



Valg av renseløsning på deponi.

Rapport nr: 04/2017 | Dato: 23.02.2017

**Avfall
Norge**

Rapport Nr. 4-2017

Rapport nr: 4/2017	Dato: 23.02.2017	Revidert:	Rev. dato:
Distribusjon:		ISSN:	ISBN: 82-835-028-4

Tittel:

valg av renseløsning på eponi

Oppdragsgiver:

Avfall Norge

Kontaktperson:

Malin Granlund

Forfatter(e):

Bjørn Berg

Medforfatter(e):

Janne Jarstad
Trond Stabell

Oppdragstaker:

Bjørn E. Berg AS

Prosjektleder:

Bjørn Berg

Emneord:

Renseløsning, sigevann, deponi,
resipient,

Subject word:

Landfill, leachate, recipient,

Forord

På oppdrag fra Avfall Norge har Bjørn Berg i Bjørn E Berg AS i samarbeid med GLT-Avfall IKS/Janne Jarstad og Faun Naturforvaltning/Trond Stabell utarbeidet en veileder for valg av renseløsning for rensning av sigevann fra klasse II deponier.

Prosjektet har vært et spleiselagsprosjekt basert på FOU midler fra Avfall Norge og følgende deponieiere:

- Asker kommune
- Avfall Sør Husholdning
- BIR Avfallsenergi
- Bærum kommune
- Svaatheia
- Iris Produksjon.
- Libir iks
- Oslo REN
- ROAF
- ØRAS

I tillegg har prosjektgruppen på ROAF bidratt via sitt eget mulighetsstudium.

Styringsgruppen i prosjektet har foruten prosjektansvarlig Malin Granlund i Avfall Norge bestått av Marit S. Asklien i MOVAR, Britt G. Iversen i Avfall Sør Husholdning og Halvor Feragen i Oslo REN.

Selv om deponering av avfall ikke lenger er hovedløsningen for avfallshåndtering i Norge idag finnes det en rekke nedlagte og aktive deponier i Norge. På grunn av geologiske og meteorologiske forhold produserer mange av disse store mengder sigevann, som kan forurense vassdragene med næringsstoffer, miljøgifter mv.

Denne rapporten er ment som et hjelpemiddel for deponieiere som skal rehabilitere eller etablere nye renseteknologi for sigevann fra deponi.

Rapporten vurderer ulike renseløsninger for sigevann fra deponier og hvilke kriterier som kan stilles ved valg av egnet teknologi. Bruk av akseptgrenser er et nøkkelord i forbindelse med hvilke typer renseløsninger som kan/bør velges for sigevann fra deponier, men må tilpasses resipienten og kravene i vannforskriften. Det betyr at kartlegging av resipient også må inngå i vurderingen av egnet renseløsninger.

Rapporten gir en gjennomgang av tilgjengelige teknologier. Kostnader er også vurdert, men det har vært begrenset tilgang på data for driftskostnadene ved de ulike renseteknologiene.

Godkjent av	Dato	Sign
Henrik Lystad	15.12.2015	

1. SAMMENDRAG MED KONKLUSJON

Valg av løsning for å rense sigevann fra et ordinært deponi som tidligere har mottatt biologisk nedbrytbart avfall fra før forbudet i 2009 bør ta hensyn til både resipient, sigevannets sammensetning og vannmengde. Arbeidet frem mot et valg av løsning kan settes opp i prioritert rekkefølge som vist nedenfor:

1. Til hvilken resipient skal rensset sigevann ledes?
 - a. Biologisk og kjemisk vurdering
 - b. Nødvendige bakgrunnsdata må utarbeides ved prøvetaking og analyse
 - c. Krav til primær innblandingssone for å opprettholde god kvalitet i resipienten
 - d. Bestemme akseptgrenser
2. Kvalitetskontroll av ubehandlet sigevann
 - a. Vurdering av kvaliteten på datamaterialet
 - b. Resultater som varierer mye utover en dokumentert usikkerhet må reanalyseres
3. Verifisere hydrauliske måledata for sigevann
4. Etablere et kvalitetssikret vannbalanse-regnskap
5. Valg av teknikk for å møte akseptgrenser i punkt 1
 - a. Metodevalg innenfor valgt teknikk
 - b. Legge til rette for mulig endring av metode i takt med endringer i akseptgrenser

Akseptgrenser

Innen 2021 skal alle vannforekomster i Norge være i god kjemisk og biologisk tilstand. Definisjonen på god kvalitet er gitt i vannforskriften med veileder. Det er derfor naturlig å bruke vannforskriften som grunnlag for å beregne akseptgrenser. Det innebærer at utenfor en primær innblandingssone må AA-EQS gjelde. I og med at overvåking av sigevann er gjennomført med analyseverktøy som ikke har tilstrekkelig kvantifiseringsgrenser, må det gjennomføres målinger med tilstrekkelig lave grenser for å verifisere forekomster av analytter i sigevannet. For summeparametere som KOF og BOF er det i denne veilederen henvist til forurensningsforskriften.

Behandlingsløsninger

Forurensninger som forekommer i sigevann kan deles inn etter partikkelstørrelse. Dette kan igjen være grunnlag for valg av metode innenfor gitt teknikk. Krevende sigevann kan også ha behov for kombinasjoner av metoder. Spesielt viktig er å hensynta årstidsvariasjoner i sigevannsmengde. Dette vil ofte kreve en form for utjammingsbasseng for å redusere variasjon i hydraulisk belastning og forurensningsbelastning inn på et avansert rensetrinn. Avhengig av kapasitet (oppholdstid) vil slike bassenger kunne fungere som sedimentasjonsbassenger for suspendert stoff. Ved tilsetning av luft vil det også kunne etablere seg en slamkultur som kan omsette organisk stoff og næringsstoffer i disse. Deponiet kan i noen tilfeller i seg selv fungere som "utjammingsbasseng".

Suspendert stoff bør fjernes via gravitasjon hvis mulig. Enkle bassenger/dammer vil fungere for dette formål. Lett nedbrytbart organisk stoff målt som BOF vil kunne omsettes effektivt via biologiske metoder. Imidlertid er konsentrasjonen i dagens sigevann så lav at det må vurderes om kvaliteten er innenfor akseptgrensen. KOF er en større utfordring og vanskelig å

fjerne effektivt uten å filtrere sigevannet. Aktivt kull og kjemisk oksidasjon kan også være effektivt.

Nitrogen er et næringsstoff som man må forvente å måtte håndtere i hele deponiets levetid. I stor grad foreligger dette på redusert form som et kation og dermed løst i sigevannet (se illustrasjon over partikkelfordeling). For å redusere belastningen på resipienten kreves derfor avanserte teknikker for enten å forbruke nitrogen slik at det kan felles ut via biofnokker (biologisk slam), eller omsettes til nitrogengass via nitrifikasjon/denitrifikasjon og dermed avgå som gass. Alle alternativene krever en aktiv biologisk masse.

Som det også fremgår av illustrasjonen over partikler versus behandlingsmetode, er det også mulig å filtrere sigevannet for å fjerne nitrogen på kationform. Dette må imidlertid gjennomføres ved høyt trykk i form av omvendt osmose. Avhengig av type resipient og dens kapasitet kan dette være akseptabelt. I og med at NH_4^+ er den korresponderende syren til NH_3 vil det være mulig å manipulere med pH for å drive av nitrogen i form av NH_3 gass. Dette krever imidlertid mye luft for å kunne være effektivt.

Fosfor er minimumsfaktor i ferskvann og dermed av betydning å redusere belastningen på ferskvannsresipienter. Akseptgrensene er avhengig av elv-/innsjøtype. Representative konsentrasjoner av fosfor i sigevann fra deponier som har vært nedlagt i en 10 årsperiode kan tilsi at det ikke er nødvendig å rense sigevannet. Både kjemisk felling og omvendt osmose har vist seg effektivt for å fjerne fosfor fra sigevannet.

I et biologisk behandlingsanlegg kan lett nedbrytbart organisk stoff være en minimumsfaktor for effektiv omsetning av fosfor. Det kan derfor bli nødvendig å pøse anleggene med biologisk aktivt slam fra andre kommunale avløpsanlegg. I den forbindelse er det viktig å kvalitetssikre leverandøren slik at man ikke tilfører forurensning som kan skape problemer for den videre håndtering av sluttproduktet fra behandlingen.

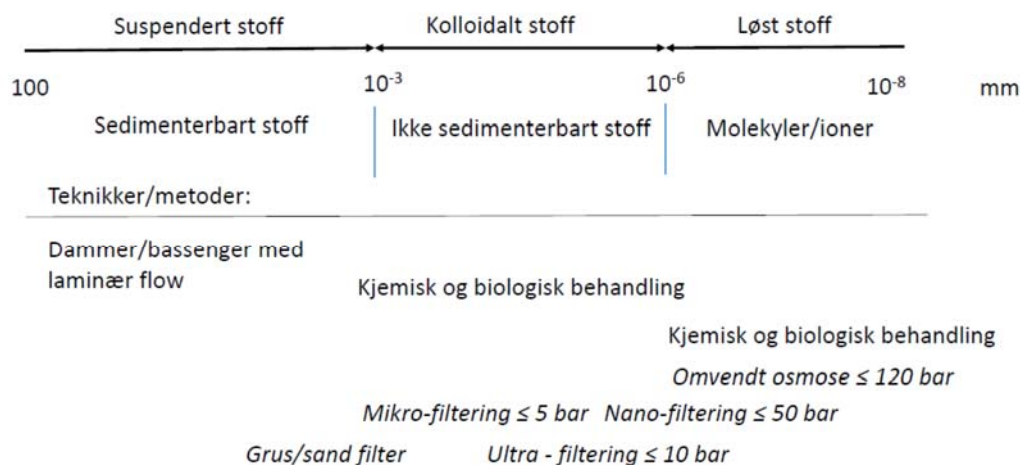
Av organiske miljøgifter som i tidligere arbeider har vist at utslipp via sigevann representerer en miljøkostnad er BPA (bisfenol A). Tilgjengelig data har vist at både biologiske metoder og omvendt osmose kan redusere konsentrasjonen i effluenten ned til akseptgrenser for resipienten.

Ftalater generelt og di(etylheksyl)ftalat (DEHP) spesielt er forekommende i miljøet og i sigevann. God kjemisk kvalitet i både ferskvann og kystvann er $1,3 \mu\text{g/l}$. De resultatene som foreligger på forekomster av DEHP viser at det ikke er nødvendig å rense spesielt med hensyn på denne forbindelsen. Imidlertid er det opp nådd utslippskonsentrasjoner igjennom et biologisk rensetrinn som er under akseptgrensen for ferskvann/kystvann.

Alkylerte fenoler er en gruppe forbindelser som forekommer i sigevann i svært varierende grad. God kjemisk kvalitet i kystvann er så lavt som 10 ng/l . I kombinasjon biologisk og kjemisk behandling er utslippskonsentrasjonen av 4-oktylfenol på $0,18 \mu\text{g/l}$ som representerer en renseseffekt på 50 %. For utslipp i ferskvann og kystvann er dette tilstrekkelig.

Av tungmetallene er det Cr og Ni som representerer de største utfordringene hva gjelder miljøkostnader ved utslipp. I tillegg forekommer Zn og Cu i relativt høye konsentrasjoner. På grunn av at elementene i stor grad er knyttet til partikler er partikkelfjerning et viktig tiltak for å redusere utslippene. Med-felling i et biologisk rensetrinn har også dokumentert tilstrekkelig

rensning. Omvendt osmose har gitt de beste resultatene. Kombinasjoner av uorganiske kjemikalier sammen med organiske polymere har også gitt gode resultater.



Alle metoder som velges for å rense sigevann vil ende opp med et forurenset sluttprodukt som må håndteres forsvarlig. Avhengig av hvordan dette slammet behandles for å redusere vannmengden vil konsentrasjonen i sluttproduktet øke som funksjon av kapasiteten på avvanningsmetoden. På et eller annet tidspunkt vil konsentrasjonen av en eller flere analytter bli så betydelig at vannet må karakteriseres som farlig avfall. Samtidig vil konsentrasjonen av TOC øke slik at det blir mindre sannsynlig at slammet kan sluttbehandles på ordinært deponi. Sistnevnte er imidlertid løsningen i dag.

Behandling sammen med kommunalt avløp

Over 40 % av sigevannet fra norske deponier behandles sammen med kommunalt avløp på sentrale renseanlegg. Disse anleggene er ikke designet for å løse de utfordringene som sigevannet bringer med seg. Hvis ikke andelen sigevann blir for stor kan det være effektivt at sigevann blir rensset sammen med spillvann. Basert på de resultatene som denne veilederen henviser til, og mulig oppkonsentrering av miljøgifter i slam, så kan 2 % (v/v) sigevann inn på et kommunalt nett bidra til en Ni konsentrasjon på om lag 20 % (w/w). Reduseres bidraget til 0,3 % så er bidraget til Ni i kloakkslammet 5 %. Basert på kostnader ved investering og drift av et lokalt behandlingsanlegg for sigevann kan man ikke se bort ifra muligheten for å bruke et kommunalt behandlingsanlegg.

Kostnader

Gode kvalitetssikrede tall for investering og drift av et behandlingsanlegg for sigevann har ikke vært enkelt å oppdrive. Imidlertid er det oppgitt fra et variert utvalg av leverandører at kostnaden for å etablere et behandlingsanlegg for ca. 100 000 m³ av sigevann vil koste i området fra 3 til 10 millioner kroner. Driftskostnaden vil kunne variere svært mye. For avanserte anlegg har man i Tyskland operert med en behandlingskostnad på opp mot 100 kr/m³.

