstoffen. Voor materialen met een lage dichtheid mag hier de dichtheid van het materiaal worden ingevuld, (hier: 500 kg/m³).



- κ componentafhankelijke constante die een maat is voor de snelheid van uitloging; voor zink is de standaard-waarde voor κ gelijk aan $\kappa = 0,28^4$. Uit eigen metingen met variabele LS-verhouding blijkt, dat $\kappa = 0,08$, de uitloging vindt dus trager plaats
- h dikte waarin het materiaal in het werk wordt aangebracht (hier: 3 cm)

Dit betekent, dat de immissie over 100 jaar in deze toepassing (3 cm) reeds na 1 jaar op 80 % van de eindwaarde is en na 10 jaar op 99 % van de eindwaarde.

Echter uit de metingen in tabel 5 blijkt, dat een 3 jaar oud materiaal minimaal even hoge uitloging laat zien als een 1 jaar oud materiaal. Er is dus geen sprake van een afname van de uitloging in de tijd, zoals het uitloogmodel die voorspelt. Hiervoor is een mogelijke aantal oorzaken: 1) de kolomproef is veel intensiever dan de uitloging in de praktijk; 2) er is een toename van de uitloogbare hoeveelheid zink door verwerking.

Als beide effecten tegelijk optreden ontstaat er een evenwicht tussen het afvoeren van zink door uitloging en het vrijkomen van zink door verwerking. De uitloging van verouderd granulaat verandert dan niet in de tijd. Daarnaast moet er mee rekening gehouden worden, dat het zink, dat gedurende de tijd op het veld vrijkomt (veldproef) en het zink, dat gedurende de labproef wegstroomt (labproef) niet in de uitloogdata zijn meegenomen, wat dit leidt tot een onderschatting van de daadwerkelijke uitloging.

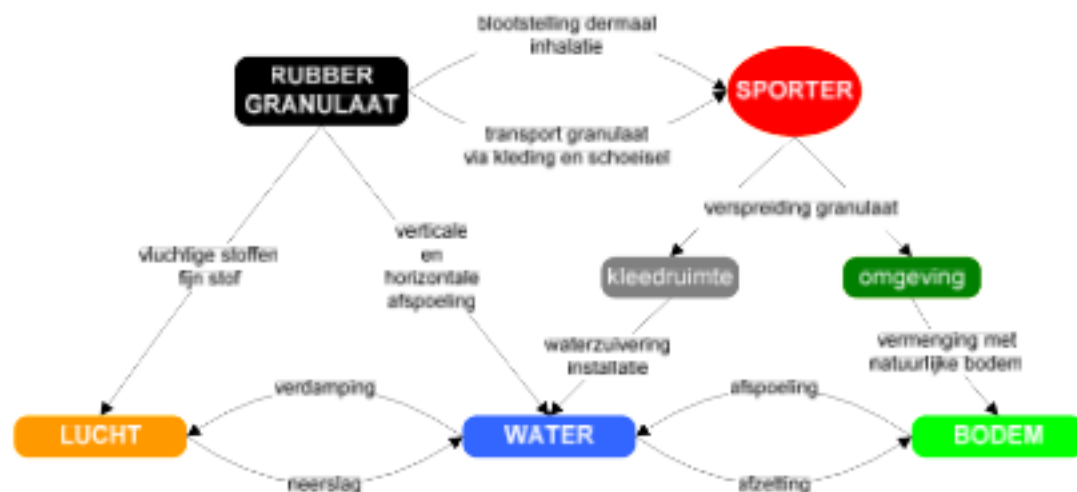
Samenvattend concluderen we, dat de toepassing van de uitloogproeven voor de beoordeling van de uitloging van zink nog vragen openlaat, en het uitloogmodel als indicatief moet worden beschouwd.

De nog openstaande vragen kunnen worden ondervangen door een veel gedetailleerder scenariostudie van de uitloging uit de instrooirubber, waarbij het gehele kunstgrassysteem inclusief de opbouw (drainagesystemen, onderlaag, directe omgeving, ondergrond, hoogte van het grondwater niveau) in de beschouwing moet worden betrokken. Dit moet niet alleen in een specifiek geval worden gedaan, maar voor alle voorkomende scenario's. Dit valt buiten het kader van dit onderzoek.

De gemiddelde uitloging zink uit instrooirubber van personenautobanden van 3 jaar oud is $E_{Zn} = 57 \text{ mg/kg ds}$. Deze waarde is gebruikt in de evaluatie van het milieurisico in het volgende hoofdstuk.

Er is gekozen voor de data van instrooirubber van personenautobanden, omdat deze het meest toegepast wordt op kunstgrasvelden. Er is gekozen voor de data van 3 jaar oud, omdat deze de hoogste uitloging geven en we daarmee een worst-case scenario berekenen.

⁴ Wijziging Uitvoeringsregeling Bouwstoffenbesluit artikel 7.3.5.2



Figuur 1: Routes waarlangs milieubelasting kan optreden.

Na aanleg worden kunstgrasvelden geëst op de sporttechnische eigenschappen. In het eerste jaar treedt verdichting van het materiaal op en na een jaar wordt de infill laag aangevuld met een paar honderd kilo rubbergranulaat, minder dan circa 1% van de totale hoeveelheid rubbergranulaat. Dit gebeurt vooral op de plaatsen waar zichtbaar verlies is opgetreden (doelgebied). Ook daarna wordt de infill laag nog regelmatig aangevuld. Momenteel wordt een levensduur van 10 jaar gegarandeerd voor de kunstgrasmat. De meeste kunstgrasvelden zijn omheind, omdat de clubs zuinig zijn op hun kunstgrasveld. Het publiek heeft vaak wel toegang tot het grasveld; bij sommige clubs ook buiten de trainings- en wedstrijd momenten.

In Nederland wordt kunstgras aangelegd op een goed doorlatende ondergrond (verticale drainage). Deze goed doorlatende ondergrond bestaat uit een laag lavasteen of lavasteen gemengd met 5-8% rubbergranulaat (35 cm) en een zandcunet (15 cm). In de kunstgrasmat wordt 15 kg/m² rubbergranulaat ingestrooid (2-3 cm), hetgeen neerkomt op 100 ton per grasveld.

Bij velden in het buitenland wordt wel gebruikt gemaakt van zijwaartse afvoer, waarbij er direct onder de kunstgraslaag een afdichtende laag is.

Bij de afvoer van water kunnen er een drietal situaties optreden:

1. Bij een opwaartse druk van het grondwater wordt het surplus aan grondwater door de drainagepijpen naar de omringende sloten afgevoerd.
2. Bij een hoge grondwaterstand verdwijnt het surplus aan regenwater via de drainage naar de omringende sloten
3. Bij een lage grondwaterstand zakkt het regenwater in de bodem

In paragraaf 5.5 wordt een beoordeling gegeven van het milieueffect van het gebruik van instrooirubber op de omliggende sloten. Dit sluit aan bij de situatie, waarbij ofwel directe zijwaartse afvoer plaatsvindt ofwel drainage bij een hoge grondwaterstand.

Bij verticale afvoer komt het regenwater met daarin opgeloste componenten van de instrooirubber terecht in de onderlaag (lavasteen+ rubbergranulaat) en daarna in de onderliggende bodem. Het is mogelijk, dat in deze onderlaag absorptie en opnieuw oplossen plaatsvinden van componenten uit het uilloogwater.

Hieraan kan een specifieke scenario studie gewijd worden met een beschouwing van alle optredende processen. Hierbij moet rekening gehouden worden met een groot aantal locatiespecifieke variabelen:

- opbouw van de onderlaag
- opbouw van het drainage systeem
- grondwaterstand
- type onderbodem (zand, klei, veen)
- omringend oppervlaktewater

In plaats van de scenariostudie hebben we gekozen voor het Bouwstoffenbesluit als generiek toetsingskader. Bij de totstandkoming hiervan en van zijn opvolger, het Besluit Bodemkwaliteit zijn scenariostudies al uitgebreid uitgevoerd en we maken gebruik van de resultaten hiervan.

Het Bouwstoffenbesluit kent echter beperkingen voor wat betreft de stoffen die getoetst worden. Rubber bevat naast de stoffen, waarop bouwstoffen getoetst moeten worden, een groot aantal andere stoffen. Op basis van literatuuronderzoek lijkt de aanwezigheid van deze stoffen geen aanleiding te geven tot milieurisico's.

5.2. Emissie naar lucht

De emissie naar lucht ontstaat door verdamping van vluchtige componenten uit het rubber en door het vrijkomen van fijn stof uit de rubber. Uit tabellen 3 en B1 blijkt, dat het gehalte vluchtige componenten in de rubbergranulaat klein is. Het Bouwstoffenbesluit is bedoeld voor de bescherming van bodem en oppervlaktewater en niet voor lucht, maar kent ook eisen aan vluchtige stoffen. Uit tabel B1 blijkt, dat het instrooirubber voldoet aan alle eisen van het Bouwstoffenbesluit voor vluchtige componenten met uitzondering van één productiemonster, dat een geringe overschrijding geeft van het gehalte xylenen, maar ook dan op ppm niveau.

In binnenhallen is gebleken, dat het fijn stof gehalte juist onder de grenswaarden ligt indien de ventilatie volledig wordt ingezet. In de buitenlucht is er tijdens gebruik van een kunstgrasveld geen aanwijzing voor fijn stof.

Op basis van het literatuuronderzoek en het samenstellingsonderzoek concluderen we, dat de emissie naar lucht niet leidt tot een milieurisico.

5.3. Verspreiding van rubber granulaat in de bodem rondom een kunstgrasveld

Naast een milieurisico door uitloging bestaat er ook een milieurisico door verspreiding van rubber granulaat in de bodem rondom een kunstgrasveld. Door vermenging met rubbergranulaat neemt de concentratie van PAK en zink in de bodem toe. We kunnen berekenen bij welk percentage rubber granulaat in schone grond er een probleem ontstaat met de gehalten bij bodemonderzoek. We berekenen hiertoe bij welk percentage in de grond de samenstellingswaarden voor schone grond worden overschreden:

Zink: toetsingswaarde schoon zand: 20 mg/kg : overschrijding bij 0,2 (% m/m) rubber granulaat in de bodem

PAK: toetsingswaarde schoon zand: 1 mg/kg: overschrijding bij 2 (% m/m) rubber granulaat in de bodem.

Dus het gehalte zink leidt het eerst tot een effect op de samenstellingswaarde van de bodem rondom een kunstgrasveld.

Berekening uitloop

De hoeveelheid rubbergranulaat die door uitloop van het veld verdwijnt kan indicatief worden berekend. 10 gram granulaat per speler per contactmoment (training/wedstrijd); 500 spelers op het veld per week gedurende 50 weken per jaar komt overeen met een uitloop 250 kg granulaat per jaar. Op één veld ligt in totaal ongeveer 100 ton rubbergranulaat.

Er zijn in Nederland ongeveer 370 velden. Totaal verdwijnt er dan 90 ton rubbergranulaat per jaar.

Bij onzorgvuldige housekeeping door vermenging met rubbergranulaat kan het gehalte zink en PAK in deze bodem sterk toenemen.

5.4. Uitloging van stoffen naar bodem en grondwater

5.4.1. Gebruik van Bouwstoffenbesluit als toetsingskader

In Nederland bestaat het Bouwstoffenbesluit als toetsingskader voor het gebruik van steenachtige bouwstoffen in buitentoepassingen. Het Bouwstoffenbesluit is bijvoorbeeld van toepassing voor de toepassing van gravel op tennisbanen, van straatstenen op parkeerplaatsen en van asfalt op wegen. Voor niet-steenachtige bouwstoffen is het Bouwstoffenbesluit niet van toepassing, tenzij ze gecombineerd gebruikt met een minerale bouwstof en dan als één bouwstof wel onder het Bouwstoffenbesluit vallen. Een voorbeeld van een niet-steenachtige bouwstof die door de aanwezigheid van minerale stoffen toch onder het Bouwstoffenbesluit valt is bitumineus dakbedekkingsmateriaal met een strooilaag.

We voeren de beoordeling van de milieurisico's uit via de systematiek van het Bouwstoffenbesluit. Hierbij volgen we twee sporen:



1. We kijken naar de formele toetsing van de gegevens van het rubbergranulaat, alsof het rubbergranulaat onder de werking van het Bouwstoffenbesluit zou vallen
2. We berekenen de bodembelasting in de praktijk en toetsen de berekende immissie in de bodem aan de maximale bodembelasting die ten grondslag ligt aan het Bouwstoffenbesluit.

Het Bouwstoffenbesluit stelt eisen aan het gehalte organische componenten (PAK, oplosmiddelen, minerale olie, etc.) en aan de maximale uitloging van anorganische componenten (zware metalen en anionen).

De uitloging uit bouwstoffen wordt geloeft met uitloogproeven. Voor granulaire bouwstoffen is dit de kolomproef. Een beschrijving van de kolomproef is opgenomen in bijlage 3.

5.4.2. Vergelijking met de grenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit en het Besluit Bodemkwaliteit

In tabel 5 (hoofdstuk 4) zien we, dat de uitloging van zink leidt tot een formele overschrijding van de uitlooggrenswaarde van het Bouwstoffenbesluit. De gemeten maximale uitloging van zink uit instrooirubber is 57 mg/kg en de grenswaarde uit het Bouwstoffenbesluit is 8,4 mg/kg bij een minimale toetsingsdikte van 20 cm.

In 2007 treedt het besluit Bodemkwaliteit in werking. In de concept regeling Bodemkwaliteit wordt een grenswaarde gehanteerd voor de uitloging van zink van 4,5 mg/kg. Deze grenswaarde is onafhankelijk van de laagdikte. De uitloging van zink uit instrooirubber voldoet niet aan beide grenswaarden.

5.4.3. Correcties op de vergelijking met het Bouwstoffenbesluit en het Besluit Bodemkwaliteit

De uitlooggrenswaarde uit het Bouwstoffenbesluit is gebaseerd op een minimale toetsingsdikte van 20 cm. Dit betekent, dat ook als de toepassingsdikte in de praktijk dunner is, er toch getoetst moet worden alsof de laag minimaal 20 cm dik is. Dit aangezien het anders mogelijk zou zijn om een hele dunne laag van zwaar verontreinigd materiaal aan te brengen. Aangezien de laag instrooirubber in de praktijk maximaal 3 cm dik is, hebben we berekend hoe de toetsing uitvalt bij een realistische laagdikte. We maken dan gebruik van de achterliggende immissiegrenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit. De immissiegrenswaarde stelt een grens aan de immissie in de bodem over 100 jaar ten gevolge van het gebruik van de bouwstof. De immissiegrenswaarde van zink in het Bouwstoffenbesluit is $I_{100} = 2100 \text{ mg/m}^2$. Dus in 100 jaar mag er per vierkante meter bodem maximaal 2100 mg zink in de bodem terechtkomen ten gevolge van de uitloging uit een bouwstof. Dit is 1% van de achtergrondconcentratie in schone grond.

De uitloging van zink is gemiddeld 57 mg/kg ds. Bij een hoeveelheid van 15 kg/m^2 op het veld (laagdikte van 3 cm bij een dichtheid van 500 kg/m^3 , $\kappa = 0,08^5$), komt dit overeen met een berekende

⁵ Berekend uit de zinkuitloging na LS = 7: E = 35 mg/kg en LS = 10: E = 45 mg/kg ds.

immissie over 100 jaar van I_{25} (gemeten) = 1500 mg/m². Dit is dus lager dan de immissiegrenswaarde uit het Bouwstoffenbesluit.

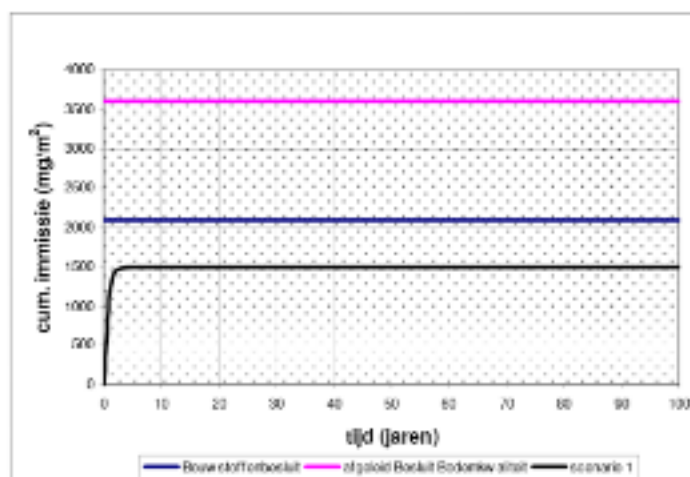
Dus bij een realistische toepassingshoogte en dichtheid van instrooirubber voldoet de uitloging ten gevolge van zink wel aan de immissiegrenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit (scenario 1).

De te verwachten immissie in de bodem ten gevolge van de uitloging van zink zal wel toenemen, omdat in het tijdsvenster van het Bouwstoffenbesluit (100 jaar) het instrooirubber meerdere keren verversd zal worden. We gaan uit van een levensduur van de velden van 10 jaar. Tevens wordt een deel van het instrooirubber tijdens de levensduur aangevuld om de juiste functionaliteit te behouden. Bij verversing van het instrooirubber eens per 10 jaar wordt de verwachte immissie in de bodem in 100 jaar dus 10 x hoger. Ze overschrijdt de grenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit na één maal verversen, dus na 11 jaar (scenario 2).

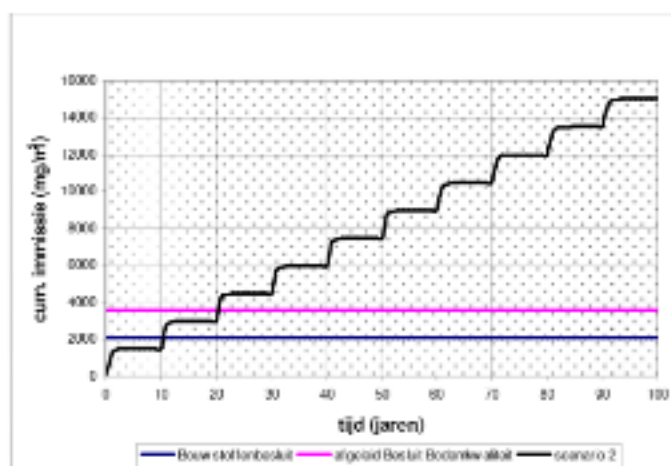
We tekenen hierbij aan, dat bij formele toetsing van bouwstoffen aan het Bouwstoffenbesluit geen rekening gehouden wordt met de levensduur van de toepassing en met eventuele vernieuwing van bouwstoffen gedurende de toetsingsperiode van 100 jaar.

Gezien de beperkte aanvulling met nieuw rubbergranulaat gedurende de levensduur (minder dan 1% per jaar) is deze extra hoeveelheid niet meegenomen in het uitloogmodel.

De bovenstaande conclusies worden in de onderstaande figuren samengevat. Hierbij geeft scenario 1 de situatie aan zonder rekening te houden met vernieuwing na 10 jaar. Scenario 2 gaat uit van een vernieuwing na 10 jaar.



Scenario 1: geen vernieuwing van rubbergranulaat



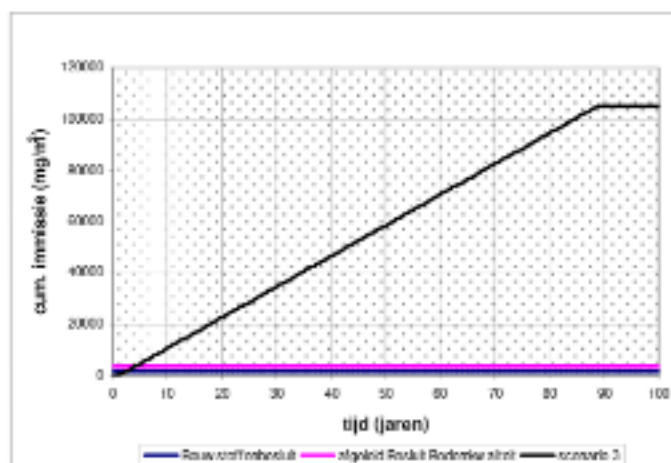
Scenario 2: Vervanging van rubbergranulaat na 10 jaar

De werkelijk immissie naar bodem en grondwater kan zowel lager als hoger uitvallen dan hier berekend in scenario 2.

