



FFI-RAPPORT

19/01699

Rikosjettfrie kulefang og gummigranulat/dekkklipp

— bruksmuligheter og miljørisiko

Jorunn Aaneby
Ida Vaa Johnsen

Rikosjettfrie kulefang og gummigranulat/deklipp

– bruksmuligheter og miljørisiko

Jorunn Aaneby
Ida Vaa Johnsen

Emneord

Avrenning
Forurensning
Gummi
Risikovurdering
Skytebaner

FFI-rapport

19/01699

Prosjektnummer

545001 og 548301

Elektronisk ISBN

978-82-464-3221-2

Godkjenner

Øyvind Voie, *forskningsleder*
Janet Martha Blatny, *forskningsdirektør*

Dokumentet er elektronisk godkjent og har derfor ikke håndskreven signatur.

Opphavsrett

© Forsvarets forskningsinstitutt (FFI). Publikasjonen kan siteres fritt med kildehenvisning.

Sammen drag

Fyllmaterialet i et kulefang har betydning for faren for rikosjetter og risikoen for spredning av metaller fra prosjektiler i kulefanget. Gummigranulat og dekkklipp framstilt fra kasserte dekk kan være egnet som fyllmateriale i kulefang på grunn av materialenes energidempende egenskaper. Gummigranulat og dekkklipp kan inneholde helse- og miljøfarlige stoffer som metaller og organiske miljøgifter som kan lekke ut når materialene kommer i kontakt med vann. Utlekking av miljøgifter fra gummigranulat/dekkklipp i kulefang kan medføre risiko for avrenning av miljøgifter til nærliggende resipienter.

For å undersøke risikoen for avrenning av miljøgifter, ble det gjennomført ristetester av en prøve av gummigranulat og to prøver av dekkklipp som hadde vært brukt i kulefang, og en prøve av nytt dekkklipp som ikke hadde vært brukt i kulefang. Det ble målt utlekking av metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), ftalater og mikroplast fra materialene. Av metallene som det ble analysert for, ble det hovedsakelig påvist utlekking av Zn, i tillegg til noe Cu og Pb. Utlekkingen av metaller var høyest fra gummigranulatet og lavest fra det nye dekkklippet. Sammenliknet med metaller, var det lav utlekking av PAH fra materialene. Utlekkingen av PAH var høyest fra det brukte dekkklippet, og lavest fra gummigranulatet. Det var kun gummigranulatet som viste betydelig utlekking av ftalater. Det var stor usikkerhet knyttet til resultatene for utlekking av mikroplast, og analysen viste kun resultater for visse plasttyper. Det ble påvist høyest utlekking av mikroplast fra det brukte dekkklippet, og noe utlekking fra det nye dekkklippet, mens utlekkingen av mikroplast fra gummigranulatet var lav. Gummigranulat kan i seg selv regnes som mikroplast på grunn av størrelsen.

Med utgangspunkt i resultatene fra ristetestene, ble det gjort en vurdering av risikoen for avrenning av miljøgifter fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp som fyllmateriale. Miljørisikovurderingen viste at det var liten sannsynlighet for at utlekkingen av miljøgifter fra gummigranulat/dekkklipp i kulefang vil gi konsentrasjoner av miljøgifter i resipienten som overskrider miljøkvalitetsstandardene for stoffene. Det kan være en risiko for spredning av mikroplast, men manglende standardisering gjør det vanskelig å fastslå risikoen. Sammenliknet med kulefang med sand og jord som fyllmateriale, vil kulefang med gummigranulat/dekkklipp kunne gi høyere avrenning av enkelte miljøgifter. Gummigranulat/dekkklipp kan imidlertid også redusere utlekkingen av metaller fra kulefang ved at materialene reduserer faren for rikosjetter og fragmentering av prosjektiler.

Konsentrasjonen av miljøgifter assosiert med partikler i avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp som fyllmateriale kan reduseres ved å føre avrenningsvannet gjennom et sedimentasjonsbasseng. Mikroplast og gummigranulat med høyere tetthet enn vann kan også fjernes fra avrenningsvann ved sedimentasjon. Filtre tilpasset adsorpsjon av metaller og organiske miljøgifter kan være en egnet renseløsning. Filtre kan benyttes som et rensetrinn etter sedimentasjon, eller som en frittstående renseløsning i tilfeller der avrenningsvannet inneholder lite partikler.

Summary

The filler material in a bullet trap has an impact on the risk of ricochets and spread of metals from projectiles in the bullet trap. Rubber granulates and tire chips made from discarded tires may be suitable as filler materials in bullet traps due to the energy absorbing properties of these materials. Rubber granulates and tire chips may contain hazardous substances such as metals and organic pollutants, which may leak from the materials when they are exposed to water. Leaching of pollutants from rubber granulates/tire chips in bullet traps may pose a risk of runoff of pollutants to nearby recipients.

To investigate the risk of runoff of pollutants, leaching from one sample of rubber granulates and two samples of tire chips that had been used in bullet traps, and one sample of new tire chips that had not been used in a bullet trap, was tested. Leaching of metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), phthalates and microplastics was measured. Of the metals analysed, mainly leaching of Zn was detected, in addition to some Cu and Pb. The leaching of metals was highest from the rubber granulates and lowest from the new tire chips. Compared to the metals, the leaching of PAH from the materials was low. The leaching of PAH was highest from the used tire chips, and lowest from the rubber granulates. Significant leaching of phthalates was only seen from the rubber granulates. The uncertainty related to the results for microplastics was high, and the analysis only showed results for certain plastic types. The highest leaching of microplastics was seen from the used tire chips, some leaching was seen from the new tire chips, while the leaching of microplastics from the rubber granulates was low. Rubber granulates may be considered as microplastics due to their size.

Based on the results of the leaching tests, a risk assessment was done of runoff of pollutants from bullet traps with rubber granulates/tire chips as filler material. According to the risk assessment, it was unlikely that leaching of pollutants from rubber granulates/tire chips in bullet traps will result in concentrations in the recipient exceeding the environmental quality standards for the substances. There may be a risk of spread of microplastics from bullet traps with rubber granulates/tire chips as filler material, but the lack of standardization of microplastics makes it difficult to assess the risk. Compared to bullet traps with sand and soil as filler material, bullet traps with rubber granulates/tire chips may cause higher runoff of some pollutants. However, rubber granulates/tire chips may also reduce the runoff of metals from bullet traps by reducing the risk of ricochets and fragmentation of projectiles.

The concentration of particle bound pollutants in runoff water from bullet traps with rubber granulates/tire chips as filler material may be reduced by passing the water through a sedimentation pool. Microplastics and rubber granulates with higher density than water can also be removed from water by sedimentation. Filters designed for adsorption of metals and organic pollutants can be used for treatment of runoff water from bullet traps with rubber granulates/tire chips. Filters can follow a sedimentation step, or be used by themselves in cases where the runoff water contains limited amount of particles.

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Forord	7
Forkortelser	8
1 Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Formål	9
2 Rikosjettfrie kulefang og fyllmaterialer	11
2.1 Kulefang med gummigranulat og dekkklipp	11
2.2 Egenskaper ved gummigranulat og dekkklipp	12
2.3 Innhold og utlekking av miljøgifter fra gummigranulat og dekkklipp	13
2.3.1 Metaller	13
2.3.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner	14
2.3.3 Ftaler	15
2.3.4 Andre organiske miljøgifter	16
2.3.5 Mikroplast	16
2.4 Konklusjoner fra gjennomgang av litteratur	17
3 Utlekkingstester av gummigranulat og dekkklipp	18
3.1 Materialer og metoder	18
3.1.1 Prøver av gummigranulat og dekkklipp	18
3.1.2 Utlekkingstest	20
3.1.3 Analyser	20
3.1.4 Statistikk	21
3.2 Resultater	22
3.2.1 Metaller	23
3.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner	26
3.2.3 Ftaler	28
3.2.4 Mikroplast	29
3.3 Oppsummering og sammenlikning av utlekking av miljøgifter fra gummigranulat og dekkklipp	30

4	Miljørisikovurdering av avrenning fra kulefang med gummigranulat/dekklipp	32
4.1	Metode for beregning av avrenning av miljøgifter fra kulefang	32
4.1.1	Forurensningskonsentrasjon ved kilden	33
4.1.2	Fortynningsfaktor	33
4.2	Spredning av miljøgifter fra kulefang med gummigranulat/dekklipp	34
4.2.1	Kulefang med gummigranulat	34
4.2.2	Kulefang med dekklipp	35
4.2.3	Spredning av mikroplast	37
4.3	Konklusjoner fra miljørisikovurdering av avrenning fra kulefang med gummigranulat/dekklipp	38
5	Metoder for rensing av avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekklipp	40
5.1	Sedimentasjon	40
5.2	Filtrering	41
5.3	pH-justering og tilsetning av fellingskjemikalier	43
5.4	Konklusjoner og anbefalinger til renseløsninger	43
6	Oppsummering og konklusjon	44
	Referanser	45
	Vedlegg	49
A	pH i eluatene fra ristetestene	49
B	Undersøkelse av tetthet til gummigranulat	50
C	Statistiske analyser	51
D	Analyserapporter	59

Forord

FFI har gjennomført denne studien som et oppdrag for Forsvarsbygg. Oppdraget er i sin helhet finansiert av Forsvarsbygg. Forsvarsbygg har deltatt i planlegging av oppdraget, samt at de har hentet inn prøver av gummigranulat og dekkklipp fra skytebaner.

Kjeller, 9. august 2019

Jorunn Aaneby

Forkortelser

DOC	Løst organisk karbon
EPDM	Etylenpropylendienmonomer
EU	Europeiske union
FNU	«Formazin nephelometric units»
GC/MS	«Gas chromatography mass spectrometry»
ICP-MS	«Inductively coupled plasma mass spectrometry»
L/S	«Liquid/solid»
MDB	Forsvarssektorens miljødatabase
PAH	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
PCB	Polyklorerte bifenyl
Py-GC/MS	«Pyrolysis gas chromatography mass spectrometry»
REACH	«Registration, evaluation, authorisation and restriction of chemicals»
RØ	Regionfelt Østlandet
SBR	Styrenbutadiengummi
SD	Standardavvik
SS	Suspendert stoff
SØF	Skyte- og øvingsfelt
TPE	Termoplastisk elastomer

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Alle basisskytebaner skal ha etablert et kulefang som skal fange opp prosjektiler. Utformingen av kulefanget har stor betydning for faren for rikosjetter og spredningen av metaller fra kulefanget. Ved valg av fyllmateriale i kulefang, må det tas hensyn til parametere som sikkerhet, fare for isdannelse, brannfare, muligheten for gjenvinning av metaller, vedlikeholdsbehov, avfallshåndtering og kostnad (Forsvarsbygg, 2016). Tradisjonelt har sand og jord vært de vanligste fyllmateriale i kulefang. Alternative fyllematerialer er gummigranulat framstilt fra kasserte dekk eller andre plastmaterialer, og dekkklipp framstilt ved grovkverning av dekk.

Avfallsforskriften kap. 5 stiller krav om at kasserte dekk skal samles inn og gjenvinnes. Dette innebærer at dekkene skal nyttiggjøres i form av ombruk, materialgjenvinning eller energiutnyttelse. Gjenvinningsoperatøren Ragn-Sells Dekkgjenvinning AS samler årlig inn 140 000 tonn kasserte dekk i Norge og Sverige, som i hovedsak omdannes til gummigranulat og dekkklipp. Gummigranulat benyttes i stor grad som fyllmateriale på kunstgressbaner, mens dekkklipp først og fremst benyttes til energigjenvinning (COWI, 2012b). Høy elastisitet, gode drenerende egenskaper og god varmeisolering gjør dekkklipp egnet som underlag i anleggsarbeid og som fyllmateriale i voller (Ragn-Sells Dekkgjenvinning, 2019). Gummigranulat og dekkklipp er lett tilgjengelige og forholdsvis rimelige materialer som kan være egnet som fyllmateriale i kulefang. Forsvarsbygg har testet ut kulefang med gummigranulat og dekkklipp som fyllmateriale på enkelte skytefelt med gode resultater (Østeraas, 2014, Forsvarsbygg, 2016).

Gummigranulat og dekkklipp kan inneholde miljøgifter som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), metaller, ftalater og alkylfenoler (COWI, 2012a). For å kunne benytte gummigranulat og dekkklipp utendørs må miljøpåvirkningen ved denne praksisen undersøkes, og vurderes opp mot miljøpåvirkningen ved bruk av jomfruelige materialer som ellers ville ha funnet sted (Miljødirektoratet, 2013). For kulefang innebærer dette at miljøpåvirkningen må vurderes opp mot kulefang med sand og jord som fyllmateriale.

1.2 Formål

Gummigranulat og dekkklipp kan være egnet som fyllmateriale i kulefang på grunn av materialenes energidpendende egenskaper. Miljøgifter som finnes i gummi i dekkene kan utgjøre en miljørisiko dersom stoffene lekker ut når materialene kommer i kontakt med vann. Dette kan føre til at miljøgiftene spres til nærliggende resipienter og medfører en fare for vannlevende organismer. Formålet med denne studien har vært å utrede muligheter og begrensninger vedrørende bruk av gummigranulat og dekkklipp i kulefang ved å:

-
- Utføre et litteraturstudium av ulike typer kulefang, og ulike typer gummigranulat og dekkklipp som kan benyttes som fyllmateriale i kulefang, og finne informasjon om aktuelle miljøgifter som finnes i, og kan lekke ut fra materialene.
 - Gjennomføre utlekkings tester av et utvalg prøver av gummigranulat og dekkklipp som har blitt benyttet og/eller er aktuelle å benytte i kulefang, og analysere eluatene fra utlekkings testene for miljøgifter som kan forventes å finnes i/lekke ut fra materialene ut fra funnene i litteraturstudiet.
 - Vurdere miljørisikoen ved bruk av gummigranulat og dekkklipp i kulefang med utgangspunkt i resultatene fra utlekkings testene.
 - Utrede muligheter for rensing av avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/ dekkklipp med utgangspunkt i miljøgiftene som ut fra miljørisikovurderingen vurderes til å utgjøre størst miljørisiko.

2 Rikosjettfrie kulefang og fyllmaterialer

Utformingen av et kulefang har stor betydning for faren for rikosjetter og spredningen av metaller fra prosjektiler i kulefanget. Dersom overflaten av kulefanget endres som følge av isdannelse, frost eller opphoping av prosjektiler, vil faren for rikosjetter og spredningen av prosjektilrester øke (Forsvarsbygg, 2016). Fragmentering og/eller deformering av prosjektiler vil øke korrosjonshastigheten og faren for utlekkingen av metaller. I hvilken grad prosjektiler fragmenteres og deformeres, avhenger blant annet av typen og størrelsen av fyllmaterialet i kulefanget (Cole, 2010).

2.1 Kulefang med gummigranulat og dekkklipp

Det finnes flere alternativer til tradisjonelle kulefang med sand som fyllemateriale. STAPP Environmental Bullet Catcher er et miljøvennlig, økonomisk og sikkert kulefang tiltenkt utendørs bruk (STAPP, 2018). Kulefanget består av en membran-dekket ramme fylt med gummigranulat som er dekket av en selvforsegelende gummiduk slik at vanninntrenging i kulefanget minimeres. Eventuelt vann som trenger inn vil føres til et oppsamlingssystem. Den selvforsegelende duken forhindrer tilgang på oksygen, slik at brannfaren i kulefanget er minimal. Ifølge STAPP fungerer kulefanget i veldig kaldt vær uten å forårsake rikosjetter (STAPP, 2018). Forsvarsbygg har testet ut STAPP-kulefang på en skytebane ved Frigård skyte- og øvingsfelt (Forsvarsbygg, 2016). De konkluderte med at kulefanget fungerte godt, men det var kostbart i drift. I tilfeller der gummiduken ble dekket av snø og is oppsto det lett rifter i duken på grunn av rikosjetter. I tillegg var sikting av prosjektiler fra gummigranulatet en kostbar prosess.

Andre eksempler på kulefang med gummigranulat som fyllmateriale er «granular trap», «elastomeric granular screen» og GranTrap som er beskrevet i en rapport utarbeidet for U.S. Army Environmental Center (Evans og Young, 1996). «Granular trap» er en stor vertikal boks fylt med belagt, mykt gummigranulat dekket av en luftlomme og en polyuretanduk. Granulatene og prosjektilene kan fjernes fra baksiden av boksen, og det er mulig å separere ut og gjenbruke gummigranulatene. «Elastomeric Granular Screen» er en komplisert konstruksjon med transportbånd og vakuumsystemer. GranTrap er et patentert kulefang som ble utviklet med tanke på et renere og sikrere miljø, og er egnet både for innendørs og utendørs skytebaner. GranTrap lar kulene passere gjennom et gummifrontpanel for deretter å bli fanget opp i et kammer fylt med GranTex, en spesiell type gummigranulat produsert av resirkulerte materialer. Kulene forblir intakte, som forhindrer dannelse av metallstøv og rikosjetter. I likhet med STAPP-kulefang, vil det være relativt høye kostnader forbundet med utskifting av materialer og rensing av prosjektiler fra gummigranulat i kulefangene beskrevet over.

Dekklipp har blitt testet ut som fyllmateriale i skytevoller på skytebaner i Regionfelt Østlandet (RØ) og Rena leir. Erosjon av vollene ble sterkt redusert når de var dekket med dekkklipp. Ståltrådene som stikker ut av dekklipp bidrar til at dekklippene ligger stabilt, og gjør at det ikke er nødvendig å dekke til dekklippene. Uttestingen av dekklipp ved RØ og Rena leir viste at dekklippene reduserte fragmenteringen av prosjektiler slik at avrenningen av tungmetaller fra

skytevollene avtok (Østeraas, 2014). Faren for rikosjetter har også vist seg å være mindre i tilfeller der det skytes mot dekkklipp, så lenge massene er frostfrie. Slitasje av dekkklipp kan medføre dannelse av små partikler som lett kan antenne i tilfeller der det skytes med sporlyssammunisjon. Dette gjelder først og fremst i tilfeller der dekkklippene ligger tørt under tak (Østeraas, 2014).

Et alternativ til en tradisjonell oppbygging av kulefang som en voll, er en gabionløsning som beskrevet i Østeraas (2014). En gabion er en nettingkiste av ståltråd som kan fylles med dekkklipp eller andre fyllmaterialer. Gabionene stables og festes til hverandre for å lage et kulefang. For å holde dekkklippene på plass, kan det benyttes en fiberduk som tetting mot nettingen. Fordeler med en slik oppbygging av et kulefang er at gabionene gir en vertikal anslagsflate som gir liten risiko for rikosjetter, og utsatte gabioner kan tas vekk og erstattes med nye gabioner ved behov.

2.2 Egenskaper ved gummigranulat og dekkklipp

Dekk består av en gummiblanding (~70 %), forsterket med ståltråd og tekstilfibre av nylon, rayon eller polyester (Statens vegvesen, 2007). Gummiblandingen er en kompleks sammensetning av gummipolymerer, sinkoksid og svovel, eller andre stoffer som benyttes i vulkaniseringsprosessen av gummien, fyllmaterialer som «carbon black» og silika, ekstenderoljer, og diverse andre stoffer som tilsettes for å bedre egenskapene eller holdbarheten til gummien, som for eksempel antioksidanter og antiozonanter (Wik og Dave, 2009).

Den vanligste formen for gummigranulat er framstilt fra kasserte dekk og inneholder styrenbutadiengummi (SBR). Dette er den rimeligste formen for gummigranulat (COWI, 2012a). Alternativer til gummigranulat framstilt fra kasserte dekk, er gummigranulat framstilt fra ny gummi, som etylenpropylendienmonomerer (EPDM) og termoplastiske elastomerer (TPE), og gummigranulat framstilt fra andre restprodukter av gummi enn dekk (COWI, 2012a). Det finnes også granulat framstilt fra andre materialer enn gummi, som for eksempel kork (Bauer et al., 2017). Gummigranulat kan være belagt med ulike typer belegg, for eksempel for å gi granulatene bestemte farger. Beleggene kan redusere utlekking av miljøgifter fra gummien, men de kan også i enkelte tilfeller medføre høyere utlekking av noen miljøgifter (Gomes et al., 2010, Kalbe et al., 2013).

Gummigranulat har vist å forårsake mindre slitasje, deformasjon og fragmentering av prosjektiler sammenliknet med sand (Cole, 2010). Både for sand og gummigranulat vil større partikler av fyllmaterialet medføre lavere grad av penetrering, og større grad av deformering og fragmentering av prosjektiler (Cole, 2010). Større partikler av fyllmateriale vil øke faren for rikosjetter og faren for spredning av prosjektilrester fra kulefanget. Gummigranulat som benyttes i kulefang på skytebaner har normalt en partikkelstørrelse på 2,5-4 mm eller større, som er noe større enn gummigranulat som benyttes på kunstgressbaner (Ragn-Sells, 2019).

Dekklipp framstilles ved kverning av dekk til biter med ulike størrelser avhengig av bruksformålet (Ragn-Sells Dekkgjenvinning, 2019). Dekklipp har relativt høy permeabilitet som

gir de god dreneringsevne (Westerberg og Mácsik, 2001). Dette gjør dekkklippene egnet som fyllmateriale i kulefang ved frost. Uttestingen av dekkklipp som fyllmateriale på skytevoller i RØ viste ingen tegn på akkumulasjon av vann eller isdannelse. På bakgrunn av dette ble det ansett som lite relevant med problemer knyttet til frossen gummimasse, selv om forsøk har vist at gummimassen vil ha dårlige rikosjettreduserende egenskaper dersom den fryser (Østeraas, 2014). Gummien i dekk er relativt stabil og bestandig mot nedbrytning (Statens vegvesen, 2007). Selve gummien i dekk er ikke lettantennelig, men tekstilene og gummistøv kan antennes i tilfeller der det benyttes sporlyssammunisjon. Antennelse av tekstiler og gummistøv kan føre til at gummien senere tar fyr (Østeraas, 2014).

2.3 Innhold og utlekking av miljøgifter fra gummigranulat og dekkklipp

Den utstrakte bruken av gummigranulat som fyllmateriale på kunstgressbaner de siste årene har økt fokuset omkring miljørisikoen ved denne praksisen. Det er gjort en rekke studier når det gjelder miljøgifter i gummigranulat. Studiene inkluderer blant annet undersøkelser av innhold av miljøgifter i ulike typer gummigranulat, utlekking av miljøgifter fra gummigranulat ved ulike betingelser som pH og ionestyrke, fordamping av miljøgifter fra gummigranulat, biotilgjengelighet av miljøgifter i gummigranulat i ulike nedbrytningsvæsker, og toksisitet av gummigranulat for organismer som meitemark og vannloppe. Det har også blitt gjort en del studier vedrørende miljøgifter i dekkklipp. Statens vegvesen har gjennomført forsøk med bruk av dekkklipp i støyvoller, og har i den forbindelse gjennomført undersøkelser av miljøgifter i avrenningsvann fra vollene (Statens vegvesen, 2008).

2.3.1 Metaller

Sinkoksid benyttes som aktivator i vulkaniseringsprosessen av gummi i dekk, og sink (Zn) kan finnes i relativt høye konsentrasjoner i dekk (Wik og Dave, 2009). Undersøkelser av prøver av gummigranulat framstilt fra resirkulert gummi/kasserte dekk i Norge og Italia viste at gummigranulatene inneholdt mellom 7300 og 17800 mg Zn/kg (Menichini et al., 2011, Plesser og Lund, 2004). Det ble også påvist bly (Pb) og kobber (Cu) i gummigranulatene, men i betydelig lavere konsentrasjoner enn Zn. Tungmetallene As, Cd, Cr, Hg og Ni har generelt blitt påvist i relativt lave konsentrasjoner i gummigranulat (Menichini et al., 2011, Plesser og Lund, 2004). Undersøkelsen av gummigranulatene i Italia viste at de kunne inneholde konsentrasjoner av kobolt (Co) og tinn (Sn) som kunne utgjøre en miljørisiko (Menichini et al., 2011).