Etterdrift

Det har vist seg at konstruerte våtmarksanlegg kan være et godt alternativ for rensning av sigevannet i etterdriftsfasen. Det oppnås tilfredsstillende resultater og behovet for ettersyn er begrenset. Alternativt kan infiltrasjon i grunnen være et alternativ hvis det forekommer løsmasser av egnet kvalitet og mektighet.

INNHold

1. SAMMENDRAG MED KONKLUSJON.....	2
2. INNLEDNING.....	7
2.1. Bakgrunn	7
3. DOKUMENTASJON AV SIGEVANNSKVALITET.....	11
3.1. Prøvetaking.....	11
3.2. Måling av sigevannsmengde (hydraulisk belastning)	12
3.3. Vannbalanse.....	13
3.4. Definisjon av sigevann	14
3.5. Tilførsel av overvann fra andre avfallsprosesser.....	16
4. DEPONIGASSANLEGGET SOM EN DEL AV RENSEPROSESSEN.....	18
5. KRAV TIL UTSLIPPSKVALITET - AKSEPTGRENSER	20
5.1. Resipienter.....	20
5.2. Påslipp til kommunalt nett.....	21
5.3. Utgangspunkt for bestemmelse av akseptgrenser.....	24
5.4. Forslag til bestemmelse av akseptgrenser – utslipp til fri vannfase	25
5.5. Bruk av forurensningsforskriften.....	29
5.6. Forslag til bestemmelse av akseptgrenser – infiltrasjon i grunnen.....	30
6. REDUKSJON I UTSLIPP AV NÆRINGSSTOFFER.....	31
6.1. Bakgrunn	31
6.2. Reduksjon i utslipp av organisk stoff.....	32
6.2.1. Teknikker for reduksjon av lett nedbrytbart organisk stoff i sigevann	33
6.2.2. Reduksjon av organisk stoff i form av humus.....	39
6.3. Reduksjon i utslipp av nitrogen	40
6.3.1. Luftstripping («air stripping»).....	42
6.3.2. Assimilering av nitrogen	42
6.3.3. Nitrifikasjon og denitrifikasjon	43
6.3.4. Anammox	46
6.3.5. Ionebytting	46
6.3.6. Omvendt osmose	46
6.4. Reduksjon i utslipp av fosfor.....	47
6.4.1. Biologisk baserte metoder.....	47
6.4.2. Omvendt osmose	48
6.4.3. Kjemisk felling.....	48
7. REDUKSJON I UTSLIPP AV MILJØGIFTER.....	50
7.1. Definisjon av miljøgifter	50
7.2. Reduksjon i utslipp av organiske miljøgifter.....	50
7.2.1. Bakgrunn	50
7.2.2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).....	51
7.2.3. Bisfenol A (BPA).....	51
7.2.4. DEHP (dietylheksylftalat).....	52
7.2.5. Alkylfenoler og etoksilater.....	53
7.2.6. Klorbenzener	53
7.3. Reduksjon i utslipp av tungmetaller	54
7.3.1. Biologiske behandlingsmetoder	56
7.4. Kjemisk behandling.....	57

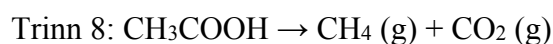
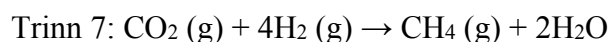
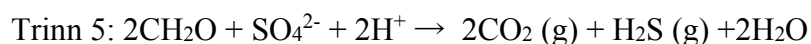
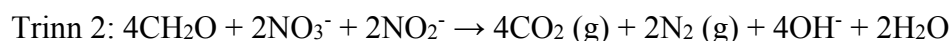
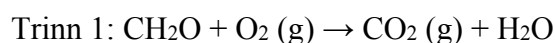
8. EKSEMPELANLEGG	61
8.1. Bakgrunn	61
8.2. Luftet lagune.....	61
8.2.1. Forbruk av kjemikalier	62
8.2.2. Antatt driftskostnad	62
8.2.3. Oppnådde renseresultater	62
8.3. Aktiv slam.....	63
8.3.1. Forbruk av kjemikalier	64
8.3.2. Antatt driftskostnad	64
8.3.3. Oppnådde renseresultater	64
8.4. Luftet lagune i kombinasjon med kjemisk felling.....	64
8.4.1. Forbruk av kjemikalier	66
8.4.2. Antatt driftskostnad	66
8.4.3. Oppnådde renseresultater	66
8.5. SBR anlegg i kombinasjon med kjemisk felling.....	66
8.5.1. Forbruk av kjemikalier	68
8.5.2. Antatt driftskostnad	68
8.5.3. Oppnådde renseresultater	68
8.6. Pilotstudie flotasjonsanlegg.....	68
8.6.1. Forbruk av kjemikalier	69
8.6.2. Antatt driftskostnad	70
8.6.3. Oppnådde renseresultater	70
8.7. Nitrogenfjerning i kombinasjon med filtrering og aktivt kull	70
8.7.1. Forbruk av kjemikalier	71
8.7.2. Antatt driftskostnad	72
8.7.3. Oppnådde renseresultater	72
8.8. Biologisk - kjemisk behandling med magnetisk partikkelseparasjon	73
8.8.1. Forbruk av kjemikalier	74
8.8.2. Antatt driftskostnad	74
8.8.3. Oppnådde renseresultater	74
8.9. Omvendt osmose	75
8.9.1. Forbruk av kjemikalier	78
8.9.2. Antatt driftskostnad	78
8.9.3. Oppnådde renseresultater	78
9. METODER I ETTERDRIFTSPERIODEN	80
9.1. Våtmarker i kombinasjon med rensedammer	80
9.2. Infiltrasjon i grunnen	81
10. DRIFT AV RENSEANLEGG – KRAV TIL OPPLÆRING	82
11. LISTE OVER ET UTVALG BEGREPER	83
12. LISTE OVER ET UTVALG FORKORTINGER.....	84
13. REFERANSER.....	85

2. INNLEDNING

2.1. Bakgrunn

Sluttbehandling av avfall var i sin tid enerådende metode for behandling av avfall fram til 1991 hvor implementering av stortingsmelding 94 satte fokus på kildesortering. Fra da av har sammensetningen av avfall som skal gå til sluttbehandling vært i stadig endring. Våtorganisk avfall ble faset ut i en periode fra 1998 og fram til 2002. Et tradisjonelt deponi, som har sluttbehandlet nedbrytbart avfall, kan betraktes som en biologisk reaktor hvor nedbrytningen i all hovedsak vil foregå uten tilgang på oksygen. De biologiske prosessene kan deles inn i ulike trinn som involverer forskjellige oksidasjonsmidler for omsetning av det organiske materialet. Som modell for organisk materiale benyttes gjerne $(\text{CH}_2\text{O})_n$ [1]. Foruten en innledende fase som er en ren aerob nedbrytning (Trinn 1), vil det etter forbruket av fritt oksygen etableres miljører i forhold til hva som er tilgjengelig som elektronakseptor (oksidasjonsmiddel). På grunn av en energetisk gunstig situasjon vil neste trinn i prosessen være styrt av tilgangen på NO_3^- . Dette bidrar til at nitrogen fjernes fra deponiet via denitrifikasjon (Trinn 2). Denitrifikasjon er også en viktig metode for å redusere utslippet av nitrogen til resipienten. I Trinn 3 og Trinn 4 reduseres Mn og Fe til toverdig form. Dette medfører at mobiliteten øker for begge elementene noe som er typisk for sigevann. Det vil si at konsentrasjonen av disse to elementene er høy i sigevann. En reduksjon i pH er også medvirkende til at de nevnte metaller mobiliseres [2].

I den fasen som produserer flyktige fettsyrer vil SO_4^{2-} være oksidasjonsmiddel og reduseres til H_2S (Trinn 5 og Trinn 6). Denne omsetningen er også kjernen i utfordringene knyttet til luktproblemer fra deponier og sigevann [3]. I Trinn 7 og Trinn 8 er deponiet kommet over i en stabil metanproduserende fase. I denne fasen vil pH stige og utlekking av elementer vil minske. Metanproduksjon kan forekomme i nærmere 100 år. I den stabile gassproduserende fasen vil det være et overtrykk i deponiet som vil kunne reduseres ved uttak av deponigass via et deponigassanlegg.

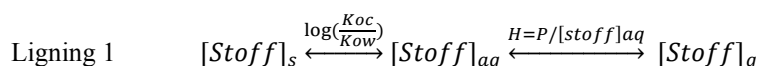


De åtte trinnene som er illustrert over er relatert til heterotrofe organismer som i stor grad er anaerobe, bortsett ifra prosessen i Trinn 1.

I 2005 ble det etablert en veileder som legger føringer for overvåkning av sigevannskvaliteten fra deponi [4]. På tross av status som veileder, ble denne implementert som et krav i nye utslippstillatelser som ble utarbeidet i perioden 2008 til 2010. Disse tillatelsene ble gitt som et resultat av miljørisikovurderinger gjennomført etter pålegg fra miljømyndighetene [5]. I 2007 var det registrert 88 deponier i drift [47]. Flere anlegg ble avsluttet som et resultat av

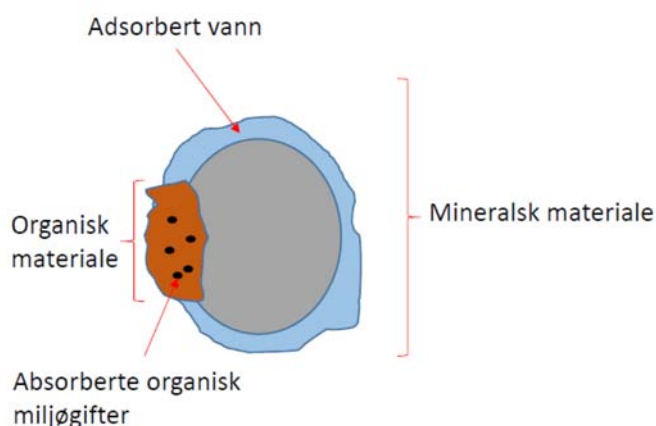
miljørisikovurderingene gjennomført i perioden 2004 til 2006. I 2015 var det 62 deponier i ordinær drift.

I 2009 ble det nedlagt et forbud mot å deponere biologisk nedbrytbart avfall, med visse unntak. Definisjonen er knyttet til summeparameteren TOC. Avfall som er biologisk nedbrytbart, inneholder ifølge miljødirektoratet en mengde organisk karbon som overstiger 10 % (w/w), eller har et glødetap som er over 20 % [6]. Mindre tilførsel av avfall som er nedbrytbart, vil naturlig nok påvirke de prosessene som var gjeldende i ordinære deponier tidligere (se Figur 2). Det vil påvirke sammensetningen av sigevannet og gassproduksjonen. Sistnevnte var en viktig motivasjon for å innføre dette forbudet. Dette vil bety at nye deponier vil ha en utvikling, og dermed en sammensetning av sigevannet, som skiller seg fra deponier med historisk avfall. Det innebærer at renseanlegg designet for å rense tradisjonelt sigevann, ikke nødvendigvis er optimalt for nyere deponier, som lekker lavere konsentrasjoner av organisk stoff. Et tradisjonelt deponi vil kunne inneholde en konsentrasjon av organisk stoff målt som BOF₅ på over 50 mg O₂/l i en fase av sin utvikling hvor gassproduksjonen var stabil, mens et deponi som ikke har mottatt avfall med TOC over 10 % har dokumentert en BOF₇ på 6,6 mg O₂/l [7]. Dette vil også innebære at konsentrasjonen av næringsstoffer som fosfor og nitrogen vil være lavere sammenlignet med tradisjonelle deponier. Imidlertid vil deponier som var i drift før kildesortering av våtorganisk avfall, måtte håndtere blant annet utlekking av nitrogen i form av NH₄⁺ nærmest parallelt med produksjon av CH₄ (se Figur 2).



Basert på Ligning 1 vil de utfordringene som kan mobiliseres fra deponiet, foreligge både bundet til partikler, være løst i vannfase og også befinne seg i gassfasen. Dette innebærer at rensing av sigevann vil inkludere alle tre faser for å oppnå en tilfredsstillende utslippskvalitet.

Som illustrert i Figur 1 så består en partikkel i vannfase av både en mineralsk fase og en del som er organisk. Den mineralske delen av partikkelen vil bidra til adsorpsjon mens den organiske delen vil fungere som en absorbent.



