

12/2019
NORSK INDUSTRI

MILJØFARLIGE STOFFER I OVERFLATEVANN PÅ AVFALLSANLEGG



12/2019
NORSK INDUSTRI

ADRESSE COWI AS
Karvesvingen 2
Postboks 6412 Etterstad
0605 Oslo
TLF +47 02694
WWW cowi.no

MILJØFARLIGE STOFFER I OVERFLATEVANN PÅ AVFALLSANLEGG

OPPDAGSNR.	DOKUMENTNR.				
127329	003				
VERSJON	UTGIVELSESDATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET	KONTROLLERT	GODKJENT
01	15.12.2019	Rapport	TMEH, EAV, OSLI,	EAV, OSLI, TMEH	TMEH
02	25.02.2020		AAHE, PAS		
03	10.03.2020				

Sammendrag

Norsk Industri (NI) organiserer en rekke av de private avfallsaktørene i Norge. NI har engasjert COWI til å gjøre en vurdering av analyser aktørene har tatt ved sine anlegg. Analysene fra ulike typer anlegg er sammenstilt, det er vurdert hvilke miljøfarlige stoffer som kan forventes fra de ulike anlegg og hvilken miljøfare vannet eventuelt kan innebære ved utslipp til resipient. Videre er det vurdert aktuelle renseløsninger for det overflatevann som kan forventes fra de ulike avfallsanlegg. Totalt har 25 anlegg levert analyser fra 46 målepunkter og vurderingene er basert på ca. 200 analyser fra disse.

Analyseverdiene er sammenlignet med grenseverdier for klassifisering av vann i veileder M-608 samt BAT-AEL krav hentet fra BREF for Waste Treatment. Disse gjelder imidlertid kun prosessvann fra de anlegg som vil omfattes av slike krav. Forurensningsmyndighetene vil kunne sette egne og andre utslippsgrenser for overvann.

Det er uventet liten forskjell i analysene fra de ulike anleggstypene. Innholdet av bly og sink i prøver av overvannet ligger jevnt over høyt ved alle anleggene. Registrerte konsentrasjoner er også sammenlignet med målte verdier i overvann fra veier og byområder. En finner høye nivåer av mange av de samme komponenter her, men gjennomgående er de registrerte verdiene målt ved avfallsanleggene høyere.

Totalkonsentrasjoner av metaller sier ikke noe om metallenes påvirkning på vannlevende organismer. For å kunne vurdere den toksiske effekten av utslippene fra anleggene anbefales det derfor å ta analyser på både ufiltrerte og filtrerte prøver. I tillegg bør det gjennomføres en screening av prioriterte miljøgifter.

Mye av forurensningskomponentene synes å være bundet til partikler. Det er krav til tette flater der all lagring og håndtering skjer. Dette medfører også raske svingninger i vannmengden og at en kan få flush med høyt innhold av suspendert stoff. Gode rutiner for renhold for å begrense partikkelmengden på overflater både inne- og utendørs vil derfor være viktig.

Noe av de partikkelbundne tungmetallene og miljøgiftene kan fjernes i sandfang, men for å øke partikkelfjerningen kan det være behov for f.eks. sedimentering eller sandfilter. For å øke partikkelfjerningen kan man kombinere disse prosessene med dosering av fellingskjemikalie/polymer eller med etterfølgende adsorpsjonsfilter. Løste organiske miljøgifter kan f.eks. fjernes i aktivkullfilter.

Hvilke renseløsninger som kan være aktuelle for å rense overvannet er avhengig av flere ulike faktorer. Utslippsgrenser bestemmes blant annet av om man har påslipp til kommunalt nett eller direkte til resipient, samt hvor følsom resipienten er for forskjellige stoffer. Prinsipper, prosesstekniske løsninger og referanser til ulike studier er sammenstilt i dokumentet.

INNHold

1	Bakgrunn	6
2	Sammenstilling av analyser	7
2.1	Anlegg som vurderes	7
2.2	Oversikt over anlegg og analyser	7
2.3	Litteratursøk	10
3	Vurdering av resultatene	12
3.1	Grenseverdier, påslippskrav og BAT-AEL	12
3.2	Analyser av utslipp fra avfallsanlegg	14
3.3	Evaluering av måledata og potensielle kilder til de målte verdier	26
3.4	Evaluering av eksisterende renseløsninger	32
3.5	Prøvetaking og analyser – anbefalinger	38
4	Mulige tiltak for å redusere innholdet av miljøgifter i overflatevann	41
4.1	Anleggstekniske tiltak for å minimere kontakt mellom avfall og vann	42
4.2	Eksempel på aktuelle renseprosesser	43
4.3	Kombinasjoner av prosesser	57
5	Konklusjoner og anbefalinger	61
6	Referanser	64
	Vedlegg 1. Supplerende skjema – Miljøfarlige stoffer i overflatevann	68

Vedlegg 2. Litteratursøk

Feil! Bokmerke er ikke definert.

1 Bakgrunn

Det er lange tradisjoner for gjenvinning av materialer fra ulike avfallsfraksjoner. For å få avsetning på materialene vil det oftest være behov for bearbeiding av avfallet. Dette kan innebære ulike former for sortering men også kverning og nedmaling. Ved håndtering av materialene vil det kunne frigis stoffer fra materialet, enten i form av partikler som slites av overflaten, ved at avfallet som mottas er forurensset ved mottak eller ved at det kan løses ut som følge av påvirkning av vann eller eventuelle kjemikalier ved lagring. Kravene til de anlegg som håndterer avfall har stadig blitt strengere, og innebærer bl.a. krav til overvåking og kontroll av utslipp fra anlegget. EØS-avtalen innebærer bl.a. at Norge har implementert EUs Industriutslippsdirektiv (IED), som innebærer at industrier i forskjellige bransjer må etterleve BAT-krav (Best Available Technology). For avfallsanlegg (BAT WT) ble BAT-konklusjoner som beskriver krav til avfallsbransjen vedtatt i 2018, og gjøres gjeldende i Norge i løpet av 2022.

Norsk Industri organiserer en rekke av de private avfallsaktørene i Norge og de har engasjert COWI til å gjøre en vurdering av analyser aktørene har tatt ved sine anlegg. Dette innebærer å sammenstille analysene fra ulike typer anlegg, vurdere hvilke miljøfarlige stoffer som kan forventes fra de ulike anlegg og hvilken miljøfare vannet eventuelt kan innebære ved utslipp til resipient. Videre skal det vurderes aktuelle renseløsninger for det overflatevann som kan forventes fra de ulike avfallsanlegg.

2 Sammenstilling av analyser

Utgangspunktet for arbeidet har vært å samle inn allerede eksisterende analyser og dermed ikke gjennomføre nye analyser i prosjektet. Ettersom analysene kan være tatt på ulike steder i anleggene, være som stikkprøve eller blandprøve, mv. er det utarbeidet et skjema som skulle fylles ut for å lette vurderingen av de analyseresultater som ble sendt inn. Skjemaet følger som vedlegg 1.

2.1 Anlegg som vurderes

I samråd med Norsk Industri og referansegruppen de har opprettet, er det besluttet å samle inn analysedata fra følgende typer anlegg:

- > Mottak av trevirke
- > Mottak av blandet næringsavfall
- > Mottak av metaller, kjøretøy og EE-avfall
- > Mottak, mellomlagring og sortering av farlig avfall
- > Fragmenteringsanlegg

I de etterfølgende punktene framgår en oversikt over hvor mange anlegg som inngår som grunnlag for de videre vurderingene av mottatte analyser. Som det vil framgå av tekst og Tabell 1 i 2.2, vil et flertall av anleggene ha mottak av flere avfallstyper. Ved noen av anleggene er det imidlertid flere målepunkt, slik at resultatene i større grad kan tilbakeføres til bestemte avfallstyper.

2.2 Oversikt over anlegg og analyser

Totalt har 25 anlegg levert analyser fra 46 målepunkter. De ulike anlegg er anonymisert i form av at hvert anlegg er gitt en bokstavkode. Totalt har vi lagt til grunn ca. 200 analyser fra disse i de vurderinger vi har foretatt. Flere anlegg håndterer flere avfallstyper på sine anlegg og noen med separate målepunkt for ulike avfallstyper. Anlegg S har f.eks. fragmenteringsanlegg som drenerer til ett målepunkt og metallskrap til et annet, mens anlegg V har ett målepunkt med drenering fra

metallskrap og et annet med drenering fra mottak for farlig avfall. En oversikt framgår av Tabell 1 nedenfor samt av kort omtale under ulike anleggstype. Som nevnt mottar mange av anleggene flere avfallstyper, slik det også framgår av tabellen. En kort forklaring av de forkortelser som er benyttet framgår under tabellen.

Tabell 1: Oversikt over mottatte analyser

Anlegg/ punkt	Prøvepunkt	Antall prøver	Kommentar	Type*	Resi- pient**	Rense- løsning***
Næringsavfall						
A	A1	Kum 1	3	N, T	FV L L	SF
	A2	Kum 2	3			
	A3	Kum 3	3			
B	Ba1	Kum 12	7	N, T, M, FA	FV	SF
	Ba2	Kum 100 ut Renseanlegg	4		FV	Renseanlegg
	Bb1	SF10 (OV2)	4		L	SF
	Bb2	SF1	3		L	SF
C	C1	Oljeutskiller	2	N, FA	KV+L	SF+OU
	C2	Overvann	2			SF
D	D	Sorteringshall	1	N, FA	KV	SF
E	E	Kum	7	N	FV	SF (+OU)
F	F1	Utkjøringsport	3	N	FV	SF+OU
	F2	Innkjøringsport	3			
	F3	Overvannskum	3			
	F4	Utslipp til skråning	3			
G	G1	Prøvekum 1	6	N, T, M, FA	FV+L	SF SF+OU
	G2	Prøvekum 2	4			
	G3	Prøvekum 3	6			
H	H1	Oljeutskiller	4	N, T, M, FA	L	SF+OU
	H2	Ut rensebasseng	4		FV	Rense-basseng
Fragmenteringsanlegg						
I	I1	OU Sør	4	Fr, M, FA	KV	SF+OU
	I2	OU Nord	4			
J	J	Vann	4	Fr, M, FA	KV	SF+OU
K	K1	Vektbu	3	Fr	L	SF+OU
	K2	Shredder	2			

Anlegg/ punkt		Prøvepunkt	Antall prøver	Kommentar	Type*	Resi- pient**	Rense- løsning***
	K3	Met-Sep	2	Etter OU			
L	L	Renseanlegg	6	Prøve etter rensing	Fr, M	FV	Renseanlegg
M	M	Oljeutskiller	5	Etter OU	Fr	L	SF+OU
S	S1	Samlekum kai	3		Fr	KV	SF+OU
Metallskrap							
N	N1	Øra	3		M	FV	SF+OU
	N2	Glombo	1	Ute, men dels takoverbygg	M	FV	SF+OU
O	O1	Utslippspunkt	7	3 prøver i 2018 ble analysert filtrert og ufiltrert	M	FV	SF+OU+sed. basseng
	O2	Bekken	3	Analysert filtrert og ufiltrert			
P	P	Renseanlegg	11	Ut fra renseanlegg. (Tatt en prøve inn renseanlegg)	M, FA	FV	Renseanlegg
Q	Q1	OU Sjø	3	All aktivitet utendørs	M	KV	SF+OU
	Q2	OV kum sjø	3	All aktivitet utendørs	M	KV	SF
R	R1	Renas vekt	5	EE-avfall innendørs, rest ute	M	KV	SF+OU
	R2	Bilavd.	5	Kun kjøretøy	M	KV	SF+OU
	R3	Jern	5	All aktivitet ute	M	KV	SF+OU
S	S2	Samlekum rustfri	3	All aktivitet utendørs	M	KV	SF+OU
T	T	Oljeutskiller	5	EE inne, rest ute	M	FV	SF+OU
U	U	Avløpskum	1		M	KV	SF+OU
V	Va	Skrapjern	7		M	KV	SF+OU
Farlig avfall							
V	Vb	Farlig avfall	6	Tankpark	FA	KV	SF+OU
W	W	Separat målekum	2	Etter renseløsning	FA	KV	SF+OU+ kullfilter
Trevirke							
X	X	K-deponi nedre	5	Blandet med OV og annet drensvann	T	L	SF

* Type: T: trevirke, N: næringsavfall, M: metallskrap, FA: Farlig avfall, Fr: Fragmentering

** Resipient: L: Ledningsnett, F: Ferskvann, KV: Kystvann

*** Renseløsning: SF: Sandfang, OU: Oljeutskiller og ev. løsning utover dette

2.2.1 Mottak av trevirke

Det er kun ett anlegg som har levert analyser fra anlegg som kun mottar og håndterer rent og overflatebehandlet trevirke på et separat område. Finkvernet trevirke (ca. halvparten av trevirket) er lagret under tak og resten lagres utendørs. Avrenning fra området er nedbør på tette flater innen området og noe tilrenning fra området rundt. Overvannet går via grov filtrering inn på overvannsledning og pumpes til en kum. Inn til denne kommer også drensvann fra tidligere deponiområde som er vesentlig større enn arealet hvor trevirke lagres, før det går inn i ny pumpekum for pumping videre inn på spillvannsnettet. Det er derfor usikkert hvor representativ vannet er for avrenning fra behandling av tre.

Trevirke mottas og håndteres imidlertid separat også på fire andre anlegg men da uten at det er separat prøvepunkt med avrenning kun fra området med håndtering av trevirke.

2.2.2 Mottak av blandet næringsavfall

Det er innsendt prøver fra 8 anlegg. Ved tre av disse foregår det også mottak av trevirke, hvorav to kverner dette. Tre av anleggene har også mottak av metall og EE-avfall mens to også mottar kjøretøy. Ved 5 av anleggene er det også mottak av farlig avfall.

2.2.3 Mottak av metaller, kjøretøy og EE-avfall

Det er mottatt analyser fra 13 anlegg/separate mottak. 9 av disse mottar også EE-avfall og 6 av disse også kasserte kjøretøy. Ett av anleggene mottar også farlig avfall. Ett anlegg mottar kun kjøretøy og ett kun metallskrap.

2.2.4 Mottak, mellomlagring og sortering av farlig avfall

Det er levert analyser fra to anlegg hvorav kun det ene bare håndterer farlig avfall, mens det andre også håndterer metallskrap, EE-avfall og kjøretøy men da med separat oppsamling av overvann og prøvepunkt. I tillegg er det fem anlegg som primært mottar næringsavfall og/eller metaller som også mottar farlig avfall.

2.2.5 Fragmenteringsanlegg

Det er levert analyser fra 6 fragmenteringsanlegg. Innsatsvarer til fragmentering vil dels være sanert EE-avfall, sanerte kasserte kjøretøy og diverse komplekst skrap. I prosessen skilles det ut en ikke metallisk avfallsfraksjon, fluff. Denne lagres under tak og vil trolig i liten grad bidra til utvasking av stoffer, men håndtering ved opplasting og transport vil kunne bidra med noe støv og søl som allikevel kan påvirke overvannet.

2.3 Litteratursøk

For å supplere de innsendte analyser er det gjennomført et litteratursøk for å se om det finnes artikler med analyser fra de ulike anleggstyper som er vurdert. Dette er kort omtalt i vedlegg 2 der også 5 artikler som er funnet mest relevante inngår. En kort oppsummering av hver artikkel følger nedenfor. Litteratursøket er også supplert med henvisning til nyere litteratur som omtaler nyere undersøkelser knyttet til prioriterte miljøgifter.

To av artiklene fra 2015 (Singh og Lee, 2015) og 2009 (Wang *et al*, 2009) omhandler miljøeffekter av avrenning fra EE-gjenvinningsanlegg i Kina og i fra områder som i lengre tid har hatt verdens største EE-gjenvinningsanlegg. Det kan diskuteres hvor relevante artiklene er i forhold til det omfang EE-håndteringen her har i forhold til norske anlegg, da de mengder som håndteres er svært store og det er begrenset informasjon om hvorledes håndteringen av overvann skjer. De store mengder som håndteres i kombinasjon med lave miljøkrav til anleggene har imidlertid medført betydelige utslipp i elver nedstrøms anleggene. Målinger av PAH i fisk og innholdet av

miljøgifter i slam viser at utslippene utgjør en betydelig helserisiko og har negative effekter for vannmiljøet nedstrøms anleggene.

En artikkel fra England fra 2014 (Mercera and Frostick, 2014) omhandler lysimeter forsøk for å se på utlekking fra CCA impregnert virke. Det er sett på utlekking fra flis som ligger ute i 5 måneder og fra flis som er utsatt for en konstant vannmengde over tid. Forsøkene viser at en får en relativt stor utlekking i starten. Utlekket kobber, krom og arsen som kommer i kontakt med jord bindes i stor grad opp i jorda inntil denne er mettet og vaskes videre ned i jordlaget. I en massebalanse ble det registrert et tap i forhold til hva som kunne måles i de ulike strømmen. Dette kan tyde på at det også foregår en viss fordamping av stoffer.

En artikkel fra Sør-Korea fra 2015 (Singh og Lee, 2015) ser på utlekking fra shredderfluff. Innledningsvis slår den fast at shredderfluff fra biler anses som farlig avfall i Japan og i Europa pga. høyt innhold av tungmetaller. Det er sett på muligheten for å gjenvinne flere metaller ved å lekke disse ut fra fluffen og gjøre det resterende mindre farlig. Det største potensialet for gjenvinning av metaller ligger i finstoffandelen <20mm. Best resultat oppnår med pH rundt 2 og et vann/faststoff forhold (L/S) på 100 og en temp på ca. 25 gr. Det påpekes imidlertid at dette er svært vannkrevende og at det er viktig å deponere fluffen på deponi med god kontroll.

Den siste artikkelen er fra Belgia i 2016 (Huybrechts *et al*, 2016). Her gjøres det vurdering av overvannet fra en rekke gjenvinningsanlegg i Flandern hvor avfallet lagres utendørs og påvirkes av nedbør. Det påpekes at det er store svingninger både i konsentrasjon og i avløpsmengde. Dataene viste at en stor andel av utslippet som registreres er knyttet til partikler. Det påpekes at også atmosfærisk avsetning har en viss effekt på nivåene som måles. Ved å redusere partikkelnivået til <60 µg/l synker utslippsnivåene drastisk og det konkluderes med at dette kan være BAT AEL. Artikkelen ble skrevet før BAT WT ble vedtatt og som en ser av Tabell 3 er grensene for SS til resipient satt fra 5 til 60 mg/l.

I det nevnte BAT-referansedokumentet for avfallsbehandling (BREF WT) framgår det også noe data for «normale» utslipp til vann fra noen av de anleggstyper som her inngår. Dette gjelder f.eks. anlegg for mekanisk behandling av avfall med høy brennverdi og fragmenteringsanlegg for metallholdig avfall. I kapittel 3 har vi tatt inn de grenser som er satt opp i BAT (WT) for en del anlegg. Disse er også tatt inn som referanseverdi i de figurer som sammenstiller alle analyser.

3 Vurdering av resultatene

3.1 Grenseverdier, påslippskrav og BAT-AEL

Forekomst og konsentrasjoner av ulike stoffer er sammenholdt med grenseverdier for klassifisering av vann i veileder M-608/2016 og i vanndirektivet (2018). Her framkommer miljøkvalitetsstandarter og tilstandsklasser basert på toksiske effekter for vannlevende organismer i ferskvann (FV) og kystvann (KV). Tabell 2 viser de fem tilstandsklassene i veilederen. Det vil variere om resipienten for anleggene er FV eller KV. Vi har i den etterfølgende oversikten over utslippsnivå for ulike komponenter tatt inn klassifiseringsnivå fra II til IV for FV, evt. også KV der denne har høyere grenser.

Tabell 2. Klassifiseringssystemet for vann og sediment i M-608/2016

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende toksiske effekter
Øvre grense: bakgrunn	Øvre grense: AA-QS, PNEC	Øvre grense: MAC-QS, PNEC _{akutt}	Øvre grense: PNEC _{akutt} * AF ¹⁾	

Anleggene kan ha utslipp til kommunalt nett eller direkte til resipient. Alle avfallshåndteringsanlegg har tillatelse fra fylkesmannen med definerte grenseverdier for utslipp til vann.

For anlegg med påslipp til kommunalt nett kan kommunen også definere grenseverdier for påslippet (f.eks. i en påslippstillatelse, påslippsavtale eller lokal forskrift). Kommunale krav og normer for påslipp av industrielt avløpsvann på kommunal ledning vil kunne variere fra kommune til kommune. Vi har valgt ikke å legge inn de variable verdier i tabellene, men har tatt inn de foreslåtte verdier i Norsk Vann (NV) sin veileder 228/17 i Tabell 3 for å vise foreslåtte nivåer i forhold til BAT-kravene for påslipp på kommunalt ledningsnett. Det kan nevnes at Trondheim kommune f.eks. bruker Norsk Vanns veileder og de foreslåtte grenseverdier for noen parametere til kommunalt nett. Ved innhenting av analyser fikk vi innspill på at en rekke kommuner kun har fastsatt krav til påslipp av olje fra oljeutskiller. I de fleste tilfeller er

påslippskravet for olje satt til 50 mg/l, noe som også kan gjenspeiles i krav i utslippstillatelsen fra fylkesmannen for en del anlegg.

Fylkesmannen kan selvsagt uavhengig av om utslippet skjer til kommunalt nett, fastsette andre utslippsgrenser for anleggene enn kommunen har, og det er det strengeste kravet fra enten kommunen eller fylkesmannen som gjelder. Fylkesmannen setter normalt også krav til at utslippet av prioriterte stoffer ikke er tillatt med mindre det er uttrykkelig regulert, eller at utslippene er så lave at de er uten miljømessig betydning. Dette kan f.eks. dokumenteres med screeningsanalyser, men det må også gjøres en vurdering av om det registrerte nivået er uten miljømessig betydning.

10. august 2018 ble BAT-konklusjonene i BAT for avfallshåndtering (EU, 2018) vedtatt i Norge, les mer i kapittel 4. I BAT-konklusjonene er det blant annet definert intervall for utslippsgrenser, BAT-AEL (BAT Associated Emission Levels). Dette gjelder for utslipp av prosessvann fra de avfallsanleggene som omfattes av BAT WT og ikke nødvendigvis for utslipp av overvann der forurensningsmyndighetene kan fastsette andre grenser. Tabell 3 viser utslippsgrenser som er relevant for anleggene som er inkludert i denne studien. Tabellen viser grenser for anlegg med direkte og indirekte utslipp til resipient (indirekte utslipp innebærer påslipp til kommunalt nett med rensing i et kommunalt renseanlegg før utslipp). Tabellen viser også hvilke typer av anlegg som kravene gjelder for. Miljødirektoratet har mulighet å velge utslippskrav for anleggene i intervallet som er angitt.

Tabell 3. Utslippsgrenser (BAT-AEL) i BAT-konklusjonene for avfallsbehandling (EU, 2018), samt foreslåtte grenseverdier ved påslipp fra virksomheter til kommunalt nett i Norsk Vann rapport 228-2017.

Parameter	BAT-AEL ved direkte utslipp til resipient	BAT-AEL ved påslipp til kommunalt nett	Foreslåtte grenseverdier NV rapport 228	Type avfallsbehandlingsanlegg som BAT-AEL gjelder for
TOC	10-60 mg/l ¹⁾	Ingen grenseverdi	-	Alle anleggstyper i denne studien
KOF	30-180 mg/l ¹⁾	Ingen grenseverdi	-	Alle anleggstyper i denne studien
SS	5-60 mg/l	Ingen grenseverdi	400-1000	Alle anleggstyper i denne studien
Oljeindeks	0,5-10 mg/l	0,5-10 mg/l	50 mg/l	Gjelder anlegg som kverner metallavfall, behandler EE-avfall som inneholder VFC og/eller VHC, anlegg som gjenbraker/raffinerer olje, anlegg med fysisk/kjemisk behandling av avfall med brennverdi, anlegg som vasker forurenset jord med vann og anlegg som behandler flytende avfall
Fenol	0,05-0,2 mg/l	Ingen grenseverdi		Gjelder anlegg som gjenbraker/raffinerer olje og anlegg med fysisk/kjemisk behandling av avfall med brennverdi
As	0,01-0,05 mg/l	0,01-0,05 mg/l	0,13 mg/l	Gjelder anlegg som kverner metallavfall, behandler EE-avfall som inneholder VFC og/eller VHC, anlegg med mekanisk biologisk behandling av avfall, anlegg som gjenbraker/raffinerer olje, anlegg med fysisk/kjemisk behandling av avfall med brennverdi, anlegg med fysisk/kjemisk behandling av fast avfall, anlegg med regenerering av brukte løsemidler og anlegg som
Cd	0,01-0,05 mg/l	0,01-0,05 mg/l	⁴⁾	
Cr	0,01-0,15 mg/l	0,01-0,15 mg/l	0,05 mg/l	
Cu	0,05-0,5 mg/l	0,05-0,5 mg/l	0,2 mg/l	
Pb	0,05-0,1 mg/l ²⁾	0,05-0,1 mg/l ²⁾	0,05 mg/l	
Ni	0,05-0,5 mg/l	0,05-0,5 mg/l	0,05 mg/l	
Hg	0,5-5 µg/l	0,5-5 µg/l	⁴⁾	
Zn	0,1-1 mg/l ³⁾	0,1-1 mg/l ³⁾	0,2 mg/l	

				vasker forurenset jord med vann
--	--	--	--	---------------------------------

- 1) Enten gjelder grensen for KOF eller TOC
- 2) Øvre grensen er 0,3 mg/l for anlegg som behandler metallavfall
- 3) Øvre grensen er 2 mg/l for anlegg som behandler metallavfall
- 4) Bør ikke forekomme i høyere konsentrasjon enn i kommunens drikkevann

3.2 Analyser av utslipp fra avfallsanlegg

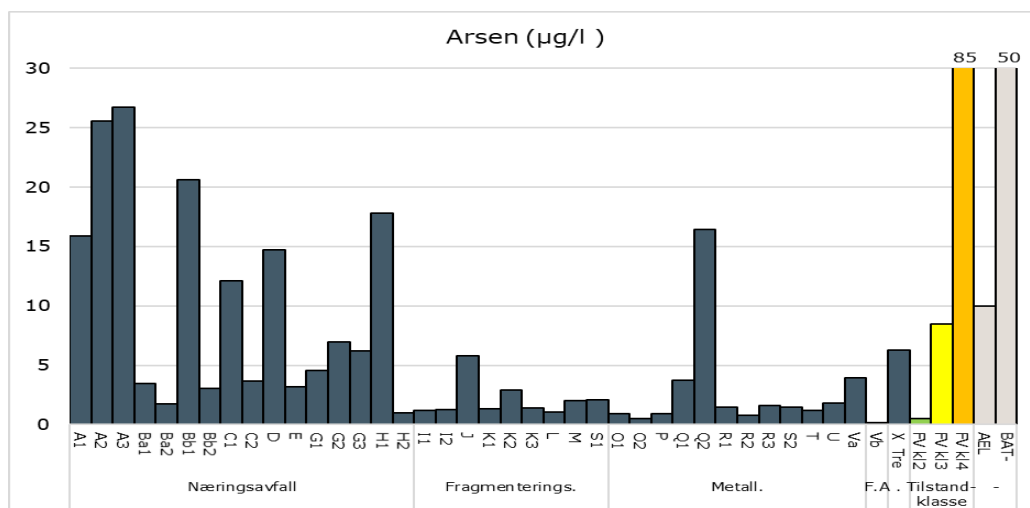
I dette kapitlet presenteres resultatet fra de målinger som er rapportert fra de ulike anleggene. Gjennomsnittlig konsentrasjon er presentert for de forskjellige anleggene og de forskjellige prøvepunktene. Der analyseverdien går ut over valgt nivå på y-aksen er verdien skrevet inn over kolonnen. For å si noe om forurensningsnivået i prøvene er målingene sammenlignet med tilstandsklasser i henhold til Miljødirektoratet (2016), M-608 og Direktoratgruppen vannforskriften (2018) jfr. Tabell 2. I figurene vises øvre grensen mellom god tilstand for ferskvann (FV kl II) og evt. kystvann (KV kl II). Hvis konsentrasjonene er under dette nivået er tilstanden altså god med hensyn til denne parameteren. Også øvre grense for moderat tilstand (FV kl III og KV kl III) og for dårlig tilstand (FV kl IV og KV kl IV) er vist i figurene. Noen grenseverdier er utelatt når de er like, se detalj i tabelltekster. Det vil normalt skje en fortykning av utslippet før dette når resipienten og konsentrasjonen er ikke ensbetydende med at utslippet vil påvirke resipienten vesentlig. Ettersom etterlevelse av krav i vannforskriften kun er tatt inn i nyere konsesjoner, vil vi anta at flere anlegg etter hvert vil måtte dokumentere effekten utslippet fra anlegget vil ha på resipienten. Nivået vil derfor også gi en indikasjon på hvor mye vannet må fortynnes for å ikke påvirke resipienten negativt ut fra de mål som er satt for den aktuelle vannresipient.