Flere studier har påvist høy utlekking av Zn fra gummigranulat og dekkklipp (Bocca et al., 2009, Selbes et al., 2015, Li et al., 2010, Plesser og Lund, 2004, Westerberg og Mácsik, 2001). Både Zn og andre metaller viser en tendens til økt utlekking ved lav pH, som for eksempel i (syntetisk) regnvann (Selbes et al., 2015, Bocca et al., 2009). Utlekking av As, Pb, Co, Cr, Cu, Hg, Ni og Sn fra gummigranulat har blitt påvist til å være relativt lav (Li et al., 2010, Bocca et al., 2009). Andre metaller som kan finnes i og lekke ut fra gummigranulat og dekkklipp i relativt høye konsentrasjoner er aluminium (Al), magnesium (Mg) og jern (Fe) (Selbes et al., 2015, Menichini et al., 2011). Det er liten miljø- og helserisiko forbundet med disse metallene. Overvåking av avrenning fra en støyvoll med oppkuttete bildekk av Statens vegvesen viste at

avrenningen av Zn utgjorde den største miljørisikoen, mens det var liten avrenning av As, Pb, Cd, Cr, Hg og Ni (Statens vegvesen, 2008, Statens vegvesen, 2005).

Gummigranulat framstilt fra EPDM har vist å ha lavere innhold av Pb, Cd og Cu, men høyere innhold av Cr, enn gummigranulat framstilt fra resirkulert gummi (Plessner og Lund, 2004). Menichini et al. (2011) påviste høyere innhold av Cr i gummigranulat framstilt fra ny plast enn fra kasserte dekk og andre plastmaterialer, men generelt ble det ikke påvist noen entydig sammenheng mellom innholdet av metaller og opphavet til gummigranulatene. Enkelte studier har vist at gummigranulat framstilt fra TPE og ny gummi inneholder mindre metaller enn gummigranulat framstilt fra kasserte dekk (COWI, 2012a).

Av metallene som kan finnes i og lekke ut fra gummigranulat og dekkklipp, er As, Pb, Cd, Cr og Hg oppført på den norske lista over prioriterte miljøgifter. Det er fastsatt miljøkvalitetsstander for disse metallene, i tillegg til Ni, i vannforskriften eller av Miljødirektoratet. Sink og Cu er ikke ansett som prioriterte miljøgifter, men de kan være skadelige for vannlevende organismer og Miljødirektoratet har fastsatt miljøkvalitetsstandarder for Zn og Cu (Miljødirektoratet, 2016).

2.3.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Polysykliske aromatiske hydrokarboner er en gruppe organiske forbindelser som kan finnes i ekstenderoljer som benyttes som mykgjørere av gummipolymerer i dekk (Sharma, 2010). Gummien i dekk kan typisk inneholde 15-20 vekt% ekstenderolje (Wik og Dave, 2009). Fra 1. januar 2010 ble det forbudt å benytte ekstenderoljer med høyt innhold av PAH i dekk i EU (EU, 2005). «Carbon black», som benyttes som fyllstoff i dekk, kan også inneholde PAH (Menichini et al., 2011).

Undersøkelser av gummigranulat har vist at det kan være store variasjoner mellom innholdet av PAH i gummigranulat. En undersøkelse av 21 prøver av gummigranulat fra lekeplasser i Spania viste at innholdet av sum PAH 16¹ varierte mellom 1 og 200 mg/kg for de ulike prøvene (Llompart et al., 2013). Av PAH-ene som har blitt undersøkt i gummigranulat, er det generelt pyren som forekommer hyppigst, og i høyest konsentrasjon (Menichini et al., 2011, Llompart et al., 2013, Plessner og Lund, 2004, Gomes et al., 2010). Andre PAH-er som også ofte påvises, og i relativt høye konsentrasjoner, er fluoranten, fenantren, naftalen, krysen og benzo(ghi)perylene. Benzo(a)pyren, som regnes for å være en av de mest skadelige PAH-ene (Kim et al., 2013), har også blitt påvist relativt høye konsentrasjoner i gummigranulat (Menichini et al., 2011, Llompart et al., 2013, Plessner og Lund, 2004).

Flere studier har vist at forholdsvis lite PAH i gummigranulat lekker ut når de kommer i kontakt med vann (Gomes et al., 2010, Plessner og Lund, 2004, Kalbe et al., 2013). Undersøkelsen av gummigranulat av Plessner og Lund (2004) viste ingen direkte sammenheng mellom konsentrasjonen av PAH i granulatene og graden av utlekking. Graden av utlekking varierte både for ulike forbindelser av PAH og ulike prøver av gummigranulat. Generelt viste naftalen

¹ Sum PAH 16 er en gruppe av 16 PAH-er foreslått av U.S. Environmental Protection Agency (EPA) som ofte benyttes ved analyse av og fastsettelse av utslippsgrenser for PAH.

og acenaftylen høyest tendens til utlekking, mens det var lav utlekking av krysen, benzo(a)pyren og benzo(ghi)perylen. Gomes et al. (2010) undersøkte også innhold og utlekking av PAH fra gummigranulat og påviste ingen utlekking av PAH i vann, selv om det ble påvist innhold av PAH i prøvene. Analyser av PAH i avrenningsvann fra en støyvoll med oppkuttete bildekk viste at avrenningsvannet inneholdt lav konsentrasjon av PAH (Statens vegvesen, 2008).

Det har blitt påvist lavere innhold av PAH i gummigranulat basert på EPDM enn resirkulert gummi (Plessner og Lund, 2004). En sammenlikning av utlekking av PAH fra gummigranulat basert på SBR, TPE og EPDM viste ingen betydelig forskjell mellom materialene, men utlekkingen var generelt lav (Kalbe et al., 2013). Menichini et al. (2011) fant store variasjoner i innholdet av PAH i gummigranulat framstilt fra ny termoplast, kasserte dekk og andre resirkulerte plastprodukter, men det var ingen entydig sammenheng mellom innholdet av PAH og opphavet til gummigranulatene.

Stoffgruppa PAH er oppført på den norske lista over prioriterte miljøgifter. Av PAH-ene i denne gruppa, er åtte oppført i vannforskriften, mens de resterende åtte er betegnet som vannregionspesifikke stoffer med miljøkvalitetsstandarder fastsatt av Miljødirektoratet.

2.3.3 Ftalater

Ftalater er en gruppe forbindelser som hovedsakelig benyttes som mykgjørere i plastprodukter. Ftalater bidrar til bedre fleksibilitet og holdbarhet av plasten, og kan utgjøre en relativt stor andel (10-80 vekt %) av den totale plastsammensetningen (Nerland et al., 2014). Undersøkelser av innhold av ftalater i gummigranulat fra fotballbaner og lekeplasser i Norge, Spania og Nederland har vist at dietylheksylftalat (DEHP) og diisononylftalat (DINP) er ftalater som forekommer hyppigst, og i høyest konsentrasjoner i gummigranulat (Plessner og Lund, 2004, Llompart et al., 2013, Oomen og De Groot, 2017). Ftalater som benzylbutylftalat (BBP), dibutylftalat (DBP), dietylftalat (DEP) og diisobutylftalat (DIBP) har også blitt påvist i mange prøver av gummigranulat. Plessner og Lund (2004) påviste lavere innhold av enkelte ftalater i gummigranulat basert på EPDM enn resirkulert gummi, mens tilsvarende resultater ble ikke funnet i en undersøkelse av ulike typer gummigranulat av Nilsson et al. (2008).

Ftalater er ikke kovalent bundet til plastpolymerene, som gjør at de lett kan migrere, lekke ut og fordampe fra plasten (Nerland et al., 2014). Plessner og Lund (2004) målte innhold og utlekking av ftalater fra gummigranulat, og fant ingen direkte sammenheng mellom innholdet og graden av utlekking av ftalater fra prøvene. Det ble målt høyest utlekking av DEP og DEHP, etterfulgt av di-n-oktylftalat (DOP), DINP, dimetylftalat (DMP), DBP og BBP. Det ble påvist utlekking av DMP, DEP og DOP, til tross for at det ikke ble påvist innhold av disse ftalaterne i prøvene.

DEHP, BBP, DBP og DIBP er klassifisert som reproduksjonsskadelige (Miljøstatus.no, 2019). DEHP ble oppført på den norske lista over prioriterte miljøgifter i 2002, mens BBP, DBP og DIBP ble oppført på lista i 2018. DEHP er i tillegg oppført som prioritert stoff i vannforskriften.

2.3.4 Andre organiske miljøgifter

Benzotiasoler er en gruppe forbindelser som kan tilsettes som aktivator i vulkaniseringsprosessen eller som antioksidanter i gummi (Zhang et al., 2018). Eksempler på benzotiasoler som har blitt påvist i gummigranulat, er benzotiasol, 2-merkaptobenzotiasol, 2-hydroksybenzotiasol og 2-metoksybenzotiasol (Llompart et al., 2013, Oomen og De Groot, 2017, Li et al., 2010, Nilsson et al., 2008). Benzotiasoler kan ha uønskede effekter på helse- og miljø, men det er ikke fastsatt miljøkvalitetsstandarder for benzotiasoler i Norge (Miljødirektoratet, 2016).

Nonyl- og oktylfenoler, og bisfenol A kan tilsettes til gummi og plast som antioksidanter eller mykgjørere (Teuten et al., 2009, Cole et al., 2011). Flere undersøkelser har vist at gummigranulat kan inneholde 4-t-oktylfenol (Plesser og Lund, 2004, Llompart et al., 2013, Li et al., 2010). Iso-nonylfenol har også blitt påvist i enkelte prøver av gummigranulat (Plesser og Lund, 2004). Det har blitt påvist høyere innhold av alkylfenoler i gummigranulat framstilt fra resirkulerte dekk enn alternative plastmaterialer som for eksempel EPDM (Plesser og Lund, 2004, Li et al., 2010). Bisfenol A har også blitt påvist i prøver av gummigranulat (Oomen og De Groot, 2017). Overvåking av avrenningsvann fra støyvoller med dekkklipp som fyllmateriale har vist at avrenningsvannet kan inneholde iso-nonylfenol, 4-n-nonylfenol, 4-t-oktylfenol og bisfenol A, men i generelt lave konsentrasjoner (Statens vegvesen, 2008). Nonylfenoler, oktylfenoler og bisfenol A er oppført på den norske lista over prioriterte miljøgifter. Det er fastsatt miljøkvalitetsstandarder for nonylfenoler og oktylfenoler i vannforskriften, og for bisfenol A av Miljødirektoratet.

Polyklorete bifenyler (PCB) ble tidligere benyttet som mykgjørere i plastprodukter, men siden 1980 har det vært et internasjonalt forbud mot bruk av disse forbindelsene (Miljøstatus.no, 2019). Flere relativt nye studier har likevel påvist innhold av PCB i gummigranulat framstilt fra kasserte dekk (Oomen og De Groot, 2017, Menichini et al., 2011). Det ble også påvist innhold av PCB i en av prøvene av gummigranulat som ble undersøkt av Plesser og Lund (2004), men det ble ikke påvist utlekking av PCB fra granulatet. PCB er lite løselig i vann, og det kan ventes at eventuell PCB i gummigranulat i liten grad vil lekke ut.

Andre miljøgifter som kan finnes i og lekke ut fra gummigranulat inkluderer ulike aminer som benyttes som antiozonanter i dekk, derivater av sykliske hydrokarbonforbindelser som toluen og styren, og andre ftalater, benzotiasoler og alkylfenoler enn de nevnt i tidligere avsnitt (Li et al., 2010, Nilsson et al., 2008).

2.3.5 Mikroplast

De siste årene har det vært et stadig økende fokus når det gjelder forurensning av mikroplast i miljøet. Mikroplast defineres gjerne som plastpartikler <5 mm (Auta et al., 2017). Det finnes derimot ingen entydig definisjon av mikroplast, og betegnelsen varierer fra å gjelde plastpartikler <10 mm til <1 mm (Cole et al., 2011). Primær mikroplast har med hensikt blitt framstilt til å være mikroskopiske partikler, mens sekundær mikroplast har blitt dannet som følge av nedbrytning av større plastbiter (Cole et al., 2011). Gummigranulat som er <5 mm kan i seg selv anses å være primær mikroplast, men denne betegnelsen er omdiskutert (Auta et al.,

2017). Det finnes foreløpig ingen standardisert metode for analyse av mikroplast, og mengden mikroplast som påvises avhenger gjerne av metoden som benyttes (Mai et al., 2018). Ulike definisjoner og manglende standardising av analysemetoder gjør det utfordrende å sammenlikne forskjellige studier av mikroplast.

Slitasje av bildekk regnes for å være den største enkeltkilden til utslipp av mikroplast i Norge, mens spredning av gummigranulat fra kunstgressbaner regnes for å være en annen betydelig kilde (Miljøstatus.no, 2019). Det finnes lite informasjon når det gjelder spredning av mikroplast fra dekkklipp og gummigranulat som benyttes som fyllmateriale i voller. Det er spesielt problematisk med plastforurensning som havner i marine miljøer. Det store overflatearealet til mikroplast gjør at miljøgifter lett kan feste seg til partiklene, og at miljøgifter i platen lettere kan lekke ut (Teuten et al., 2009). Miljøgifter som lekker ut eller løsner fra mikroplast kan forårsake forgiftning av vannlevende organismer. I tillegg kan inntak av mikroplast i seg selv i enkelte tilfeller være skadelig for organismene (Cole et al., 2011).

2.4 Konklusjoner fra gjennomgang av litteratur

Gummigranulat og dekkklipp kan på grunn av sine energidempende egenskaper være egnet som fyllmateriale i kulefang. Gummigranulat og dekkklipp kan inneholde helse- og miljøfarlige stoffer som kan lekke ut når materialene kommer i kontakt med vann. Undersøkelser av gummigranulat og dekkklipp viser til dels store forskjeller både når det gjelder hvilke miljøgifter som påvises, i hvilke konsentrasjoner de påvises, og hvilke miljøgifter som lekker ut fra materialene. Forskjellene kan skyldes ulike testbetingelser og analysemetoder, at ulike studier fokuserer på ulike miljøgifter, og forskjellige egenskaper ved materialene som har blitt undersøkt. I tilfeller der prøver av gummigranulat hentes fra eksempelvis fotballbaner, er ikke nødvendigvis opphavet til gummigranulatene kjent, og én prøve kan inneholde gummigranulat med ulik opprinnelse og av ulik alder. Gummigranulat basert på EPDM kan ha miljøfordeler når det gjelder innhold av PAH, ftalater, alkylfenoler og enkelte metaller, men de kan også inneholde høyere konsentrasjoner av enkelte andre metaller. Flere studier har vist at det ikke nødvendigvis er en entydig sammenheng mellom innholdet av miljøgifter og opphavet til gummigranulatene.

Av metallene som finnes i gummi i dekk, er det først og fremst Zn som har blitt påvist i høye konsentrasjoner i gummigranulat, dekkklipp og utlekkingsstester av disse materialene. Tungmetallene Pb og Cu har også blitt påvist, mens As, Cd, Cr, Hg og Ni generelt har blitt påvist i forholdsvis lave konsentrasjoner. PAH benyttes i ekstenderoljer som tilsettes som mykgjørere i dekk, og dekkklipp og gummigranulat framstilt fra kasserte dekk kan inneholde relativt høye konsentrasjoner av PAH. Det har blitt påvist utlekking av PAH fra gummigranulat og dekkklipp, men konsentrasjonene er generelt lave. Fra 1. januar 2010 ble det forbudt å benytte ekstenderoljer med høyt innhold av PAH i dekk i EU, og gummigranulat og dekkklipp framstilt fra nyere dekk vil sannsynligvis inneholde mindre PAH. Ftalaten som har vist å forekomme hyppigst og i høyest konsentrasjoner i gummigranulat er DEHP og DINP. Andre miljøgifter som har blitt påvist i utlekking fra gummigranulat og dekkklipp er 4-t-oktylfenol, bisfenol A og benzotiasoler.

3 Utlekkingstester av gummigranulat og dekkklipp

3.1 Materialer og metoder

3.1.1 Prøver av gummigranulat og dekkklipp

Utlekking av miljøgifter ble undersøkt fra én prøve av gummigranulat og tre prøver av dekkklipp. Gummigranulatet og to av prøvene av dekkklipp var brukt i kulefang før de ble testet, mens den tredje prøven av dekkklipp var nytt fra leverandør. En oversikt over materialene som ble testet er vist i Tabell 3.1. Bilder av materialene er vist i Figur 3.1.

Tabell 3.1 Oversikt over materialene som ble testet.

Materialer	Beskrivelse
1) Gummigranulat	Gummigranulat fra bane 13, del 1, Sessvollmoen SØF (hentet 19.11.18)
2a) Brukt dekkklipp A	Brukt dekkklipp fra kortholdsbane 2, RØ SØF (hentet 03.07.18)
2b) Brukt dekkklipp B	Brukt dekkklipp fra kortholdsbane 2, RØ SØF (hentet 03.07.18)
3) Nytt dekkklipp	Nytt dekkklipp fra kortholdsbane 2, RØ SØF (hentet 15.11.18)

Prøven av gummigranulatet ble hentet fra kulefanget på bane 13, del 1 på Sessvollmoen SØF (Ullensaker, Akershus). Gummigranulatet i dette kulefanget var gjenbrukt materiale som tidligere hadde blitt benyttet i et STAPP-kulefang på Frigård SØF (Stjørdal, Nord-Trøndelag). STAPP-kulefanget på Frigård SØF ble installert i 2003. Gummigranulatet ble rensert for prosjektiler ved et avfallsanlegg før materialet ble transportert til Sessvollmoen SØF i 2017 for gjenbruk. Gummigranulatet var levert av STAPP Sverige.

Prøvene av det brukte dekkklippet ble hentet fra kulefanget på kortholdsbane 2 på Rødsætra på RØ SØF (Åmot, Hedmark). Begge prøvene ble tatt i et punkt i kulefanget som tilsvarte omtrent midt på banen, men i litt ulike høyder i kulefanget. Den ene prøven (2a) ble tatt omtrent 1,5-2 m opp i kulefanget. Den andre prøven (2b) ble tatt omtrent 1-1,5 m opp i kulefanget, som er et av de mest belastede partiene i kulefanget. Bildene av materialene i Figur 3.1 viser at prøve 2b bar mer preg av slitasje enn prøve 2a. Dette kommer sannsynligvis av at materiale 2b var utsatt for skudd i større grad enn materiale 2a.

Kortholdsbane 2 på RØ SØF ble bygget fra 2007 til 2009. Kulefanget på banen ble modifisert i 2013 og 2018. I forbindelse med modifiseringene ble det tilført nytt dekkklipp i kulefanget. Den tredje prøven av dekkklipp som ble testet var en prøve av det nye dekkklippet som skulle benyttes i kulefanget i forbindelse med modifiseringen i 2018. Materialet var nytt fra Ragn-Sells november 2018, og var ikke blitt benyttet i kulefang før det ble testet.



Figur 3.1 Bilder av materialene som ble testet.

3.1.2 Utlekkingstest

Utlekking av metaller og organiske miljøgifter fra materialene ble undersøkt ved ristetest som beskrevet i CEN/TS 14429 (CEN, 2005), med enkelte modifikasjoner. Omtrent 72 g materiale ble veid ut i 1 L glassflasker og tilsatt 720 ml Milli-Q-vann for å oppnå et L/S-forhold på 10. Glassflaskene ble plassert i en roterende blandemaskin der flaskene ble rotert «topp over topp» med omtrent 7 omdreininger per minutt i 48 timer. pH ble målt i eluatene da ristetesten var avsluttet. Prøvematerialet ble tatt ut før eluatet ble overført til begerglass (2-3 L). Eluatet fikk stå i omtrent 24 timer for å la partikler i eluatet sedimentere. Etter at partiklene hadde sedimentert, ble eluatet overført til glassflasker ved hjelp av sprøyter for å unngå å få med sedimenterte partikler. For å sikre tilstrekkelig stort volum eluat til analysene ble det gjennomført tre ristetester for hvert materiale (for hver parallell). Eluatet fra alle tre testene ble blandet sammen i glassflaskene før det ble fordelt i prøveflasker til de ulike analysene. Det ble gjennomført tre parallelle tester for hvert materiale. I tillegg ble det gjennomført to tester uten tilsatt materiale.

3.1.3 Analyser

Eluatet fra ristetestene ble analysert for metaller, PAH, ftalater og mikroplast som spesifisert i Tabell 3.2. Det var opprinnelig planlagt å analysere alkylfenoler i eluatene, men dette ble ikke gjort da analyselaboratoriet ikke hadde tilstrekkelig stort volum eluat. Analysene ble utført av Eurofins Environmental Testing Norway.

Analyse av metaller ble utført med induktivt koblet plasmamassespektrometer («inductively coupled plasma mass spectrometry», ICP-MS) i filtrerte (0,45 µm) prøver. Analyse av PAH og ftalater ble utført med gasskromatografi-massespektrometri («gass chromatography mass spectrometry», GC-MS). Prøvene som ble analysert for PAH ble ekstrahert med dietyler (5 %) i n-heksan før analyse. Prøvene som ble analysert for ftalater ble justert til pH <2 med H₂SO₄ (4 M) før prøvene ble ekstrahert og analysert. Analyse av mikroplast ble utført med pyrolyse-GC-MS (Py-GC-MS) i filtrerte (27 µm) prøver. Alle analysene, utenom analysen av mikroplast, ble utført med akkrediterte metoder.

Tabell 3.2 Oversikt over stoffene som ble analysert.

