

Beregnet til
Bymiljøetaten i Oslo Kommune (BYM)

Dokumenttype
Rapport

Dato
Desember, 2024

Sluttrapport

Driftsrutiner ved tømning av sandfang



Sluttrapport

Driftsrutiner ved tømning av sandfang

Oppdragsnavn **Driftsrutiner ved tømning av sandfang**
Prosjekt nr. **1350056897**
Mottaker **Bymiljøetaten i Oslo Kommune v/Heidi Kristensen**
Dokumenttype **Rapport**
Versjon **A**
Dato **03.12.2024**
Utført av **Nadja Grozdanic**
Elin Njåstad

Kontrollert av **Jakob Myking**
Godkjent av **Jakob Myking**

Rambøll
Harbitzalléen 5
Postboks 427 Skøyen
0213 Oslo

T +47 22 51 80 00
<https://no.ramboll.com>

Revisjon	Dato	Utført av	Kontrollert av	Godkjent av	Beskrivelse
A	03.12.2024	NGC, ELND	JMY	JMY	Sluttrapport

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	3
1. Bakgrunn og mål	4
1.1 Beskrivelse av oppdraget	4
1.2 Case-område	5
2. Situasjonsbeskrivelse	6
2.1 Overvann som forurensningskilde	6
2.1.1 Forurensninger i overvann	6
2.2 Sandfang som rensetiltak og betydning av tømning	6
2.3 Dagens praksis for tømmerutiner	7
2.3.1 Utforming av tømmebil	7
2.3.2 Tømmeprosessen – trinn for trinn	8
2.3.3 Utfordringer med dagens rutiner	9
3. Risikovurdering av sandfang basert på GIS-analyse	10
3.1 Risikofaktorer og -kriterier	10
3.2 Klassifisering av risiko	10
3.3 Resultater – kart over sandfang og forurensningsrisiko	11
4. Miljøanalyse av vannkvalitet under tømmeprosessen	12
4.1 Metode	12
4.2 Klassifisering	14
4.3 Resultater - vannprøver	14
4.3.1 Turbiditet og suspendert stoff	15
4.3.2 Metaller	15
4.3.3 Næringssalter	16
4.3.4 PAH-forbindelser	17
4.3.5 Andre forbindelser og komponenter	17
4.4 Resultater – sedimentprøver	18
4.4.1 Beskrivelse av sedimenter	18
4.4.2 Forurensningstilstand	18
4.5 Diskusjon og konklusjon	20
4.6 Begrensninger og videre undersøkelser	21
5. Alternative rensetiltak	22
6. Konklusjoner og videre arbeid	23
6.1 Videre arbeid og begrensninger	23
7. Referanser	24

Vedlegg

K-NOT-01 Tømmerunde og befaringsnotat

K-NOT-02 GIS-analyse for klassifisering av sandfang

M-NOT-01 Sandfang prøvetakingsprogram

K-RAP-01 Skrivebordsvurdering av alternative rensetiltak

Sammendrag

Rambøll Norge har på oppdrag for Bymiljøetaten (BYM) sett på mulige endringer i driftsrutiner for tømning av sandfang. Sandfang er et utbredt tiltak som anlegges hovedsakelig for å skille ut større partikler i overvann. Forutsatt at det tømmes og driftes riktig, kan sandfang i tillegg holde igjen forurensninger i overvannet. Selve tømmeprosessen utgjør riktignok en forurensningsfare i seg selv. Når sandfang tømmes brukes det høytrykkspyling for å løsne harde sedimenter. Dette fører midlertid til utvasking av også mindre partikler, inkludert en rekke miljøgifter som er partikkelbundet.

Som en del av oppdraget ble det gjennomført en miljøanalyse av tømmeprosessen for å undersøke hvor forurenset spylevannet er. Vann- og sedimentprøver ble tatt underveis i tømmeprosessen og prøvene ble analysert for prioriterte miljøgifter. Resultatene gir en indikasjon på forurensningssituasjonen som oppstår under tilbakeføring av spylevann, og i sandfang for øvrig.

Det ble påvist svært høye konsentrasjoner av samtlige parametere og prøvene ble klassifisert å være i svært dårlig tilstand iht. Miljødirektoratets veileder. Videre var forurensningskonsentrasjonen betydelig høyere i spylevannet sammenlignet med vannet i sandfangskummen før tømning og høytrykksspyling. Når dette vannet føres tilbake i sandfangskum på et nivå over dykker, så vil vannet renne ut i resipient og dermed presentere akutte og omfattende toksiske effekter på organismene som lever i vannforekomstene. Effektene vil være redusert biologisk mangfold, forstyrrelser av næringskjeden og endringer i økosystemene.

Sett i lys av resultatene fra miljøprøvene oppfordres det sterkt til å forske mer på spylevannet, da kunnskapsgrunnlaget er svært begrenset, og se på utvikling av nye rutiner og løsninger utover de som ble vurdert i skrivebordsvurderingen. Blant annet utforske nye måter å utforme tømmebilene, som kan hindre tilbakeføring av suspenderte partikler.

1. Bakgrunn og mål

Bymiljøetaten (BYM) i Oslo kommune ønsker å se på mulige endringer i driftsrutiner av sandfang for å redusere utslipp av forurensninger til vassdrag og Oslofjorden. I dag finnes det omkring 23 000 sandfang i Oslo som driftes av BYM. Sandfang er et utbredt tiltak som anlegges hovedsakelig for å skille ut større partikler i overvann. Forutsatt at det tømmes og driftes riktig, kan sandfang i tillegg holde igjen forurensninger i overvannet, ettersom mye av miljøgiftene er partikkelbundet.

Overvann fra tette flater er ofte forurenset og bør renses for å hindre spredning av miljøgifter. Tidligere undersøkelser har vist at sandfang kan holde tilbake 40 – 50 % av miljøgiftene i vegvann. Dette forutsetter at de tømmes når de er halvfulle. Det er derimot en kjensgjerning at alt for mange sandfang ikke tømmes ofte nok noe medfører en fare for spredning av forurensning. (Lindholm, 2015)

Selve tømmeprosessen utgjør riktignok en forurensningsfare i seg selv. Når sandfang tømmes brukes det høytrykkspyling for å løsne hardpakkede sedimenter. Dette fører midlertid til utvasking av også mindre partikler, inkludert en rekke miljøgifter som er partikkelbundet. Tømmebilen tar med seg sedimenter, i hovedsak de større partiklene, videre til godkjent deponi. Det overflødig spylevannet, med de små partiklene og utvaskede miljøgifter, blir ført tilbake i sandfangene. Grunnen til dette er at det øker antall sandfang som kan tømmes, da vann som ville tatt opp kapasiteten til tømmebilen istedenfor blir lagret i sandfang med antagelsen om at suspenderte partikler og miljøgifter vil sedimentere over tid. Dersom det tilbakeførte vannet renner direkte videre fra sandfanget og ut i ledningsnett, medfører det en risiko for spredning av miljøgifter til lokale vannforekomster.

1.1 Beskrivelse av oppdraget

På oppdrag for Bymiljøetaten (BYM) har Rambøll sett på mulige endringer i tømme- og driftsrutiner av sandfang som kan redusere tilførsel av forurenset overvann til vassdrag.