Nedre og øvre grense for BAT-AEL (jf. Tabell 3) er, der slike eksisterer, også lagt inn i den grafiske framstillingen, for å illustrere hvordan målingene som vi har mottatt kan relateres til BAT-kravene. Det vil som kjent ikke være alle anlegg som vil bli omfattet av disse, (ref. bl.a. kom. i Tabell 3) og kravene gjelder kun for prosessvann. For utslipp av overvann fra anleggene vil forurensningsmyndighetene kunne sette andre krav.

Ikke alle parametere ble målt ved alle anleggene. Figurene viser kun målepunkter der minst en måling var tilgjengelig. For hvert målepunkt ble det beregnet en middelværdi for de ulike parametere ut fra tilgjengelige analyser. Data under rapporteringsgrensen ble satt til 0. I de etterfølgende figurene framgår nivåene på ulike anleggstyper for en del sentrale komponenter.

3.2.1 Metaller

Figur 1 viser gjennomsnittlig arsenkonsentrasjon for anlegg og prøvepunkter med rapporterte resultater. Arsenmålinger var tilgjengelige for 39 av 46 målepunkter, alle unntatt F1-4 og W (farlig avfall), N1-2 (metallskrap).

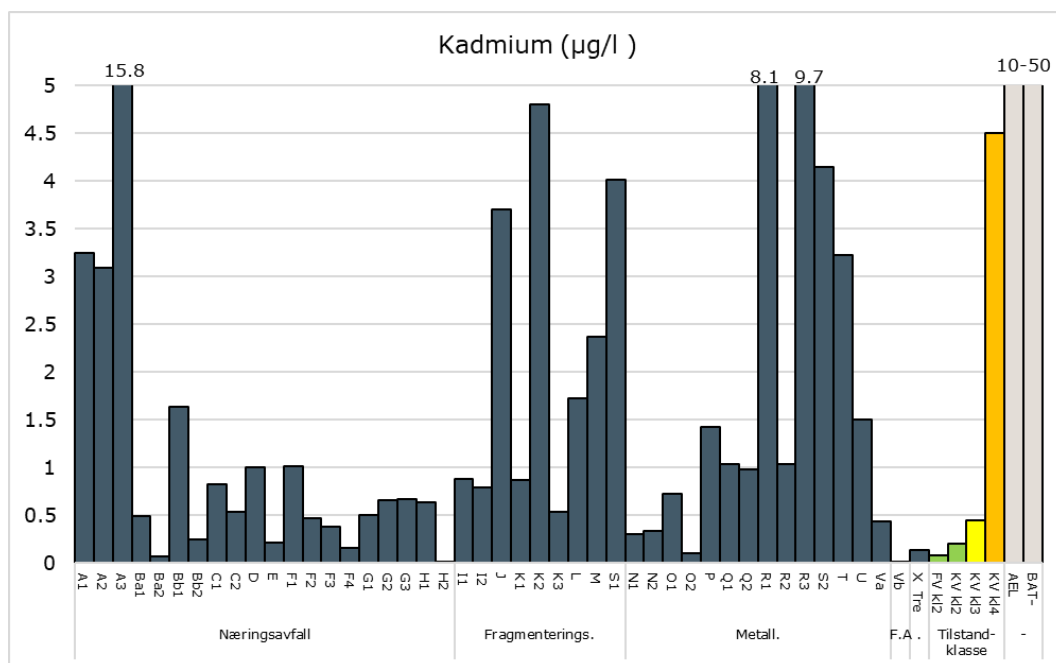


Figur 1. Gjennomsnitt for arsenkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene. Tilstandsklasse for kystvann er lik tilstandsklasse for ferskvann og vises derfor ikke i figuren.

Det er samme grenser for tilstandsklasser for ferskvann og kystvann i veileder M-608/2016, og ingen av målingene var over 85 µg/l, som er grensen for tilstandsklasse V (svært dårlig). For 8 prøvepunkter (A1-3, Bb1, H1, Q2, D, C1) var gjennomsnittlig arsenkonsentrasjon over 8,5 µg/l, som er grensen for tilstandsklasse IV (dårlig). I sammenstillingen er det kun to punkter som har gjennomsnittlig konsentrasjon under tilstandsklasse II (god tilstand) på 0,5 µg/l. Øvrige 24 punkter var i tilstandsklasse III (moderat tilstand). Kun én måling (i A2) var over høyeste BAT-AEL på 50 µg/l, men for alle punkter var middelverdien under dette nivået. 31 målinger var under laveste BAT-AEL på 10 µg/l.

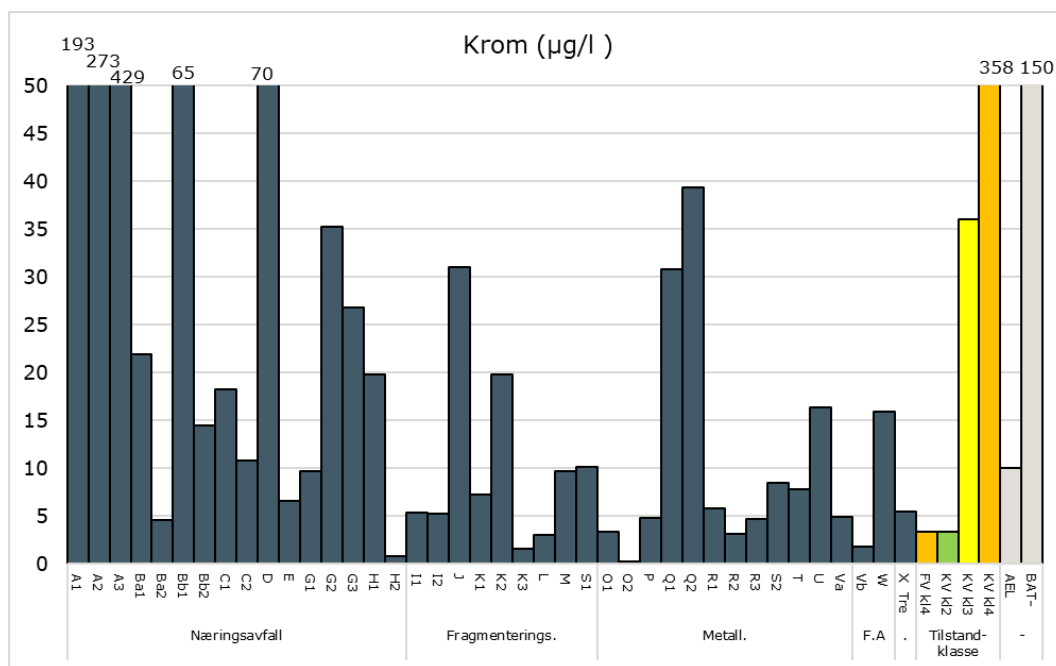
Figur 2 viser gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon for anlegg og prøvepunkter med rapporterte resultater. Kadmiummålinger var tilgjengelige for 45 av 46 målepunkter, alle unntatt W (farlig avfall). For ferskvann varierer tilstandsklasse avhengig av vannet hardhet og målingene sammenlignes derfor med verdier for kystvann her.

Gjennomsnittlig kadmiumkonsentrasjon var i tilstandsklasse V for kystvann (svært dårlig) for 4 punkter (A3, R3, R1, K2). 29 punkter var i tilstandsklasse IV (dårlig), 6 punkter i klasse III og 6 punkter i klasse II (god) for kystvann. Kun et prøvepunkt viste målinger over laveste grense for BAT-AEL (A3). Kadmium er for øvrig definert som en prioritert miljøgift i Vannforskriften, og det er derfor påpekt at alle typer av utslipp av kadmium skal unngås.



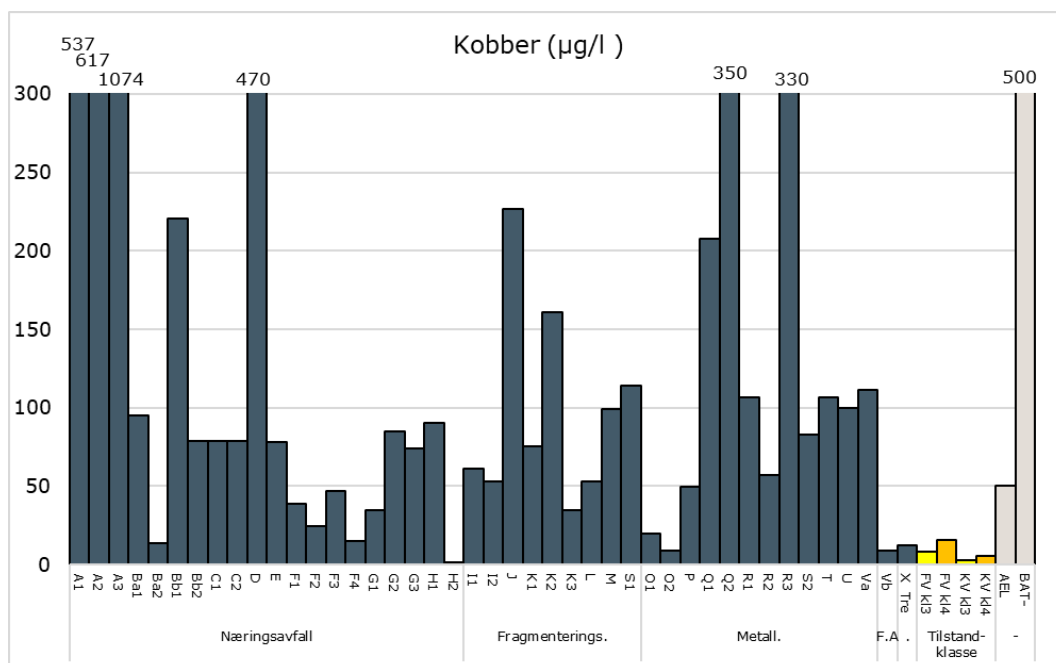
Figur 2. Gjennomsnitt for kadmiumkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene. For ferskvann varierer tilstandsklasse avhengig av vannet hardhet, laveste verdi vises. Klasse 2 og 3 for ferskvann er likt kystvann og vises ikke.

Figur 3 viser gjennomsnittlig kromkonsentrasjon for anlegg og prøvepunkter med rapporterte resultater. Målinger av krom var tilgjengelige fra 40 av 46 målepunkter, alle unntatt N1-2 (metallskrap) og F1-F4 (næringsavfall). For ferskvann er konsentrasjoner under 3,4 µg/l definert som klasse 1 (god) og over 3,4 µg/l som klasse V (svært dårlig). Med denne definisjonen var 33 av gjennomsnittsverdiene for krom i klasse V for ferskvann og 7 punkter i klasse I (god). For kystvann er det flere terskelverdier, og for krom var ett punkt (A3) i tilstandsklasse V (svært dårlig), 5 punkter (A2, A1, D, Bb1, Q2) i klasse IV (dårlig), 27 punkter i klasse III (moderat) og 7 punkter i klasse II (god). I 19 av 33 prøvepunkter var gjennomsnittlig konsentrasjon over laveste grensen for BAT AEL, hvorav 3 prøvepunkter også var over høyeste BAT-AEL (A1-3) grense.



Figur 3. Gjennomsnitt for kromkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene. For ferskvann er konsentrasjoner over 3,4 µg/l (FV kl IV) i tilstandsklasse V og under 3,4 µg/l i klasse II.

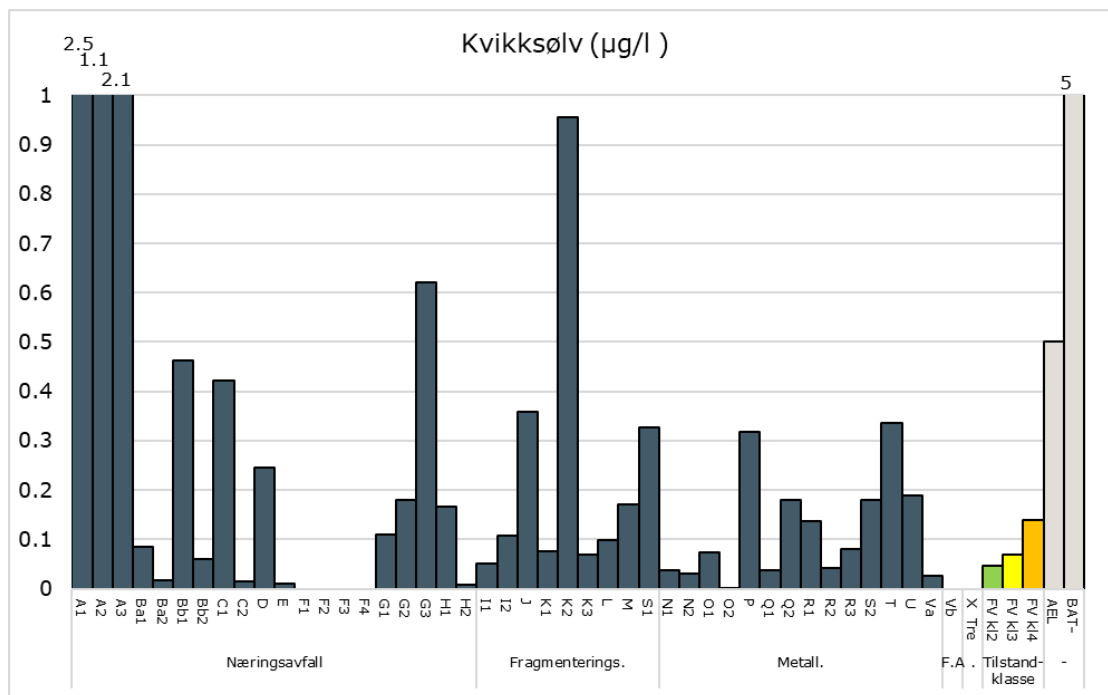
Figur 4 viser gjennomsnittlige kobberkonsentrasjoner for 43 målepunkter (alle prøvepunkter unntatt W, farlig avfall, og N1-2, metallskrap). For alle unntatt 6 punkter (F4, Ba2, X Tre, Vb, O2, H2) var konsentrasjonene i tilstandsklasse V (svært dårlig) for ferskvann. For kystvann var alle punkter unntatt ett (H2) i tilstandsklasse V. 15 punkter var over laveste BAT-AEL hvorav 3 punkter var over høyeste BAT-AEL (A1-3).



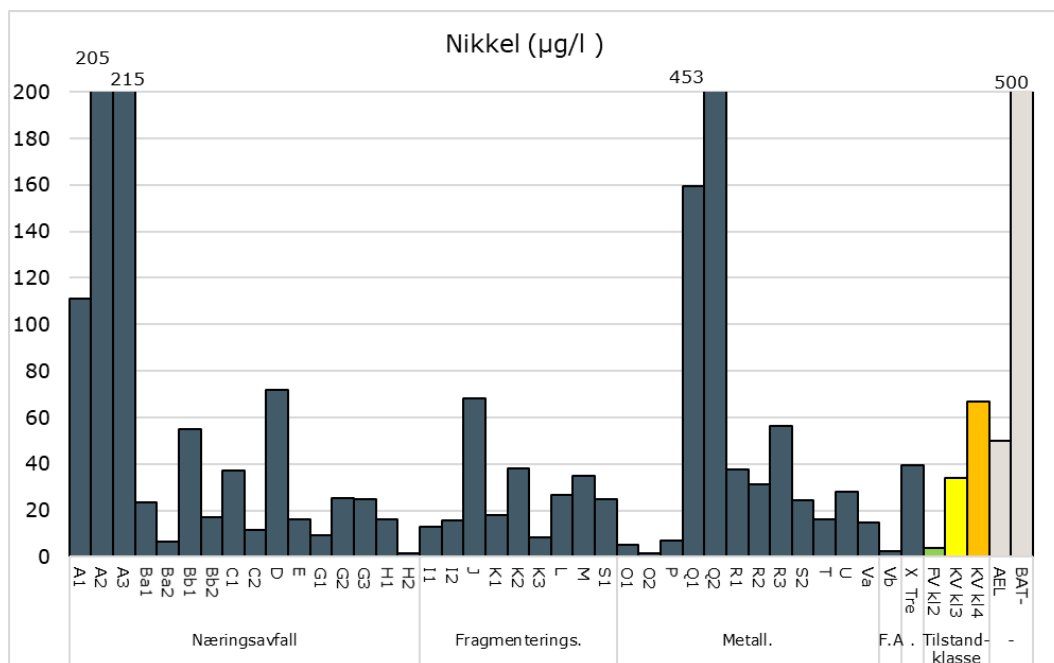
Figur 4. Gjennomsnitt for kobberkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene. Tilstandsklasse for klasse 2 er lik klasse 3 både for ferskvann og kystvann og vises derfor ikke i figuren.

For kvikksølv (se Figur 5) var resultater fra 45 målepunkter rapportert (alle unntatt målepunkt W, farlig avfall). Tilstandsklassene for ferskvann og kystvann er like for

kvikksølv. 16 punkter var i tilstandsklasse II (god), 2 i tilstandsklasse III (moderat), 9 i tilstandsklasse IV (dårlig) og 18 i tilstandsklasse V (dårlig). 5 punkter var over laveste BAT-AEL, ingen var over høyeste BAT-AEL.



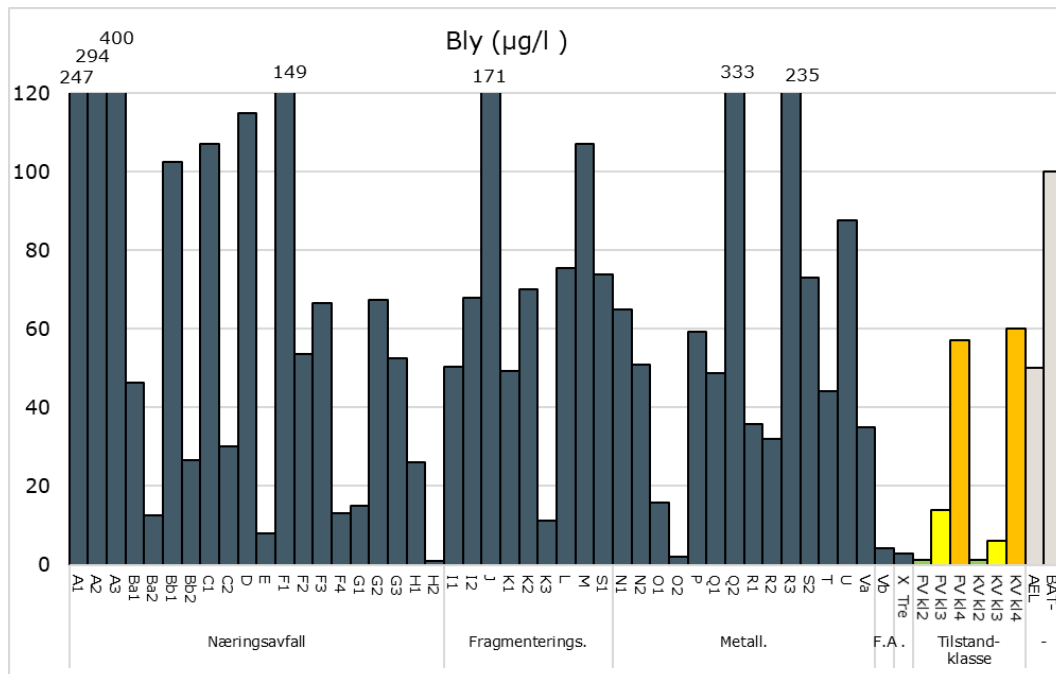
Figur 5. Gjennomsnitt for kvikksølvkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene. Tilstandsklasse for kystvann er likt ferskvann og vises derfor ikke i figuren. Tre stasjoner har bare data under deteksjonsgrense (vises som 0).



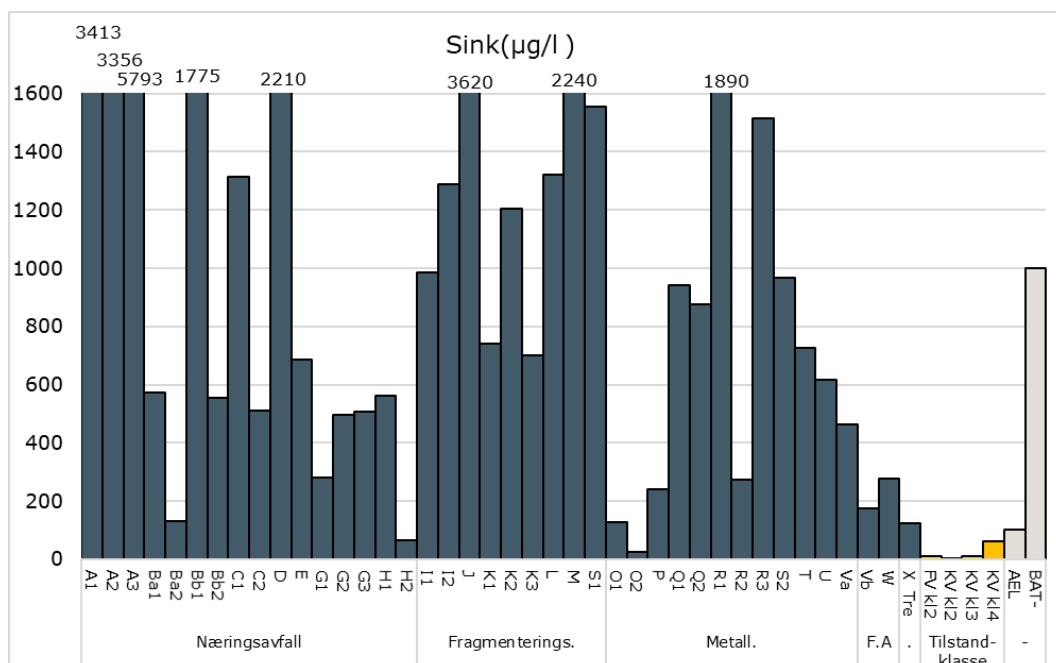
Figur 6. Gjennomsnitt for nikkelkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene. Tilstandsklasse for ferskvann og kystvann er den samme for klasse 3 og 4 og vises derfor ikke i figuren. Tre stasjoner har bare data under deteksjonsgrense (vises som 0).

Figur 6 viser gjennomsnittskonsentrasjoner for nikkel i 40 punkter (alle unntatt N1-2 og F1-4, metallskrap). I 3 punkter tilsvarer konsentrasjonene tilstandsklasse II (god)

og i 22 punkter klasse III (moderat). For 8 punkter var tilstanden i klasse IV (dårlig) og i 7 punkter (2, A3, A2, Q1, A1, D, J) i klasse V (svært dårlig). I 9 målepunkter var konsentrasjonen over laveste BAT-AEL (de nevnte i klasse V samt R3 og Bb1). Ingen av de analyserte verdiene var over høyeste BAT-AEL.



Figur 7. Gjennomsnitt for blykonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene.



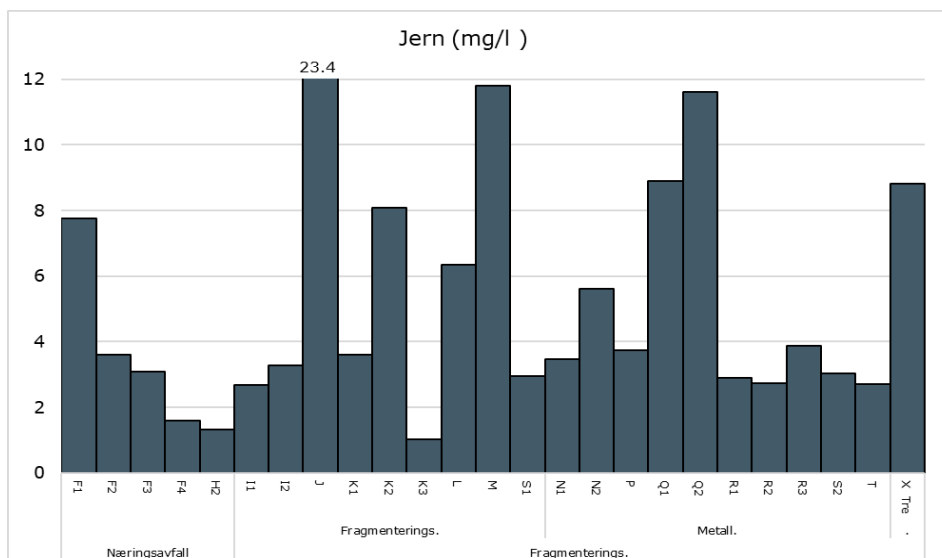
Figur 8. Gjennomsnitt for sinkkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene. For ferskvann er konsentrasjoner under 11 µg/l definert som klasse 2 og konsentrasjoner over 11 µg/l er klasse 4). For ferskvann og kystvann er grensen mellom klasse 4 og 5 like (60 µg/l).

Figur 7 viser gjennomsnittlig blykonsentrasjon for 45 målepunkter (alle unntatt W, farlig avfall). For 1 anlegg var konsentrasjonen i tilstandsklasse II (god), for 7 i klasse

III (moderat), 16 i klasse IV (dårlig) og 21 i klasse V (svært dårlig). I 25 av punktene var gjennomsnittlig konsentrasjon over laveste BAT-AEL, av disse var 11 punkter over høyeste BAT-AEL.