Stoffgruppe	Enkeltstoffer
Metaller	As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn
PAH	benzo(a)antracen, krysen/trifenylen, benzo(b,k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenzo(a,h)antracen, naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(ghi)perylene
Ftalater	butylbenzylftalat (BBP), dibutylftalat (DBP), dietylftalat (DEP), dietylheksyladipat (DEHA), dietylheksylftalat (DEHP), di-iso-nonylftalat (DINP), di-n-oktylftalat (DNOP)
Mikroplast	polyamid 6 (PA6), polyetylen (PE), polyetylenereftalat (PET), polykarbonat (PC), polymetylmetykrylat (PMMA), polypropylen (PP), polystyren (PS), polyvinylklorid (PVC)

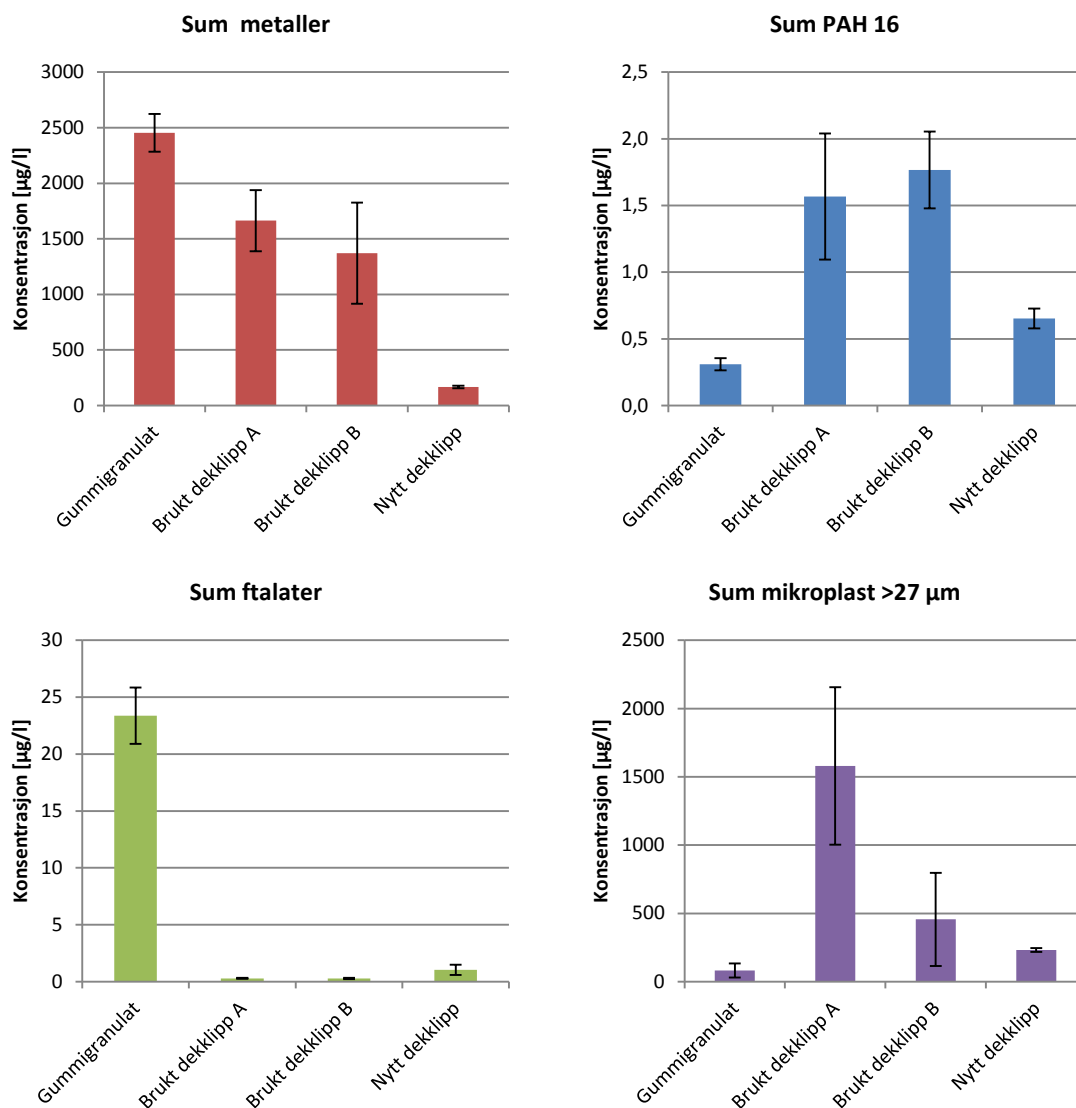
3.1.4 Statistikk

For å undersøke om det var signifikante forskjeller mellom utlekkingen fra de ulike materialene, ble det utført statistiske tester. Hvilken statistisk test som er best egnet for å gjøre slike sammenlikninger, avhenger blant annet av størrelsen av datasettet og om dataene er normalfordelte. For utlekkingstestene forelå det resultater fra totalt 12 prøver, der tre og tre av prøvene var fra samme materiale. For slike små datasett er det vanskelig å fastslå om dataene er normalfordelte. For data som ikke er normalfordelte, kan det benyttes ikke-parametriske tester, men ikke-parametriske tester er ofte mindre effektive enn parametriske tester til å avdekke forskjeller mellom grupper, spesielt for små datasett (Fay og Gerow, 2013). For svært små datasett, som i tilfeller med kun tre observasjoner i hver gruppe, vil ikke-parametriske tester ikke kunne avdekke signifikante forskjeller mellom gruppene, uavhengig av resultatene (Bland og Altman, 2009).

På bakgrunn av at datasettet fra utlekkingstestene var lite, ble det vurdert som lite hensiktsmessig å benytte ikke-parametriske tester. For å kunne gjøre en statistisk sammenlikning av utlekkingen fra materialene, ble det benyttet en parametrisk test, selv om det ikke kunne fastslås at dataene var normalfordelte. Resultatene fra utlekkingstestene var av kvantitativ, ikke-kategorisk art, og dette støtter bruken av parametriske tester. Utlekkingen av miljøgifter fra de ulike materialene ble sammenliknet med ANOVA og t-test, siden disse testene er kjent for å være egnet for små datasett. Testene ble utført i SPSS og det ble benyttet et konfidensintervall på 95 % ($p=0,05$).

3.2 Resultater

Konsentrasjonen av summen av metallene, PAH-ene, ftalater og mikroplasten som ble påvist i eluatene fra ristetestene av prøvene av gummigranulat, brukt og nytt dekkklipp er vist i Figur 3.2.



Figur 3.2 Konsentrasjonen av sum metaller, PAH, ftalater og mikroplast i eluatene fra ristetestene av gummigranulat, brukt dekkklipp A og B, og nytt dekkklipp. Resultatene er gjennomsnitt av tre parallelle tester \pm SD.

Det var store forskjeller mellom utlekkingen av metaller, PAH, ftalater og mikroplast fra prøvene av gummigranulatet, og det brukte og nye dekkklippet. Konsentrasjonen av metaller i eluatene var generelt høyere enn konsentrasjonen av PAH og ftalater. Konsentrasjonen av mikroplast i eluatene var høyere enn konsentrasjonen av PAH og ftalater, men generelt lavere

enn konsentrasjonen av metaller, utenom utlekkingen fra den ene prøven av brukt dekkklipp. Gummigranulatet viste høyere utlekking av metaller, og betydelig høyere utlekking av ftalater enn dekklippene, mens utlekkingen av PAH og mikroplast var lavere fra gummigranulatet enn fra dekklippene. Det nye dekkklippet viste generelt lavest utlekking av de undersøkte miljøgiftene med lavest utlekking av metaller, og nest lavest utlekking av PAH, ftalater og mikroplast. Det brukte dekkklippet viste høyest utlekking av PAH og mikroplast, og nest høyest utlekking av metaller, mens utlekkingen av ftalater fra det brukte dekkklippet var svært lav. For mikroplast var det store forskjeller mellom utlekkingen fra de to prøvene av det brukte dekkklippet.

Forskjellene mellom utlekkingen av miljøgifter fra de ulike materialene kan både skyldes forskjellig innhold i gummien produktene var framstilt fra, og ulike utlekkingsegenskaper grunnet ulik i form, størrelse og slitasje av gummien. Høyere utlekking av metaller fra det brukte enn fra det nye dekkklippet stiller spørsmål ved om påvirkning fra skyteaktivitet kan ha bidratt til økt utlekking av metaller fra det brukte dekkklippet. En nærmere vurdering av utlekkingen av metaller, PAH, ftalater og mikroplast fra de ulike materialene er gitt i de følgende avsnittene.

3.2.1 Metaller

Konsentrasjonen av metallene som ble påvist i ristetestene av materialene er gitt i Tabell 3.3.

Tabell 3.3 Konsentrasjon av metaller i eluatene fra ristetestene av gummigranulat, brukt og nytt dekkklipp (gjennomsnitt ($n=3$) \pm SD).

	Konsentrasjon [$\mu\text{g/l}$]			
	Gummigranulat	Brukt dekkklipp A	Brukt dekkklipp B	Nytt dekkklipp
As	0,62 \pm 0,07	0,05 \pm 0,01	0,06 \pm 0,01	0,026 \pm 0,005
Pb	180 \pm 17	49 \pm 8	36 \pm 12	0,3 \pm 0,1
Cd	0,066 \pm 0,001	0,12 \pm 0,04	0,09 \pm 0,03	0,010 \pm 0,002
Cu	5,8 \pm 0,5	147 \pm 25	70 \pm 24	2,6 \pm 0,6
Cr	0,14 \pm 0,01	0,12 \pm 0,01	0,13 \pm 0,01	<0,05
Hg	0,002 \pm 0,002*	0,002 \pm 0,001*	<0,002	<0,002
Ni	0,68 \pm 0,04	1,2 \pm 0,1	2,3 \pm 0,2	1,1 \pm 0,2
Zn	2267 \pm 153	1467 \pm 252	1263 \pm 422	163 \pm 12

*Påvist over deteksjonsgrensen i en av tre parallelle prøver. For prøvene under deteksjonsgrensen er halv deteksjonsgrense benyttet i beregning av gjennomsnittet.

Utlekkingen av Zn utgjorde den største andelen (88-98 %) av metallene som lakk ut fra alle materialene som ble undersøkt. For gummigranulatet var det nest høyest utlekking av Pb, og noe utlekking av Cu. For det brukte dekkklippet var det nest høyest utlekking av Cu, etterfulgt av Pb. Det nye dekkklippet viste nest høyest utlekking av Cu, etterfulgt av Ni, mens utlekkingen av Pb fra det nye dekkklippet var lav. Utlekkingen av Ni fra det brukte dekkklippet var omtrent lik som for det nye dekkklippet, men andelen var lavere på grunn av generelt høyere utlekking av metaller fra det brukte dekkklippet. Konsentrasjonen av As, Cd, Cr og Hg i eluatene var <0,15 $\mu\text{g/l}$ for alle prøvene, utenom As for gummigranulatet som var noe høyere.

Utlekkingen av Zn fra gummigranulatet var omtrent like høy som den høyeste utlekkningen som ble målt fra prøver av gummigranulat fra fotballbaner i Norge og Danmark (henholdsvis 2290 og 2300 µg Zn/l) i undersøkelser av Plessner og Lund (2004) og Nilsson et al. (2008). De øvrige prøvene som ble undersøkt av Plessner og Lund (2004) og Nilsson et al. (2008) viste lavere utlekkning av Zn (<1400 µg/l). Utlekkingen av Zn fra det brukte dekkklippet var i samme størrelsesorden som utlekkningen av Zn fra dekkklipp (1320 µg/l) som ble målt av Westerberg og Mácsik (2001).

Gummigranulatet det ble målt utlekkning fra har tidligere blitt analysert for metaller. Analysene viste at gummigranulatet inneholdt høy konsentrasjon av Zn (2600-15000 mg/kg), i tillegg til en del Pb (260-930 mg/kg) og Cu (3,4-2600 mg/kg) (resultater i vedlegg D). Dette samsvarer med trenden for utlekkningen av disse metallene som ble påvist i ristetesten av gummigranulatet. Store forskjeller mellom innholdet av metaller i de tre prøvene av gummigranulatet som ble analysert skyldes sannsynligvis at ammunisjonsrester har inngått i enkelte av prøvene.

3.2.1.1 Gummigranulat vs. dekkklipp

Utlekkingen av metaller var signifikant ($p < 0,05$) høyere fra gummigranulatet enn fra det brukte og det nye dekkklippet. Unntaket var forskjellen mellom utlekkningen av Cd og Cr fra gummigranulatet og det brukte dekkklippet, Ni fra gummigranulatet og det nye dekkklippet, og Hg som var under deteksjonsgrensen for de fleste prøvene. Utlekkingen av Zn fra gummigranulatet var nesten dobbel så høy som fra det brukte dekkklippet, og 14 ganger høyere fra gummigranulatet enn det nye dekkklippet. Høyere utlekkning av metaller fra gummigranulatet enn fra dekkklippene kan skyldes at gummigranulatene har mindre partikkelstørrelse og derav større overflate enn dekkklippene. Selbes et al. (2015) sammenliknet utlekkning av metaller fra gummigranulat og dekkklipp, og fant at den totale utlekkningen av Zn i deionisert vann i løpet av 28 dager var 20-50 ganger høyere fra gummigranulat enn dekkklipp.

3.2.1.2 Brukt dekkklipp A vs. B

Utlekkingen av metaller fra brukt dekkklipp A og B var omtrent lik, utenom for Cu der utlekkningen var signifikant ($p < 0,05$) høyere fra prøve A, og Ni der utlekkningen var signifikant ($p < 0,05$) høyere fra prøve B. Brukt dekkklipp A og B var hentet fra samme kulefang på samme tidspunkt, men på ulike steder i kulefanget. Forskjeller i utlekkningen av Cu mellom prøvene kan tenkes å skyldes ulik skuddpåvirkning på dekkklippene. De siste årene har Forsvaret i stor grad benyttet blyfri ammunisjon, og Cu utgjør i dag den største andelen av metaller som slippes ut fra ammunisjon (Utstøl et al., 2018). Som bildene i Figur 3.1 viser var dekkklippene i prøve A mindre slitt og støvdekket enn dekkklippene i prøve B. Dette betyr sannsynligvis at prøve A var utsatt for skudd i mindre grad enn prøve B. Høyere utlekkning av Cu fra dekkklippene i prøve A skyldes derfor sannsynligvis ikke ammunisjonsrester. Høyere utlekkning av Ni fra brukt dekkklipp B enn brukt dekkklipp A kan mulig skyldes at Ni kom fra ståltråden framfor gummien i dekkene, og at ståltrådene var mer eksponert i dekkklipp B som var mer slitt. Utlekkingen av Ni var relativt lav fra både brukt dekkklipp A og B, og forskjellen mellom utlekkningen av Ni fra dekkklippene kan også skyldes tilfeldigheter.

3.2.1.3 *Nytt vs. brukt dekklipp*

Utlekkingen av metaller fra det nye dekkklippet var betydelig lavere enn fra både gummigranulatet og det brukte dekkklippet. Dette gjaldt alle metallene som ble målt, med unntak av Hg der konsentrasjonen var under deteksjonsgrensen for de fleste prøvene, og Ni der det ikke var signifikant ($p > 0,05$) forskjell mellom utlekkingen fra nytt dekkklipp og brukt dekkklipp A. Prøven av det nye dekkklippet var nytt fra leverandøren og var ikke blitt benyttet i kulefang. Høyere utlekking av metaller fra det brukte enn det nye dekkklippet kan skyldes ammunisjonsrester på overflaten av det brukte dekkklippet. Prøvene av det brukte dekkklippet inneholdt ingen synlige prosjektilrester, men dekkklippene var dekket av støv og jord. Utlekkingen av Pb, Cu og Zn var henholdsvis omtrent 140, 40 og 8 ganger høyere fra det brukte (gjennomsnitt A og B) enn det nye dekkklippet. Dersom ammunisjonsrester på overflaten av dekkklippene var årsaken til høyere utlekking fra det brukte dekkklippet, kunne det vært forventet at forskjellen først og fremst ble sett for Cu, som er metallet det finnes mest av i blyfri ammunisjon. Forskjellen var derimot størst for Pb. Det er først de siste årene Forsvaret har gått over til å bruke blyfri ammunisjon, og blyholdig ammunisjon brukes fortsatt på enkelte baner. Ifølge innrapporterte tall i Forsvarssektorens miljødatabase (MDB) har det blitt brukt noe blyholdig ammunisjon på banen det brukte dekkklippet var hentet fra, også de senere årene. Det rapportere utslippet av Pb på banen er derimot lite sammenliknet med utslippet av Cu på banen. Forskjellen mellom utlekkingen av metaller fra det nye og det brukte dekkklippet skyldes derfor sannsynligvis ikke kun ammunisjonsrester. Forskjellen kan skyldes at slitasje av det brukte dekkklippet har gjort metallene i gummi mer utsatt for utlekking. Li et al. (2010) påviste høyere utlekking av Zn, Ni og Pb fra eldre enn nye prøver av gummigranulat fra kunstgressbaner, som mulig kunne skyldes forvitring av de eldre granulatene. Det brukte dekkklippet som ble undersøkt bar preg av forvitring og slitasje.

3.2.1.4 *Blankprøver*

Som en kontroll ble konsentrasjonen av metaller og andre stoffer i to blankprøver utsatt for tilsvarende behandling som prøvene av gummigranulat og dekkklipp målt. For As, Cd, Cr, Hg og Ni var konsentrasjonene i blankprøvene under deteksjonsgrensene for analysene. For Pb, Cu og Zn ble det målt konsentrasjoner i blankprøvene på henholdsvis 8, 0,5 og 13 $\mu\text{g/l}$ i den ene prøven, og 11, 2,9 og 9 $\mu\text{g/l}$ i den andre prøven. Det er ikke uvanlig at prøver kan kontamineres med disse metallene, spesielt Zn og Cu som finnes naturlig i omgivelsene. Konsentrasjonen av Cu i den ene blankprøven, og Pb i begge blankprøvene, var derimot høyere enn utlekkingen som ble målt fra enkelte av materialene. På bakgrunn av dette ble det bedt om en reanalyse av blankprøvene hos analyselaboratoriet. Reanalysen viste konsentrasjoner av Pb, Cu og Zn på henholdsvis 0,3, 0,5 og 2,6 $\mu\text{g/l}$ i den ene prøven, og 0,1, 0,7 og 0,5 $\mu\text{g/l}$ i den andre prøven. Utenom Cu i den ene prøven, var konsentrasjonene som ble målt ved reanalysen betydelig lavere enn de som ble målt ved den første analysen. Det antas at det må ha skjedd en kontaminering av prøvene ved analyselaboratoriet ved den første analysen, selv om analyselaboratoriet har oppgitt at det er uvanlig at en slik kontaminering skjer.

3.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner

Konsentrasjonen av PAH-ene som ble påvist i ristetestene av materialene er gitt i Tabell 3.4.

Tabell 3.4 Konsentrasjonen av PAH i eluatene fra ristetestene av gummigranulat, brukt og nytt dekkklipp (gjennomsnitt ($n=3$) \pm SD).

PAH-forbindelse	Konsentrasjon [$\mu\text{g/l}$]			
	Gummigranulat	Brukt dekkklipp A	Brukt dekkklipp B	Nytt dekkklipp
Naftalen	<0,01	0,012 \pm 0	0,0051 \pm 0,002	0,13 \pm 0,01
Acenaftylen	<0,01	<0,01	0,08 \pm 0,04	0,19 \pm 0,06
Acenaften	<0,01	0,013 \pm 0,002	0,057 \pm 0	0,010 \pm 0,005
Fluoren	<0,01	0,027 \pm 0,004	0,10 \pm 0,01	0,016 \pm 0
Fenantren	<0,01	0,09 \pm 0,02	0,11 \pm 0,05	0,05 \pm 0,01
Antracen	<0,01	0,03 \pm 0,01	0,06 \pm 0,01	<0,01
Fluoranten	0,010 \pm 0,004*	0,21 \pm 0,06	0,23 \pm 0,05	0,05 \pm 0,01
Pyren	0,031 \pm 0,007	0,6 \pm 0,1	0,6 \pm 0,1	0,18 \pm 0,03
Benzo(a)antracen	0,017 \pm 0,002	0,05 \pm 0,04	0,04 \pm 0,01	<0,01
Krysen/trifenylen	0,068 \pm 0,004	0,14 \pm 0,07	0,06 \pm 0,01	<0,01
Benzo(b)fluoranten	0,037 \pm 0,007	0,08 \pm 0,05	0,06 \pm 0,02	<0,01
Benzo(k)fluoranten	<0,01	0,01 \pm 0,01*	0,013 \pm 0,004	<0,01
Benzo(a)pyren	0,0257 \pm 0,0006	0,04 \pm 0,03	0,05 \pm 0,01	<0,01
Ideno[1,2,3-cd]pyren	0,024 \pm 0,003	0,04 \pm 0,01	0,035 \pm 0,005	0,004 \pm 0,002
Dibenzo[a,h]antracen	<0,01	0,01 \pm 0,01*	<0,01	<0,01
Benzo[ghi]perylen	0,10 \pm 0,02	0,19 \pm 0,05	0,16 \pm 0,02	0,02 \pm 0,01
Sum PAH 16	0,31 \pm 0,05	1,6 \pm 0,5	1,8 \pm 0,3	0,65 \pm 0,08

*Under deteksjonsgrensen i en eller to av de tre parallelle prøvene. For prøvene under deteksjonsgrensen er halv deteksjonsgrense benyttet i beregning av gjennomsnittet.

Utlekkingen av PAH var høyest fra det brukte dekkklippet, etterfulgt av det nye dekkklippet og deretter gummigranulatet. I tillegg til høyere utlekking, ble det også påvist utlekking av flere PAH-er fra det brukte enn det nye dekkklippet. Av de 16 PAH-forbindelsene som det ble analysert for, ble 15 forbindelser påvist i utlekkingen fra det brukte dekkklippet, mens henholdsvis 8 og 9 forbindelser ble påvist i utlekkingen fra gummigranulatet og det nye dekkklippet. Fluoranten, pyren, ideno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylen var de eneste forbindelsene som det ble påvist utlekking av fra alle materialene. For det brukte dekkklippet var det høyest utlekking av pyren, etterfulgt av fluoranten og benzo(ghi)perylen. For det nye dekkklippet var det høyest utlekking av acenaftylen, pyren og naftalen. For gummigranulatet var det høyest utlekking av benzo(ghi)perylen, etterfulgt av krysen/trifenylen, benzo(b)fluoroanten og pyren. Utlekkingen av PAH-ene som ble påvist fra gummigranulatet og dekkklippene samsvarte i stor grad med forbindelsene som er kjent for å finnes i høyest konsentrasjoner i gummigranulat, med unntak av at det kunne vært ventet at utlekkingen av pyren fra gummigranulatet var noe høyere (Plessner og Lund, 2004, Oomen og De Groot, 2017, Llompart et al., 2013).

Det ble ikke påvist utlekking av benzo(ghi)perylene fra prøvene av gummigranulat i studien til Plessner og Lund (2004), mens benzo(ghi)perylene var forbindelsen det ble påvist høyest utlekking av fra gummigranulatet i denne studien. Utlekkingen av sum PAH 16 som ble målt i studien til Plessner og Lund (2004) var 0,44 og 0,87 µg/l for de to prøvene som ble undersøkt. Dette var høyere enn utlekkingen som ble påvist fra gummigranulatet fra kulefanget. Forskjellen kan skyldes at studien til Plessner og Lund (2004) ble utført før restriksjonene mot bruk av flere PAH i dekk ble innført 1. januar 2010. Forskjellen kan også skyldes generelle variasjoner i sammensetningen av gummien i dekk som granulatet framstilles fra, eller usikkerhet i målingene. Undersøkelser av PAH i gummigranulat fra lekeplasser i Spania viste at det var store forskjeller mellom hvilke PAH-er som ble påvist, i hvilke konsentrasjoner de ble påvist, og mellom ulike prøver av gummigranulat. Benzo(ghi)perylene ble for eksempel kun påvist i 8 av 21 prøver, og konsentrasjonen varierte mellom 0,2 og 12 µg/g (Llompart et al., 2013).

3.2.2.1 Nytt vs. brukt dekkklipp

Utlekkingen av sum PAH 16 fra det brukte dekkklippet (både A og B) var signifikant ($p < 0,05$) høyere enn fra det nye dekkklippet. Høyere utlekking av PAH fra det brukte enn det nye dekkklippet kan skyldes at det brukte dekkklippet var framstilt fra dekk produsert før restriksjonene mot PAH² ble innført. Det ble ikke påvist utlekking av benzo(a)pyren, benzo(a)antracen, krysene, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten og dibenzo(a,h)antracen, som er omfattet av restriksjonene, fra det nye dekkklippet, mens disse forbindelsene ble påvist i utlekkingen fra det brukte dekkklippet (med unntak av dibenzo(a,h)antracen fra brukt dekkklipp B). Resultatene tyder på at forskjellen i utlekkingen av PAH fra det brukte og det nye dekkklippet blant annet skyldes at nyere dekk inneholder mindre PAH. Depaolini et al. (2017) sammenliknet innhold av PAH i gummigranulat framstilt fra dekk produsert før og etter 2010, og fant ingen signifikant forskjell på innholdet av PAH-ene omfattet av restriksjonene. Alle prøvene som ble undersøkt av Depaolini et al. (2017) inneholdt høy konsentrasjon av benzo(e)pyren, og liten forskjell mellom det totale innholdet av PAH i prøvene kan skyldes generelt høy konsentrasjon av benzo(e)pyren i prøvene. En annen studie har også vist at benzo(e)pyren er vanlig å finne i gummigranulat i betydelige konsentrasjoner (Oomen og De Groot, 2017). Benzo(e)pyren er ikke blant de 16 PAH-ene som inngår i sum PAH 16, og det er mindre vanlig å inkludere analyse av denne forbindelsen. Som for metaller, kan også slitasje av gummien være en årsak til høyere utlekking av PAH fra det brukte enn det nye dekkklippet.