Figur 1. Fordeling av forurensning på partikler

Sorpsjon til partikler kan uttrykkes som K_{oc} som er organisk karbon-normalisert likevektsfordeling og som er en funksjon av K_d . Dette uttrykket er basert på fordelingene mellom konsentrasjonen av analytt i en partikkel og konsentrasjonen i vannfase:

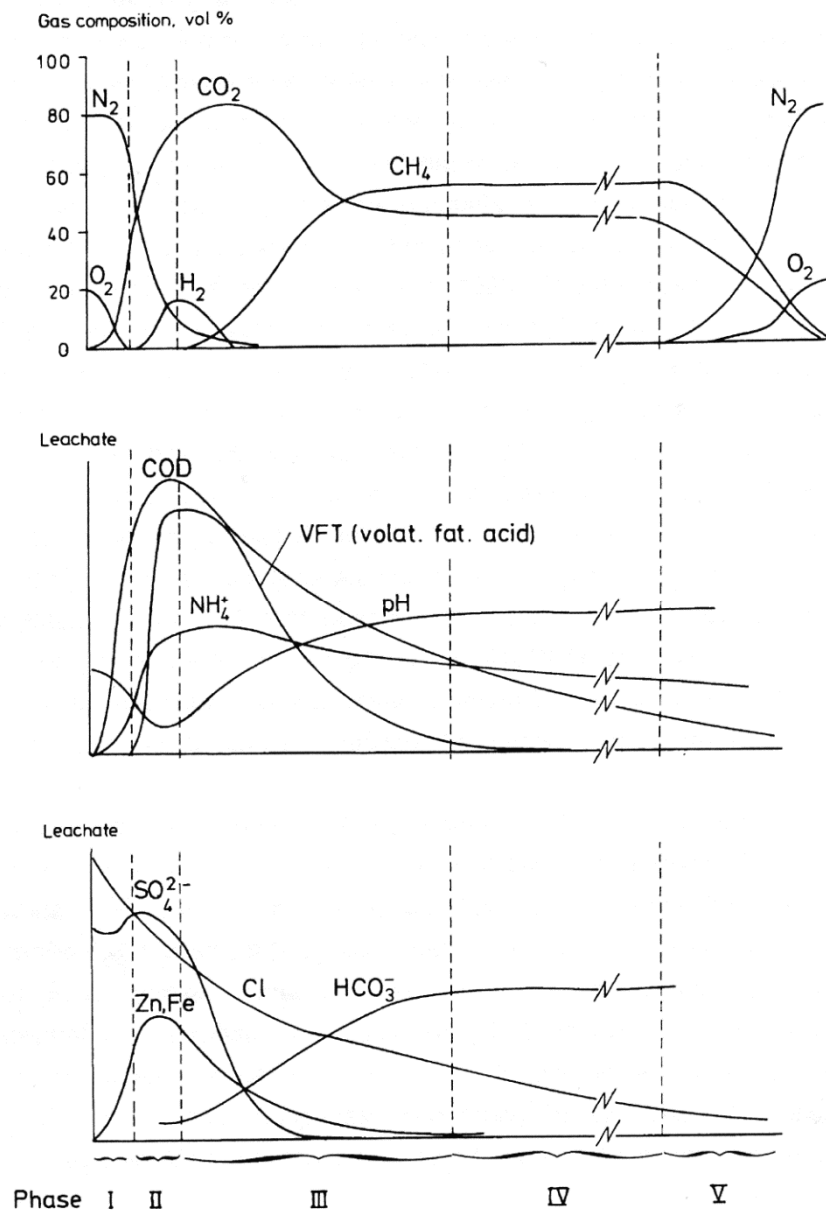
Ligning 2 $K_d = C_s/C_w$

K_d er analytt fordelingskoeffisient

C_s konsentrasjonen av analytt i en partikkel

C_w konsentrasjonen av analytt i vannfasen

Et uttrykk som kan brukes for å tilnærme et stoffs fordeling mellom vannfase og organisk partikkelfase (organisk fase) er octanol/vann fordelingskoeffisienten. Dess høyere tallverdi dess større sannsynlighet er det for å finne stoffet/elementet knyttet til partikler.



Phase I: Aerobic phase

Phase II: Acid phase

Phase III: Intermediate methanogenic phase

Phase IV: Stabilized methanogenic phase

Phase V: Final aerobic phase

Figur 2. Utvikling av deponier med biologisk nedbrytbart avfall [8]

3. DOKUMENTASJON AV SIGEVANNSKVALITET

3.1. Prøvetaking

Representative prøver er et svært viktig stikkord i forbindelse med dokumentasjon av sigevannskvaliteten. For å velge en «riktig» renseløsning er man helt avhengig av å vite faktisk sammensetning av sigevannet. I henhold til avfallsforskriftens kapittel 9 vedlegg III er det satt krav om at prøvene som tas ut fra et deponi i drift skal være kvartalsvise prøver. Det vil si at prøvene som tas ut, skal være representative for sigevannsproduksjonen i et gitt kvartal.

For å kunne fange opp endringen i kvaliteten innebærer dette at det må tas ut delprøver over perioden. I en slik situasjon er det to måter å ta ut prøver på over et gitt tidsrom:

1. Tidsproporsjonal prøvetaking – prøvetaking fra et bestemt sted av like mengder prøvemateriale ved faste tidsintervaller. Dette kan være aktuelt ved prøvetaking i vann og gass.
2. Mengdeproporsjonal prøvetaking – prøvetaking fra et bestemt sted på forskjellige tidspunkter. Dette er prøvetaking som er spesielt anvendelig når analytten foreligger i vannfase. Prøveuttaket styres etter konstant vannvolum som er passert punktet for mengdemåling. Dette betyr at tidspunktet for prøveuttak vil variere avhengig av den volumetriske ”flowen”.

Av disse er det alternativ 2 med uttak av mengdeproposjonale prøver som vil gi det mest representative resultatet. Alternativt kan det tas ut stikkprøver som analyseres individuelt. Dette ville imidlertid bli svært kostbart og er i praksis uaktuelt.

Når delprøvene er tatt ut må disse lagres i påvente av at hele prøveserien avsluttes. Dette innebærer at delprøvene må konserveres. I tabellen nedenfor er anbefalinger hentet fra EN ISO 5667-3 satt opp [9]. Av denne anbefalingen fremgår det at det faktisk er analytter/parametere som ikke er egnet til lagring over lengre tid. Dette innebærer at kravene i avfallsforskriften og i veiledningsmateriell [4] blir krevende å kunne etterkomme.

For måling av pH og ledningsevne er det ikke anbefalt å lagre prøvene i mer enn et døgn. Det innebærer at disse parameterne best måles kontinuerlig - online. Fordelen med dette er raske svar og muligheten for prosessoptimalisering av renseanlegget. Direkte målinger kan bidra til å redusere konsekvensen av endringer i kvaliteten som skjer raskt.

Er målsetningen med overvåkning av sigevannet å bestemme mulig maksimalbelastning på resipienten vil ikke blandprøver være tilstrekkelige. Dette vil imidlertid medføre at valg av uttak av stikkprøver må gjennomføres i tidsrom med forhøyede konsentrasjoner i sigevannet, eller med liten vannføring i resipienten.

Forut for prøvetakingen er valg av prøvetakingsutstyr og prøveemballasje viktige faktorer som kan påvirke resultatet. Sigevannet inneholder mye suspendert stoff. Dette stiller krav til hvor prøvene tas ut i vannsøylen for å få med representative mengder med partikler [10]. Store variasjoner i suspendert stoff gir seg ofte utslag i variasjon i blant annet KOF.

Det stilles generelle krav til emballasjen avhengig av hvilke analytter som skal analyseres og analyser som skal gjennomføres. Generelt gjelder det at emballasjen ikke skal avgi eller adsorbere komponenter til/fra prøven. Den skal heller ikke være permeabel for forurensninger. Valg av emballasje er gjerne en prosess som gjennomføres i samarbeid med

laboratoriet. Valg av utstyr og emballasje er viktige variabler som må inkluderes i prøvetakingsplanen [10]. Når prøvene er tatt må det velges en transportmåte til laboratorium som ikke påvirker prøven. Langt opphold i postens terminaler er ingen god måte å oppbevare prøver på.

Tabell 1. Utdrag fra EN-ISO 5667-3

Parameter	Konservering	Tid til analyse (døgn)	Egner seg for blandprøve
BOF	- 20 °C	30	+
KOF	- 20 °C	30	+
ToT-P	- 20 °C	30	+
NO ₃ ⁻	- 20 °C	30	+
NO ₂ ⁻	1 °C til 5 °C	1	-
Tot-N	- 20 °C	30	+
BTEX	pH 1 til 2 ³	7	0 ⁴
Ledningsevne	1 °C til 5 °C	1	-
SS	1 °C til 5 °C	2	-
TOC	- 20 °C	30	+
NH ₄ ⁺	- 20 °C	30	+
pH	1 °C til 5 °C	1/4	-
PCB	1 °C til 5 °C	7	0
PAH	1 °C til 5 °C	7	0
Pesticider	1 °C til 5 °C	5	0
Metaller	pH 1 til 2 ²	30	+
Olje (THC)	pH 1 til 2 ¹	30	+
Fenoler og kresoler	pH < 4 ³	21	
Anioner (Br, F, Cl, NO ₂ , NO ₃ , SO ₄ og PO ₄)	- 20 °C	30	+
Hg	pH 1 til 2 med HNO ₃ pluss K ₂ Cr ₂ O ₇	30	+
Cr (VI)	1 °C til 5 °C	1	

¹ Surgjøring med H₂SO₄ eller HCl

² Surgjøring med HNO₃ – Hg er ikke inkludert

³ Surgjøring med H₂SO₄

⁴ 0 ingen preferanse

3.2. Måling av sigevannsmengde (hydraulisk belastning)

For en effektiv rensning av sigevann er hydraulisk belastning en viktig parameter for en effektiv rensning. Blant annet kjemikalietilsetning er avhengig av vannmengde. De renseløsningene som benyttes må være tilpasset både endringer i sammensetning, hydraulisk belastning som funksjon av årstid, og utvikling som vist i Figur 2.

Det er anbefalt kontinuerlig måling av sigevannsmengde i veilederen om overvåking av sigevann fra avfallsdeponier [4]. Dette er lagt inn som krav i mange utslippstillatelser. Måling av mengde kan i prinsippet gjennomføres på flere måter. Tre eksempler som brukes i dag er satt opp nedenfor:

- Måling basert på oppstuing (overløp) og registrering av Δh
- Måling direkte i rørtverrsnittet basert på elektromagnetisk prinsipp
- Registrering av pumpetimer

Førstnevnte prinsipp er mye brukt og baserer seg på et V-overløp og registrering av endring i høyde over overløpet. Høyden er en funksjon av sigevannsflyt. I og med at sigevann kan inneholde overflateaktive stoffer kan skumming påvirke høydemålingen. Dessuten kan reduserte metallioner og partikler som oksideres i ledningsnett medføre utfellinger som i neste omgang kan representere utfordringer for måling av sigevann. Dette bidrar til at mengdemålere krever et ettersyn for å kunne operere med en akseptabel nøyaktighet.

Avhengig av hvor godt deponiet er tildekket, og eventuell avskjæring av overvann, vil sigevannsmengden påvirkes av endringer i nedbørsmengder. Dette problematiserer dimensjonering av renseanlegget.

3.3. Vannbalanse

Det vil være en sammenheng mellom mengde vann som skal behandles i et renseanlegg og størrelse på anlegget og dermed kostnadene. Behandlingskostnadene kan oppgis som funksjon av forurensningsbelastning og/-eller hydraulisk belastning. Det er derfor viktig å unngå at vann som ikke er påvirket av prosessene i deponiet påvirkes av sigevann. Avskjæring av fremmedvann er derfor helt sentralt for å oppnå god renseeffekt og reduserte behandlingskostnader. Det er inkludert i de fleste utslippstillatelser et krav om beregning av vannbalanse, og med det et krav om faktisk hvor mye fremmedvann som kan inkluderes i sigevannet eller alternativt leder til en diffus spredning. Ideelt sett bør $Q_{inn}=Q_{ut}$. Det vil si den mengden som kommer inn i deponiet samles opp og renses.

Det er også tallfestet et krav om $\pm 5\%$ som grense for hva som er akseptabelt med tanke på vannbalanse og kontroll på vannmengde [5]. Matematiske modeller som kan brukes i dette arbeidet har en usikkerhet som er innenfor $\pm 25\%$. Dette i henhold til Gisbert et.al [11].

Vi kan definere netto infiltrasjon på følgende måte:

$$\text{Ligning 3} \quad Q_{inn} = PR + (G_{inn} + SRT) - (SRO - EP - ST_{cov})$$

PR er nedbørsmengde

G_{inn} er grunnvann som trenger inn i deponiet

SRT er overflatevann som trenger inn i deponiet

SRO er overflatevann som renner av på overflaten

EP er evapotranspirasjon

ST_{cov} er vann som er stasjonært i toppdekke

Nedbørsmengden bør ideelt sett måles med egen måler på deponiet. Ulempen med dette er oppfølging og ettersyn av måleren. Alternativer kan være å bruke meteorologiske data fra de utplasserte målerne som benyttes kommersielt. For å bestemme avrenning av overvann kan NVE's avrenningskart benyttes [12]. Tilsvarende kan også evapotranspirasjon hentes fra NVE sitt arbeid. I henhold til håndbok utarbeidet av RVF har et grasdekt toppdekke et vannbehov på 500 til 700 mm i vekstsesongen [13].

Netto sigevannsproduksjon kan uttrykkes på følgende måte:

$$\text{Ligning 4} \quad Q_{\text{ut}} = LC + ST + G_{\text{ut}} + \Delta h + \Delta g$$

LC er sigevann som skal renses

ST er stasjonært vann i avfallet (feltkapasiteten)

G_{ut} er diffus grunnvannsspredning

Δh er vann som fordamper fra deponiet

Δg er vann som inngår i biologisk omsetning til CH_4

Stasjonært vann er den vannmengden som er magasinert i deponiet. Denne vil være avhengig av feltkapasiteten. Det vil si den evnen avfallet som er deponert har til å magasinere vannet. Tidligere arbeid har vist at feltkapasiteten er om lag 125 l/m^3 avfall [14]. I henhold til utkast til veileder for sigevannsovervåkning varierer vanninnholdet i avfallet mellom 25 % i tørt sortert avfall og 75 % avhengig av deponert våtorganisk avfall [15, side 65]. Anaerob nedbrytning av organisk materiale har et netto forbruk på 45 l/m^3 sluttbehandlet [14]. Det er lite trolig at dette nettoforbruket til produksjon av deponigass kan relateres til alle materialene som er sluttbehandlet.