Een reden voor een lagere uitloging in de praktijk ligt in het gebruik van de kolomproef, wat een intensieve uitloogproef is. Indien het contact van het regenwater met de rubbergranulaat korrels minder intensief is dan in de kolomproef, kan de daadwerkelijke uitloging lager zijn. In de kolomproef is er urenlang contact van het water met de rubberkorrels, zodat het zink kan oplossen en uit de korrels kan treden. De korrels op het kunstgrasveld daarentegen liggen los op het veld en het regenwater spoelt erom heen naar de bodem. De immissie in de bodem kan om die reden lager zijn dan berekend op basis van de kolomproef.

Een reden voor een hogere uitloging in de praktijk dan nu berekend is gelegen in de verwerking van de rubbergranulaatkorrels. De verwerking is nu alleen meegenomen in het feit, dat in de beoordeling van de uitloging 3-jaar oude korrels zijn gebruikt in plaats van nieuwe rubberkorrels uit het productieproces. Het is echter aannemelijk, dat er op een gegeven moment een evenwicht ontstaat tussen verwerking en het vrijkomen van zink enerzijds en de uitloging van zink anderzijds. De gemeten uitloging in de kolomproef blijft dan constant in de tijd, maar de afvoer van verweerd zink, die gewoon doorgaat wordt niet in de beoordeling betrokken.

Als er sprake is van constante verwerking, komt er steeds zink beschikbaar voor uitloging. Je krijgt dan de onderstaande figuur (scenario 3). De maximale uitloging/verwerking die kan optreden is het maximum gehalte zink in de rubbergranulaat korrels, namelijk 105.000 mg/m². Het rubber materiaal is dan volledig uitgeput na ruim 85 jaar.



uitgangspunt $E_{(0.5-10)}$ in 1^o jaar = 4,6 mg/kg
 uitgangspunt $E_{(0.5-10)}$ in 2^o jaar = 32 mg/kg
 uitgangspunt $E_{(0.5-10)}$ in 3^o jaar = 46 mg/kg
 uitgangspunt $E_{(0.5-10)}$ in 3^o jaar en later = 57 mg/kg

Scenario 3: Constante vertering van rubbergranulaat

We concluderen ten aanzien van de uitloging van zink:

- Een vergelijking van de gemeten uitloging met de grenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit leidt tot een overschrijding van de grenswaarde voor de immissie in de bodem ten gevolge van de uitloging van zink.
- Bij vergelijking met de zink norm in het concept Besluit Bodemkwaliteit is sprake van een ruime overschrijding van de norm
- Bij inachtneming van de reële laagdikte (3 cm in plaats van de voorgeschreven minimale loetsingsdikte van 20 cm) en zonder vervanging van de instrooirubber voldoet de berekende immissie wel aan de grenswaarde uit het Bouwstoffenbesluit en de afgeleide grenswaarde uit het Besluit Bodemkwaliteit (scenario 1).
- Als we rekening houden met een vervanging van het instrooirubber elke 10 jaar berekenen we een overschrijding van de immissiegrenswaarde uit het Bouwstoffenbesluit na 11 jaar en van de afgeleide immissiegrenswaarde uit het Besluit Bodemkwaliteit na 20 jaar (scenario 2)
- Als er sprake is van een constant verder vrijkomen van zink door vertering van het rubbergranulaat berekenen we een overschrijding van de immissiegrenswaarde uit het Bouwstoffenbesluit na 3 jaar (scenario 3)

5.5. Uitloging naar oppervlaktewater

5.5.1. Grenswaarde

De uitloging van zink en PAK naar oppervlaktewater is indicatief geloeft aan de grenswaarden voor oppervlaktewater.

Hiertoe zijn de verwachte concentraties in het afspoelwater op basis van de uitloogproeven vergeleken met de in Nederland geldende normen voor het oppervlaktewater. In Nederland wordt het maximaal toelaatbaar risico (MTR) en de streefwaarde gehanteerd (SW).

Metalen komen van nature voor in het milieu. In de MTR-waarden zijn de van nature aanwezige gehalten van deze verbinding verdisconteerd. Daarom moeten de MTR-waarden worden gecorrigeerd voor de natuurlijke achtergrondconcentraties (AC). Deze gecorrigeerde waarde is de $MTR_{toegevoegd}$ of MTT-waarde. Er is zowel een $MTR_{toegevoegd}$ voor het gehalte totaal zink als voor het gehalte opgelost zink.

Voor totaal zink geldt een $MTR = 40 \mu\text{g/l}$ en een $AC = 12 \mu\text{g/l}$. De $MTR_{toegevoegd} = 28 \mu\text{g/l}$. Voor opgelost zink geldt een $MTR = 9,4 \mu\text{g/l}$ en een $AC = 2,8 \mu\text{g/l}$. De $MTR_{toegevoegd} = 6,6 \mu\text{g/l}$ [28]. Aangezien de uitloging van zink uit rubbergranulaat ook bepaald is als het gehalte opgeloste zink, volgen we deze lijn.

In de recente Risk Assessment voor zink in het kader van de EU richtlijn is voorgesteld om $MTR_{toegevoegd}$ vast te stellen op $MTR_{toegevoegd} = 7,8 \mu\text{g/l}$ [27].

Voor PAK's geldt een $MTR = 1,2 \mu\text{g/l}$ voor de meest oplosbare PAK-component, naftaleen.

5.5.2. Berekende concentratie in oppervlaktewater en milieurisico

De berekende uitloging per vierkante meter kunstgrasveld ten gevolge van een eenmalige toepassing van het rubbergranulaat is 1500 mg/m^2 (zie paragraaf 5.4). Bij een toepassingslevensduur van 10 jaar (scenario 2 in paragraaf 5.4.3) is er dan een gemiddelde immissie naar het oppervlaktewater van 150 mg/m^2 per jaar. In de praktijk valt er gemiddeld in Nederland een neerslagoverschot (regen – verdamping) van 300 mm per jaar. Dit komt overeen met 300 liter/m^2 . We rekenen daarom met een gemiddelde concentratie van $0,5 \text{ mg/l}$ in het water.

Bij een eenmalig toepassing van het infill is de gemiddelde concentratie over 100 jaar (scenario 1) $0,05 \text{ mg/l}$ in het water. Gedurende de eerste 10 jaar is de gemiddelde concentratie even hoog als in het andere scenario, omdat de uitloging volgens het uitloogmodel vooral in het begin plaatsvindt.

Bij de uitloging naar oppervlaktewater nemen we een verdunningsfactor 10 mee bij de verdunning van het afspoelwater in het oppervlaktewater.

De concentratie in het water na verdunning is dan $50 \mu\text{g/l}$ (scenario 2). De berekende concentratie in water is dus in dit scenario hoger dan de $MTR_{toegevoegd}$. Dit betekent, dat er mogelijk milieurisico's voor oppervlaktewater te zijn verwachten.

TOETSING AAN $MTR_{toegevoegd}$ OPPERVLAKTEWATER	Scenario 1	Scenario 2	Norm $MTR_{toegevoegd}$
berekende concentratie uit de immissie	$50 \mu\text{g/l}$	$500 \mu\text{g/l}$	
concentratie in oppervlaktewater	$5 \mu\text{g/l}$	$50 \mu\text{g/l}$	$6,6 \mu\text{g/l}$

In de literatuur wordt een hogere concentratie in oppervlaktewater berekend. RIVM en NIVA berekenen een indicatieve toetsing een factor 25 boven de $MTR_{\text{toegestaan}}$ [7,41]. Deze hogere concentratie is vooral een gevolg van het feit, dat de concentratie in het uitloogwater van de uitloogproef in deze testen direct wordt genomen als concentratie in het run-off water. Voor sediment wordt door NIVA ook met bovengenoemde correctie een overschrijding berekend van de $MTR_{\text{toegestaan}}$.

Deze uitloging naar water is van toepassing voor oppervlaktewater. Voor grondwater zitten er op basis van de Kaderrichtlijn water nog maatregelen in de pijplijn, vooral omdat ondiep water al een sterk verhoogde zinkconcentratie heeft.

De concentratie PAK in uitloogwater is zeer laag, maximaal 0,43 µg/l bij één van de veldmonsters. De concentratie van de meest oplosbare PAK was 0,14 µg/l. Conform de afleiding bij zink toetsen we daarom de concentratie 0,007 µg/l.

De concentratie naftaleen na verdunning is 0,0007 µg/l bij een MTR van 1,2 µg/l. voor de andere PAK-componenten is de uitloging vaak beneden de aantoonbaarheidsgrens. We concluderen, dat de uitloging van PAK niet leidt tot een milieurisico voor het oppervlaktewater.

We concluderen, dat de berekende uitspoeling van zink naar oppervlakte water de $MTR_{\text{toegestaan}}$ toetswaarde overschrijdt.

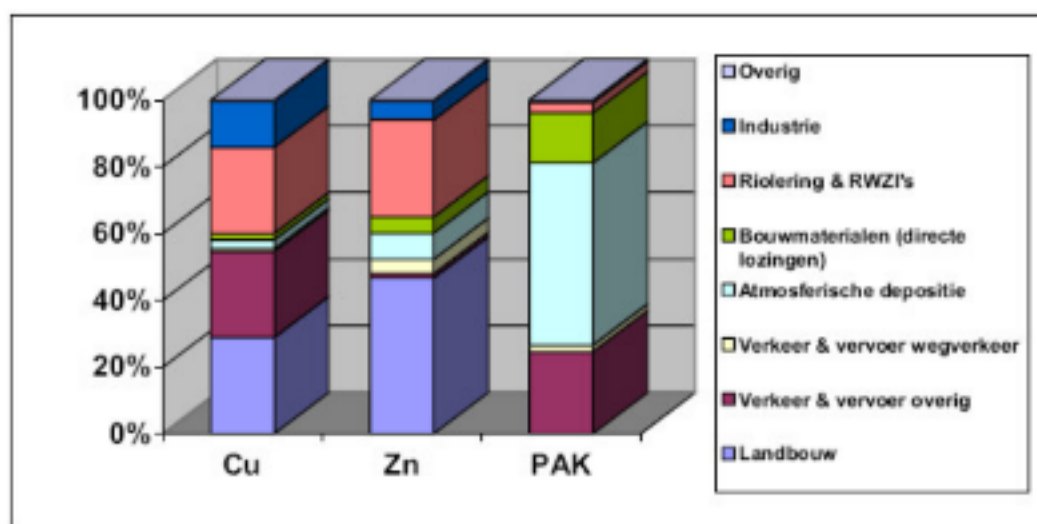
Bespreking resultaten

De bovenslaande berekeningen zijn opgesteld bij een 100% afstroming van het regenwater naar het oppervlaktewater. In de praktijk zijn de meeste kunstgrasvelden voorzien van een open drainage systeem en vindt afvoer van het overtollig regenwater naar bodem en grondwater plaats. Op zware ondoordringbare gronden (klei) zal het overtollige regenwater dan vrijwel volledig op het oppervlaktewater worden geloosd. De verhouding tussen directe afvoer naar oppervlaktewater en infiltratie in de bodem is niet bekend.

Onder de kunstgrasmat is een onderlaag aanwezig van lavasteen al dan niet met extra rubbergranulaat in de onderlaag. De absorptie van zink aan deze laag en het vrijkomen van zink uit de onderlaag zijn buiten beschouwing gebleven.

5.5.3. Beoordeling van de vracht zink uit kunstgrasvelden ten opzichte van andere bronnen in Nederland

De totale landelijke belasting van oppervlaktewater in ton/jaar voor zink is 511 ton/jaar, waarvan 380 ton/jaar uit diffuse bronnen. Hiervan is 48 % afkomstig uit de landbouw en 11 % afkomstig van de afspoeling van bouwmetalen (verzinkt stalen vangrails, zinken daken, dakgoten, verzinkt staal in overige constructies, etc.) [40]. Bandenslijtage in het verkeer leidt in Nederland tot een totale zinkbelasting van 23.128 kg/jaar. Dit is ongeveer 5 % van de totale zinkbelasting.



Figuur 2: Aandeel van de verschillende bronnen in de belasting van oppervlaktewater

De landbouw draagt dus het meest bij aan de belasting door zink van oppervlaktewater. De totale belasting is 1230 ton/jaar (inclusief de bodembelasting). De jaarlijkse uitloging van zink per oppervlakte-eenheid door landbouwgrond is 810 gram/ha/jaar [45]. Dit komt overeen met 81 mg Zn/m² per jaar. Dit is dus meer dan de helft van de berekende jaarlijkse uitloging van zink uit een kunstgrasveld van gemiddeld 150 mg/m² (zie vorige paragraaf). Aangezien er veel meer landbouwgrond is dan kunstgrasvelden is de totale belasting door landbouwgrond veel hoger.

De beoordeling van de belasting door een kunstgrasveld wordt in een eenvoudig model als volgt berekend:

$$B_{Zn} = I \times A \times N$$

I: immissie vanuit de instrooirubber naar het milieu
 A: oppervlak per kunstgrasveld (m²)
 N: aantal kunstgrasvelden in Nederland

De jaarlijkse uitloging van zink is. Het oppervlak van een normaal kunstgrasveld is 7600 m². Er liggen nu ca. 370 velden in Nederland.

De totale belasting door zink van deze kunstgrasvelden is $B_{Zn} = 422 \text{ kg/jaar}$. Dit is dus 0,08 % van de totale belasting van oppervlaktewater door zink.

In de toekomst wordt een toename verwacht van de hoeveelheid kunstgrasvelden. De KNVB hanteert in het meest optimistische scenario een hoeveelheid van 2500 kunstgrasvelden (dit is ongeveer 1 per vereniging). De belasting van het oppervlakte water door uitloging van zink zou dan kunnen oplopen tot $B_{Zn} = 1600$ kg/jaar. Dit is 0,5 % van de totale belasting.

In deze berekening is de gehele uitloging van zink toegerekend aan het oppervlaktewater. De berekende belasting van het oppervlaktewater is dus een bovengrens is, omdat het overtollig regenwater niet voor 100% wordt afgevoerd naar het oppervlaktewater.

6. GEZONDHEIDSRISICO'S VAN INSTROOIRUBBERS VAN GEMALEN AUTOBANDEN OP KUNSTGRASVELDEN

6.1. Aanpak van de beoordeling van gezondheidsrisico's

Bij de beoordeling van de gezondheidsrisico's van stoffen hebben we gekozen voor een meer-traps beoordeling:

1. Zijn er gevaarlijke stoffen in het rubber granulaat?
2. Zijn deze gevaarlijke stoffen beschikbaar voor de sporter via de lucht, via huidcontact, via inslikken?
3. Is er in de praktijksituatie sprake van een gezondheidsrisico, waarbij de hoeveelheid gevaarlijke stof, waarmee de sporter in contact komt, ook wordt afgewogen tegen de hoeveelheid waar hij via andere kanalen mee in aanraking komt (voedsel, buitenlucht, verkeer)?

Stap 1 wordt beantwoord in paragraaf 6.1. Stap 2 en 3 komen in de daarop volgende paragrafen aan de orde. In paragraaf 6.4 geven we een eerste indicatieve toetsing.

In paragraaf 6.5 geven we de resultaten weer van een deelonderzoek door TNO naar de allergene en irriterende effecten van stoffen in de rubber, dat als bijlage 6 aan dit rapport is toegevoegd.

In paragraaf 6.6 geven we de resultaten weer van migratieproeven van PAK's uit rubbergranulaat. Deze migratieproeven worden gebruikt in een modelberekening van de mogelijke belasting van de opname van PAK's door de huid. Hierbij worden verschillende scenario's voor de intensiteit van de blootstelling gebruikt.

In paragraaf 6.7 vatten we de resultaten samen van het urineonderzoek, dat uitgevoerd is om in een praktijksituatie de blootstelling aan één van de PAK-componenten, daadwerkelijk te kunnen monitoren via het gehalte van een metaboliet in de urine. Door onderzoek voor en na sporten kan een uitspraak worden gedaan over de belasting door het sporten ten opzichte van de achtergrondconcentratie.

6.2. Zijn er gevaarlijke stoffen in het instrooirubber?

Bij de beoordeling van de gevaarseigenschappen gebruiken we de Europese stoffenrichtlijn, waarbij stoffen gekarakteriseerd zijn met R- en S-zinnen [24]. Voor de beoordeling van de gezondheidsrisico's zijn de R-zinnen. Deze variëren van de karakterisering "irriterend" tot "carcinogeen".

De beoordeling is op stoffen. Dit betekent, dat de gemeten gehalten zware metalen moeten worden toegekend aan specifieke stoffen om een beoordeling te kunnen doen. De zware metalen zijn hier toegekend als de oxiden, omdat ze waarschijnlijk als contaminaties in het zinkoxide voorkomen.

Tabel 7 geeft een opsomming van de aangetroffen stoffen. De zuivere stof zegt niets over de beschikbaarheid en de invloed op de gezondheid van de mens. De indicatieve beoordeling vindt plaats in de volgende paragrafen.

Tabel 7. Stoffen in het instrooirubber, waaraan een gevaarseigenschap is toegekend [24]. Het gehalte in kolom 2 is het hoogste waargenomen gehalte in de veldmonsters. De gevaarsomschrijving betreft de zuivere stof, niet het instrooirubber of het kunstgras.

Gemeten	gehalte	Toegekend	R,S zinnen	omschrijving
Cadmium	1,7 mg/kg	cadmiumoxide	R45 R26 R48/23/25 R62/63 R68 R51/53	Carcinogeen Zeer vergiftig bij inademen Vergiftig: gevaar voor ernstige gezondheidsschade bij langdurige blootstelling door inademing en bij inslikken Schadelijk voor de voortplanting Kans op onherstelbare schade Zeer vergiftig voor in het water levende organismen
Koper	260 mg/kg	koperoxide	niet	
Lood	22 mg/kg	loodoxide	niet	
Nikkel	10 mg/kg	nikkeloxide	R49 R43	Carcinogeen bij inademing Overgevoeligheid bij contact met de huid
Zink	19000 mg/kg	zinkoxide	R52/53	Zeer vergiftig voor in het water levende organismen
Tolueen	0,15 mg/kg		R38 H40/H120 H63 H65 R67	Irriterend voor de huid Schadelijk bij langdurige blootstelling door inademing Schadelijk voor de voortplanting Schadelijk: longschade bij inslikken Dampen veroorzaken duizeligheid
Xyloen	1,9 mg/kg		R20/21	Schadelijk bij inademing en bij aanraking met de huid
EOX	29 mg/kg	halogeen butyl rubber	R38 niet	Irriterend voor de huid
Naftaleen	1,1 mg/kg		R22 H40 R50/53	Schadelijk bij inslikken Beperkt bewijs voor carcinogeniteit Zeer vergiftig voor in het water levende organismen
acenafyleen	0,92 mg/kg		niet	
acenafteen	1,9 mg/kg		niet	
Fluoroon	1,5 mg/kg		niet	
fenantreen	12,mg/kg		niet	
antracoon	8,9 mg/kg		niet	
fluoranthoon	11 mg/kg		niet	
Pyreen	34 mg/kg		niet	
benzo(a)anthracoon	1,7 mg/kg		R45 R50/53	Carcinogeen Zeer vergiftig voor in het water levende organismen
Chryseen	5,9 mg/kg		R45 H50/53	Carcinogeen Zeer vergiftig voor in het water levende organisme

benzo(b)fluorantheen	1,7 mg/kg	R68 niet	Kans op onherstelbare effecten
benzo(k)fluorantheen	1,7 mg/kg	R45 R50/53	Carcinogeen Zeer vergiftig voor in het water levende organismen
benzo(a)pyreen	0,83 mg/kg	R45 R50/53	Carcinogeen Zeer vergiftig voor in het water levende organismen
dibenz(ah)anthracen	0,16 mg/kg	R45 R50/53	Carcinogeen Zeer vergiftig voor in het water levende organismen
benzo(ghi)peryleen	1,6	niet	
indeno(123cd)pyreen	0,72 mg/kg	niet	

De waargenomen gevaarlijke stoffen in het instrooirubber betreffen zware metalen, vluchtige organische stoffen en PAK's.

De aangetroffen zware metalen met een gevaarsaanduiding als het oxide zijn dus cadmium, nikkel en zink. Cadmiumoxide en nikkeloxide hebben de hoogste gevaarsaanduiding, maar hebben een zeer laag gehalte. Zinkoxide, wat in relatief hoge gehalten voorkomt (tot 19.000 mg/kg = 1,9 % (label B1)) heeft alleen een gevaarsaanduiding voor giftigheid voor in het water levende organismen. Op basis van deze gevaarsaanduiding en het feit, dat het gehalte zinkoxide > 0,25 % moet het product volgens de Europese preparatenrichtlijn [24] gekenmerkt worden met de risicozinnen R50/53. Deze moeten op de verpakking voorkomen conform de richtlijn.