3.2.2.2 Gummigranulat vs. dekkklipp

Utlekkingen av sum PAH 16 fra gummigranulatet var signifikant lavere ($p < 0,05$) enn fra både det brukte og det nye dekkklippet. Det ble påvist utlekking av flere av PAH-ene omfattet av restriksjonene mot bruk av PAH i dekk fra gummigranulatet. Gummigranulatet var i likhet med det brukte dekkklippet av eldre dato, og dette kan forklare hvorfor flere av PAH-ene omfattet av restriksjonene ble påvist i utlekkingen fra gummigranulatet. Generelt lavere utlekking av PAH fra gummigranulatet enn dekkklippene kan komme av at PAH-ene i gummigranulatene i større

² Restriksjonene gjelder benzo(a)pyren, benzo(e)pyren, benzo(a)antracen, krysene, benzo(b)fluoranten, benzo(j)fluoranten, benzo(k)fluoranten og dibenzo(a,h)antracen. Innholdet av summen av disse PAH-ene skal være < 10 mg/kg, og innholdet av benzo(a)pyren skal være < 1 mg/kg. (EU, 2005)

grad var dampet av, brutt ned, eller hadde lekket ut gjennom årene gummigranulatet hadde vært i bruk, grunnet stort overflateareal av gummigranulatene. Han et al. (2008) undersøkte innhold av PAH i gummigranulat fra kunstgressbaner som hadde vært i bruk mellom 2 måneder og 7 år, og fant at innholdet av PAH generelt var lavere i gummigranulat fra eldre baner. Grunnet etterfylling av granulat på banene var det vanskelig å fastslå sammenhengen med sikkerhet. Det ble ikke påvist lavere innhold av Cd, Cr og Pb i gummigranulat fra eldre baner i studien av Han et al. (2008), som kunne tyde på at forskjellen mellom innholdet av PAH i nytt og eldre granulat skyldtes nedbrytning av PAH.

3.2.3 Ftalater

Konsentrasjonen av ftalaten som ble påvist i ristetesten av ett eller flere av materialene er gitt i Tabell 3.5. Ftalaten DBP, BBP, DEHA og DNOP ble ikke påvist over deteksjonsgrensene (0,1-0,7 µg/l) i noen av prøvene.

Tabell 3.5 Konsentrasjonen av ftalater i eluatene fra ristetestene av gummigranulat, brukt og nytt dekkklipp (gjennomsnitt (n=3) ± SD).

	Konsentrasjon [µg/l]			
	Gummigranulat	Brukt dekkklipp A	Brukt dekkklipp B	Nytt dekkklipp
DEHP	19 ± 2	0,29 ± 0,04	0,28 ± 0,07	0,20 ± 0,06
DEP	<0,3	<0,3	<0,3	0,8 ± 0,4
DINP	4,7 ± 0,5	<0,4	<0,4	<0,4

Utlekkingen av ftalater var >20 ganger høyere fra gummigranulatet enn fra dekkklippene, mens det ikke var signifikant (p<0,05) forskjell mellom utlekkingen av ftalater fra det brukte og det nye dekkklippet. Høyere utlekkning av ftalater fra gummigranulatet enn dekkklippene kan skyldes større overflateareal av gummigranulatet. Det ble påvist utlekkning av DEHP fra alle materialene, men utlekkingen fra både det brukte og det nye dekkklippet var relativt lav. Det ble påvist nest høyest utlekkning av DINP fra gummigranulatet, mens denne ftalaten ikke ble påvist i utlekkning fra det brukte eller det nye dekkklippet. Det ble påvist utlekkning av DEP fra det nye dekkklippet, men konsentrasjonen var relativt lav. Sammenliknet med mange andre ftalater, er det liten helse- og miljørisiko knyttet til DEP, og det er ikke utarbeidet restriksjoner mot bruk av DEP i Norge eller EU (Api, 2001, Miljøstatus.no, 2019). DINP er ikke oppført på den norske lista over prioriterte miljøgifter eller kandidatlista til REACH, men DINP er forbudt å bruke i enkelte produkter til små barn (Miljøstatus.no, 2019).

Utlekkingen av ftalater fra gummigranulatet samsvarte med at undersøkelser har vist at DEHP er ftalaten som forekommer hyppigst, og i relativt høy konsentrasjon i gummigranulat, og at DINP kan forekomme i høy konsentrasjon, men ikke like hyppig som DEHP (Llompert et al., 2013, Oomen og De Groot, 2017, Plessner og Lund, 2004). Plessner og Lund (2004) målte utlekkning av ftalater i to prøver av gummigranulat og fant at utlekkingen av DEHP var høyere enn utlekkingen av DINP, selv om det ble påvist høyere innhold av DINP enn DEHP i granulatene. Det ble påvist relativt høy utlekkning av DEP (6-8 µg/l) fra prøvene av gummigranulat i undersøkelsen til Plessner og Lund (2004), selv om det ikke ble påvist innhold

av DEP i prøvene. Resultatene indikerte at det ikke nødvendigvis er en sammenheng mellom høyt innhold og høy utlekking av ftalater fra gummigranulat.

3.2.4 Mikroplast

Konsentrasjonen av de ulike typene mikroplast som ble påvist i ristetestene av materialene er gitt i Tabell 3.6.

Tabell 3.6 Konsentrasjonen av mikroplast (>27 µm) i eluatene fra ristetestene av gummigranulat, brukt og nytt dekkklipp (gjennomsnitt (n=3) ± SD). Min. og maks. konsentrasjon som ble påvist er gitt i parentes.

	Konsentrasjon [µg/l]			
	Gummigranulat	Brukt dekkklipp A	Brukt dekkklipp B	Nytt dekkklipp
PE	26 ± 17 (8-41)	14 ± 15 (4-31)	10 ± 14* (n.d.-26)	<3
PP	6 ± 2 (4-8)	20 ± 18 (6-40)	3,3 ± 0,8 (2,5-3,3)	5 ± 1 (4-6)
PS	0,8 ± 0,5* (n.d.-1,3)	0,7 ± 0,4* (n.d.-1,2)	<1	1,0 ± 0,8 (n.d.-1,9)
PVC	32 ± 20 (9-47)	212 ± 63 (171-285)	109 ± 84 (48-205)	53 ± 8 (48-62)
PET	14 ± 18 (n.d.-35)	1287 ± 521 (842-1860)	332 ± 264 (126-629)	170 ± 17 (159-189)
PA6	1 ± 2* (n.d.-3)	45 ± 49 (3-99)	0,8 ± 0,6* (n.d.-1,5)	3 ± 2* (n.d.-4)
PMMA	3 ± 4* (n.d.-7)	1,7 ± 0,5 (n.d.-1,5)	2 ± 1* (n.d.-2,6)	<1
PC	<1	1 ± 1* (n.d.-2)	<1	<1

*Under deteksjonsgrensen i en eller to av de parallelle prøvene. For prøvene under deteksjonsgrensene er halv deteksjonsgrense benyttet i beregning av gjennomsnittet.

Utlekkingen av mikroplast var høyest fra brukt dekkklipp A, etterfulgt av brukt dekkklipp B, det nye dekkklippet og gummigranulatet. I motsetning til for metaller, PAH og ftalater var det stor forskjell mellom utlekkingen av mikroplast fra de to prøvene av brukt dekkklipp. Det var også store forskjeller mellom konsentrasjonen av mikroplast i de ulike parallellene av samme prøve, spesielt for prøvene av gummigranulatet og det brukte dekkklippet. Store forskjeller mellom parallellene gjenspeiles i store usikkerheter i gjennomsnittsverdiene i Tabell 3.6. Forskjellene mellom parallellene var mye høyere for analysen av mikroplast enn for metaller, PAH og ftalater. Høyere usikkerhet i målingene av mikroplast kan skyldes mer heterogen fordeling av mikroplast i eluatene. Analyselaboratoriet har opplyst at kun deler av prøven som ble sendt til analyse av mikroplast ble filtrert fordi filtret gikk tett på grunn av et stort antall partikler i prøvene. En kombinasjon av heterogen fordeling av mikroplast i prøvene, uttak av en liten prøve til analyse og usikkerhet i analysemetoden, er sannsynligvis årsaken til de store forskjellene mellom parallellene, og mellom de to prøvene av det brukte dekkklippet.

Til tross for store usikkerheter i resultatene, er det mulig å se trender i utlekkingen av mikroplast fra de ulike materialene. For både det brukte og det nye dekkklippet utgjorde utlekkingen av PET den største andelen (73-81 %) av utlekkingen av mikroplast, etterfulgt av PVC (13-24 %). For gummigranulatet utgjorde utlekkingen av PVC (39 %) og PE (31 %) de største andelene av mikroplasten som ble påvist i eluatene, etterfulgt av PET (17 %). Det ble påvist lav eller ingen utlekking av PS, PMMA og PC fra materialene. Gummigranulatet, brukt dekkklipp B og det nye dekkklippet viste også lav eller ingen utlekking av PP og PA6, mens disse typene mikroplast ble

påvist i relativt høye konsentrasjoner i utlekkingen fra brukt dekkklipp A. Brukt dekkklipp A viste også høyere utlekking av PET og PVC enn de andre materialene. Høyere utlekking av mange av plasttypene fra brukt dekkklipp A kan tyde på at dekk inneholder flere typer plast, og at ulike typer mikroplast derfor forekommer samtidig.

De vanligste bruksområdene for PET er som syntetiske tekstilfibre og i plastflasker, PVC benyttes i møbler, bygninger, vindusrammer, rør og kabler, og PE i plastfilmer til ulike typer poser, plastbeholdere og som isolator i ledninger (Jankauskaite et al., 2008, Andrady og Neal, 2009). Det er kjent at PVC kan inneholde betydelige mengder ftalater (Oehlmann et al., 2009), men det var ingen sammenheng mellom prøven som viste høyest utlekking av PVC (brukt dekkklipp A) og prøven som viste høyest utlekking av ftalater (gummigranulat).

Høyere utlekking av mikroplast fra det brukte sammenliknet med det nye dekkklippet kan skyldes at slitasje av gummien har gjort plastpolymerene i det brukte dekkklippet mer tilgjengelige for utlekking. Det ble derimot påvist høyere utlekking av mikroplast fra brukt dekkklipp A enn brukt dekkklipp B, selv om dekkklipp A bar mindre preg av slitasje enn brukt dekkklipp B. Det var stor usikkerhet knyttet til utlekkingen av mikroplast både fra brukt dekkklipp A og B, men forskjellen mellom utlekkingen av mikroplast fra de to prøvene var signifikant ($p < 0,05$). Det var signifikant ($p < 0,05$) lavere utlekking av mikroplast fra gummigranulatet enn fra brukt dekkklipp A og det nye dekkklippet, mens forskjellen mellom utlekkingen fra gummigranulatet og brukt dekkklipp B ikke var signifikant ($p > 0,05$). Lavere utlekking av mikroplast fra gummigranulatet kan skyldes at små og løse plastpartikler fjernes under produksjonen av gummigranulat, eller at slike plastpartikler hadde lekket ut under bruk av gummigranulatet i kulefanget eller da gummigranulatet ble rensset for prosjektiler for gjenbruk. Avhengig av definisjonen av mikroplast, kan gummigranulat i seg selv regnes som mikroplast på grunn av størrelsen.

Syntetisk gummi i dekk består i stor grad av SBR som er en polymer av 1,3-butadien og styren. Pyrolyse av SBR har vist å gi 1,3-butadien og styren som nedbrytningsprodukter (Kaminsky og Mennerich, 2001). Styren er også bestanddelen i PS, som det ble analysert for, men ikke påvist, i eluatene fra ristetestene. Pyrolyse av PS gir flere nedbrytningsprodukter enn styren, og analyselaboratoriet har oppgitt at de ikke benyttet styren til å identifisere PS. Dette kan forklare hvorfor styren (som nedbrytningsprodukt fra SBR) ikke ble påvist i prøvene, selv om det er sannsynlig at prøvene inneholdt partikler av SBR. Analysen av mikroplast ved Eurofins er kun utarbeidet for de åtte plasttypene angitt i Tabell 3.2 og tar ikke høyde for innhold av eventuelle andre plasttyper i prøvene. For å identifisere og kvantifisere SBR og andre gummityper i dekk, må det benyttes andre testbetingelser.

3.3 Oppsummering og sammenlikning av utlekking av miljøgifter fra gummigranulat og dekkklipp

Det ble påvist høyest utlekking av metaller og mikroplast fra prøvene av gummigranulat, brukt og nytt dekkklipp, mens utlekkingen av PAH og ftalater var relativt lav. Utlekkingen av metaller og ftalater var høyest fra gummigranulatet. Det var større forskjell mellom utlekkingen av

ftalater enn av metaller fra materialene. Det ble ikke påvist ftalater i høye konsentrasjoner hverken i eluatet fra det brukte eller det nye dekkklippet, mens både gummigranulatet og det brukte dekkklippet viste høy utlekking av metaller. Utlekkingen av PAH var høyest fra det brukte dekkklippet, men konsentrasjonen av PAH i eluatene var generelt lav. Det var mindre forskjell mellom utlekkingen av PAH enn mellom utlekkingen av metaller, ftalater og mikroplast fra materialene.

Høyere utlekking av ftalater fra gummigranulatet enn dekkklippene kan skyldes større overflateareal av gummigranulatene. Selbes et al. (2015) sammenliknet utlekking av løst organisk karbon (DOC) fra prøver av gummigranulat og dekkklipp og fant at gummigranulat viste betydelig høyere utlekking av DOC enn dekkklipp. Forskjellen ble forklart med at topp- og bunnflaten av dekk allerede har blitt slitt ned gjennom bruk av dekkene, slik at utlekkingen fra dekkklipp og gummigranulat først og fremst vil skje fra de nylig eksponerte overflatene som oppstår ved framstilling av produktene. Dette kan være en årsak til at utlekkingen av ftalater var høyere fra gummigranulatet enn fra dekkklippene. En grunn til at denne forskjellen ikke ble observert i tilsvarende grad for metaller, kan skyldes at metaller er mer mobile enn organiske miljøgifter, og derfor i større grad lekker ut uavhengig av slitasje av gummien. Plesser og Lund (2004) sammenliknet mobiliteten av Zn og organiske forbindelser fra gummigranulat, og fant at mobiliteten av Zn var betydelig høyere enn mobiliteten av ftalater og PAH, og PAH hadde lavest mobilitet av disse forbindelsene.

Større forskjell mellom utlekkingen av metaller enn PAH fra det brukte og det nye dekkklippet, kan skyldes at ammunisjonsrester på det brukte dekkklippet bidro til utlekkingen av metaller. I tillegg brytes ikke metaller ned ved eksponering for lys og varme, slik som kan være tilfelle for organiske miljøgifter som PAH. Høyere utlekking av metaller, PAH og mikroplast fra det brukte enn det nye dekkklippet kan også skyldes skuddskader og slitasje av det brukte dekkklippet som har gjort miljøgiftene i gummien mer tilgjengelige for utlekking. Høyere utlekking av PAH fra det brukte enn det nye dekkklippet har sannsynligvis sammenheng med at det brukte dekkklippet var framstilt fra dekk produsert før restriksjonene mot PAH ble innført.

4 Miljørisikovurdering av avrenning fra kulefang med gummigranulat/deklipp

Ristetestene av prøvene av gummigranulat og deklipp viste at materialene kan lekke ut metaller som Zn, Pb og Cu, organiske miljøgifter som enkelte PAH-er og ftalater, og mikroplast. Avrenning fra kulefang med gummigranulat/deklipp kan medføre spredning av disse miljøgiftene til nærliggende vannforekomster. De fleste skytefelt i Norge befinner seg i innlandet og risikoen knyttet til spredning av miljøgifter er først og fremst relatert til avrenning til elver, innsjøer eller grunnvann. Miljørisikoen ved avrenning fra kulefang med gummigranulat/deklipp som fyllmateriale kan vurderes ved å beregne konsentrasjonen av miljøgiftene som kan oppstå i en nærliggende resipient, og sammenlikne konsentrasjonene med miljøkvalitetsstandardene for stoffene.

4.1 Metode for beregning av avrenning av miljøgifter fra kulefang

Konsentrasjonen av et forurensningsstoff i en resipient kan beregnes ut fra konsentrasjonen av stoffet ved kilden og en fortynningsfaktor, som beskrevet i «Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt» (Voie et al., 2010). Følgende likning kan benyttes til beregningen:

$$C_r = C_w \times \frac{A_d}{A_p} \quad (4.1)$$

- C_r - forurensningskonsentrasjon i resipient,
- C_w - forurensningskonsentrasjon i porevann ved kilden,
- A_d - areal av forurenset område,
- A_p - areal av nedbørsfelt

Forurensningskonsentrasjonen i porevann ved kilden kan beregnes ut fra konsentrasjonen av stoffet i det faste materialet (jord) og parametere som fordelingskoeffisienten av stoffet i jord og vann, og egenskaper ved jorda, som beskrevet i «Veiledning 99:01a. Risikovurdering av forurenset grunn» (SFT, 1999). Beregningene i «Veiledning 99:01a» er ikke utviklet for materialer av gummi, som kan ventes å ha vesentlig annerledes utlekkingssegenskaper enn jord. Flere studier har vist at enkelte miljøgifter i liten grad lekker ut fra gummigranulat, selv om det har blitt påvist at materialene inneholder miljøgiftene (Plesser og Lund, 2004, Bocca et al., 2009). Som et alternativ til å beregne konsentrasjonen i porevannet ut fra konsentrasjonen av stoffet i materialet, kan konsentrasjonen av miljøgiftene i eluatene fra ristetestene benyttes. Fortyningningsfaktoren i likning 4.1 er gitt av forholdet mellom arealet av det forurensete området og arealet av det aktuelle nedbørsfeltet. En nærmere vurdering av valg av parametere er gitt i de følgende avsnittene.

4.1.1 Forurensningskonsentrasjon ved kilden

Ristetesten som ble gjennomført for gummigranulatet og dekkklippene er i utgangspunktet tiltenkt basiskarakterisering av avfall for å få informasjon om utlekkingssegenskapene til avfallet på kort og lang sikt (CEN, 2005). Sammenlikning av resultater fra utlekkings tester og avrenning fra fyllmaterialer har vist at utlekkings tester både kan over- og underestimere utlekkningen av miljøgifter (Kmet et al., 2003). Statens vegvesen har vurdert miljørisikoen ved avrenning fra voller med dekkklipp, og fant at utlekkningen av metaller, spesielt Zn og Cd, målt ved ristetest var betydelig lavere enn porevannskonsentrasjonene beregnet iht. «Veiledning 99:01a», mens utlekkningen av enkelte PAH-er var høyere enn konsentrasjonene som ble beregnet iht. veiledningen (Statens vegvesen, 2007).

Variigheten på ristetestene som ble gjennomført var 48 timer, som kan antas å være vesentlig lengre enn kontakttiden mellom gummigranulat/dekkklipp og regnvann i et kulefang under reelle forhold. Undersøkelser har vist at dekkklipp har høy permeabilitet (Westerberg og Mácsik, 2001). Dette tilsier at regnvann vil ha relativt kort oppholdstid i et kulefang. Ristetestene ble utført under kontinuerlig rotasjon som kan forventes å gi høyere utlekking av miljøgifter enn under reelle forhold der materialene i stor grad vil ligge i ro. Ristetesten er tilpasset slik at likevektsbetingelser for de fleste forbindelsene skal være oppnådd ved testslutt (CEN, 2005). Basert på dette kan det antas som lite sannsynlig at det vil forekomme høyere utlekking av miljøgifter fra materialene enn det som ble målt i eluatene fra ristetestene.

Ristetestene ble utført i Milli-Q-vann med pH på omtrent 7. Utlekkningen i Milli-Q-vann er ikke nødvendigvis representativ for utlekkningen ved reelle forhold. Regnvann i Norge har typisk en pH på rundt 5 (Vet et al., 2014). Flere studier har vist at utlekkningen av Zn og andre metaller fra gummigranulat og dekkklipp er høyere i surt vann ved pH 3-5 enn i deionisert vann ved pH 7 (Selbes et al., 2015, Bocca et al., 2009). Utlekkningen av miljøgifter fra gummigranulatet og dekkklippene kunne vært høyere dersom ristetestene hadde blitt utført i surere vann.

Eluatet fra ristetestene fikk sedimentere i omtrent 24 timer før det ble tatt ut prøver til analyse. Konsentrasjonen av miljøgifter i eluatene ville sannsynligvis vært høyere dersom sedimenterte partikler hadde inngått i analysene. I tillegg til at det var praktisk utfordrende å analysere prøver med høyt innhold av partikler, anses det ikke som relevant å inkludere partikler i analysen, da partikler også under reelle forhold vil sedimentere og i mindre grad transporteres med avrenningsvannet. Innholdet av partikler i avrenningsvann fra kulefang med dekkklipp/gummigranulat vil også naturlig reduseres ved at dekkklippene og gummigranulatet legges på et lag av sand eller en membran i kulefanget.

4.1.2 Fortynningsfaktor

Størrelsen av et kulefang avhenger av størrelsen og bruksområdene til skytebanen. Det kan være store variasjoner i størrelsen av kulefang. Som et estimat for beregning av avrenning fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp som fyllmateriale, ble det tatt det utgangspunkt i et kulefang med en bredde på 45 meter (basert på plass til 30 skyttere) og dybde på 8 meter. Dette gir et areal av grunnflata i kulefanget på 360 m².

Det er vanskelig å gi et generelt estimat for nedbørsfelt da dette vil avhenge av hvor skytefeltet befinner seg. Arealet av et nedbørsfelt kan variere fra <0,1 til >1000 km². Nedbørsfeltet som benyttes i beregning av spredning av miljøgifter fra et kulefang må være relevant for punktet i resipienten der forurensningskonsentrasjonen skal estimeres, og det er kun nedbørsfeltet oppstrøms punktet i resipienten som det er relevant å ta hensyn til (Voie et al., 2010). For å ta høyde for at det kan være store variasjoner i arealet av et nedbørsfelt, ble det tatt utgangspunkt i et «lite» og et «stort» nedbørsfelt med areal på henholdsvis 100 000 og 500 000 m² i denne miljørisikovurderingen.

4.2 Spredning av miljøgifter fra kulefang med gummigranulat/deklipp

Flere av miljøgiftene som det ble påvist utlekking av fra gummigranulatet og deklippene ble påvist i lave konsentrasjoner. Konsentrasjonene var i flere tilfeller lavere enn miljøkvalitetsstandardene for stoffene. Miljørisikoen ved avrenningen av disse stoffene anses som liten, og det er ikke gjort beregninger av forurensningskonsentrasjonen i resipient for disse stoffene. Dette gjaldt blant annet metallene Cd, Cr, Hg og Ni, og PAH-ene naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen og benzo(k)fluoranten i eluatene for alle materialene som ble undersøkt.

4.2.1 Kulefang med gummigranulat

For å vurdere spredning av miljøgifter fra kulefang med gummigranulat, ble det tatt utgangspunkt i at gummigranulatet ligger åpent i kulefanget slik at det utsettes for nedbør. I tilfeller der gummigranulatet er dekket av en duk, som for eksempel i et STAPP-kulefang, vil ikke gummigranulatet utsettes for nedbør og det anses som lite relevant å vurdere risikoen ved avrenning i slike tilfeller.

Miljørisikoen ved avrenning av miljøgifter fra gummigranulat i kulefang kan først og fremst relateres til avrenning av Zn, som det ble påvist høy utlekking av i ristetestene. I tillegg ble det påvist relativ høy utlekking av Pb, og konsentrasjonen av As i eluatet fra ristetesten var også høyere enn miljøkvalitetsstandardene for stoffet. I tillegg ble det påvist konsentrasjoner av DEHP, og enkelte PAH-er over miljøkvalitetsstandardene i eluatene. Konsentrasjonen av de øvrige metallene og PAH-ene i eluatene fra ristetestene av gummigranulatet var lavere enn miljøkvalitetsstandardene for stoffene.