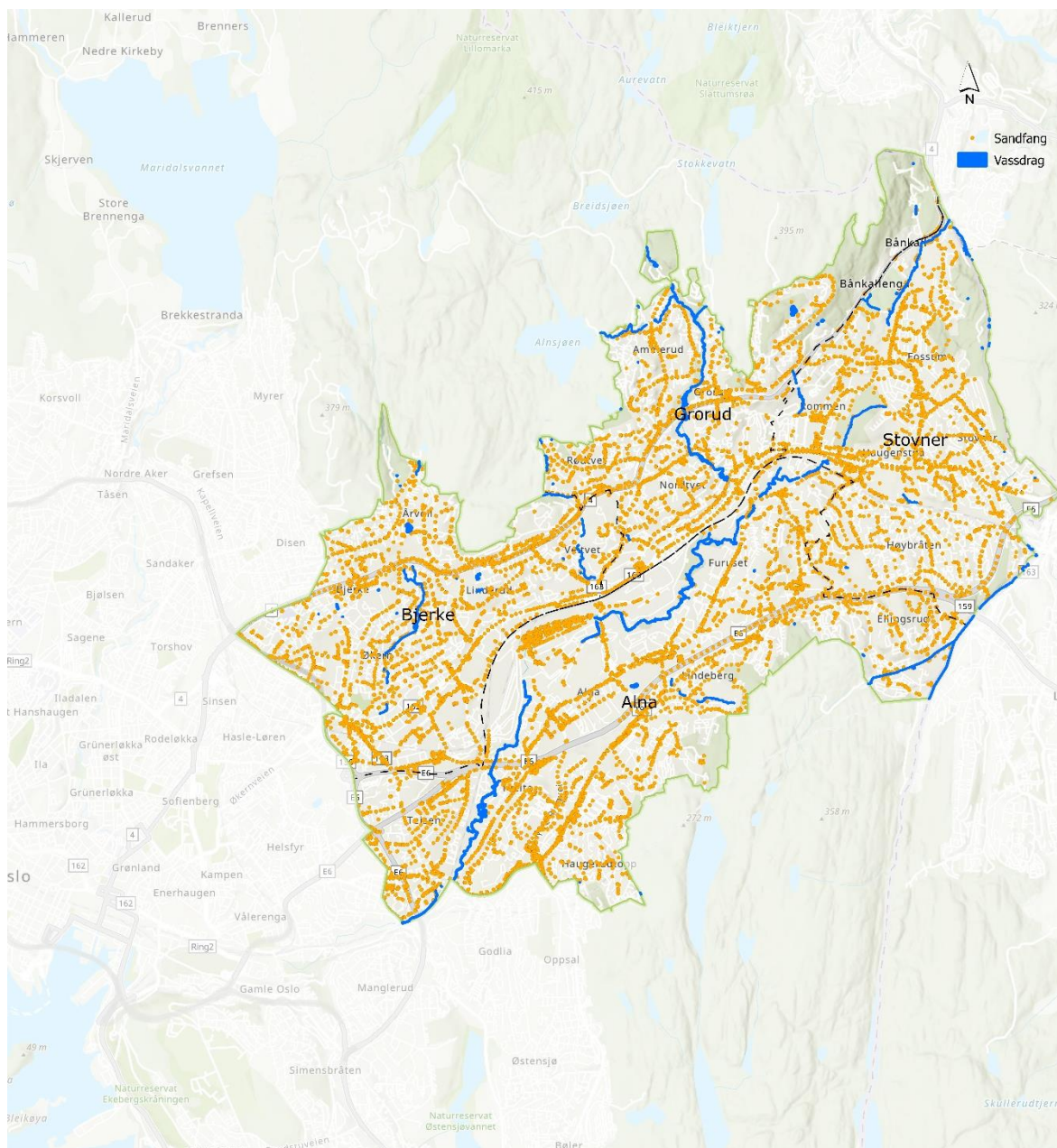
Oppdraget har bestått av flere deloppdrag som nevnes i det følgende:

- Befaring og deltakelse på en tømmerunde av sandfang på utvalgte strekninger (Kapittel 2.3)
- Klassifisering av sandfang etter forurensningsfare basert på GIS-analyse av sandfang (Kapittel 3)
- Miljøanalyse av vannprøver i sandfang og spylevann (Kapittel 4)
- Skrivebordsvurdering av alternative rensetiltak (Kapittel 5)

Deloppdragene blir behandlet enkeltvis i egne kapitler og betraktes som separate deloppdrag i rapporten. I konklusjonen gis det en helhetlig vurdering og sammenstilling av deloppdragene, samt anbefalinger for videre arbeid.

1.2 Case-område

Oslo Nord, bestående av bydelene Alna, Bjerke, Grorud og Stovner, har vært fokusområde for prosjektet. Området kjennetegnes som delvis urbant, hovedsakelig bestående av boliger og industri. Tre høytrafikkerte veger, RV4, RV163 og E6, krysser området. Alnavassdraget, knyttet til Alnaelva med Oslofjorden som resipient, renner gjennom området. Innenfor prosjektområdet er det kartlagt totalt 11 258 sandfang. Prosjektområdet er vist nedenfor i Figur 1-1.



Figur 1-1 Prosjektområde, Oslo Nord. Alle kartlagte sandfang er vist som oransje punkter.

2. Situasjonsbeskrivelse

Miljøtilstanden til Oslofjorden er under sterkt press og forurensset overvann er blant hovedårsakene til dette. I *Forslag til helhetlig plan for Oslofjorden* (2021) har «rutiner for tømning av sandfang for å bidra til økt rensing av overvann» blitt identifisert som et av flere tiltak for å bedre miljøtilstanden.

2.1 Overvann som forurensningskilde

Når nedbør renner av som overvann vasker det med seg forurensninger som miljøgifter, mikroplast og næringsstoffer på overflaten. Det er flere faktorer som avgjør hvilke stoffer som tilføres og forurensningsgraden. Tidligere undersøkelser har funnet at tilførsel fra tette flater, særlig fra veisystemer, er blant hovedkildene for tilførsel av tungmetaller og organiske miljøgifter til Indre Oslofjord (Storhaug & Åstebøl, 2015). Det er videre vist at overvann har betydelig større utslipp av miljøgifter enn overløp og utslipp fra renseanlegg (Lindholm & Haraldsen, 2013).

Kildene til forurensende stoffer i overvann er mangfoldige i urbane miljøer. De viktigste oppsummeres i det følgende:

- Frigjøring av stoffer fra overflater som overvann kommer i kontakt med.
- Forurensende aktiviteter på overflater som biltrafikk.
- Vedlikehold av veg som salting og grusing.
- Utslipp fra lekkasje og søl.
- Atmosfærisk spredning av forurensninger.

Overvann vil kunne bidra til å forurense lokale vannforekomster ved direkte utslipp fra overvannsledninger, indirekte utslipp ved overløp og feilkoblinger og lekkasjer (Åstebøl, Dalen, Henninge, & Vollertsen, 2021). Det er direkte utslipp, som innebærer avrenning fra tette flater til resipient via sandfang og overvannssystemet, som behandles av dette prosjektet.

2.1.1 Forurensninger i overvann

De vanligste forekommende forurensningene i overvann er:

- Grus og sand
- Partikler, målt som suspendert stoff (SS)
- Næringssalter
- Tungmetaller (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Pb, Zn, Ni)
- Sulfat
- Organiske miljøgifter og tinnforbindelser
- Mikroplast og gummi
- Oljeforbindelser
- Salt (Natriumklorid, NaCl)

Konsentrasjonen av stoffene i overvannet påvirkes av faktorer som trafikkmessige forhold (ÅDT, hastighet) og andel tette flater, nedbørsmengde og intensitet, vedlikehold og drift (tømmehyppighet for sandfang, feiing, salting) (Åstebøl, Kjølholt, Jacobsen, Berg, & Saunes, 2012). Konsentrasjonen er typisk høyest under perioder med mindre nedbør og begynnelsen av en større nedbørhendelse at konsentrasjonen er høyest (såkalt «first flush»).

2.2 Sandfang som rensetiltak og betydning av tømning

Sandfang er et enkelt, mekanisk rensetiltak som anlegges langs veger og gater for å skille ut sand og grus fra overvannet. Renseprosessen foregår ved at sand og grus sedimenterer i bunnen av sandfangskummen. Overvannet føres videre til ledningsnett eller direkte til resipient gjennom utløpet, som normalt plasseres 1 meter over bunnen. Mange sandfang er også utstyrt med en

Kjgle H=500-1000
D=650/1000

min. 50

250

Var.

Kjerneborres

Var.

Evt
Innløpsledning

min. $\varnothing 160$ mm

500

Min. 50 mm

Løpemuffe
AR-pakning

Min. 1400 mm for frostsikring

1000

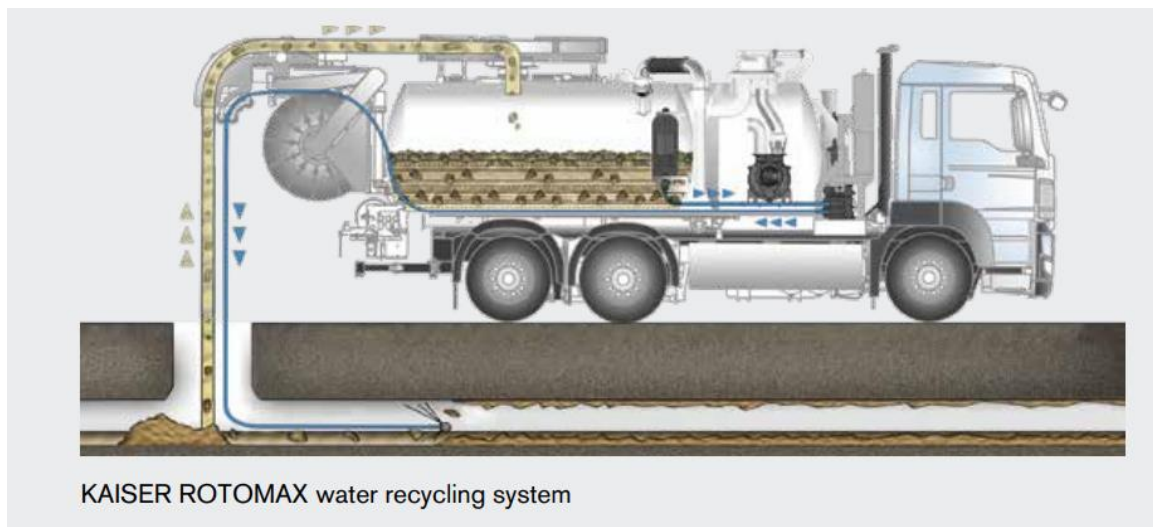
min. 1000

Iht. Oslo kommune sin VA-norm skal sandfang normalt ha en diameter på 1000 mm, med et utløp 1000 mm over bunnen og en dykker/vannlås med diameter minimum 150 mm på utløpsstuss.