3.4. Definisjon av sigevann

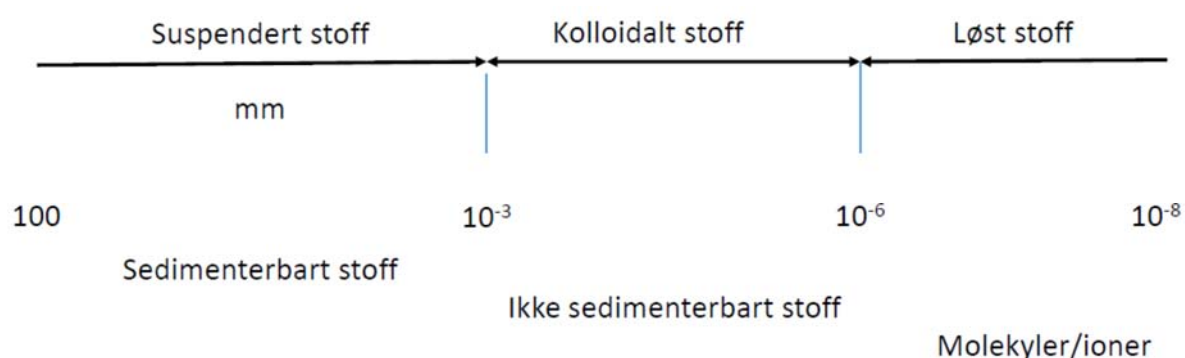
Sigevann er et resultat av de biologiske og kjemiske prosessene som skjer inne i deponiet. De biologiske hovedprosessene er beskrevet i åtte trinn og er satt opp innledningsvis (se side 7).

Deponiet er ikke et lukket system og sammensetningen er, som allerede vist, påvirket av nedbør og også utveksling med atmosfæren. Sigevannet defineres med utgangspunkt i en meget omfattende meny av kjemiske målinger satt opp i veilederen fra 2005. Dette programmet er delt inn i et årlig program og et 5-årig program [4]. I og med at dette overvåkningsprogrammet ble implementert via konsesjoner i perioden 2008 til 2010, så har de fleste anlegg kun to måleserier fra det 5-årige programmet. Noen anlegg har bare en serie. Imidlertid har det vært gjennomført omfattende prøveprogrammer også før veilederen ble etablert. Disse måleprogrammene var imidlertid spesifikke programmer tilpasset det enkelte deponiet.

Okkenhaug og Arp utarbeidet en rapport på vegne av Miljødirektoratet som summerer opp situasjonen i sigevann i perioden fra 2006 til 2010 [31]. Et noe mindre utvalg av resultater ble presentert i regi av Avfall Norge i 2012 [16]. Sistnevnte vurderte også belastningen fra andre typer avrenninger mot hva man kan kvantifisere i sigevann. Dette for kunne gjøre en vurdering av sigevannets påvirkning i forhold til annet type vann.

For å beskrive sigevann er basisparametrene KOF, BOF, forholdet mellom BOF/KOF, pH, SS, NH_4^+ og tungmetaller sentrale [17]. Ammonium er nitrogen på redusert form som er et resultat av reduserende forhold i deponiet. Avhengig av hvilket nedbrytningsstadium deponiet er i, vil forholdet BOF/KOF variere i området 0,7 til 0,04. Det vil si at forholdet avtar ettersom deponiet går over i en stabil metanproduserende fase. Eldre deponier vil kunne identifiseres med et lavt forholdstall. I og med forbudet mot sluttbehandling av avfall med TOC større enn 10 %, vil alle deponier i Norge være i en slik stabil fase forutsatt at de har mottatt avfall før kravet ble iverksatt.

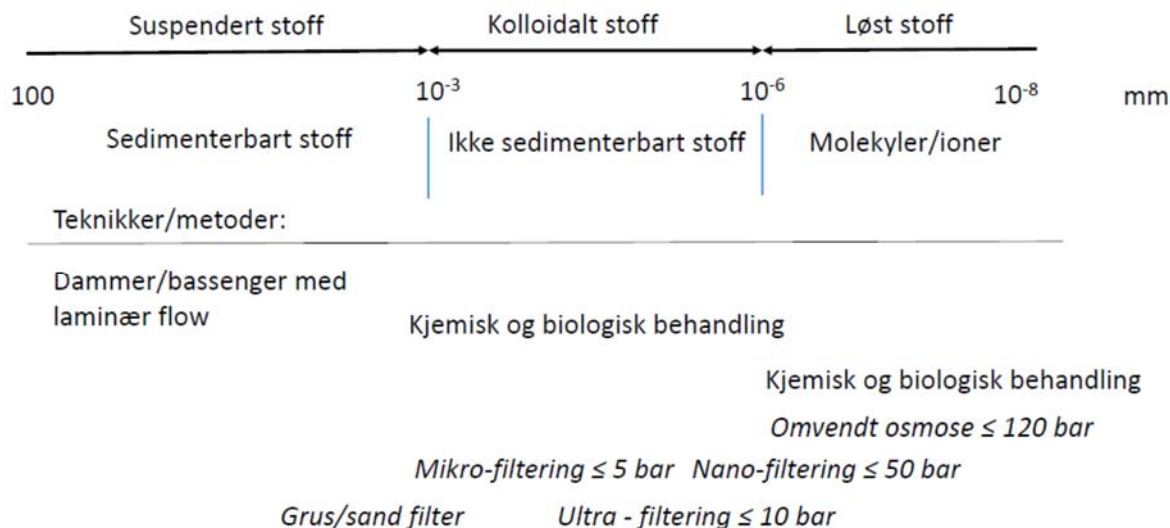
Sigevann vil kunne mobilisere partikler/forurensning i ulike partikkelstørrelser. Som funksjon av partikkelstørrelse er muligheter for separasjon fra vannfasen illustrert i Figur 3. Det vil si at en reduksjon i partikelmengden representerer et viktig grep med hensyn på rensing av sigevann. En dam eller et basseng hvor det er laminær flow vil kunne bidra til at partikler som er større enn 10^{-3} mm vil sedimentere ut. Med relasjon til partikkelstørrelse er overflatebelastningen direkte knyttet til hva som faktisk kan sedimentere ut. På grunn av partikkelladning vil kolloidale partikler forbli i vannfasen inntil destabilisering og flokkulering med påfølgende sedimentering eller alternativt filtrering. Ioner/stoffer som er løst i vannfasen må manipuleres ut av vannfasen enten via kjemisk felling, adsorbent i mikroorganismer eller filtrert ut ved hjelp av avanserte filtreringsteknikker som nanofiltrering eller omvendt osmose.



Figur 3. Sedimenterbarhet som funksjon av partikkelstørrelse

Et klassisk design for reduksjon av forurensning fra en kontaminert vannfase vil være primærbehandling for reduksjon av suspendert stoff som er sedimenterbart. Dette for å redusere belastningen på mer avanserte trinn. Dette kan gjennomføres enten via sedimentering i løpet av definert oppholdstid i et basseng, eller via filtrering igjennom et filter med lysåpning tilpasset partikkelstørrelsen. Biologisk behandling brukes for å bryte ned kolloidalt og løst stoff som er biologisk omsettbart. Her kan det også benyttes filtreringsmetoder med en mindre lysåpning. Både mikro- og ultrafiltrering kan være alternativer. Kjemisk felling fra vannfase kan også benyttes for å redusere utslipp av både kolloidalt materiale og resterende stoffer som er løst i vannfasen. Her kan også både nano-filtrering og avansert filtrering som omvendt osmose (RO) være et alternativ. Imidlertid må sigevannet manipuleres med kjemikalier for at RO-prosessen skal være effektiv. Dessuten vil det med løsninger som har svært liten lysåpning genereres et mottrykk som må overvinnes for at prosessen skal være effektiv.

I figuren nedenfor er det illustrert en kort oversikt over alternative løsninger relatert til formatet på forurensning i sigevann.



Figur 4. Alternativ behandling av sigevann som funksjon av partikkelstørrelse

3.5. Tilførsel av overvann fra andre avfallsprosesser

Det foregår ofte en rekke avfallsrelaterte aktiviteter i forbindelse med deponidriften. Disse aktivitetene er blant annet knyttet til materialgjenvinning og tilrettelegging for energiutnyttelse. Varene som det kan være snakk om er blant annet overflatebehandlet trevirke, hageavfall og oljeforurenset masse. Impregneret trevirke kan også mellomlagres. Noen få anlegg har også tillatelse til å kverne dette før videre transport til behandling. Vann som genereres fra de ulike prosessene nevnt kan deles inn i tre kvaliteter etter sammensetning [18]:

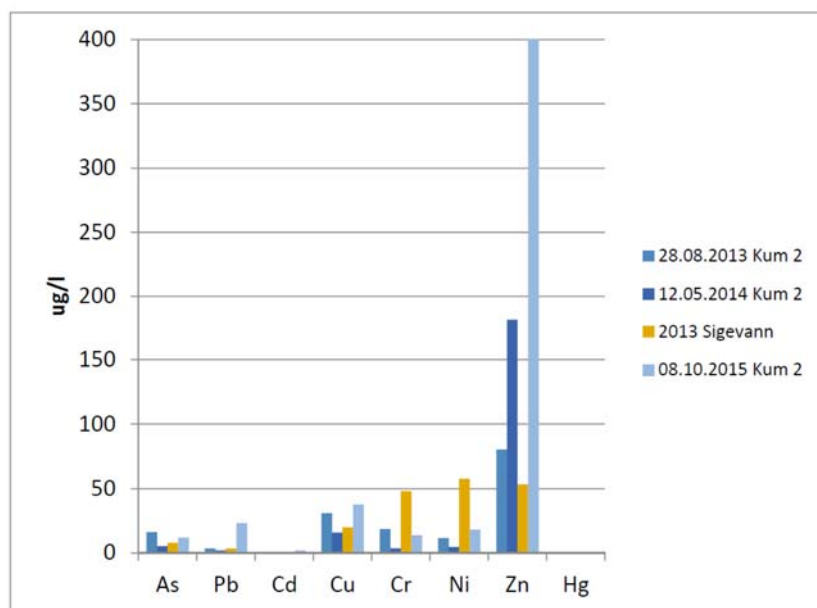
- Overskuddsvann som frigjøres fra råstoffet
- Endogent vann – nedbrytning av cellemateriale
- Eksogent vann – eksternt vann for eksempel regnvann

Vannet vil enten bindes til avfallet når vanninnholdet er lavere enn feltkapasiteten, fordampe, eller drenere ut av avfallet som sigevann hvis mengden er større enn feltkapasiteten. Overflatebehandlet trevirke kvernes før transport til energiutnyttelse. Avhengig av perioden fra kverning til mellomlagring vil materialene generere et sigevann som er forurenset.

Hageavfall som mottas kvernes og komposteres til jordproduksjon. Dette kan også bidra til mobilisering av forurensning. Dette gjelder først og fremst organisk stoff [19]. Avhengig av innslaget av lett nedbrytbart organisk avfall kan BOF-nivået overstige 20 000 mg/l. Innholdet av KOF er målt til 70 000 mg/l. Ledet direkte inn i et renseanlegg for sigevann kan slike nivåer representere en betydelig utfordring. Overskuddsvann fra sortering av avfall kan inneholde høye konsentrasjoner av tungmetaller. Konsentrasjonen av Zn ble fra et eksempelanlegg bestemt til 2906 µg/l. Pb ble målt til 585 µg/l mens Cr ble kvantifisert til 82,5 µg/l [19]. For de to førstnevnte elementene er konsentrasjonen vesentlig høyere enn i tradisjonelt sigevann fra ordinære deponier. Tilført renseanlegget for sigevann vil dette påvirke slamkvaliteten og eventuelt forbruk av kjemikalier, i tillegg til å «stresse» akseptgrensene.

Det lagres og behandles fysisk både ubehandlet og overflatebehandlet trevirke. I figuren nedenfor er kvaliteten på overvann samlet opp i en overvannskum nedstrøms mellomlager for

trevirke illustrert. Resultatene viser forhøyede konsentrasjoner av Zn og Pb sammenlignet med sigevann. Nivåene av Cu er også i overkant av sigevann. Resultatene underbygger behovet for å lede denne typen vann utenom renseanlegget.



Figur 5. Avrenning av tungmetaller fra behandlet trevirke vs. sigevann (µg/l)

Avhengig av beliggenhet for disse prosessene så kan avrenning fra aktivitetene tilføres deponiet, og i mer eller mindre modifisert form ende opp i sigevannet. Modifisering vil i denne sammenhengen være knyttet til omsetning i deponiet som illustrert i Figur 2. Så lenge deponiet er i den metangenererende fasen vil organisk stoff som mobiliseres fra en komposteringsprosess omsettes til CH₄ i deponiet.

Testing med CCA impregnert trevirke (Cr, Cu og As) i sammen med annet BA-avfall (10 % w/w) i simulert deponi i pilotskala har vist betydelig mobilisering av både As og Cr. Middelkonsentrasjonen av As var målt til 2260 µg/l mens Cr ble målt til 1340 µg/l. Konsentrasjonen av Cu derimot var tilnærmet uforandret sammenlignet med referanseprøven [20]. Dette innebærer at kvaliteten på sigevannet kan bli vesentlig påvirket av denne type trevirke og overskridelser av akseptgrenser vil kunne være et resultat av dette. CCA trevirke bør derfor ikke utsettes for store nedbørmengder og eventuell avrenning bør ikke blandes med sigevannet.

I tillegg til CCA impregnert trevirke mottas store mengder med øvrig behandlet trevirke. Dette mellomlagres også ofte på eller ved deponier som brukes som mellomlager plass. I tillegg kvernes avfallet før det sendes til energiutnyttelse. Selv ubehandlet trevirke har vist betydelig potensial for forurensning. Dette gjelder både i form av KOF, lignin og flyktige fettsyrer. Avhengig av type treslag varierte BOF₇ i området fra 3462 til 11 441 mg O₂/l. Inn i et sigevannsanlegg som behandler sigevann med en BOF₅ som er mindre enn 100 mg O₂/l vil dette kunne redusere kvaliteten på prosessen dramatisk. Ved kverning vil situasjonen bli vesentlig forverret. Utlekking av fenol er også markant fra ubehandlet trevirke. I utlekkingsstester er det påvist fra 12 000 til 77 000 mg/l [21]. Dette innebærer at også avrenning fra ubehandlet trevirke bør unngås i sigevannsbehandlingsanlegget.