4.2.1.1 Beregnet spredning av miljøgifter fra kulefang med gummigranulat

Beregnet spredning av As, Pb, Zn, enkelte PAH-er og DEHP fra kulefang med gummigranulat som fyllmateriale, sammenliknet med miljøkvalitetsstandardene for stoffene, er vist i Tabell 4.1. Konsentrasjonen i resipienten er beregnet med likning 4.1 med et areal av forurenset område på 360 m², og et «lite» og «stort» nedbørsfelt på henholdsvis 100 000 og 500 000 m².

Tabell 4.1 Beregnet spredning av miljøgifter fra kulefang med gummigranulat sammenliknet med miljøkvalitetsstandardene for stoffene. Beregnede konsentrasjoner i resipient som overstiger miljøkvalitetsstandardene er markert i rødt.

Parameter	Konsentrasjon i eluat fra ristetest [µg/l]	Beregnet konsentrasjon i resipient [µg/l]		Miljøkvalitetsstandard (årlig gjennomsnitt/maksverdi) [µg/l]
		“Lite” nedbørsfelt	“Stort” nedbørsfelt	
Metaller:				
As	0,62 ± 0,07	0,002	0,0005	0,5/8,5
Pb	180 ± 17	0,7	0,1	1,2*/14
Zn	2267 ± 153	8,2	1,6	11/11
PAH:				
Fluoranten	0,010 ± 0,004	0,00004	0,000007	0,0063/0,12
Pyren	0,031 ± 0,007	0,0001	0,00002	0,023/na
Benzo(a)antracen	0,017 ± 0,002	0,00006	0,00001	0,012/0,018
Benzo(b)fluoranten	0,037 ± 0,007	0,00001	0,000003	na/0,017
Benzo(a)pyren	0,0257 ± 0,0006	0,00009		0,00017/0,27
Benzo(ghi)perylene	0,10 ± 0,02	0,0003	0,00007	na/0,00082
Ftalater:				
DEHP	19 ± 2	0,07	0,01	1,3**

*biotilgjengelig konsentrasjon
na – ikke angitt

Basert på de gjennomførte beregningene, vil ikke konsentrasjonen av metaller, PAH eller DEHP i resipienten overskride miljøkvalitetsstandardene for stoffene etter fortynning av avrenningsvannet fra kulefanget, hverken for et «lite» eller «stort» nedbørsfelt. Miljørisikoen ved avrenning av metaller, PAH og ftalater fra kulefang med gummigranulat som fyllmateriale anses for å være liten.

4.2.2 Kulefang med dekkklipp

Det var store forskjeller mellom utlekkingen av miljøgifter fra det brukte og det nye dekkklippet. Forskjellene mellom utlekkingen fra nytt og brukt dekkklipp kan ses på som mål for hvordan utlekkingen vil være når materialene først tas i bruk, og hvordan utlekkingen kan utvikle seg når dekkklippene har blitt brukt en tid. Dekklippene var produsert på forskjellige tidspunkt, og enkelte av forskjellene mellom utlekkingen, spesielt av PAH, kan skyldes forskjeller i innholdsstoffene i dekkene, framfor forskjeller i utlekkingsegenskapene grunnet slitasje av dekkklippene.

Det ble påvist forholdsvis høy utlekking av Zn fra dekkklippene i ristetestene, spesielt fra det brukte dekkklippet. Det ble også påvist konsentrasjoner av Pb og Cu over miljøkvalitetsstandardene i eluatene fra ristetestene av det brukte dekkklippet. Konsentrasjonen av enkelte PAH-er var også høyere enn miljøkvalitetsstandardene, både for det brukte og det

nye dekkklippet. Konsentrasjonen av de øvrige metallene, PAH-ene og ftalatene i eluatene fra ristetestene var lavere enn miljøkvalitetsstandardene for stoffene.

4.2.2.1 Beregnet spredning av miljøgifter fra kulefang med dekkklipp

Beregnet spredning av Pb, Cu, Zn og enkelte PAH-er fra kulefang med brukt og nytt dekkklipp som fyllmateriale, sammenliknet med miljøkvalitetsstandardene for stoffene, er vist i henholdsvis Tabell 4.2 og Tabell 4.3. Konsentrasjonen i resipienten er beregnet med likning 4.1 med et areal av forurenset område på 360 m², og et «lite» og «stort» nedbørsfelt på henholdsvis 100 000 og 500 000 m². Beregnede konsentrasjoner i resipient som overstiger miljøkvalitetsstandardene er markert i rødt.

Tabell 4.2 Beregnet spredning av miljøgifter fra kulefang med brukt dekkklipp sammenliknet med miljøkvalitetsstandardene for stoffene. Beregnede konsentrasjoner i resipient som overstiger miljøkvalitetsstandardene er markert i rødt.

Parameter	Konsentrasjon i eluat fra ristetest [$\mu\text{g/l}$]*	Beregnet konsentrasjon i resipient [$\mu\text{g/l}$]		Miljøkvalitetsstandard (årlig gjennomsnitt/ maksverdi) [$\mu\text{g/l}$]
		“Lite” nedbørsfelt	“Stort” nedbørsfelt	
Metaller:				
Pb	43 ± 11	0,15	0,03	1,2*/14
Cu	108 ± 48	0,4	0,08	7,8/7,8
Zn	1365 ± 330	4,9	1,0	11/11
PAH:				
Fluoranten	0,22 ± 0,05	0,0008	0,00002	0,0063/0,12
Pyren	0,6 ± 0,1	0,002	0,0005	0,023/na
Benzo(a)antracen	0,04 ± 0,03	0,0002	0,00003	0,012/0,018
Krysen/trifenylen	0,10 ± 0,06	0,0004	0,00007	0,07/0,07
Benzo(b)fluoranten	0,07 ± 0,03	0,0002	0,00005	na/0,017
Benzo(a)pyren	0,05 ± 0,02	0,00017	0,00003	0,00017/0,27
Dibenzo(a,h)antracen	0,010 ± 0,009	0,00004	0,000007	0,0006/0,014
Benzo(ghi)perylene	0,18 ± 0,04	0,0006	0,00001	na/0,00082

*gjennomsnitt av utlekkingen fra dekkklipp A og B

Tabell 4.3 Beregnet spredning av miljøgifter fra kulefang med nytt dekkklipp sammenliknet med miljøkvalitetsstandardene for stoffene. Beregnede konsentrasjoner i resipient som overstiger miljøkvalitetsstandardene er markert i rødt.

Parameter	Konsentrasjon i eluat fra ristetest [$\mu\text{g/l}$]	Beregnet konsentrasjon i resipient [$\mu\text{g/l}$]		Miljøkvalitetsstandard (årlig gjennomsnitt/maks verdi) [$\mu\text{g/l}$]
		«Lite» nedbørsfelt	«Stort» nedbørsfelt	
Metaller:				
Zn	163 \pm 330	0,6	0,1	11/11
PAH:				
Fluoranten	0,05 \pm 0,01	0,005	0,0001	0,0063/0,12
Pyren	0,18 \pm 0,03	0,0007	0,0001	0,023/na
Benzo(ghi)perylen	0,02 \pm 0,04	0,00009	0,00002	na/0,00082

Basert på de gjennomførte beregningene, kan konsentrasjonen av benzo(a)pyren i resipienten komme opp i konsentrasjoner som tilsvarer miljøkvalitetsstandarden for stoffet i tilfeller med relativt liten fortynning av avrenningsvann fra kulefang med brukt dekkklipp. På bakgrunn av restriksjonene mot bruk av PAH, deriblant benzo(a)pyren, i dekk som ble innført i EU i 2010, kan det ventes at dekkklipp og gummigranulat framstilt fra dekk produsert etter 2010 vil inneholde mindre benzo(a)pyren. Risikoen knyttet til avrenning av benzo(a)pyren og andre PAH-er vil sannsynligvis være mindre for kulefang med dekkklipp av nyere dato enn beregnet for det brukte dekkklippet i denne studien. For metallene og de øvrige PAH-ene, viste beregningene at konsentrasjonene i resipienten ikke vil overskride miljøkvalitetsstandardene for stoffene etter fortynning, hverken for avrenning fra kulefang med nytt eller brukt dekkklipp, eller «lite» eller «stort» nedbørsfelt. Miljørisikoen ved avrenning av metaller, PAH og ftalater fra kulefang med dekkklipp anses for å være liten.

4.2.2.2 Feltprøve av avrenningsvann fra kulefang med dekkklipp

I mai 2019 ble det tatt en prøve av avrenningsvann fra kortholdsbane 2 på RØ SØF, der prøvene med dekkklipp var hentet fra. Resultatene (vedlegg D) viste at avrenningsvannet inneholdt noe Cu (8,1 $\mu\text{g/l}$), antimon (Sb) (6,1 $\mu\text{g/l}$) og Fe (7,6 $\mu\text{g/l}$), mens konsentrasjonen av Pb (0,09 $\mu\text{g/l}$) og Zn (0,82 $\mu\text{g/l}$) i avrenningsvannet var lav. Det ble ikke påvist PAH-er eller fenolforbindelser over deteksjonsgrensene til analysene i avrenningsvannet. Den lave konsentrasjonen av Zn, og de forholdsvis høye konsentrasjonene av Cu og Sb, i avrenningsvannet kan tyde på at metallene som ble påvist kom fra ammunisjonsrester i kulefanget framfor dekkklippene. Det at det ikke ble påvist PAH i avrenningsvannet kan ha sammenheng med at kulefanget inneholdt nytt dekkklipp som det ble påvist forholdsvis lav utlekking av i ristetestene.

4.2.3 Spredning av mikroplast

Det ble påvist forholdsvis høy utlekking av mikroplast fra dekkklippene, spesielt fra det brukte dekkklippet. Mikroplastpartiklene som ble påvist i ristetestene er sannsynligvis plast som har løsnet fra dekkklippene enten som følge av skuddpåvirkning, eksponering for sollys, tidligere

slitasje av dekkene, eller som følge av påvirkningen dekkklippene ble utsatt for under ristetesten. Utlekkingen av mikroplast fra dekkklipp i kulefang under reelle forhold vil sannsynligvis være mindre enn det som ble påvist i ristetestene, men resultatene indikerer at det kan være en risiko for spredning av mikroplast fra kulefang med dekkklipp som fyllmateriale. Som for øvrige miljøgifter, vil konsentrasjonen av mikroplast i avrenningsvann fra kulefang med dekkklipp reduseres som følge av fortykning av avrenningen.

Det finnes ingen standardisert metode for å vurdere miljørisikoen ved spredning av mikroplast, eller grenseverdier som angir konsentrasjoner av mikroplast som ikke utgjør en risiko for vannlevende organismer. Everaert et al. (2018) gjennomførte en risikovurdering av mikroplast (<5 mm) i marine miljøer og fant at det var lite sannsynlig at skadelige effekter ville oppstå for konsentrasjoner <7 partikler per liter vann (<6650 flytende partikler per m³ vann). Konsentrasjonen av mikroplast som kunne gi skadelige effekter varierte for ulike typer organismer og ulike typer mikroplast. De fleste studier av mikroplast angir konsentrasjoner som antall partikler framfor mengde per liter. Dette gjør det vanskelig å sammenlikne resultatene fra ristetestene med andre undersøkelser av mikroplast, og med grenseverdien foreslått av Everaert et al. (2018). Risikovurderingen av Everaert et al. (2018) ble utført for mikroplast <5 mm, mens resultatene fra ristetestene var for mikroplast <27 µm. Manglende standardisering av analysemetoder og definisjoner av mikroplast gjør det utfordrende å vurdere miljørisikoen ved utslipp av mikroplast. Dekklipp kan være en kilde til utslipp av mikroplast, men i hvilken grad avrenningen av mikroplast fra kulefang med dekkklipp som fyllmateriale vil utgjøre en miljørisiko for vannlevende organismer i resipienten, er vanskelig å fastslå.

Det ble påvist lav utlekking av mikroplast fra gummigranulatet i ristetestene, men avhengig av hvilken definisjon som legges til grunn, kan gummigranulat i seg selv betegnes som mikroplast. Spredning av gummigranulat fra kulefang kan derfor innebære spredning av mikroplast. For kunstgressbaner er det estimert at omtrent 10 % av gummigranulatet havner utenfor banen i løpet av et år (Miljøstatus.no, 2019). Spredning av gummigranulat fra kunstgressbaner kan for eksempel skje ved snørydding, og ved at granulatet fraktes med sko, klær og utstyr som brukes på banen. Sammenliknet med kunstgressbaner, kan det antas at gummigranulat i kulefang i mindre grad utsettes for aktiviteter som medfører spredning av granulatene. I tilfeller der gummigranulatet ligger løst i et kulefang vil det kunne spres når det utsettes for påvirkning av skudd, og med avrenningsvann fra kulefanget. Dette kan innebære at det er en risiko for spredning av mikroplast fra kulefang med gummigranulat som fyllmateriale.

4.3 Konklusjoner fra miljørisikovurdering av avrenning fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp

I denne miljørisikovurderingen er det tatt utgangspunkt i utlekkingen av miljøgiftene som ble påvist i ristetestene av prøvene av gummigranulat og dekkklipp. Med utgangspunkt i utlekkingen som ble påvist i ristetestene, er det lite sannsynlig at avrenning fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp som fyllmateriale vil gi konsentrasjoner av miljøgifter i resipienten som vil overskride miljøkvalitetsstandardene for stoffene. Dette gjaldt både tilfeller med små

nedbørsfelt og relativt liten fortynning av avrenningsvannet, og tilfeller med større nedbørsfelt og relativt stor fortynning av avrenningsvannet.

Avrenningen av miljøgifter fra gummigranulat/dekkklipp vil kunne være høyere enn avrenningen av miljøgifter fra tradisjonelle fyllmaterialer som sand og jord, som inneholder lave konsentrasjoner av miljøgifter. Gummigranulat og dekkklipp kan derimot også bidra til å redusere avrenningen av metaller fra prosjektiler i kulefang. Gummigranulat og dekkklipp har vist å forårsake mindre slitasje, fragmentering og deformasjon av prosjektiler sammenliknet med sand (Cole, 2010). Redusert fragmentering av prosjektiler vil redusere korrosjonshastigheten og faren for utlekking av metaller fra prosjektilene. Gummigranulat og dekkklipp har også vist gode rikosjettdempende egenskaper, som kan redusere sekundær spredning av prosjektilrester i naturen.

Metallene som i størst grad kan lekke ut fra gummigranulat og dekkklipp er metaller som også finnes i ammunisjon. Utslippet av metaller fra prosjektiler i kulefanget vil komme i tillegg til utslippene fra metaller i gummigranulat og dekkklipp. Ved vurdering av den totale miljørisikoen ved avrenning fra kulefang, bør det tas hensyn til alle bidrag som påvirker utslippet av miljøgifter fra kulefanget.

5 Metoder for rensing av avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekklipp

Miljøriskovurderingen av avrenning fra kulefang med gummigranulat/dekklipp som fyllmateriale viste at det var liten risiko for at avrenningen vil medføre spredning av miljøgifter i miljøskadelige konsentrasjoner. Det kan likevel være behov for å redusere konsentrasjonen av miljøgifter i avrenningsvann fra kulefang av ulike årsaker. For skytefelt med tillatelse fra Miljødirektoratet eller fylkesmannen, har Forsvarsbygg og brukere av feltet for eksempel en plikt til å redusere forurensningen fra feltet så langt det er mulig, selv om forurensningen holdes innenfor fastsatte vilkår.

Resultatene fra ristetestene av gummigranulatet og dekklippene viste at det var høyest utlekking av Zn, i tillegg til noe utlekking av Cu, Pb, enkelte PAH-er og ftalater. Det er først og fremst disse miljøgiftene det kan være behov for å rense i avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekklipp som fyllmateriale. I tillegg kan det være behov for tiltak som reduserer spredning av mikroplast. Av praktiske hensyn bør renseløsninger for avrenningsvann fra kulefang ikke kreve kontinuerlig vedlikehold, som for eksempel påfyll av kjemikalier.

Eksempler på renseløsninger som kan benyttes for å redusere konsentrasjonen av miljøgifter i avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekklipp som fyllmateriale, er beskrevet under. I vurderingen av aktuelle renseløsninger er det tatt utgangspunkt i kvaliteten på eluatet fra ristetestene av prøvene av gummigranulat og dekklipp. Eluatet inneholdt forholdsvis mye partikler. Innholdet av partikler i avrenningsvann fra kulefang med dekklipp/gummigranulat kan være mindre under reelle forhold der et sandlag under fyllmaterialene fungerer som en naturlig barriere for spredning av partikler. Hvilke renseløsninger som er aktuelle for et bestemt kulefang, bør vurderes ut fra kvaliteten på avrenningsvannet for hvert enkelt tilfelle.

5.1 Sedimentasjon

Et sedimentasjonsbasseng sørger for at strømningshastigheten til avrenningsvannet reduseres slik at partikulært materiale i vannet kan sedimentere. Dette vil gjøre at konsentrasjonen av miljøgifter som er assosiert med partikler i vannet reduseres. Bruk av sedimentasjonsbasseng er en vanlig løsning for rensing av avrenningsvann fra veier og gruver (Meland et al., 2010, Johnson og Hallberg, 2005). Sedimentasjonsbasseng har også blitt testet ut for å redusere avrenning av metaller fra enkelte skytefelt (Mariussen et al., 2016, Roseth et al., 2011).

Forsøk med sedimentasjonsbasseng for rensing av overvann forurenset med suspendert stoff, metaller og PAH i Odense, Danmark viste at konsentrasjonen av suspendert stoff og PAH i vannet ble redusert med henholdsvis 60 og 70 %, mens konsentrasjonen av Pb, Cu og Zn ble redusert med henholdsvis omtrent 70, 60 og 40 %, basert på målinger gjennom ett år (Åstebøl et al., 2012). Rensegraden var høyest for Pb, som samsvarte med at Pb i størst grad er bundet til partikulært materiale i vann. Statens vegvesen har rapportert om noe høyere renses effekter for

suspendert stoff, PAH (begge rundt 85 %) og Zn (rundt 70 %) ved rensing av avrenningsvann fra veier i rensedbasseng og -grøfter (Arntsen, 2010).

Mikroplast som har større tetthet enn vann (~1 g/ml) vil kunne fjernes fra avrenningsvann ved sedimentasjon. Mikroplasten det ble påvist høyest utlekking av fra gummigranulatet og dekkklippene var av typen PET og PVC som har tetthet på henholdsvis 1,38 og 1,44 g/ml (Nerland et al., 2014). Disse plastpartiklene vil kunne fjernes ved sedimentasjon. Mikroplast av typen PE, som også ble påvist i eluatet fra ristetestene, har en tetthet på 0,94 mg/l³ og vil ikke kunne fjernes ved sedimentasjon. Tettheten til gummigranulat avhenger av innholdet i gummien i dekkene granulatene er framstilt fra, og kan variere for ulike typer gummigranulat (Coutris et al., 2018). Gummigranulatet som ble undersøkt i denne studien hadde en tetthet på >1 mg/l (resultat i vedlegg B) og vil kunne fjernes fra avrenningsvann ved sedimentasjon.

Uttesting av sedimentasjonsbasseng for å redusere avrenningen av metaller fra myr ved Avgrunnsdalen SØF viste at sedimentasjonsbassenget hadde begrenset effekt. Dette ble forklart med høyt innhold av kolloidalt organisk materiale i vannet (Mariussen et al., 2016). Avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp vil sannsynligvis inneholde mindre organisk materiale, som kan gjøre at et sedimentasjonsbasseng vil ha større effekt på avrenningsvann fra kulefang enn avrenningsvann fra myr. Analysene av avrenningsvannet fra kortholdsbane 2 på RØ SØF, der prøvene med dekkklipp var hentet fra, viste at vannet hadde et innhold av totalt organisk karbon (TOC) på 4.1 mg/l (vedlegg D), som er lavere enn innholdet av TOC (rundt 20 mg/l) som ble påvist i avrenningsvannet fra myr ved Avgrunnsdalen SØF (Mariussen et al., 2016).

På grunn av forholdsvis lite areal av et kulefang, vil vannmengden som strømmer gjennom kulefanget være liten. Dette kan gjøre at sedimentasjonsbasseng ikke er en godt egnet renseløsning for avrenningsvann fra kulefang. I tillegg kan det være praktiske utfordringer knyttet til å anlegge et sedimentasjonsbasseng i nærheten av et kulefang da det ofte kan være begrenset plass rundt kulefanget.

5.2 Filtrering

Filtrering kan benyttes for å rense avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp, enten som en frittstående renseløsning eller som et rensetrinn etter sedimentasjon. Metaller og organiske miljøgifter som alkylfenoler, ftalater og PAH kan eksistere som løste og kolloidale forbindelser slik at fjerning av partikler fra vannet ikke er tilstrekkelig for å fjerne forurensningsstoffene (Kalmykova et al., 2014). Eksempel på filtre som kan redusere konsentrasjonene av metaller og organiske miljøgifter i avrenningsvann, er sandfiltre og filtre med aktivt sorpsjonsmateriale som for eksempel skjellsand av kalsitt og dolomitt, aktivt karbon eller torv (Åstebøl et al., 2012, Kalmykova et al., 2014). Ved valg av filtermateriale bør det tas hensyn til affiniteten filtret har for miljøgiftene som skal renses, filtrets adsorpsjonskapasitet, og

³ Det skiller mellom HD- og LD-PE, angitt verdi er et gjennomsnitt.

dets hydrauliske egenskaper. Filtre basert på organiske materialer vil ofte ha affinitet for hydrofobe, organiske miljøgifter (Kalmykova et al., 2014).

Kalmykova et al. (2014) undersøkte sorpsjon og nedbryting av hydrokarboner, PAH, alkylfenoler, bisfenol A og ftalater i sivevann fra deponier med filtre av aktivt karbon og torv, og fant at filtre med aktivt karbon var mest effektive. Miljøgiftene i løst form adsorberte like godt til filtre av torv og aktivt karbon, mens miljøgifter i kolloidal form kun adsorberte til aktivt karbon. For PAH ble en større andel fjernet i filtre med torv (63 %) enn aktivt karbon (50 %). Undersøkelsene av Kalmykova et al. (2014) viste at sedimentering og sandfiltrering i liten grad fjernet miljøgiftene som ble undersøkt, selv ikke høymolekylære PAH-er.

Ved anlegget i Odense, Danmark ble konsentrasjonen av Pb, Cu og Zn redusert med rundt ytterligere 20, 30 og 50 %, og PAH med 30 %, ved filtrering av overvannet gjennom sandfilter. Ytterligere filtrering av overvannet gjennom skjellsand hadde ingen effekt på rensing av Pb og PAH, og liten effekt på rensing av Cu og Zn. Liten effekt av skjellsand ble forklart med at de foregående rensetrinnene hadde redusert innholdet av forurensningsstoffene til lave konsentrasjoner (Åstebøl et al., 2012). Ved Terningmoen SØF har det blitt gjort forsøk med rensing av avrenningsvann fra en skytebane med filtre av sand, kalk, jernhydroksid og titanoksid (Roseth et al., 2011). Forsøkene viste at filtret med jernhydroksid var effektivt for fjerning av Cu, Sb og organisk materiale, og til en viss grad Pb, men ikke Zn som ble mobilisert fra filtret. De øvrige filtermaterialene var mindre effektive (Roseth et al., 2011). Avrenningsvannet fra skytebanen på Terningmoen SØF hadde relativt høy konsentrasjon av organisk materiale (rundt 14 mg/l). Effekten av ulike filterløsninger for dette vannet er derfor ikke nødvendigvis sammenliknbar med effekten for avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp.