2.3 Dagens praksis for tømmerrutiner

I dag tømmes sandfang fortrinnsvis langs gatestrekninger som velges ut på forhånd. De gis ingen form for prioritering i en enkelt gate, dvs. at i gater der man vet at flere sandfang bør tømmes, så tømmes alle. I løpet av en arbeidsdag tømmes ca. 30 sandfang, noe som resulterer i en tømmehyppighet på 1 – 2 år for de fleste sandfang i Oslo nord.

For å tømme et sandfang benyttes en bil med påbygg for slamtømming. Påbygget er utformet med et skvalpeskott i tanken som skiller slam fra vann. Utformingen av tømmebil varierer, men de rommer ca. 10 000 l (10 m³). Til sammenligning er volumet i et sandfang ca. 800 l (0,8 m³). Utformingen er vist nedenfor i Figur 2-2.



Figur 2-2 Utforming av tømmebilen Kaiser Eur-Mark, EcoCycle/Combi, hentet fra produktblad. Ifølge Botnetank AS, Norges eneste forhandler av påbygg fra produsenten Kaiser Eur-Mark, er dette den mest solgte typen i Norge.

2.3.2 Tømmeprosessen – trinn for trinn

Tømming av sandfang gjennomføres som beskrevet under:

1. Der hvor det er hjelpesluk skal rørledningen mellom hjelpesluk og sandfang spyles og kontrolleres før sandfanget tømmes.
2. Vann og løse sedimenter suges opp. Sedimenterte partikler sitter fast i bunn av kum.
3. Sedimenterte partikler løsnes ved høytrykksspyling. Dette vasker ut partikler og tilfører vann ned i sandfanget igjen, det såkalte spylevannet.
4. Løsnede sedimenter og spylevannet suges opp igjen fra sandfanget og inn i bilen.
5. Utløpsrøret fra sandfanget kontrolleres for å påse at det ikke er tett. Dersom røret er tett, spyles det. Dette gjøres med en dyse som spyer vannet tilbake til sandfangskummen.
6. Spylevannet føres tilbake i sandfanget opp til nivå med dykker/vannlås. Dette begynner etter at bilen er full.

Prosessen er avbildet og vist under i Figur 2-3.

Trinn 1:	Trinn 2:	Trinn 3/4:
		

Figur 2-3 Tømmeprosessen vist i bilder. Bilder er tatt under deltakelse på tømmerunde (2023).

Etter tømning av ca. 10 sandfang er bilen full, og tilbakeføring av spylevann begynner i alle påfølgende sandfang. Spylevannet fordeles likt på disse, som i utgangspunktet skal fylles opp til nivå med dykker. Det er midlertid kjent at det ofte fylles til et nivå over dykker for å sikre at vannlåsen fungerer, noe som fører til at spylevannet renner videre til resipient, enten via overvannsnett eller direkte utslipp. I områder der det er felles system (dvs. at overvann og kloakk renner i samme ledning), så vil forurenset veivann ledes til renseanlegg. Renseanleggene er laget for å rense bl.a. nitrogen og fosfor, men ikke miljøgifter. Dette betyr at tilførsel av forurenset veivann vil kunne ødelegge slammet som ellers vil kunne brukes som et jordbruksforbedringsprodukt. Dvs. at det påvirker kloakkrenseanlegget negativt ved tilførsel av forurenset veivann.

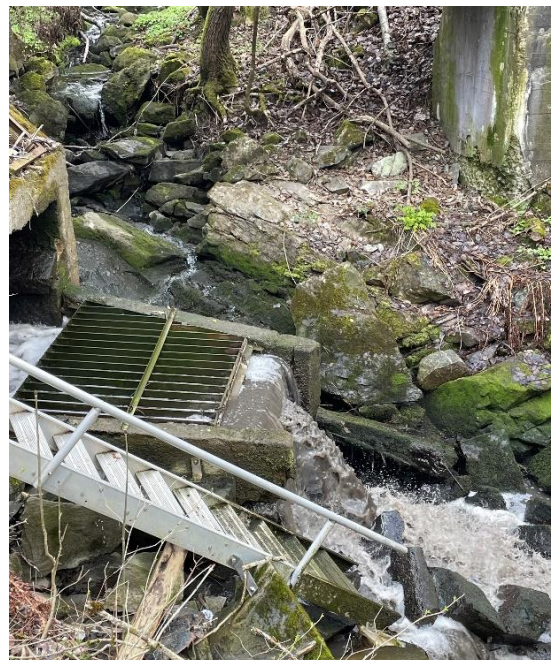
Når det ikke er mer kapasitet i bilen til slam/sand, så kjøres den til godkjent deponi og leverer sedimenter og større partikler. Mindre partikler får ikke nok oppholdstid til å sedimentere i løpet av en tømmerunde og blir værende i vannet.

Det er to årsaker til at spylevann føres tilbake til sandfangene. Den ene er begrenset volumkapasitet i tømmebilene. Dersom spylevannet tas med videre, ville færre sandfang kunne tømmes ettersom spylebilen fylles raskere, både med hensyn til volum og vektbegrensninger. Den andre årsaken er at mange deponier ikke tar imot vann.

2.3.3 Utfordringer med dagens rutiner

Ved høytrykksspylingen utvaskes partikkelbundne miljøgifter i vannet, noe som gjør spylevannet svært forurenset. Når dette tilbakeføres, så tilføres sandfang forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter og finpartikulære stoffer. Dette representerer en betydelig risiko for spredning av miljøgifter når vannet overgår nivået til dykker/vannlås og finner veien til resipient. Det har blitt registrert hendelser av dette, blant annet i Bølerbekken, som vist i Figur 2-4. Bildet ble tatt under tømning av sandfang i området og viser tydelig forurenset vann.

Sandfang gis ingen form for prioritering innad i en gate ved tømning, selv om det hadde vært hensiktsmessig å tømme sandfang som fylles opp raskt oftere enn de som fylles opp sakte. Sjøkkbelastninger vil øke betydelig med økende depot i sandfang, slik at det er gunstigere å ikke ha sandfang enn sandfang som ikke tømmes etter behov (Dyrnes, 2006). Også ved intens nedbør, når avrenningen oppnår høy vannføring, vil utvasking av mindre partikler kunne forekomme og gå i overløp. Klimaforandringer og urbanisering fører til stadig mer intens nedbør og avrenning. Kombinert med utilstrekkelig tømning av sandfang, representerer dette en økende risiko for spredning av miljøgifter.



Figur 2-4 Bølerbekken under tømning av sandfang.

3. Risikovurdering av sandfang basert på GIS-analyse

Sandfang som fylles raskere og er utsatt for høy tilførsel av miljøgifter, utgjør en større risiko for forurensning dersom de ikke tømmes ofte nok. Ved å kartlegge disse sandfangene kan de tømmes systematisk etter behov, noe som kan være et driftseffektivt tiltak for å redusere risikoen for forurensning. I denne sammenheng er det viktig å påpeke at behov for tømming kan være veldig varierende. Eksempelvis vil sandfang som ligger i nærheten av enkelte byggeprosjekter kunne fylles opp etter få uker. Det er gjort en GIS-basert analyse av alle sandfang med hensyn på en rekke faktorer for å identifisere og klassifisere forurensningsrisikoen hvert sandfang utgjør. Resultatet er et kart som viser alle sandfang inndelt i tre ulike klasser. Kartet kan anvendes til å prioritere sandfang som bør tømmes oftere.