4. DEPONIGASSANLEGGET SOM EN DEL AV RENSEPROSESSEN

Alle deponier som har mottatt nedbrytbart avfall har hatt krav på å dokumentere enten behov for, eller å etablere og drifte et uttaksanlegg for deponigass. I tillegg til å redusere utvasking av organisk karbon via sigevann, vil et kontrollert gassuttak også kunne bidra til å redusere konsentrasjonen av et utvalg organiske forbindelser og metallorganiske forbindelser via uttaket av deponigass [22]. Dette innebærer at belastningen på sigevannsbehandlingsanlegget kan reduseres via gassuttaket.

En forenklet beskrivelse av forholdet mellom analytt i vannfase og gassfase er gitt ved følgende uttrykk:

$$\text{Ligning 5} \quad k_H = \frac{P_g}{C_w}$$

Hvor P_g er partialtrykket av analytt over vannfasen

C_w er konsentrasjonen av analytt i vannfasen

k_H er Henry's lov konstant

Både klorerte løsemidler som diklormetan og triklormetan må forventes å kunne trekkes ut av deponiet via deponigass. Det er gjort målinger som dokumenterer konsentrasjoner på henholdsvis 684 og 50 mg/m³ som uttaksmaksimum. BTEX forbindelser kan også reduseres i sigevannet via gassfase. Det er blant annet målt konsentrasjoner av benzen på 15 mg/m³ og tilsvarende 615 mg/m³ for toluen [22]. Etylbenzen er også kvantifisert i gassfase. I henhold til Øman er målt maks konsentrasjon på 236 mg/m³. Som en tommelfingerregel kan en forbindelse med en $k_H > 300 \text{ Pa m}^3/\text{mol}$ forventes å kunne trekkes ut via gassanlegget [22].

Polysiloksaner er en viktig bestanddel i mange produkter som er sluttbehandlet. Denne typen polymer er ikke tilstrekkelig flyktig til å følge deponigassen. Imidlertid brytes disse forbindelse ned til oktametylsyklotetrasiloksan (D4) og dekametylsyklopentasiloksan (D5) som er sykliske forbindelser som er påvist i deponigass i området 16 til 19 mg/m³ [23]. D5 er også en forbindelse som definerer vannkvaliteten i både ferskvann og kystvann [24]. AA-EQS for D5 (klasse II) er satt til 1,7 µg/l i ferskvann og 0,17 µg/l i kystvann.

Toksiske tungmetaller som Hg, Cd, Pb, As og Se er elementer som kan reduseres og omsettes til metallorganiske forbindelser av mikroorganismer under anaerobe forhold [25, side 672]. Dette bidrar til at mobiliteten via gassfase øker betraktelig og at toksisiteten øker fundamentalt. Kvikksølv har vært deponert blant annet i produkter som batterier, brytere og termometre. På tross av at man i dag har en utsortering av EE-avfall og egne ordninger for kvikksølv termometre er det forventet at det fortsatt vil bli deponert små, men signifikante mengder av denne typen avfall. Det er dokumentert, at metallisk kvikksølv via mikrobiologiske prosesser metaboliseres til organisk kvikksølv under anoksiske betingelser. Det er først og fremst sulfatreduserende bakterier som er involvert i denne omsetningen under betingelser hvor det er underskudd på sulfat [26]. Er det tilgang på for eksempel H₂S, kan dette bidra til å immobilisere kvikksølv og også andre elementer i form av tungt løselig Me_xS_y (metallsulfid). Når red/oks situasjonen endres i deponiet til aerobe forhold kan dette lede til at sulfid oksideres og metallene med det mobiliseres ut via sigevannet (se Figur 2).

For å redusere miljøbelastningen fra deponigassen må gassen destrueres. Dette kan oppnås i en fakkel, brenner eller motor. Det primære oppdraget er å omsette CH_4 til CO_2 og H_2O , men øvrige miljøgifter som følger gassen må også destrueres. I nyere konsesjoner er det forutsatt et mulig krav om ytterligere dokumentasjon av deponigassens sammensetning utover konsentrasjonen av CH_4 . Ønsket sluttprodukt fra forbrenning av deponigass er CO_2 , vann og SO_2 , HCl og HF . Mengden oksidasjonsmiddel (O_2) er viktig for å oppnå optimale forbrenningsbetingelser. Disse betingelsene kan beskrives i uttrykket for λ :

$$\text{Ligning 6} \quad \lambda = A/A_{\min}$$

A er nødvendig luftmengde for å oppnå tilnærmet 100 % destruksjon av deponigass. A_{\min} er teoretisk minimumsmengde O_2 . Dette innebærer at $\lambda \geq 1$. Under disse betingelser vil en homogen minimumstemperatur på $800\text{ }^\circ\text{C}$, og en oppholdstid på minst $0,3\text{ s}$ i denne temperatursonen være tilstrekkelig til å oppnå tilfredsstillende destruksjon av miljøgifter ifølge Christensen et.al [27, side 510]. En høyere temperatur, og lengre oppholdstid vil bidra til å bedre destruksjonseffektiviteten ytterligere. På grunn av spesielt de kovalente bindingene mellom karbon-halogen kreves det temperaturer over $1000\text{ }^\circ\text{C}$ for en effektiv omsetning av halogenerte miljøgifter i gassfase. En ulempe med så høye temperaturer er emisjon av NO_x . Til syvende og sist er dette et spørsmål om kombinasjon av oppholdstid under høy temperatur, total oppholdstid i varm sone og konsentrasjonen av O_2 .

Omsetningen til CO_2 og vann får mindre betydning for utslippet av metaller. Dette innebærer at oksidasjon av deponigassen vil medføre at elementer vil kunne spres via denne prosessen. Det er gjennomført passive målinger med mosenett ved et deponi på Østlandet. Dette er målinger som har foregått over en definert tidsperiode. Målingene dokumenterte en økning på ca 50 % av kvikksølv akkumulert over en periode på ca. 6 mnd. i forhold til antatt bakgrunnsnivå [28]. Det er sannsynlig at det kan være flere kilder til denne økningen. De høyeste konsentrasjonene ble imidlertid dokumentert i overgangen mellom toppdekke og aktivt deponi. Dette betyr at et tilfredsstillende toppdekke vil kunne ha en positiv innflytelse på diffuse utslipp av miljøgifter via deponigass. Forslag til utarbeidelse av toppdekke er beskrevet i egen veileder [29]. Lindberg et.al har arbeidet med diffuse utslipp av dimetylkvikksølv via aktiv prøvetaking. Disse målingene ble gjennomført under andre og varmere klimatiske forhold. De konsentrasjonene som ble dokumentert var under 100 ng/m^3 [30].

Det er ikke definert utslippskrav fra forbrenning av deponigass fra et deponi. I Christensen et.al er det henvist til TA-Luft reguleringer fra Tyskland [27, side 513].

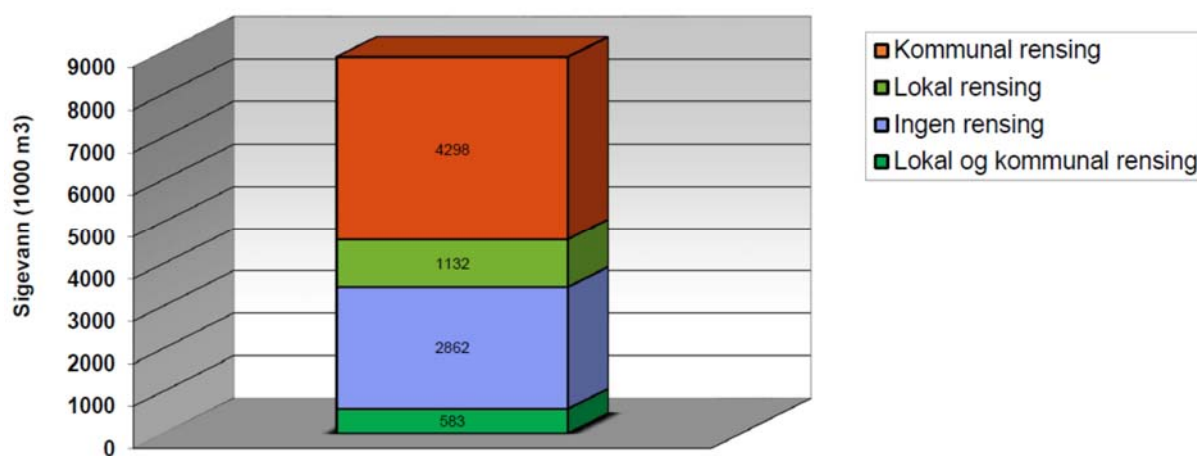
5. KRAV TIL UTSLIPPSKVALITET - AKSEPTGRENSER

5.1. Resipienter

Det er en sammenheng mellom geografisk plassering av deponier i dag og type resipient. En liste over mulige utslippsalternativer er satt opp nedenfor:

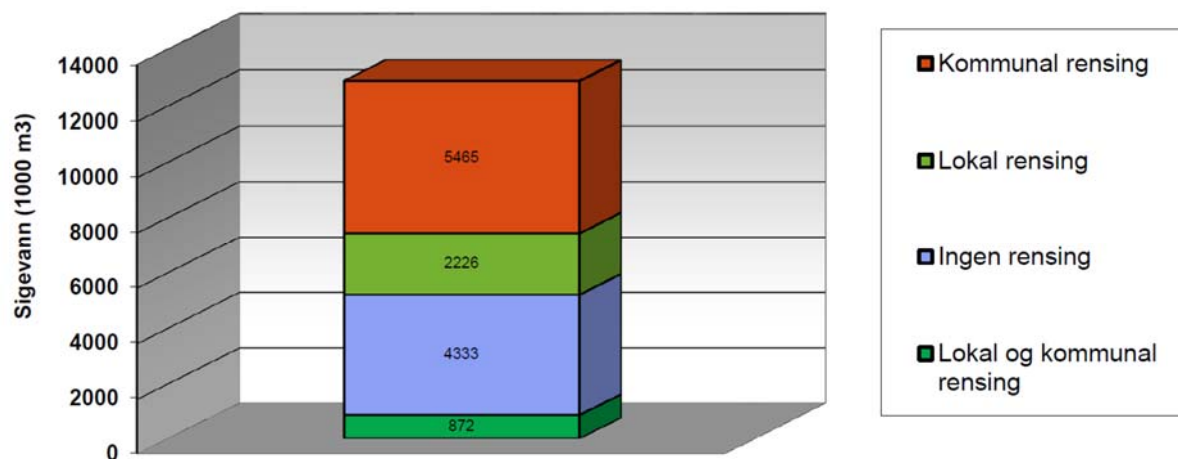
- Kommunalt renseanlegg
- Overflate resipient (bekk, elv eller innsjø)
- Fjord eller kystvann
- I umettet sone i grunnen
- Retur til deponi

Uansett hvilken resipient som brukes må det være et krav til faktisk belastning som kan aksepteres. Det vil si at det må defineres akseptgrenser. Det er svært få deponier i dag som har spesifikke utslippskrav, verken de som leverer til kommunale renseanlegg eller de som leverer ubehandlet ut i resipienten. I 2007 ble det rapportert at så mye som 58 % av sigevannet gikk urensert ut i resipienten mens 40 % ble behandlet sammen med kommunalt avløp [47]. I 2010 var denne situasjonen endret slik at andelen som gikk urensert ut var redusert (se Figur 6). Av 8.9 mill. m³ gikk 32 % urensert ut i resipienten mens 48 % gikk til kommunal rensing og 13 % ble behandlet lokalt. Noen få anlegg hadde forbehandling lokalt før kobling til kommunalt nett. I de fleste konsesjonene som ble gitt i perioden 2008 til 2010 ble det stilt krav om å utrede behov for å rense sigevannet.



Figur 6. Fordeling mellom sigevannsmengde og type behandling 2012 [31]

En tilsvarende gjennomgang av innrapporterte data fra 2015 viser et langt større volum produsert sigevann. Om dette gjenspeiler en optimalisering av mengdemåling, bedre rapporteringsrutiner eller økt nedbørsmengde er uklart. Imidlertid ble det satt krav om kontinuerlig måling av sigevannsmengder i konsesjoner gitt i perioden 2008 til 2010. Hvis dette kravet er etterkommet kan dette være en medvirkende årsak til at mengden rapportert er økt. Imidlertid er også antall deponier i drift redusert. Forutsatt god overdekning skulle dette trekke i motsatt retning.



Figur 7. Fordeling mellom sigevannsmengde og type behandling i 2015

Total mengde innrapportert sigevann var 12,89 mill. m³/2015. Av dette gikk om lag 42 % direkte til kommunalt renseanlegg mens 34 % gikk urensert til resipient. 17 % av sigevannet som ble generert i 2015, gikk til lokalt renseanlegg før resipient. Dette er en reell økning sammenlignet med tidligere og innebærer at fokuset på rensing av sigevann er økt. Årsaken er sannsynligvis konsesjonskrav.

5.2. Påslipp til kommunalt nett

Et kommunalt avløpsrenseanlegg er etablert først og fremst for å redusere utslipp av fosfor til resipienten. I tillegg er det også anlegg som har utslippskrav knyttet til nitrogen. Dette innebærer imidlertid at kommunalt renseanlegg ikke er tiltenkt rensing av sigevann fra deponier. Den tidligere renholdsverksforeningen i Sverige foreslo grenser for utslipp til kommunalt nett knyttet til KOF hvor de satte grensen på 10 000 mg O₂/l. I tillegg ble det foreslått at den hydrauliske belastningen burde være mindre enn 0,04 x Q_{dim} [32].