Makroplast og større biter av mikroplast, som for eksempel gummigranulat, vil kunne tilbakeholdes av filtre. Det kan være mer utfordrende å rense små partikler av mikroplast ved filtrering. Det er kjent at en stor andel av mikroplast i avløpsvann passerer gjennom filtersystemer som finnes i for eksempel kommunale vannrenseanlegg (Cole et al., 2011, Magnusson og Wahlberg, 2014).

Filtrering av avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp uten et foregående sedimentasjonstrinn kan føre til at filtrene raskt tettes hvis vannet inneholder mye partikler. Dette kan medføre behov for mer vedlikehold og høyere kostnader knyttet til utskifting av filtrene. Sandlaget som ligger under dekkklippene i et åpen kulefang vil kunne fungere som et sandfilter slik at etterfølgende filterløsninger fungerer bedre. Avrenningsvannet fra kortholdsbane 2 på RØ SØF, der prøvene med dekkklipp var hentet fra, hadde en turbiditet på 35 FNU (vedlegg D). Dette indikerer at vannet hadde et relativt høyt innhold av partikler. Resultatene kan tyde på at partikler i avrenningsvann fra kulefang med dekkklipp kan være en utfordring.

5.3 pH-justering og tilsetning av fellingskjemikalier

Løseligheten av metaller vil reduseres ved økt pH. Ved å tilsette kjemikalier til avrenningsvannet som øker pH i vannet, kan løseligheten av metallene reduseres slik at de feller ut (Erlend Sørmo, 2015). Tilsetning av fellingskjemikalier som aluminium- og jernhydroksid vil også kunne gi utfelling av metaller i avrenningsvannet (Roseth et al., 2011). Slike løsninger vil kreve kontinuerlig tilsetning av kjemikalier, omrøring og tilførsel av luft, som kan innebære høye driftskostnader.

Det ble ikke målt utlekking av Fe fra gummigranulatet eller dekkklippene i ristetestene, men det kan antas at spesielt dekkklippene inneholdt og lakk ut Fe på grunn av ståltråden i dekkene. Ståltråden i de brukte dekkklippene viste tegn på korrosjon, og det ble påvist relativt høy konsentrasjon av Fe ($7.6 \mu\text{g/l}$) i avrenningsvannet fra kulefanget med dekkklipp på RØ SØF. Toverdig Fe i avrenningsvannet vil kunne oksideres til treverdig Fe som er lite vannløselig. Utfelling av treverdig jernhydroksid vil kunne bidra til sedimentasjon av andre metallhydroksider i vannet (Erlend Sørmo, 2015).

5.4 Konklusjoner og anbefalinger til renseløsninger

Konsentrasjonen av miljøgifter i avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp som fyllmateriale kan reduseres ved å benytte en eller flere renseløsninger. Ved å føre avrenningsvann fra kulefanget gjennom et sedimentasjonsbasseng, kan innholdet av suspendert stoff og partikkelbundne miljøgifter i vannet reduseres. Det ble påvist høy utlekking av Zn fra gummigranulatet og dekkklippene. Forsøk med rensing av avrenningsvann fra veier og overvann har vist at >50 % av Zn i vannet kan fjernes ved sedimentasjon. For å opprettholde renseseffekten i et sedimentasjonsbasseng, er det viktig med jevnlig vedlikehold og fjerning av sedimentert materiale.

Det kan også benyttes filterløsninger for å redusere konsentrasjonen av miljøgifter i avrenningsvann fra kulefang. Avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp inneholder både metaller og organiske miljøgifter, og en filterløsning bør inneholde materialer som er tilpasset å kunne adsorbere flere typer forbindelser. Det kan være hensiktsmessig at en filterløsning følger et foregående rensetrinn, som for eksempel sedimentasjon eller et sandfilter, for å forhindre rask tetting av filtre. Sandlaget under gummigranulat/dekkklipp i et kulefang vil kunne fungere som et sandfilter.

6 Oppsummering og konklusjon

Ristetester av prøver av gummigranulat og dekkklipp som tidligere hadde blitt benyttet i kulefang, og en prøve av nytt dekkklipp som ikke hadde blitt benyttet i kulefang, viste at det først og fremst var Zn som lakk ut fra materialene i høye konsentrasjoner. Utlekkingen av metaller var høyest fra gummigranulatet og det brukte dekkklippet, og lavest fra det nye dekkklippet. Høyere utlekking av metaller fra gummigranulat og brukt dekkklipp kan komme av stort overflateareal og slitasje av materialene. Sammenliknet med metaller, var det lav utlekking av PAH fra materialene. Nesten alle PAH-ene omfattet av restriksjonene mot bruk i dekk og som det ble analysert for, ble påvist i utlekkingen fra gummigranulatet og det brukte dekkklippet, mens ingen ble påvist i utlekkingen fra det nye dekkklippet. Resultatene indikerer at nyere dekk inneholder mindre PAH enn eldre dekk. Dette har sannsynligvis sammenheng med restriksjonene mot bruk av PAH i dekk som ble innført i EU i 2010. Det var kun gummigranulatet som viste betydelig utlekking av ftalater, og utlekkingen bestod hovedsakelig av DEHP. Det ble målt utlekking av åtte forskjellige typer mikroplast <27 µm. Det brukte dekkklippet viste høyest utlekking av mikroplast, men det var stor usikkerhet knyttet til resultatene. Utlekkingen av mikroplast fra gummigranulatet var lav, men avhengig av hvilken definisjon som legges til grunn, kan gummigranulat i seg selv regnes som mikroplast på grunn av størrelsen.

En risikovurdering av avrenning fra gummigranulat/dekkklipp i kulefang viste at det var liten risiko for at avrenningen vil gi konsentrasjoner av miljøgifter i resipienten som vil overskride miljøkvalitetsstandardene for stoffene. Det kan være en risiko for spredning av mikroplast fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp, men det er vanskelig å vurdere miljørisikoen grunnet manglende retningslinjer for definisjoner, analyser og skadelige konsentrasjoner av mikroplast. Sammenliknet med tradisjonelle kulefang med sand og jord som fyllmateriale, vil bruken av gummigranulat/dekkklipp som fyllmateriale kunne gi høyere avrenning av enkelte miljøgifter. Bruk av gummigranulat og dekkklipp som fyllmateriale i kulefang kan imidlertid redusere utlekkingen av metaller ved at gummigranulat og dekkklipp kan gi redusert fragmenteringen av prosjektiler, og færre rikosjetter. Videre kan prosjektilrester fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp separeres ut, som kan redusere avrenningen av metaller fra kulefanget. Den totale miljøpåvirkningen for et kulefang med gummigranulat/dekkklipp er derfor sannsynligvis ikke høyere enn for et tradisjonelt kulefang med sand/jord.

Konsentrasjonen av miljøgifter i avrenningsvann fra kulefang med gummigranulat/dekkklipp kan reduseres ved å la avrenningsvannet passere gjennom et sedimentasjonsbasseng eller ved å benytte ulike filterløsninger. Sedimentasjonsbasseng kan ha god effekt på rensing av miljøgifter assosiert med partikler i vannet, som Pb, Cu og Zn, og PAH. Mikroplast av typen PET og PVC, som det ble påvist høyest utlekking av fra dekkklippene, har høyere tetthet enn vann og kan fjernes fra avrenningsvann ved sedimentasjon. Det samme gjelder gummigranulatene som ble undersøkt. Filtre kan ha god effekt på adsorpsjon av metaller og organiske miljøgifter, men effekten kan variere avhengig av typen filter og innholdet av partikler i avrenningsvannet.

Referanser

- Andrady, A. L. & Neal, M. A. 2009. Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 1977-1984.
- Api, A. M. 2001. Toxicological profile of diethyl phthalate: a vehicle for fragrance and cosmetic ingredients. *Food and Chemical Toxicology*, 39, 97-108.
- Arntsen, J. 2010. Avrenning fra veget. Nasjonal vannmiljøkonferanse 10-11.03.2010: Statens vegvesen Vegdirektoratet,.
- Auta, H. S., Emenike, C. & Fauziah, S. 2017. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment international*, 102, 165-176.
- Bauer, B., Egebæk, K. & Aare, A. K. 2017. Environmentally friendly substitute products for rubber granulates as infill for artificial turf fields. Planmiljø ApS.
- Bland, J. M. & Altman, D. G. 2009. Analysis of continuous data from small samples. *BMJ*, 338, a3166.
- Bocca, B., Forte, G., Petrucci, F., Costantini, S. & Izzo, P. 2009. Metals contained and leached from rubber granulates used in synthetic turf areas. *Science of the total environment*, 407, 2183-2190.
- CEN 2005. CEN/TS 14420:2005 (E) Characertization of waste - Leaching behaviour tests - Influence of pH on leaching with initial acid/base addition.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. & Galloway, T. S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 2588-2597.
- Cole, R. P. 2010. *Ballistic Penetration of a Sandbagged Redoubt Using Silica Sand and Pulverized Rubber of Various Grain Sizes*. Master of Science, Universtiy of South Florida.
- Coutiris, C., Rivier, P.-A., Fongen, M., Treu, A. & Joner, E. J. 2018. Kartlegging av gummigranulat/mikroplast i jord nær kunstgressbaner. Hoslebanen, Nadderudbanen, og Føykabanen.: NIBIO.
- COWI 2012a. Innhold og spredning av miljøgifter fra produkter framstilt av gummigranulat. Delrapport 2 av Potensialet for og omfanget av utslipp av miljøgifter fra bruksfasen ved gjenvinningsformer som bruker gummigranulat fra kasserte bildekk. *In: Andersen, L. & Borgersen, C. Ø. (eds.)*.
- COWI 2012b. Omfanget av bruken, bruksområder og framtidig bruk av gummigranulat basert på bildekk og ny gummigranulat, Delrapport 1 av Potensialet for og omfanget av utslipp av miljøgifter fra bruksfasen ved gjenvinningsformer som bruker gummigranulat fra kasserte bildekk. *In: Borgersen, C. Ø. & Åkesson, R. (eds.)*. Klif.
- Depaolini, A. R., Bianchi, G., Fornai, D., Cardelli, A., Badalassi, M., Cardelli, C. & Davoli, E. 2017. Physical and chemical characterization of representative samples of recycled rubber from end-of-life tires. *Chemosphere*, 184, 1320-1326.
- Erlend Sørmo, G. B., Thomas Pabst 2015. Deponering av syredannende bergarter. Grunnlag for veileder. M-385/2015.: NGI.
- EU 2005. Europaparlamentets- og rådsdirektiv 2005/69/EF av 16. november 2005 om 27. endring av rådsdirektiv 76/769/EØF om begrensning og bruk av visse farlige stoffer og produkter – polysyklisk aromatisk hydrokarbon i mykningsoljer og dekk.
- Evans, D. D. & Young, R. S. 1996. Bullet Trap Feasibility Assessment and Implementation Plan - Technology Identification Report.

-
- Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A. A., Mees, J., Vandegehuchte, M. & Janssen, C. R. 2018. Risk assessment of microplastics in the ocean: Modelling approach and first conclusions. *Environmental Pollution*, 242, 1930-1938.
- Fay, D. S. & Gerow, K. 2013. A biologist's guide to statistical thinking and analysis. *WormBook: the online review of C. elegans biology*, 1-54.
- Forsvarsbygg 2016. Håndbok for skyte- og øvingsfelt 2016/2018.
- Gomes, J., Mota, H., Bordado, J., Cadete, M., Sarmento, G., Ribeiro, A., Baiao, M., Fernandes, J., Pampulim, V. & Custodio, M. 2010. Toxicological assessment of coated versus uncoated rubber granulates obtained from used tires for use in sport facilities. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 60, 741-746.
- Han, I.-K., Zhang, L. & Crain, W. 2008. Hazardous chemicals in synthetic turf materials and their bioaccessibility in digestive fluids. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 18, 600.
- Jankauskaite, V., Macijauskas, G. & Lygaitis, R. 2008. Polyethylene terephthalate waste recycling and application possibilities: a review. *Mater Sci (Medžiagotyra)*, 14, 119-127.
- Johnson, D. B. & Hallberg, K. B. 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the total environment*, 338, 3-14.
- Kalbe, U., Krüger, O., Wachtendorf, V., Berger, W. & Hally, S. 2013. Development of leaching procedures for synthetic turf systems containing scrap tyre granules. *Waste and Biomass Valorization*, 4, 745-757.
- Kalmykova, Y., Moona, N., Strömvall, A.-M. & Björklund, K. 2014. Sorption and degradation of petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachate using sand, activated carbon and peat filters. *Water Research*, 56, 246-257.
- Kaminsky, W. & Mennerich, C. 2001. Pyrolysis of synthetic tire rubber in a fluidised-bed reactor to yield 1,3-butadiene, styrene and carbon black. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 58-59, 803-811.
- Kim, K.-H., Jahan, S. A., Kabir, E. & Brown, R. J. C. 2013. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. *Environment International*, 60, 71-80.
- Kmet, P., Anderson, R., Diaz, A., Hartwell, S., Pearman, D. & Stewart, R. B. 2003. An Assessment of Laboratory Leaching Tests for Predicting the Impacts of Fill Material on Ground Water and Surface Water Quality – A report to the legislature. In: *Toxics Cleanup Program* (ed.). Washington Department of Ecology.
- Li, X., Berger, W., Musante, C. & Mattina, M. I. 2010. Characterization of substances released from crumb rubber material used on artificial turf fields. *Chemosphere*, 80, 279-285.
- Llompart, M., Sanchez-Prado, L., Lamas, J. P., Garcia-Jares, C., Roca, E. & Dagnac, T. 2013. Hazardous organic chemicals in rubber recycled tire playgrounds and pavers. *Chemosphere*, 90, 423-431.
- Magnusson, K. & Wahlberg, C. 2014. Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Mai, L., Bao, L.-J., Shi, L., Wong, C. S. & Zeng, E. Y. 2018. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 11319-11332.
- Mariussen, E., Johnsen, I. V. & Strømseng, A. 2016. Metallforurensning i skyte- og øvingsfelt på myr og effekt av fangdam på myrpåvirket avrenningsvann. FFI-rapport 16/00057.

-
- Meland, S., Borgstrøm, R., Heier, L. S., Rosseland, B. O., Lindholm, O. & Salbu, B. 2010. Chemical and ecological effects of contaminated tunnel wash water runoff to a small Norwegian stream. *Science of the Total Environment*, 408, 4107-4117.
- Menichini, E., Abate, V., Attias, L., De Luca, S., di Domenico, A., Fochi, I., Forte, G., Iacovella, N., Iamiceli, A. L., Izzo, P., Merli, F. & Bocca, B. 2011. Artificial-turf playing fields: Contents of metals, PAHs, PCBs, PCDDs and PCDFs, inhalation exposure to PAHs and related preliminary risk assessment. *Science of The Total Environment*, 409, 4950-4957.
- Merck. 2019. *Water for pH measurement* [Online]. Tilgjengelig: <https://www.merckmillipore.com/NO/en/water-purification/learning-centers/applications/inorganic-analysis/ph-measurement/water-impact/MK6b.qB.3g4AAAFUNWISxU6.nav?ReferrerURL=https%3A%2F%2Fwww.google.com%2F&bd=1> [Lest: April 2019].
- Miljødirektoratet 2013. Bruk av dekk-klipp og fordeling av myndighet, E-post til Ragn-Sells, 21.10.2013.
- Miljødirektoratet 2016. M-608 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljøstatus.no. 2019. [Lest: Januar 2019].
- Nerland, I. L., Halsband, C., Allan, I. & Thomas, K. V. 2014. Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects. NIVA.
- Nilsson, N. H., Malmgren-Hansen, B. & Thomsen, U. S. 2008. Mapping, emissions and environmental and health assessment of chemical substances in artificial turf. The Danish Technological Institute.
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C. & Van Look, K. J. 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 2047-2062.
- Oomen, A. G. & De Groot, G. 2017. Evaluation of health risks of playing sports on synthetic turf pitches with rubber granulate.
- Plesser, T. S. W. & Lund, O. J. 2004. Potential health and environment effects linked to artificial turf systems - final report. Norwegian Building Research Institute (NBI).
- Ragn-Sells. 2019. *Gummigranulat* [Online]. Tilgjengelig: <https://www.ragnsells.no/tjenester/dekkgjenvinning/gummigranulat/> [Lest: Januar 2019].
- Ragn-Sells Dekkgjenvinning. 2019. *Gjenvinning av kasserte dekk* [Online]. Tilgjengelig: <https://www.ragnsellstyrerecycling.com/no/Materialgjenvinning/dekk-klipp/> [Lest: Januar 2019].
- Roseth, R., Amundsen, C. E., Johansen, Ø. & Voldsmo, J. B. 2011. Miljølab Terningmoen – rensing av avrenning fra skytefelt. Oppsummering av aktivitet 2008-2010.: Bioforsk.
- Selbes, M., Yilmaz, O., Khan, A. A. & Karanfil, T. 2015. Leaching of DOC, DN, and inorganic constituents from scrap tires. *Chemosphere*, 139, 617-623.
- SFT 1999. Veiledning 99:01a Veiledning om risikovurdering av forurenset grunn.
- Sharma, M. 2010. Polycyclic aromatic hydrocarbons, elemental and organic carbon emissions from tire-wear. *Science of the total environment*, 408, 4563-4568.
- STAPP. 2018. *STAPP Environmental Bullet Catcher* [Online]. Tilgjengelig: www.stappebc.com [Lest: Januar 2019].
- Statens vegvesen 2005. Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 5a: Miljøovervåking av 3 pilotprosjekter med oppkuttete bildekk 2001-2003.
- Statens vegvesen 2007. Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 14c: Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Oppkuttete bildekk.

-
- Statens vegvesen 2008. Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 5b. Gjenbruk av bildekk i geokonstruksjoner. Miljøovervåkning 2001-2007. Statens vegvesen Vegdirektoratet.
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S. & Yamashita, R. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364, 2027-2045.
- Utstøl, S., Gohli, J., Karsrud, T. E. & Prydz, P. 2018. Forsvarssektorens miljø- og klimaregnskap for 2017. *FFI-rapport 18/00628*.
- Vet, R., Artz, R. S., Carou, S., Shaw, M., Ro, C.-U., Aas, W., Baker, A., Bowersox, V. C., Dentener, F. & Galy-Lacaux, C. 2014. A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus. *Atmospheric Environment*, 93, 3-100.
- Voie, Ø., Strømseng, A., Johansen, A., Rosslund, H. K., krsrud, T. & Longva, K. 2010. Veilder for undersøkelse, risikovurderng, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt. *FFI-rapport 2010/00116*
- Westerberg, B. & Mácsik, J. 2001. *Laboratorieproving av gummiklipps miljøgeotekniske egenskaper*, Luleå tekniska universitet.
- Wik, A. & Dave, G. 2009. Occurrence and effects of tire wear particles in the environment—a critical review and an initial risk assessment. *Environmental pollution*, 157, 1-11.
- Zhang, J., Zhang, X., Wu, L., Wang, T., Zhao, J., Zhang, Y., Men, Z. & Mao, H. 2018. Occurrence of benzothiazole and its derivatives in tire wear, road dust, and roadside soil. *Chemosphere*, 201, 310-317.
- Østeraas, T. 2014. Håndtering av avrenningsproblemer i Regionfelt Østlandet og Hjerkinnskytefelt. Forsvarsbygg.
- Åstebøl, S. O., Kjørholt, J., Hvitved-Jacobsen, T., Berg, G. & Saunes, H. 2012. Beregning av forurensning fra overvann. COWI.

Vedlegg

A pH i eluatene fra ristetestene

pH som ble målt i eluatene fra ristetestene av de ulike materialene er vist i Tabell A.1. Det ble kun målt pH i én av testene for hvert materiale, og pH ble målt etter avsluttet test (etter 48 timer).

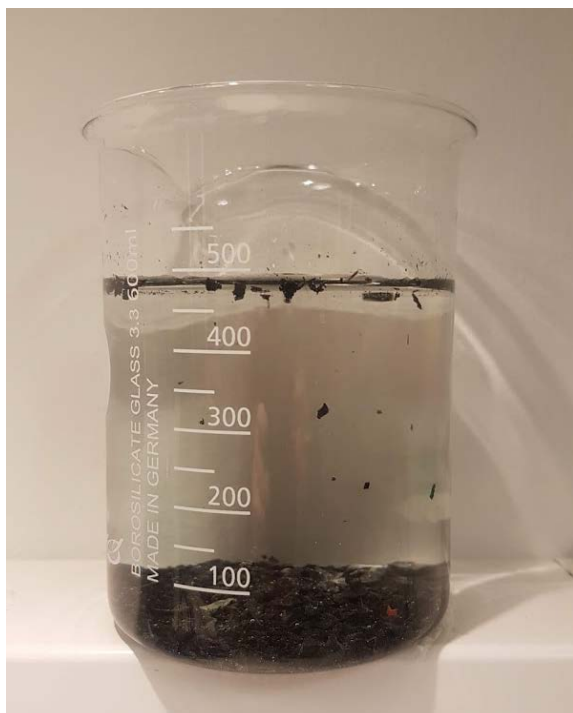
Tabell A.1 pH i eluatene etter avsluttet ristetest (etter 48 timer) (gjennomsnitt \pm SD).

Materiale	pH
Gummigranulat	6,86 \pm 0,02
Brukt deklipp A	6,0 \pm 0,2
Brukt deklipp B	6,66 \pm 0,05
Nytt deklipp	6,66 \pm 0,06
Blank	6,2 \pm 0,1

Det ble benyttet Milli-Q-vann til ristetestene. MilliQ-vann inneholder få ioner og har en lav bufferkapasitet, som gjør at pH-verdien til vannet kan endres raskt når vannet kommer i kontakt med materialer (Merck, 2019). Karbondioksid som finnes naturlig i omgivelsene vil kunne løses i vannet og gjøre vannet surt. Dette kan forklare hvorfor det ble målt pH på 6,2 i blankprøvene, selv om blankprøvene ikke hadde vært i kontakt med andre materialer enn utstyret som ble benyttet for å utføre testene.

B Undersøkelse av tetthet til gummigranulat

Tettheten til gummigranulatene ble undersøkt ved å blande gummigranulat med springvann i et begerglass, røre om og la blandingen stå et par minutter. Gummigranulatene sank hovedsakelig til bunnen av begerglasset som indikerte at gummigranulatene hadde en tetthet på >1 mg/l. Resultatet er vist i Figur B.1.



Figur B.1 Undersøkelse av tettheten til gummigranulatene sammenliknet med vann.

C Statistiske analyser

Utlekkingen av miljøgifter fra de ulike materialene ble sammenliknet med statistiske tester i SPSS. Sammenlikningen ble gjort for alle metallene som ble analysert utenom Hg (som var under deteksjonsgrensen i de fleste prøvene), sum PAH 16, summen av mikroplasttypene det ble analysert for, og DEHP.

Det ble først gjort en enveis ANOVA for sammenlikning av utlekkingen av miljøgiftene fra alle materialene (resultater i Tabell C.1). Testen viste at det var signifikante forskjeller mellom utlekkingen fra et eller flere av materialene for alle miljøgiftene. For å undersøke om det var signifikante forskjeller mellom utlekkingen av miljøgifter mellom de enkelte materialene, ble det utført t-tester. Det ble gjort t-test for sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter mellom brukt dekkklipp A og B (resultater i Tabell C.2), mellom brukt dekkklipp A og B og gummigranulat (resultater i Tabell C.3 og Tabell C.4), mellom brukt dekkklipp A og B og nytt dekkklipp (resultater i Tabell C.5 og Tabell C.6), og mellom nytt dekkklipp og gummigranulat (resultater i Tabell C.7). Signifikante forskjeller ($p < 0,05$) er markert med gult i tabellene. Miljøgiftene det ble påvist signifikant forskjellig utlekking av fra materialene er markert med gult i tabellene.

Tabell C.1 Sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter fra gummigranulat, brukt deklipp A og B, og nytt deklipp med ANOVA. Signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom utlekkingen fra materialene er markert i gult.