Analysen har bestått av å identifisere risikofaktorer og risikokriterier, klassifisering av forurensningsrisiko og utarbeide kart som viser fordeling. Disse gjennomgås kort i det følgende. For tekniske detaljer vises det til eget notat (*K-NOT-02 GIS-analyse for klassifisering av sandfang*).

3.1 Risikofaktorer og -kriterier

Det er en rekke faktorer som avgjør hvilke stoffer som tilføres et sandfang og konsentrasjonen av dem. Kombinasjonen av de ulike faktorene vil avgjøre den totale forurensningsrisikoen som sandfanget utgjør dersom det ikke tømmes tidsnok. Utpekte risikofaktorer nevnes i det følgende:

- **Trafikktall (Års/døgn trafikk = ÅDT)** er en viktig indikator på mengden og typen forurensning i vegavrenning som ledes til sandfang i nærheten. Spesielt tungmetaller og mikroplast er funnet i overvann fra høytrafikkerte veier (Lindholm, 2015).
- **Avrenningsmønster** sier noe om mengden vann og masser som transporteres til sandfang. Analysen har basert seg på avrenningslinjer med tilsluttet nedslagsfelt ≥ 400 m² og avrenningskart uttrykt med dybdeintegret hastighet, DV $> 0,1$.
- **Lokale nedsenkninger** mottar høy tilførsel av vann fra oppstrøms områder. Sandfang plassert i nedsenkning forventes å fylles raskere, i kombinasjon med avrenningsmønster.

Hver risikofaktor er delt inn i tre risikoklasser: lav, medium og høy risiko. Tabell 1 angir kriteriene som er brukt til inndeling av risikoklassene. Hvert sandfang er analysert med hensyn til alle risikofaktorer og tilskrives tilhørende risikoklasse etter tabellen under.

Tabell 1 Risikokriterier for de ulike risikofaktorene.

	Trafikktall (ÅDT)	Nedslagsfelt	Avrenning	Lokal nedsenkning
Lav	< 5000	< 400 m ²	< 0,1	Ja
Medium	5000 – 15 000	≥ 400 m ²	-	Nei
Høy	>15 000		> 0,1	-

3.2 Klassifisering av risiko

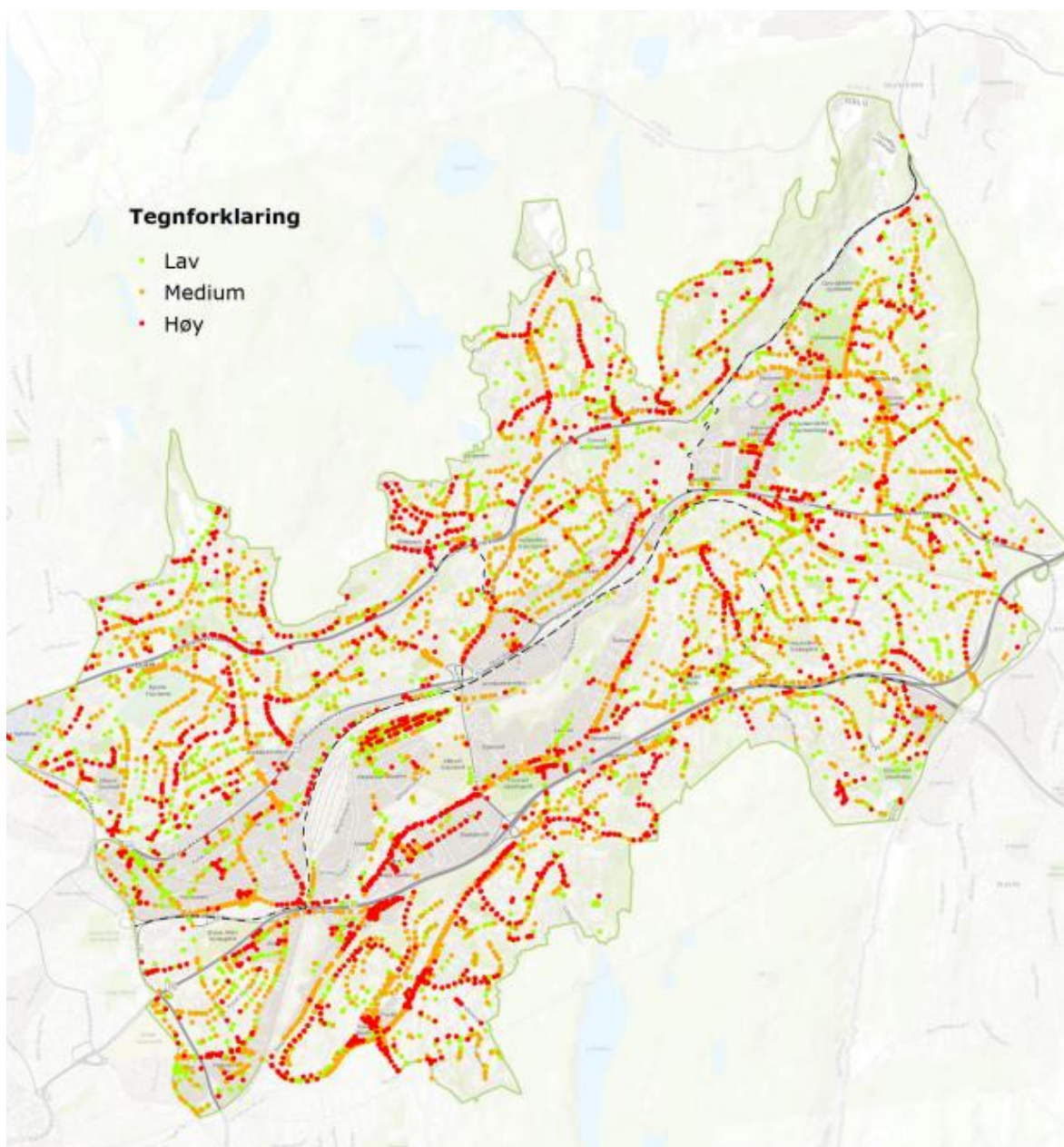
I en endelig klassifisering av sandfang kombineres alle risikoklasse til en verdi som uttrykker total risiko for oppfylling og forurensning. Det er foreløpig gjort en forenklet klassifisering:

1. Lav risiko tilskrives sandfang som kun er utsatt for lavrisikofaktorer.

2. Medium risiko tilskrives sandfang som er utsatt for minst en medium-risikofaktor.
3. Høy risiko tilskrives sandfang som er utsatt for minst en høyrisikofaktor.

3.3 Resultater – kart over sandfang og forurensningsrisiko

I Figur 3-1 vises en kartoversikt over alle sandfang og den identifiserte forurensningsrisikoen. Grønne sandfang symboliserer lav risikoklasse, oransje sandfang symboliserer medium risikoklasse og røde sandfang symboliserer høy risikoklasse.



Figur 3-1 Fordeling av risikoklasser basert på GIS-analyse av sandfang.

4. Miljøanalyse av vannkvalitet under tømmeprosessen

Det ble gjennomført en miljøanalyse av tømmeprosessen for å undersøke hvor forurenset spylevannet er. Vann- og sedimentprøver ble tatt underveis i tømmeprosessen og prøvene ble analysert for prioriterte miljøgifter. Resultatene gir en indikasjon på forurensningssituasjonen som oppstår under tilbakeføring av spylevann, og i sandfang for øvrig.

4.1 Metode

Et prøvetakingsprogram ble utarbeidet i forkant og var utgangspunktet for gjennomføringen av vann- og sedimentprøvene. For detaljert beskrivelse vises det til eget notat (*M-NOT-01 Pilotprøvetakingsprogram i forbindelse med rutiner knyttet til sandfangtømming*).

Sediment- og vannprøvetakingen ble utført 18. april 2024 mellom klokken 08-13, under skyfrie forhold og ingen nedbør. Alle undersøkelser ble gjennomført av miljøfaglig personell og analyser er gjennomført av akkreditert laboratorium. Prøvetaking ble gjennomført i to trinn i henhold til programmet:

1. Før tømming: Sediment- og vannprøve av sandfang.



Figur 4-1 Til venstre: Vannprøvetaking før spyling. Vannet er tydelig klart. Til høyre: Sedimentprøve.

2. Etter tømning og tilbakeføring av spylevann: Vannprøve av sandfang.



Figur 4-2 Vannprøve etter tilbakeføring av spylevann.