Van de vluchtige organische stoffen heeft xyleen de hoogste gevaarsaanduiding (schadelijk bij inademen). Het maximaal gevonden gehalte xyleen is 1,9 mg/kg (tabel B1). Dit is bij slechts één monster aangetroffen.

Van de PAK's die gemeten zijn hebben een aantal de gevaarsaanduiding carcinogeen.

Overige stoffen, die mogelijk in de rubber aanwezig zijn, maar die in het samenstellingsonderzoek niet zijn gemeten, worden hier verder niet behandeld. Nitrosaminen komen aan de orde in paragraaf 6.8.

6.3. Zijn deze gevaarlijke stoffen ook beschikbaar voor de sporter?

Bij een beoordeling van de gezondheidsrisico's moet vervolgens de beschikbaarheid voor de sporter en andere betrokkenen worden beoordeeld en vervolgens kan via verschillende scenario's worden berekend wat de daadwerkelijke belasting voor de betrokkenen is, rekening houdend met blootstellingduur, inspanning, en andere factoren.

Er zijn verschillende routes, waardoor de potentieel gevaarlijk stoffen beschikbaar zijn voor de sporter: inslikken, inademen, huidcontact, oogcontact en contact via wondjes:

- Bij inslikken komt het rubber granulaat terecht in de maag. In het maagzuur kunnen zuuroplosbare verbindingen vrijkomen en daarna in de bloedbaan terecht komen. Inslikken kan plaatsvinden via handcontact of rechtstreeks.

- Inademen kan plaatsvinden rechtstreeks van vluchtige organische verbindingen, zoals xylenen, of via het inademen van stof.
- Huidcontact met het instrooirubber treedt op bij slidings, bij handcontact met het veld, bij indirect contact via de bal. Bij optredende verwondingen kan sprake zijn van een nog meer intensief huidcontact.

6.4. Indicatieve toetsing van de gehalten gevaarlijke stoffen

Uit Noors onderzoek is gebleken, dat bij gehalten die overeenkomen met de hier gevonden waarden, bij toepassing van instrooirubber in overdekte hallen wel een verhoogde blootstelling is gevonden voor organische componenten, maar geen verhoogd risico voor de gezondheid voor verschillende categorieën sporters is berekend [5]. Hierbij wordt een mogelijke uitzondering gemaakt voor sporters die last hebben van allergie en van astma. We mogen aannemen, dat bij een buitentoepassing er door inademen sprake is van lagere gezondheidsrisico's.

Ook uit de luchtmetingen en de beoordeling van HGM en RIVM volgt, dat er geen gezondheidsrisico lijkt op te treden door het inademen van stof en van vluchtige componenten [11 en 11a].

We zien in het eigen onderzoek wel een afname van het gehalte vluchtige stoffen van de productiemonsters naar de veldmonsters. Deze vluchtige stoffen verdwijnen tijdens transport, aanleg en liggen op het veld uit het rubber granulaat. Dit is mogelijk relevant voor de aanlegfase van de velden.

In het Noorse onderzoek is de blootstelling via het huidcontact beoordeeld via de analysegegevens van de uitloging van verschillende stoffen uit het instrooirubber in water. Water is echter niet het medium waarlangs transport van apolaire stoffen, zoals PAK naar de huid plaatsvindt. De blootstelling door huidcontact van PAK's is daarom in dit onderzoek nader onderzocht. Zie hiervoor paragraaf 6.6. en 6.7.

Voor de beoordeling van de risico's via huidcontact kijken we voor de beoordeling van het gehalte zware metalen indicatief naar de Europese speelgoedrichtlijn [37]. Uiteraard is instrooirubber geen speelgoed, maar het geeft een mogelijke referentie. Toetsing aan de speelgoednorm dient als eerste indicatie van mogelijke risico's. Tevens wordt in de speelgoednorm de biobeschikbaarheid gemeten via een mildere procedure dan de samenstellingsanalyse, die hier uitgevoerd is. Bij de afleiding van speelgoednormen wordt vooral gekeken naar dermaal contact.

Tabel 8. Toetsing van het maximaal gemeten gehalte in de veldmonsters met de maximale biobeschikbaarheid uit het speelgoed.

Component	Max.gemeten gehalte (mg/kg ds)	Eis biobeschikbaarheid (mg/kg ds)
Antimoon	n.b.	60
Arseen	< 3	25
Barium	n.b.	500
Cadmium	1,7	75
Chroom	< 4	60
Koper	78	geen grens
Lood	22	90
Kwik	< 0,05	60
Nikkel	9,4	geen grens
Seleen	n.b.	500
Zink	9700	geen grens

Het gehalte zware metalen in het instrooirubber voldoet dus aan de speelgoednorm en we mogen daarom verwachten, dat deze stoffen geen gezondheidsrisico's opleveren voor de sporter.

6.5. Huidklachten door blootstelling aan instrooirubbers

In de literatuur is geen informatie aangetroffen over de mogelijk gezondheidsrisico's door het optreden van allergene klachten en irritaties door het contact met instrooirubber. Om deze kennis te genereren heeft TNO een deelonderzoek uitgevoerd naar de naar mogelijke huidklachten door blootstelling aan instrooirubber. Het volledige rapport van TNO staat in bijlage 6. Hier geven we een samenvatting weer.

Uit de gerapporteerde onderzoeken blijkt dat huidsensibilisatie tegen bepaalde chemicaliën in rubber zowel bij de autobandenproductie als bij consumenten voorkomt. Aangenomen wordt dat personen gesensibiliseerd kunnen raken door contact met het rubber zelf. Hoe intensief dit contact moet zijn om sensibilisatie te kunnen veroorzaken, kan op grond van de beschikbare gegevens niet worden vastgesteld.

Huidsensibilisatie tegen rubber blijkt vrij algemeen voor te komen. Dit houdt in dat de kans bestaat dat een deel van de betreders van kunstgrasvelden reeds gesensibiliseerd zijn tegen rubberchemicaliën. Personen die gesensibiliseerd zijn voor stoffen in rubber kunnen klachten ontwikkelen bij contact met het rubber. Aromatische amines (vooral IPPD) blijken een belangrijke veroorzaker van allergisch contactdermatitis bij zowel werknemers in de rubber- en de autobandenindustrie, als bij consumenten in contact met diverse (zwart)rubberen producten. In een recent Deens onderzoek [12] zijn

aromatische amines in productmonsters en in migratieproeven met autobanden aangetoond. Hieruit blijkt, dat aromatische amines evenals PAK's kunnen migreren naar zwet.

Een andere in rubber aanwezige stof die huidsensibilisatie tot gevolg kan hebben is nikkel. Onbekend is of nikkel in voldoende hoge concentraties uit het rubber vrij komt en of het contact langdurig genoeg is om de blootstellingsgrenswaarde van 0,5 microgram/cm²/week te overschrijden. In de uitloogproeven (hf 4) is de uitloging van nikkel lager dan de detectiegrens. We verwachten daarom, dat de blootstelling aan nikkel lager is dan de deze grenswaarde. Indien het contact steeds van korte duur is, is de kans op allergische reacties bij reeds gesensibiliseerde personen vermoedelijk klein. De kans dat chemische stoffen in instrooirubber huidirritatie veroorzaken bij niet-gesensibiliseerde personen wordt zeer klein geacht. Er wordt geen melding gemaakt van huidirritatie door contact met rubber zelf, alleen door stoffen (veelal in oplossing) die tijdens de productie gebruikt worden. De huid kan wel getriteerd raken door de fysische eigenschappen van het rubber, dus door veel schuren over het kunstgras.

Experimenteel onderzoek volgens de medische-hulpmiddelenrichtlijn kan mogelijk huidsensibiliserende eigenschappen van instrooirubber aantonen. Indien personen huidklachten vertonen na contact met instrooirubber, is het aan te bevelen nader onderzoek te doen naar de oorzaken hiervan, b.v. middels de standaard patch-test met "black rubber mix".

6.6. Migratieproeven en scenario's voor PAK-blootstelling door de huid

6.6.1. Inleiding migratieproeven

Huidcontact met de instrooirubber treedt bijvoorbeeld op bij slidings, bij handcontact met het veld bij indirect contact via de bal. Om een daadwerkelijk risico voor de gezondheid te vormen moeten de gevaarlijke stoffen, in dit geval de PAK's, uit het rubbergranulaat treden en door de huid naar binnen treden. In de berekeningen en de blootstellingsscenario's richten we ons op benz(a)pyreen. Deze kankerverwekkende PAK-component wordt vaak als marker gebruikt voor de totale PAK-belasting.

Om effectief te zijn in het lichaam, moeten de PAK's worden opgenomen in de bloedbaan en dus door de huid heen gaan. Hierin zijn de verschillende PAK's zeer verschillend, wat direct te maken heeft met de verschillen in wateroplosbaarheid en molecuulgrootte van de PAK's. Deze bepalen hoe goed een PAK door de huid kan worden opgenomen.

Pyreen heeft een redelijke wateroplosbaarheid (0,135 mg/l bij 25 °C), terwijl benz(a)pyreen slechts een wateroplosbaarheid heeft van 0,00162 mg/l bij 25 °C.

Benz(a)pyreen zal dus in eerste instantie worden opgeslagen in het lipofiele gedeelte van de huid. Bij langdurige en voortdurende belasting treedt een evenwicht op, waarbij een gedeelte door wassen en afschilfering van de huid weer verdwijnt en een ander gedeelte uiteindelijk wordt opgenomen in het lichaam. We zijn in eerste instantie uitgegaan van 10% opname in het lichaam. Dit eenvoudige model

wordt ook in de literatuur gebruikt, met name in het Deense onderzoek, waarbij de gezondheidsrisico's door toepassing van autobanden op kinderspeelplaatsen zijn beoordeeld [12].

We hanteren het volgende eenvoudige model voor de berekening van de opname van PAK via de huid:

Dagelijkse huidopname (DI) per kg b.w. = $[M \times A \times D \times F] / \text{b.w.}$ (formule 1).

b.w.: lichaamsgewicht (kg)
 M: gemigreerde hoeveelheid component ($\text{mg}/\text{cm}^2 \times \text{h}$)
 A: blootgesteld huid oppervlak (cm^2)
 D: blootstellingsduur per dag (uren)
 F: fractie geabsorbeerd (10 %)

Het lichaamsgewicht volgt uit de scenario's: scenario 1 voor een profsporter van 70 kg, scenario 2 voor een kind van 30 kg en scenario 3 voor een recreatief sporter van 70 kg. De gemigreerde hoeveelheid component M volgt uit migratieproeven die zijn uitgevoerd. Er is experimenteel onderzoek naar de gemigreerde hoeveelheid component uit de rubber. In het Deense onderzoek is de migratie onderzocht naar kunstmatig zweet. In dit onderzoek is dit als water meegenomen. Daarnaast zijn als medium: PE, isopropanol/PE mengsels, massageolie en vaseline. Het blootgesteld huidoppervlak A en de blootstellingsduur D volgen ook uit de gekozen scenario's.

De resultaten van de proeven met de oplosmiddelcombinaties zijn opgenomen in bijlage 3. De migratie blijkt niet afhankelijk van de mengverhouding van de beide oplosmiddelen en blijkt ook vrijwel instantaan te zijn. De migratie van PAK's naar water blijkt lager dan de aantoonbaarheidsgrens. Bij de proeven met de oplosmiddelen blijkt, dat de rubber tijdens de proef enigszins opzwelt. Hieruit kunnen we concluderen, dat de waargenomen migratie een sterke overschatting is van de daadwerkelijke migratie vanuit rubbergranulaat.

6.6.2. Migratieproeven met massageolie en vaseline

Als alternatief en meer realistisch medium is gekozen voor massageolie en vaseline. De massageolie die in dit onderzoek gebruikt is, is Chemodol. Door de VVCS is aangegeven, dat dit een in de praktijk veel gebruikte massageolie is. Dezelfde massageolie is gebruikt in het urineonderzoek (zie paragraaf 6.7).

De proef is uitgevoerd door massageolie/vaseline in een dunne laag op een glasplaat te brengen. Er is 3,33 gram massageolie / 0,47 gram vaseline op een plaat van ca. 35x35 cm glas aangebracht. Vervolgens is hierop een maximale laag rubbergranulaat aangebracht. Dit was steeds ongeveer 80 gram. Het rubbergranulaat is gedurende 2 uur op de plaat geweest. Vervolgens is de rubbergranulaat van de plaat verwijderd en is een monster van de massageolie en van de vaseline geanalyseerd op het gehalte PAK's.

Er kan sprake zijn van een overschatting van de migratie naar het medium, omdat aanhangend fijn stof meegeanalyseerd wordt. Ter controle is daarom gekeken naar de verhouding tussen de concentraties in massageolie en vaseline en die in het uitgangsmateriaal zelf. Het blijkt, dat vooral de kleinere PAK-componenten migreren (naftaleen/fenantreen) en dat de zwaardere componenten minder migreren. Dit is een bevestiging dat daadwerkelijk gemigreerde PAK's worden gemeten en niet fijn stof in het medium.

Tabel 9. Migratie van PAK uit rubber granulaat op een ingesmeerde glasplaat. De eenheid is $\text{ng}/\text{cm}^2/2\text{uur}$

	migratie naar massageolie $\text{ng}/\text{cm}^2/2\text{uur}$	migratie naar vaseline $\text{ng}/\text{cm}^2/2\text{uur}$
naftaleen	0,12	0,21
fenantreen	0,73	1,19
anthracen	< 0,27	0,05
fluorantheen	0,98	0,98
benzo(a)anthracen	0,20	0,12
chrysoen	0,24	0,30
benzo(k)fluorantheen	0,04	< 0,04
benzo(a)pyreen	0,087	0,098
benzo(ghi)peryleen	0,20	0,17
indeno(123cd)pyreen	< 0,27	< 0,04
totaal PAK	3,0	3,2

De migratie naar massageolie en naar vaseline blijkt sterk overeen te komen.

De hier gemeten migratie uit tabel 9 (gemiddeld: $M = 0,093 \text{ ng benz(a)pyreen}/\text{cm}^2/2 \text{ uur}$) is hoger dan in het Deense onderzoek, waar de migratie van PAK's uit stukken autoband naar kunstmatig zweet is onderzocht. De migratie van benzo(a)pyreen was lager dan de aantoonbaarheidsgrens: $M < 0,006 \text{ ng benz(a)pyreen}/\text{cm}^2/\text{uur}$. Het is ook te verwachten, dat de migratie van het hydrofobe benz(a)pyreen naar het apolaire medium massageolie of vaseline hoger is dan naar het waterige kunstzweet. Voor het minder apolaire (en niet carcinogene) fluorantheen, wat in het Deense onderzoek wel gemeten kon worden is het verschil minder groot: hier $1,0 \text{ ng}/\text{cm}^2/2 \text{ uur}$ in het Deense onderzoek: $0,28 \text{ ng}/\text{cm}^2/\text{uur}$

6.6.3. Blootstellingsscenario's

De scenario berekening wordt uitgevoerd voor de PAK-marker component benzo(a)pyreen.

Omdat gegevens over de tijdsafhankelijkheid van de migratie ontbreken, stellen we de blootstellingsduur vast in eenheden van 2 uur, gelijkwaardig aan de blootstellingsduur in de migratieproeven met Chemodol en met vaseline.

We rekenen de blootstelling uit met een 3-tal scenario's: professioneel volwassen sporter (scenario 1), voetballend kind (scenario 2) en recreatief sporter (scenario 3). In alle 3 gevallen wordt een worst case scenario gebruikt, waarbij sprake is van een intensieve blootstelling gedurende de gekozen tijd. De scenario's rekenen met een gemiddelde blootstelling per week een leven lang, omdat de norm is gebaseerd op levenslange blootstelling.

Scenario 1:

Volwassen topsporter (70 kg), voetballt 5 dagen per week, 2x per dag, gedurende 2 uur op het veld. Daarbij wordt de sporter via de benen en de handen blootgesteld aan rubbergranulaat. Het blootgesteld oppervlak per been bedraagt ca. 10 x 20 cm, dus 200 cm², te beoordelen aan de omvang van de rode plek na het uitvoeren van een sliding. Door het dragen van hoge kousen wordt het contactoppervlak sterk gereduceerd (zie foto). Het blootgesteld handoppervlak wordt vastgesteld op 25% van het totale handoppervlak. Dat komt neer op 210 cm² [5]. Gemiddeld per week wordt per dag 610 cm² lichaamsoppervlak blootgesteld aan rubbergranulaat gedurende 10/7 x 2 uur.

Scenario 2:

Kind (30 kg), voetballt 3 dagen per week intensief op kunstgrasveld. Per keer wordt het gedurende 2 uur in contact met rubbergranulaat gebracht. Het contact oppervlak is in principe hetzelfde als bij de volwassen sporter, maar dan 0,57 x (bij een gewicht van 43% (30/70) hoort een oppervlak van 57%). Het blootgestelde lichaamsoppervlak van het voetballertje is dan 350 cm². Gemiddeld per week wordt per dag 350 cm² lichaamsoppervlak gedurende 3/7 x 2 uur blootgesteld aan rubbergranulaat

Scenario 3:

Volwassen sporter, recreant (70 kg), voetballt 2 dagen per week (1 wedstrijd, 1 training), gedurende 2 uur op het veld. Het blootstellingsoppervlak is gelijk aan dat in scenario 1. Gemiddeld per week wordt per dag 610 cm² lichaamsoppervlak blootgesteld aan rubbergranulaat gedurende 2/7 x 2 uur.

Voor de berekening van de dagelijkse opname (DI) gebruikten we de iets aangepaste formule 1: ((DI) per kg b.w = [M x A x D x F] / b.w.), waarbij D het gemiddeld aantal blootstellingsperioden van 2 uur op een dag is. Voor de migratie M nemen we het gemiddelde van de migratie naar vaseline en de migratie naar massageolie.

Tabel 10. Berekende dagelijkse opname van benz[a]pyreen voor een drietal scenario's

	migratie benzo(a)pyreen gedurende blootstellingsperiode van 2 uur (M)	contact- oppervlak (A)	gemiddeld aantal blootstellingsperioden van 2 uur (aantal per dag) (D)	geabsorbeerde fractie (F)	dagelijkse opname benzo(a)pyreen (DI)
scenario 1	0,093 ng/cm ² /2uur	610 cm ²	1,43	10%	0,12 ng/kg bw/dag
scenario 2	0,093 ng/cm ² /2uur	350 cm ²	0,43	10%	0,05 ng/kg bw/dag
scenario 3	0,093 ng/cm ² /2uur	610 cm ²	0,29	10%	0,02 ng/kg bw/dag

De berekende dagelijkse opname binnen elk scenario is waarschijnlijk een overschatting, omdat ervan uitgegaan wordt, dat de rubberkorrels 2 uur onafgebroken in contact staan met de huid en dat de gemigreerde hoeveelheid PAK's geheel beschikbaar zijn voor migratie door de huid. Er is geen rekening gehouden met door schoonwassen en op andere wijze verdwijnen van de PAK's van de huid.

Ook bij scenario 2 (kind) is gebruik gemaakt van de resultaten van de migratieproeven naar massageolie, c.q. vaseline, omdat dit de meest realistische migratie lijkt op te leveren. In de praktijk zal een voetballertje niet vaak ingesmeerd zijn met vaseline of massageolie.

6.6.4. Toetsing van de blootstelling

Voor de toetsing van deze blootstelling maken we gebruik van de advieswaarden die de WHO opgeeft [26]. RIVM heeft in mondeling contact aangegeven, dat zij zich bij deze recente waarden aansluit.

De WHO geeft een zogenaamde bench mark dose (BMDL) bij een 10% respons van kanker (BMR). Bij deze dosis ontstaat in 10% van de gevallen kanker. De BMDL₁₀ van benz(a)pyreen is recent vastgesteld op 100 µg/kg bw/dag..

Hieruit kan een risicospecifieke concentratie worden afgeleid voor benz(a)pyreen (zie literatuuroverzicht):

Risicospecifieke concentratie voor benz(a)pyreen:

- 1 op 10⁶ per leven: 1 ng/kg bw/dag (VSD: virtual safe dose - verwaarloosbaar risico)
- 1 op 10⁵ per leven: 10 ng/kg bw/dag
- 1 op 10⁴ per leven: 100 ng/kg bw/dag (MTR: maximaal toelaatbaar risico)

We concluderen, dat op basis van de resultaten van de modelmatige schatting van de huidopname van benzo(a)pyreen, dat in elk van de 3 scenario's sprake is van een verwaarloosbaar risico voor de sporters.