For deponier er det klare fordeler ved å levere sigevann på kommunalt nett [33]:

1. Renseteknisk kompetanse på avløpsrenseanlegget
2. Fortynning av forurensninger
3. Utjamner effekten av variasjon i hydraulisk- og forurensningsbelastning som vil være en utfordring ved et lokalt behandlingsanlegg
4. Unngår tilsetning av C og P

Når det gjelder punkt 2 i oppstillingen over, er dette en sannhet med modifikasjoner. Nitrogenbelastningen kan bety at rensekraft knyttet til utslipp av nitrogen vil utfordres ved tilførsel av sigevann til det kommunale renseanlegget. Toksiske forbindelser som kan mobiliseres i sigevannet kan inhibere biologiske prosesser lokalt. Ved utfellinger og produksjon av slam vil disse naturlig nok oppkonsentreres i slammet. Skal dette slammet benyttes som jordforbedringsmiddel kan oppkonsentrering i slammet påvirke kvalitetsklassen og kan derfor i neste omgang representere et problem for anleggseier (Tabell 2).

Ettersom tilførsel av organisk stoff til deponiene har gått ned vil omsetningen av det gjenværende materialet i deponiet medføre at utlekking av organisk stoff reduseres. Dette er

blant annet diskutert i avsnitt 6.2. Det betyr at det kan bli nødvendig å tilføre både C og P som poengtert i 4. Det betyr at en sammenblanding av kommunalt avløp og sigevann vil representere et totalt sett mindre forbruk av kjemikalier.

For eier av renseanlegget kan man også tenke seg fordeler:

1. Økning av nitrogenkonsentrasjonen - letter biologisk behandling

Punkt 1 over står i kontrast til en eventuell ulempe til en økt belastning på nitrogenfjerningstrinnet. Det vil til syvende være mengden sigevann i forhold til den totale mengden som tilføres via andre kilder som vil være avgjørende for om nitrogentilførsel via sigevann kan være fordelaktig.

En tilnærmet komplett opplisting over ulemper ved tilkobling av sigevann til kommunalt nett er satt opp nedenfor [33]:

1. Utfelling og begroing i ledningsnettet
2. Betydelig nitrogen belastning på renseanlegget
3. Kontaminering av kloakkslam
4. Toksiske komponenter i sigevann kan inhibere biologiske prosesser
5. Foringelse av renseprosessen
6. Økt kjemikalieforbruk
7. Spredning av sigevann via nødoverløp og dårlig ledningsnett

Utfellinger og begroing i sigevannsnettet er i stor grad knyttet til jern som forekommer på redusert form. Dette kan oksideres til treverdige jern og blir på denne måten et fellingskjemikalium. På tross av at det kommunale renseanlegget benytter jern til kjemisk felling, og destabilisering av kolloider vil dette medføre en utfordring på ledningsnettet. Derfor er det også stilt krav om påslipp av jern (se Tabell 4).

Graden av kontaminering av slamprodukter er i stor grad vurdert i forhold til gjødselvereforskriften. Det innebærer at det i hovedsak er innholdet av tungmetaller som stiller krav til kvaliteten. Nedenfor er gitt tre eksempler som viser påvirkning fra sigevannsutslipp fra tre ordinære deponier som slipper direkte inn på et kommunalt nett. I beregningen er det antatt en oppkonsentrering i slammet på 80 %. Graden av påvirkning er vurdert i forhold til mengden sigevann og total mengde avløp ($Q_{\text{sigevann}}/Q_{\text{total}}$ mengde avløp). Det vil si at når dette forholdstallet er 0,05 betyr dette at mengden sigevann utgjør 5 % av den totale hydrauliske belastningen på avløpsrenseanlegget.

Tabell 2. Eksempler på oppkonsentrering av elementer i avvannet slamprodukt (prosentvis bidrag) fra tre deponier til tre forskjellige avløpsrensaneanlegg

Parameter	Q_s/Q_{tot} 0,05	Q_s/Q_{tot} 0,02	Q_s/Q_{tot} 0,003
Cu	2	0,8	0,2
Zn	4	0,9	0,1
Pb	6	1,3	0,2
Ni	35	21,5	5,2
Cd	6	2,8	0,2
Hg	1	2,7	0,06
Cr	37	11,4	4

Q_s er årlig sigevannsmengde

Q_{tot} er årlig mengde avløpsvann behandlet på kommunalt renseanlegg

For alle tre eksemplene er Ni og Cr de elementene som peker seg ut ved å gi størst bidrag til slamproduktet. Dette er i god overensstemmelse med den antatte kostnaden som miljøgifter i sigevann er beregnet til å representere [16].

For de som leverer til kommunale anlegg, er kostnaden for de aller fleste anlegg knyttet til hydraulisk belastning. Noen få anlegg har tilknytningsavgift relatert til hva som faktisk slippes inn på det kommunale nettet. Dette er sannsynligvis en riktigere prising enn kun hydraulikk. Prising knyttet til påslipp vil også kunne motivere deponieier til faktisk å etablere en lokal forbehandling. Et slikt eksempel er vist i Tabell 3.

Tabell 3. Eksempel på reell behandlingskostnad ved tilkobling til kommunalt nett.

Parameter	Pris kr/ kg
Suspendert stoff (SS)	3,6
Kjemisk oksygenforbruk (KOF-Cr)	1,8
Total Nitrogen (N-total)	53,3
Total fosfor (P-total)	88,8

Påslippavgift til kommunalt nett kan kombineres slik at man betaler en avgift basert på levert årlig volum og et tillegg hvis etablerte grenser overstiges. Et slikt eksempel er vist i Tabell 4. Her er en rekke av de stoffene som følges opp i henhold til veilederen listet opp med påslippsgrense. I tillegg er tilleggsavgift knyttet til KOF, Tot-N og Tot-P. Dette er sammenlignbart med anlegg som betaler en avgift knyttet til årsmengde levert.

Tabell 4. Eksempel på akseptgrenser og grenser for tilleggsavgift for sigevann til kommunalt nett.

Parameter	Kravgrense
pH	6,0 – 10
Suspendert stoff (SS)	400 mg/l
Kjemisk oksygenforbruk (KOF-Cr)	600 mg/l (grense for tilleggsavgift)
Total Nitrogen (N-total)	60 mg/l (grense for tilleggsavgift)
Ammonium-N (NH ₄ -N)	60 mg/l
Total fosfor (P-total)	8 mg/l (grense for tilleggsavgift)
Klorid (Cl ⁻)	2500 mg/l
Jern (Fe)	15 mg/l
Arsen (As)	0,04 mg/l

Parameter	Kravgrense
Kadmium (Cd)	0,002 mg/l
Total krom (Cr-tot)	0,05 mg/l
Seksverdig krom (Cr VI)	0,001 mg/l (laveste deteksjons- grense)
Kobber (Cu)	0,2 mg/l
Nikkel (Ni)	0,05 mg/l
Bly (Pb)	0,05 mg/l
Sink (Zn)	0,5 mg/l
Kvikksølv (Hg)	0,0005 mg/l
Kobolt (Co)	0,005 mg/l
Sulfat (SO ₄ ²⁻)	300 mg/l
Sum PAH-16	0,001 mg/l
Fenol	0,08 mg/l
Sum BTEX	0,017 mg/l
Sum C10-C40	50 mg/l
Bisfenol A	0,016 mg/l
4-t-Oktylfenol	0,0012 mg/l
Nitrifikasjonstest	< 20 % ved 5 x fortyning
Perfluoroktylsulfonater (PFOS)	0,0025 mg/l
Perfluoroktylsyre (PFOA)	0,0025 mg/l

5.3. Utgangspunkt for bestemmelse av akseptgrenser

Både det sigevannet som slippes urensset ut i resipienten, og den mengden som behandles lokalt før utslipp, må kunne relateres til en akseptgrense. Det finnes flere muligheter for å skalere utslippene. I Nederland har man i mange år benyttet såkalte MPC-verdier [34]. Disse grenseverdiene er utarbeidet med bakgrunn i utvikling av kronisk toksisitet for metaller. MPC verdien er definert på følgende måte:

$$\text{Ligning 7} \quad \text{MPC} = \text{MPA} + \text{Cb}$$

MPC er maksimalt tillatt konsentrasjon i resipienten
 MPA er maksimalt tillatt mengde tilført (akseptgrense)
 Cb er bakgrunnskonsentrasjonen

Slik som dette uttrykket er satt opp vil det kunne være tillatt å «fylle opp» resipienten til den definerte maksimumsgrensen. BAT, som innebærer valg av best mulige teknikk innenfor en økonomisk hensiktsmessig ramme, er definert via IPPC [35]. I dette regelverket påpekes det at BAT også skal gjelde selv om man er under akseptgrense. Det vil i praksis si at man ikke kan «fylle opp» resipienten til det maksimale nivået.

Weideborg et.al introduserte i 2006 bruk av PNEC verdier (predicted no effect concentration) for å vurdere krav til rensing. Dette ble så knyttet til en naturlig avrenning og en akseptabel mengde til resipient. Mengden ble beregnet for de fleste stoffer/elementer basert på 10 x PNEC. For noen enkelforbindelser ble grensen satt lik PNEC [36]. Dette gjaldt blant annet klorerte løsemidler. For tinnorganiske forbindelser ble det henviset til deteksjonsgrense [36]. Deteksjonsgrenser som grunnlag for utslippsgrense er ikke tilstrekkelig med tanke på usikkerheten i tallgrunlaget. Det er derfor kvantifiseringsgrensen som burde benyttes. Der utgangspunktet var en stoffgruppe har rapporten tatt utgangspunkt i den mest miljøfarlige

forbindelsen vurdert i forhold til PNEC. Okkenhaug og Arp brukte i sin rapport PNEC-verdier for å vurdere utslipp fra lokale renseanlegg for sigevann [37]. PNEC som akseptgrense er svært krevende.

Det er etablert målsetninger for utslipp av miljøgifter som peker noe fremover i tid. Det ble utviklet en NOU som har skissert tiltak hvor også deponier er inkludert. Denne har en målsetning om et miljøgifts-fritt Norge innen 2020 [38]. Det innebærer i praksis at kvantifiseringsgrense for den enkelte forbindelse er den faktiske akseptgrensen. For deponier kan lokal behandling av sigevannet være et viktig tiltak.

«Environmental quality standards» (EQS) er brakt inn i norsk forskrift via «Water Framework Directive» fra EU. Kjemisk status, sammen med økologisk status, skal gi et totalt bilde av kvaliteten for en vannforekomst. Dette er målsatt i Forskrift om rammer for vannforvaltningen (Vannforskriften) som ble iverksatt i 2007. Innen 2021 skal alle vannforekomster i Norge være i god tilstand, både for biologi og kjemi. I motsetning til NOU rapporten revideres rammene i vannforskriften. Kravene i forskriften er av generell karakter, det vil si at den gjelder over hele landet. For å støtte opp om grunnlaget i forskriften, og samtidig etablere et komplett bilde som peker utover de 41 stoffene som er målsatt i EU som krav for å definere kjemisk status, ble det gjennomført et arbeid for å kvalitetssikre og videreutvikle grenseverdier for et utvidet sett av stoffer tilpasset norske målsetninger [39]. I dette dokumentet er det etablert fem tilstandsklasser i tråd med arbeidet som ble gjennomført allerede i 1997 [40].

I tillegg er det utviklet også vannregionspesifikke krav hvor vannforekomsten er definert ut i fra blant annet pH, kalkinnhold og TOC. Med dette som utgangspunkt etableres vann typer, som får konsekvenser for å sette kvalitetsklasser med basis i blant annet totalt innhold av fosfor og nitrogen [41]. For sigevann og krav til utslipp er nitrogen et viktig element (se Figur 12). For det videre arbeidet med å bestemme akseptgrenser må resipienttypen etableres.

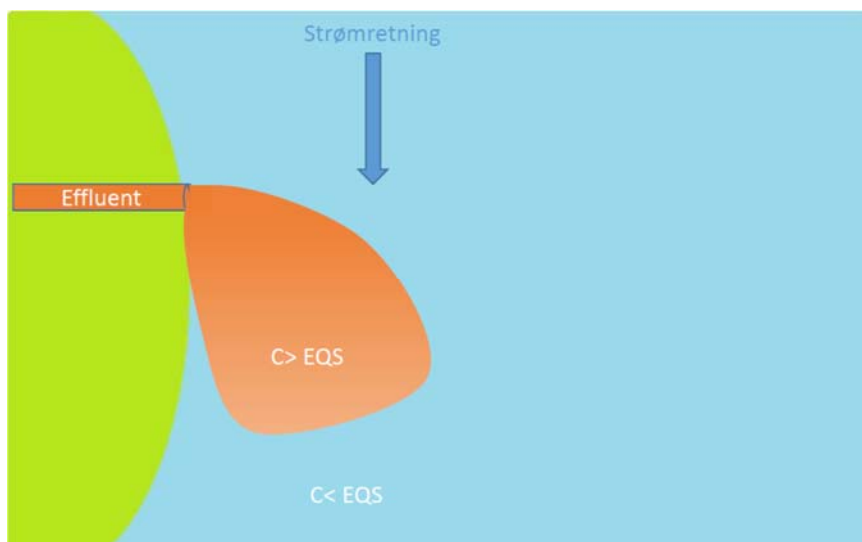
EQS verdier er knyttet til enkeltkomponenter og gir mindre informasjon om eventuelle synergier mellom ulike forbindelser i et komplekst utslipp som sigevann er. Dessuten kan det også være tilstede forbindelser som er datterprodukter av enten en kjemisk eller biologisk prosess i deponiet. Disse datterproduktene vil man ikke kunne klare å fange opp ved en fast analysemeny. I vannforekomsten vil påvirkningen kunne avsløres ved å etablere en økologisk status nær utslippet. I et langsiktig perspektiv er det en god strategi. For å vurdere den antatt momentane påvirkning vil ikke dette være godt nok, selv om for eksempel bunndyr har en års syklus som vil kunne fange opp en påvirkningsfaktor i et utslipp på årsbasis.