Vannprøvene ble analysert for følgende parametere:

- Næringssalter (ammonium, total-fosfor, og total-nitrogen)
- Prioriterte tungmetaller
- Konduktivitet, turbiditet, alkalitet og suspendert stoff
- 16 polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH 16)
- Benzen, toluen, etylbenzen og xylen (BETX)
- 7 polykloret bifenyler (PCB 7)
- Total organisk karbon (TOC)
- Totale hydrokarboner (THC)
- Sulfat og klorid
- Mikroplast og gummi ($>10\ \mu\text{m}$) *

**Kun en av vannprøvene ble testet for mikroplast (R1 «før»).*

Det ble tatt prøver i totalt syv sandfang. Prøvetakingspunktene ble valgt basert på GIS-analysen som beskrevet ovenfor i kapittel 0. Sandfang fra hver risikoklasse ble valgt til prøvepunkter: G1, G2, O1, O2, R1, R2 og R3. Hensikten med å ta prøver av ulike risikoklasser var for å kunne bruke resultatene til verifisering av analysen. Prøvepunktene befinner seg i Ammerudveien og Ammerudkrysset ved Ammerudhellinga. Disse ble valgt hovedsakelig fordi det var sandfang i alle risikoklasser der og at det var praktisk gjennomførbart med hensyn til blant annet trafikkforhold. Plassering til prøvepunkter er vist i Figur 4-3.



Figur 4-3 Prøvepunkter for miljøanalysen.

4.2 Klassifisering

Resultatene fra basisovervåkingen ble klassifisert iht. klassifiseringssystem for ferskvannsforekomster gitt i veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018) og Miljødirektoratets rapport M-608 (Miljødirektoratet, 2020). Merk at det mangler klassegrenser for flere undersøkte parametere. I mangel på grenseverdier for jern i veileder 02:2018 ble jern klassifisert i henhold til SFT 97:04 (Statens forurensningstilsyn, 1997). Ved klassifisering etter veileder 02:2018 er vannforekomsten *Alna opp mot Alnasjøen* (Vannforekomst ID: 006-222-R), som vist i Vann-nett.no, brukt som vanntype. Resultater med klassegrenser vil i foreliggende rapport bli presentert med følgende fargekoding:

Tabell 2 Tilstandsklasser iht. Miljødirektoratets veileder M-608.

Tilstandsklasse	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Forklaring	Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende toksiske effekter

4.3 Resultater - vannprøver

I dette kapittelet presenteres resultater fra analyserte vannprøver. Det gis en generell beskrivelse av resultatene for hver vannparameter med fokus på etter-prøvene, altså prøvene tatt etter

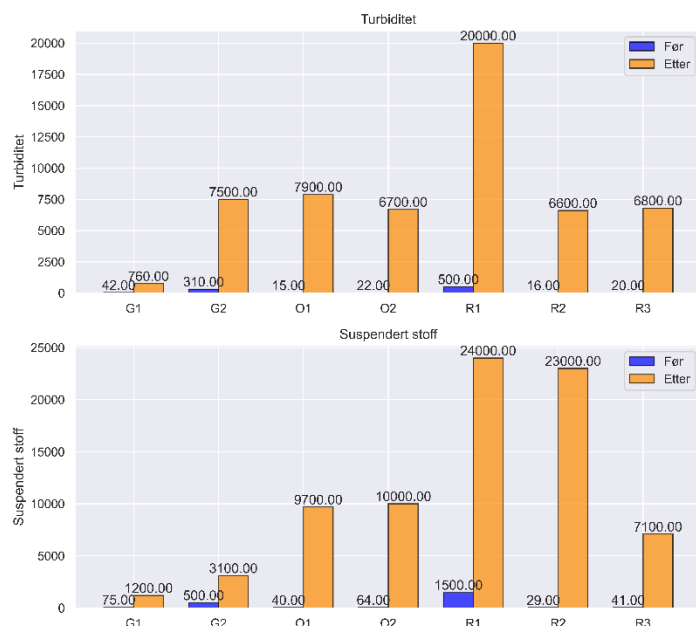
tilbakeføring av spylevannet. Resultater vil også kommenteres med hensyn til de ulike risikoklassene som ble prøvetatt. Før- og etter prøver sammenlignes for prioriterte miljøgifter: Kadmium (Cd), kobber (Cu), Bly (Pb), Krom (Cr), Kvikksølv (Hg). Fullstendig analyseresultater kan ses i Vedlegg 2.

4.3.1 Turbiditet og suspendert stoff

Under prøvetaking var det tydelig visuell forskjell på vannet i sandfanget før tømning og etter tilbakeføring av spylevann. Dette er også vist i ovenfor i metodekapittelet i Figur 4-1 og Figur 4-2. Før tømning var vannet i sandfanget klart og gjennomiktig. Vannet etter at spylevannet var tilbakeført var derimot uklart og hadde en tydelig, mørk grå farge.

Resultatene viser varierende turbiditet mellom prøvepunktene og ingen sammenheng mellom de ulike risikoklassene, herunder grønne, oransje og røde prøvepunkter. For prøvepunktene R2, R3, O1, og O2 ligger turbiditeten på rundt 6-7000 FNU i etter-prøven, noe som er rundt firehundre ganger høyere enn for før-prøven. Prøvepunktene R1 og G1 skiller seg ut med en turbiditet på hhv. 20 000 FNU og 760 FNU for etter-prøven. Alle etter-prøvene av turbiditet tilsvarer tilstandsklasse **svært dårlig**.

Resultatene for suspendert stoff viser også liten sammenheng mellom de ulike risikoklassene i før-prøvene. Til forskjell fra før-prøvene, er det noe forskjell mellom de ulike kategoriene i etter-prøvene, hvor grønn er ≤ 3100 mg/l, oransje er $\leq 10\,000$ mg/l, og rød er $\leq 24\,000$ mg/l. Alle etter-prøver tilsvarer tilstand **svært dårlig**.