ANOVA						
		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
As	Between Groups	,749	3	,250	201,421	,000
	Within Groups	,010	8	,001		
	Total	,759	11			
Pb	Between Groups	55493,719	3	18497,906	147,784	,000
	Within Groups	1001,352	8	125,169		
	Total	56495,070	11			
Cd	Between Groups	,019	3	,006	12,689	,002
	Within Groups	,004	8	,001		
	Total	,023	11			
Cu	Between Groups	41346,782	3	13782,261	45,404	,000
	Within Groups	2428,360	8	303,545		
	Total	43775,142	11			
Cr	Between Groups	,037	3	,012	244,667	,000
	Within Groups	,000	8	,000		
	Total	,037	11			
Ni	Between Groups	4,520	3	1,507	62,739	,000
	Within Groups	,192	8	,024		
	Total	4,712	11			
Zn	Between Groups	6765533,333	3	2255177,778	34,062	,000
	Within Groups	529666,667	8	66208,333		
	Total	7295200,000	11			
SumPAH16	Between Groups	4,449	3	1,483	18,870	,001
	Within Groups	,629	8	,079		
	Total	5,078	11			
SumMikroplast	Between Groups	4150241,690	3	1383413,897	12,252	,002
	Within Groups	903328,107	8	112916,013		
	Total	5053569,797	11			
DEHP	Between Groups	762,327	3	254,109	234,022	,000
	Within Groups	8,687	8	1,086		
	Total	771,013	11			

Tabell C.2 Sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter fra brukt deklipp A og B med t-test. Signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom utlekkingen fra materialene er markert i gult.

		Independent Samples Test									
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						95% Confidence Interval of the Difference	
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	Lower	Upper	
As	Equal variances assumed	,110	,756	-1,303	4	,263	-,01300	,00998	-,04070	,01470	
	Equal variances not assumed			-1,303	3,864	,265	-,01300	,00998	-,04109	,01509	
Pb	Equal variances assumed	,528	,508	1,508	4	,206	12,33333	8,17856	-10,37400	35,04066	
	Equal variances not assumed			1,508	3,544	,215	12,33333	8,17856	-11,57470	36,24137	
Cd	Equal variances assumed	,617	,476	1,146	4	,316	,02967	,02590	-,04223	,10156	
	Equal variances not assumed			1,146	3,721	,320	,02967	,02590	-,04441	,10374	
Cu	Equal variances assumed	,006	,943	3,828	4	,019	77,00000	20,11357	21,15579	132,84421	
	Equal variances not assumed			3,828	3,992	,019	77,00000	20,11357	21,11376	132,88624	
Cr	Equal variances assumed	3,200	,148	-1,342	4	,251	-,01000	,00745	-,03069	,01069	
	Equal variances not assumed			-1,342	2,941	,274	-,01000	,00745	-,03399	,01399	
Ni	Equal variances assumed	2,286	,205	-8,500	4	,001	-1,13333	,13333	-1,50353	-,76314	
	Equal variances not assumed			-8,500	2,876	,004	-1,13333	,13333	-1,56816	-,69850	
Zn	Equal variances assumed	1,277	,322	,717	4	,513	203,33333	283,64689	-584,19667	990,86334	
	Equal variances not assumed			,717	3,263	,521	203,33333	283,64689	-659,54649	1066,21316	
Sum	Equal variances assumed	1,241	,328	-,626	4	,566	-,20000	,31972	-1,08769	,68769	
PAH16	Equal variances not assumed			-,626	3,310	,572	-,20000	,31972	-1,16564	,76564	
Sum	Equal variances assumed	,779	,427	2,906	4	,044	1124,00000	386,77685	50,13530	2197,86470	
Mikroplast	Equal variances not assumed			2,906	3,248	,056	1124,00000	386,77685	-55,46776	2303,46776	
DEHP	Equal variances assumed	1,339	,312	,219	4	,838	,01000	,04570	-,11690	,13690	
	Equal variances not assumed			,219	3,254	,840	,01000	,04570	-,12923	,14923	

Tabell C.3 Sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter fra gummigranulat og brukt deklipp A med t-test. Signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom utlekkingen fra materialene er markert i gult.

		Independent Samples Test									
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						95% Confidence Interval of the Difference	
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	Lower	Upper	
As	Equal variances assumed	6,845	,059	14,284	4	,000	,57200	,04004	,46082	,68318	
	Equal variances not assumed			14,284	2,153	,004	,57200	,04004	,41091	,73309	
Pb	Equal variances assumed	3,533	,133	11,918	4	,000	131,33333	11,02018	100,73640	161,93027	
	Equal variances not assumed			11,918	2,820	,002	131,33333	11,02018	94,96165	167,70502	
Cd	Equal variances assumed	14,969	,018	-2,563	4	,062	-,05300	,02068	-,11041	,00441	
	Equal variances not assumed			-2,563	2,004	,124	-,05300	,02068	-,14179	,03579	
Cu	Equal variances assumed	5,731	,075	-9,694	4	,001	-140,86667	14,53207	-181,21417	-100,51917	
	Equal variances not assumed			-9,694	2,001	,010	-140,86667	14,53207	-203,35343	-78,37990	
Cr	Equal variances assumed	3,200	,148	2,683	4	,055	,02000	,00745	-,00069	,04069	
	Equal variances not assumed			2,683	2,941	,076	,02000	,00745	-,00399	,04399	
Ni	Equal variances assumed	,935	,388	-8,256	4	,001	-,52000	,06298	-,69486	-,34514	
	Equal variances not assumed			-8,256	2,734	,005	-,52000	,06298	-,73196	-,30804	
Zn	Equal variances assumed	,643	,468	4,707	4	,009	800,00000	169,96732	328,09507	1271,90493	
	Equal variances not assumed			4,707	3,298	,015	800,00000	169,96732	285,67952	1314,32048	
Sum	Equal variances assumed	9,124	,039	-4,584	4	,010	-1,25667	,27412	-2,01776	-,49557	
PAH16	Equal variances not assumed			-4,584	2,038	,043	-1,25667	,27412	-2,41551	-,09782	
Sum	Equal variances assumed	5,476	,079	-4,482	4	,011	-1497,86667	334,20356	-2425,76450	-569,96884	
Mikroplast	Equal variances not assumed			-4,482	2,032	,045	-1497,86667	334,20356	-2914,21316	-81,52017	
DEHP	Equal variances assumed	9,905	,035	15,285	4	,000	18,37333	1,20208	15,03583	21,71083	
	Equal variances not assumed			15,285	2,002	,004	18,37333	1,20208	13,20495	23,54172	

Tabell C.4 Sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter fra gummigranulat og brukt dekkklipp B med t-test. Signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom utlekkingen fra materialene er markert i gult.

		Independent Samples Test										
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means							95% Confidence Interval of the Difference	
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	Lower	Upper		
As	Equal variances assumed	7,490	,052	14,041	4	,000	,55900	,03981	,44847	,66953		
	Equal variances not assumed			14,041	2,105	,004	,55900	,03981	,39562	,72238		
Pb	Equal variances assumed	1,144	,345	11,913	4	,000	143,66667	12,06004	110,18264	177,15069		
	Equal variances not assumed			11,913	3,507	,001	143,66667	12,06004	108,24028	179,09305		
Cd	Equal variances assumed	11,083	,029	-1,494	4	,209	-,02333	,01562	-,06669	,02003		
	Equal variances not assumed			-1,494	2,007	,273	-,02333	,01562	-,09029	,04363		
Cu	Equal variances assumed	14,042	,020	-4,591	4	,010	-63,86667	13,91095	-102,48965	-25,24369		
	Equal variances not assumed			-4,591	2,001	,044	-63,86667	13,91095	-123,67918	-4,05415		
Cr	Equal variances assumed	,000	1,000	2,121	4	,101	,01000	,00471	-,00309	,02309		
	Equal variances not assumed			2,121	4,000	,101	,01000	,00471	-,00309	,02309		
Ni	Equal variances assumed	6,164	,068	-13,465	4	,000	-1,65333	,12279	-1,99426	-1,31241		
	Equal variances not assumed			-13,465	2,175	,004	-1,65333	,12279	-2,14294	-1,16373		
Zn	Equal variances assumed	3,745	,125	3,873	4	,018	1003,33333	259,07957	284,01314	1722,65353		
	Equal variances not assumed			3,873	2,515	,041	1003,33333	259,07957	81,25567	1925,41100		
Sum PAH16	Equal variances assumed	11,043	,029	-8,632	4	,001	-1,45667	,16875	-1,92520	-,98813		
	Equal variances not assumed			-8,632	2,101	,011	-1,45667	,16875	-2,15039	-,76294		
Sum Mikroplast	Equal variances assumed	8,802	,041	-1,877	4	,134	-373,86667	199,21935	-926,98827	179,25493		
	Equal variances not assumed			-1,877	2,092	,196	-373,86667	199,21935	-1195,93716	448,20382		
DEHP	Equal variances assumed	9,639	,036	15,288	4	,000	18,38333	1,20249	15,04468	21,72199		
	Equal variances not assumed			15,288	2,004	,004	18,38333	1,20249	13,21999	23,54668		

Tabell C.5 Sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter fra brukt deklipp A og nytt deklipp med t-test. Signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom utlekkingen fra materialene er markert i gult.

		Independent Samples Test									
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means						95% Confidence Interval of the Difference	
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	Lower	Upper	
As	Equal variances assumed	2,931	,162	3,049	4	,038	,02500	,00820	,00224	,04776	
	Equal variances not assumed			3,049	2,539	,069	,02500	,00820	-,00399	,05399	
Pb	Equal variances assumed	4,999	,089	10,452	4	,000	48,40667	4,63114	35,54855	61,26478	
	Equal variances not assumed			10,452	2,001	,009	48,40667	4,63114	28,48587	68,32746	
Cd	Equal variances assumed	13,971	,020	5,270	4	,006	,10913	,02071	,05163	,16663	
	Equal variances not assumed			5,270	2,017	,034	,10913	,02071	,02073	,19754	
Cu	Equal variances assumed	5,700	,075	9,915	4	,001	144,10000	14,53314	103,74953	184,45047	
	Equal variances not assumed			9,915	2,002	,010	144,10000	14,53314	81,62625	206,57375	
Cr	Equal variances assumed	16,000	,016	17,500	4	,000	,11667	,00667	,09816	,13518	
	Equal variances not assumed			17,500	2,000	,003	,11667	,00667	,08798	,14535	
Ni	Equal variances assumed	3,012	,158	,896	4	,421	,11667	,13017	-,24475	,47808	
	Equal variances not assumed			,896	2,924	,438	,11667	,13017	-,30374	,53707	
Zn	Equal variances assumed	5,368	,081	8,961	4	,001	1303,33333	145,44949	899,50080	1707,16587	
	Equal variances not assumed			8,961	2,008	,012	1303,33333	145,44949	680,02248	1926,64419	
Sum	Equal variances assumed	7,749	,050	3,306	4	,030	,91333	,27626	,14630	1,68037	
PAH16	Equal variances not assumed			3,306	2,101	,075	,91333	,27626	-,22231	2,04897	
Sum	Equal variances assumed	6,406	,065	4,045	4	,016	1347,00000	332,96596	422,53828	2271,46172	
Mikroplast	Equal variances not assumed			4,045	2,002	,056	1347,00000	332,96596	-83,99631	2777,99631	
DEHP	Equal variances assumed	,560	,496	2,128	4	,100	,09000	,04230	-,02743	,20743	
	Equal variances not assumed			2,128	3,469	,111	,09000	,04230	-,03487	,21487	

Tabell C.6 Sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter fra brukt deklipp B og nytt deklipp med t-test. Signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom utlekkingen fra materialene er markert i gult.

		Independent Samples Test								
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means					95% Confidence Interval of the Difference	
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	Lower	Upper
As	Equal variances assumed	3,777	,124	5,453	4	,005	,03800	,00697	,01865	,05735
	Equal variances not assumed			5,453	2,771	,015	,03800	,00697	,01475	,06125
Pb	Equal variances assumed	7,158	,055	5,351	4	,006	36,07333	6,74147	17,35600	54,79067
	Equal variances not assumed			5,351	2,000	,033	36,07333	6,74147	7,07082	65,07585
Cd	Equal variances assumed	10,081	,034	5,075	4	,007	,07947	,01566	,03599	,12294
	Equal variances not assumed			5,075	2,029	,036	,07947	,01566	,01301	,14593
Cu	Equal variances assumed	13,964	,020	4,823	4	,009	67,10000	13,91207	28,47391	105,72609
	Equal variances not assumed			4,823	2,002	,040	67,10000	13,91207	7,30108	126,89892
Cr	Equal variances assumed	16,000	,016	38,000	4	,000	,12667	,00333	,11741	,13592
	Equal variances not assumed			38,000	2,000	,001	,12667	,00333	,11232	,14101
Ni	Equal variances assumed	,000	1,000	7,463	4	,002	1,25000	,16750	,78495	1,71505
	Equal variances not assumed			7,463	3,996	,002	1,25000	,16750	,78479	1,71521
Zn	Equal variances assumed	9,836	,035	4,514	4	,011	1100,00000	243,69836	423,38489	1776,61511
	Equal variances not assumed			4,514	2,003	,046	1100,00000	243,69836	52,95198	2147,04802
Sum	Equal variances assumed	8,207	,046	6,465	4	,003	1,11333	,17221	,63521	1,59146
PAH16	Equal variances not assumed			6,465	2,269	,017	1,11333	,17221	,45055	1,77612
Sum	Equal variances assumed	11,540	,027	1,131	4	,321	223,00000	197,13616	-324,33773	770,33773
Mikroplast	Equal variances not assumed			1,131	2,007	,375	223,00000	197,13616	-622,44441	1068,44441
DEHP	Equal variances assumed	,090	,779	1,515	4	,204	,08000	,05281	-,06662	,22662
	Equal variances not assumed			1,515	3,954	,205	,08000	,05281	-,06730	,22730

Tabell C.7 Sammenlikning av utlekkingen av miljøgifter fra nytt deklipp og gummigranulat med t-test. Signifikante ($p < 0,05$) forskjeller mellom utlekkingen fra materialene er markert i gult.

		Independent Samples Test								
		Levene's Test for Equality of Variances		t-test for Equality of Means					95% Confidence Interval of the Difference	
		F	Sig.	t	df	Sig. (2-tailed)	Mean Difference	Std. Error Difference	Lower	Upper
As	Equal variances assumed	9,365	,038	15,151	4	,000	,59700	,03940	,48760	,70640
	Equal variances not assumed			15,151	2,021	,004	,59700	,03940	,42914	,76486
Pb	Equal variances assumed	15,824	,016	17,974	4	,000	179,74000	10,00015	151,97513	207,50487
	Equal variances not assumed			17,974	2,000	,003	179,74000	10,00015	136,71532	222,76468
Cd	Equal variances assumed	2,225	,210	37,693	4	,000	,05613	,00149	,05200	,06027
	Equal variances not assumed			37,693	2,943	,000	,05613	,00149	,05134	,06092
Cu	Equal variances assumed	,045	,843	7,816	4	,001	3,23333	,41366	2,08484	4,38183
	Equal variances not assumed			7,816	3,872	,002	3,23333	,41366	2,06971	4,39696
Cr	Equal variances assumed	16,000	,016	41,000	4	,000	,13667	,00333	,12741	,14592
	Equal variances not assumed			41,000	2,000	,001	,13667	,00333	,12232	,15101
Ni	Equal variances assumed	9,394	,037	-3,379	4	,028	-,40333	,11935	-,73470	-,07196
	Equal variances not assumed			-3,379	2,186	,068	-,40333	,11935	-,87723	,07056
Zn	Equal variances assumed	6,491	,063	23,782	4	,000	2103,33333	88,44333	1857,77529	2348,89138
	Equal variances not assumed			23,782	2,023	,002	2103,33333	88,44333	1726,88328	2479,78339
Sum	Equal variances assumed	1,692	,263	-6,762	4	,002	-,34333	,05077	-,48430	-,20237
PAH16	Equal variances not assumed			-6,762	3,309	,005	-,34333	,05077	-,49670	-,18997
Sum	Equal variances assumed	7,704	,050	-4,873	4	0,08	-150,86667	30,95725	-236,81776	-64,91557
Mikroplast	Equal variances not assumed			-4,873	2,296	,030	-150,86667	30,95725	-268,89740	-32,83593
DEHP	Equal variances assumed	9,724	,036	15,356	4	,000	18,46333	1,20237	15,12502	21,80164
	Equal variances not assumed			15,356	2,003	,004	18,46333	1,20237	13,29848	23,62819

D Analyserapporter

Analyserapporter for ristetestene av de ulike materialene, analysene av innhold av miljøgifter i gummigranulatet utført i 2016, og analysen av avrenningsvann fra kortholdsbane 2 på RØ SØF, er gitt i dette vedlegget. En oversikt over prøvenumrene for eluatene fra ristetestene av de ulike materialene er vist i Tabell D.1.

Tabell D.1 Oversikt over prøvenummer.

Materiale	Prøvenummer
Gummigranulat	18-118
	18-119
	18-120
Brukt dekkklipp A	18-121
	18-122
	18-123
Brukt dekkklipp B	18-124
	18-125
	18-126
Nytt dekkklipp	18-127
	18-128
	18-129
Blankprøve	18-130
	18-131

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008420-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210126	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-118	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.70	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	160	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.067	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	6.3	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.13	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	0.004	µg/l	0.002	50%	NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	0.63	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	2100	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fenantren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	0.012	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Pyren	0.033	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.018	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.067	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.039	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.025	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.023	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.10	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.32	µg/l		40%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

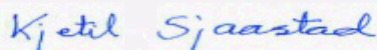
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	18 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	4.2 µg/l	0.3	20%	Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	28.4 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	6.1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	1.3 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	39.8 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	34.9 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	112 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008421-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210127	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-119	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.57	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	190	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.067	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	5.4	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.14	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	0.71	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	2400	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fenantren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	0.013	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Pyren	0.037	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.018	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.072	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.043	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.026	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.028	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.11	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.35	µg/l		40%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

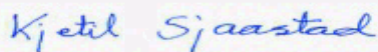
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	21 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	5.2 µg/l	0.3	20%	Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	7.9 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	4.1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	9.2 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	22.4 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008422-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210128	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-120	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.60	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	190	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.065	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	5.7	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.14	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	0.70	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	2300	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fenantren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Pyren	0.023	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.014	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.064	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.029	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.026	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.022	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.078	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.26	µg/l		40%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

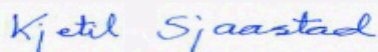
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	17 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	4.7 µg/l	0.3	20%	Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	40.6 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	7.9 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	47.1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	6.2 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	3.4 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	6.7 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	112 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008423-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210129	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-121	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.040	µg/l	0.02	40%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	41	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.078	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	120	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.11	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.2	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	1200	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.012	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	0.012	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoren	0.026	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fenantren	0.082	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracen	0.022	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoranten	0.16	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.55	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.017	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.079	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.039	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.024	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.025	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.14	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	1.2	µg/l		30%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

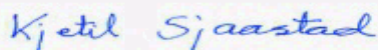
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5	Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1	Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.34 µg/l	0.1	20% Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1	Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1	Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2	Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3	Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)				
b)*	Polyetylen (PE)	6.3 µg/l	3	Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	12.1 µg/l	1	Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1	Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	285 µg/l	1	Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	1860 µg/l	1	Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	31.7 µg/l	1	Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	2.2 µg/l	1	Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	2.0 µg/l	1	Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	2200 µg/l	10	Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008424-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210130	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-122	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.048	µg/l	0.02	40%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	48	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.14	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	150	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.11	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.1	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	1700	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.012	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	0.015	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoren	0.031	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fenantren	0.12	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracen	0.034	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoranten	0.28	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.75	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.093	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.22	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.13	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	0.026	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.073	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.053	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	0.021	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.24	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	2.1	µg/l		30%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

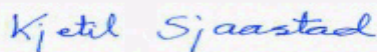
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.27 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	4.0 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	40.2 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	1.2 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	171 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	1160 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	98.8 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	1.3 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	1480 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008425-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 439-2018-12210131	Prøvetakingsdato: 20.12.2018				
Prøvetype: Overflatevann	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: 18-123	Analysestartdato: 21.12.2018				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.066	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	57	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.14	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	170	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.13	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	0.003	µg/l	0.002	50%	NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.3	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	1500	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.012	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	0.011	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoren	0.024	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fenantren	0.080	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracen	0.019	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoranten	0.18	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.61	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.031	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.11	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.056	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.032	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.030	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.18	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	1.4	µg/l		30%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

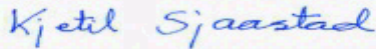
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.27 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	31.4 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	6.4 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	180 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	842 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	3.0 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	1.5 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	1060 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008426-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210330	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-124	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.077	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	49	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.10	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	81	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.13	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	2.4	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	1600	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.050	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Acenaftylen	0.10	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaften	0.057	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Fluoren	0.091	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Fenantren	0.15	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracen	0.050	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoranten	0.28	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.78	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.048	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.070	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.080	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	0.017	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.058	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.036	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.19	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	2.1	µg/l		30%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

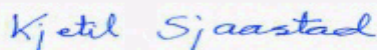
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.36 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	26.2 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	2.5 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	47.5 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	126 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	203 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008427-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 439-2018-12210331	Prøvetakingsdato: 20.12.2018				
Prøvetype: Overflatevann	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: 18-125	Analysestartdato: 21.12.2018				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.057	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	34	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.11	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	86	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.12	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	2.5	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	1400	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.051	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaftalen	0.035	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Acenaften	0.057	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Fluoren	0.11	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Fenantren	0.056	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracen	0.073	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Fluoranten	0.21	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.56	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.049	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.073	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.049	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	0.011	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.059	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.039	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.15	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	1.6	µg/l		30%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

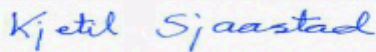
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.23 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	<3 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	4.0 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	73.4 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	240 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	1.8 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	321 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

 Attn: **Ida Vaa Johnsen**
AR-19-MM-008428-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 439-2018-12210332	Prøvetakingsdato: 20.12.2018				
Prøvetype: Overflatevann	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: 18-126	Analysestartdato: 21.12.2018				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.059	µg/l	0.02	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	26	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.059	µg/l	0.004	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	42	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	0.13	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	2.1	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	790	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.053	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaftylen	0.11	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaften	0.057	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Fluoren	0.100	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Fenantren	0.12	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracen	0.045	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoranten	0.19	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.60	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	0.029	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	0.046	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	0.054	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	0.010	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]pyren	0.039	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.030	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.15	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	1.6	µg/l		30%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

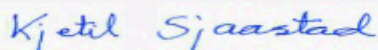
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.26 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.3 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	<3 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	3.3 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	205 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	629 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	1.5 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	2.6 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	844 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008429-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 439-2018-12210333	Prøvetakingsdato: 20.12.2018				
Prøvetype: Overflatevann	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: 18-127	Analysestartdato: 21.12.2018				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.024	µg/l	0.02	40%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.20	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.0076	µg/l	0.004	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	2.0	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	< 0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	0.85	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	170	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.12	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaftylen	0.21	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaften	0.015	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoren	0.016	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fenantren	0.044	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	0.036	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Pyren	0.15	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.0022	µg/l	0.002	40%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	0.018	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.61	µg/l		40%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

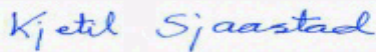
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.15 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	0.66 µg/l	0.2	20%	Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	<3 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	5.7 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	1.9 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	62.1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	159 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	231 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008430-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 439-2018-12210334	Prøvetakingsdato: 20.12.2018				
Prøvetype: Overflatevann	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: 18-128	Analysestartdato: 21.12.2018				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.032	µg/l	0.02	40%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.37	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.012	µg/l	0.004	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	3.1	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	< 0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.2	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	150	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.14	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaftylene	0.12	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaften	0.010	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fluoren	0.016	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fenantren	0.068	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	0.052	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.17	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.0053	µg/l	0.002	40%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylene	0.025	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.61	µg/l		40%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