Figur 8 viser gjennomsnittlig sinkkonsentrasjon for 40 målepunkter (alle unntatt F1-4, næringsavfall, N1-2, metallskrap). Laveste gjennomsnittskonsentrasjon er målt til 26 µg/l (O2, metallskrap), og er eneste målepunktet som er under grensen for tilstandsklasse V (svært dårlig) i ferskvann og kystvann. Dette punktet er sammen med H2 (næringsavfall) eneste prøvepunkter som er under laveste BAT-AEL. For 38 av 33 punkter var gjennomsnittlig konsentrasjon over laveste BAT-AEL, i 14 av disse punkter var konsentrasjonen over høyeste BAT-AEL.

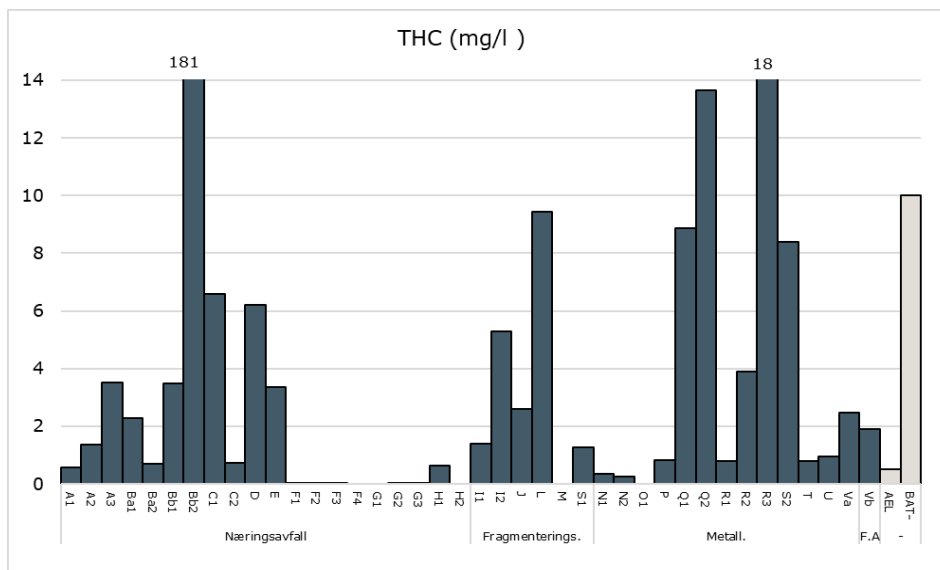
Figur 9 viser gjennomsnittlig jernkonsentrasjon for prøvepunktene. Hverken miljøkvalitetsstandard eller BAT-AEL inkluderer grenseverdi for jern. Konsentrasjonsgrense i utslippstillatelser ligger rundt 10-20 mg/l. Prøvepunkt J og M (fragmenteringsanlegg) samt Q2 (metallskrap) har gjennomsnittlige konsentrasjoner som er over 10 mg/l. Høye jernkonsentrasjoner (>5 mg/l) indikerer ofte mye partikulært materiale eller lav pH (<4) i vannet. Jern danner hydroksider (partikler) under normale pH betingelser og kan ofte med hjelp av omrøring/litt luft bistå med utfelling av andre tungmetaller.



Figur 9. Gjennomsnitt for jernkonsentrasjon for de ulike anleggene/prøvepunktene.

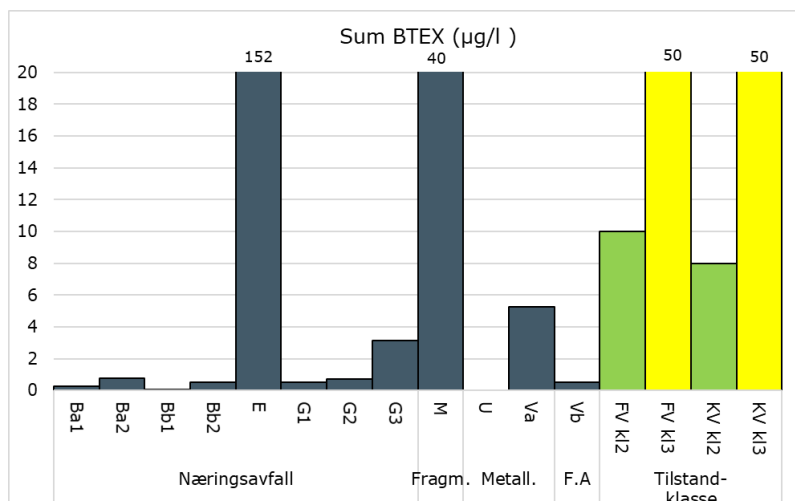
3.2.2 Oljekomponenter

Figur 10 viser gjennomsnittlige konsentrasjoner av hydrokarboner i 40 av 46 målepunkter. Oljekonsentrasjonen er målt med forskjellige metoder, men i figuren er alle målinger inkludert uavhengig av målemetode. De fleste har benyttet oljeindeks (hydrokarbonoljeindeks eller oljeinnhold analysert ihht. EN ISO 9377-2). I BAT WT (EU, 2018) er det BAT-AEL for oljeindeks, hvor laveste konsentrasjonsgrense er 0,5 mg/l og høyeste grense er 10 mg/l. Av 40 målepunkter var 28 over 0,5 mg/l og 3 over 10 mg/l (Bb2, næringsavfall, R3 og Q2, metallskrap). I påslipp fra oljeutskillere til kommunalt nett er det vanlig å bruke en grenseverdi på 50 mg/l. For ett punkt (Bb2) var gjennomsnittlig oljekonsentrasjon over denne grensen.



Figur 10. Gjennomsnitt for totalt alifatisk hydrokarboner for de ulike anleggene/prøvepunktene. Forskjellige anlegg rapporterer forskjellige fraksjoner (>C10-C40, >C5-C35, >C5-C40 eller Sum >C12-C35 eller olje i vann). Deteksjonsgrense var opp til 1 mg/l.

Figur 11 viser konsentrasjonen av BTEX (summen av benzen, toluen, etylbenzen og xylene) i 12 målepunkter. For 10 punkter var konsentrasjonene i tilstandsklasse II (god) for ferskvann og kystvann. For ett punkt var konsentrasjonen i tilstandsklasse III (moderat) og for ett punkt i tilstandsklasse IV (dårlig).



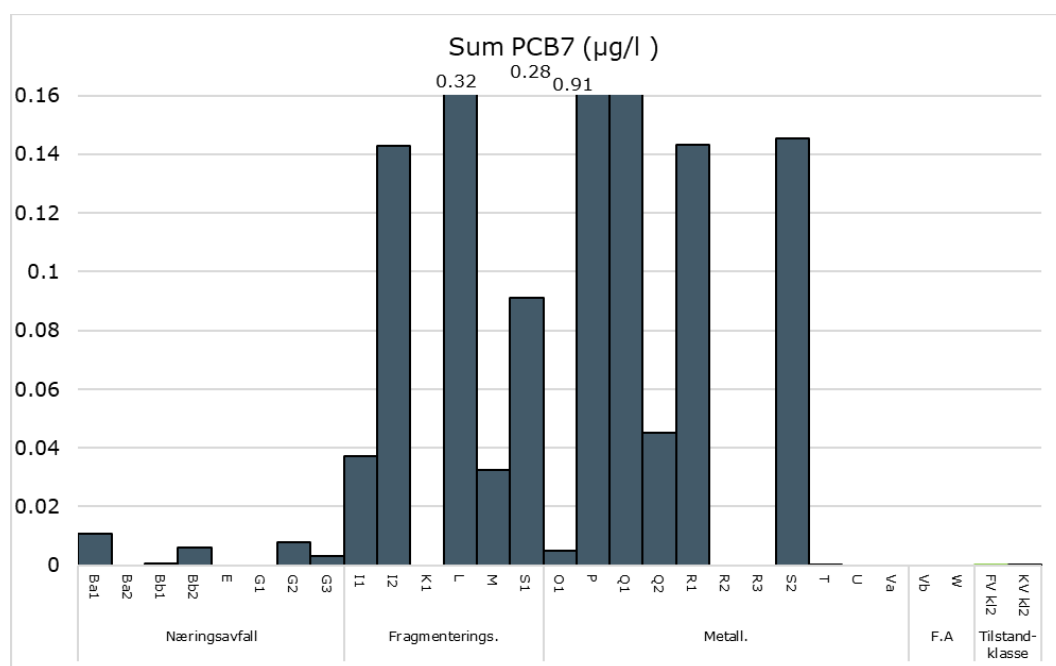
Figur 11. Gjennomsnittskonsentrasjon for sum benzen, toluen, etylbenzen og xylene for de ulike anleggene/prøvepunktene. Der er ikke gitt tilstandsklasser for BTEX, årlig gjennomsnitt og maksimal verdi for benzen er brukt for henholdsvis klasse 2 og klasse 3 (FV og kystvann).

3.2.3 Organiske miljøgifter

Flere anlegg rapporterte analyser av PCB og PAH i sine prøvepunkter. Figur 12 viser rapporterte målinger av PCB 7 (sum av 7 PCB-stoffer).

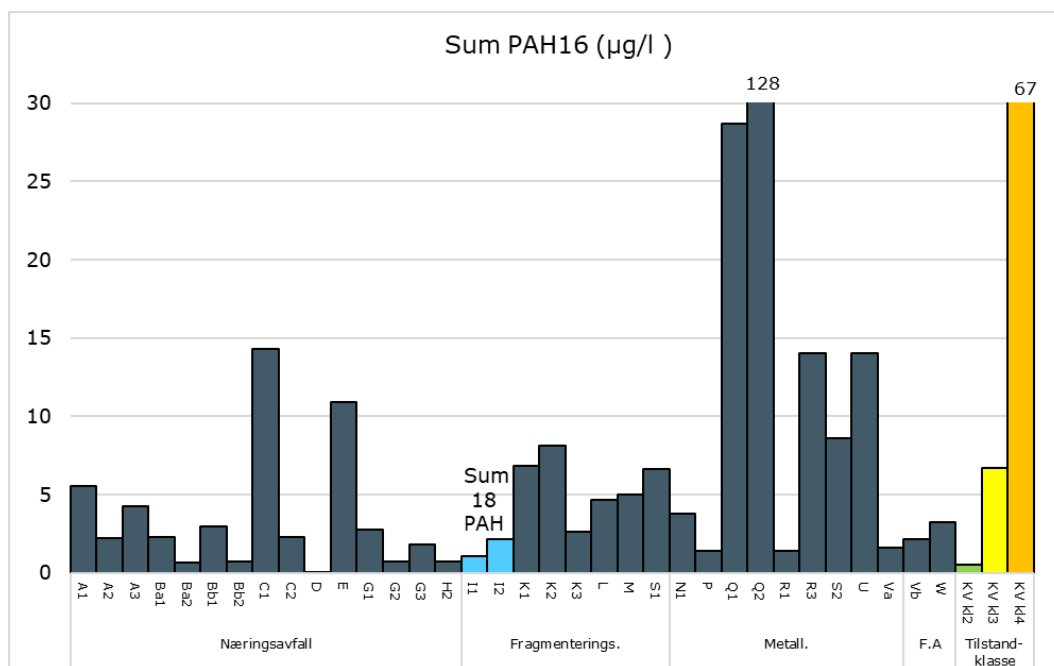
Miljødirektoratet (2016) har ikke etablert tilstandsklasser for PCB, men de har oppgitt miljøkvalitetsstandarder for vannregionspesifikke stoffer. For PCB7 er årlig

gjennomsnitt for ferskvann og kystvann $2,4 \cdot 10^{-6}$ µg/l (totalkonsentrasjon for alle isomerene), og laveste konsentrasjon som er vist i Figur 12 tilsvarer $1 \cdot 10^{-4}$ µg/l, og ligger 200 ganger høyere. Flere anlegg som deltar i undersøkelsen har en grenseverdi på 1 µg/l i sin utslippstillatelse, og ingen overskrider denne grensen. EU (2018) har ikke etablert BAT- AEL krav. Det er rapportert 91 målinger for sum PCB 7 og 56 angir at ingen av de 7 PCB er detektert over deteksjonsgrensen (10 av 27 anlegg). For å kunne fremskaffe bedre informasjon må anleggene gjennomføre undersøkelse med lavere deteksjonsgrense. Bruk av passive prøvehentere (SPMD= Semi-Permeable Membrane-Devices) som oppkonsentrerer konsentrasjoner av organiske miljøgifter med lav vannløselighet, gir mulighet til å måle lavere konsentrasjoner slik at man skaffer verdifull informasjon om man håndterer PCB holdig avfall eller ikke.



Figur 12. Gjennomsnittlig sumkonsentrasjon for PCB 7 (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 og PCB 180) for de ulike anleggene/prøvepunktene.

Figur 13 viser målinger av PAH-er. De fleste anlegg måler PAH 16 (sum av 16 PAH-er). Anlegg I rapporteres PAH 18 og er vist i blått. Tilstandsklasse for fluoranten i kystvann er vist da tilstandsklasser for sum PAH ikke er definert. Både nasjonalt og internasjonalt (EU, OSPAR, US EPA) etableres det kvalitetskriterier for enkeltstoffer. I olje og gass næringen benyttes i tillegg til PAH16, BTEX og NPD som er metylerte forbindelser av Naftalener, fenantrener og Dibenzotiofener. Dette er metylerte forbindelser av N, P og D. Disse er vesentlig mer vannløselig enn naftalen fenantren og dibenzotiofen og deres oppførsel i miljø er derfor annerledes.



Figur 13. Gjennomsnittlig sumkonsentrasjon for PAH for de ulike anleggene/prøvepunktene.

Som vedlegg til utslippstillatelsene til anleggene inngår en liste med oversikt over prioriterte miljøgifter. Utslipp av slike stoffer er bare omfattet av tillatelsen dersom dette framgår gjennom uttrykkelig regulering. I mange tillatelser står det at de ikke er tillatt sluppet ut, eller at utslippene skal være så lave at de må anses å være uten miljømessig betydning. Det er anleggene som må vurdere om målt nivå er uten miljømessig betydning. Normalt bør anleggene foreta screening analyser for å kartlegge om det forekommer utslipp av slike stoffer.

I de innsendte analyser er det også en rekke analyser av stoffer i prioritetslista. I Tabell 4 er en del av de analyser vi har mottatt av komponenter på prioritetslista sammenstilt. Tabellen sammenligner målte konsentrasjoner i anleggene med tilstandsklassene for ferskvann (MDir, 2016). Høyre kolonne er EQS kl III for ferskvann. Tabellen viser også antall prøver som er analysert, fra 3 til 70 analyseresultater foreligger. For kun TBT og DEHP overskrider medianverdien kl IV FV. TBT stammer fra kun 6 analyser, mens DEHP stammer fra 51 analyser hvorav 40 viser verdier > deteksjonsgrensen. For stoffene bromerte difenyletere (BDE), tetrabrombisfenol A (TBBPA), ftalat (DEHP), tributyltinn (TBT) og mellomkjedede klorerte parafiner overskrider aritmetisk middel kl IV. Høyeste målte verdi for flere av disse er svært høy og trekker middelverdien i været.

Kilder til flere av komponentene er EE-produkter og kjøretøy der bl.a. bromerte forbindelser og klorparafiner er benyttet for brannhemming. PFASer er benyttet i bl.a. brannskum, men også til overflatebehandling av både metaller og tekstiler da det har en vann og smussavstøtende effekt. Ftalater benyttes i stor grad i plastprodukter som mykner og finnes derfor i et stort antall produkter som f.eks. EE-produkter, i gulvbelegg men også i sko, regntøy og ulike materialer i byggsektoren som maling, lim, lakk, fugemasser mm. TBT har i stor grad vært brukt som impregnerings- og begroingshemmende middel på trevirke og metaller. Andre tinnorganiske forbindelser som DBT og DOT brukes som stabilisator i PVC-produkter og i maling, lim, lakk og

mørtel. Ut ifra opplistingen over hvor vi kan forvente å finne stoffer oppført på prioritetslista, så kan det forventes å finne flere i metall/EE-avfall/kasserte kjøretøy. Det må imidlertid også forventes å kunne finnes både ved fragmenteringsanlegg og anlegg for mottak av næringsavfall.

En oppsummering av resultater fra analyser av en del organiske miljøgifter framgår av Tabell 4. Ser vi på medianverdiene ser vi at en ligger vesentlig lavere enn gjennomsnittet for flere parametere og at en følgelig har enkeltanalyser med spesielt høy konsentrasjon som er årsak til de høye gjennomsnittsnivåene. Hvor stor effekt utslippet vil ha, vil bl.a. avhenge av hvilken fortykning en får før vannet når resipienten. Det er ikke etablert BAT krav til organiske miljøgifter, og kommunale renseanlegg har heller ikke etablerte miljøkrav og forholde seg til. Det er etter hvert blitt større fokus på organiske miljøgifter og i 2019 ble det laget nye retningslinjer fra EFSA (European Safety Health Authority) for hvordan man skal kunne gjennomføre helse og økologisk risikovurdering på blandinger av stoffer som man utsettes for.

Mange av de organiske miljøgiftene vi snakker om har evne til å akkumulere i næringskjeden. Kompetansen om miljøgifter er økende, og etterhvert som Miljødirektoratet har gjennomført flere screeningundersøkelser (Konieczny *et al*, 2017 og 2018; Hassen *et al*, 2018) og kartlegginger i norsk miljø (Footitt *et al*, 2019; Heimstad *et al*, 2019; Lyche *et al*, 2019) øker kunnskapsnivået. Lyche *et al* rapporterte resultater fra undersøkelser av fiskelever i 14 norske innsjøer og viste at bl.a. at nivåene av PBDE (PCB + bromerte flammehemmere; PBDE og HBCD), kvikksølv og oktylfenol overstiger EUs miljøkvalitetsstandarder (EQS) i alle innsjøene og i 11 av innsjøene overskred PCB og i 2 innsjøer overskred PFOS EQS standarder. Resultatene fra denne undersøkelsen antyder at bakgrunnsnivåene av PBDE, PCB, kvikksølv og oktylfenol i norske innsjøer ikke oppfyller miljøkravene i Europa. Disse resultatene er ifølge Lyche *et al* (2019) sammenlignbare med resultater fra forskjellige europeiske land, noe som kan tyde på at vi har et miljøproblem for disse miljøgiftene i hele Europa. Det er kommet anbefalinger om europeiske krav til PFAS, og et norsk mottaksanlegg fikk krav om < 4 µg/l sum PFAS15 i 2018.

Tabell 4. Maks-, gjennomsnitt og medianverdier for noen organiske miljøgifter målt på ulike anlegg/prøvepunkter. Gjennomsnitt er beregnet ved at målinger under grensen er satt til 0. Medianverdier er beregnet for verdier over deteksjonsgrensen. Fargekodene indikerer klassifisering i ferskvann fra veileder M608/2016 (grønn=klasse II, gul=klasse III, oransje=klasse IV, rød=klasse V for ferskvann).

Parameter	Type anlegg (antall analyser)	Antall prøver / prøver>det.gr.	Maks (µg/l)	Gjennomsnitt (µg/l)	Median (µg/l)	EQS KI III FV (M608)
Penta-, hekso, hepta, okta- og deka BDE	N, Fr, M, FA (19)	70/ 50	27	0,66	0,09	0,14
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	N, Fr, M, FA (26)	90/ 61	753	19	0,02	0,9
Heksabromsyklododekan (HBCD)	N, Fr, M, FA (25)	78/ 31	64	2,1	0,05	0,5
PFOS	N, Fr, M, FA (16)	56/ 42	1,1	0,073	0,022	36*
PFOA	N, Fr, M, FA (15)	54/ 31	2,0	0,071	0,016	9,1**
Di-(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	N, M, FA (15)	51/ 40	58	8,37	5,7	1,3**

Parameter	Type anlegg (antall analyser)	Antall prøver/ prøver>det.gr.	Maks (µg/l)	Gjennomsnitt (µg/l)	Median (µg/l)	EQS KI III FV (M608)
Pentaklorfenol	N (3)	3/ 1	0,56	0,19	0,56	1
Tributyltinn	M, FA (2)	6/ 6	0,43	0,094	0,011	0,0015
Kortkj. klorerte parafiner	N, Fr, M, FA (15)	44/ 32	3,45	0,40	0,37	1,4
Mellomkj. klorerte parafiner	N, Fr, M, FA (15)	44/ 35	42	4,3	0,40	0,59
Bisfenol A	Fr,M (9)	17/ 16	9,9	2,8	1,85	11

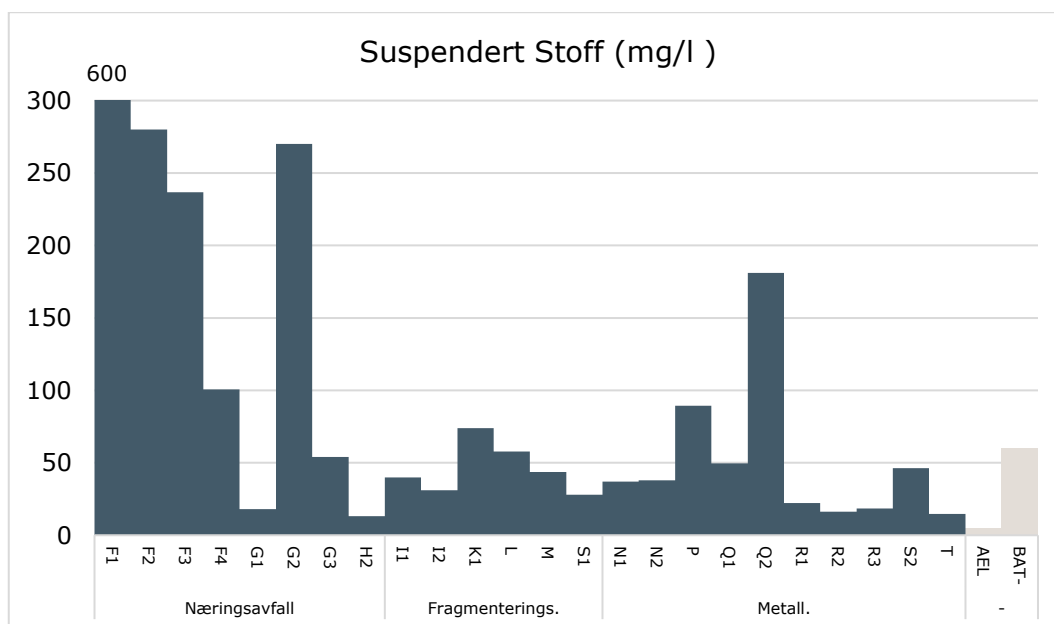
* grense for klasse III, ingen grense for klasse IV

** grense for klasse II, ingen grense for klasse III og IV

I en rapport om "Beregning av forurensning fra overvann" utarbeidet for Miljødirektoratet i 2012 (Åstebøl, S.O., Kjølholt, J. og Hvitved-Jacobsen) er det også sett på innholdet av en rekke organiske miljøgifter. Det registreres innhold av en rekke komponenter, men konsentrasjonen er for alle disse vesentlig lavere enn de verdier som framgår av Tabell 4.

3.2.4 Partikler

Ikke alle anlegg har analysert for suspender stoff (SS). Laveste BAT AEL er 5 mg/l mens høyeste er 60 mg/l. Alle fragmenteringsanlegg og de anlegg som maler ned næringsavfall eller trevirke samt FA-anlegg vil omfattes av BAT krav hvis de har direkte utslipp av prosessvann til resipient (ref. Tabell 3). Dette gjelder bl.a. 4 av de 6 fragmenteringsanleggene. Som en ser er det ingen av de anleggene som har målt SS som ligger så lavt som laveste BAT-AEL på 5 mg/l.



Figur 14. Gjennomsnittskonsentrasjon for suspendert stoff for de ulike anleggene/prøvepunktene.

3.3 Evaluering av måledata og potensielle kilder til de målte verdier

I kapittel 3.2.1 er data for 8 ulike tungmetaller presentert. Tungmetallkonsentrasjoner er målt i alle de 46 målepunkter som er analysert ved de 25 anleggene. I 39 målepunkter er alle 8 tungmetaller rapportert. I 4 punkter er kun kadmium, kobber, kvikksølv og bly rapportert, i 2 punkter er kun kadmium, kvikksølv og bly rapportert og i 1 punkt er kun krom, nikkel og sink rapportert. I kapittel 3.2.1 er tungmetallkonsentrasjonene relatert til tilstandsklasser for fersk- og evt. kystvann, samt utslippsgrenser som er angitt for noen anleggstyper i BAT WT (BAT-AEL). BAT-AEL gjelder blant annet for anlegg som kverner metallavfall (I, J, K, L, M og S1). Ref. Tabell 3 med omtale av hvilke anlegg som omfattes. Grensene gjelder imidlertid kun for utslipp av prosessvann og ikke for overvann, hvor myndighetene kan stille andre krav. Myndighetene har mulighet å velge utslippsgrenser i et intervall som er definert mellom to nivåer, som her refereres til som laveste og høyeste BAT-AEL. Myndighetene har indikert at de har som mål å velge de laveste BAT-AEL for anleggene som BAT-AEL gjelder for, men det forventes imidlertid at myndighetene vil gjøre unntak hvis en kost-nytte-vurdering viser at dette ikke er hensiktsmessig.

For sink, bly, kobber og krom var det rapportert konsentrasjoner over høyeste BAT-AEL. Gjennomsnittlig sinkkonsentrasjon var over høyeste BAT-AEL (1000 µg/l) ved 11 av 24 anlegg (14 av 46 målepunkter). 6 av disse anleggene behandler næringsavfall, 6 er fragmenteringsanlegg og 2 håndterer metallskrap. Av de 22 anlegg som rapporterte sinkkonsentrasjoner hadde alle målepunkter med sinkkonsentrasjoner over laveste BAT-AEL (100 µg/l).

Sinkkilder kan f.eks. være bildekk, transportbånd med sinkholdig gummi, ulike legeringer med andre metaller, galvaniserte eller malte metaller eller malt trevirke. Slitasje fra dekk vil skje ved alle anlegg og flere anlegg vil ha transportbånd med gummi i anlegget. Metaller vil primært foreligge ved metallmottak og ved fragmenteringsanleggene, mens også i en viss grad ved mottak av næringsavfall. Overflatebehandlet trevirke vil primært være ved anlegg som kun håndterer trevirke men også i noen grad ved anlegg for blandet næringsavfall.

Sink er giftig for vannlevende organismer og vil kunne skade egg og yngel i konsentrasjoner rundt 100 µg/l mens konsentrasjoner på 2-300 mg/l må til for å ha effekter på voksne personer.