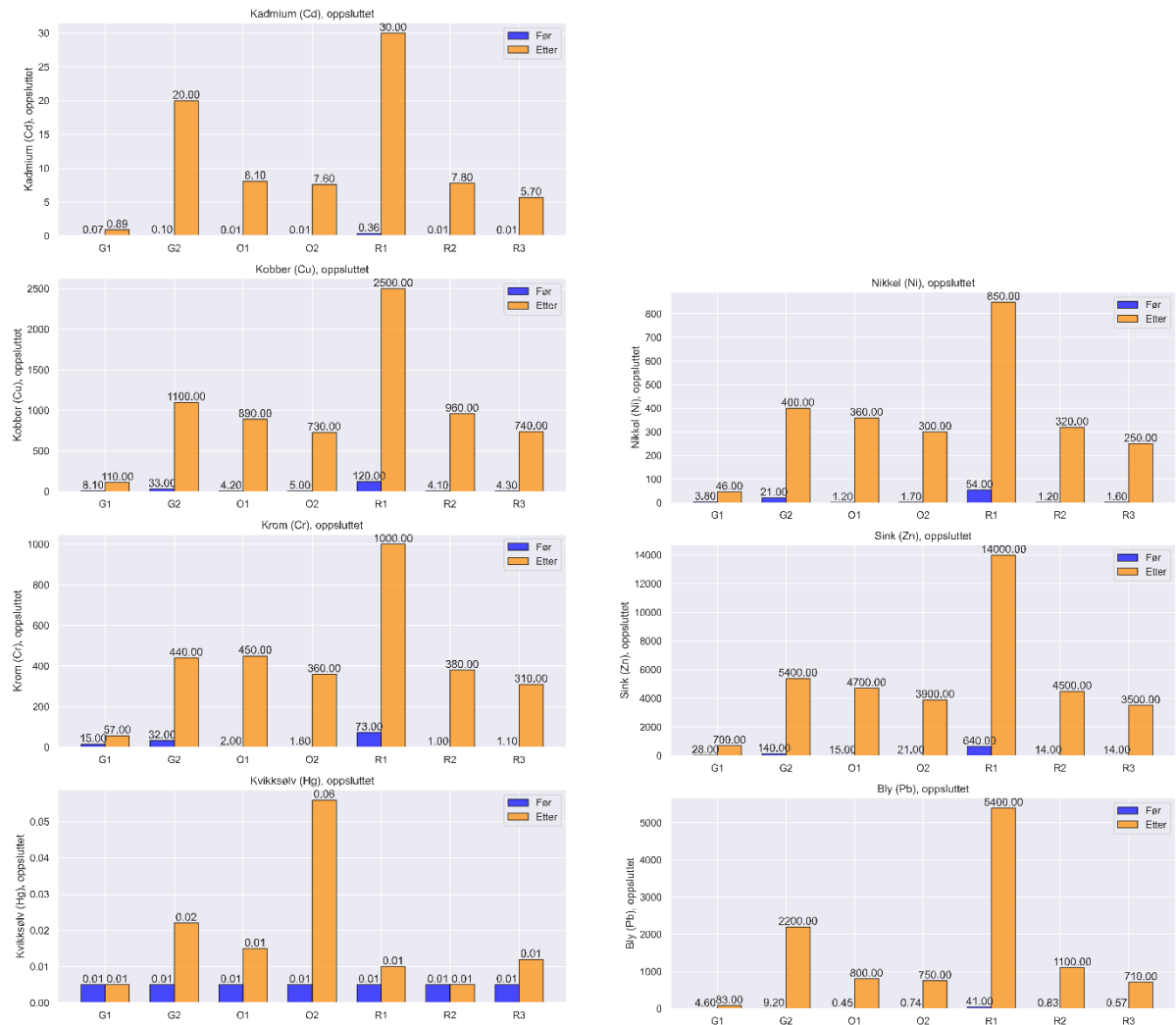


Figur 4-4 Før- og etterprøver av turbiditet og suspendert stoff.

4.3.2 Metaller

Resultatene for metaller viser varierende verdier mellom prøvepunktene og liten sammenheng mellom de ulike risikoklasser. Før-prøver av sandfang G1, G2 og R1 hadde de høyeste konsentrasjonene av samtlige metaller. De øvrige prøvepunktene viste noe lavere metallkonsentrasjoner (tilsvarende god tilstand) med unntak av sink. Resultatene fra etter-prøvene viser stort sett svært høye verdier, tilsvarende **svært dårlig tilstand**. To prøve skiller seg ut, R1 og G1. Konsentrasjonen av nesten alle metaller er betydelig høyere ved R1-etter, og

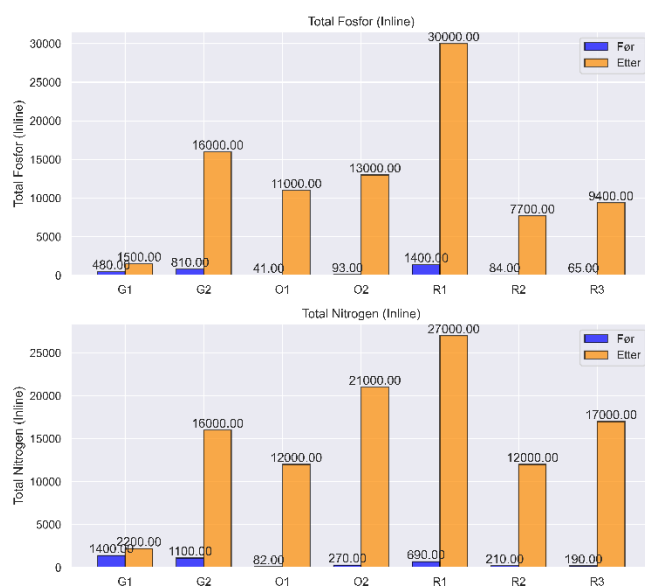
noe lavere ved G1-etter. Generelt ble det påvist svært høye konsentrasjoner av alle prioriterte tungmetaller, med unntak av kvikksølv.



Figur 4-5 Før- og etterprøver av utvalgte metaller.

4.3.3 Næringssalter

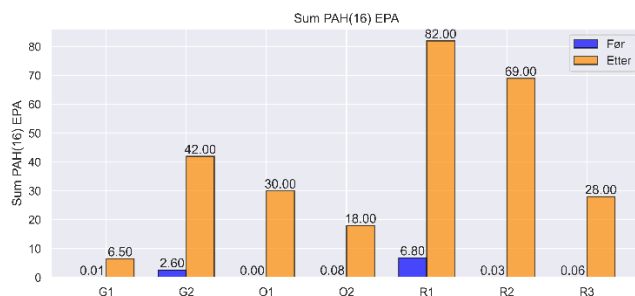
Resultatene for total-fosfor viser varierende verdier mellom prøvetermene og liten sammenheng mellom de ulike risikoklasser. For alle prøvetermer er det påvist betydelig høyere konsentrasjoner i etter-prøvene enn før-prøvene. For samtlige prøvetermer er konsentrasjonen av total-fosfor i etter-prøvene rundt hundre ganger høyere enn i før-prøvene. Konsentrasjonen ved R1-etter er spesielt mye høyere enn resterende prøvetermer, mens i G1-etter er konsentrasjonen noe lavere. Alle etter-prøver tilsvarer tilstandsklasse **svært dårlig**.



Figur 4-6 Før- og etterprøver av næringssalter.

4.3.4 PAH-forbindelser

Konsentrasjonen av PAH-forbindelser varierte mellom alle prøvepunkter i før-prøvene. Før-prøvene ved G1, G2 og R1 viste de høyeste konsentrasjonene, som for enkelte forbindelser tilsvarte svært dårlig tilstand. For flere av de andre prøvepunktene var PAH-forbindelsene under analyselaboratoriets deteksjonsgrense. Konsentrasjonen av PAH-forbindelser i etter-prøvene er svært høye, med 11 av 16 forbindelser som tilsvarer **dårlig og svært dårlig tilstand**, ved alle prøvepunktene.



Figur 4-7 Før- og etterprøver av PAH.

4.3.5 Andre forbindelser og komponenter

Det ble ikke detektert polyklorete bifenyl (PCB) ved noen prøvepunkt.

Benzen, toluen, etylbenzen og xylen (BTEX) ble ikke detektert i før-prøvene. Derimot ble små mengder toluen, etylbenzen og xylen detektert i etter-prøvene ved alle prøvepunkt, unntatt G1.

Resultatene fra før-prøver viser totale hydrokarboner THC >C5-C35 i alle prøvepunkter, med unntak av R2. Det er en betydelig økning i THC-konsentrasjonen ved alle prøvetakingspunkt fra før- til etter-prøven, med unntak av R1. I alle prøvepunkt er konsentrasjonen av THC >C16-C35 høyest. C5-C35 og C16-C35 er ulike karbonforbindelser. THC skyldes ufullstendig forbrenning fra blant annet motor og er forventet å finne ved trafikkert vei.

Prøvepunkt R1-før ble analysert for mikroplast og gummi. Av mikroplast ble det detektert

polyetylene (PE) polypropylene (PP), polystyren (PS) og polymetylmetakrylat (PMMA), med totalt 141 µg/l polymerer. Av gummi ble det detektert polybutadien, polyisoprene og styren-butadiengummi, med totalt 193 µg/l gummikomponenter.

Mikroplast er et relativt nytt fenomen og mangel på standardiserte prosedyrer og retningslinjer for innsamling, samt referanseverdier gjør det ikke mulig å si noe om prøvene utover at mikroplast er påvist i prøvepunktet. NIVA har i tidligere undersøkelser påvist at det er like mye mikroplast på havbunnen i Oslofjorden, som i jordprøver ved høyt trafikkerte veger, og at avrenning er en stor kilde til mikroplast fra vegtrafikk (Miljødirektoratet, 2024). Følgelig er det rimelig å anta at sandfang kan bidra til spredningen av mikroplast til resipient og lokale vannforekomster.

4.4 Resultater – sedimentprøver

I dette kapittelet presenteres resultater fra analyserte sedimentprøver. Det gis en generell beskrivelse av resultatene for hver parameter, metaller og PAH, med fokus på etter-prøvene. Sedimentprøvene ble gjennomført før sandfang ble tømt.

4.4.1 Beskrivelse av sedimenter

Sedimentene fra prøvepunktene G2, O1 og R1 var svarte i fargen og luktet sterkt av oljeforbindelser, mens sedimentene fra prøvepunktene R2 og R3 var grålige/brune og luktet av H₂S. Sedimentene inneholdt generelt mye silt og noe organisk materiale. Tabell 3 viser resultat for tørrstoff, kornfordeling og organisk materiale (TOC). Sedimentene fremstår relativt like, med unntak av prøvepunktene O1 og O2 som hadde lavere andel finstoff. Generelt er TOC-innholdet lavt ved samtlige prøvepunkt, med unntak av G2.

Tabell 3 Tørrstoff (%), kornfordeling (% TS), og total organisk karbon (% TS) i sedimentene fra prøvepunkt R1, R2, R3, O1, O2 og G2.