De geschatte huidopname van benzo(a)pyreen is bovendien laag in vergelijking met de dagelijkse dosis die iedereen in Nederland binnenkrijgt als gevolg van PAK in het leefmilieu en voeding. Deze dagelijkse dosis benzo(a)pyreen wordt door WHO geschat op 4 ng benzo(a)pyreen/kg bw/dag [26].

6.7. Blootstelling aan PAK's in de praktijk onderzocht met urineonderzoek

In paragraaf 6.6 zijn modelproeven beschreven om de PAK-blootstelling te berekenen voor diverse blootstellingsscenario's.

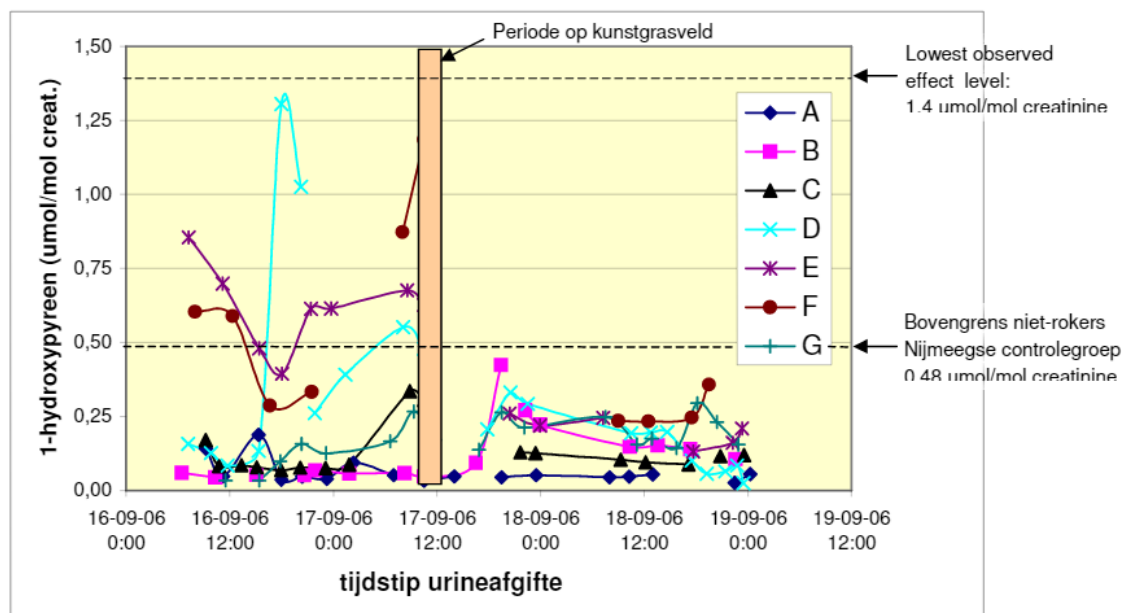
In deze paragraaf geven we de samengevatte resultaten weer van het onderzoek dat in de praktijk met sporters is uitgevoerd om de blootstelling aan PAK's te onderzoeken via de analyse van 1-hydroxypyreen in de urine. 1-Hydroxypyreen is een omzettingsproduct van pyreen dat een goede en gevoelige marker is van inwendig PAK-blootstelling. Het onderzoeksrapport van IndusTox staat weergegeven in bijlage 7.

Eind september 2006 is bij 7 voetballers uit het 6^e team van SV Juliana '31 te Malden onderzoek verricht naar de mogelijke huidopname van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) als gevolg van een voetbalwedstrijd op een kunstgrasveld ingestrooid met rubberkorrels van gerecyclede autobanden.

Om er zeker van te zijn dat er daadwerkelijk ook huidcontact met de rubberkorrels zou optreden is aan de deelnemers aan het onderzoek gevraagd om op zondag 17 sept 2006, voorafgaand aan de warming-up en de voetbalwedstrijd, gedurende een half uur oefeningen te doen met veel huidcontact, zoals slidings, ziltten, en kruipen (totale verblijftijd op het kunstgrasveld op zondag 17 sept: 2,5 uur; aanvang 10:00 uur).

Bij elk van deze vrijwilligers zijn vóór en ná het verblijf op het kunstgrasveld gedurende in totaal 3 dagen (zaterdag, zondag – dag van verblijf op kunstgrasveld en de maandag) urinemonsters verzameld bij elke toiletgang. Deze urinemonsters zijn geanalyseerd op 1-hydroxypyreen een omzettingsproduct van pyreen. In totaal zijn er 138 urinemonsters genomen, of wel ca. 20 monsters per vrijwilliger. De concentratie 1-hydroxypyreen in de urine is een maat voor de opname van PAK in het lichaam. De resultaten van de urinemetingen zijn samengevat in onderstaande figuur.

Een aantal metingen (25) is uit de resultaten verwijderd, omdat het creatine-gehalte van de urine hoger of lager was dan gehanteerd wordt in het standaard onderzoeksprotocol op werknemers. Met name na het sporten is het mogelijk, dat de creatine concentratie verhoogd is, waardoor een andere range van creatine gehalten gehanteerd zou moeten worden. Hierover is nu geen verdere informatie bekend; een aanpassing in het protocol kan dienstig zijn wanneer sporters worden onderzocht.



Uit de resultaten blijkt dat op de zaterdag dus *voorafgaand* aan de blootstelling op het kunstgrasveld, bij 3 van 7 de vrijwilligers sprake is van relatief hoge achtergrondconcentraties 1-hydroxypyreen in de urine (persoon D,E,F). Wat hiervan de oorzaak is, is niet bekend. Mogelijk zijn deze personen beroepsmatig blootgesteld geweest aan PAK.

De gemeten 1-hydroxypyreen spiegels *ná* het verblijf op het kunstgrasveld zijn laag. Bij alle 7 vrijwilligers liggen de gemeten 1-hydroxypyreen concentraties op de zondag en maandag in het normaalgebied van 1-hydroxypyreen uitscheiding, zoals vastgesteld bij niet-rokers. En derhalve ruim onder het *lowest-observed-effect-level* voor genotoxische effecten zoals dat is vastgesteld bij beroepsmatig aan PAK blootgestelde werknemers (1,4 $\mu\text{mol/mol}$ creatinine).

Bij 4 voetballers is op de zaterdag voorafgaand aan het verblijf op het kunstgrasveld, wél sprake van een, voor niet-rokers, normale achtergronduitscheiding (personen A, B, C en G). Bij één van deze 4 personen, blijkt de uitscheiding van 1-hydroxypyreen op zondagmiddag dus *ná* het verblijf op het kunstgrasveld statistisch significant toe te nemen ten opzichte van diens achtergronduitscheiding (persoon B). Of de toename van de 1-hydroxypyreen op zondag bij persoon B is veroorzaakt door additionele PAK-blootstelling als gevolg van het verblijf op het kunstgrasveld, kan niet met zekerheid gesteld worden.

Opname van PAK bij het sporten op een kunstgrasveld, kon ondanks een blootstellingsscenario met relatief langdurig en intensief huidcontact met rubber instrooi materiaal, niet eenduidig worden

vastgesteld. Als er al sprake is geweest van huidopname, dan is deze beperkt en valt deze binnen de range van PAK-blootstelling uit andere bronnen in het leefmilieu en voeding.

7. CONCLUSIES

7.1. Conclusies ten aanzien van milieurisico's

Er zijn geen directe toetswaarden van toepassing op instrooirubber op kunstgrasvelden. Om de lokale milieubelasting te beoordelen is daarom gebruik gemaakt van analoge bestaande regelgeving en van MTR-waarden, (maximaal toelaatbaar risico).

Als aanverwante regelgeving is voor de beoordeling van het lokale milieubelasting van bodem en grondwater gebruik gemaakt van het Bouwstoffenbesluit, dat van toepassing is op steenachtige bouwstoffen. Bij de meest realistische keuze van de parameters (laagdikte, dichtheid van het materiaal, uitloogsnelheid) is er bij toetsing aan het Bouwstoffenbesluit sprake van een indicatieve overschrijding van de uitloging van zink naar de bodem na ongeveer 11 jaar (scenario 2, zie paragraaf 5.4). Bij gebruikmaking van de grenswaarden uit het ontwerp Besluit Bodemkwaliteit is dit na ongeveer 20 jaar. Als we uitgaan van een constante verwering van het instrooirubber vindt deze berekende overschrijding plaats na 3 jaar (scenario 3, zie paragraaf 5.4).

Dus na 3 tot 20 jaar berekenen we een overschrijding van de beleidsnorm voor de immissie in de bodem ten gevolge van de uitloging van zink.

Bij berekening van de uitloging van zink naar oppervlaktewater (zie paragraaf 5.5.2) is er sprake van een overschrijding van de MTR-waarde (factor 7,5 in scenario 2). Deze overschrijding moet als indicatief worden gezien.

De uitloging van zink lijkt de meest relevante lokale milieubelasting. Het milieurisico ten gevolge van PAK is duidelijk lager. Voor de andere componenten die in het Bouwstoffenbesluit genoemd worden is ook deze analogie gebruikt als toetsing. Hieruit lijkt er geen overschrijding van normen ten gevolge van deze stoffen te zijn.

De totale belasting van oppervlaktewater in Nederland door uitloging van zink van kunstgrasvelden is op basis van de huidige berekeningen op dit moment 0,08 % van de totale belasting van het oppervlaktewater uit diffuse bronnen. In de toekomst zou dit kunnen toenemen tot maximaal 0,5 %, doordat het aantal velden toeneemt van 370 tot 2500 velden.

Naast de uitspoeling ligt er ook een milieurisico bij de verspreiding van rubbergranulaat naar de bodem rondom een kunstgrasveld. Bij onzorgvuldige housekeeping kan het gehalte zink en PAK in de bodem sterk toenemen door vermenging van de bodem met rubbergranulaat.

De milieubelasting door andere stoffen dan genoemd worden in het Bouwstoffenbesluit is niet expliciet onderzocht. Op basis van het literatuuronderzoek (hf 2) verwachten we hier geen grote milieurisico's. Uit het literatuuronderzoek blijkt wel, dat er sprake is van een groot aantal stoffen in het rubber. Een dergelijk complexe matrix maakt een stofspecifieke benadering, die hier gevolgd is, moeilijk, omdat nooit zeker is, dat alle componenten beoordeeld zijn. In aanvulling van een stofspecifieke benadering kunnen ecotoxiciteitstesten een aanvulling zijn, omdat hiermee het totale materiaal rubbergranulaat beoordeeld wordt.

7.2. Conclusies ten aanzien van gezondheidsrisico's

Zoals vele kunststoffen bevatten ook rubber granulaten een groot aantal stoffen die bij overmatige blootstelling tot nadelige gezondheidseffecten kunnen leiden. Van belang is echter niet alleen het gehalte maar vooral ook de blootstelling aan deze stoffen in de toepassing.

De PAK-componenten die naar aanleiding van de Europese richtlijn voor het terugbrengen van aromatische oliën in autobanden veel aandacht krijgen, komen voor in gehalten van ongeveer 20 – 40 mg/kg ds (PAK 10-VROM reeks).

Uit modelmatige berekeningen op basis van migratieproeven uitgevoerd in het laboratorium (par 6.6) blijkt, dat de blootstelling van de sporters aan PAK's lager is dan de adviesgrenswaarden en ook veel lager dan de gemiddelde achtergrondwaarden waaraan mensen toch al blootgesteld worden door voedsel en andere bronnen. Dit wordt ook bevestigd door het praktijkonderzoek waarbij de urine is onderzocht van sporters in een gecontroleerd experiment op een kunstgrasveld, waarbij ze intensief met instrooirubber in contact kwamen (par. 6.7). In de praktijk lijkt de blootstelling aan PAK's uit instrooirubber bij gebruikers van kunstgrasvelden dus verwaarloosbaar klein.

Instrooirubber blijkt wel een aantal stoffen te bevatten die bij gesensibiliseerde groepen gebruikers aanleiding kunnen geven tot huidklachten. Uit paragraaf 6.5 blijkt, dat vooral de aromatische amines op dit punt verdacht zijn. De kans, dat stoffen in de instrooirubber huidirritatie veroorzaken bij niet-gesensibiliseerde personen is wordt klein geacht. Mogelijk kunnen personen wel gesensibiliseerd worden door blootstelling aan de instrooirubber. Hoe intensief dit contact moet zijn om sensibilisatie te veroorzaken is niet bekend. Experimenteel onderzoek kan meer inzicht geven in de mogelijkheid van huidsensibilisatie bij sporten op instrooirubber.

Indien personen huidklachten vertonen na contact met instrooirubber, is het aan te bevelen na te gaan of dit gerelateerd is aan de overgevoeligheid voor sensibiliserende stoffen in rubber, dit kan b.v. middels de standaard patch-test met "black rubber mix".

Het gehalte zware metalen voldoet aan de Europese speelgoednorm (tabel 8) en we mogen dus verwachten, dat zware metalen geen risico opleveren voor de sporter. Hetzelfde geldt voor het gehalte ftalaten (par. 3.1.1)

Bij binnen- en buitentoepassing van instrooirubber is er door inademen volgens de literatuur (bij gehalten die ook in dit onderzoek gevonden zijn) geen sprake van een gezondheidsrisico voor sporters en anderen.

7.3. Aanbevelingen

Monitoring van uitloging van zink

Bij aanleg van nieuwe velden zou een nul-meting uitgevoerd kunnen worden. Bij bestaande velden kan het monitoren van de grondwaterkwaliteit en de oppervlaktewaterkwaliteit informatie geven over de daadwerkelijk uitloging van zink naar het milieu. dit geldt ook voor het meten van het gehalte zink in het drainagewater.

De meting van het zinkgehalte in de bodem onder de velden zal slechts uitsluitsel geven over eventuele zeer hoge milieubelasting. De achtergrondwaarde voor zink in de bodem en de heterogeniteit ervan zijn zo hoog, dat alleen betrouwbare informatie kan worden verkregen, als er sprake is van zeer hoge uitloging, hoger dan hier voorspeld wordt.

Er moet dan goed aandacht worden geschonken aan een correcte bepaling van de achtergrondwaarden ter plaats, zowel voor de gehalten in de bodem als voor de concentraties in het oppervlaktewater, omdat deze achtergrondwaarden sterk kunnen verschillen.

Nader onderzoeken van veroudering

In de rapportage is aangegeven, dat de veroudering een effect heeft op de uitloging. De mate waarin deze veroudering de totale uitloging van zink gedurende de levensduur van het infill bepaalt is nog onvoldoende bekend en heeft wel een groot effect op deze milieubeoordeling. Deze veroudering kan nader onderzocht worden in aangepaste laboratoriumproeven door een totaal balans te meten, waarbij naast de uitloging van zink uit het granulaat in de tijd, ook het zink in het drainagewater in de proef wordt gemeten. Naast langdurige uitloogproeven (kolomproeven) kan ook een beeld worden verkregen van het effect op de veroudering met herhaalde kortdurende uitloogproeven.

Door microscopisch onderzoek is vast te stellen of alleen de buitenkant van het granulaat veroudert of dat er uiteindelijk een volledige verpulvering optreedt en op welke tijdschaal deze processen zich afspelen. Bij cracking van de buitenkant, is de verwachting, dat het verweringsmechanisme door UV-belasting uiteindelijk afneemt, doordat de binnenkant van de granulaatkorrels niet bereikt wordt.

Reductie van zinkuitloging

De zinkuitloging wordt veroorzaakt door het zinkoxide, dat als vulkanisatiehulpmiddel toegepast wordt in de rubberproductie. Nagegaan zou moeten worden of er andere vulkanisatiehulpmiddelen gebruikt worden en wat de variatie is in het gehalte zinkoxide over de in de markt beschikbare autobanden. Hierbij moet wel rekening worden gehouden met de toename van de uitloging door verwerking.

De verspreiding van rubbergranulaat naar de omgeving kan worden gereduceerd door zorgvuldige housekeeping. Hierbij kan bedacht worden, dat rubber granulaat niet alleen in aan de schoenen zit, maar ook in haren en kleding. We bevelen aan om te onderzoeken hoe zorgvuldige housekeeping er uit ziet. Wat is hierin praktisch haalbaar?

Huidklachten

Huidklachten bij gesensibiliseerde personen is mogelijk door het voorkomen van bijvoorbeeld aromatische amines in het autobanden rubber. Het is wenselijk om na te gaan of er in de praktijk onder voetballers ook sprake is van dergelijke klachten.

Indien personen huidklachten vertonen na contact met instrooirubber, is het aan te bevelen nader onderzoek te doen naar de oorzaken hiervan, b.v. middels de standaard patch-test met "black rubber mix".

Europees onderzoek

In Europa loopt op diverse plaatsen onderzoek naar de milieu- en gezondheidsaspecten van instrooirubber van gemalen autobanden.

We bevelen aan om dit onderzoek kritisch te volgen en waar mogelijk hierin te participeren.

BIJLAGE 1 LITERATUURONDERZOEK

Inleiding

In het kader van het onderzoek naar de milieu- en gezondheidseffecten van rubber instrooirubbermaterialen uit gebruikte autobanden is een literatuuronderzoek uitgevoerd. Het hier gerapporteerde literatuuronderzoek is een uitgebreide versie van het in het onderzoeksrapport van fase 1 gerapporteerde literatuuronderzoek [15].

Het uitgangspunt bij dit onderzoek is een stoffenbenadering. We kijken eerst naar de stoffen die in de producten kunnen voorkomen. Hierbij kijken we ook naar gegevens van autobanden, omdat dit de grondstof is van de hier onderzochte instrooirubber. Deze stoffen zijn stoffen die bewust zijn gebruikt en de stoffen die als verontreiniging voorkomen en die gevormd worden bij het vulcanisatieproces en bij de degradatie van rubber autobanden in de praktijk.

De stoffen die voorkomen, moeten worden beoordeeld op de mate van voorkomen én op hun milieu- en gezondheidsrisico's. Voor de beoordeling van de milieu- en gezondheidsrisico's op basis van gevonden gegevens zoeken we naar relevante regelgeving en relevante grenswaarden. Deze regelgeving kan ook relevant zijn als ze formeel niet van toepassing is op het instrooirubber, maar toch kan dienen als een referentiekader, bijvoorbeeld omdat het toepassingsgebied vergelijkbaar is of omdat het getoetste materiaal vergelijkbaar is.

In het onderstaande wordt de beschikbare literatuur besproken en worden in het bijzonder de hierboven genoemde punten eruit gelicht. De volgende paragraaf behandelt de beschikbare onderzoeksgegevens, het daarop volgende deel behandelt de relevante regelgeving, aan het eind gaan we in op een aantal andere relevante toetsingen.

Onderzoeksresultaten

Literatuurstudie BLIC naar uitloogonderzoek

De literatuurstudie van BLIC [1] geeft een overzicht van de beschikbare openbare literatuur over de uitloging uit gebruikte autobanden en uit geshredderde autobanden. BLIC is de Europese Associatie van de Rubber Industrie. Het betreft hier dus een onderzoek uit de eigen branche.

Het overzicht geeft een goed beeld van de daadwerkelijke gegevens. Het betreft vooral Amerikaanse onderzoeken uit de jaren negentig, maar ook een tweetal Europese onderzoeken uit 2001 en 2002. Het bevat goede referenties, zodat de achterliggende bronnen duidelijk zijn.

De BLIC studie biedt ook een goede achtergrond over de samenstelling van de autoband afkomstig uit een BLIC LCA studie. Dit zijn de stoffen die toegepast worden bij de productie van de band.

Degradatieproducten komen hier niet in voor.

Tabel 1. Gemiddelde samenstelling van een gebruikte Europese autoband met een roet of met een silica profiel. 10% van het gewicht is verloren gegaan door slijtage.

	Roet-profiel	Silica-profiel
	Gcw. %	Gcw. %
Synthetisch rubber	22,7	22,4
Natuurlijk rubber	18,7	19,1
C-black (roet)	26,1	19,0
Synthetisch silica	0,6	7,8
zwavel	1,4	1,4
ZnO	1,6	1,6
Aromatische olie	6,9	5,7
Stearinezuur	0,8	1,0
Versnellers	0,9	1,0
Anti-degradanten	1,5	1,8
Gerecycle rubber	0,5	0,5
Gecoat draden	13,0	12,0
Textiel weefsel	5,3	5,2

In het BLIC rapport worden de volgende stoffen hieruit als gevaarlijke stoffen geclassificeerd

Tabel 2. Gevaarlijke stoffen (Basel conventie 2000)

Stof			Gehalte (gcw.%)
Y22	Koper verbindingen	Bestanddelen van de staalkabels	0,002
Y23	Zink verbindingen	Zinkoxide hulpstof in de rubber matrix	1
Y26	Cadmium	Sporen niveau cadmium in het zinkoxide	< 0,001
Y31	Lood en loodverbindingen	Sporen niveau lood in zinkoxide	< 0,005
Y34	Zure oplossingen of zuren in vaste vorm	Stearinezuur in vaste vorm	0,3
Y45	Organohalogeenvverbindingen	Halogeen butyl rubber	< 0,1 (gehalte halogeen)

In tabel 2 komen de aromatische oliën niet voor. In dit rapport wordt niet expliciet ingegaan op deze component, wel via de onderzoeken naar de samenstellende bestanddelen (polycyclische aromaten).