For bly rapporterte 6 anlegg gjennomsnittlige konsentrasjoner over høyeste BAT-AEL. Også disse var anlegg for behandling av næringsavfall (4 stk.), metallskrap (2 stk.) og fragmenteringsanlegg (2 stk.). Det var i tillegg 4 fragmenteringsanlegg, 4 metallskrapanlegg og 1 anlegg for behandling av næringsavfall som rapporterte gjennomsnittlige nivåer over laveste BAT-AEL for bly.

Vanlige kilder til bly er f.eks. blybatterier, fiskeredskap, blylodd, dekk, kjøretøy og EE-produkter, plast, bygningsbeslag, tetting i soilrør, overflatebehandlede metall og trevirke (maling), ammunisjon, smøreolje og slitasje på bremses i kjøretøyer. Som det framgår av listen vil avfall som inneholder bly kunne foreligge ved de fleste typer anlegg, selv om en må forvente høyere nivå i det avfall som ender til fragmentering og til metallmottak/EE-avfall.

Gjennomsnittlig kobber- og kromkonsentrasjon var over høyeste BAT-AEL for ett anlegg med behandling av næringsavfall. 17 av 23 anlegg med rapporterte resultater hadde gjennomsnittlige konsentrasjoner over laveste BAT-AEL for kobber. For krom hadde 11 av 22 anlegg gjennomsnittlige konsentrasjoner over BAT-AEL.

Vanlige kilder til kobber er f.eks. fiskenøter, tilslag i ulike impregneringsmidler (bl.a. CCA impregnert virke og som bunnstoff i båter). Ellers er kilder kobberbeslag og takrenner, EE-avfall, kobberinstallasjoner, motordeler og bremses og el-kjøretøy vil trolig gi betydelig økning i kobbermengden framover.

Kobber er giftig for vannlevende organismer og for enkelte typer karpefisk og ørret er grensen for giftighet på 10-20 µg/l. Som vi ser av Figur 4 ligger nivået i overvannet ved de fleste anlegg over dette.

Største kilde til krom er CCA impregnert virke. Ellers er største bruk i dag i kromlegeringer og i overflatebehandling. Det er brukt i anti-korrosjonsmidler, farging av garn, garving av skinn, ved galvanisering, veimerking, maling, lakk, sement og tetningsmasser, plastprodukter og fyrverkeri. Krom inngår også i ulike legemidler. Krom (VI) er i motsetning til krom (III) (som er det mest vanlige) svært giftig og kreftfremkallende. Krom (VI) er svært vannløselig mens krom (III) er lite løselig. Ut fra bruken av krom kan det forventes å foreligge i alle typer anlegg men en skulle forvente størst mengder i anlegg som håndterer metaller, i fragmenteringsanlegg og i anlegg for håndtering av trevirke. Dette skjer ofte i tilknytning anlegg som mottar næringsavfall.

For arsen, kadmium, kvikksølv og nikkel var det ingen målinger over høyeste BAT-AEL. For arsen var konsentrasjonen over laveste BAT-AEL for 6 anlegg (næringsavfall, metallskrap).

Kilder til arsen er f.eks. CCA impregnert trevirke og som anses som den største kilden. Ellers er arsen også brukt i metall legeringer med bly (batterier og blyhagl bl.a.) og tidligere også brukt som fargestoff. Ut fra dette kan det forventes høyeste verdier i anlegg som mottar trevirke og metaller. Som nevnt er det ofte mottak og impregnert virke ved anlegg som mottar næringsavfall og vi ser av Figur 1 at det er her vi gjennomgående har høyest innhold.

Kilder til kadmium og som vil kunne havne ved avfallsanleggene, er f.eks. EE-avfall, Ni-Cd-batterier, plastprodukter, maling, keramikk og farget glass. For kadmium var konsentrasjonen over laveste BAT-AEL for ett målepunkt (næringsavfall). Ut fra bruken kan det forventes at de høyeste utslippene av kadmium vil være fra håndtering av metaller/EE-avfall og ved fragmenteringsanleggene.

For nikkel var gjennomsnittlig konsentrasjon over laveste BAT-AEL for 7 anlegg (næringsavfall, metallskrap, fragmenterings- og farlig avfallsanlegg).

Kilder til nikkel er metallegeringer og som overflatebehandling på metaller for korrosjonsbeskyttelse, Ni-Cd-batterier. Størst utslipp må derfor forventes fra anlegg som håndterer metaller/EE-avfall og fragmenteringsanlegg, men finnes også i avfall som kan ende ved anlegg for næringsavfall og FA-mottak.

For kvikksølv var 3 anlegg over laveste BAT-AEL (næringsavfall, fragmenteringsanlegg).

Kilder til kvikksølv er ulike EE-produkter/måleutstyr, knappeseller, lysstoffrør, termometere, avfall fra tannlegekontorer, emballasje og var tidligere også i bruk bl.a. som vippebrytere i kjøretøy. Ut fra bruken kan det forventes høyeste verdier ved metallmottak/EE-avfall, fragmenteringsanlegg og FA-mottak, men kvikksølv finnes også i produkter som kan ende ved anlegg for næringsavfall.

Som figurene i Kapittel 3.2 viser så ser vi at det er små forskjeller i målte nivåer i mange av anleggstypene. Dette gjelder bl.a. for sink, bly, kobber, krom og kvikksølv. Det viser også at det er vanskelig å finne en klar sammenheng mellom de komponenter en finner og de potensielle kilder en har i avfallet. Dette gjelder også flere av de prioriterte miljøgifter vi finner og at det er vanskelig på basis av de gjennomført analyser å gi noen klare retningslinjer for hvilke prioriterte stoffer som bør analyseres ved de ulike anlegg.

I Tabell 5 er de rapporterte konsentrasjonene fra avfallsbehandlingsanleggene sammenlignet med sjablongkonsentrasjoner i overvann fra andre områder og virksomheter. Sjablongverdier er hentet fra NIVA-rapport 4775/2004, som er en litteraturstudie for å kartlegge miljøgifter fra tette flater (Lindholm, 2004). I litteraturstudien tok man fram sjablongverdier for hva som kan anses som normale verdier fra ulike bydeler, næringsområder, veier og overløpsvann fra kommunalt avløpsnett.

Tabell 5 viser også sjablongverdier fra StormTac (Sweco, 2008). StormTac er et svensk program som bl.a. beregner forurensningstransporten fra tette flater. Som en del av programmet er det utarbeidet en omfattende database for forurensningskonsentrasjon i avrenning fra ulike kategorier tette flater basert på publiserte undersøkelser.

Tabell 5. Forslag til sjablongkonsentrasjoner i overvann fra tette flater og overløpsvann fra Lindholm (2004), sjablongverdier i StormTac (2012) samt gjennomsnitts- og mediankonsentrasjoner i overvann fra avfallsanlegg (ved beregning av gjennomsnitt er verdier under deteksjonsgrensen satt til 0 µg/l, medianverdier er kun beregnet med verdier over deteksjonsgrense og kan altså være lavere)

Referanse		Enhet	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PAH 16	BaP ¹	PCB 7
Lindholm (2004)	Sentrumsområder	µg/l	-	0,5	5	30	0,1	10	20	140	0,6	0,1	0,01
	Bolig Villaområder	µg/l	-	0,15	4	10	0,05	6	4	30	0,2	0,1	0,01
	Bolig Rekkehus	µg/l	-	0,2	5	15	0,05	7	5	40	0,25	0,1	0,01
	Bolig Blokkbebyggelse	µg/l	-	0,25	6	20	0,05	9	7	45	0,6	0,1	0,01
	Næringsområder	µg/l	-	0,5	5	30	0,1	10	20	140	0,6	0,1	0,01
	Veier 5000 kj/d	µg/l	-	0,25	1	38	0,1	1,2	13,5	62	0,3	0,01	0,01
	Veier 30 000 kj/d	µg/l	-	0,44	5	72	0,1	4,4	31	197	1,5	0,04	0,01
	Overløpsvann	µg/l	-	1	8	100	0,25	10	15	140	0,5	0,1	0,01
StormTac (2008)	Veier 10 000 kj/d	µg/l	2,4	0,28	1,8	51	0,1	1,8	17	89	1,06	0,01	-
	Veier 30 000 kj/d	µg/l	2,4	0,44	5,0	72	0,1	4,4	31	197	1,50	0,04	-
	Veier 100 000 kj/d	µg/l	2,4	1,0	16,2	94	0,1	13,5	80	575	1,99	0,14	-
Avfalls-anleggene i denne studien	Gjennomsnitt	µg/l	5,8	1,9	36	144	0,27	51	81	1128	8,7	0,14	0,08
	Median	µg/l	2,9	0,8	10	79	0,08	25	52	700	2,8	0,05	0,005

¹⁾ Benzo(a)pyren

Tabell 5 viser at konsentrasjonene av tungmetaller normalt er høyest i overvann fra tungt trafikkerte veier og overløpsvann fra kommunalt avløpsnett. For bly, nikkel og sink er forventet konsentrasjon også høy i overvann fra sentrumsområder og næringsområder. Tabellen viser f.eks. at mediankonsentrasjonen for kvikksølv ved avfallsanleggene er lavere enn sjablongverdien for overvann fra veier med 30 000 kjøretøy per døgn. For kobber er mediankonsentrasjonen ca. lik sjablongverdien, for bly og kadmium er mediankonsentrasjonen ca. dobbelt i overvannet fra avfallsanleggene som sjablongverdien. For sink er mediankonsentrasjonen 3,6 ganger så høy (360 %) og for nikkel 5,6 ganger så høy. Dette gjelder altså for overvann fra veier, forholdet er lavere mellom overvann fra avfallsanleggene og konsentrasjoner i overløpsvann fra avløpsnettet for de fleste stoffene. For PAH 16 er det angitt en sjablongkonsentrasjon på 1,5 µg/l for veier med 30 000 kjøretøy per døgn for begge referansene (Lindholm, 2004, og StormTac, 2008). Dette er ca. halvparten av medianverdien for de målinger av overvann fra avfallsanleggene som var tilgjengelige. Det er også angitt sjablongverdier for benzo(a)pyren, som er en av PAH-ene. Sjablongverdien 0,04 µg/l for veier med 30 000 kjøretøy per døgn tilsvarer ca. mediankonsentrasjonen som er målt i overløpet fra avfallsanleggene.

Tabell 6 viser normale konsentrasjonsvariasjoner for bly, kobber, sink, krom, PAH 16 og PCB 7 i overvann ifølge rapporten "Föroreningar i dagvatten" (forurensninger i overvann) fra svenske Naturvårdsverket (tilsvarende Miljødirektoratet) (Naturvårdsverket, 2017). I rapporten forventer man at normalt overvann i byer kan ha blykonsentrasjoner på opptil 70 µg/l, hvilket er høyere enn medianverdien for overvannet fra avfallsanleggene (52 µg/l). For kobber er tilsvarende intervall opp til 100 µg/l, som også er høyere enn medianverdien for avfallsanleggene (79 µg/l). For krom er øvre grensen 25 µg/l, som er høyere enn medianverdien for avfallsanleggene (10 µg/l). For sink er medianverdien for avfallsanleggene 700 µg/l, dette er mer enn i

normalt overvann i Naturvårdsverket sin rapport som er (50-200 µg/l). Medianverdien for PAH fra avfallsanleggene med rapporterte verdier er 2,8 µg/l, hvilket er innenfor intervallet for normalt overvann, angitt til 0,2-5 µg/l. For PCB er intervallet for normalt overvann angitt til 0,2-0,5 µg/l, medianverdien for avfallsanleggene med rapporterte resultater er 0,005 µg/l.

Stockholm by har tatt fram grenseverdier for å klassifisere overvannskvalitet basert på innhold av tungmetaller og PAH, se Tabell 6. Klassifiseringen er tatt fram basert på en vurdert påvirkning på resipienten. Med denne klassifiseringen defineres mediankonsentrasjonene i overvannet fra avfallsanleggene som høye konsentrasjoner for bly, kobber og sink. Kadmium, kvikksølv og PAH defineres som midlere konsentrasjoner og nikkel og krom som lave konsentrasjoner.

Tabell 6. Normale verdier i overvann (Naturvårdsverket (SNV), 2017), grenseverdier for overvann (Stockholm Stad, 2001), samt gjennomsnitts- og mediankonsentrasjoner i overvann fra avfallsanlegg (ved beregning av gjennomsnitt er verdier under deteksjonsgrensen satt til 0 µg/l, medianverdier er kun beregnet med verdier over deteksjonsgrense og kan altså være lavere))

		Enhet	Pb	Cd	Hg	Cu	Zn	Ni	Cr	PAH	PCB
Naturvårdsverket (SNV) (2017)		µg/l	5-70	-	-	10-100	50-200	-	2-25	0,2-5	0,2-0,5
Stockholm Stad (2001)	Lave konsentrasjoner	µg/l	<3	<0,3	<0,04	<9	<60	<45	<15	<1	-
	Høye konsentrasjoner	µg/l	>15	>1,5	>0,2	>45	>300	>225	>75	>2	-
Gjennomsnitt for målinger fra avfallsanlegg		µg/l	81	1,9	0,3	144	1128	51	36	8,7	0,08
Median for målinger fra avfallsanlegg		µg/l	52	0,8	0,08	79	700	25	10	2,8	0,005

Hvordan målte konsentrasjoner av miljøgifter ved avfallsanleggene vurderes er avhengig av om man sammenligner målingene med klassifiseringsgrenser i fersk- og kystvann fra M-608/2016, med utslippsgrenser i tilknytting til BAT WT (BAT-AEL), med normale verdier for annet overvann (Lindholm, 2004 og Naturvårdsverket, 2017) eller med svenske klassifiseringsgrenser (Stockholm Stad, 2001). Noen avfallsanlegg hadde gjennomsnittlige konsentrasjoner over høyeste BAT-AEL for sink, bly, kobber og krom. Det var anlegg med konsentrasjoner i svært dårlig tilstand i henhold til M-608/2016 for sink, kobber og krom (ikke bly). For kobber (>15,6 µg Cu/l) og krom (3,4 µg/l i ferskvann) er imidlertid normalt overvann fra byer og veier også normalt i svært dårlig tilstand, jf. Tabell 5.

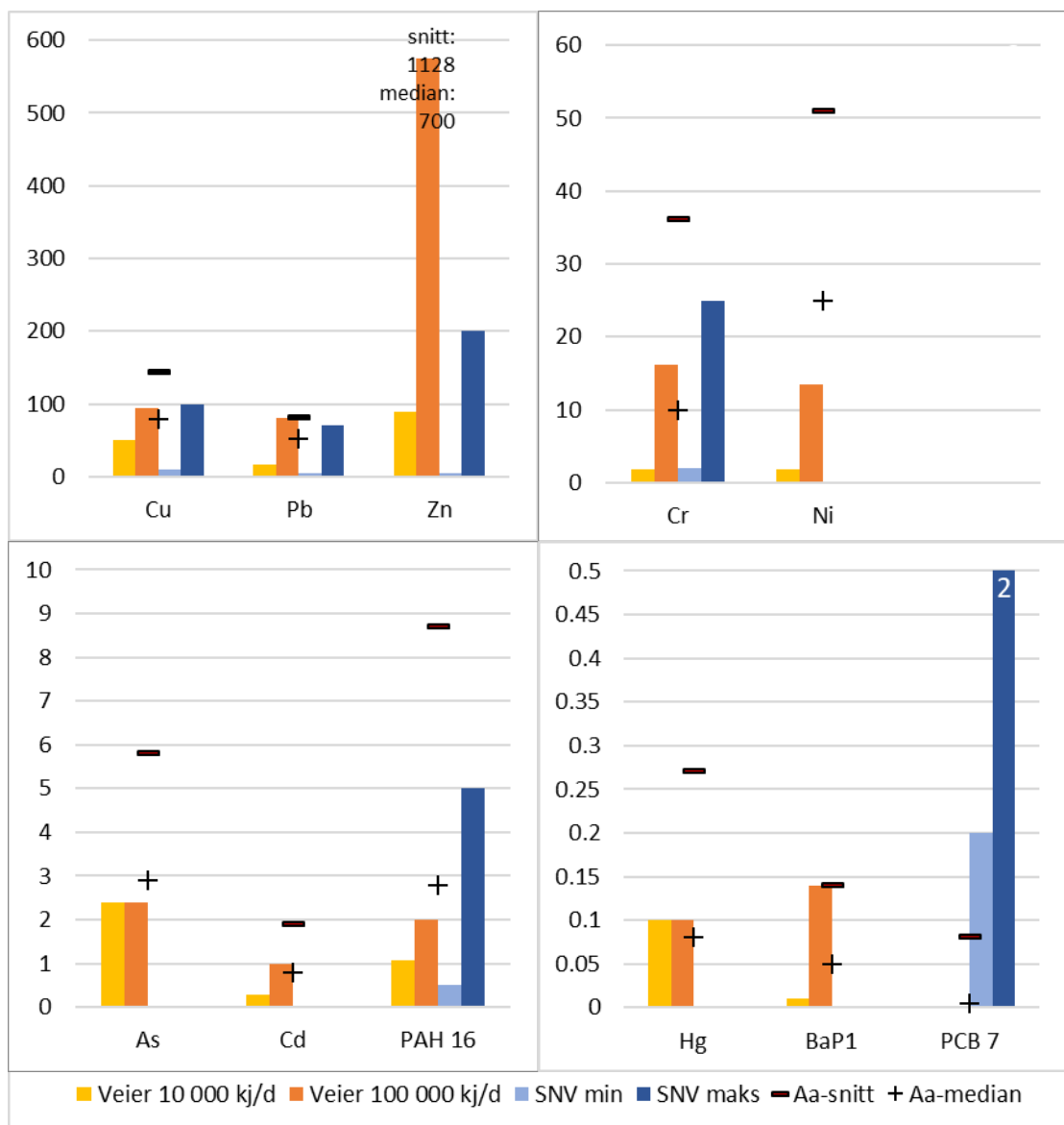
Som tidligere nevnt vil en normalt ha en fortynning før overvannet ender i resipienten og det må derfor gjøres nærmere vurderinger ved de enkelte anlegg for å se på konsekvenser for resipienten opp mot de miljømål som er satt for de ulike vannresipienter.

Figur 15 viser en grafisk sammenligning for overvann fra veier og byer og gjennomsnitt og median for en del komponenter målt ved avfallsanleggene.

De mest problematiske stoffene i overvannet fra avfallsanleggene er generelt vurdert å være sink, bly, kobber og krom i forhold til de utslippsgrenser som kan forventes (jf. BAT-AEL og foreslåtte grenseverdier i Norsk Vann rapport 228 i Tabell 3). Hvis

anleggene får kravgrenser som tilsvarer laveste BAT-AEL (for de anlegg som er omfattet av BAT-kravene) så vil man også kunne få problemer med å overholde nivåene for nikkel, kvikksølv og arsen, men for disse stoffene er konsentrasjonene sammenlignbare med normale verdier i andre typer av overvann.

Når det gjelder andre prioriterte miljøgifter hvor det ikke er fastsatt utslippsgrenser i utslippstillatelsen, ser vi at det foreligger enkelte analyser som viser høyt nivå. Gjennomsnittet er derfor vesentlig høyere enn medianverdien. Hvorvidt nivåene vil ha en miljømessig betydning avhenger av hvilken fortykning en vil få når vannet tilføres en resipient. Organiske miljøgifter er et område som kommer til å få mye fokus framover, og det blir viktig for anleggene å undersøke hvilke nivåer man har i utslippsvann fra anleggene. Flere av de miljøgiftene som har høyest prioritet er lite vannløselige og lite nedbrytbare og adsorberes i stor grad til organiske stoff. Anleggene bør derfor måle suspendert stoff og flyktig suspendert stoff (VSS) i utslippsvann når de planlegger screening for miljøgifter. VSS andelen av SS angir andelen av det suspenderte stoffet som er organisk. Som nevnt er det vanskelig å gi en klar anbefaling om hvilke prioriterte miljøgifter som bør omfattes av screeninganalyser, da vi ser at en finner disse ved nær sagt alle anlegg de er analysert.



Figur 15: Gjennomsnitt og median for analyser av overvann fra avfallsanleggene målt opp mot analyser av annet overvann

3.4 Evaluering av eksisterende renseløsninger

Flere anlegg har installert rensanlegg utover sandfang og oljeutskiller:

- > Anlegg B, som er et anlegg for behandling av næringsavfall, har nylig installert et rensanlegg. Overvann samles i kummer og sandfang og ledes derfra til et anlegg med sedimentering, sandfilter og to absorpsjonsfilter; ett for olje og ett for metaller.
- > Anlegg H, også et anlegg for behandling av næringsavfall, har avrenning fra vaskehall samt fra lagring av metaller, CCA, dekk, sanerte og usanerte biler. Dette vannet ledes til oljeutskiller og går deretter til kommunalt nett. Det er også avrenning fra område med bl.a. lagret trevirke. Dette vannet går via

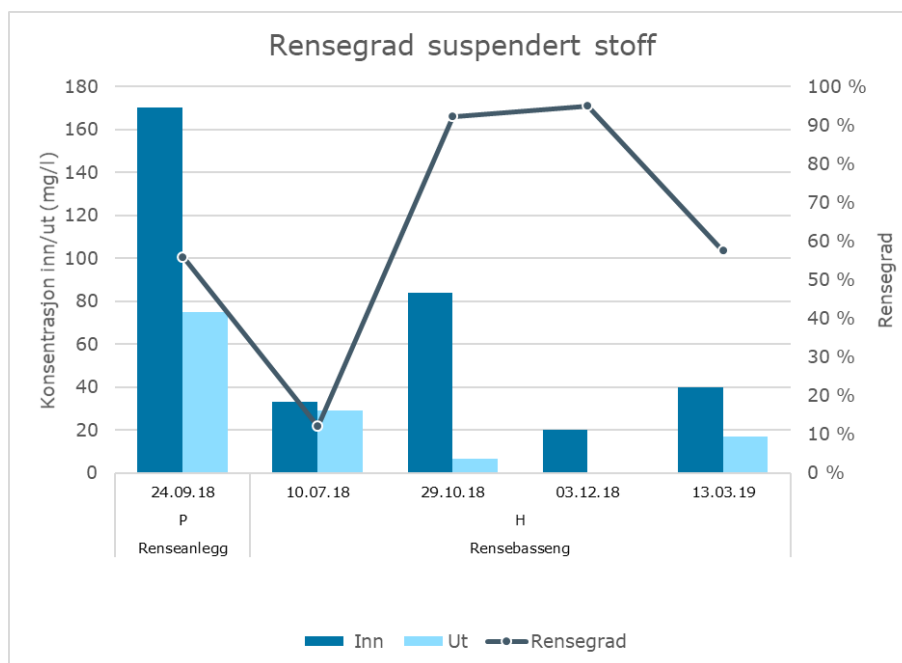
overvannskummer til et dekk-klipp-basseng og deretter rett til FV resipient (bekk).

- > Anlegg L, et fragmenteringsanlegg, har en buffertank på ca. 150 m³ for utjevning av overvann. Fra buffertanken går vannet til et dekk-klipp-basseng for fjerning av olje (byttes ca. 1 g/år). Deretter ledes vannet til en filterrull for å fjerne mer olje og deretter til et olivinfilter (skiftes ca. hvert 2. år). Avløpet ledes til FV resipient.
- > Ved anlegg O, et metallanlegg og EE-mottak. All håndtering skjer innendørs men det er relativt store arealer utendørs. Overvannet fra alle tette flater ledes via sandfang og oljeutskiller til et stort sedimentasjonsbasseng før utslipp til FV resipient.
- > Ved anlegg P, et metallanlegg med EE-mottak, går avløpet via sandfang og oljeutskiller til et forfilter på 35 µm og derfra videre til et tre-trinns filter. Filteret består av 1 leca-filter, et filter som skal fjerne tungmetaller og deretter til et ionebytte anlegg som primært skal fjerne kvikksølv. Renset vann ledes til FV resipient (bekk).
- > Ved anlegg W, mottak og om-emballering av FA, er det i tillegg til sandfang og oljeutskiller installert et kullfilter. All håndtering skjer innendørs. Avløpet går til KV resipient.

Årsaken til at enkelte anlegg har installert renseanlegg er ikke kjent men direkte utslipp til resipient er en sannsynlig årsak.

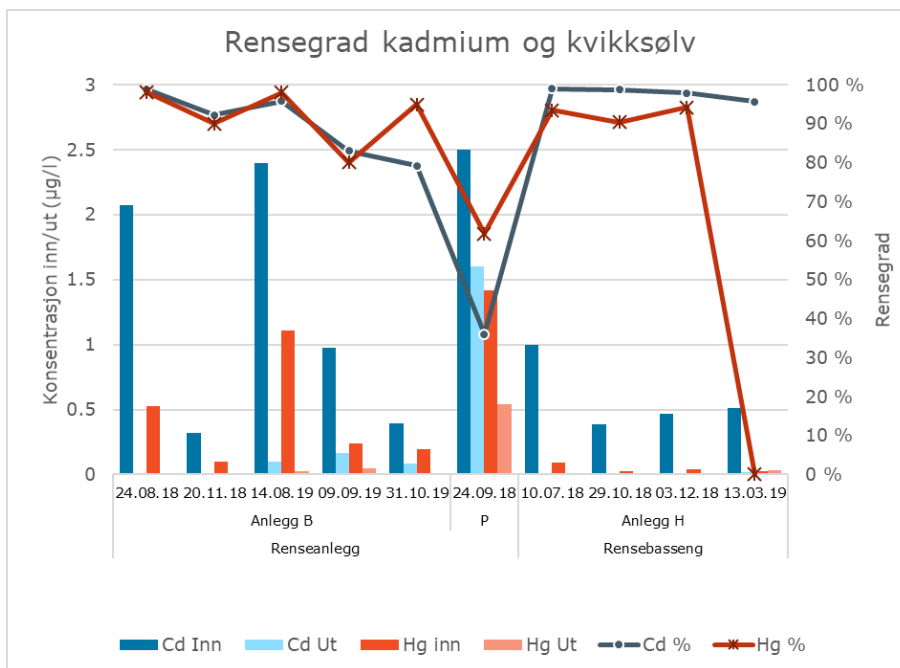
Ved noen av anleggene med renseanlegg utover sandfang og oljeutskiller er det tatt analyser før og etter rensing, og i Figur 16-Figur 21 er disse data sammenstilt for å estimere hvilken rensegrad anleggene oppnår. Der verdien var mindre enn deteksjonsgrensen, ble 0 vist i figurer i 3.2, men for beregning av rensegrad ble verdier tilsvarende halve deteksjonsgrensen brukt.

For anlegg P og H var målinger av SS før og etter rensing tilgjengelig, se Figur 16. Ved anlegg P var renseeffekten for SS ca. 55 % (sandfang, oljeutskiller, leca-filter, olivinfilter, ionebytte). Det høye innholdet av SS er trolig også en grunn til at rensegraden for mange komponenter er lav i den aktuelle prøven som ligger til grunn i figurene. For anlegg H (sandfang og dekk-klippbasseng) varierte renseeffekten fra ca. 10 til ca. 95 % for ulike målinger før og etter rensetrinnet. Man skulle i utgangspunktet forvente at den avanserte prosessen man har i anlegg P skulle gi bedre fjerning av SS enn anlegg H, men designkriterier og driften av anleggene spiller svært stor rolle for hva man kan oppnå. Figur 14 viser at anlegg H har lavt SS i utløpet, mens anlegg P har høyere enn høyeste BAT AEL verdi.