Stasjon	Tørrstoff %	Kornstørrelse (<63 µm) % TS	Totalt organisk karbon % TS
R1	61,1	32,2	4,66
R2	63,0	33,7	5,36
R3	53,6	41,5	4,98
O1	80,4	11,2	5,41
O2	82,1	20,1	3,70
G2	51,7	41,9	11,7

4.4.2 Forurensningstilstand

Hydrokarboner ble detektert ved alle prøvepunkter. Den høyeste konsentrasjonen ble funnet ved stasjon G2 med 5000 mg/kg TS. Konsentrasjonene ved R1 og R3 var henholdsvis 2600 mg/kg TS og 2500 mg/kg TS. Ved R2, O1 og O2 var konsentrasjonene noe lavere, med 1400 mg/kg TS, 1200 mg/kg TS og 1100 mg/kg TS.

Metaller ble detektert ved alle prøvepunkter som tilsvarer tilstandsklasse *god* og *svært god*. Dette gjelder for alle metaller, med unntak av sink ved R1, R3 og G2 som tilsvarer *moderat* tilstand.

I hovedsak er det målt lave konsentrasjoner av PAH-forbindelse, ofte under laboratoriet deteksjonsgrenser. Unntaket gjelder ved prøvepunkt i kategori rød og grønn, her er det også målt konsentrasjoner som tilsvarer *moderat* og *dårlig* tilstand. Laboratoriets deteksjonsgrense overskrider derimot grenseverdien for god tilstand for enkelte PAH-forbindelser.

Summen av de 16 analyserte PAH-forbindelsene ble klassifisert til hhv. *svært god*, *god* og *moderat* tilstand, til tross for enkelte høyere verdier.
Det ble påvist PCB-forbindelser ved prøvepunkt G2.

Tabell 4 Resultater fra sedimentprøver.

		Tilstandsklasser					
Parameter	Enhet	R1	R2	R3	O1	O2	G2
Arsen	mg/kg	2,5	1,6	2,9	1,5	1	3,9
Bly	mg/kg	11	8,4	11	2,3	2,7	100
Kobber	mg/kg	61	35	76	17	23	67
Krom	mg/kg	24	15	25	11	11	29
Kadmium	mg/kg	0,17	0,11	0,16	0,02	0,046	0,96
Kvikksølv	mg/kg	0,018	< 0,015	0,017	< 0,012	< 0,011	0,083
Nikkel	mg/kg	18	15	23	12	11	29
Sink	mg/kg	220	120	160	44	61	330
Naftalen	mg/kg	< 0,017	< 0,010	0,028	< 0,013	< 0,013	0,056
Acenaftylen	mg/kg	< 0,017	< 0,010	< 0,019	< 0,013	< 0,013	0,022
Acenaften	mg/kg	< 0,017	< 0,010	< 0,019	< 0,013	< 0,013	0,025
Fluoren	mg/kg	< 0,017	< 0,010	0,023	< 0,013	< 0,013	0,059
Fenantren	mg/kg	0,089	0,096	0,11	0,02	0,017	0,35
Antracen	mg/kg	< 0,017	0,0089	< 0,019	< 0,013	< 0,013	0,032
Fluoranthen	mg/kg	0,12	0,11	0,14	0,016	0,019	0,35
Pyren	mg/kg	0,19	0,15	0,13	0,048	0,044	0,42
Benzo[a]antracen	mg/kg	0,028	0,024	0,024	< 0,013	< 0,013	0,044
Chrysen	mg/kg	0,042	0,054	0,064	0,026	< 0,013	0,12
Benzo[b]fluoranten	mg/kg	0,079	0,081	0,081	0,042	0,021	0,18
Benzo[k]fluoranten	mg/kg	< 0,017	0,015	0,02	< 0,013	< 0,013	0,051
Benzo(a)pyren	mg/kg	0,043	0,039	0,032	0,027	< 0,013	0,08
Dibenzo[ah]antracen	mg/kg	0,017	0,018	< 0,019	0,019	< 0,013	0,03
Benzo[ghi]perylen	mg/kg	0,088	0,088	0,067	0,056	0,033	0,17
Indeno[123cd]pyren	mg/kg	0,034	0,031	0,025	< 0,013	< 0,013	0,071
PAH16	mg/kg	0,73	0,71	0,74	0,25	0,13	2,1
PCB7	mg/kg	nd	nd	nd	nd	nd	0,038

4.5 Diskusjon og konklusjon

Resultatene fra gjennomførte undersøkelser viser betydelig forskjell mellom forurensningssituasjonen i sandfangene før og etter tømning. Det tilbakeførte spylevannet inneholder svært mye forurensning, hhv. suspendert stoff, næringssalter, tungmetaller, PAH-forbindelser, og hydrokarboner. Nivåene av forurensning tilsvarer **svært dårlig tilstand** iht. vannforskriften og overskrider grenseverdier for samtlige parameter, med god margin, iht. Norsk Vanns veileder 149/2006 (NORVAR, 2006).

Det er generelt liten forskjell mellom de ulike sandfangene som var satt i risikoklassene grønn, oransje og rød i *før*-prøvene. Som nevnt tidligere, ble det tatt prøver av sandfang i ulike risikoklasser basert på en GIS-basert analyse for å se om det var noe sammenheng, noe resultatene ikke viser. Det presiseres at det er for få prøveresultater til grunnlag for verifisering eller kalibrering av analysen.

Det er prøvepunktene G2 og R1 som er mest forurenset ved *før*-prøvetakingen. I *etter*-prøvene kan det ved enkelte parametere, hhv. suspendert stoff, observeres en forskjell i konsentrasjon mellom de ulike risikoklassene. Denne forskjellen henger trolig også sammen med rekkefølgen på prøvetakingen, og mengden vann og sedimenter i tømmebilen (startet ved G1 og avsluttet ved R3).

Ved prøvepunkt G1 ble det målt høyere konsentrasjoner for enkelte parametere i *før*-prøven sammenlignet med *etter*-prøven. Disse forhøyede konsentrasjonene skyldes sannsynligvis en lokal forurensningskilde av ammonium nær G1. Resultatene er basert på én enkelt prøvetaking, noe som medfører en viss usikkerhet rundt de eksakte konsentrasjonene for hver parameter. I tillegg er det usikkerhet om hvordan utformingen av tømmebilen, og hvordan sediment og vann blir blandet, påvirker prøveresultatene.

I resultatene fra vannprøvetakingen, både før og etter tømning av sandfangene, er det tydelig at mengden forurensning av en rekke parametere, er tilknyttet mengden suspendert stoff i prøven. Finpartikulært materiale har normalt de høyeste konsentrasjonene av helse- og miljøskadelige stoffer. Dette skyldes egenskaper som stor overflate og sterke bindinger. Det er derimot mindre tydelig hvilke faktorer som avgjør mengden suspendert stoff i sandfangene før tømning. Dagens driftsrutine ved tømning av sandfang bidrar med en ytterligere tilførsel av suspendert stoff, samt tilhørende forurensning, til sandfangene som får tilbakeført spylevann.

Resultatene fra sedimentprøvene viser generelt lave konsentrasjoner av samtlige parametere, med noen unntak som tilsvarer *moderat* og *dårlig* tilstand. De høyere konsentrasjonene ble hovedsakelig påvist ved prøvepunkt G2, men også ved enkelte parameter ved prøvepunktene R1, R2 og R3. Prøvepunktene med høyere konsentrasjoner av forurensning har også en høyere andel silt (kornstørrelse <63 µm), dvs. finpartikulært materiale. Sandfang med mindre mengde silt, dvs. høyere utvasking, viser også lavere konsentrasjoner av forurensning.

Basert på resultatene kan det konkluderes med at dagens driftsrutine for tømning av sandfang tilfører betydelig mengder av samtlige miljøgifter til sandfang. Tilbakeføring av spylevannet utgjør en alvorlig risiko for spredning av miljøgifter til resipient og lokale vannforekomster, dersom spylevannet overgår nivå med dykker og følgelig renner videre ut i overløp og resipient. Dette kan inntreffe under selve tilbakeføring ved at det tilføres for mye spylevann eller ved nedbørhendelser kort tid etter, før eventuell sedimentering har skjedd. Dersom spylevann som inneholder så høye konsentrasjoner av miljøgifter føres direkte til vassdrag vil dette medføre akutte og omfattende toksiske effekter på organismene som lever i vannforekomstene. Effektene vil være redusert biologisk mangfold, forstyrrelser av næringskjeden og endringer i økosystemene.