I veilederen for sigevannsovervåking er det lagt opptil også måling av toksisitet på flere trofiske nivåer [4]. I tillegg vil en signifikant omsetning av NH_4^+ til NO_3^- gi en indikasjon på at sigevannet er mindre toksisk [42]. Toksisitetsmålinger vil gi et totalbilde for utslippet som er mindre følsomt for enkeltforbindelser. Dette kan benyttes som et verktøy for å vurdere påvirkning.

5.4. Forslag til bestemmelse av akseptgrenser – utslipp til fri vannfase

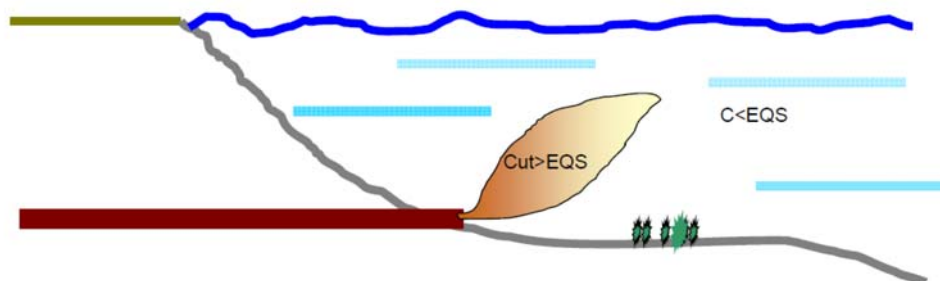
I henhold til TGD nr.27 skal EQS verdier også brukes til å sette utslippsgrenser. Dette for å kunne opprettholde god kjemisk tilstand i resipienten [43]. EQS verdier er avledet fra blant annet PNEC verdier og er i Arp et.al definert ut i fra to forskjellige grenser [39]. God kjemisk tilstand er det samme som tilstandsklasse II. Øvre grense for denne tilstanden er EQS eller gjennomsnittet målt over et år i vannforekomsten (AA-EQS). Øvre grense for moderat

forurensning er tilstandsklasse III og er definert ut i fra MAC-EQS som er maksimumsnivået påvist i måleperioden. Dette innebærer at utgangspunktet for akseptgrenser fra det lokale behandlingsanlegget for sigevann er AA-EQS. For næringsstoffer er akseptgrensen knyttet opp mot definisjonen av god kvalitet som er regionspesifikk. Bruk av EQS eller kravene i klasse II er svært utfordrende. I henhold til veileder om innblandingssoner åpner Artikkel 4 i «EQS-direktivet» for at det før total innblanding i resipienten, kan ha soner hvor EQS verdier overskrides. Dette forutsetter imidlertid at den øvrige delen av vannforekomsten er i god tilstand [44]. Vi kan skissere en situasjon fra effluenten til resipienten som vist nedenfor:



Figur 8. Prinsippkisse av innblandingssone hvor akseptgrensen er overskredet

Dette innebærer at man aksepterer en viss negativ påvirkning på miljøet i innblandingssonen, men det skal være god tilstand utenfor denne sonen. Utstrekningen av innblandingssonen vil være styrt av hydromorfologiske forhold i resipienten. I tillegg vil innlagring i resipienten spille en rolle. For en ferskvannsresipient vil den vertikale sirkulasjonen i vannfasen, som funksjon av vanntemperaturen, være en variabel. Blir utslippet «stående» i et av sjiktene i resipienten, vil dette kunne hindre effektiv innblanding i vannfasen og dermed øke omfanget av innblandingssonen slik at mulige skadevirkninger blir større. Konsentrasjonen av salter i sigevannet kan medføre at tettheten på utslippet er høyere enn tettheten i resipienten. I så tilfelle kan skadevirkningen på flora og fauna nær bunnen påvirkes i større grad. Et eksempel på innlagring i bunnen av resipienten er vist i Figur 9. Forutsatt at tettheten på utslippet er lavere enn i vannfasen forøvrig oppnås en effektiv innblanding i hele vannsøylen.



Figur 9. Prinsippkisse av vertikal innblandingssone hvor akseptgrensen er overskredet

Akseptabel størrelse på innblandingssonen defineres ut i fra en fortynning (en fortynningsfaktor F) som utslippet oppnår etter utledning i resipienten innenfor en viss avstand fra utslippspunktet. Innblandingssonens utstrekning og dermed fortynningsfaktorens størrelse må etableres ut i fra et miljømessig perspektiv hvor resipientens fortynningskapasitet må hensyntas. I en resipient med liten fortynningskapasitet kan en innblandingssone på 100 m² ha stor betydning, mens kun vil være av marginal/lokal betydning i en fjord.

Miljøstyrelsen i Danmark har etablert utgangsfaktorer som differensierer mellom elver/bekker, innsjøer og hav. De oppgitte fortynningsfaktorene er satt opp nedenfor [45]:

- Elver og bekker : F=2-10
- Innsjøer : F=5-20
- Hav/fjord : F=10-50

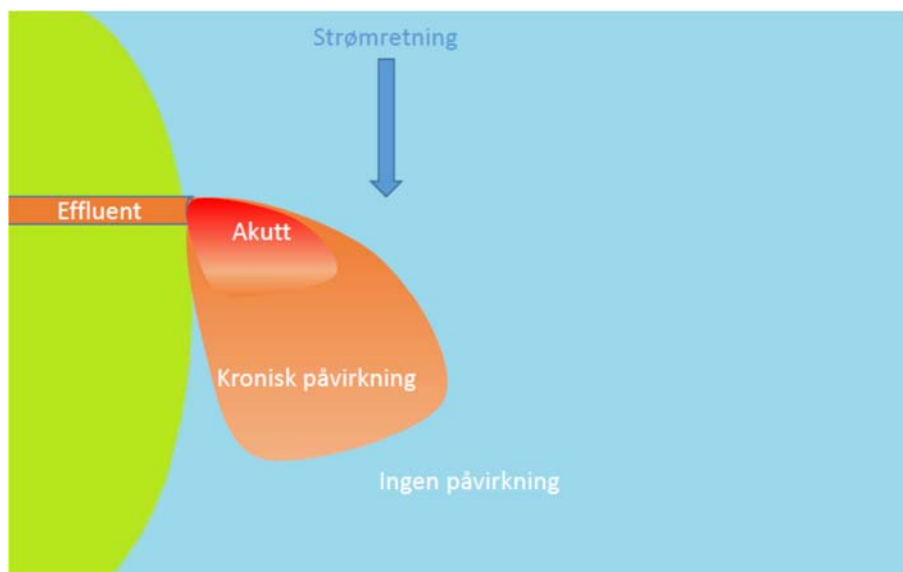
Vannvolumer, strømforhold og vannføring endrer seg med tiden. Dette innebærer at valg av fortynningsfaktor må være konservativt slik at en «worst case» betraktning er ivaretatt. Med utgangspunkt i EQS som akseptgrense vil rensekravet for enkeltforbindelser kunne beregnes på følgende måte:

$$\text{Ligning 8} \quad [\text{Stoff}]_{\text{max}} = \text{AA-EQS} \times F$$

AA-EQS er øvre grense for god kjemisk kvalitet
F er fortynningsfaktor

Veiledningsmaterialet som er utviklet på vegne av Miljødirektoratet har en tilsvarende tilnærming til problemet [44]. I denne er det skissert en firetrinns prosess hvor trinn 0 og 1 er tilnærmet identisk med Miljøstyrelsen i Danmark sitt arbeid. Det siste trinnet i veilederen fra Miljødirektoratet krever tilgang til avanserte simuleringsverktøy [44].

Med utgangspunkt i Ligning 8 beregnes akseptable utslippsnivå for enkeltforbindelser. Resultatet sier lite om eventuelle synergieffekter for utslippet som helhet. Sigevann er en kompleks blanding av stoffer. Det kan derfor være nyttig, for å beskytte resipienten ytterligere, at det fastsettes krav til sigevannets samlede toksisitet. Tokstester er allerede inkludert i det gjeldende veiledningsmaterialet [4]. I henhold til Miljøstyrelsen [45] er det satt krav om at sigevannet ikke skal ha en kronisk påvirkning rett ved utslippet, og dessuten at utslippet utenfor innblandingssonen ikke skal ha akutt toksisk effekt. Sigevann med lav akutt toksisitet er definert ut i fra en $TU < 2$, $EC_{50} > 500$ ml eller $EC_{10} > 300$ ml som en tommelfingerregel [45]. Dette kan utredes med testing av alger, krepsdyr og fisk. Den mest følsomme testen skal være grunnlaget for vurderingen. I henhold til veileder fra SFT, gir testing på krepsdyr og fisk informasjon om akutte toksiske effekter, mens algetestene gir informasjon om kroniske effekter [46]. Det er kort responstid på stoffer som har en akutt påvirkning mens kroniske effekter vil kunne opptre etter langvarig påvirkning.



Figur 10. Prinsippskisse av en innblandingssone med akutt og kronisk påvirkning

Sigevannets potensial for å gi gifteffekter i en resipient er avhengig av giftigheten og utslippsmengden. Dette kan kombineres til TEF (toxicity emission factor) eller TEQ (toksisitets-ekvivalenten) [46]. For å beregne denne bestemmes først TU (Toxical units) for å etablere en enhet som er proporsjonal med toksisiteten:

$$\text{Ligning 9} \quad TU = \frac{100}{L(E)C_{50}}$$

TU verdien angir tilstrekkelig fortykning av sigevannet for å redusere toksisiteten ned til 50 %. Toksisitets-ekvivalenten beregnes ut ifra sigevannsmengden som slippes ut i resipienten.

$$\text{Ligning 10} \quad \text{TEQ} = \text{TU} \times \text{Q}$$

TEQ er toksisitets-ekvivalenten

TU er «toxical units»

Q er sigevannsmengden (m³/s)

TEQ kan brukes til å sammenligne utslipp innenfor samme bransje. Denne er også proporsjonal med vannmengden og vil kunne motivere for å avskjære fremmedvann inn i deponiet for å redusere påvirkning på resipienten.

For å vurdere risikoen for omfanget av påvirkning (størrelsen på innblandingssonen) tas det utgangspunkt i fortykningsbehovet for å unngå mer enn 10 % effekt på den mest følsomme organismen. Dette behovet sammenlignes med fortykningspotensialet når effluenten blandes ut i resipienten. For å vurdere graden av kronisk effekter i resipienten benyttes en sikkerhetsfaktor for fortykning ved den laveste EC₅₀ eller LC₅₀, med en sikkerhetsfaktor på mellom 20 til 50. Det fortykningsbehovet som da fremkommer sammenlignes med

vannmengden i resipienten. Vurdert i kombinasjon med kravet til innblandingssoner for å nå EQS, vil dette kunne føre fram til etablering av akseptgrenser ved utslipp av rensed sigevann. Når renseprosessen er satt i drift følges påvirkningen i resipienten opp med målinger av blant annet flora og fauna i tillegg til kjemiske målinger i vannfase og sedimenter.

5.5. Bruk av forurensningsforskriften

I forurensningsforskriftens del 4 som omhandler avløp er avløpsvann definert som enten sanitært, eller industrielt avløpsvann og også overvann. Det må innebære at sigevann fra ordinære deponier også må forholde seg til denne forskriften hva gjelder utslipp til resipient. I § 11-3, punkt f, er avløpsanlegg definert som ethvert anlegg for håndtering av avløpsvann som består av avløpsnett, renseanlegg og utslippsanordning. Anleggenes størrelse og derigjennom akseptgrenser for utslipp er imidlertid relatert til personekvivalenter (pe) og BOF_5 .

Når det gjelder rensekrav for avløpsvann er dette definert i eget kapittel. I den pr. dags dato gjeldende forskrift er dette definert i kapittel 15B. Imidlertid er virkeområdet for kravene kun kommunalt avløpsvann. Imidlertid kan kravene som er definert i forskriften danne et utgangspunkt for å sette krav til utslipp av organisk stoff målt som henholdsvis BOF_5 og KOF. I tillegg er det satt krav til utslipp av total mengde fosfor og total mengde nitrogen. Kravene er gjengitt i tabellen nedenfor. Tilnærmingen til akseptgrensene er i dette arbeidet tatt med uavhengig av beregning av pe . Referanseverdiene er i forskriften relatert til avløpsvann fra byområder.

Tabell 5. Akseptgrenser definert for utslipp av kommunalt avløpsvann fra anlegg større enn 100 K pe .

Parameter	Akseptgrense (mg/l)	Minste prosentvise reduksjon ¹
$BOF_{5\ T=20\ C}$	25 mg O_2/l	70 – 90 %
KOF_{cr}	125	75
Tot-P	1	80
Tot-N	10	70-80

¹ Relatert til influent

I veileder for klassifisering av miljøtilstanden i vann er det definert grenseverdier for fysisk kjemiske støtteparametere. Her er klassegrenser fra referanseverdi til svært dårlig vannkvalitet definert med utgangspunkt i elv eller innsjøtype. Vanntypene er definert ut i fra TOC, og hardhet målt som konsentrasjon av kalsium i resipienten [41]. Dette innebærer at definert god kvalitet i resipienten er avhengig av vanntype hva gjelder konsentrasjon av Tot-N og Tot-P.