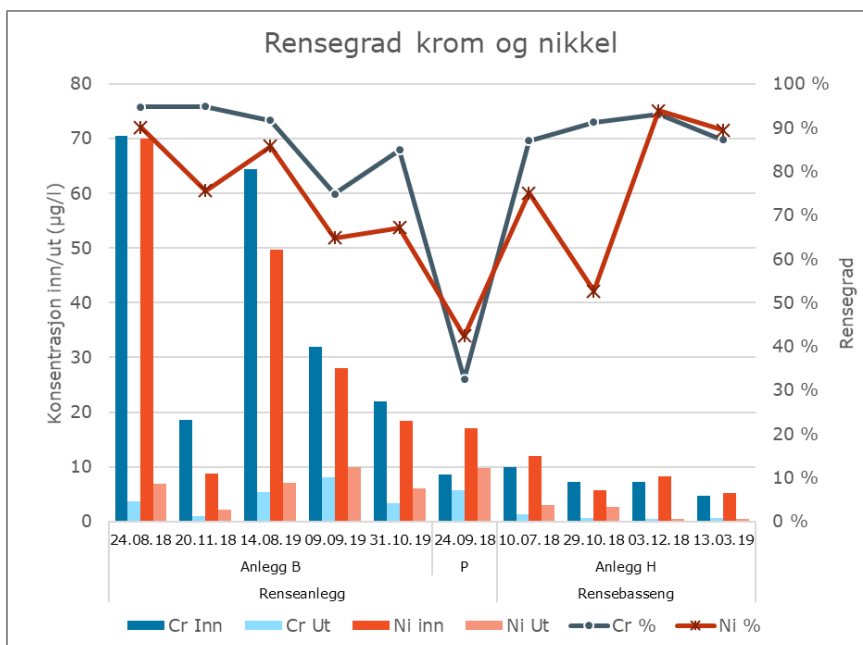
Figur 16: Rensegrad for suspendert stoff i eksisterende renseanlegg

Anlegg B, P og H rapporterte kadmium og kvikksølv (Figur 17) før og etter rensing. For anlegg B varierte renseeffekten mellom ca. 80 og nesten 100 % for både kadmium og kvikksølv (sedimentering, sandfilter, absorpsjonsfilter for olje og for metaller). For anlegg P var renseeffekten ca. 35 % for kadmium og ca. 60 % for kvikksølv (sandfang, oljeutskiller, 35 µm filter, leca-filter, filter for fjerning av tungmetaller, ionebytte). For anlegg H (dekk-klippbasseng) varierte renseeffekten for kadmium mellom ca. 95 og ca. 100 %. For kvikksølv var renseeffekten ca. 90 % for tre målinger, men for en måling med lave konsentrasjoner var utgående konsentrasjon noe høyere enn innkommende konsentrasjon (negativ renseeffekt). Ved å sammenligne med figurene for SS (Figur 14 og Figur 16), er det mye som tyder på at de dårlige renseeffektene som anlegg P oppnådde skyldes dårlig fjerning av SS.



Figur 17: Rensegrad for kadmiuim og kvikksølv i eksisterende renseanlegg

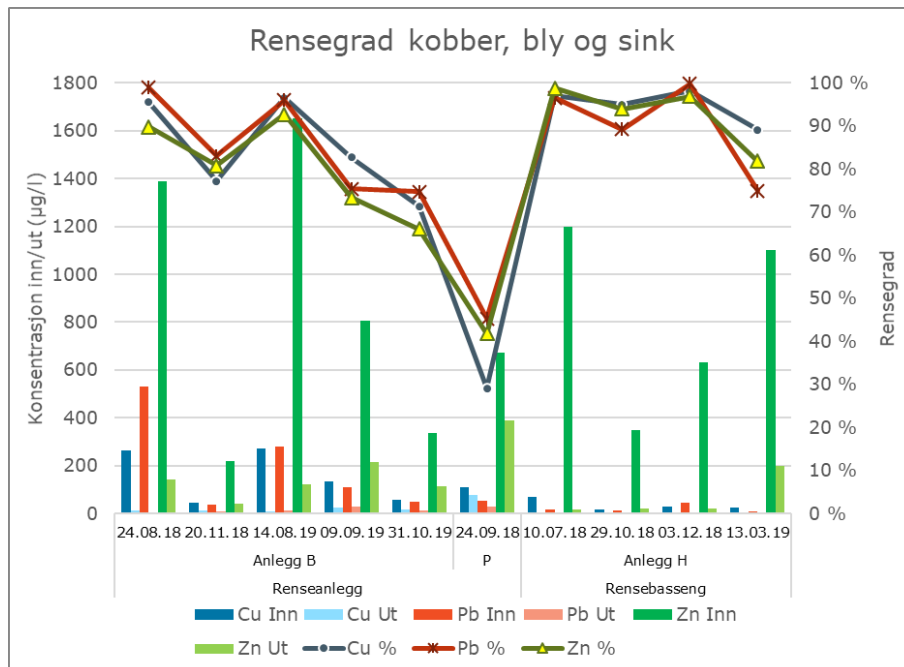
Anlegg B, P og H rapporterte krom og nikkel (Figur 18) før og etter rensing. For anlegg B varierte renseeffekten mellom ca. 75 og 95 % for krom og mellom 60 % og 90 % for nikkel. For anlegg P var renseeffekten ca. 30 % for krom og ca. 40 % for nikkel. For anlegg H var renseeffekten for krom ca. 90 og for nikkel fra 50-95 %. Ved å sammenligne med figurene for SS (Figur 14 og Figur 16), er det mye som tyder på at de dårlige renseeffektene som anlegg P oppnådde skyldes dårlig fjerning av SS.



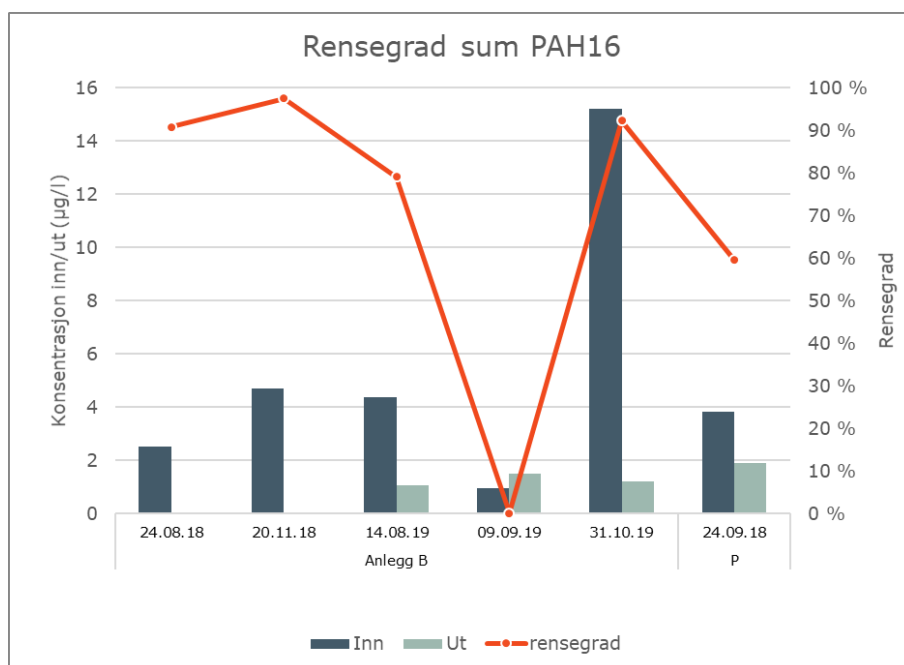
Figur 18: Rensegrad for krom og nikkel i eksisterende renseanlegg.

Anlegg B, P og H rapporterte kobber, bly og sink før og etter rensing. For anlegg B varierte renseeffekten mellom ca. 70-95 % for kobber, ca. 75-100 % for bly og ca. 65-90 % for sink (sedimentering, sandfilter, absorpsjonsfilter for olje og for metaller). For anlegg P var renseeffekten ca. 30 % for kobber og ca. 45 % for kvikksølv og sink

(sandfang, oljeutskiller, 35 µm filter, leca-filter, filter for fjerning av tungmetaller, ionebytte). For anlegg H varierte renseeffekten for kobber mellom ca. 90-100 %, for bly mellom ca. 75-100 % og for sink mellom ca. 80-100 %. Anlegg P viser igjen laveste fjerning av tungmetallene og dette skyldes muligens dårligst fjerning av SS.



Figur 19: Rensegrad for kobber, bly og sink i eksisterende renseanlegg.

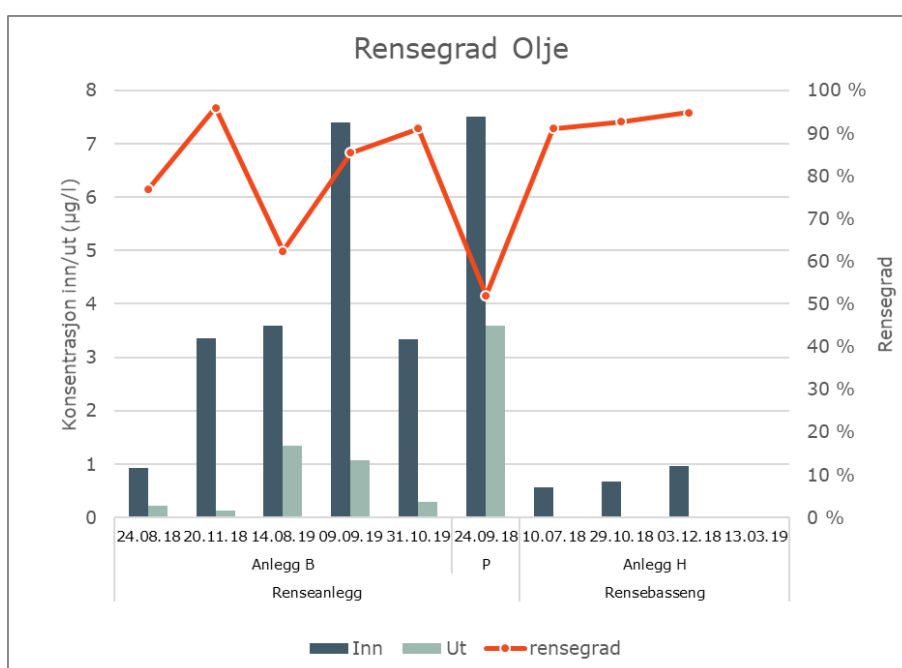


Figur 20: Rensegrad for PAH forbindelse i eksisterende renseanlegg.

Anlegg B og P rapporterte sum PAH 16 før og etter rensing. For anlegg B var utløpskonsentrasjonen høyere enn innløpskonentrasjonen for én prøvetakingsomgang, men her var nivåene av PAH også lave, se Figur 13. For øvrige målinger var renseeffekten mellom ca. 80-95 % (sedimentering, sandfilter, absorpsjonsfilter for olje

og for metaller). For anlegg P var renseeffekten ca. 60 % for den prøvetakingsomgangen som ble gjennomført (sandfang, oljeutskiller, 35 µm filter, Leca-filter, filter for fjerning av tungmetaller, ionebytte).

Anlegg B, P og H rapporterte oljekonsentrasjonen før og etter rensing. For anlegg B varierte renseeffekten mellom ca. 60-95 % (sedimentering, sandfilter, absorpsjonsfilter for olje og for metaller). For anlegg P var renseeffekten ca. 50 % for prøvetakingsomgangen som ble gjennomført (sandfang, oljeutskiller, 35 µm filter, leca-filter, filter for fjerning av tungmetaller, ionebytte). For anlegg H varierte renseeffekten mellom ca. 90-95 %. Anlegg P oppnådde bare ca 50 % oljefjerning og PAH fjerningen var også lav (60 %). Det er mye som tyder på at PAH på anlegg P er knyttet til oljen.



Figur 21: Rensegrad for alifatisk hydrokarboner i eksisterende renseanlegg. På anlegg H ble alle utprøver og en innprøve rapportert under deteksjonsgrensen (<0,1 mg/l).

Vi ser av analysene der vi også har analyse av mengden SS inn og ut at lave SS nivåer i utgående rensset vann også gir god rensgrad og at dette trolig er årsaken til at det også er registrert lav rensgrad for anlegg P.

Ser vi på forskjeller i verdiene i analyser fra de ulike typer anlegg er disse mindre fremtredende enn forventet. Vi ser at verdiene av kobber, krom og arsen er høye i anlegg som mottar næringsavfall. Dette kan ha en kobling med at mange av disse anleggene også mottar CCA impregnert virke. Anleggene som håndterer næringsavfall håndterer også ofte flere andre avfallstyper, men uten at det er separat målepunkt som kun mottar vann fra en avfallstype. Næringsavfall håndteres imidlertid ofte innendørs, men kjøring inn og ut vil nødvendigvis medføre at partikler blir dratt med til utendørs arealer og derfor vil kunne påvirke sammensetningen på overvannet. Bly og sink som begge er to problemstoffer, er gjennomgående høyt på alle anleggene. Ser vi på hva som er potensielle kilder ser vi også at det er en rekke produkter som vil inneholde dette til både næringsavfall, fragmenteringsanlegg og metallmottak. Analysene av overvann ved ett anlegg for bl.a. næringsavfall skiller seg ut med høye verdier av en

rekke komponenter over tid. Det er ut fra mottatt informasjon vanskelig å finne årsaken til dette. En mulig forklaring kan være innblanding av forurensset overvann fra omkringliggende terreng eller at grunnen hvor anlegget ligger er forurensset og at forurensset grunnvann påvirker vannet i overvannskummene.

De analyser vi har fra anlegg/målepunkt som kun mottar farlig avfall synes å ligge lavt for de fleste komponenter. Dette kan skyldes at kontrollen for avfallstyper som mottas er bedre og at slikt avfall for det meste oppbevares og håndteres innendørs. Det kan også være påvirket av at mengdene er lavere og at trafikken og utslipp relatert til trafikken også blir lavere. Det må også bemerkes at det ene FA-mottaket har rensing av avløpet i et aktivt kullfilter.

Ettersom det er analyser bare fra ett anlegg som kun håndterer trevirke og vannet som det tas prøver av er fortynnet bl.a. med overvann fra nærliggende områder, er det usikkert å si om disse er representative for utslipp fra håndtering av trevirke. Gjennomgående ligger imidlertid verdiene lavt.

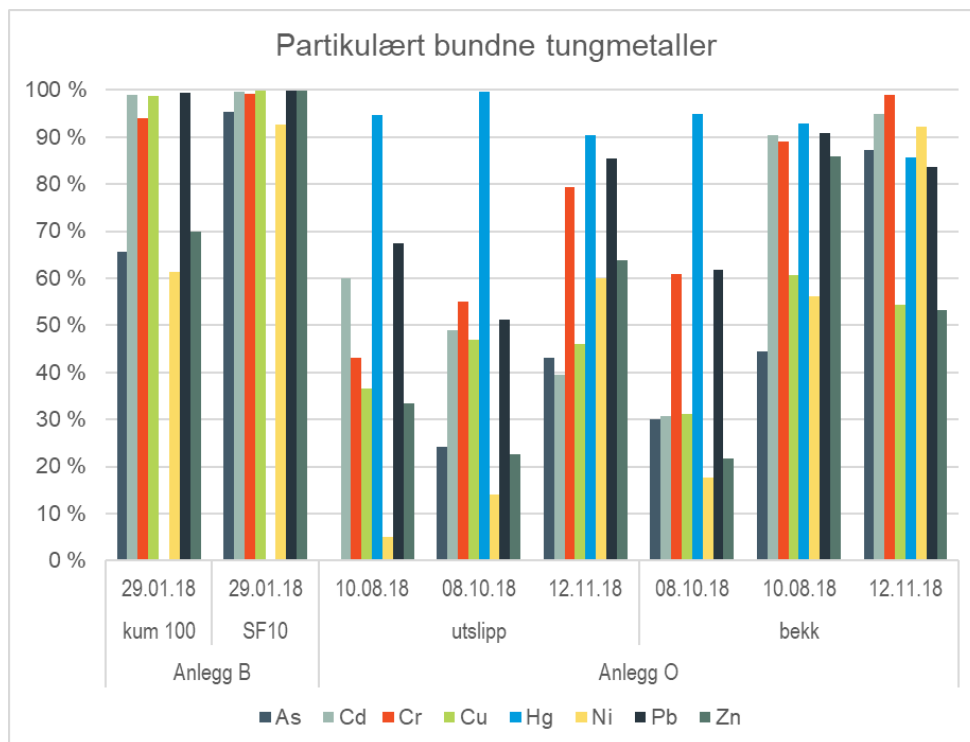
3.5 Prøvetaking og analyser – anbefalinger

Tungmetaller kan være i løst eller partikulær form i overvannet. Frie metallioner kan f.eks. adsorbere til organiske og uorganiske partikler, felle ut som metalhydroksider (skjer normalt ved høy pH-verdi) eller danne forbindelser med andre typer av stoffer og dermed overgå til partikulær form. Hvilken form metallene er i bestemmes blant annet av pH, redokspotensiale, partikkelkonsentrasjon og type partikler i vannet (tungmetaller bindes lettere til partikler med høyt organisk innhold). De mest biotilgjengelige og dermed mest toksiske formene av tungmetallene er generelt sett de frie metallionene og svake uorganiske kompleksformer. Dermed sier ikke totalkonsentrasjonen så mye om stoffets påvirkning på vannlevende organismer. Informasjon om tungmetallene er i partikulær eller løst form kan også gi nyttig informasjon om man kan fjerne metallene ved enkel sedimentering eller filtrering. Når man skal sammenligne utslippskonsentrasjoner av tungmetaller med EQS-verdier for ferskvann eller kystvann, sammenligner man normalt med tungmetaller målt på filtrerte prøver.

For normalt overvann i byer er andelen bly som er i løst form normalt 0-15 %, for krom normalt 0-30 % i løst form, for kobber normalt 0-50 % i løst form og for sink normalt 10-45 % i løst form (Naturvårdsverket, 2017). Også PAH-er er normalt i partikulær form eller i oljefase (0-10 % er normalt i løst form i overvann fra byer).

For to anlegg, anlegg B (næringsavfall) og anlegg O (metallskrap), ble det målt tungmetaller på ufiltrerte og filtrerte prøver. Figur 22 viser andelen tungmetaller i partikulær form for de to anleggene. For anlegg B var 94-99 % av kadmium, krom og bly i partikulær form i kum 100, for sink og arsen var henholdsvis 70 og 66 % i partikulær form før rensing. I prøvepunkt SF10 var alle metaller mellom 93-100 % i partikulær form. For anlegg O ble det målt på ufiltrerte og filtrerte prøver i utslippet (etter rensing sandfang, oljeutskiller, sedimentasjonsbasseng) samt i resipienten (bekk). Rensingen ved anlegget er utformet for å fjerne partikler, og derfor er andelen tungmetaller i partikulær form relativt lav (0-43 % for As, 40-60 % for Cd, 43-79 % for Cr, 37-47 % for Cu, 50-60 % for Ni, 51-86 % for Pb, 33-64 % for Zn) for Hg var

andelen 90-100 % i partikulær form selv etter partikkelfjerning i renseanlegget. I bekken var andelen av stoffene i partikulær form høyere for alle metaller unntatt kvikksølv.



Figur 22. Partikulært bundne tungmetaller i overløp fra avfallsanlegg

For å få ut mest mulig informasjon fra analyse av avløpet anbefales følgende:

- > For å vurdere utslippets toksisitet og muligheten for rensing anbefales at man måler tungmetaller på filtrerte og ufiltrerte prøver.
- > For å kunne vurdere renseanleggets funksjon anbefales at man analyserer på SS i utslippet. SS eller turbiditet kan være gode driftsparametere som man bør måle ofte dersom man har sandfang og sedimentering som hovedprosesser, og kanskje spesielt i tilknytning til perioder med mye nedbør. Prøvetaking av innløp og utløp fra renseanlegget av enkle driftsparametere vil gi anleggseierne nyttig informasjon om hvordan de best kan drifte anleggene. Ved måling av SS bør man også måle VSS (glødtap, flyktige suspenderte stoffer) innimellom. Dette gir informasjon om det organiske innholdet i partiklene.
- > Det anbefales at anleggene også gjør en vurdering av hvilke organiske miljøgifter som kan følge med avfallet, og screener utløpsvannet for en utvidet gruppe av miljøgifter. Da gjennomførte analyser viser at det er vanskelig å forutsi hvilke stoffer en finner hvor, vil vi anbefale at anleggene gjennomfører en bredspektret screening og på bakgrunn av analysene fra denne snevrer inn antall parametere.
- > PAH, BTEX og olje kan skyldes en kilde til olje ved anlegget. Anleggene bør sikre at de tar oljeprøver og analyserer på riktig måte. BAT-AEL henviser til oljeindeks.

God oljefjerning vil kunne gi god fjerning av PAH, men naftalen kan være relativt vannløselig sammenlignet med andre PAH-forbindelser. BTEX er vannløselig.

4 Mulige tiltak for å redusere innholdet av miljøgifter i overflatevann

Forurensninger i form av overflatebehandling, oljerester/emulsjoner, annet avfall eller fra vann og snø som følger leveransen og atmosfærisk nedfall, kan føre til avrenning fra mottatt avfall og området dette håndteres. Det er derfor viktig å vurdere hvorvidt det kan være tiltak anleggene kan gjøre for å redusere innholdet av miljøgifter i overflatevann/ avløpet fra anleggene. Som tidligere nevnt vil dette kunne være tiltak som anleggene må følge som følge av at anlegget er omfattet av krav til BAT. I arbeidet med rapporten har vi fått avklart at BAT-AEL krav kun gjelder for utslipp av prosessvann og ikke overvann. (Miljødirektoratet 2020).

Punktene 19e og 19f i BREF-Waste Treatment dokumentet beskriver hvordan overvann skal håndteres. I 19e beskrives at avfall bør lagres under tak for å minimere faren for utvasking av forurensede stoffer med overvannet. I 19f beskrives det at prosess- og overvann bør separeres og behandles adskilt og ut fra innholdet av forurensningskomponenter i vannstrømmene. Det påpekes at særlig upåvirket rent vann må holdes adskilt fra forurensede vann-strømmer. Myndighetene kan med andre ord stille forskjellige krav til forskjellige delstrømmer. Hvorvidt myndighetene vil legge vekt på de BAT-AEL krav som gjelder for prosessvann når de fastsetter grenser for utslipp av overvann er ikke kjent, men det er ikke unaturlig at dette tas med i vurderingen.

I henhold til Industriutslipps-direktivet så skal anlegg som omfattes av krav til bruk av BAT etterleve slike krav innen 4 år etter at disse er vedtatt. Norske myndigheter arbeider nå etter en tidsplan der de i 2019 sender ut varsler og pålegg til avfallsanlegg og ber bl.a. om en vurdering av om anleggene etterlever BAT-krav til anlegget. De vil deretter starte en oppdatering av gitte konsesjoner i 2020-21 for å sørge for at BAT-kravene følges fra 2022. Dette kan bl.a. medføre utslippskrav til komponenter som tidligere ikke var regulert.



Figur 23: BREF dokumentet for Waste Treatment hvor en finner BAT-AEL krav, ble vedtatt 10.8.2018

Anlegg som kan behandle eller gjenvinne mer enn 10 tonn farlig avfall per dag og lagre mer enn 50 tonn farlig avfall er omfattet av kravene. Det samme er anlegg som kan sluttbehandle eller gjenvinne henholdsvis 50 eller 75 tonn/dag. Dette omfatter anlegg som kverner avfall, mens anlegg som kun sorterer avfall ikke er omfattet. Det innebærer at alle fragmenteringsanleggene, og anleggene for mottak av farlig avfall vil være omfattet, mens ikke nødvendigvis alle anleggene for mottak av metallskrap, kjøretøy og EE-avfall og næringsavfall er omfattet. Som nevnt omfatter imidlertid de fastsatte BAT-AEL krav for utslipp til vann kun for prosessvann og ikke for overvann.

4.1 Anleggstekniske tiltak for å minimere kontakt mellom avfall og vann

For å sikre at anlegget kun mottar den type og mengde avfall de har lov til å motta, er det viktig å formidle klare mottakskriterier for hva anlegget kan motta til leverandører av avfall. Dette gjør det vesentlig lettere å følge opp avvik som avdekkes ved mottakskontroll, som det også må foreligge rutiner for. BAT-konklusjonene for avfallshåndtering stiller krav til prosedyrer for mottakskontroll og håndtering av avfall.

Det er også viktig at avfall lagres i tråd med de vilkår som er gitt og at det er kontroll med den avrenning som ev. vil kunne skje fra området der det lagres. Overvann fra terrenget rundt bør avskjæres og ledes vekk som rent overvann, for å begrense utvasking fra avfallet og mengden vann som ev. må håndteres som forurenset. Takoverbygg vil kunne være et krav og/eller være et nyttig tiltak for å begrense utvasking og mengden forurenset vann ved at vann fra takflater ledes ut fra området som rent overvann. Tilsvarende vil det kunne være behov for å lagre ulike typer avfall på ulike måter også ut fra de tiltak som gjøres på håndtering av påvirket vann fra

anlegget. For eksempel vil mottak av spon kunne medføre avrenning av skjærvesker som ikke må ende i oljeutskiller, men f.eks. ledes til tett tank.

Mengder avfall som mottas og utforming av lagringsplasser må være tilpasset den kapasitet og de typer avfall som anlegget mottar, samt den videre håndteringen som skjer på anlegget. Tilsvarende gjelder for de rutiner anlegget må ha for å håndtere eventuelle avvik som følge av uforutsette hendelser (jf. f.eks. krav i BAT-konklusjonene for BAT WF). Mengden som må/bør mellomlagres vil ofte henge nært sammen med den videre behandling og om dette skjer kontinuerlig eller batchvis f.eks.

Hvilke tiltak som må/kan gjøres for å begrense påvirkning av omgivelser og overvann vil avhenge av type avfall og hvordan avfallet behandles. Ved sortering vil det alltid kunne frigjøres partikler fra overflaten som kan vaskes ut med vannet ifm. nedbør eller spyling/rengjøring av områder både ute og innendørs. Håndtering av enkelte avfallstyper kunne medføre lekkasjer som påvirker avrenning fra stedet der avfallet håndteres. Ved for eksempel nedmaling/kverning av avfall vil det frigjøres partikler. Avsug og filtersystemer på avsuget vil kunne være nødvendig bl.a. for å redusere støvmengden som kan påvirke forurensningsbelastningen i vann fra anlegget.