In het BLIC rapport wordt een overzicht gegeven van een aantal Amerikaanse onderzoeken, waarin de uitloging uit autobanden en geshredderde autobanden is onderzocht.

De uitlooggegevens van zware metalen en van organische contaminanten in tabel 3 en tabel 4 zijn hieruit af te leiden. De data zijn hier omgerekend naar mg/kg, hoewel de gebruikte verhouding water/rubber (LS verhouding) in de uitloogproef niet altijd duidelijk is.

Tabel 3. Uitloging van zware metalen, omgerekend naar mg/kg materiaal

component	Minnesota (1990)	Wisconsin (1992)	RMA (1991)	Virginia (1992)	Main	Westerberg	Haoya
	pH 7, LS?	pH 7	pH7, LS20	pH7,LS20	LS20	LS10,pH7	LS10,pH7
zink	2,3-7	0,44-13		121		13	1,9
barium	5,3-2,1	1,9-2,1	0,4-12		3,0-7,1	0,11	
cadmium	0,14			0,03	0,3-2,3	0,0006	0,005
chrom	0,04		0,2-0,96	0,06	0,7-1,7	0,03	0,06
lood			0,04-0,32		0,7-4,3	0,08	
koper				1,7		0,06	
nikkel				0,97		0,04	

Naast de uitloging van zware metalen is ook in sommige onderzoeken de uitloging van organische contaminanten onderzocht. De resultaten hiervan zijn samengevat in tabel 4.

Tabel 4. Uitloging van organische contaminanten (mg/kg materiaal)

component	Minnesota (1990)	RMA (1991)	Main	Westerberg	Haoya
PAK 16-EPA	0,004-0,016			0,22	0,003
toluene		0,14-3,8	0,018-0,072		
phenol		0,1-1,0			
benzeen			0,05-0,1 ug/kg		

Andere organische stoffen die gemeten zijn, zijn:

- Benzothiazolen (versneller, 4-(2-benzothiazolthio)-morpholine
- Cyclohexadiene 1,4 dion (afbraakproduct van aniline en van hydroquinon)
- Bisfenol A
- Nonylfenol
- MIBK 4-methyl-2-pentanon
- Aceton

Naast laboratoriumtesten zijn ook veldtesten en toxiciteitstesten beschreven in het BLIC rapport.

Uit weergegeven veldtesten blijkt, dat in water dat in intensief contact is met autobanden, verhoogde gehalten zware metalen worden gemeten.

In toxiciteitstesten met uitloogwater (ecotoxiciteitstesten) wordt een toxisch effect gemeten. De grootte van het effect is sterk afhankelijk van het geteste organisme. Meestal is het effect door de onderzoekers toegeschreven aan het gehalte zink in het uitloogwater.

In het BLIC rapport wordt de algemene conclusie getrokken dat de effecten van uitloging ten gevolge van de toepassing van gebruikte autobanden en rubbergranulaat verwaarloosbaar zijn.

KEMI: Hoogaromatische oliën in autobanden

KEMI, de Zweedse Nationale Inspectie op Chemicaliën, heeft een uitgebreid onderzoek verricht naar het voorkomen van kankerverwekkende PAK's in autobanden [2].

Hoogaromatische oliën (HA-oliën) worden gebruikt in autobanden. Ze bevatten grote hoeveelheden aromatische en polycyclische aromatische koolwaterstoffen. De concentratie PCA's in de olie kan oplopen tot 10% -30% volgens analysemethode IP 346. Andere bestanddelen van HA-oliën zijn naftenische en paralinische oliën.

Rubber in autobanden is een mengsel van natuurlijke rubber of synthetische rubber en verschillende additieven. Verschillende rubber samenstellingen komen voor in verschillende delen van de band (profiel, zijkant). Het meest gebruikte synthetische rubber is styreen-butadien rubber. Zomerbanden en winterbanden hebben een verschillende samenstelling. 75% van de winterbanden zijn HA-olie vrij. Zomerbanden bevatten vrijwel allemaal HA-olie. Winterbanden bevatten meer natuurlijk rubber, waarin HA-olie beter door alternatieven is te vervangen. Vrachtautobanden bevatten minder HA-olie, typisch 10-20 %. Deze gehalten zijn hoger dan gehalten HA-olie in de BLIC studie (6 - 8% voor personenautobanden en 4,5 % in vrachtautobanden), die nadien door KEMI zijn geaccepteerd.

Een typische samenstelling van een HA-olie bevat ca. 700 mg/kg PAK (>50% is chrysoen); 6 uit de som PAK 10-VROM worden weergegeven (500 mg/kg), 4 andere uit deze somparameter. Bij 6% HA-olie in de band is dit dan 30 mg/kg PAK 10-VROM.

Zweden pleit voor een test met een totaal PAK analyse en niet met een PAK-marker, zoals benzo(a)pyreen of met een specifieke set PAK.

PAK zijn polycyclische aromatische koolwaterstoffen. Qua molecuulstructuur hebben ze een aantal gefuseerde 5- en 6-ringen van koolstofatomen. Er zijn een groot aantal verschillende PAK's, afhankelijk van het aantal ringen en van eventuele zijgroepen. Van sommige is vastgesteld dat ze kankerverwekkend zijn (bv. benzo(a)pyreen carcinogeen cat.2). Andere zijn verdacht kankerverwekkend. Naast PAK's zijn er ook polyaromatische stoffen, waarin zwavel, stikstof of zuurstofatomen in de aromatische ring zijn opgenomen. De som van al deze stoffen, inclusief de PAK's zijn de polycyclische aromaten PCA's.

In verschillende landen komen verschillende PAK's en verschillende combinaties van PAK's voor in de regelgeving. Nederland kent de zogenaamde 10 van VROM, waaraan de milieuregelgeving hangt. Bekend is de 16 van EPA (Environmental Protection Agency)

In Zweden zijn initiatieven genomen om te komen tot HA-olie vrije autobanden. In winterbanden bloekt dit technisch beter mogelijk dan in zomerbanden. Door het verplaatsen van de productie naar buiten Zweden is het effect van de maatregel beperkt. De informatie over het HA-olie gehalte van banden wordt door Grön Kemi op internet geplaatst. Uit de meest recent gegevens blijkt, dat het aantal HA-olie vrije banden toeneemt [3].

Byggforsk: milieueffecten van kunstgras en instrooirubber

SINTEF Byggforsk (Noorwegen) heeft in opdracht van de Noorse voetbalbond een experimenteel onderzoek gedaan naar het gehalte en naar de uitloging van milieucontaminanten uit kunstgras en uit infill (gerecycled rubber en EPDM) [4]. Byggforsk is een onafhankelijk Noors onderzoeksinstituut voor de bouw. Het onderzoek is goed uitgevoerd en helder beschreven.

De analysegegevens van het instrooirubber uit geshredderde autobanden geven we in de onderstaande tabellen

Tabel 5. Gehalte zware metalen in rubber infill (mg/kg)

component	Rec.rubber 1	Rec.rubber 2	Rec. Rubber 3
Arseen	< 3	< 3	< 2
Lood	20	15	17
Cadmium	1	1	2
Koper	35	20	70
Chroom	< 2	< 2	< 2
Nikkel	< 2	< 1	< 5
Zink	7500	7300	17000

Zink is afkomstig van zinkoxide, dat als hulpstof bij het vulkanisatieproces wordt gebruikt. Het gehalte komt overeen met het gehalte ca. 1% (=10.000 mg/kg) in de BLIC studie. Lood en cadmium zijn vervuilingen van het zinkoxide. Koper is afkomstig van resten metaal draad. De gehalten lood, cadmium en koper komen ook redelijk overeen met de BLIC studie.

Er werden in één monster spoortjes polychloorbifenylen (PCB's) aangetroffen (0,2 mg/kg). Het gehalte PAK's in de instrooirubber staat vermeld in tabel 6. Ftalaten werden op sporenniveau aangetroffen. Ftalaten zijn weekmakers die alom voorkomen in plastics. Octylfenol en nonylfenol werden ook geanalyseerd: 4-t-octylfenol: 20-30 mg/kg en iso-nonylfenol 9 – 20 mg/kg. Alkylfenolen zijn oppervlakte actieve stoffen.

Tabel 6. Gehalte PAK in instrooirubber (mg/kg)

Component	Rec.rubber 1	Rec.rubber 2	Rec.rubber 3
Naltaleen	0,4	0,32	0,72
Acenafnylen	0,6	0,79	1
Acenafnen	< 0,2	< 0,2	0,32
Fluoren	0,4	0,55	0,68
Fenantroen	4,8	5,9	5,8
Antraceen	0,6	0,55	0,76
Fluoranteen	7,8	11	11

Pyreen	23	37	34
Benzo(a)antracoon	1,4	1,9	1,8
Chryseen	2,2	2,2	4,2
Benzo(b)fluorantheen	2,2	3,5	3,9
Benzo(k)fluorantheen	0,4	0,55	1,5
Benzo(a)pyreen	2,4	3,1	3
Indeno(123cd)pyreen	0,8	0,95	1,4
Dibenzo(a,h)antracoon	< 0,4	< 0,2	0,44
Benzo(ghi)perylene	3,4	5,8	5,1
PAK 16-EPA	51	74	76
PAK 10-VROM	21	32	33

Het gehalte PAK (10-VROM) in de gerecyclede rubber komt overeen met de berekening van het gehalte PAK op basis van het gehalte HA-olie uit de BLIC studie en de gehalten PAK in HA-olie uit het KEMI-rapport. Het gehalte PAK overschrijdt de Noorse SFT-normen.

De uitloging is bepaald voor de zware metalen zink en chroom (niet aangetoond) en voor de PAK. De gebruikte methode is EN 12457-4.

Tabel 7. Uitloging van zink en van PAK uit rubber infill materialen

Component	Rcc.rubber 1 (µg/kg)	Rcc.rubber 2 (µg/kg)	Rcc.rubber 3 (µg/kg)
Zink (in mg/kg)	22,9	12,2	5,9
Naftaleen	1,5	< 0,1	
Acenafylen	2,7	< 0,1	
Acenafteen	0,3	< 0,2	
Fluoreen	0,4	< 0,1	
Fenantreen	1,6	0,2	
Antracoon	0,3	0,4	
Fluoranteen	0,6	0,17	
Pyreen	1,3	1,2	
Benzo(a)antracoon	< 0,1	< 0,1	
Chryseen	< 0,1	< 0,1	
Benzo(b)fluorantheen	< 0,1	< 0,1	
Benzo(k)fluorantheen	< 0,1	< 0,1	
Benzo(a)pyreen	< 0,1	< 0,1	
Indeno(123cd)pyreen	< 0,1	< 0,1	
Dibenzo(a,h)antracoon	< 0,1	< 0,1	
Benzo(ghi)perylene	< 0,1	< 0,1	
PAK 16-EPA	8,7	4,4	
PAK 10-VROM	4	0,8	

De uitloging van zink valt in de grote bandbreedte van meetgegevens uit het BLIC rapport. De analysemethode wijkt ook af, maar is nu wel goed gedefinieerd.

De uitloging van PAK is lager dan in de studies die weergegeven worden in het BLIC overzicht. Ook hierbij geldt, dat de uitloogmethode sterk afwijkt.

Het Byggforsk rapport concludeert dat voor sommige parameters (gehalte PAK, zink en ftalaten, uitloging zink) er normen voor bodem- en waterkwaliteit overschreden worden.

Noors volksgezondheidsinstituut: Risicoanalyse gezondheidsrisico

Het Noorse volksgezondheidsinstituut (Nasjonal Folkhelsetsinstitutt) heeft een onderzoek uitgevoerd naar de gezondheidsrisico's voor voetballers op kunstgrasvelden: Kunstgressbaner-vurdering av helse- og sykkelrisiko for fotballspillere [5]. Bij deze risicoanalyse is vooral gebruik gemaakt van de gegevens van luchtmetingen door het Noorse instituut voor luchtonderzoek, NILU [6].

In een 3-tal sporthallen heeft NILU stof en vluchtige organische componenten (VOC's) gemeten boven kunstgrasvelden. Twee van deze hallen hadden een kunstgrasmat met rubber uit autobanden, de derde met EPDM rubber.

Het stofgehalte in de hallen is iets hoger dan in normaal binnenklimaat en dan vooral bij het gerecyclede rubber. Het stof bestaat vooral uit rubber stof.

Het VOC gehalte in de hallen is iets hoger dan normaal in binnenlucht. De hoogste niveaus zijn aangetroffen in de hallen met de gerecyclede instrooirubber.

Tabel 8. VOC-gehalten in de lucht in hal met gerecycled rubbergranulaat (gehalten > 6 µg/m³)

Component	Concentratie (µg/m ³)	Component	Concentratie (µg/m ³)
Tolueen	85	Aceton	15,3
Butenylbenzeen	82,5	o-xyloen	13,1
Benzoëzuur	81,0	4-Methyl-2-pentanon	12,7
Diethenyl benzeen	65,7	3-Phenyl-2-propenal	10,2
m- en p-xylenen	25,5	Pentenyl benzeen	7,3
Ethylbenzeen aldehyde	34,7	Pentanedionzuur dimethylester	6,8
Benzothiazol	15,7	Ethylbenzeen	6,7
1,1'-Biphenyl	15,3	Styreen	6,1

Naast de VOC opname is ook de opname van andere stoffen via fijnstof inademing (PM10 stof) geanalyseerd. Via fijn stof kunnen niet-vluchtige stoffen, zoals PAK's, PCB's, ftalaten en alkyfenolen worden ingeademd. De gehalten van deze stoffen zijn afgeleid uit de studie van Bryggforsk [4].

De blootstelling via huidcontact is berekend met behulp van de gegevens over de uitloging van stoffen [4]. Dit zijn echter gegevens over de uitloging naar water.

De onderzoekers hebben blootstellingsscenario's uitgewerkt voor volwassenen, junioren en kinderen

Met deze scenario's en met de bovenstaande gegevens werd vastgesteld, dat er geen reden is om een verhoogd gezondheidsrisico aan te nemen in de hallen.

Hierbij wordt een voorbehoud gemaakt bij de invloed op de ontwikkeling van astma en allergieën; gewezen wordt op de mogelijke aanwezigheid van latex allergenen.

NIVA: Milieurisicoanalyse van kunstgras voor water

Het Noorse Instituut voor water onderzoek (NIVA) heeft een milieurisicoanalyse uitgevoerd op kunstgrasvelden ten aanzien van de potentiële verontreiniging van oppervlaktewater [7]. Hierbij heeft men zich gebaseerd op de samenstelling- en uitloogdata van het rapport van Byggforsk [4]. De belangrijkste bijdrage aan het milieurisico van kunstgrasvelden blijkt afkomstig van het gerecyclede instrooirubber.

Een blootstellingsscenario waarbij afstromend water naar een beekje stroomt, laat een risico zien op ecotoxische effecten in het beekje in de waterfase en in de sedimentfase. Deze ecotoxische effecten zijn vooral te wijten aan de uitloging van zink, en ook enigszins aan de uitloging van octylenol. Gezien de geringe totale hoeveelheden worden alleen lokale milieueffecten verwacht.

De risicoanalyse is uitgevoerd met de Europese methode voor de beoordeling van stoffen. De methode is gebaseerd op de berekening van twee concentraties van een stof:

- PEC predicted environmental concentration,
- PNEC predicted no effect concentration

Bij een PEC/PNEC risico quotiënt van > 1 is er aanwijzing voor milieueffecten. Voor zink wordt een PEC/PNEC berekend van 40 in oppervlaktewater en van 371 in sediment. Dit is gebaseerd op een concentratie van 3,29 mg/l in het run-off water, waarvan 2,29 afkomstig is van de instrooirubber en 1,00 mg/l van de vezel. Op basis van deze concentratie wordt tevens een totale zink last berekend van 19 kg voor een veld van 7200 m².

Labosport: PAK-gehalte in (instrooi)rubbers

In opdracht van de Italiaanse amateurvoetbalbond LND heeft Labosport in Frankrijk een experimenteel onderzoek verricht naar het gehalte PAK in een vijftal rubbers: 2 EPDM rubbers en 3 rubbers uit geshredderde autobanden [8]. De gebruikte methode is de norm: XP X 33-012 (maart 2000). De resultaten van dit onderzoek zijn weergegeven in tabel 9.

Tabel 9. Gehalte PAK in een 3-tal monsters instrooirubber uit gemalen autobanden.

Component	Rubber 1	Rubber 2	Rubber 3
Naftaleen	0,50	0,56	0,87
Acenaftalen	0,6	0,79	1,08
Acenaften	< 0,15	0,23	0,46
Fluoreen	0,27	0,36	0,86
Fenantroon	3,57	3,52	6,74
Antraceen	0,80	0,65	1,63

Fluoranteen	7,26	6,65	9,24
Pyreen	21,57	22,10	22,43
Benzo(a)antracoon	0,50	0,60	1,51
Chryseen	3,09	2,99	4,91
Benzo(b)fluoranteen	1,14	0,95	1,45
Benzo(k)fluoranteen	0,26	0,46	0,76
Benzo(a)pyreen	1,21	1,24	1,75
Indeno(123cd)pyreen	0,92	0,91	0,95
Dibenzo(a,h)antracoon	0,39	0,44	0,40
Benzo(ghi)peryleen	4,32	4,42	4,17
PAK 16 EPA	46,44-47,59	46,08-47,08	59,24
PAK 10-VROM	23	22	33

De gevonden gehalten komen goed overeen met de gehalten die door Byggforsk zijn gerapporteerd [4].

Labosport geeft wel een beoordeling van de gezondheidsrisico's van de aangetroffen stoffen op basis van literatuurinformatie, maar geen beoordeling van de gevonden gehalten.

Enviro-test Laboratories: Toxicologische evaluatie van de risico's van rubbergranulaat op speelvelden

Het Canadese laboratorium Enviro-test Laboratories heeft in samenwerking met de universiteit van Alberta toxiciteitstesten uitgevoerd op rubbergranulaat van gemalen autobanden [9]. De beoordeelde potentiële risico's betreffen de mutageniteit van oplosmiddel extracten van de rubber en de ecotoxiciteit van het uiltoegwater uit uiltoegproeven van rubbergranulaat.

De mutageniteit van de oplosmiddel extracten is getest in een aantal mutageniteitstesten. Er worden marginale effecten in de testen waargenomen, die te gering zijn om de stoffen als genotoxisch te kwalificeren. Volgens de onderzoekers zijn de effecten zo klein, dat er geen mutageniteitsrisico's ontstaan bij het inslikken van kleine hoeveelheden rubbergranulaat door kinderen. Deze route werd door hen als de meest risicovolle blootstellingroute beoordeeld.

Het water van uiltoegproeven op rubbergranulaat van gemalen autobanden blijkt toxisch voor alle geteste soorten: bacteria, ongewervelde dieren, vissen en groene algen. Rubbergranulaat uit de praktijk, afkomstig van 3-maanden oude veldmonsters laat een 59% lagere toxiciteit zien dan de verse productiemonsters.

De ecotoxiciteit van een 3 maanden oud rubbergranulaat afkomstig van een speelveldje vertoont een 10% overschrijding van een Canadese grenswaarde (PEEP-index). De onderzoekers verwachten, dat door verder veroudering of door behandeling van het rubbergranulaat het materiaal wel voldoet.

Dep.Env.Science, Universiteit van Milaan: Impact van autobandenresten op in vitro en in vivo systemen

Aan de universiteit van Milaan zijn toxiciteitstesten uitgevoerd op van resten van autobanden [10]. De aanleiding tot dit onderzoek was het ontbreken van gegevens over de gezondheid- en milieurisico's van autobandenresten die door slijtage van banden in het verkeer verspreid worden.

De onderzoekers hebben verschillende toxiciteitstesten uitgevoerd met oplosmiddelextracten en met waterige extracten van rubbergranulaat van autobanden. Zowel in water levende organismen als humane cellijnen zijn gebruikt in het onderzoek. De onderzoekers hebben geen mutageniteitstesten uitgevoerd.