4.6 Begrensninger og videre undersøkelser

Prøvetakingen gjennomført i april 2024 og hadde som mål å gi innsikt i forurensningssituasjonen i sandfangene før og etter at tømmerutinen er gjennomført. Selv om undersøkelsen har et begrenset antall prøvepunkt, viser den tydelig en økning i konsentrasjon av miljøgifter i spylevannet etter tømning. Det ble ikke undersøkt hvor mye av den aktuelle forurensningen som føres videre til vassdragene, og hvordan økosystemet blir påvirket av dagens driftsrutine. Likevel vet vi at det ved flere tilfeller har vært ført forurenset vann ut til vassdrag når sandfang tømmes. Det bør undersøkes hvor ofte dette skjer og hva som kan gjøres for å minimere denne risikoen. Videre bør vannets oppholdstid og evne til å sedimentere i sandfangene etter tømning, samt mengden av forurensning som tilføres resipient over tid, undersøkes.

I utgangspunktet viste resultatene liten sammenheng mellom de ulike risikoklassene og mengden forurensning i sandfangene. Derimot var det tydelig at mengden forurensning, av en rekke parameter, henger sammen med finpartikulært materiale, både i sediment og spylevann. Prøvetaking ble gjennomført i april etter vårrengjøringen, og mengden finpartikulært materiale kan trolig være påvirket av dette. Ytterligere undersøkelser med flere prøvepunkt i hver risikoklasse kreves for å kalibrere analysen. Det bør da også tas hensyn til årsvariasjoner og eventuelt andre kilder til suspendert stoff.

5. Alternative rensetiltak

Det ble gjort en innledende skrivebordsvurdering av alternative rensetiltak som kan bidra til å redusere forurensning av spylevann og overvann før øvrig. Totalt syv tiltak, inndelt i tre kategorier, ble vurdert opp mot et sett av kriterier. Vurderingskriteriene ble utviklet for å gjenspeile både tekniske og praktiske egenskaper til de ulike løsningene. Selve vurderingen fulgte en semi-kvantitativ metode og resultatet var en vurderingsmatrise. Rensetiltakene ble inndelt i tre ulike kategorier etter hvilken rensmekanisme de bygger på: Filterløsninger, sedimenteringsløsninger og naturbaserte løsninger. Videre ble det også skilt mellom sentrale løsninger og desentrale løsninger. Alle vurderte tiltak er vist i Tabell 5.

Tabell 5 Alternative rensetiltak for sandfang.

Kategori	Produkt/tiltak
Filterløsninger	INNOLET-G
	FlexiClean
	GullyGuard
	Dual Porosity Filtration (sentral)
Sedimenteringsløsninger	Supersandfang
	Mobile containere (sentral)
Naturbaserte løsninger	Naturbaserte løsninger (sentral)

For detaljert beskrivelse av produktene/tiltakene og resultat vises det til egen rapport (*K-RAP-01 Skrivebordsvurdering av alternative rensetiltak*). Rapporten ble utarbeidet før gjennomføring av befarings- og miljøundersøkelsen, og reflekterer følgelig ikke funn og resultater gjort i etterkant. Derfor rettes det i stedet fokus på løsninger som rensetiltak mot vegavrenning, selv om vi i etterkant har sett at disse filterne sannsynligvis ikke vil tåle å få tilført spylevann ved tømning av et sandfang.

Filterinnsatsene INNOLET-G og/eller FlexiClean ble sett som interessante rensetiltak mot daglig av vegavrenning, men det er viktig å påpeke at de sannsynligvis vil tettes igjen dersom man fører spylevann fra en tømmerunde ned i et slikt sandfang. Filterinnsatsene vil kunne ha god renseseffekt på mindre partikler og ta «first flush», men har begrenset hydraulisk kapasitet slik at vannføring vil gå i overløpet ved større flomhendelser. Et filter vil ikke kunne brukes direkte på spylevann pga. den store hydrauliske belastningen, men det vil kunne redusere den totale forurensningen i sandfang som kilde til spylevannet.

For håndtering av spylevann ble det anbefalt å teste en mer omfattende, sentral renseløsning som mobilt renseanlegg og Uponor filtermagasin. Bakgrunnen for anbefalingen var større hydraulisk kapasitet for å håndtere de vannføringene og mengdene som kommer med spylevannet.

Sett i lys av resultatene fra miljøprøvene oppfordres det sterkt til å forske mer på spylevannet, da kunnskapsgrunnlaget er svært begrenset. Samtidig er det viktig å se på utvikling av nye rutiner og løsninger utover de som ble vurdert i skrivebordsvurderingen. Blant annet utforske nye måter å utforme tømmebilene på, som kan hindre tilbakeføring av suspenderte partikler.

6. Konklusjoner og videre arbeid

Det er sett på endringer i driftsrutiner av sandfang som kan bidra til å redusere risikoen for spredning av miljøgifter til vassdraget og Oslofjorden. Dagens praksis for tømning av sandfang i Oslo innebærer høytrykksspyling av sedimenter som medfører utvasking av miljøgifter og tilbakeføring av spylevannet til sandfangskummen. Spylevannet har blitt analysert for prioriterte miljøgifter for å undersøke forurensningssituasjonen nærmere.

Erfaringer om dagens praksis hentet inn ved befaringer og resultater fra miljøprøver, underbygger et sterkt behov for endringer i driftsrutiner for tømning av sandfang. Det ble påvist svært høye konsentrasjoner av samtlige parameter og prøvene ble klassifisert å være i svært dårlig tilstand iht. Miljødirektoratets veileder. Videre var forurensningskonsentrasjonen betydelig høyere i spylevannet sammenlignet med vannet i sandfangskummen før tømning og høytrykksspyling. Når dette vannet føres tilbake i sandfangskum på et nivå over dykker, så vil vannet renne ut i resipient og derved presentere akutte og omfattende toksiske effekter på organismene som lever i vannforekomstene. Effektene vil være redusert biologisk mangfold, forstyrrelser av næringskjeden og endringer i økosystemene.

6.1 Videre arbeid og begrensninger

Miljøundersøkelsen som ble foretatt inkluderte et begrenset antall prøver, og ytterligere prøvetaking bør gjennomføres for å verifisere funnene. I tillegg bør det gjøres prøver av spylevannet i sandfanget etter at det har fått oppholdstid lik sedimenteringstiden til partiklene for å si noe om effekten av dette.

Det ble ikke undersøkt hvor mye av spylevannet som føres videre til vassdragene og hvordan økosystemet blir påvirket av dagens driftsrutine. Generelt oppfordres det til mer forskning på spylevannet og hvilke effekter dagens rutiner har på miljøet.

Selv om miljøundersøkelsen har sine begrensninger, så er det et tydelig behov for tiltak. Alternative tiltak bør testes ut i praksis for å avgjøre renseeffekt det kan ha på forurensninger. I tillegg bør det sees på videre utvikling av nye løsninger som kan møte utfordringene og håndtere forurensningene som kommer med spylevannet.

7. Referanser

- Åstebøl, S. O., Dalen, H., Henninge, L. B., & Vollertsen, J. (2021). *Forurensninger i overvann fra urbane flater - vannmiljømål og rensetiltak*. Norsk Vann.
- Åstebøl, S. O., Kjølholt, J., Jacobsen, T. H., Berg, G., & Saunes, H. (2012). *Beregning av forurensning fra overvann*. Klima og forurensningsdirektoratet.
- Direktoratsgruppen Vanndirektivet. (2018). *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøstilstand i vann*.
- Dyrnes, V. (2006). *Notat om renseeffekter av sandfangskummer*. Statens vegvesen.
- Lindholm, O. (2015). Forurensningstilførsler fra veg og betydningen av å tømme sandfang. *Norsk vannforening*.
- Lindholm, O., & Haraldsen, S. (2013). *Miljøgifter i overvann fra tette flater, renseanlegg og overløp - Case Indre Oslofjord*.
- Miljødirektoratet. (2020). *Veileder M-608 2016 Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - revidert 30.10.2020*.
- Miljødirektoratet. (2024, 01 25). *Mikroplast frå bildekk forureinar Oslofjorden*. Hentet fra Miljødirektoratet: <https://www.miljodirektoratet.no/aktuelt/nyheter/2024/januar-2024/mikroplast-fra-bildekk-forureinar-oslofjorden/>
- NORVAR. (2006). *Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett - Veiledning 149/2006*.
- Statens forurensningstilsyn. (1997). *Veiledning 97:04*.
- Storhaug, R., & Åstebøl, S. O. (2015). Avrenning av miljøgifter fra tette flater.