En risikovurdering av hele kjeden fra mottak til utkjøring må gjøres, dels i forbindelse med prosjektering/etablering og dels i forbindelse med oppstart. Dette for å sørge for at utforming av anlegget ivaretar de forhold som kan ivaretas for å begrense utslippene, og dels for å utarbeide driftsrutiner for å sørge for en kontrollert og best mulig håndtering av vannstrømmer i anlegget. Dette er et vesentlig også for oppfølging av krav til internkontroll.

Rutiner for renhold vil ofte være viktig tiltak for å begrense unødig belastning på overvannet. Dette kan omfatte utstyr for å fjerne støv (avsug og ev. feierutiner) slik at dette ikke ender i vannstrømmen ved f.eks. nedbør eller ved spyling/rengjøring på anlegget.

I mange tilfeller vil det kunne være behov for å lagre en viss mengde ferdig behandlet avfall for å oppnå rasjonelle transportløsninger. De samme tiltak som ved mottak vil da kunne være aktuelle. Behandlet avfall som f.eks. kvernet CCA-virke vil kunne medføre betydelige høyere utslipp etter enn før behandling og må følgelig lagres under tak/innendørs, mens det for andre avfallstyper kan være motsatt.

4.2 Eksempel på aktuelle renseprosesser

Avfallshåndteringsanleggene i denne studien har utslippskrav for blant annet olje, partikler, tungmetaller og organiske miljøgifter (f.eks. PAH og PCB). Anlegg som håndterer avfall som kan gi avrenning med høyt organisk innhold (som anaerobe og aerobe anlegg for våtorganisk avfall) kan også få kravgrenser for utslipp av TOC, KOF og/eller BOF₅. Som det framgår av Tabell 3 vil de anlegg som er omfattet av BAT WT og har utslipp av prosessvann direkte til resipient ha krav til maksimalt innhold av TOC og KOF (og SS). Dette vil trolig ikke være noen utfordring for de avfallsanleggene som er inkludert i denne studien (ref, Tabell 3), blant annet fordi næringsavfall med organisk innhold hovedsakelig blir håndtert innendørs og fordi matavfall ikke håndteres i anleggene. For anlegg som kverner trevirke og ev. har prosessvann, vil dette kunne være en utfordring.

Avrenning fra tette flater i forbindelse med regn og snøsmelting skjer raskt, og renseløsninger må tilpasses store variasjoner i vannmengder. For å kunne håndtere de store variasjonene kreves normalt at overvannet bufres før rensing. Vannet kan ev. magasineres i et filteranlegg, i et sedimenteringsanlegg eller i buffervolumer som kun sørger for hydraulisk utjevning. Slik utjevning vil også kunne være nødvendig ved påslipp til kommunalt overvannsnett da det vil kunne være restriksjoner på hvor store overvannsmengder som tillates sluppet på nettet. Buffervolumer kan plasseres på et eller flere plasser på anlegget. For å vurdere bufferbehovet kan man enten benytte vannføringsmålinger, eller, hvis det ikke er tilgjengelig så kan man estimere mengder basert på areal og forventede nedbørsmengder (inkl. forventet økning av nedbør pga. klimaendringer).

Separering av overvann fra takflater og andre ikke forurensede områder og lede rent vann direkte til infiltrasjon er viktig for å redusere mengden som må renses.

Renseprosesser for å fjerne partikler, tungmetaller og organiske miljøgifter kan normalt deles inn i fysiske, kjemiske eller biologiske prosesser.

Tabell 7 viser typer av prosesser som kan være aktuelle for rensing av overvann fra avfallsanlegg.

Tabell 7. Eksempel på renseprosesser som kan være aktuelle for rensing av overvann fra avfallsanlegg

Fysiske renseprosesser	Kjemiske Renseprosesser	Biologiske renseprosesser
> Sandfang > Oljeutskillere > Sedimentering > Flotasjon/DAF > Trommelfilter/skivefilter > Sandfilter > Adsorpsjon (f.eks. olivin, aktivkull)	> Utfelling, koagulering og flokkulering > Avansert oksidasjon	> Metalloptak og nedbryting av miljøgifter via planter (våtmarksanlegg)

Etterfølgende kapitler gir en kort beskrivelse av fysiske, kjemiske og biologiske renseprosesser i

Tabell 7. Avhengig av avløpets sammensetning kan også andre prosesser være aktuelle, f.eks. nøytralisering, ionebytte, membranfiltrering (ultra, nano- og RO-filtrering) og biologisk rensing eller en kombinasjon av de ulike renseprosessene.

4.2.1 Fysiske renseprosesser

Sandfang

Sandfang brukes for å fjerne sand og andre tunge partikler fra overvannet. Sandfang kan plasseres på ledningsnettet for å unngå avleiringer av sedimenter i ledningene. Det er også vanlig å plassere sandfang foran andre rensetrinn i renseanlegg, for å unngå slitasje av sand i pumper og annet utstyr. Oljeutskillere har ofte et sandfang i forkant av oljeutskilleren.

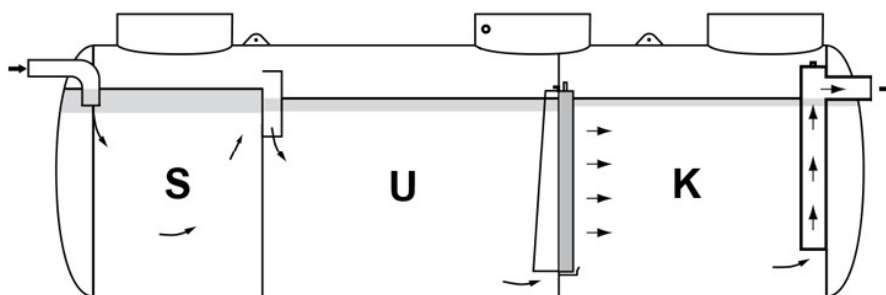
Sandfang kan utformes som enkle kummer hvor sand samles på bunnen og som tømmes manuelt med slamsugebil. Slike sandfang for rensing av avrenning fra veier dimensjoneres normalt med en diameter på 1 m og en maksimal vannføring på 20-15 l/s (VA-Miljøblad nr.

117/2016). Dybde i sandfanget bør være minst 1 m. Sandfanget bør tømmes når det er halvfullt for å opprettholde maksimal renseseffekt. Sandfangene kan fjerne partikkelbundne metaller og organiske miljøgifter, avhengig av oppholdstid og dermed hvor mye SS og VSS som fjernes i sandfangene. Ved lengre ledningsstrekke og mange overvannskummer bør det legges inn flere sandfangskummer som også reduserer hastigheten på vannstrømmen og dermed øker sedimenteringseffekten.

På større renseanlegg kan man også ha mer avanserte, luftede sandfang som er utformet for å kun fjerne sand og ikke andre partikler. For avfallsanleggene i denne studien er det mer aktuelt med sandfang som er utformet som enklere kummer eller å fjerne sanden f.eks. i oljeutskillere eller sedimenteringsbasseng som også fjerner andre partikler.

Oljeutskillere

I oljeutskillere separeres fri olje fra vannfasen gravimetrisk ved å utnytte at olje har lavere tetthet enn vann. Det er normalt med et eller flere sandfang i forkant av oljeutskilleren for å unngå sand og større partikler i oljeutskillerdelen. Ved å sette inn et koalesensfilter i oljeutskilleren kan man oppnå at små oljedråper smelter sammen til større avskillebare dråper. Koalesensfilter vil imidlertid ikke fungere hvis oljen foreligger som stabil emulsjon. Oljeutskillere kan utformes som prefabrikkerte anlegg, men også sedimenteringsdammer og lamellsedimenteringsanlegg kan utnytte at olje kan avskilles fra overflaten vha. gravitasjon (jf. kapittel 0). Flotasjonsenheter (jf. kapittel 0) og ulike typer av filter kan også bidra til å avskille olje fra vann (f.eks. valnøtt skallfilter og aktivkullfilter). Figur 24 viser en oljeutskiller med sandfang (S), oljeutskiller (U) og koalesensfilter (K), et såkalt SUK-utskiller.



Figur 24. SUK-oljeutskiller, med sandfang (S), oljeutskiller (U) og koalesensfilter

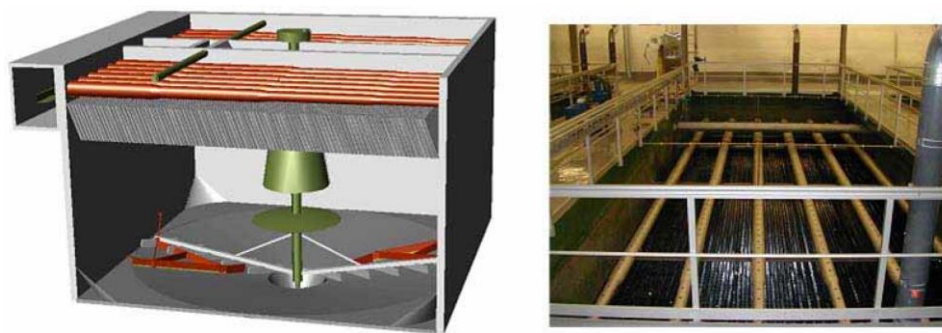
Blant annet temperatur, dråpestørrelse og tetthet for oljedråpene er avgjørende for hvordan prosessen skal dimensjoneres. Disse faktorene påvirker hvor raskt oljedråpene stiger gjennom vannfasen, og dermed hvilket areal som kreves for å fjerne oljen. I tillegg til å ha tilstrekkelig areal i oljeutskilleren for å fjerne oljen må den også utformes for å unngå turbulens, noe som kan forstyrre prosessen. I oljeutskillere kan fri olje separeres, men ved bruk av vaskemidler er det vanlig at det dannes emulsjoner som kan være vanskelige å fjerne i gravimetriske oljeutskillere. Løsningsmidler som søles vil kunne løse opp oljefasen og ødelegge utskillingen. Det kan det være nødvendig å dosere kjemikalier foran oljeutskilleren for å lage større oljedråper og dermed øke effektiviteten for oljefjerningen.

Prinsipper for utforming av oljeutskillere er blant annet beskrevet i Norsk Standard NS-EN 858, Norsk Vann rapport 156/2007 (Norsk Vann, 2007) og VA-Miljøblad 120/2017 (VA-Miljøblad, 2017). For oljeindustrien er en vanlig standard for oljeutskillere basert på en standard fra American Petroleum Institute (API) og denne typen benevnes ofte API-separator. Lameller kan benyttes for å øke det spesifikke arealet for prosessen. En standardisert prosess er TPI-

prosessen (Tilted Plate Interceptor). Oljeutskillere med lameller kan gi mer kompakte løsninger, men kan også ha et større vedlikeholdsbehov da platene kan måtte rengjøres med jevne mellomrom.

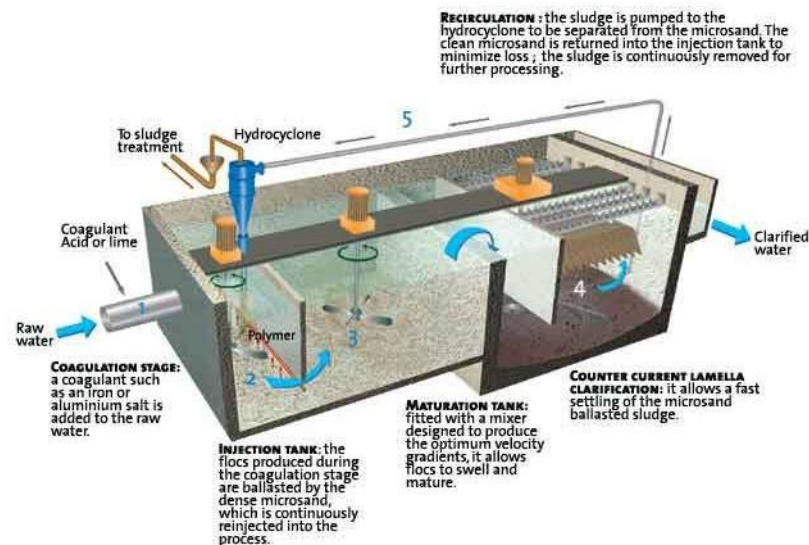
Sedimentering

Sedimentering benyttes for å fjerne suspendert stoff. Prosessen dimensjoneres basert på partiklenes synkehastighet og dimensjonerende vannføring til sedimenteringsbassenget. Disse faktorene bestemmer nødvendig areal for sedimenteringsbassenget. Man kan også dosere kjemikalier i forkant av sedimenteringsbassenget for å øke separeringen av partikler, og ev. også for å felle ut stoffer som danner partikler som kan separeres. Sedimenteringsbasseng kan variere i utforming, f.eks. som dammer utendørs som tømmes med gravemaskin ved behov eller som rektangulære eller sirkulære tanker med skrapere og pumper for å fjerne sedimentert slam. De kan også utformes med lameller, f.eks. som i Figur 25 fra Høvringen renseanlegg (SFT, 2005).



Figur 25. Lamellsedimenteringsbassenget ved Høvringen RA (a) Tredimensjonal skisse som viser utformingen av bassenget (b) Foto som viser avdragsrenner og toppen av lamellpakkene i tomt basseng (illustrasjon fra SFT, 2005).

Ballastert sedimentering, type Actiflo, er en lamellsedimenteringsprosess som bruker mikrosand i kombinasjon med polymer for å danne fnokker med høy sedimenteringshastighet. Mikrosand resirkuleres i prosessen vha. en hydrosyklon. Figur 26 viser en illustrasjon av prosessen. Prosessen leveres av Veolia, men der er også alternative prosesser på markedet som benytter det samme prinsippet (f.eks. Densadeg® fra Suez, som benytter slam som ballast til fnokkene istedenfor sand, CoMag™, som benytter magnetitt som ballast, og RapiSand™). Resultatet er at man får en mer kompakt prosess enn en normal sedimenteringsprosess. Ulempen kan være høyere drifts- og vedlikeholdskostnader.

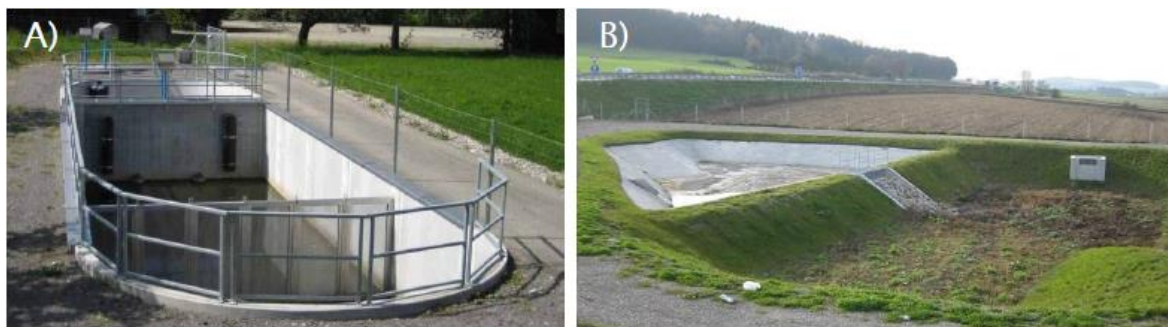


Figur 26. Actiflo-prosessen

I avfallsmottaksanlegg og i anlegg som behandler store mengder overvann og der man har tilgjengelig areal, benyttes oftest sedimenteringsprosesser av enklere type enn de som er vist i Figur 25 og Figur 26, ofte kalt naturtilpassede løsninger. Østeraas (2014) har gitt en meget god oppsummering av resultater fra FoU og kvalifisering av løsninger som Forsvaret har hatt behov for i forbindelse med rensing overvann fra skytefelt. Olsen (2013) oppsummerte på et møte i Miljøringen erfaringer med testing av ulike løsninger for å rense gruvevann fra Tverrfjellet på naturens premisser. Statens vegvesen har deltatt i utviklingsarbeid sammen med sine europeiske samarbeidspartnere og presenterte i CEDR (2016) eksempler på gode løsninger utviklet for å håndtere avrenningsvann fra veier og for håndtering av tunnelvaskevann. Noen relevante eksempler på løsninger som man har dokumentert og testet er vist i Figur 27, Figur 28, Figur 29 og Figur 30. Løsningene inkluderer fordrøyning, sedimentering, filtrering gjennom dekk-klipp og bruk av ulike typer filtermateriale for å bedre adsorpsjonsegenskapene.

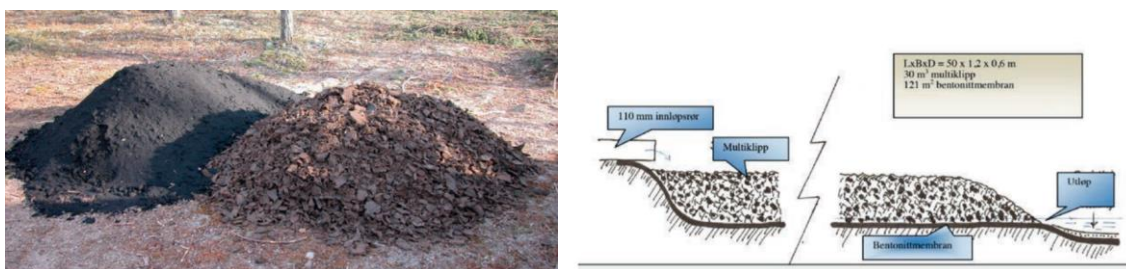


Figur 27. Eksempel på sedimenterings dam bygget for å rense overvann fra vei ved E18, Fossbekken (Foto: Meland) (CEDR. 2016).

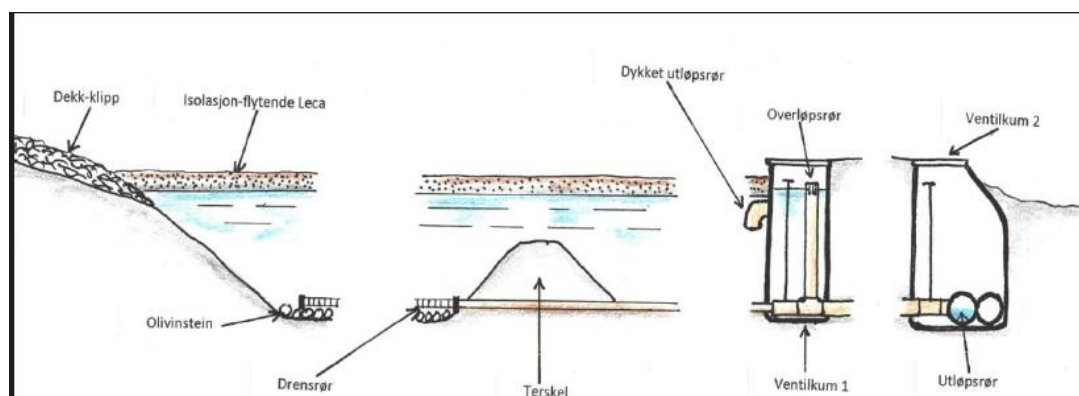


Figur 28. Renseløsning for overvann fra vei i Østerrike; a) kompakt løsning med kommersielt tilgjengelig filtermateriale; b) standard system som kombinerer sedimentering og infiltrasjon (CEDR, 2016).

En kort oppsummering av Olsen (2013) viser til at miljøfarlige stoffer i bildekk vil ha en sterk binding til gummiblandingen. Utlekkingsforsøk har vist at miljøgiftene med høyest potensial for utlekking er sink, alkylfenoler og ftalater. Utlekkingen foregår langsomt og over mange år. I luften brytes fenol ned av hydroksiradikaler, halveringstid 15 t. I jord brytes den ned av mikroorganismer under aerobt miljø, halveringstid ca. 1 uke. Fenol er giftig for vannlevende organismer, men akkumuleres ikke.



Figur 29. Dekk-klipp, venstre mørk masse er finklippet der corden er fjernet, høyre er dobbelt klipp. Høyre side lengdesnitt av rislefilter benyttet på Hjerkin (Østeraas, 2014).



Figur 30. Teknologiske løsninger med bruk av dekk-klipp studert og benyttet på Tverrfjellet (Olsen, 2013).

Østeraas (2014) oppsummerer renseresultater fra forsøkskjøringen på Tverrfjellet, der man testet ut kapasiteten av filter-klipp løsningen. Østeraas (2014) illustrerer en annen mer kompakt løsning med rislefilter med filter-klipp som er benyttet på Oppland Metall, se Figur 31.

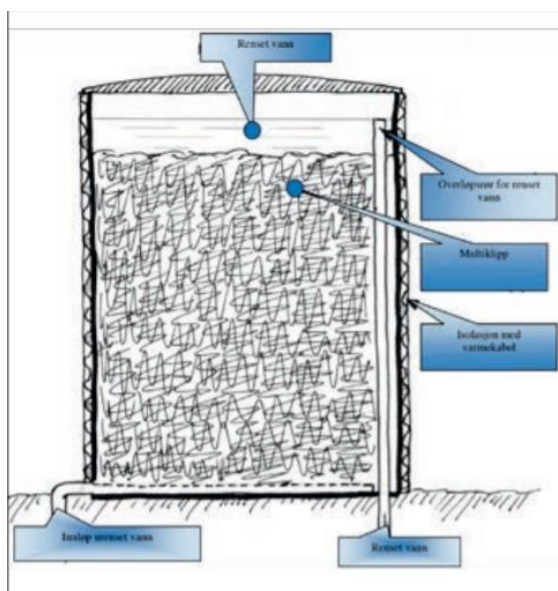
Olsen (2013) konkluderer fra undersøkelsene på Tverrfjellet at dekk-klipp er et stabilt materiale som er godt egnet til rislefilter. Med unntak av fenoler lekker ikke dekk-klipp miljøfarlige stoffer. Metallene bindes hovedsakelig på overflaten i gummibitene. På Tverrfjellet har man valgt å

benytte enkelt-klipp med stort porevolum og med godt fall, og så har man valgt å benytte reaktive sedimenteringsdammer for å binde tungmetallene, Dette er gruvevann med veldig høye konsentrasjoner av tungmetaller og med reaktivt jern tilgjengelig. Olsen oppsummerer videre at erfaringer fra Ragn Sells og Oppland Metall viser lang levetid av dekk-klipp. I Lieranlegget er levetiden beregnet til opp mot 100 år.

Oliven granulat mettet med tungmetaller er stabilt og kan deponeres som inert avfall, mens mettet dekk-klipp må håndteres som farlig avfall.

Tabell 8. Renseeffekt i rislefilteret på Tverrfjellet pilotanlegg under testing for å finne designkriterier. 30.06.10 var 5300 m³ vann renset, 07.07.2010 var 10 200 m³ renset og 13.08.2010 var 18 850 m³ renset (Østeraas, 2014; Olsen, 2013).

Dato	30.06.10			07.07.10			13.08.10		
Parameter	Inn	Ut	Rense-effekt %	Inn	Ut	Rense-effekt %	Inn	Ut	Rense-effekt %
Bly	0,34	<0,01	≈ 100	5,8	<0,01	≈100	8,7	10	0
Kobber	2 500	390	84	3 400	0,32	≈100	4 100	3000	27
Sink	26000	22000	15	25000	18000	28	35000	32000	8
Jern	160	7,0	96	5700	11	99	5700	5700	0
Sulfat	791	1040	0	1020	779	24	755	713	5
Antimon	<0,2	<0,2							
4-t-oktyl-fenol	<1,0	2300		<1,0	2500		<1,0	15	

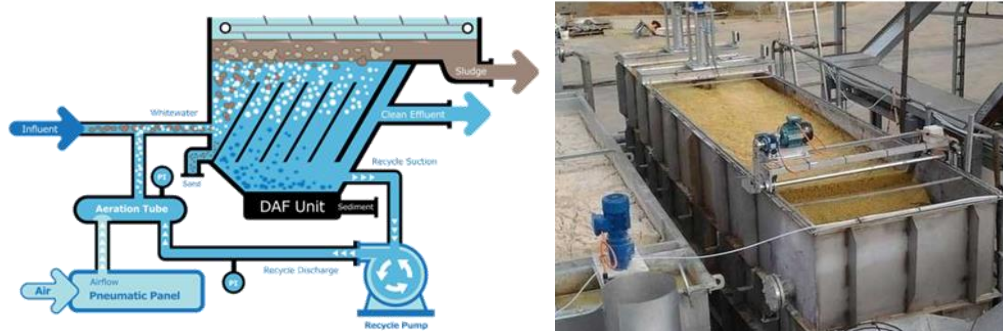


Figur 31. Skisse av motstrømsanlegg og bilde av anlegget på Oppland Metall. Mediet er multiklipp brukt som rensemedium (Østeraas, 2014)

Flotasjon/DAF

DAF (Dissolved Air Flotation) kan benyttes for å fjerne partikler og fri olje fra avløpet. I en flotasjonsprosess produseres dispergeringsvann ved at en vann- og luftblanding trykkes. Når dispergeringsvannet tilsettes til et flotasjonsbasseng vil mikrobobler dannes som flyter opp

til overflaten. Partikler/olje fester til luftboblene og samles ved overflaten, hvor de skrapes vekk med et skrapeverk. Tunge partikler synker til bunns og kan også separeres i prosessen. Ved å tilsette kjemikalier foran flotasjonstrinnet kan man øke fjerningen av partikler og emulsjoner (og ev. også felle ut partikler som fjernes i flotasjonstrinnet). Figur 32 viser en prinsippskisse og et bilde av en DAF flotasjonsprosess. Prosessen er spesielt godt egnet til å fjerne organisk stoff med lavere tetthet enn vann (f.eks. olje, fett).



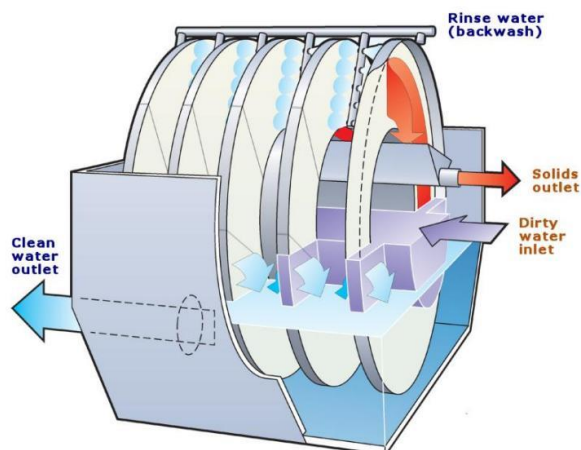
Figur 32. DAF- flotasjonsenhet i prinsippskisse og i fullskala bruk med kjemikalietilsetning.

Trommelfilter/skivefilter

I trommelfilter og skivefilter filtreres vannet gjennom en overflate (f.eks. en filterduk eller perforert plate) f.eks. i millimeter- eller mikrometerskala. Disse typer av filter kan brukes for å fjerne partikler i de nevnte størrelsene. Rister/gitter/galler med annen utforming kan også brukes for å fjerne enda større partikler.

Prinsippet for trommelfiltre er en horisontal sylinder som er kledd med en filterduk og er ca. 50 prosent neddykket. Avløpsvann kommer inn i senter av trommelen og strømmer gjennom filterduken. Duken rengjøres ved at trommelen roterer sakte mens utvendig plasserte spyledyser spylerslamm av duken og ned i ei slamrenne inne i trommelen.