Bij de verschillende organismen in de toxiciteitstesten worden aanzienlijke toxische effecten gemeten. Tevens is een opbouw van het gehalte zink in enkele geteste typen organismen waargenomen. Het onderzoek bevestigt ander onderzoek betreffende de rol van zink in de uitloging van rubbergranulaat. Naast zink worden ook organische toxische stoffen gevonden. De resultaten van deze toxiciteitstesten zijn niet in tegenspraak met [9].

Hulpverlening Gelderland Midden: Onderzoek gezondheidsrisico's SBR-granulaat in een kunstgrasveld van sportcentrum Rijkerswoerd en uitgebreid vervolgonderzoek door RIVM

HGM heeft luchtmetingen laten uitvoeren op een kunstgrasveld in Arnhem [11]. In dit onderzoek is gekeken naar blootstelling via inademing van de volgende stoffen:

- Fijn stof met daaraan gekoppeld PAK's
- Fijn stof met daaraan gekoppeld zware metalen
- Vluchtige nitrosamines
- Vluchtige aromatische koolwaterstoffen (benzeen, toluen, ethylbenzeen, xylenen en naftaleen)

Nitrosamines zijn in het onderzoek opgenomen, omdat uit de rubberindustrie bekend is, dat nitrosamines kunnen vrijkomen tijdens de productie. Nitrosaminen ontstaan tijdens de verwerking en vooral bij de vulcanisatie van rubber wanneer secundaire (stabiele) aminen, zoals versnellers en anti-oxidanten kunnen reageren met nitroseerbare stoffen (NOx-vormers), zoals roet, silica en blaasmiddelen.

De fijn stof metingen zijn uitgevoerd tijdens sporten op het veld. De luchtmetingen van de vluchtige componenten zijn uitgevoerd door sampling gedurende 8 uur overdag op 15 - 30 cm hoogte boven het veld.

De gehalten PAK's en zware metalen gekoppeld aan fijn stof waren lager dan de gehanteerde gezondheidskundige advieswaarde. De concentratie benz[a]pyreen (een PAK-component) in de lucht tijdens de sportactiviteit was 0,53 ng/m³. De gezondheidskundige advieswaarde bij levenslange blootstelling is 1,2 ng/m³.

Opvallend was de gemeten concentratie nitrosamine in de lucht boven het veld. In het vervolgonderzoek op een viertal kunstgrasvelden door RIVM [11a] is ondubbelzinnig vastgesteld, dat het hier een artefact omdat het eerdere laboratorium (als enige van de drie) opnieuw een nitrosamine concentratie in de lucht mat en omdat ze zelfs in blanco controlemonsters nitrosaminen maten. Uit aanvullend materiaalonderzoek onder laboratoriumomstandigheden bleek, dat nitrosaminen slechts in geringe mate uit rubbergranulaat zijn vrij te maken.

Danish EPA, Emisissions and evaluation of health effects of PAH's and aromatic amines from tyres

De Deense onderzoekers hebben de gezondheidseffecten onderzocht van het gebruik van (gebruikte) autobanden op kinderspeelplaatsen [12]. In dit kader hebben ze specifiek gekeken naar PAK's en naar aromatische amines. Het gehalte PAK's in onderzochte banden varieerde van 20 mg/kg tot 85 mg/kg.

De gehalten aromatische amines zijn veel hoger, omdat deze componenten worden toegevoegd als anti-degradanten aan de rubber.

De meest voorkomende amine is 6PPD (tot 2500 mg/kg) , maar ook IPPD wordt in aanzienlijke hoeveelheden aangetroffen (tot 360 mg/kg).

In dit onderzoek zijn migratieproeven uitgevoerd om te bepalen hoeveel PAK's uit de autobanden vrijkomen op de huid. Deze migratieproeven zijn uitgevoerd met kunstmatig zweet als medium. Alleen de amines en de meest wateroplosbare PAK's blijken te migreren naar het zweet. Fluoranthene en pyreen zijn gemeten, alsmede 6PPD en IPPD. Fluoranthene liet een migratie zien van 0,05 ng/cm² x uur. Pyreen vertoonde een migratie van ongeveer 0,06 ng/cm² x uur. Fluoranthene en pyreen zijn niet carcinogeen. De berekende opname door de huid was :

Dagelijkse opname per kg lichaamsgewicht = $[M \times A \times H \times F] / b.w.$,
waarin

- b.w. : lichaamsgewicht (kg)
- M : gemiddelde hoeveelheid (mg/cm² x h)
- A : blootgesteld lichaamsoppervlak (cm²)
- H : blootstellingsduur (uren)
- F : fractie geabsorbeerd.

In dit onderzoek is de opgenomen fractie F door huidopname vastgesteld op 10%.

De PAK's die niet migreren naar het zweet kunnen alleen oraal worden opgenomen via het zand, dat in contact is geweest met de autobanden. Dit blijkt slechts zeer gering. Bij de toetsing is gebruikt gemaakt van de risicowaarden uit de RIVM evaluatie [27].

KEMI: Kunstgras uit een stoffenperspectief

KEMI in Zweden heeft in 2006 een stand van zaken rapport opgemaakt over de milieu- en gezondheidsrisico's van instrooirubber op kunstgrasvelden [13]. Hierbij is vooral gebruik gemaakt van het bovengenoemde Noorse onderzoek. Vastgesteld wordt, dat er diverse potentieel schadelijke stoffen in de banden aanwezig zijn. Het hangt dan van de blootstelling of er daadwerkelijk sprake is van een risico. Geconstateerd wordt, dat er nog weinig kennis is over de daadwerkelijke blootstelling en over allergene stoffen. Afgezien hiervan lijken de gezondheidsrisico's beperkt.

De milieurisico's zijn vooral lokaal en betreffen vooral de uitloging van zink uit de instrooirubber en daarnaast fenolen en PAK. Het effect van de uitloging van zink is gebaseerd op de EU methodologie voor risico assessment.

Regelgeving

Wet milieubeheer

De Wet Milieubeheer is in Nederland het alomvattende kader voor de Nederlandse milieuwetgeving [16]. In het onderzoek van SV&A [20] wordt hieruit de kern gecombineerd, namelijk

Artikel 1.1.a:

1. Een ieder neemt voldoende zorg voor het milieu in acht.
2. De zorg, bedoeld in het eerste lid, houdt in ieder geval in dat een ieder die weet of redelijkerwijs kan vermoeden dat door zijn handelen of nalaten nadelige gevolgen voor het milieu kunnen worden veroorzaakt, verplicht is dergelijk handelen achterwege te laten voor zover zulks in redelijkheid kan worden gevergd, dan wel alle maatregelen te nemen die redelijkerwijs van hem kunnen worden gevergd teneinde die gevolgen te voorkomen of, voor zover die gevolgen niet kunnen worden voorkomen, deze zoveel mogelijk te beperken of ongedaan te maken.

Hoofdstuk 10 van de wet milieubeheer behandelt de omgang met afvalstoffen. Voor de beoordeling van de milieu- en gezondheidsrisico's van de toepassing van instrooirubber is de kwalificatie als afvalstof of product echter niet relevant. Voor zowel producten als afvalstoffen geldt, dat voorkomen moet worden, dat schade voor milieu ontstaat door toepassing van het product of afvalstof.

Besluit beheer autobanden

Sinds 1 april 2004 is het besluit beheer autobanden van kracht (Bba [17]). De overheid wil hiermee illegale dump of opslag van autobanden voorkomen en hergebruik bevorderen. Producenten en importeurs dienen ervoor te zorgen, dat de ingenomen banden nuttig worden toegepast en dat vanaf 2005 minimaal 20 gewichtsprocent als materiaal wordt hergebruikt.

Volgens de Europese stortrichtlijn mogen autobanden niet meer gestort worden. Vanaf 1 juli 2006 geldt dit ook voor geshredderde autobanden. Ook dit heeft als achtergrond het stimuleren van hergebruik.

Richtlijn 76/769/EEG

Op 16 november 2005 is richtlijn 2005/69/EG van de Raad van de Europese Unie vastgesteld houdende de uitbreiding van Richtlijn 76/769/EEG (beperking van het op de markt brengen en gebruik van gevaarlijke stoffen en preparaten [18]); de volgende eis "procesoliën voor rubberverwerking mogen niet op de markt gebracht en voor de productie van banden gebruikt worden als zij meer dan 1 mg/kg Benzo[a]pyreen (BaP) of meer dan 10 mg/kg van alle in een bijlage vermelde PAK's tezamen bevatten". Deze richtlijn is inmiddels in de Nederlandse wetgeving opgenomen [18a]. De verwachting

is, dat de bandenfabrikanten er al eerder in slagen nagenoeg alle typen banden ruim voor deze datum zodanig te produceren, dat deze aan deze wetgeving zullen voldoen. De meeste winterbanden voldoen al aan de richtlijn. BLIC verwacht in 2008 tot een afronding te komen.

Er is nog enige discussie over de te volgen meetmethoden. In de Richtlijn wordt voorgesteld specifieke PAK's als marker te gebruiken. Zweedse onderzoekers (project Grön Kemi) hebben voorgesteld om niet enkele PAK's te analyseren, maar een somparameter conform IP 346.

Wet Bodembescherming

Het doel van de Wet bodembescherming (Wbb [19]) is in de eerste plaats het zodanig beschermen van de bodem dat deze zijn functies kan blijven vervullen voor mens, dier en plant, 'nu en in de toekomst'; het zogenaamde multifunctionaliteitsbeginsel.

Naast een aantal raamartikelen met daaraan gekoppeld AMvB's, bevat de Wbb een aantal inhoudelijke artikelen, waaronder de zorgplicht.

De zorgplichtbepaling is verwoord in artikel 13: "Ieder die op of in de bodem handelingen verricht [.....] en die weet of redelijkerwijs had kunnen vermoeden dat door die handelingen de bodem kan worden verontreinigd of aangetast, is verplicht alle maatregelen te nemen die redelijkerwijs van hem kunnen worden gevergd, teneinde die verontreiniging of aantasting te voorkomen, dan wel indien die verontreiniging of aantasting zich voordoet, de bodem te saneren of de aantasting en de directe gevolgen daarvan te beperken en zoveel mogelijk ongedaan te maken."

Bouwstoffenbesluit bodem- en oppervlaktewaterenbescherming

Het Bouwstoffenbesluit (BSB) stelt regels aan het gebruik van bouwstoffen in werken [20]. Het is een AMvB, die voor de toepassing van steenachtige bouwstoffen in werken een invulling geeft aan de wet bodembescherming.

Het Bouwstoffenbesluit is niet van toepassing op instrooirubber, omdat dit geen steenachtige bouwstof is, maar wel op bijvoorbeeld gravel op tennisbanen, asfalt op wegen, straatstenen, ophoogzand, etc. Het Bouwstoffenbesluit stelt grenswaarden aan de samenstelling van organische componenten, zoals PAK, EOX en minerale olie en aan de uitloging van anorganische componenten, zoals zware metalen.

Tabel 10. Grenswaarden voor een aantal organische componenten uit het Bouwstoffenbesluit

parameter	grenswaarde (mg/kg ds)	opmerkingen
Benzeen	1,25	Spoortjes vluchtige componenten (tolueen, ethylbenzeen, xylenen) zijn in polymeren, rubbers en bitumen moeilijk te vermijden, omdat het technische producten zijn
Tolueen	1,25	
Ethylbenzeen	1,25	
Xylenen	1,25	
Minerale olie	500	Voor bitumineuze materialen bestaat een vrijstelling voor het gehalte minerale olie, omdat dit een inherent bestanddeel van het product is.
EOX	0,8	EOX is een triggerparameter. Bij overschrijding moeten PCB's en andere chloorhoudende contaminanten geanalyseerd worden
PAK (10-VIOM)	75	Er zijn ook elken aan de 10 individuele PAK: niftaleen, lensantreen, anthraceen, fluorantheen, chryseen, benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluoranteen, indeno(123cd)pyreen, benzo(ghi)peryleen

Het BSB stelt eisen aan de uitloging van zware metalen en anionen. De grenswaarde is gebaseerd op het stand-still principe van marginale bodembelasting: door immissie van een specifieke component uit de bouwstof mag het gehalte in de bovenste meter bodem niet meer toenemen dan 1% van de streefwaarde van die component in schone grond.

De berekende grenswaarde voor de uitloging hangt af van de toepassingshoogte. In het BSB is 20 cm de minimum hoogte ten behoeve van de toetsing, ook als de toepassingshoogte in de praktijk geringer is. Bij toetsing conform het BSB moet deze 20 cm gehanteerd worden.

Tabel 11. Emissiegrenswaarden voor de uitloging van anorganische componenten voor categorie 1-bouwstoffen bij de minimale toetsingshoogte

parameter	Grenswaarde (mg/kg ds)	parameter	Grenswaarde (mg/kg ds)
Antimoon	0,31	Nikkel	2,2
Arsen	1,1	Selen	0,23
Barium	50	Tin	0,85
Cadmium	0,06	Vanadium	10
Chroom	4,1	Zink	8,4
Kobalt	1,0		
Koper	1,9	Bromide	3,6
Kwik	0,02	Chloride	710
Lood	4,8	Fluoride	125
Molybdeen	1,9	Sulfaat	3760

Het Bouwstoffenbesluit is dus niet van toepassing op instrooirubber, maar de systematiek van het Bouwstoffenbesluit kan wel gebruikt worden om aantoonbaar invulling te geven aan de zorgplicht uit de wet bodembescherming om ervoor te zorgen, dat de bodem niet verontreinigd wordt.

Ontwerp Besluit Bodemkwaliteit

Het ontwerp Besluit bodemkwaliteit zal in 2007 het Bouwstoffenbesluit vervangen [21]. Ook dit besluit is alleen van toepassing op steenachtige bouwstoffen. De grenswaarden bij het nieuwe Besluit zijn gepubliceerd in het Concept-voorstel van de Regeling bodemkwaliteit [22]. Ze zijn gebaseerd op milieutoxiciteitsrisico's (MTT-waarden). Ook is rekening gehouden met de effecten op het gewenste gebruik van bouwstoffen in Nederland (compromisvariant). De nieuwe emissie-grenswaarden zijn onafhankelijk van de toepassingshoogte. Bij de berekening van de grenswaarden uit de milieuscenario's is uitgegaan van een dikte van 0,5 meter.

Tabel 12. Concept grenswaarden organische componenten in het Besluit Bodemkwaliteit (wijzigingen ten opzichte van BSB).

parameter	grenswaarde (mg/kg ds)	opmerkingen
Benzeen	1	
PAK (10 VROM)	50	Er zijn ook eisen aan de 10 individuele PAK: naftaleen, fenantreen, anthraceen, fluorantheen, chryseen, benzo(a)anthraceen, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluoranteen, indeno(123cd)pyreen, benzo(ghi)perylene

De concept grenswaarde voor PAK is dus verlaagd van 75 mg/kg tot 50 mg/kg.

Tabel 13. Concept emissie-grenswaarden anorganische componenten in het Besluit Bodemkwaliteit

parameter	Grenswaarde (mg/kg ds)	parameter	Grenswaarde (mg/kg ds)
Antimoon	0,16	Nikkel	0,44
Arseen	0,970	Selen	0,15
Barium	22	Tin	0,40
Cadmium	0,04	Vanadium	1,00
Chroom	0,63	Zink	4,5
Kobalt	0,54		
Koper	0,90	Bromide	10
Kwik	0,02	Chloride	616
Lood	2,3	Fluoride	19
Molybdeen	1,0	Sulfaat	1730

De verscherping van de emissie-eisen ten opzichte van het Bouwstoffenbesluit wordt gedeeltelijk veroorzaakt doordat bij de berekening van de nieuwe grenswaarden uitgegaan is van een toepassingsdikte van 0,5 meter.

Het te realiseren beschermingsniveau in de bodem is voor de meeste componenten, waaronder koper en zink onveranderd. Vanwege de eenvoud van handhaving is echter gekozen voor een emissie-eis die onafhankelijk van de toepassingshoogte is.

Europese richtlijn 2001/95/EG productveiligheid

De Europese richtlijn 2001/95/EC bepaalt dat geen producten op de markt gebracht mogen worden, die de gezondheid bij normaal gebruik of voorzienbaar misbruik schaden [23]. Hieraan zijn echter geen grenswaarden voor stoffen gekoppeld.

Europese Richtlijn 1999/45/EG kenmerken van gevaarlijke preparaten

De Europese richtlijn 1999/45/EC geeft richtlijnen voor het verpakken en kenmerken van gevaarlijke preparaten [24]. Deze richtlijn maakt gebruik van dezelfde systematiek als de afvalstoffenrichtlijn. Stoffen worden gekenmerkt door gevaarszinnen. Per gevaarseigenschap is er een grenswaarde, waarboven het prepraal als gevaarlijk wordt gekenmerkt.

De concentratiegrenzen voor stoffen die evenals zinkoxide ingedeeld zijn als R50-53 bedragen 0,25%. Bij een gehalte > 0,25% zinkoxide moet het product ingedeeld worden als R52-53 en als zodanig worden gemerkt op de verpakking. Deze eis is dus van toepassing gezien het waargenomen gehalte zinkoxide > 1 % (zie paragraaf 2.1)

Voor carcinogene stoffen, zoals divers PAK's, die ingedeeld als carcinogeen R45 of R49 geldt een concentratiegrens van 0,1%. Het waargenomen gehalte van de PAK's is lager dan 0,1 %. Dus de verplichting tot kenmerken is niet van toepassing op de PAK's.

Wet luchtverontreiniging

Artikel 43 [25] bepaalt dat [...] "indien door een verontreinigende handeling de lucht zodanig is of dreigt te worden verontreinigd dat aanmerkelijk gevaar voor de gezondheid, ondukbare hinder of ernstige schade te duchten is, en het treffen van een andere voorziening niet kan worden afgewacht bevolen kan worden die handeling te staken". Het betreft hier een noodmaatregel die alleen bij ernstig en acuut gevaar wordt genomen.

De volgende richtwaarden gelden voor de Nederlandse luchtkwaliteit met betrekking tot PAK's

- 1 ng/m³ (limietwaarde);
- 0.5 ng/m³ (streefwaarde).

Grenswaarden Wereldgezondheidsorganisatie (WHO)

Voor de toetsing van de blootstelling aan PAK's kan gebruik gemaakt worden van de grenswaarden die geformuleerd zijn door het gezamenlijke FAO/WHO expert commissie voor voedsel additieven [26]. In dit document worden de meest recente geaccepteerde inzichten gegeven over de berekening van grenswaarden van genotoxische en carcinogene stoffen.

De modellering is gebaseerd op de dosis die in 10% van de gevallen tot kanker leidt. Aangezien er altijd sprake is van spreiding moet bij voorkeur een betrouwbaarheidsinterval bekend zijn en dan wordt de BMDL gebruikt, (BenchMark Dose Lower confidence limit).

Voor de berekening van de risico's bij lage gehalten wordt vaak een lineaire extrapolatie gebruikt, hoewel de dosis response analyse bij lage gehalten ook anders kan zijn. De commissie beveelt aan om de risico's te beoordelen op geschatte MOE's: margin of exposure (MOE: verhouding BMDL/opname door de mens).

Berekening van de grenswaarde bij een voorkomen van kanker van 1 op 10^5 voor een BMDL van 10% kans houdt simpelweg in, dat de BMDL wordt gedeeld door 100.000. Bij de berekening van de grenswaarde bij een voorkomen van kanker van 1 op 10^4 wordt de BMDL gedeeld door 1000.

Voor PAK's wordt benzo[a]pyreen als marker voor elk mengsel van PAK's gebruikt. De BMDL voor benz[a]pyreen is 100 µg/kg bw/ dag ofwel 100.000 ng/kg bw/dag. Bij een voorkomen van 1 op 10^4 wordt de BMDL gedeeld door 1000 en is de grenswaarde gelijk aan 100 ng/kg bw/dag.

De gemiddelde dagelijkse inname van benz[a]pyreen (achtergrondwaarde) is 4 ng/kg bw/dag. Dit betekent, dat de MOE gelijk is aan 25.000.

RIVM: Herevaluatie van humaan-toxicologisch maximum toelaatbare risico-niveau's

RIVM heeft in 2001 een evaluatie gedaan van de gehanteerde maximum toelaatbare niveau's van een groot aantal stoffen [27]. In bijlage 4 worden PAK's behandeld. Voor niet-kankerverwekkende verbindingen wordt de TDI gegeven: Tolerable Daily Intake. Voor kankerverwekkende verbindingen wordt in dit rapport wordt het risico weergegeven als de CR_{oral} : de 1 op 10^4 extra kankergevallen gedurende een leven bij orale blootstelling. De CR_{oral} voor benz[a]pyreen is $CR_{oral} = 500$ ng/kg bw.dag. Deze grenswaarde is dus 5x zo ruim als de recente grenswaarde van de WHO [20], als we de eenvoudige lineaire omrekening hanteren.