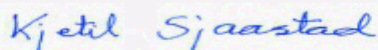
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.19 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	0.58 µg/l	0.2	20%	Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	<3 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	4.0 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	48.9 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	161 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	3.6 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	220 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008431-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.: 439-2018-12210335	Prøvetakingsdato: 20.12.2018				
Prøvetype: Overflatevann	Prøvetaker: Oppdragsgiver				
Prøvemerkning: 18-129	Analysestartdato: 21.12.2018				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	0.023	µg/l	0.02	40%	NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.21	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	0.011	µg/l	0.004	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	2.6	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	< 0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	< 0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	1.2	µg/l	0.05	15%	NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	170	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	0.14	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaftylene	0.23	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Acenaften	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoren	0.016	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Fenantren	0.051	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Antracene	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	0.054	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Pyren	0.21	µg/l	0.01	30%	Intern metode
c) Benzo[a]antracene	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	0.0048	µg/l	0.002	40%	Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracene	< 0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylene	0.029	µg/l	0.002	30%	Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.74	µg/l		30%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

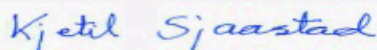
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.7 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.27 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	1.3 µg/l	0.2	20%	Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.4 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	<3 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	4.1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	48.3 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	189 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	4.4 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	248 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008432-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210336	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-130	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	< 0.020	µg/l	0.02		NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	8.3	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	< 0.0040	µg/l	0.004		NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	0.54	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	< 0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	< 0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	13	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fenantren	0.018	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	0.012	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Pyren	0.031	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	<0.0020	µg/l	0.002		Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	<0.0020	µg/l	0.002		Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.061	µg/l		40%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

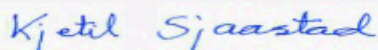
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.5 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.12 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.2 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.3 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	<3 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	1.0 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	1.8 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	<10 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen
AR-19-MM-008433-01
EUNOMO-00216597

Prøvemottak: 21.12.2018

Temperatur:

Analyseperiode: 21.12.2018-04.02.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2018-12210337	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-131	Analysestartdato:	21.12.2018		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
c) Arsen (As), filtrert					
c) Arsen (As), filtrert ICP-MS	< 0.020	µg/l	0.02		NS EN ISO 17294-2
c) Bly (Pb), filtrert					
c) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	11	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
c) Kadmium (Cd), filtrert					
c) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	< 0.0040	µg/l	0.004		NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu), filtrert					
c) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	2.9	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
c) Krom (Cr), filtrert					
c) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	< 0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
Kvikksølv (Hg), filtrert	<0.002	µg/l	0.002		NS EN ISO 12846:2012
c) Nikkel (Ni), filtrert					
c) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	< 0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
c) Sink (Zn), filtrert					
c) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	9.4	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2
c) PAH 16 EPA					
c) Naftalen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaftylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Acenaften	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fenantren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Pyren	0.023	µg/l	0.01	40%	Intern metode
c) Benzo[a]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Krysen/Trifenylen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[b]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[k]fluoranten	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[a]pyren	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Indeno[1,2,3-cd]pyren	<0.0020	µg/l	0.002		Intern metode
c) Dibenzo[a,h]antracen	<0.010	µg/l	0.01		Intern metode
c) Benzo[ghi]perylen	<0.0020	µg/l	0.002		Intern metode
c) Sum PAH(16) EPA	0.023	µg/l		40%	Intern metode
a) Ftalater					

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

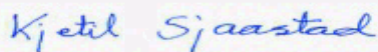
For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

a)	Dibutylftalat (DBP)	< 0.5 µg/l	0.5		Internal method 0250
a)	Butylbenzylftalat (BBP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylheksylftalat (DEHP)	0.14 µg/l	0.1	20%	Internal method 0250
a)	Dietylheksyladipat (DEHA)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Di-n-oktylftalat (DNOP)	< 0.1 µg/l	0.1		Internal method 0250
a)	Dietylftalat	< 0.2 µg/l	0.2		Internal method 0250
a)	Diisononylftalat (DINP)	< 0.3 µg/l	0.3		Internal method 0250
b)* Mikroplast >27µm (8 polymere)					
b)*	Polyetylen (PE)	<3 µg/l	3		Py-GC-MS
b)*	Polypropylene (PP)	1.9 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polystyren (PS)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyvinylklorid (PVC)	3.6 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyetylentereftalat (PET)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polyamid 6 (PA6)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polymetylmetakrylat (PMMA)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Polykarbonat (PC)	<1 µg/l	1		Py-GC-MS
b)*	Sum kvantifiserte polymere	<10 µg/l	10		Py-GC-MS

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Miljø, Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168,
 b)* Eurofins Environment Testing Norway AS (Bergen), Sandviksveien 110, 5035, Bergen
 c) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 04.02.2019


 Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

Attn: Ida Vaa Johnsen

AR-19-MM-016651-01

EUNOMO-00221432

Prøvemottak: 01.03.2019

Temperatur:

Analyseperiode: 01.03.2019-08.03.2019

Referanse: Rek.nr. 10736154

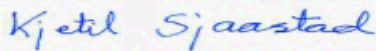
ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2019-03040044	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-130	Analysedato:	01.03.2019		
	tidl.nr: 439-2018-12210336				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Arsen (As), filtrert					
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	<0.020	µg/l	0.02		NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), filtrert					
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.25	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), filtrert					
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	<0.0040	µg/l	0.004		NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), filtrert					
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	0.54	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), filtrert					
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	<0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), filtrert					
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	<0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), filtrert					
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	2.6	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 08.03.2019



Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

FFI Forsvarets forskningsinstitutt

Postboks 25

2027 KJELLER

 Attn: **Ida Vaa Johnsen**
AR-19-MM-016652-01
EUNOMO-00221432

Prøvemottak: 01.03.2019

Temperatur:

Analyseperiode: 01.03.2019-08.03.2019

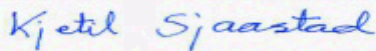
Referanse: Rek.nr. 10736154

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2019-03040045	Prøvetakingsdato:	20.12.2018		
Prøvetype:	Overflatevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	18-131	Analysestartdato:	01.03.2019		
	tidl.nr: 439-2018-12210337				
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Arsen (As), filtrert					
a) Arsen (As), filtrert ICP-MS	<0.020	µg/l	0.02		NS EN ISO 17294-2
a) Bly (Pb), filtrert					
a) Bly (Pb), filtrert ICP-MS	0.10	µg/l	0.01	20%	NS EN ISO 17294-2
a) Kadmium (Cd), filtrert					
a) Kadmium (Cd), filtrert ICP-MS	<0.0040	µg/l	0.004		NS EN ISO 17294-2
a) Kobber (Cu), filtrert					
a) Kobber (Cu), filtrert ICP-MS	0.66	µg/l	0.05	25%	NS EN ISO 17294-2
a) Krom (Cr), filtrert					
a) Krom (Cr), filtrert ICP-MS	<0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
a) Nikkel (Ni), filtrert					
a) Nikkel (Ni), filtrert ICP-MS	<0.050	µg/l	0.05		NS EN ISO 17294-2
a) Sink (Zn), filtrert					
a) Sink (Zn), filtrert ICP-MS	0.50	µg/l	0.2	25%	NS EN ISO 17294-2

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjötagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Moss 08.03.2019


Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1,<50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Forsvarsbygg
Trondheim/Værnes
MIL, Postboks 4133
7050 Trondheim

Attn: Nils Anders Dragseth

AR-16-MM-021395-01

EUNOMO-00150667

Prøvemottak: 14.10.2016

Temperatur:

Analyseperiode: 14.10.2016-01.11.2016

 Referanse: Prøver fra overskudd av
gummigranulat

ANALYSERAPPORT

Merknader prøveserie:

Full PO: Prøver fra overskudd av gummigranulat. Fakturareferanse: IO 300311340

Prøvenr.:	439-2016-10130001	Prøvetakingsdato:	01.09.2016
Prøvetype:	Granulat	Prøvetaker:	Nils Anders Dragset
Prøvemerkning:	Prøve 1	Analysestartdato:	14.10.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
c) Bly (Pb)	260	mg/kg TS	0.5 40% NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu)	3.8	mg/kg TS	0.5 30% NS EN ISO 11885
c) Sink (Zn)	2600	mg/kg TS	2 25% NS EN ISO 11885
c)* Natrium (Na)	320	mg/kg TS	30 15% NS EN ISO 11885
c)* Selen (Se)	0.049	mg/kg TS	1 30% SS028311 / ICP-MS
c)* Antimon (Sb)	110	mg/kg TS	0.9 SS028311 / ICP-MS
c)* Klorid i fast stoff			
c)* Klorid	9.9	mg/kg TS	NS EN ISO 10304-1
c) Total tørrstoff	87.9	%	0.1 10% EN 12880

Prøvenr.:	439-2016-10130002	Prøvetakingsdato:	01.09.2016
Prøvetype:	Granulat	Prøvetaker:	Nils Anders Dragset
Prøvemerkning:	Prøve 2	Analysestartdato:	14.10.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
c) Bly (Pb)	230	mg/kg TS	0.5 40% NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu)	3.4	mg/kg TS	0.5 30% NS EN ISO 11885
c) Sink (Zn)	2600	mg/kg TS	2 25% NS EN ISO 11885
c)* Natrium (Na)	360	mg/kg TS	30 15% NS EN ISO 11885
c)* Selen (Se)	0.065	mg/kg TS	1 30% SS028311 / ICP-MS
c)* Antimon (Sb)	75	mg/kg TS	0.9 SS028311 / ICP-MS
c)* Klorid i fast stoff			
c)* Klorid	12	mg/kg TS	NS EN ISO 10304-1
c) Total tørrstoff	91.1	%	0.1 10% EN 12880

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	439-2016-10130003	Prøvetakingsdato:	01.09.2016	
Prøvetype:	Granulat	Prøvetaker:	Nils Anders Dragset	
Prøvemerkning:	Prøve 3	Analysestartdato:	14.10.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
c) Bly (Pb)	930	mg/kg TS	0.5 40%	NS EN ISO 17294-2
c) Kobber (Cu)	2600	mg/kg TS	0.5 30%	NS EN ISO 11885
c) Sink (Zn)	15000	mg/kg TS	2 25%	NS EN ISO 11885
c)* Natrium (Na)	270	mg/kg TS	30 15%	NS EN ISO 11885
c)* Selen (Se)	0.093	mg/kg TS	1 30%	SS028311 / ICP-MS
c)* Antimon (Sb)	280	mg/kg TS	0.9	SS028311 / ICP-MS
c)* Klorid i fast stoff				
c)* Klorid	6.6	mg/kg TS		NS EN ISO 10304-1
c) Total tørrstoff	82.5	%	0.1 10%	EN 12880

Prøvenr.:	439-2016-10130004	Prøvetakingsdato:	01.09.2016	
Prøvetype:	Granulat	Prøvetaker:	Nils Anders Dragset	
Prøvemerkning:	Prøve 4a1	Analysestartdato:	14.10.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
b) Pentaklorfenol	0.08	µg/l	0.05	EN 12673, DIN 38407-F27
b)* Total tørrstoff	90.7	% TS	0.1	EN 14346

Prøvenr.:	439-2016-10130005	Prøvetakingsdato:	01.09.2016	
Prøvetype:	Urent vann Granulat	Prøvetaker:	Nils Anders Dragset	
Prøvemerkning:	Prøve 4a2	Analysestartdato:	14.10.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
a) 4-t-oktylphenol				
a) 4-tert-oktylphenol	2.8	µg/l	0.1	Internal method 0250
a)* Bisfenol A	3.4	µg/l	0.01	Internal Method 2233

Prøvenr.:	439-2016-10130485	Prøvetakingsdato:	01.09.2016	
Prøvetype:	Granulat	Prøvetaker:	Nils Anders Dragset	
Prøvemerkning:	Prøve 4b1	Analysestartdato:	14.10.2016	
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU	Metode
b) Pentaklorfenol	0.09	µg/l	0.05	EN 12673, DIN 38407-F27
b)* Total tørrstoff	89.4	% TS	0.1	EN 14346

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
 <: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Prøvenr.:	439-2016-10130486	Prøvetakingsdato:	01.09.2016
Prøvetype:	Urent vann Granulat	Prøvetaker:	Nils Anders Dragset
Prøvemerkning:	Prøve 4b2	Analysestartdato:	14.10.2016
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ MU Metode
a) 4-t-oktylphenol			
a) 4-tert-oktylphenol	2.2	µg/l	0.1 Internal method 0250
a)* Bisfenol A	2.7	µg/l	0.01 Internal Method 2233

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) DS EN ISO/IEC 17025 DANAK 168, Eurofins Environment A/S (Vejen), Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen
- a)* Eurofins Environment A/S (Vejen), Ladelundvej 85, DK-6600, Vejen
- b)* Eurofins Umwelt Ost GmbH (Freiberg), Lindenstraße 11, Gewerbegebiet Freiberg Ost, D-09627, Bobritzsch-Hilbersdorf
- b) DIN EN ISO/IEC 17025:2005 D-PL-14081-01-00, Eurofins Umwelt Ost GmbH (Freiberg), Lindenstraße 11, Gewerbegebiet Freiberg Ost, D-09627, Bobritzsch-Hilbersdorf
- c)* Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhogsg. 3, SE-53119, Lidköping
- c) ISO/IEC 17025 SWEDAC 1125, Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhogsg. 3, SE-53119, Lidköping

Kopi til:

Postmottak (Postmottak.Arkiv@forsvarsbygg.no)
Magne Bolstad (magne.bolstad@forsvarsbygg.no)

Moss 01.11.2016


Kjetil Sjaastad
Kjemitekniker

Tegnforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet
<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist

Opplysninger om måleusikkerhet og konfidensintervall fås ved henvendelse til laboratoriet.
Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Forsvarsbygg
 Pb 405 Sentrum
 0103 OSLO
Attn: Magne Bolstad

AR-19-MM-042708-01
EUNOMO-00228946

Prøvemottak: 29.05.2019

Temperatur:

Analyseperiode: 31.05.2019-26.06.2019

Referanse: IO: 300380086

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2019-05290665	Prøvetakingsdato:	28.05.2019		
Prøvetype:	Grunnvann Sigevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	Rødseætra KH1	Analysestartdato:	31.05.2019		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Fenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2-Metylphenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3-Metylphenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 4-Metylphenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2-Monoklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3-Klorfenol (m-klorfenol)	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 4-Klorfenol (p-klorfenol)	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,3-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,4- og 2,5-diklorfenol					
a) Sum 2,4- og 2,5-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,6-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3,4-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3,5-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,3,4-Triklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673:

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

				1999-05
a)	2,3,5-Triklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,3,6-Triklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,4,5-Triklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,4,6-Triklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	3,4,5-Triklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,3,4,5-Tetraklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,3,4,6-Tetraklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,3,5,6-Tetraklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	Pentaklorfenol (PC)			
a)	Pentaklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
	pH målt ved 23 +/- 2°C	7.8	1	NS-EN ISO 10523
	Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 +/- 2°C)	17.6 mS/m	0.1 10%	NS-EN ISO 7888
	Turbiditet	6.8 FNU	0.1 30%	NS-EN ISO 7027-1
	Total organisk karbon (TOC/NPOC)	5.7 mg/l	0.3 20%	NS-EN 1484
b)	Bly (Pb), filtrert	0.015 µg/l	0.01 50%	EN ISO 17294-2
b)	Kobber (Cu), filtrert	1.1 µg/l	0.05 25%	EN ISO 17294-2
b)	Sink (Zn), filtrert	0.69 µg/l	0.2 25%	EN ISO 17294-2
b)	Antimon (Sb), filtrert	1.6 µg/l	0.02 20%	EN ISO 17294-2
b)	Jern (Fe), filtrert	3.5 µg/l	0.3 20%	EN ISO 17294-2
b)	PAH(16) EPA			
b)	Naftalen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Acenaftylen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Acenaften	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Fluoren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Fenantren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Antracen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Fluoranten	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Pyren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[a]antracen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Krysen/Trifenylen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[b]fluoranten	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[k]fluoranten	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[a]pyren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Indeno[1,2,3-cd]pyren	<2.0 ng/l	2	Intern metode
b)	Dibenzo[a,h]antracen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[ghi]perylen	<2.0 ng/l	2	Intern metode

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Målesikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Målesikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

b)	Sum PAH(16) EPA	nd			Intern metode
b)	Kalsium (Ca), filtrert	2.4 mg/l	0.05	15%	According NEN EN ISO 17294-2

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Prøvenr.:	439-2019-05290666	Prøvetakingsdato:	28.05.2019		
Prøvetype:	Grunnvann Sigevann	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	Rødseætra KH2	Analysestartdato:	31.05.2019		
Analyse	Resultat	Enhet	LOQ	MU	Metode
a) Fenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2-Metylphenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3-Metylphenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 4-Metylphenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2-Monoklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3-Klorfenol (m-klorfenol)	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 4-Klorfenol (p-klorfenol)	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,3-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,4- og 2,5-diklorfenol					
a) Sum 2,4- og 2,5-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,6-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3,4-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3,5-Diklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,3,4-Triklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,3,5-Triklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,3,6-Triklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,4,5-Triklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 2,4,6-Triklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a) 3,4,5-Triklorfenol	< 0.05	µg/l	0.05		DIN 38407-F27:

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

				2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,3,4,5-Tetraklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,3,4,6-Tetraklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	2,3,5,6-Tetraklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
a)	Pentaklorfenol (PC)			
a)	Pentaklorfenol	< 0.05 µg/l	0.05	DIN 38407-F27: 2012-10, EN 12673: 1999-05
	pH målt ved 23 +/- 2°C	8.6	1	NS-EN ISO 10523
	Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 +/- 2°C)	16.9 mS/m	0.1 10%	NS-EN ISO 7888
	Turbiditet	35 FNU	0.1 30%	NS-EN ISO 7027-1
	Total organisk karbon (TOC/NPOC)	4.1 mg/l	0.3 20%	NS-EN 1484
b)	Bly (Pb), filtrert	0.089 µg/l	0.01 20%	EN ISO 17294-2
b)	Kobber (Cu), filtrert	8.1 µg/l	0.05 25%	EN ISO 17294-2
b)	Sink (Zn), filtrert	0.82 µg/l	0.2 25%	EN ISO 17294-2
b)	Antimon (Sb), filtrert	6.1 µg/l	0.02 20%	EN ISO 17294-2
b)	Jern (Fe), filtrert	7.6 µg/l	0.3 20%	EN ISO 17294-2
b)	PAH(16) EPA			
b)	Naftalen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Acenaftalen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Acenaften	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Fluoren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Fenantren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Antracen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Fluoranten	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Pyren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[a]antracen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Krysen/Trifenylen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[b]fluoranten	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[k]fluoranten	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[a]pyren	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Indeno[1,2,3-cd]pyren	<2.0 ng/l	2	Intern metode
b)	Dibenzo[a,h]antracen	<10 ng/l	10	Intern metode
b)	Benzo[ghi]perylene	<2.0 ng/l	2	Intern metode
b)	Sum PAH(16) EPA	nd		Intern metode
b)	Kalsium (Ca), filtrert	19 mg/l	0.05 15%	According NEN EN ISO 17294-2

Utførende laboratorium/ Underleverandør:

- a) Eurofins Umwelt Ost GmbH (Freiberg), Lindenstraße 11, Gewerbegebiet Freiberg Ost, D-09627, Bobritzsch-Hilbersdorf DIN EN ISO/IEC 17025:2005 D-PL-14081-01-00,
b) Eurofins Environment Sweden AB (Lidköping), Box 887, Sjöhagsg. 3, SE-53119, Lidköping ISO/IEC 17025:2005 SWEDAC 1125,

Kopi til:

Postmottak (post@forsvarsbygg.no)
Carl Einar Amundsen (carl.einar.amundsen@forsvarsbygg.no)

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).



Moss 26.06.2019

Kjetil Sjaastad-----
Kjetil Sjaastad

Kjemitekniker

Teorforklaring:

* Ikke omfattet av akkrediteringen LOQ: Kvantifiseringsgrense MU: Måleusikkerhet

<: Mindre enn >: Større enn nd: Ikke påvist. Bakteriologiske resultater angitt som <1, <50 e.l. betyr 'ikke påvist'.

Måleusikkerhet er ikke tatt hensyn til ved vurdering av om resultatet er utenfor grenseverdi/ -området og er angitt med dekningsfaktor k=2.

For mikrobiologiske analyser oppgis konfidensintervallet. Ytterligere opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

About FFI

The Norwegian Defence Research Establishment (FFI) was founded 11th of April 1946. It is organised as an administrative agency subordinate to the Ministry of Defence.

FFI's MISSION

FFI is the prime institution responsible for defence related research in Norway. Its principal mission is to carry out research and development to meet the requirements of the Armed Forces. FFI has the role of chief adviser to the political and military leadership. In particular, the institute shall focus on aspects of the development in science and technology that can influence our security policy or defence planning.

FFI's VISION

FFI turns knowledge and ideas into an efficient defence.

FFI's CHARACTERISTICS

Creative, daring, broad-minded and responsible.

Om FFI

Forsvarets forskningsinstitutt ble etablert 11. april 1946. Instituttet er organisert som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter underlagt Forsvarsdepartementet.

FFIs FORMÅL

Forsvarets forskningsinstitutt er Forsvarets sentrale forskningsinstitusjon og har som formål å drive forskning og utvikling for Forsvarets behov. Videre er FFI rådgiver overfor Forsvarets strategiske ledelse. Spesielt skal instituttet følge opp trekk ved vitenskapelig og militærteknisk utvikling som kan påvirke forutsetningene for sikkerhetspolitikken eller forsvarsplanleggingen.

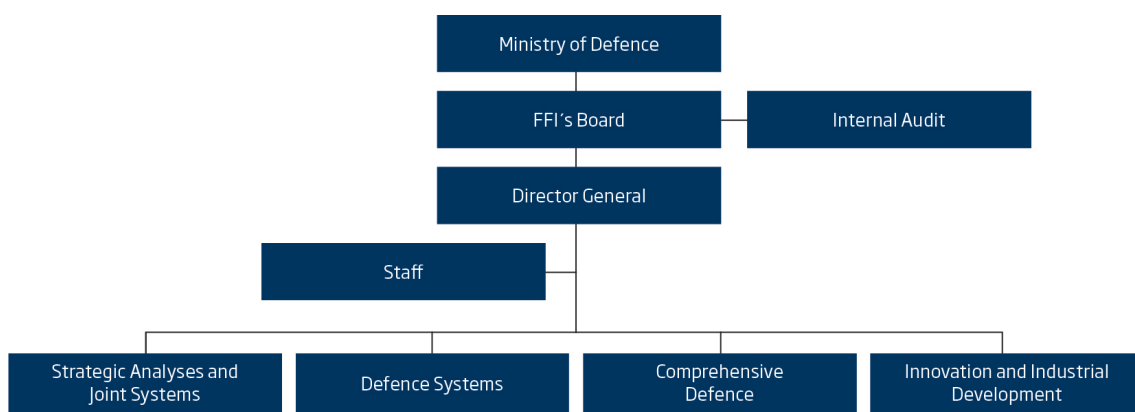
FFIs VISJON

FFI gjør kunnskap og ideer til et effektivt forsvar.

FFIs VERDIER

Skapende, drivende, vidsynt og ansvarlig.

FFI's organisation



Forsvarets forskningsinstitutt
Postboks 25
2027 Kjeller

Besøksadresse:
Instituttveien 20
2007 Kjeller

Telefon: 63 80 70 00
Telefaks: 63 80 71 15
Epost: ffi@ffi.no

Norwegian Defence Research Establishment (FFI)
P.O. Box 25
NO-2027 Kjeller

Office address:
Instituttveien 20
N-2007 Kjeller

Telephone: +47 63 80 70 00
Telefax: +47 63 80 71 15
Email: ffi@ffi.no