Skivefilter er en modifikasjon av trommelfilter, hvor filterarealet er økt ved å plassere filter som skivesegmenter på en roterende aksel. Figur 33 viser et skivefilter fra Hydrotech. Vannet som skal renses renner med selvfall inn i filtersegmentene fra sentertrommelen. Vannet filtreres kontinuerlig gjennom filterduken på filterpanelene. Etterhvert bygges det opp et lag med partikler på filtermediet og vannivået inne i skivene stiger. Ved et visst nivå starter en tilbakespylingssyklus, hvor spylevann under høyt trykk presser partikler av filtermediet og opp i et slamoppsamlingstrau. Det filtrerte vannet kan benyttes til tilbakespyling, og mengden tilsvarer normalt 2-4 % av mengden behandlet avløp

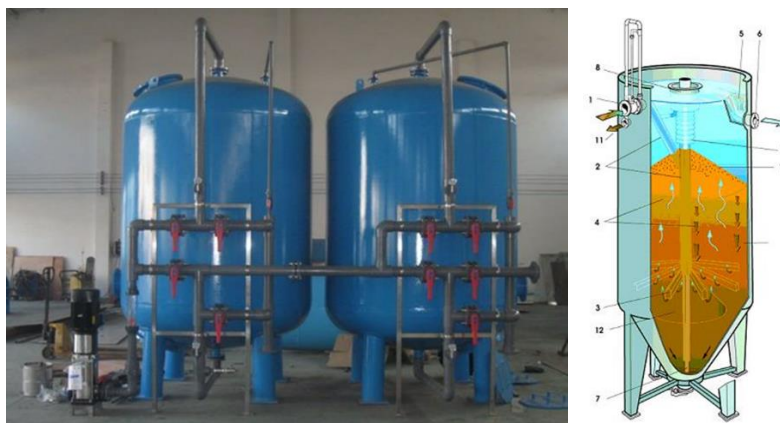


Figur 33. Hydrotech skivefilter

Fordelen ved å bruke trommel- eller skivefilter sammenlignet med sedimentering eller flotasjon er at man får en veldig kompakt prosess og et utløp med lav partikkelkonsentrasjon. En ulempe er at det er mye maskinelt utstyr som gir økte kostnader for drift og vedlikehold.

Sandfilter

Sandfilter evt. i kombinasjon med kjemisk felling, kan brukes for å redusere mengden partikler i avløpet. Konvensjonelle sandfilter med intermitterent tilbakespyling eller sandfilter med kontinuerlig spyling eks. Dynasand, se Figur 34, kan benyttes.



Figur 34. Filtreringsprosesser, her oppstrøms eller nedstrøms flermediafiltrering til venstre og Dynasands kontinuerlig tilbake-spylende filter.

Adsorpsjon

Tungmetaller

Fra Østeraas (2014) har vi hentet informasjon om olivin som er benyttet som filtermateriale i flere av Forsvarets anlegg. Olivin er et grønnlig, sprøtt og glassaktig mineral med egenvekt 3,3. Viktigste bestanddel er magnesium-jernsilikat med blandkrystaller mellom fosteritt $Mg_2 SiO_4$ og fayalitt $Fe_2 SiO_4$. Mineralet forekommer i en rekke bergarter som gabbro, basalt, peridotitt og dunitt. Det er også en viktig bestanddel av mange meteoritter, og er bl.a. funnet i bergarter på månen. Rene forekomster av mineralet er meget sjeldne. Den største forekomsten av ren olivin i verden finner en i en dunitt i Åheim på Sunnmøre hvor olivin-innholdet er over 90 %. Det

estimerte volumet på denne forekomsten er over 80 milliarder tonn. Olivin er blitt kalt "Det grønne gull", både på grunn av fargen og det store bruksområdet fra smykkestein (peridot) til slaggdanner i stålindustrien. Det er ett av Norges viktigste industrimineraler, og ca. halvparten av verdens forbruk av olivin stammer fra forekomster i Norge. Den kjemiske sammensetningen på mineralet kan variere fra forekomst til forekomst.

Olivinen i Åheim, som er benyttet i Forsvarsbyggs anlegg, har følgende sammensetning: MgO 49 %; SiO₂ 41 %; Fe₂O₃ 7 %; Al₂O₃ 0,5 %; Cr₂O₃ 0,3 %; NiO 0,3 %; MnO 0,1 %; CaO 0,1 %.

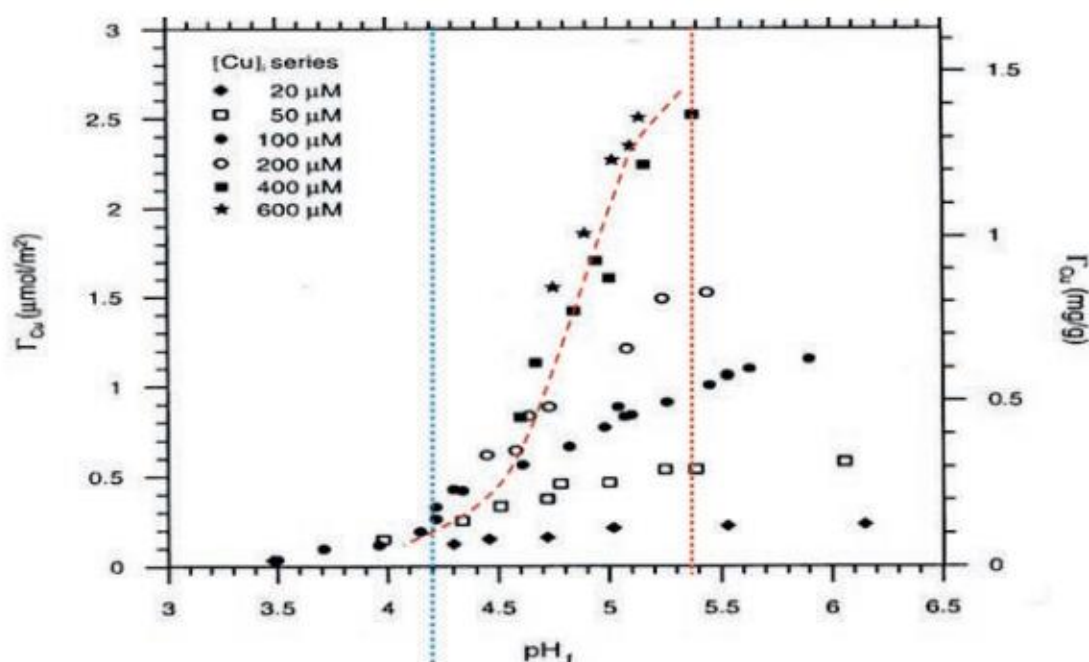
Ikke alt olivin kan brukes. Et vanlig problem er høyt innhold av asbestrik serpentin. Ved knusing av det asbestholdige mineralet produseres det respirabelt støv som kan fremkalle kreft. Høyt kvartsinnhold er også uheldig da det kan gi silikose (steinlunge) ved inhalering av støvet. Forsvarsbygg Utvikling har vært klar på at det bare er ren olivin uten asbest, kvarts eller andre helsefarlige stoffer som aksepteres i filterproduktene. Pr. i dag er det kun olivin fra Åheim som tilfredsstiller Forsvarsbyggs krav. Innholdet av asbest er f. eks. ekstremt lavt i Åheimolivinen. Også innholdet av fri kvarts er svært lavt (< 0,008 %) (Moen, 2005). Kvartsen stammer forøvrig fra bergarter utenfor olivin forekomsten. Olivin er regnet som et meget miljøvennlig mineral som i nedknust form har evnen til å binde metaller. Mineralet kan derfor brukes som filtermedium for tilbakeholdelse av tungmetaller. Forsvarsbygg Utvikling er verdens største bruker av olivin som filtermedium og har vært aktivt med i utviklingen av nye olivin baserte filterprodukter.

Sorpsjonsegenskapene for tungmetaller er svært pH avhengig, og olivin gir en automatisk pH heving uten tilsetning av andre kjemikalier. Tabell 9 inneholder en sammenligning av pH regulerende egenskaper av silikater og karbonater med olivin (Forsteritt). Olivin har stort nøytraliseringspotensial (mmol H⁺/g og mmol H⁺/cm³) og nesten dobbelt så høyt som kalkspat.

Tabell 9.Sammenligning av pH-regulerende kapasitet for ulike karbonater og silikater (Kleiv, 2001)

Mineral	Kjemisk formel	Tetthet g/cm ³	Nøytralisasjonspotensial	
			mmolH ⁺ /g	mmolH ⁺ /cm ³
Kalkspat	CaCO ₃	2.72	19.98	54.35
Dolomitt	CaMg(CO ₃) ₂	2.86	21.69	62.04
Magnesitt	MgCO ₃	2.98	23.72	70.68
Forsteritt	Mg ₂ SiO ₄	3.23	28.43	90.97
Plagioklas	CaAl ₃ Si ₂ O ₈	2.76	28.77	78.66
Enstatitt	MgSiO ₃	3.22	19.92	63.75

Kleiv og Sandvik (2002) undersøkte bindingskapasiteten mht. Cu i laboratoriet (ren løsning) og Tabell 9 viser resultatene av disse forsøkene som viser at ved økning av pH fra 4,2 til 5,4 øker kapasiteten for fjerning av kobber fra 0,1 mg/g til 1,4 mg/g olivin for løsningene med høyest kobberinnhold.

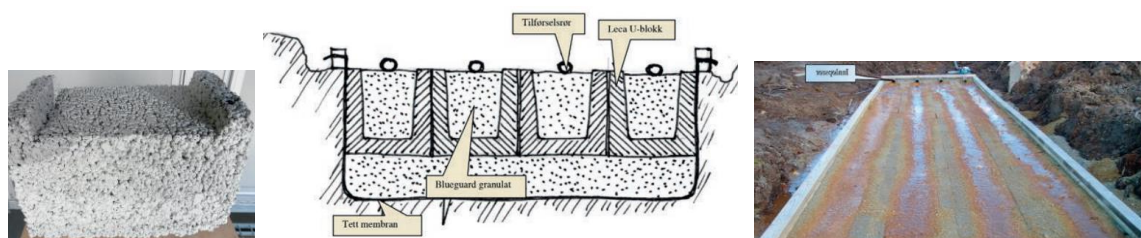


Figur 35. Binding av Cu som funksjon av pH og mengde kobber holdt tilbake per g olivin. Ved økning av pH fra 4,2 til 5,4 øker retensjonen fra 0,1 mg/g til 1,4 mg/g olivin for løsningene med høyest kobberinnhold (Kleiv og Sandvik, 2002)

Blueguard 63 er det finmalte produktet av olivin fra Åheim, og Forsvarsbygg Utvikling har utnyttet olivinet bindingsegenskaper i forskjellige prosessløsninger:

- > Perkolasjonsfilter (forurenset vann strømmer gjennom filterlaget med selvfall (medstrøms) eller under trykk (motstrøms))
- > Kontaktfilter
- > Reaktive dammer (tynt lag på bunnen av et etterpoleringstrinn)
- > Fellingsmedium
- > Overdekningsmateriale for å tildekke forurenset grunn/sediment

Blueguard 63 og Blueguard G 1-3 var i 2014 brukt som rensemiddel i fullskalaanlegg i RØ og på Hjerkin. Blueguard renseblokk produseres etter samme lest som vanlige Lecablokker med Blueguard G 1-3 som reaktivt materiale. Tester indikerer at renseblokkene er velegnet for bruk i kontaktfilter, se Tabell 10.



Figur 36. Lecablokker laget av Blueguard olivin og kontaktfilter prinsippskisse og bilde (etter 3 mndrs drift på RØ). brunfargen skyldes utfelt jern (Østeraas, 2014).

Tabell 10. Oppnådde renseresultater fra RØ (Østeraas, 2014)

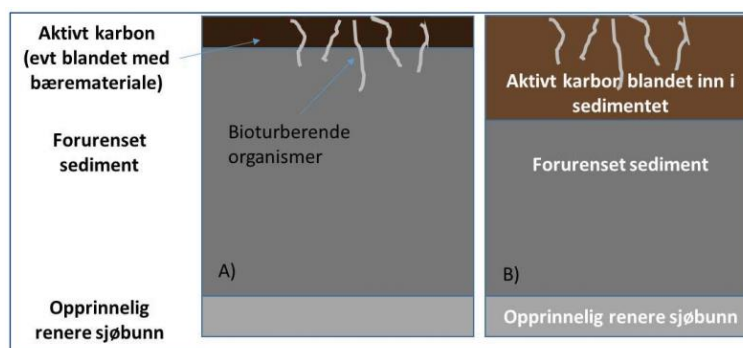
Parameter	Innløp*	15.07.09	14.08.09	14.09.09	28.09.09	Renseeffekt pr 28.09.09
pH	6,8	> 11	-	> 11	-	
Arsen	1,0	0,26	< 0,2	0,082	< 0,2	> 90 %
Kadmium	70	0,83	< 1	1,0	0,17	99,8 %
Krom	1	32	31,9	21	9,5	-
Kobber	4 000	65	153	30	19	99,5 %
Nikkel	26	36	<3	0,66	1,2	95,4 %
Bly	7	1,2	<5	0,048	1,4	80,0 %
Sink	25 000	213	301	330	51	99,8 %
Gjennomstrømningsvolum i m ³		Ca 800 m ³	Ca 2 000 m ³	Ca 3 100 m ³	Ca 4 000 m ³	

Aktivt kull har også vist seg effektivt å kunne fjerne enkelte tungmetaller. NGI og NIVA har anbefalt bruk av AC ved overdekning av sediment i Gunneklevfjorden i Grenland for å sikre seg mot utlekking av kvikksølv (Inklusive MetHg) (Olsen *et al*, 2015).

Organiske miljøgifter

De fleste typer av organisk stoff adsorberes effektivt på aktivkull (AC) og benyttes enten i pulverisert (PAC) eller granulert (GAC) form. Prosessen er effektiv for fjerning av mange organiske miljøgifter, f.eks. PFAS (perfluorerte stoffer). Når adsorpsjonskapasiteten for aktivkullet er nådd må man skifte eller regenerere kullet. For mange stoffer konkurrer naturlig organisk materiale eller annet organisk stoff i avløpsvannet om de samme plassene på AC som organiske miljøgifter, og dette gjør at prosessen kan få høye driftskostnader dersom konsentrasjonen av organisk stoff (TOC) som ikke ønskes fjernet, er høy sammenlignet med de organiske miljøgiftene som må fjernes.

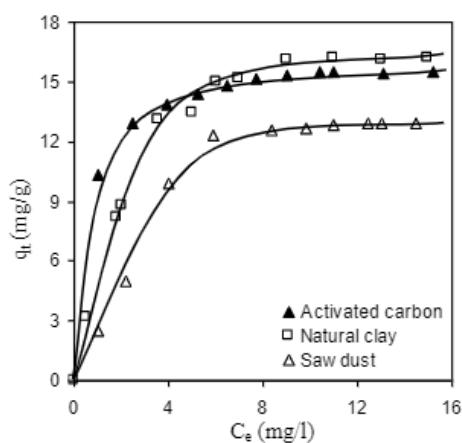
GAC benytter AC partikler som er fra 0,2-1,5 mm i størrelse, mens PAC er den pulveriserte varianten. GAC forutsetter at vannet strømmer gjennom et lag av aktivt kull, enten som et lag i bunnen av et basseng (eks. Figur 28, Figur 30, Figur 36) eller som et separat filter (Figur 31 og Figur 34). Ved bruk av PAC doseres PAC til vannløsningen og separeres fra løsningen ved sedimentering eller filtrering (Figur 31 og Figur 34). Figur 37 viser konseptet som er foreslått gjennomført i Gunneklevfjorden for å stabilisere Hg, dioksiner og furaner på sjøbunnen i forbindelse med planlagt opprydding.



Figur 37. Illustrasjon av behandling med aktivt kull (AC) i Gunneklevfjorden for å hindre utlekking av kvikksølv og dioksiner. A) Tynn tildekking a sjøbunnsoverflaten og B) innblanding av AC i de øverste 10 cm for å kjemisk stabilisere Hg/dioksiner/furaner i disse. (Olsen *et al*, 2015)

Fadali *et al*, 2013 sammenlignet funksjonen av tre lokale adsorpsjonsmaterialer for å fjerne olje fra vann. Han fant at aktivt kull og naturlig leire fra området hadde lignende likevekts

adsorpsjonskapasitet (17 mg/g leire, 16 mg/g AC) etterfulgt av 12 mg/g for sagflis. Likevekt ble oppnådd etter 100 min. Alle tre materialene var effektive.

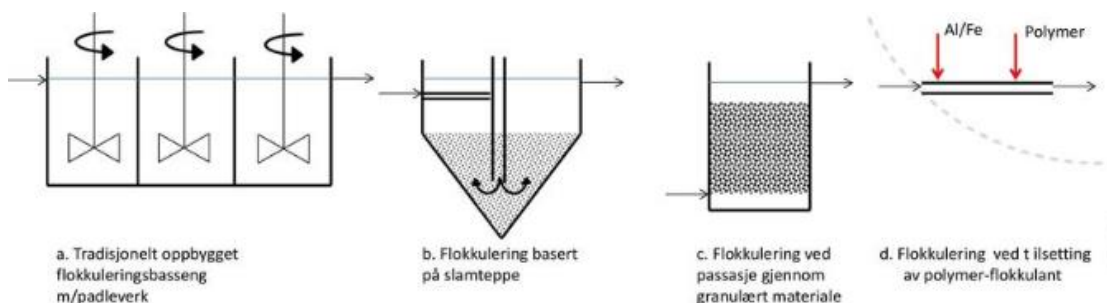


Figur 38. Adsorpsjonskapasitet olje med AC, leire og sagflis (Fadali et al, 2013).

4.2.2 Kjemiske prosesser

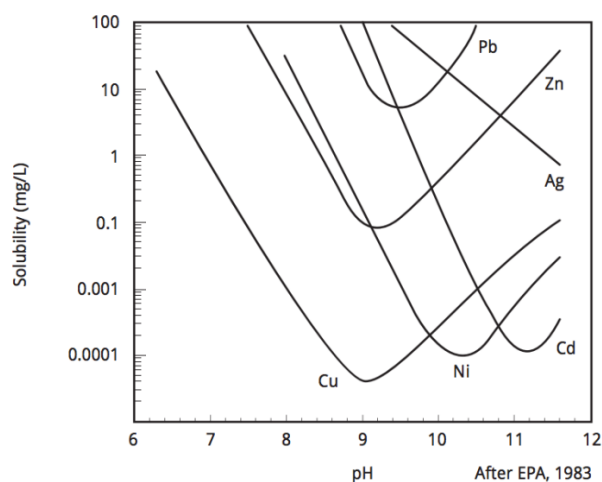
Utfelling, koagulering, flokkulering

Kjemikalier (aluminium-, jernbaserte og/eller polymer) benyttes til å øke størrelsen på forurensningspartikler slik at de kan separeres fra løsningen, enten med et sedimenterings-, flotasjons- eller filtreringsanlegg, se Figur 39.



Figur 39. Skisse av typiske utforminger av kjemiske fellingsprosesser uten slamsepareringstrinn. Aluminium eller jern benyttes som fellingskjemikalium og polymer for bygge opp sterkere partikler

Tungmetaller kan felles ut ved høy pH, f.eks. ved dosering av lut, NaOH, eller lesket kalk, $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Løseligheten for ulike metallhydroksider er vist i Figur 40. Figuren viser at løseligheten for kalsiumhydroksid er lavest ved pH ca. 9, nikkelhydroksid ved pH ca. 10,5, etc. Figuren viser også at man kan oppnå mest effektiv fjerning av kobber, nikkel og kadmium ved pH-økning. For bly- og sinkhydroksid har høyere løselighet i vann ved laveste punkt.



Figur 40. Løselighet for ulike metallhydroksider som funksjon av pH (US EPA, 1983).

Det er også mulig å bruke andre kjemikalier, blant annet sulfid og karbonat for å felle ut tungmetaller. TMT (Trimercapto-s-triazin, trinatriumsalt) er et kjemikalium som kan kombineres med pH-justering for å oppnå lavere konsentrasjoner av tungmetaller. TMT kan brukes sammen med polymer for å få en god flokkulering.

TMT 15® er Trimercapto-s-triazin, trinatriumsalt (C₃N₃S₃Na₃, CAS-RN17766-26-6). TMT er mye brukt i ulike næringer som produserer avløpsvann som inneholder tungmetaller. Avfallsforbrenningsanlegg bruker ofte TMT for å fjerne tungmetaller fra vannet etter røykgassrensing. Tungmetaller blir vanligvis fjernet fra avløpsvannet ved utfelling og flokkulering.

Ved å forskyve løseligheten av metallene fører TMT 15 til utfelling av tungmetall-TMT-forbindelser. Denne prosessen gir dispergerte utfellinger, og små rester av tungmetaller etter den første hydroksidutfelling. Ved tilsetning av en polymer kan sedimenteringsprosessen akselereres betydelig, og det flokkulerte produktet kan lett fjernes ved sedimentering. Ikke alt olivin kan brukes. Et vanlig problem er høyt innhold av asbestrik serpentin. Ved knusing av det asbestholdige mineralet produseres det respirabelt støv som kan fremkalle kreft. Høyt kvartsinnhold er også uheldig da det kan gi silikose (steinlunge) ved inhalering av støvet. Forsvarsbygg Utvikling har vært klar på at det bare er ren olivin uten asbest, kvarts eller andre helsefarlige stoffer som aksepteres i filterproduktene. Pr. i dag er det kun olivin fra Åheim som tilfredsstiller Forsvarsbyggs krav. Innholdet av asbest er f. eks. ekstremt lavt i Åheimolivinen. Også innholdet av fri kvarts er svært lavt (< 0,008 %) (Moen, 2005). Kvartsen stammer forøvrig fra bergarter utenfor olivin forekomsten.

Avansert oksidasjon (AOP)

Avanserte oksidasjonsprosesser er et bredt begrep for prosesser hvor kjemikalier (organisk stoff) og organismer brytes ned vha. oksidasjon. Behandling med ozon, med UV-lys og hydrogenperoksid (H₂O₂) er de vanligste prosessene, men også hydrogenperoksid sammen med UV, eller i kombinasjon med jern (II) (Fentons prosess) kan benyttes. Prosessene vil redusere molekylstørrelsen til langsomt nedbrytbare organiske stoffer og gjøre dem mer biotilgjengelige. Ofte kan det være lurt å kombinere dem med en biologisk nedbrytningsprosess med separasjon av slam.

Ozon

Ozon kan oksidere ulike stoffer enten direkte eller indirekte via genererte hydroksylradikaler ($\cdot\text{OH}$). Prosessens effektivitet er avhengig av ozondosen ($\text{mg O}_3/\text{l}$), konsentrasjon av organiske stoffer (mg/l), men også av uorganiske stoffer som nitritt (NO_2), alkalitet, temperatur og kontakttid. Utover å bryte ned tungt nedbrytbart stoff bidrar ozonering til desinfeksjon og reduksjon av farge. Ozon er en eksplosiv og ustabil gass som ikke kan komprimeres og lagres på en enkel måte. Ozon må genereres direkte på plass, enten fra luft eller fra ren oksyngengass. Ozoneringsanlegg dimensjoneres normalt for ca. 0,6-0,9 g ozon per gram løst organisk karbon (DOC). Etter ozonering brukes normalt sandfilter for partikkelfjerning.

UV og Hydrogenperoksid

UV-stråling anvendes sammen med hydrogenperoksid som en av flere avanserte oksidasjonsprosesser (AOP) som benyttes til å oksidere vanskelig nedbrytbare organiske miljøgifter.

4.2.3 Metalloptak og nedbryting av miljøgifter via planter (våtmarksanlegg)

Behandling av vann i våtmarksanlegg kan redusere konsentrasjonen av tungmetaller og miljøgifter (Haarstad og Mæhlum 2009, Haarstad m.fl. 2012, Kadlec og Wallace 2009, Mullammottil m.fl. 1999). Det sammensatte miljøet av ulike redoksforhold og mikrobiologi i sediment og i tilknytning til røtter og planter og i vannmasser forventes bidra til dette. I anaerobt miljø vil en del tungmetaller reagere med sulfid og danne tungt løselige forbindelser. Metaller kan også tas opp av planter og bindes i biomassen eller adsorbere til biomasse og jord. Organiske miljøgifter kan akkumulere i slam og brytes ned mikrobielt. Flyktige forbindelser kan fordampe. Det forutsettes at det er god oppholdstid i våtmarksanlegget for at slike prosesser skal foregå.

4.3 Kombinasjoner av prosesser

Tabell 11 viser en oversikt over prosessene i kapittel 4.2, og hvilke stoffer som fjernes i disse prosessene.

Tabell 11. Oversikt over prosesser og hvilke stoffer som fjernes i de forskjellige prosessene.