Overige literatuur

DIN norm

De Duitse DIN-norm DIN V 18035-7 [e] kent voor de beoordeling van de milieu-risico's van instrooirubbers de volgende proeven en grenswaarden:

Tabel 14. Eisen uit de DIN V 18035-7

parameter	eis
DOC (opgeloste organische koolstof)	< 20 mg/kg (excl.EOX)
EOX	< 100 mg/kg
lood	≤ 0,04 mg/l
cadmium	≤ 0,005 mg/l
chromium totaal	≤ 0,05 mg/l
chromium VI	≤ 0,008 mg/l
kwik	≤ 0,001 mg/l
zink	≤ 3,0 mg/l in zuur (bij ≤ 1 mg/l in neutraal water) ≤ 0,5 mg/l in water (bij ≤ 20 mg/l in zuur)
tin	≤ 0,05 mg/l
toxiciteit (nirificatieremming)	≤ 50 % ¹
biologische afbraak	indien noodzakelijk
1: nog geen grenswaarden voor rubber granulaten	

De DIN V18035-7 heeft voor zware metalen behalve voor zink een uitloogtest (schudproef) met CO₂ verzadigd water als eluens. De proefuitvoering voor van de schudproef is een zeer milde uitvoering. De proef wordt in 2 stappen uitgevoerd met 1 l water op 100 g materiaal. De eerste stap is van 0 – 24 uur. De tweede stap is 24 tot 48 uur. Het gehalte metalen wordt bepaald in de tweede stap. Voor het PAK-gehalte zijn er geen eisen. De toxiciteitstest in de DIN methode is niet van toepassing op de rubber instrooimaterialen.

Italiaanse amateurvoetbalbond LND: Reglement kunstgras

De Italiaanse nationale amateurvoetbalbond LND (Lega Nazionale Dilettanti) heeft in 2006 een aangepast reglement uitgebracht voor de beoordeling van kunstgrasvelden [32]. In bijlage 17 van dit reglement is een samenstellingstabel opgenomen met maximale gehalten aan microcontaminanten in de rubber. Hieraan rubber granulaat kan uit geshredderde autobanden nooit voldoen. Er is grenswaarde opgenomen voor zink van 150 mg/kg en een grenswaarde voor PAK's (25-34 PAK's) van 10 mg/kg (zie tabel).

TABELLA 1/A					
LIMITI DI CONCENTRAZIONE AMMESSI					
N.	Analiti	Limite (mg/Kg ss)	N.	Analiti	Limite (mg/Kg ss)
Composti inorganici			Alifatici clorurati cancerogeni		
	Alluminio		36	Clorometano	0,1
1	Antimonio	10	37	Diclorometano	0,1
2	Arsenico	20	38	Triclorometano	0,1
	Bario		40	Cloruro di vinile	0,01
3	Berillio	2	41	1,2-diclorometano	0,2
4	Cadmio	2	42	1,1-dicloroetilene	0,1
5	Cobalto	20	43	1,2-dicloropropano	0,3
6	Cromo totale	150	44	1,1,2-tricloroetano	0,5
7	Cromo VI	2	45	Tricloroetilene	1
	Ferro		46	1,2,3-tricloropropano	0,1
	Litio		47	1,1,2,2-tetracloroetano	0,5
	Magnesio		48	Tetracloroetilene (PCE)	0,5
	Manganese		Alifatici clorurati non cancerogeni		
8	Mercurio	1	49	1,1-dicloroetano	0,5
	Molibdreno		50	1,2-dicloroetilene	0,3
9	Nichel	120	51	1,1,1-tricloroetano	0,5
10	Piombo	100	Nitrobenzeni		
11	Rame	120	55	Nitrobenzene	0,5
	Rubidio		56	1,2-dinitrobenzene	0,1
12	Selenio	3	57	1,3-dinitrobenzene	0,1
13	Stagno	1	58	Clorotolueni	0,1
	Stronzio		Clorobenzeni		
14	Tallio	1	59	Monoclorobenzene	0,5
	Tungsteno		60	Diclorobenzeni non cancerogeni (1,2-diclorobenzene)	1
15	Vanadio	90	61	Diclorobenzeni cancerogeni (1,4-diclorobenzene)	0,1
16	Zinco	150	62	1,2,4-triclorobenzene	1
17	Cloruri (liberi)	1	63	1,2,4,5-tetraclorobenzene	1
18	Fluoruri	100	64	Pentaclorobenzene	0,1
Aromatici			65	Esaclorobenzene	0,05
19	Benzene	0,1			
20	Etilbenzene	0,5	85	Amianto n° fibre	1000
21	Stirene	0,5			
22	Toluene	0,5			
23	Xilene	0,5			
Σ Organici Aromatici (20 a 23)		1			
Aromatici policiclici					
25	Benzo(a)antracene	0,5			
26	Benzo(a)pirene	0,1			
27	Benzo(b)fluorantene	0,5			
28	Benzo(k)fluorantene	0,5			
29	Benzo(ghi)perilene	0,1			
30	Crisene	5			
31	Dibenzo(a)pirene	0,1			
32	Dibenzo(ah)antracene	0,1			
33	Indenopirene	0,1			
34	Pirene	5			
35	Σ Policiclici Aromatici (25 a 34)	10			

ÖISS norm

Hametner Environment een beoordeling gemaakt van de milieurisico's van rubber infill materialen [33]. Een Engelstalige samenvatting is beschikbaar. Hierbij is een overzicht gemaakt van de Duitse (DIN) en Oostenrijkse testmethoden:

Tabel 15. Vergelijking ÖISS norm en DIN norm

parameter	ÖISS	DIN V1603507
EOX	≤ 100 mg/l	≤ 100 mg/l
PAH	≤ 0,002 mg/l	≤
Lood	≤ 0,03 mg/l	≤ 0,04 mg/l
Cadmium	≤ 0,003 mg/l	≤ 0,005 mg/l
Chroom	≤ 0,03 mg/l	≤ 0,05 mg/l
Kwik	≤ 0,001 mg/l	≤ 0,001 mg/l
Zink	≤ 0,5 mg/l	≤ 3 mg/l ≤ 0,5 mg/l
Tin	≤ 0,05 mg/l	≤ 0,05 mg/l
Toxiciteit	LD ₅₀ ≤ 4	≤ 50% remming nitrificatie

ÖISS staat tijdelijk een hogere toxiciteit toe om producenten de gelegenheid te geven om de producten aan te passen.

SFT: Artificial grass pitches and recycled car tyres

Het Noorse instituut SFT stelt voor om geen gerecycled rubber granulaat te gebruiken op kunstgrasvelden [34]. Men baseert zich hier op de drie eerder genoemde Noorse onderzoeksrapporten, die in hoofdstuk 2 worden besproken en het principe "het zekere voor het onzekere nemen". Aanbevolen wordt om bestaande velden te laten liggen, maar geen gerecyclede rubber te gebruiken voor nieuwe velden. De Noorse voetbalbond en het Noorse ministerie werken aan een plan voor het omgaan met kunstgrasvelden.

BLIC Replacement of highly aromatic oils in tyres frequently asked questions

BLIC, de Europese Associatie van de Rubber Industrie, heeft een informatief overzicht gemaakt van terugkerende vragen over de feiten en risico's die verbonden zijn aan het gebruik van hoogaromatische oliën in banden [35]. Veel feiten komen in de andere genoemde onderzoeken terug. PAK's afkomstig van de slijtage van banden is de oorzaak van ca. 2% van het gehalte PAK in de lucht. Slijtage van banden geeft een concentratie in de lucht van de marker component benzo(a)pyreen van 0,014 ng/m³ BaP in lucht volgens geciteerd Duits onderzoek. Het document gaat niet specifiek in op de toepassing als rubber infill materiaal.

TÜV regulation on harmful substances PAH

Het Duitse keuringsinstituut TÜV heeft op basis van een brede expertdiscussie met vertegenwoordigers van keuringsinstituten en van detailhandelsbedrijven een voorstel gedaan voor de toetsing van PAK's in producten [36]. De producten die men hierbij in gedachten heeft zijn vaste rubber producten. Er is niet specifiek naar rubber granulaat gekeken. Het gaat hierbij om een notitie gebaseerd op expertoverleg en niet om een wetenschappelijk onderbouwd rapport.

De reden voor dit advies is, dat PAK's via de huid kunnen worden overgedragen van het product aan de gebruiker. Dit overdrachtsproces wordt gefaciliteerd door huidvetten. In de notitie worden voorbeelden gegeven voor producten, waar huidcontact structureel is, zoals bij het handvat van een hamer.

In de TÜV notitie wordt voorgesteld om de grenswaarde te koppelen aan de duur van het huidcontact met het product. Hoe langer het huidcontact, hoe lager de voorgeselde grenswaarde.

Tabel 16. Voorlopige oriënterende waarden voor het gehalte PAK in producten

Parameter	Huidcontact < 30 sec	Huidcontact > 30 sec
Benzo(a)pyreen	20 mg/kg	1 mg/kg
PAK's 16 EPA	200 mg/kg	10 mg/kg

Bij een huidcontact van niet meer dan 30 seconden is de grenswaarde PAK's 16 EPA gelijk aan 200 mg/kg, bij een huidcontact langer dan 30 seconden is de grenswaarde PAK's 16 EPA gelijk aan 10 mg/kg.

Volgens een aanvullende schriftelijke toelichting van TÜV zijn deze voorlopige waarden vooral gebaseerd op schattingen gebaseerd op de EU-richtlijn om het PAK-gehalte te verminderen in weekmakeroliën en autobanden en niet op toxicologisch onderzoek [36a].

Europese speelgoednorm betreffende zware metalen

De Europese norm EN 71 stelt eisen aan de biobeschikbaarheid van zware metalen in speelgoedmaterialen [37]. Deze zware metalen zijn antimoon, arseen, barium, cadmium, chroom, lood, kwik en seleen. Zink en koper komen hierin niet voor.

De biobeschikbaarheid wordt getoetst door het materiaal uit te logen met een lichte salpeterzuuroplossing gedurende 1 uur bij 37 °C.

Tabel 17. Grenswaarden voor de biobeschikbaarheid van zware metalen in speelgoedproducten

Component	Biobeschikbaarheid (mg/kg ds)
Antimoon	60
Arsen	25
Barium	500
Cadmium	75
Chroom	60
Lood	90
Kwik	60
Selen	500

Kamervragen over risico's instrooi rubber

In de Tweede Kamer zijn door de leden Van der Sande en Verbeet vragen gesteld aan de staatssecretaris van Volksgezondheid Welzijn en Sport over schadelijke stoffen in kunstgrasvelden [38]. Door prof. Noordermeer (Universiteit Twente) is erop gewezen dat bij de beantwoording van deze vragen onterecht verwezen wordt naar het BLIC rapport, dat immers de uitloging naar water behandelt en niet de daadwerkelijke opname van PAK's naar de huid [39]. Tevens wijst hij op een feitelijke onjuistheid in de gememoreerde hoeveelheden PAK's in de beantwoording van de vragen, namelijk parts per biljoen in rubberkorrels (0,03 ppb), terwijl de feitelijk gemeten gehalten liggen in het gebied tot 100 mg/kg (=100 ppm).

Naar aanleiding van commentaren op kamervragen heeft RIVM in opdracht van VROM een reactie opgesteld over de gezondheidsrisico's en de milieurisico's van rubbergranulaat als instrooi materiaal in kunstgrasvelden [41]. Het advies van RIVM is gebaseerd op bestaand literatuuronderzoek, waaronder het fase 1 rapport van dit onderzoek. De gezondheidsrisico's worden beperkt geacht. Bij de beoordeling van de milieurisico's komt RIVM tot de conclusie, dat voor een drietal stoffen de MTR-waarde voor oppervlaktewater wordt overschreden, als gevolg van uitloging van die stoffen uit het rubbergranulaat naar het omliggende oppervlaktewater. Voor 4-t-octylfenol is de overschrijding een factor 6, voor de metalen koper en zink een factor van 14 en 25. Voor de som APK's geldt eveneens een overschrijding van de MTR met een factor 2.

De door RIVM afgeleide overschrijding van de norm voor koper is gebaseerd op een uitloogproef met een 1M NaOH oplossing, die is uitgevoerd door Westerberg en Macsik (2001) [1]. De bijbehorende erg hoge pH (13,6) komt echter in de praktijk op een voetbalveld niet voor. In de uitloogproeven meten we zoals verwacht een ongeveer neutrale pH = 6,5.

Referentielijst literatuuronderzoek

Onderzoeksrapporten:

- [1] BLIC Literature study on substances leached from shredded and whole used tyres (juli 2004)
- [2] KEMI report No 5/03 HA Oils in automotive tyres (augustus 2003)
- [3] Grön Kemi, Complete list of tyre sample analysis, november 2004, met aanvulling van mei 2006
- [4] NBI Byggforsk Potential health and environmental effects linked to artificial turf systems (september 2004)
- [5] Norwegian Institute of Public Health and the radium Hospital, Artificial Turf Pitches - an assessment of the health risks for football players (januari 2006)
- [6] NILU Measurement of air pollution in indoor artificial turf halls (maart 2006)
- [7] NIVA Environmental risk assessment of artificial turf systems (december 2005)
- [8] Labosport, rapport 04-0464b (januari 2006)
- [9] EnviroTest laboratories, Journal of the Air and Waste Management Association 53, 903 (juli 2003)
- [10] Universiteit van Milaan, Particle and Fiber Toxicology 2005, 2:1 (maart 2005)
- [11] Hulpverlening Gelderland Midden, Onderzoek gezondheidsrisico's SBR-granulaat in een kunstgrasveld van sportcentrum Rijkerswoerd (augustus 2006)
- [11a] RIVM rapport 609300001, Nitrosaminen uit rubbergranulaat (november 2006)
- [12] Danish EPA, Emissions and evaluation of health effects of PAH's and aromatic amines from tyres, (survey of chemical substances in consumer products, no 54, 2005)
- [13] KEMI, Konstgräs ur ett kemikalieperspektiv (PM 2/2006)
- [14] LUT, Universiteit van Lulea, Technical and environmental properties of tyre shreds focusing on ground engineering applications (2004)
- [15] INTRON rapport A831410/R20060129, Instroolrubber op kunstgrasvelden uit geshredderde autobanden (juni 2006)
- [15a] Reddy & Quinn, Environ. Sci. Technol. 31 (10) 2847-2853.
- [15b] Sroul, Aromatic Intermediates and derivatives C III.1-12; Parijs, (mei 1994)

Regelgeving:

- [16] Wet Milieubeheer, wijziging 2005, Stb 317
- [17] Besluit beheer autobanden
- [18] 27th Amendment on 76/769/EEC, relating to the restrictions on the marketing and use of certain polycyclic aromatic hydrocarbons in extender oils and tyres (februari 2004)
- [18a] Besluit van 20 november 2006 tot wijziging van het besluit PAK-houdende coatings en producten Wms 2003 (PAK in procesolieën en banden), Stb 602 (december 2006)
- [19] Wet Bodembescherming, wijziging 2005, Stb 282
- [20] Bouwstoffenbesluit (Wijziging 2005)
- [21] ontwerp Besluit Bodemkwaliteit, Staatscourant 31 maart 2006
- [22] Concept-voorontwerp van de Regeling bodemkwaliteit, (september 2006)
- [23] Richtlijn 2001/95/EG betreffende het op de markt brengen van gevaarlijke producten

- [24] Richtlijn 1999/45/EG betreffende de indeling, de verpakking en het kenmerken van gevaarlijke preparaten
- [25] Wet inzake de Luchtverontreiniging, wijziging 2005, Stb 337
- [26] JECFA/64/SC, summary and conclusions of the sixty-fourth meeting of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food additives (JECFA) (februari 2005).
- [27] Risk Assessment Report Zinc- and Zinc compounds, opgesteld in het kader van de EG-verordening bestaande stoffen (EG/793/93) (RIVM 2006)
- [28] RIVM, Bureau Milieugevaarlijke Stoffen, website
- [29] CEN/TC 351 Business Plan "Construction products: assessment of the release of dangerous substances" (maart 2006).
- [30] Directive 2005/84/EC, relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (phthalates in toys and childcare articles) (december 2005)

Diversen:

- [31] SV&A milieuprojecten, Tussenrapportage onderzoek toepasbaarheid van mengsels van ongebonden mineralen en rubbergranulaat en instrooirubber in sportvloerenconstructies, december 2005
- [32] LND, Regolamentoo, testen van kunstgrassystemen, van kracht vanaf 5 juni 2006
- [33] Hametner Environment, Environmental Compatibility-recent Developments
- [34] SFT Artificial grass pitches and recycled car tyres, januari 2006
- [35] BLIC Replacement of highly aromatic oils in tyres, frequently asked questions (oktober 2004)
- [36] TÜV Product und Umwelt Information, regulations on harmful substances, PAH, Recommendation for limits in products
- [36a] dr. A. Wennemer, TÜV Rheinland Group, 29 mei 2006
- [37] DIN EN 71 Sicherheit von Spielzeug
- [38] Kamervragen 2050603510 en beantwoording, vergaderjaar 2005-2006
- [39] prof.dr.ir. J.W.M.Noordermeer, Universiteit Twente, brief, 22 maart 2006
- [40] RIZA werkdocument 2003.217X, Korte beschrijving van een aantal diffuse bronnen december 2003
- [41] RIVM brief 060950/06 SEC AB/mvm, 23 juni 2006
- [42] Natuurrubber 2, (januari 1996)
- [43] RIVM rapport 711701043 kritische emissiewaarden voor bouwstoffen; Milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen (2006)
- [44] D. Voutsas et al, Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in the Glatt River, Switzerland, Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 2006 sep; 13 (5)
- [45] Alterra-report 1030 (2004). Prediction of long term accumulation and leaching of zinc in Dutch agricultural soils: a risk assessment study

BIJLAGE 2 MONSTERNEMING

Op de volgende pagina staan foto's die genomen zijn tijdens de monsterneming op de eerste 5 velden.

De instrooirubber is met een stofzuiger van de kunstgrasmat gezogen. Visueel waarneembare contaminaties, die slechts in geringe mate aanwezig waren, zijn verwijderd voor het onderzoek. De monsterneming heeft zo goed mogelijk plaatsgevonden over de gehele dikte van de laag rubber granulaat, die maximaal ca. 3 cm dik is.

Er is gekozen voor monsternamen op 6 plaatsen in het veld (conform het FIFA QUALITY CONCEPT, par. 4 Field test positions).

Monstername rubber-infill met stofzuiger



Monstername rubber-infill met stofzuiger



Monstername rubber-infill



Herstellen laagdikte rubber-infill



BIJLAGE 3 METHODEN EN TECHNIKEN

Laboratoriumverouderingsproef

In het laboratoriumverouderingsonderzoek is gebruik gemaakt van een standaard proef, die is ontwikkeld voor het testen van de duurzaamheid onder invloed van vertering van kunstgrasmatten ISO 4892-3.

Voor de proef wordt een batch instrooirubber gehomogeniseerd en in 3 delen gesplitst. Een deel wordt direct getest met de kolomproef (NEN 7383). Een tweede deel wordt 21 dagen belast in de klimaatkamer en dan getoetst met de kolomproef. Een derde deel wordt 66 dagen belast in de klimaatkamer en dan getoetst met de kolomproef.

Het instrooirubber wordt in een dunne aaneengesloten laag in de testkamer gebracht. Er wordt een 3-daagse sequentie aangebracht, als volgt:

Climatic simulation sequence according to standard ISO 4892-3

The material is placed in the climatic chamber with a distance towards the UV lamps (UV-A and UV-B) of 350 mm (tolerance +/-30 mm). The UV lamps are burning constantly in the chamber. The climatic chamber is running through the following 3-days sequence, with the following temperature (T) and moisture variations:

Day 1: T from 20°C to 40°C in 4 hours;
T at 40°C for 20 hours.

Day 2: T at 40°C for 20 hours;
T from 40°C to 20°C in 4 hours;
water spraying for 40 minutes.

Day 3: T from 20°C to -5°C in 12 hours;
T from -5°C to 20°C in 12 hours.

This sequence is running for 66 days (+/- 1 day).