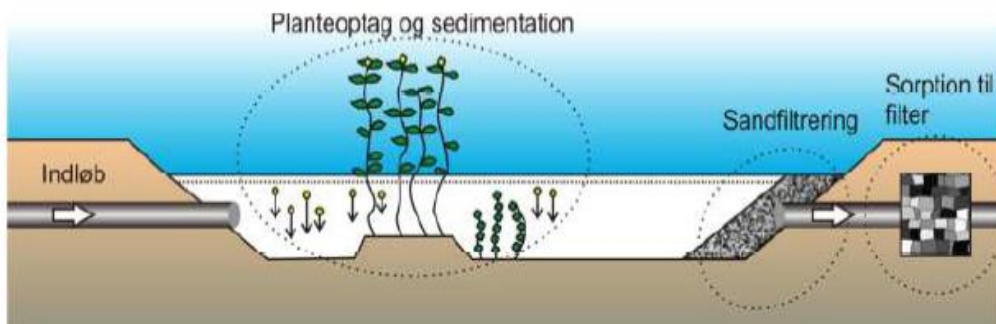
Type prosess		Partikler	Olje	Metaller	PAH	PCB	PFAS
Fysiske prosesser	Sandfang	Tunge og store partikler ved drift iht. design		Avh. av sedimenteringstid	Avh. av sedimenteringstid	Avh. av sedimenteringstid	Avh. av sedimenteringstid
	Oljeutskillere		Fri olje		Oljeløselig PAH	Oljeløselig PCB	Oljeløselig PFAS
	Sedimentering	Sedimenterbare partikler		Partikulært metall	Partikkel adsorbert PAH*	Partikkel adsorbert PCB*	Partikkel adsorbert PFAS*
	Flotasjon/DAF	Sedimenterbare og lette partikler	Fri olje	Partikulære metaller	Partikkel adsorbert PAH*	Partikkel adsorbert PCB*	Partikkel adsorbert PFAS*
	Trommelfilter/skivefilter	Partikler over en viss størrelse		Partikulære metaller	Partikkel adsorbert PAH*	Partikkel adsorbert PCB*	Partikkel adsorbert PFAS*
	Sandfilter	Partikler i lav konsentrasjon		Partikulære metaller	Partikkel adsorbert	Partikkel adsorbert	Partikkel adsorbert

Type prosess		Partikler	Olje	Metaller	PAH	PCB	PFAS
					PAH*	PCB*	PFAS*
	Adsorpsjon (f.eks. olivin, aktivkull,AC)			Løste og partikulære metaller	Løst PAH (AC)	Løst PCB (AC)	Løst PFAS (AC)
Kjemiske prosesser	Utfelling, koagulering og flokkulering	Alle typer av partikler spesielt små	Emulsjoner	Løste metaller	Også løst PAH	Også løst PCB	Også løst PFAS
	Avansert oksidasjon				Løst PAH	Løst PCB	Løst PFAS
Biologiske prosesser	Metalloptak og nedbryting av miljøgifter i våtmarksanlegg	Sedimenterbare partikler		Hovedsakelig partikulære metaller	Hovedsakelig partikkel adsorbert PAH	Hovedsakelig partikkel adsorbert PCB	Hovedsakelig partikkel adsorbert PFAS

* Normalt bundet til organisk stoff

Tabell 11 kan brukes for å danne et bilde over hvordan prosesser kan kombineres for å rense vann med f.eks. partikler, olje, metaller og organiske miljøgifter. Normalt fjernes sand og tunge partikler i sandfang på ledningsnett og i kombinasjon med oljeutskillere. Olje som er i fri fase kan fjernes i oljeutskillere, men hvis oljen forekommer i emulsjoner kan kjemikalier være nødvendig for å få fjernet disse f.eks. i etterfølgende oljeutskiller eller flotasjon. Partikulære tungmetaller eller miljøgifter kan fjernes i sandfang, men for å øke partikkelfjerningen kan det være behov for f.eks. sedimentering eller sandfilter. Organiske miljøgifter (Store molekyler og molekyler med ladning) trenger normalt organisk partikulært stoff (f.eks. polymer benyttet i felling) som de kan adsorberes til for å kunne fjernes sammen med partikler. Siden små partikler har større overflateareal enn store, er separasjonen normalt bedre i prosesser som fjerner små partikler (sedimentering og filtrering). For å øke partikkelfjerningen ytterligere kan man kombinere disse prosesser med dosering av fellingskjemikalie/polymer. Løste metaller kan fjernes ved utfelling ved høy pH og dosering av fellingskjemikalier. Løste organiske miljøgifter kan fjernes f.eks. i aktivt kullfilter.

Et eksempel på ytterligere rensing av overvann fra veier er illustrert i Figur 41 (EU Life-Treasure, 2009). Eksemplet stammer fra et undersøkt anlegg i Odense, Danmark. Skissen i Figur 41 viser oppbyggingen av anlegget, som består av et sedimenteringsbasseng med planter for opptak av tungmetaller og organiske miljøgifter, etterfulgt av et sandfilter samt et adsorpsjonsfilter med skjellsand (kalsitt og dolomitt). Tabell 12 viser konsentrasjoner inn til anlegget og etter de forskjellige rensetrinnene. Resultatene er angitt som middelerverdier av i alt 22 prøvetakninger utført gjennom en periode på ca. 1 år. Partikler ble fjernet i alle rensetrinn, totalt ble 92 % av det suspenderte stoffet fjernet. Tabellen viser at andelen tungmetaller som ble fjernet i sedimenteringsbassenget var større enn andelen partikler for flere tungmetaller, hvilket indikerer at mye av tungmetallene var i partikulær form, samt at noe av tungmetallinnholdet også kan ha blitt tatt opp av planter.

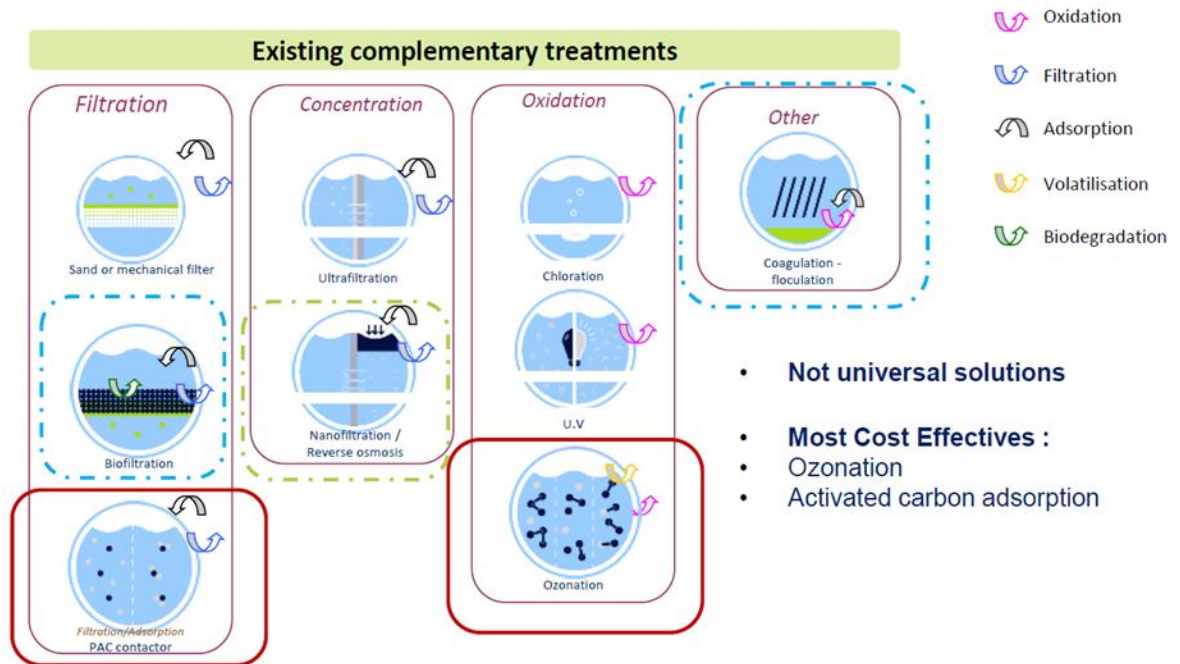


Figur 41. Prinsippskisse av renseløsning for overvann i Odense, Danmark, med sedimenteringsbasseng med planter, sandfilter og adsorpsjonsfilter (EU Life-Treasure, 2009).

Tabell 12. Konsentrasjoner i innløp og etter de forskjellige rensetrinnene i anlegget i Odense, Danmark (jf. Figur 41)

Stoff (enhet)	Innløp basseng	Utløp basseng	Utløp sandfilter	Utløp adsorpsjon	Renseeffekt
SS (mg/l)	49	18	14	4	92 %
Pb (µg/l)	24,2	6,7	0,4	0,6	98 %
Cd (µg/l)	0,11	0,06	0,05	<0,05	>55 %
Cr (µg/l)	5,6	1,2	<0,5	0,5	91 %
Cu (µg/l)	469	200	25	4	99 %
Hg (µg/l)	0,09	0,06	0,06	<0,5	>33 %
Ni (µg/l)	29	12	6	5	83 %
Zn (µg/l)	450	272	28	4	99 %
PAH (µg/l)	0,45	0,13	0,01	0,01	98 %
Olje (mg/l)	1,7	0,3	0,2	0,1	94 %

I Europa har f.eks. Sveits og Sverige satset på utvidet rensing av kommunalt avløpsvann for å kunne håndtere nye miljøgifter, bl.a. legemidler og antibiotika resistente bakterier (ARB). Typiske prosesser som kan være aktuelle er vist i Figur 42. Suez (2019) har deltatt i utviklingen i Sveits og er involvert i et testprosjekt i Danmark. Fokus i Suez sin FoU har vært å finne fram til best kost/nytte-prosesser for å fjerne miljøgifter i eksisterende renseanlegg. Basert på pilottester har de foreløpig konkludert med at oksidasjonsprosesser (e.g. ozonering) alene eller i kombinasjon med aktivt kull (filter med GAC eller pulver med tilsats av PAC) er de mest kosteffektive prosessene, se Figur 42.



Figur 42. Eksisterende komplementære renseprosesser som kan benyttes til å håndtere nye miljøgifter i kommunalt og industrielt avløpsvann og i drikkevann (Suez, 2019).

5 Konklusjoner og anbefalinger

Det er mottatt analyser av overvann fra 25 ulike anlegg med totalt 46 målepunkter. Vi har i vurderingen lagt til grunn ca. 200 analyser fra de ulike målepunktene. Det er uventet liten forskjell i analysene fra de ulike anleggstypene. På tross av at næringsavfall i stor grad håndteres innendørs mens både inn- og utgående varer til fragmentering og metallmottak i stor grad håndteres ute, er det små forskjeller for mange komponenter. Arsen, krom og dels kobber ligger høyt ved anleggene som mottar næringsavfall. En mulig kilde til dette kan være mottak av CCA-impregnert trevirke. Innholdet av bly og sink i prøver av overvannet ligger jevnt over høyt ved alle anleggene. Av tungmetallene synes særlig kadmium å ligge høyere ved metallmottakene og til dels også kobber, nikkel og THC. Dette gjelder også PAH og PCB som ligger høyere ved metallmottakene og fragmenteringsanleggene. Overvannet fra de anlegg som kun håndterer farlig avfall viser gjennomgående lavere verdier for de fleste komponenter. Om dette skyldes bedre driftsrutiner, lavere belastning eller mottak av mer ensartede avfallstyper er vanskelig å si.

Registrerte konsentrasjoner av ulike forurensninger er sammenlignet dels med veileder M-608/2016/Direktoratgruppen vanndirektivet/2018, som bl.a. angir grenseverdier for klassifisering av ferskvann og sjøvann og dels med BAT-AEL-grenser. Veileder M608/veileder 2:2018 angir nivå i resipienten og det bør presiseres at overvannet normalt vil bli fortynnet før det når resipienten. De registrerte nivåer i forhold til veilederen vil dermed gi en indikasjon på hvor mange ganger overvannet må fortynnes for at et utslipp i resipient ikke å skulle påvirke resipienten negativt.

BAT-AEL grenser vil innføres for de anlegg som er omfattet av BREF-WT og som har utslipp av prosessvann. Dette omfatter bl.a. FA-mottakene, fragmenteringsanleggene og anlegg som kverner f.eks. næringsavfall og trevirke. Kravene skal være implementert i løpet av 2022. I henhold til avklaringer med Miljødirektoratet vil ikke BAT-AEL kravene gjelde for utslipp av overvann. For utslipp av overvann vil myndighetene kunne fastsette egne utslippsgrenser. Hvorvidt disse vil påvirkes av de nevnte BAT-AEL grenser er ikke kjent. Vi ser imidlertid at en rekke komponenter i overvannet overskrider kommende BAT-AEL krav til prosessvann. De målte konsentrasjoner i overvann er så vidt høye at de vil kunne påvirke resipienten negativt hvis det ikke skjer en rensing av vannet eller en tilstrekkelig fortynning før vannet når resipienten.

Registrerte konsentrasjoner er også sammenlignet med målte verdier i overvann fra veier og byområder. En finner høye nivåer av mange av de samme komponenter her, men gjennomgående er de registrerte verdiene målt ved avfallsanleggene høyere.

Det er installert renseløsning utover sandfangskummer og oljeutskiller ved flere anlegg. Antallet analyser før og etter rensing er noe begrenset, men det synes som anleggene har en bra renseseffekt. Ikke alle har analyser av suspendert stoff (SS), men der denne komponenten inngår, synes det å være en klar sammenheng mellom reduksjon av SS og renseseffekt på tungmetaller. Det er store forskjeller i renseløsninger, men som nevnt synes det å være en klar kobling mellom innhold av SS i rensset vann og renseseffekten som oppnås. Å sikre at en får tilstrekkelig oppholdstid til å få sedimentert partikler synes derfor å være sentralt. Alternativt må det installeres tekniske løsninger (f.eks. filtrering) som sikrer dette.

Totalkonsentrasjoner av metaller sier ikke noe om metallenes påvirkning på vannlevende organismer. For å kunne vurdere den toksiske effekten av utslippene fra anleggene anbefales det derfor å ta analyser på både ufiltrerte og filtrerte prøver. I tillegg bør det gjennomføres en screening av prioriterte miljøgifter.

SS eller turbiditet kan være gode driftsparametere som man bør måle ofte dersom man har sandfang og sedimentering som hovedprosesser, og kanskje spesielt i tilknytning til perioder med mye nedbør. Prøvetaking av innløp og utløp fra renseanlegget og analyser av enkle og rimelige driftsparametere vil gi anleggseierne nyttig informasjon om hvordan man best bør drifte anleggene.

Forurensningskomponentene synes som nevnt i stor grad å være bundet til partikler. Kjøring på områdene vil medføre at partikler også kan bidra til forurensning av overvann, selv om selve avfallshåndteringen skjer innendørs. Slitasje av bildekk, utslipp fra kjøretøy og atmosfærisk nedfall vil også føre til forurensning på utendørsarealer. Gode rutiner for renhold for å begrense partikkelmengden på overflater både inne- og utendørs vil derfor vært fornuftig sett fra et kost/nytte synspunkt.

Det er krav til tette flater der all lagring og håndtering skjer. Dette medfører også raske svingninger i vannmengden og at en kan få flush med høyt innhold av suspendert stoff. Dette vil følgelig også kunne føre til høye nivåer av ulike miljøgifter. Det er derfor viktig å dimensjonere alle løsninger slik at en dels kan ha et visst buffermagasin i ledninger og kummer og at det i tillegg vurderes etablering av buffermagasin som sikrer god oppholdstid og muligheten til en jevnere belastning på eventuell renseløsning. Begrensninger i tillatt mengde til kommunalt overvannsnett kan også medføre behov for bufring og kontrollert utslipp av vannmengden til ledningsnettet.

Noe av de partikkelbundne tungmetallene og miljøgiftene kan fjernes i sandfang, men for å øke partikkelfjerningen kan det være behov for f.eks. sedimentering eller sandfilter. For å øke partikkelfjerningen kan man kombinere disse prosessene med dosering av fellingsskjemikalie/polymer. Løste metaller kan fjernes ved utfelling ved høy pH og dosering av fellingsskjemikalier og eller etterfølgende adsorpsjonsfilter. Løste organiske miljøgifter kan f.eks. fjernes i aktivkullfilter.

Noen anlegg kan forvente nye krav i forbindelse med BREF WT, dersom de har utslipp av prosessvann. For de anlegg som har utslipp direkte til resipient vil det da også komme krav bl.a. til innhold av SS (ref. Tabell 3). For utslipp av overvann vil myndighetene kunne fastsette

egne utslippsgrenser. Hvilke renseløsninger som kan være aktuelle for å rense overvannet og om det er spesielle løsninger som er aktuelle for de ulike avfallstyper, er avhengig av flere ulike faktorer. Utslippsgrenser bestemmes blant annet av om man har påslipp til kommunalt nett eller direkte til resipient, samt hvor følsom resipienten er for forskjellige stoffer.

Sandfang for å fjerne sand og andre tyngre partikler er normalt første rensetrinn, og kan plasseres ute på ledningsnett og/eller som første trinn i en renseprosess. Hvis overvannet kan inneholde olje så er det behov for en oljeutskiller. Oljeutskilleren kan utformes som en standardisert prosess med eller uten koalesensfilter. Olje som er i fri fase kan fjernes i oljeutskiller, men hvis oljen har dannet en emulsjon kan det være behov for kjemikalier for å få til en mer effektiv fjerning av disse f.eks. i etterfølgende oljeutskiller eller flotasjonsenhet. God oljefjerning vil kunne gi god fjerning av Sum PAH, men naftalen kan være relativt vannløselig sammenlignet med andre PAH-forbindelser.

Avhengig av anleggenes plassering, tilgang til areal, eksisterende utforming og resipient, finnes det flere alternative måter å løse utfordringene på. Naturbaserte løsninger krever normalt større areal, er rimeligere i investering og har lavere driftskostnad enn mer kompakte løsninger. Løsninger som benyttes i kompakte renseanlegg, vil kunne skape slam som må håndteres. Det er viktig at hvert enkelt anlegg gjør de nødvendige vurderingene og skaffer seg et grunnlag for å kunne foreta fornuftige beslutninger. Prinsipper, prosessstekniske løsninger og referanser til ulike studier er sammenstilt i dokumentet.

6 Referanser

Adriano D. C. (1986): Trace Elements in the terrestrial environment. Institute of Ecology University of Georgia. USA.

CEDR (2016): Management of contaminated runoff water: Current practice and future research needs. Conference of European Directors of Roads. CEDR report 2016/01 - ISBN: 979-10-93321-18-9

Direktoratgruppen vanndirektivet (2018): Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Klassifiseringsveileder 02:2018. www.vannportalen.no

EFSA (2019): Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals.
<https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2019.5634>

EU (2018): BREF - Best available techniques reference documents Waste Treatment. 2017/1147

EU Life-Treasure (2009) Funktion, Dimensionering og Drift af Våde Bassiner for Videregående Rensning af Afstrømmet Regnvand i Byer – Teknisk Vejledning, Rapport fra EU Life-Treasure-projektet: EU LIFE2006 ENV/DK/229, TREASURE, pp 48.

Fadali, O.A., Ebrahiem, E.E., Farrag, T.E., Mahmoud, M.S. and El-Ghamil, A. (2013): Treatment of oily wastewater produced from refinery processes using adsorption technique. Minia Journ of Engineer. and Techn. Vol, 32, No 1, pp 88-101.

Footitt, A., Hanlon, J. and Eliat. ;. (2019): Socio-Economic Assessment of PFHxS and PFHxS-related Substances. Report prepared for the Norwegian Environmental Agency, M-1388/2019.

Haarstad, K og T. Mæhlum. (2009): Rensing av miljøgifter i sigevann. Vann, 2, s 178 – 186.

Haarstad, K., H.J. Bavor og T. Mæhlum. (2012): Organic and metallic pollutants in water treatment and natural wetlands a review. Wat. Sci. Tech. 66, s 76-99.

Hassen, L., Herzke, D., Nikiforov, V., Moe, B., Nygård, T., van Dijk, J., Wing Gabrielsen, G., Fuglei, E. Yeung, L., Vogelsang, C., and Carlsso, P.M. (2018): Screening new PFAS compounds 2018. NILU report 23/2019; Miljødirektoratet M-1491/2019

Heimstad, E.S, Nygård, T. Herzke, D. and Bohlin-Nizzetto, P. (2019): Miljøgifter i terresterisk og bynært miljø. Miljødirektoratet M-1402/2019.

Huybrechts, D., Verachtert, E., Vander S., Polders, Aa, C. and L. Van den Abeele (2016): Polluted rainwater runoff from waste recovery and recycling companies: Determination of emission levels associated with the best available techniques. Waste Management 54 (2016) 74–82.

Jiwan S. and B.-K. Lee (2015): Pollution control and metal resource recovery for low grade automobile shredder residue: A mechanism, bioavailability and risk assessment. Waste Management 38 (2015) 271–283.

Kadlec H.R. og S.D. Wallace. (2009): Treatment wetlands. 2. ed. CRC Press.

Kleiv R. A. (2001): Heavy metal adsorption on silicate tailings. Doctoral thesis NTNU Dept. of Geology and Mineral Engineering.

Kleiv R. A. and Sandvik K. L. (2002): Modelling copper adsorption on olivine process dust using simple linear multivariable regression model. Minerals Engineering 15, 2002.

Konieczny, R.M., Horvath, A., Lyngstad, E. Dalen, H., Blytt, L.D., Henninge, L.B., Ferencik, M., Nilan, M.S., Berqvist, P-A., Grabic, R., Haukelidsæter, S. and Randall, S. (2017): Screeningprogram 2017: Mistenkte PBT-forbindelser. Miljødirektoratet M-806/2017.

Konieczny, R.M., Henninge, L.B., Dalen, H., Grabic, R., Ferencik, M., Berqvist, P-A., Lyngstad, E., Berger, J., Haukelidsæter, S. and Randall, S. (2018): Screeningprogram 2017: Mistenkte PBT-forbindelser. Miljødirektoratet M-1063/2018.

Lindholm, Oddvar (2004): Miljøgifter i overvann fra tette flater, NIVA-rapport 4775/2004

Lyche J.L., Berg, V. og Kallenborn, R. (2018): Prioriterte miljøgifter i norsk ferskvannsfisk 2013-2016. Miljødirektoratet Rapport M1075/2018

Mullammottil, G., G. McBean og F. Rovers (1999). Constructed wetlands for treatment for landfill leachates. CRC Press. Lewis Publishers.

Mercera, T.G., Frostick L.E.(2014): Evaluating the potential for environmental pollution from chromated copper arsenate (CCA)-treated wood waste: A new mass balance approach. Journal of Hazardous Materials 276 (2014) 10–18.

Miljødirektoratet (2016): Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Basert på bakgrunnsdata fra Aquateam, NIVA og NGI. M. Dir. rapport M 608/2016.

Miljødirektoratet (2016). Veileder M-608/2016

Miljødirektoratet (2020). Muntlig uttalelse fra Kristoffer Glosli Bergsland vedrørende BAT krav til overvann.

Moen, K. (2005): Quantification of quartz in olivine product. AFS50. NTNU Report

Naturvårdsverket (2017): Föreningar i dagvatten.

<https://naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/Foreningar-i-dagvatten.pdf>

Norsk Vann veileder 228/2017

Norsk Vann (2007): Veiledning for oljeutskilleranlegg. Norsk Vann rapport 156/2007

Olsen, S.B. (2013): Tverrfjellet Gruver – rensing av gruvevann på naturens premisser. Presentasjon på Miljøringens møte 12.juni.

Olsen, M., Schaaning, M., Eek, E. og Næs, K. (2015): Beslutningsgrunnlag og tiltaksplan for forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden.

Ragn Sells (2019): Energigjenvinning og anleggsformål.

<https://www.ragnsellstyrerecycling.com/no/Materialgjenvinning/dekk-klipp/>

SFT (2005): Primærrensing. SFT rapport TA-2088/2005,

Shi, J. , Zheng, G. J.-S., Wong, M.-H., Liang, H. , Li, Y , Wu, Y. , Li, P. and W. Liu (2016): Health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons via fish consumption in Haimen bay (China), downstream of an e-waste recycling site (Guiyu). Environmental Research 147 (2016) pp. 233–240.

Stockholm Stad (2001) Klassifisering av dagvatten och recipienter, samt riktlinjer för reningskrav- del 2

Suez (2019): Micropollutants and Wastewater Treatment plants. Presentation of Suez Treatment Solutions. Presentation at Aquateam COWI Nov.

Sweco (2008) Referenser till StormTacs schablonhalter för dagvatten, PM, 2008-06-30

(<http://stormtac.com/admin/Uploads/PM%20StormTac%20referenser.pdf>)

US EPA (1983)

VA-Miljøblad (2017) VA-Miljøblad nr. 120: Olje- og bensinutskilleranlegg (http://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2017/06/Blad-120_26.06.17.pdf)

VA-Miljøblad (2016) VA-Miljøblad nr. 117: Gatesandfang http://www.va-blad.no/wp-content/uploads/2016/06/Blad-117_15.06.16.pdf

Wang, F., Leung, A.O.W. , Wu, S.C., Yang, M.S and M.H. Wong (2009): Chemical and ecotoxicological analyses of sediments and elutriates of contaminated rivers due to e-waste recycling activities using a diverse battery of bioassays. Environmental Pollution 157 (2009) 2082–2090.

Østeraas, T. (2014): Håndtering av avrenningsproblemer i Regionfelt Østlandet og Hjerkinnskytefelt. Forsvarsbygg rapport.

<https://www.forsvarsbygg.no/contentassets/aa1a299ae7634a3bbb8bf8df785e581b/rapport--handtering-av-avrenningsproblemer-i-regionfelt-ostlandet-og-hjerkinnskytefelt---feb-14.pdf>

Aaneby, J., Johnsen, I.V., Rikosjettfrie kulefang og gummigranulat/deklipp-bruksmuligheter og miljørisiko. FFI-Rapport 19/01699

Åstebøl, S.O., Kjølholt, J. og Hvitved-Jacobsen, T. (COWI/Aalborg Universitet, 2012): Beregning av forurensning fra overvann (*Miljødirektoratet*)

Vedlegg 1. Supplerende skjema – Miljøfarlige stoffer i overflatevann

Prosjekt: Norsk Industri – Miljøfarlige stoffer i overflatevann

Anleggseier: _____ IDnr. koblet til analyser/anlegg: _____

Anleggstype:

- ☐ Mottak og kverning av trevirke
- ☐ Mottak, sortering/ kverning av blandet næringsavfall med sortering
- ☐ Mottak metallskrap inkl. EE og kjøretøy
- ☐ Mottak, lagring og om-emballering av FA
- ☐ Fragmenteringsanlegg

Anleggsutforming:

- ☐ All aktivitet og lagring under tak/innendørs
- ☐ Avfall lagres ute men sortering/kverning innendørs
- ☐ All aktivitet skjer utendørs

Kommentar: (legg gjerne ved en oversiktstegning/bilde)

Overvannshåndtering:

- ☐ Overvann fra omkringliggende terreng drenerer til området med fast dekke og kummer
- ☐ Kun nedbør innenfor området med fast dekke drenerer til kummer
- ☐ Kun avrenning fra avfall/vaskevann drenerer til kummer (innendørs håndtering)
- ☐ Er det tilførsel av annet vann til kum fra f.eks. spyling, tanktømming ell.
- ☐ Er det separat måling av overvannsvannmengde

Gjennomsnittlig nedbørsmengde der anlegget ligger: _____ mm.

Kommentar: (Ev. utdypende forklaring og legg gjerne ved kart over området)

Resipient:

- ☐ Offentlig ledningsnett
- ☐ Ferskvannsresipient
- ☐ Sjøresipient

Kommentar:

Renseløsning i dag?:

- ☐ Kun sandfang
- ☐ Sandfang og etterfølgende oljeutskiller (OU)
- ☐ Sandfang, OU og annen renseløsning

Kommentar: (ev. kort beskrivelse/flytskjema av utvidet renseløsning)

Prøvetakingspunkt:

- ☐ Kum med avrenning fra område med separat behandling av en avfallstype og før ev. renseløsning
- ☐ Separat målekum i etterkant av renseløsning
- ☐ Mengdemåler, årlig mengde _____

Kommentar:

Prøver/prøvetaking:

- ☐ Filtrerte prøver
- ☐ Ufiltrerte prøver
- ☐ Blandprøve
- ☐ Stikkprøve
- ☐ I henhold til fastlagt måleprogram (legg gjerne ved)

Frekvens på prøvetaking: _____

Kommentar:

Annet:

For å koble skjemaet til den/de analyser som sendes fra et bestemt anlegg så sett en ID på analysen(e) som samsvarer med den ID som settes innledningsvis i dette skjemaet.

Analyser mottas gjerne på excel format da dette vil lette etterfølgende bearbeiding av

Er noe uklart så ta gjerne kontakt på mail: tmeh@cowi.com, eller telefon 975 23 018 eller mrmu@cowi.com, tlf. 482 58 277.