Kolomproef

De uitloogproef voor het testen van de uitloging van instrooirubber is de kolomproef, die is voorgeschreven in het Bouwstoffenbesluit voor het testen van de uitloging van bouwstoffen en grond (NEN 7383).

Een kolom van 5 cm doorsnede wordt gevuld met het rubbergranulaat (ca. 30 cm hoog). De kolom wordt van onder naar boven doorstroomd met zuiver water met een voorgeschreven maximale flow.

Totaal stroomt er 10 liter water doorheen op 1 kg materiaal (Liquid/Solid Ratio: L/S = 10). Na L/S = 1 en na L/S = 10 wordt het water geconserveerd voor de verschillende metaal- en anionanalyses. De totale proef duurt ongeveer 20 dagen.



Figuur B1. Kolomproef opstellingen

Analysemethoden

De samenstelling- en uitloogonderzoeken zijn uitgevoerd volgens standaard normen. Hieronder een lijst van de gebruikte meetmethoden:

analyse	analyse techniek	methode
Analysemonster vluchtigen VAK		AP04-V
Cryogeen malen < 1 mm		AP04-V
Analysemonster anorganische samenstelling		AP04-V
Droge stof 105°C analysemonster vluchtigen	gravimetrie	o-NEN 5748 (2004)
Droge stof 105°C analysemonster matig vluchtigen	gravimetrie	AP04-V
Droge stof 105°C analysemonster kolomproef	gravimetrie	AP04-V
Droge stof 105°C analysemonster metalen	gravimetrie	AP04-V
Reflux destructie HCl/HNO ₃ (metalen)		NEN 6465 (1992)

Voorbewerking vluchtige stoffen (VAK)		NVN 5732
Voorbewerking PAK/EOX/xCB		AP04
VAK beperkt (BETX)	GC/MS	AP04-SB-II
EOX	microcoulometrie	AP04-SB-IV
Kolomproef (L/S = 1,10), organisch	Kolomproef	o-NEN 7344
Kolomproef (L/S = 1,10), anorganisch	Kolomproef	NEN 7383 (2004)
pH	potentiometrie	NEN 6411 (1981)
Geloidbaarheid 25 °C	conductometrie	gelijkwaardig aan NEN-ISO 7888 (1994)
Antimoon	HG-AAS	NVN 7323 (1997)
Arsen	ICP	NVN 7322 (1997)
Barium	ICP-AES	NVN 7322 (1997)
Cadmium	ICP	NVN 7322 (1997)
Kobalt	ICP	NVN 7322 (1997)
Chroom totaal	ICP	NVN 7322 (1997)
Koper	ICP	NVN 7322 (1997)
Kwik	CV- AAS	NEN 7324 (2001)
Molybdeen	ICP	NVN 7322 (1997)
Nikkel	ICP	NVN 7322 (1997)
Lood	ICP	NVN 7322 (1997)
Seleen	HG-AAS	NVN 7323 (1997)
Tin	ICP	NVN 7322 (1997)
Vanadium	ICP	NVN 7322 (1997)
Zink	ICP	NVN 7322 (1997)
Fluoride	potentiometrie	AP04-E-XVIII
Chloride	HPLC	NEN-EN-ISO 10304-2 (1996)
Sulfaat	HPLC	NEN-EN-ISO 10304-2 (1996)
Bromide	HPLC	NEN-EN-ISO 10304-2 (1996)
PAK in organische matrix	GC-MS	o-NEN 7331
PAK in water (eluaat)	LC-LVI-GC-MS	Eigen methode

BIJLAGE 4 SAMENSTELLINGS- EN UITLOOGRESULTATEN

Tabel B1. Samenstellingsonderzoek instrooirubber uit productie. Product 1 en 2 zijn geproduceerd uit personenautobanden. Product 3 is geproduceerd uit bedrijfsautobanden. Grenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit (BSB)

Component	Product 1 (mg/kg ds)	Product 2 (mg/kg ds)	Product 3 (mg/kg ds)	BSB grens (mg/kg ds)
Arsen	< 3,0	< 3,0	< 3,0	geen
Cadmium	1,4	1,5	1,6	geen
Chroom	< 4,0	< 4,0	< 4,0	geen
Koper	50	120	260	geen
Kwik	< 0,05	< 0,05	< 0,05	geen
Lood	19	21	20	geen
Nikkel	2,3	2,1	10	geen
Zink	9400	8800	19000	geen
Benzeen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,25
Tolueen	0,15	0,10	0,13	1,25
Ethylbenzeen	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,25
m+p Xyloen	0,27	0,18	0,94	1,25
Styreen	0,47	0,15	0,10	1,25
o-Xyloen	0,05	0,05	1,0	1,25
Som Xylenen	0,32	0,23	1,9	1,25
EOX	21	16	11	0,0 ¹
Naftaleen	0,45	0,39	1,11	5
Acenafyloen	0,87	0,72	0,92	
Acenafteen	0,19	0,13	1,94	
Fluoreen	0,30	0,31	1,36	
Fenantreen	4,61	4,18	9,23	20
Antraceen	4,71	4,03	8,90	10
Fluoranteen	10,9	9,42	9,29	35
Pyreen	33,6	27,2	19,7	
Benzo(a)antraceen	1,47	0,93	0,26	50
Chryseen	5,94	3,50	0,74	10
Benzo(b)fluoranteen	1,72	0,65	0,14	
Benzo(k)fluoranteen	1,67	0,64	0,13	50
Benzo(a)pyreen	0,83	0,35	0,10	10
Dibenz(ah)antraceen	0,14	0,16	0,03	
Benzo(ghi)perylene	1,64	0,85	0,26	50
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	1,64	0,85	0,26	50
Totaal 10 VROM	34,1	25,1	30,3	75
Totaal 16 EPA	71,0	54,4	54,4	

1: EOX is in het Bouwstoffenbesluit een zogenaamde triggerparameter, geen grenswaarde (zie hoofdstuk 3).

Tabel B2. Samenstellingsonderzoek van instrooirubber van 3 velden met rubbergranulaat van bedrijfsautobanden van 1 jaar oud.

Component	Veld 6 (mg/kg ds)	Veld 7 (mg/kg ds)	Veld 8 (mg/kg ds)	BSB grens (mg/kg ds)
Arseen	< 3,0	< 3,0	< 3,0	geen
Cadmium	1,2	1,0	1,0	geen
Chroom	< 4,0	< 4,0	< 4,0	geen
Koper	100	100	140	geen
Kwik	< 0,05	< 0,05	< 0,05	geen
Lood	18	60	21	geen
Nikkel	2,9	< 2	3,0	geen
Zink	11000	15000	17000	geen
Naftaleen	2,2	2,1	2,4	5
Fenantreen	2,1	2,4	2,0	20
Antracoon	0,11	0,15	0,13	10
Fluoranteen	7,3	7,0	6,5	35
Benzo(a)antracoon	< 1	< 1	< 1	50
Chryseen	< 1	< 1	< 1	
Benzo(k)fluoranteen	< 0,5	< 0,5	< 1	50
Benzo(a)pyreen	< 0,5	< 0,5	< 1	10
Benzo(ghi)perylene	< 1	< 1	< 1	50
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	< 1	< 1	< 1	50
Totaal 10 VROM	15	15	14	75

De uitloging van PAK's is gemeten in separate kolomproeven. Na LS = 1 (doorstroming van 1 liter per kg) en na LS = 10 (doorstroming van 10 l per kg) is het gehalte PAK in de eluaten gemeten. De gesommende resultaten van de uitloging van PAK's staan weergegeven in tabel B3 in µg/kg.

Tabel B3. Uitloging PAK's in de kolomproef van instrooirubber van velden (personenautobanden, 1 jaar oud)

component	veld 1 LS=10 (µg/kg)	veld 2 LS=10 (µg/kg)	veld 3 LS=10 (µg/kg)	veld 4 LS=10 (µg/kg)	veld 5 LS=10 (µg/kg)
Naftaleen	0	0,54	1,4	0	0,06
Acenafyleen	0	0,07	1,1	0	0,78
Acenaftoon	0	0	0	0	0,72
Fluoren	0	0,53	1,1	0,52	0,48
Fenantreen	0,02	0,37	1,6	0	0,55
Antracoon	0	0	0,55	0,25	0,05
Fluoranteen	0,01	0,25	0,77	0,21	0,25
Pyreen	0	0,30	0,78	0,35	0,36
Benzo(a)anthracoon	0	0	0,10	0	0

Chryseen	0	0	0,13	0	0
Benzo(b)fluorantheen	0	0	0	0	0
Benzo(k)fluorantheen	0	0	0	0	0
Benzo(a)pyreen	0	0	0	0	0
Dibenz(ah)antracene	0	0	0	0	0
Benzo(ghi)peryleen	0	0	0	0	0
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0	0	0	0	0
Totaal 10 VROM	0,03	1,2	4,3	0,46	0,9
Totaal 16 EPA	0,03	2,2	7,6	1,3	3,3

Van de 10 individuele PAK-verbindingen uit de PAK's 10-VROM logen er 4 uit. Dit zijn de kleinste en meest oplosbare PAK-verbindingen: naftaleen, fenantreen, antracene en fluorantheen.

Tabel B4. Uitloging PAK's in de kolomproef, productiemonsters

component	product 1 LS=10 (µg/kg)	product 2 LS=10 (µg/kg)	product 3 LS=10 (µg/kg)
Naftaleen	1,9	0,1	3,7
Acenaltyleen	1,2	0,1	0,2
Acenafteen	0	0	0
Fluoreen	0,1	0,1	0,1
Fenantreen	0,2	0,3	0,8
Antracene	0	0	0
Fluorantheen	0	0,1	0
Pyreen	0,1	0,3	0,1
Benzo(a)anthracene	0,3	0	0
Chryseen	0	0	0
Benzo(b)fluorantheen	0	0	0
Benzo(k)fluorantheen	0	0	0
Benzo(a)pyreen	0	0	0
Dibenz(ah)antracene	0	0	0
Benzo(ghi)peryleen	0	0	0
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	0	0	0
Totaal 10 VROM	2,1	0,6	4,6
Totaal 16 EPA	3,8	1,1	4,9

De uitloging van PAK's is opnieuw laag en is vergelijkbaar met de uitloging van PAK's uit de veldmonsters. De verschillen tussen de drie onderzochte productiemonsters zijn geringer dan bij de veldmonsters.

Tabel B5. Uitloging van zware metalen uit productiemonsters, gemeten met de kolomproef (NEN 7383). Uitlooggrenswaarden uit het Bouwstoffenbesluit

	Product 1 (mg/kg ds)	Product 2 (mg/kg ds)	Product 3 (mg/kg ds)	BSB grens (mg/kg ds)
Antimoon	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,31
Arseen	< 0,25	< 0,25	< 0,25	1,1
Barium	0,40	0,30	0,26	60
Cadmium	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,059
Chroom	< 0,05	< 0,05	< 0,05	4,1
Kobalt	0,06	0,06	0,15	1,0
Koper	< 0,05	< 0,05	< 0,05	1,9
Kwik	< 0,0015	< 0,0015	< 0,0015	0,022
Lood	< 0,1	< 0,1	< 0,1	4,6
Molybdeen	< 0,05	< 0,025	< 0,025	1,9
Nikkel	< 0,05	< 0,05	< 0,05	2,2
Seleen	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,23
Tin	< 0,075	< 0,075	< 0,075	0,85
Vanadium	< 0,1	< 0,1	< 0,1	10
Zink	4,6	4,0	12	8,4
Fluoride	< 1	< 1	< 1	125
Chloride	9,8	14,6	6,4	710
Sulfaat	21	29	41	3760
Bromide	4,0	< 0,5	< 0,5	3,6

De uitloging van zink uit product 3 is aanmerkelijk hoger dan uit de andere twee producten, wat in overeenstemming is met het hogere gehalte zinkoxide in bedrijfsautobanden.

Tabel B6. Analyseresultaten productiemonsters instrooirubber volgens DIN V 18305-7

	eenheid	Product 1	Product 2	Product 3	eis
Cadmium	mg/l	0,0002	0,0002	< 0,0001	≤ 0,005
Chroom	mg/l	< 0,002	< 0,002	0,003	≤ 0,05
Lood	mg/l	0,005	< 0,005	< 0,005	≤ 0,04
Zink	mg/l	6,0	7,0	7,5	≤ 3,0 mg/l in zuur (bij ≤ 1 mg/l in neutraal water) ≤ 0,5 mg/l in water (bij ≤ 20 mg/l in zuur)
Tin	mg/l	< 0,015	< 0,015	< 0,015	≤ 0,05
Kwik	mg/l	< 0,00003	< 0,00003	< 0,00003	≤ 0,001
EOX	mg/kg ds	29	14	33	≤ 100
nitrificatieremming		treedt niet op		treedt niet op	(nog geen eis voor instrooirubber)

Opvallend is, dat de geconstateerde verschillen in zinkuitloging tussen product 3 en de overige twee producten bij deze uitloogproef veel kleiner zijn dan bij de kolomproef. Hierbij moet rekening worden

gehouden met een totaal andere proefuitvoering. Bij de hier gebruikte uitloogproef wordt 2x een 24-uurs schudproef uitgevoerd. Alleen het tweede eluaat wordt dan gemeten. Dit is dus een milde toets.

Met uitzondering van het gehalte zink voldoen alle parameters aan de in tabel 7 van DIN V 18305:2002-06 gegeven grenswaarde. Het gehalte zink overschrijdt de voor het zure, waterige eluaat (CO₂ verzadigd water) gegeven grenswaarde (3,0 mg/l). De voetnoot bij de tabel staat voor elastische vulstoffen gehalten tot 20 mg/l in dit eluaat toe in combinatie met een toetsing via een neutraal eluaat, waarbij het gehalte in het neutraal eluaat niet hoger mag zijn dan 0,5 mg/l. Het gehalte in het neutrale eluaat overschrijdt de eis.

De DIN-methode stelt geen eisen aan gehalte of uitloging van PAK's.

BIJLAGE 5 MIGRATIEPROEVEN MET OPLOSMIDDEL

Migratieproeven met oplosmiddel

In eerste instantie zijn verschillende oplosmengsels gebruikt als medium. De migratieproef is uitgevoerd door het materiaal gedurende 24 uur in contact te brengen met het medium. De proeven zijn uitgevoerd met petroleumether (PE), isopropanol-PE mengsels (IP/PE) en water. Het gehalte PAK's (som 10-VROM) in het uitgangspanduct is 28 mg/kg ds. Het gehalte benz[a]pyreen is 2,5 mg/kg d.s.

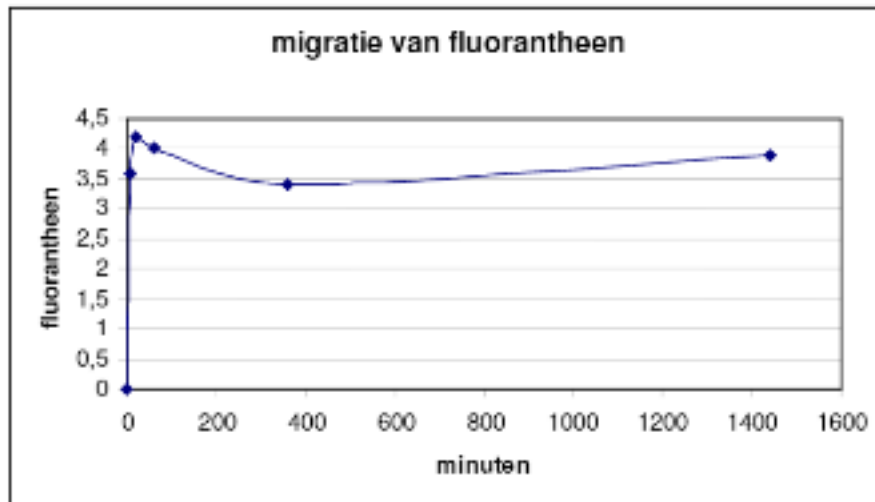
Tabel B5. Migratie uit rubbergranulaat van personenautobanden (mg/kg rubber) door 24 uur contact met oplosmiddelen bij kamertemperatuur.

	100% PE	80/20 PE/IP	20/80 PE/IP	water
naftaleen	0,23	0,29	0,56	< 0,01
fenantroen	1,4	1,8	2,4	< 0,01
anthraceen	0,07	0,08	0,11	< 0,01
fluorantheen	3,9	3,5	5,8	< 0,01
benzo[a]anthraceen	< 1	< 1	< 1	< 0,01
chryseen	< 1	< 1	< 1	< 0,01
benzo[k]fluorantheen	< 1	< 1	< 1	< 0,01
benzo[a]pyreen	< 1	< 1	< 1	< 0,01
benzo[ghi]perylene	< 1	< 1	< 1	< 0,01
indeno[123cd]pyreen	< 1	< 1	< 1	< 0,01
som PAK	< 9,8	< 4,4	< 4,4	< 0,07

Er blijkt weinig verschil te zijn tussen de verschillende oplosmiddelcombinaties. De zwaardere PAK's hebben een verhoogde detectiegrens, omdat een grote hoeveelheid storende componenten aanwezig is in de extracten.

De migratie naar water blijkt lager dan de aantoonbaarheidsgrens van de PAK's

In figuur B1 is de migratie van fluorantheen vanuit de rubbergranulaat in 100% PE weergegeven. Het blijkt, dat de migratie instantaan is. Na het kortste tijdsinterval (10 minuten) is de eindwaarde al bereikt.



Figuur B1 Migratie van fluorantheen naar petroleumether

Tabel B6 Gehalte PAK's uit het in dit onderzoek gebruikte mengmonster rubbergranulaat (NEN 5731).

component	gehalte (mg/kg)
naftaleen	0,81
fenantroen	4,0
anthraceen	0,21
fluorantheen	8,1
benzo(a)anthraceen	4,3
chryseen	6,8
benzo(k)fluorantheen	1,2
benzo(a)pyreen	2,5
benzo(ghi)perylene	< 1
indeno(123cd)pyreen	< 1
som PAK	26,0

Tabel B7. Gehalte in het medium na de migratieproeven met ingesmeerde glasplaat massageolie/vaseline in mg PAK per kg medium.

component	gehalte in vaseline (mg/kg)	gehalte in chemodol (mg/kg)
naftaleen	0,499	0,039
fenantreen	2,84	0,245
anthracen	0,118	< 0,1
fluorantheen	2,43	0,331
benzo(a)anthracen	0,276	0,088
chryseen	0,713	0,082
benzo(k)fluorantheen	< 0,1	0,013
benzo(a)pyreen	0,231	0,029
benzo(ghi)peryleen	0,413	0,067
indeno(123cd)pyreen	< 0,1	< 0,1
som PAK	7,66	1,01

Vaseline is aangebracht in 0,47 gram per 1119,3 cm² glasplaat

Massageolie is aangebracht in 3,33 gram per 1119,3 cm² glasplaat

BIJLAGE 6 HUIDKLACHTEN INSTROOIRUBBER TNO RAPPORT



BIJLAGE 7 URINEONDERZOEK INDUSTOX RAPPORT

BIJLAGE 8 BEGELEIDINGSCOMMISSIE EN TECHNISCHE COMMISSIE

Leden van de begeleidingscommissie:

de heer M. Beekman (Ministerie VROM)
 de heer H. Breunissen (Grontmij, namens werkgroep Materialen)
 de heer H. Damen (INTRON Certificatie, voorzitter)
 de heer A. Dieben (VVCS)
 de heer A. Dozeman (DSM)
 de heer F. van der Gaag (Ten Cate Thiokol)
 de heer M. Gölpinar (Ministerie VWS)
 de heer U. Hofstra (INTRON)
 de heer J. de Jong (KNVB)
 de heer F. Kempeneers (Kempeneers Milieumanagement)
 de heer A. Markusse (Arcadis, namens werkgroep Materialen)
 de heer C. van Oostenrijk (Vereniging Band & Milieu/ Recybern)
 de heer H. Poos (Syntens)
 mevrouw N. Salzmann (ISA Sport)
 de heer E. van Swindoren (ISA Sport)
 de heer J. van Tets (NOC*NSF)
 de heer R. Verelzen (VNG)
 de heer A. Verhoef (Vereniging VACO)

Leden van de technische commissie:

mevrouw A. Boersma (RIVM)
 de heer B. van Bree (INTRON)
 de heer U. Holstra (INTRON, projectleider)
 de heer F. Kempeneers (Kempeneers Milieumanagement)
 de heer J. van Rooij (Industox)
 mevrouw N. Salzmann (ISA Sport)
 mevrouw E. Tjoe Nij (TNO Arbeid)
 mevrouw E. van der Zande (DSM Product Safety)