Vurderes en innsjøtype som er lokalisert i høyderegion «lavland og skog» vil øvre grense for klasse II i resipienten med hensyn på Tot-N være 650 $\mu g/l$. Dette innebærer at en utslippskonsentrasjon fra et rensed sigevann til innsjøen, med målsetning om en akseptabel primær innblandingssone (se avsnitt 5.4), må være maksimalt 13 mg/l ($F=20$). Imidlertid er akseptgrensen definert i Tabell 5 strengere og bør være styrende for valg av renseløsning. Tilsvarende vil, for samme resipienttype, øvre grense for Tot-P være 16 $\mu g/l$. Med utgangspunkt i samme resonnement som for nitrogen vil akseptgrensen basert på en akseptabel primær innblandingssone være 320 $\mu g/l$. Dette er mindre enn grensen satt opp i Tabell 5 og bør gjelde.

Som før nevnt er ifølge veilederen [41] vanntypene definert ut i fra innholdet av TOC. Utover dette er det ikke definert akseptgrenser med hensyn på TOC. Imidlertid kan et førende prinsipp være at utslippet fra deponiet ikke skal påvirke vanntypen slik at denne endres. En

generell klasseinndeling av ferskvann ble etablert allerede i 1997. God kvalitet (klasse II) er her oppgitt til maksimalt 3,5 mg/l TOC. Bakgrunnskonsentrasjonen (klasse I) er i samme veileder oppgitt til mindre enn 2,5 mg/l [40]. En primærinnblandingssone til en innsjø vil med dette kunne akseptere en utslippskonsentrasjon på 70 mg/l.

5.6. Forslag til bestemmelse av akseptgrenser – infiltrasjon i grunnen

Noen anlegg infiltrerer sigevann i løsmasser i grunnen. Dette innebærer mulig påvirkning av både jord/grusmasser og i neste omgang grunnvann. Infiltrasjonen bør gjennomføres via en infiltrasjonslagune hvor det er mulig å følge opp kvaliteten på vannfasen og kontamineringsgrad på bunnsedimentene. Oppfølging av bunnsedimentene vil kunne gi et godt bilde av oppkonsentrering av forurensning. Dette vil også gi indikasjoner på mulig belastning på de underliggende lag. Et eksempel på prøvetaking av en infiltrasjonsdam (fakultativ biodam) er vist i figuren nedenfor. Her er det etablert et sandlag i bunnen hvor sigevannet perkolerer ned i grunnen igjennom dette sandlaget. Foran denne dammen er sigevannet renset i et aktivt slamanlegg. Dammen var i drift i om lag et år. Totalt ble det infiltrert om lag 48 000 m³ med sigevann. Total mengde KOF som ble pumpet over i dammen var 10,6 tonn i perioden.



Figur 11. Eksempel på slamutfelling i infiltrasjonslagune (foto BB)

Bunnen i dammen illustrert i Figur 11 viser tydelig et slamlag. Mektighet var ca. 200 mm. Analyser viste at sedimentfasen var i henhold til tilstandsklasse III¹. Under 200 mm er normverdikravene overholdt. Dette betyr at det ikke er restriksjoner på bruken av sediment som graves ut under det øverste laget. Det er derfor sannsynlig at med denne typen drift representerer det rensede sigevannet et mindre miljøproblem. Kontroll av sedimentkvalitet og mektighet er et viktig kriterium for etablering av optimal drift.

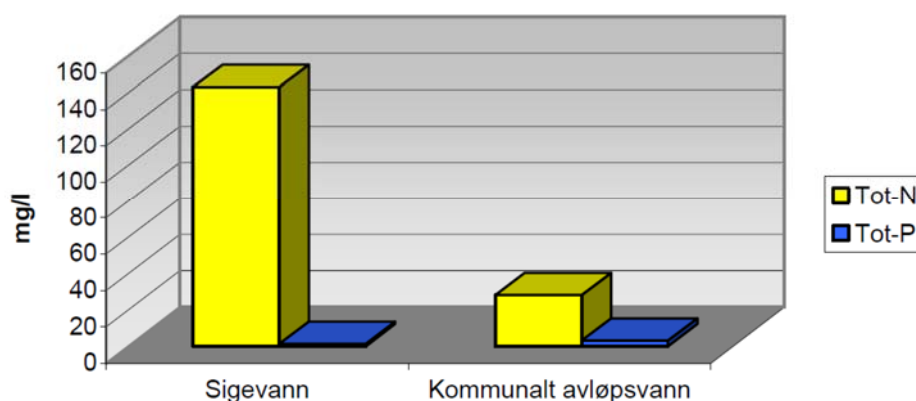
Ved infiltrasjon i grunnen er det spesielt viktig å ha etablert representative grunnvannsbrønner som kan benyttes til å følge opp eventuell spredning av forurensning. Disse resultatene må vurderes i forhold til kvalitetskriteriene i vannforskriften der både vendepunktverdier og terskelverdier er definert.

¹ Tilstandsklasser for forurenset grunn er her kun benyttet som et sammenligningsgrunnlag.

6. REDUKSJON I UTSLIPP AV NÆRINGSSTOFFER

6.1. Bakgrunn

Utslipp av næringsstoffer og organisk karbon representerer et oksygenkrav i resipienten i tillegg til å påvirke næringsinnholdet som i neste omgang fører til eutrofiering. Ettersom moderne deponier, som har sluttbehandlet kun avfall med lavt innhold av TOC, vil det i første rekke være deponier som var i drift før forbudet mot sluttbehandling av avfall med TOC over 10 %, som har utfordringer både med både organisk stoff og næringsstoffer. For sistnevnte er det først og fremst nitrogen som er utfordringen. I henhold til Figur 2 er det også forventet at dette vil være en utfordring langt inn i etterdriftsfasen. Et typisk sigevann fra før forbudet i 2009 vil ha et forhold mellom fosfor og nitrogen som vist i figuren nedenfor. Her sammenlignet med situasjonen i kommunalt avløpsvann.



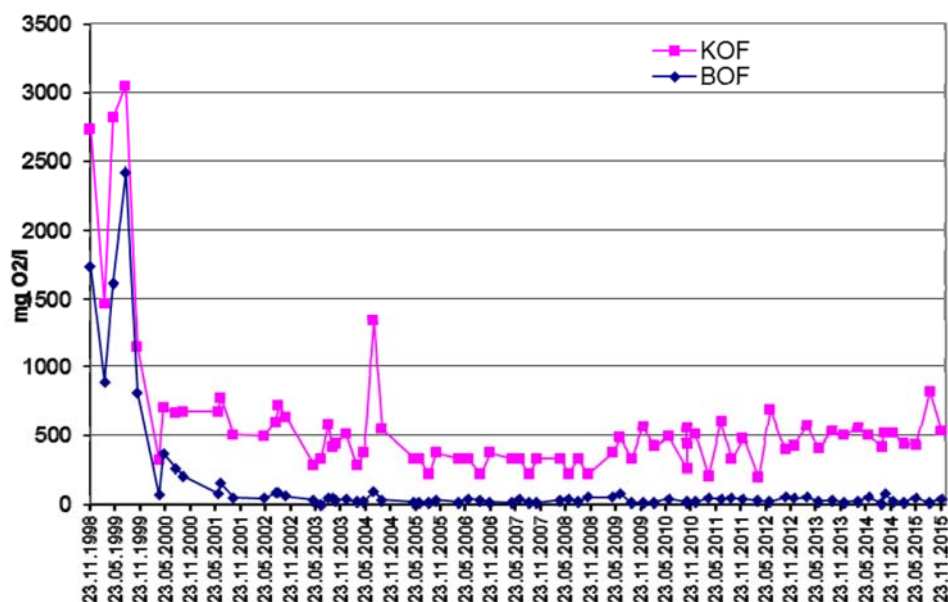
Figur 12. Nivå av Tot-P og Tot-N i kommunalt avløpsvann vs. sigevann [47]

Innholdet av organisk stoff kvantifiseres enten i form av TOC eller som biokjemisk oksygenforbruk (BOF). Sistnevnte gjerne testet over en periode på minimum 5 dager. BOF gir et entydig bilde av hvilke nærmiljølempere et utslipp vil representere i resipienten, både i form av oksygenforbruk og frigjøring av næringsstoffer.

Nivået av TOC derimot er ikke så tydelig relatert til lokale utfordringer i resipienten men gir et måltall på den totale konsentrasjonen av organisk stoff i sigevannet. I motsetning til disse to generelle målemetodene gir KOF det beste bildet på hva som kan representere et totalt oksygenkrav i resipienten, i og med at også en del metaller som forekommer på redusert form i sigevannet blir oksidert. TOC vil også inkludere humus (fargetall) som er en del av parametervalget som benyttes for å definere en resipienttype [41]. Humus er imidlertid et diffust begrep, men er antatt å være et sluttprodukt fra nedbrytning av organisk materiale og inkludere blant annet biopolymere med høy molekylvekt med innslag av både humussyre og fulvussyre [2,48]. I tillegg til å bidra til en gulbrunfarge på vannet (se Figur 18), kan også humus kompleksbinde tungmetaller [2] og dermed bidra til å øke toksisiteten på sigevannet.

6.2. Reduksjon i utslipp av organisk stoff

Organisk stoff dokumenteres ved hjelp av såkalte summeparametere. I sigevann måles dette både som BOF (biokjemisk oksygenforbruk), KOF (kjemisk oksygenforbruk) eller TOC (totalt organisk karbon). Førstnevnte er en biologisk måling som foregår over et visst tidsrom for å registrere det som er biologisk nedbrytbart. KOF måles via tilsetning av oksidasjonsmidler mens TOC kan måles ved å registrere avgassing av CO₂ etter fjerning av uorganisk karbon. I og med at KOF også vil inkludere metallioner på redusert form vil KOF > TOC. Basert på enkle beregninger er forholdet KOF/TOC $\approx 2,7$ [49]. I kommunalt avløpsvann er det antatt at forholdet mellom BOF₅/KOF $\approx 0,6$. I et tidlig stadium av et deponis utvikling kan dette være gyldig. Imidlertid vil forholdet mellom BOF og KOF endre seg som funksjon av deponiets utvikling (se Figur 2 og Figur 13). Ettersom produksjonen av CH₄ kommer i gang vil organisk stoff omsettes til gass og dermed redusere konsentrasjonen av lett nedbrytbart organisk stoff i vannfasen [50]. Dette innebærer også at behovet for å rense sigevannet med hensyn på BOF vil avta med tiden. For et stabilisert deponi vil BOF/KOF være mindre enn 0,1 [51].



Figur 13. Endring i forholdet BOF og KOF som funksjon av deponiets utvikling [52]

I henhold til Okkenhaug et.al hadde deponier i drift et innhold av TOC i 2010 på om lag 275 mg/l målt som aritmetisk gjennomsnitt, mens deponier i etterdrift mobiliserte om lag 79 mg/l [31]. Av seks eksempelanlegg som er inkludert i denne veilederen er det målt et snitt på 252 mg C/l. Dette kan bety at situasjonen fra 2010 og fram til i dag har endret seg lite med hensyn på utvasking av organisk stoff. Et anlegg som behandler sigevannet i gjennom RO hadde i 2015 en influent konsentrasjon av TOC i snitt på 220 mg C/l. Effluent konsentrasjonen etter behandling var 3,7 mg C/l. Dette er meget tilfredsstillende. Resipienten i dette tilfellet er en elv.

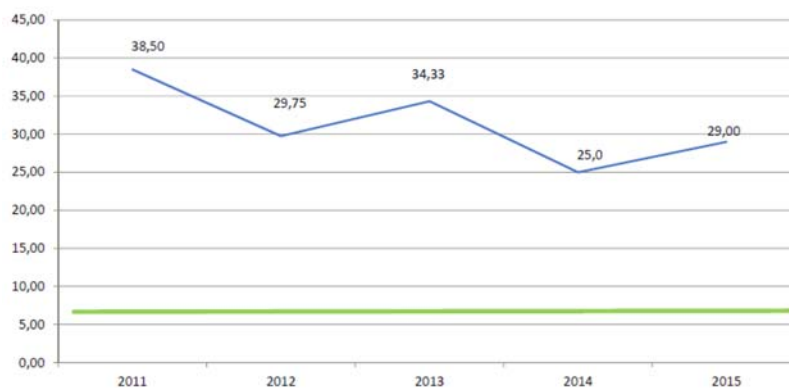
Tre nedlagte deponier hadde registrert et gjennomsnitt av TOC på 24, 20 og 12 mg/l. Dette er deponier som har vært nedlagt i over 10 år. En generell klasseinndeling av ferskvann ble etablert allerede i 1997. God kvalitet (klasse II) er oppgitt i et konsentrasjonsvindu av TOC fra 2,5 til 3,5 mg/l. Bakgrunnskonsentrasjonen (klasse I) er i samme veileder oppgitt til mindre enn 2,5 mg/l.

Med utgangspunkt i avsnitt 5.4 og anbefalte innblandingssoner og krav til klasse II så vil det generelt sett ikke være nødvendig å etablere en løsning for reduksjon av konsentrasjonen TOC fra de deponiene som har et utslipp som er mindre eller lik 35 mg TOC/l ved utslipp til en bekk/elv, mens utløp til en innsjø vil med en fortynningsfaktor på 20 kunne ha en tilfredsstillende primærfortynningszone ved et utslipp på 70 mg TOC/l. Det betyr at det i utgangspunktet ikke er nødvendig å etablere en løsning for de nedlagte deponiene med hensyn på TOC. Imidlertid skal ikke utslippet fra deponiet påvirke resipienttypen (se avsnitt 5.5).

For anlegg som er i drift er det nødvendig å etablere en løsning for å oppnå tilfredsstillende størrelse på innblandingssonen. I og med at BOF er en del av bidraget til TOC er det effektivt å se på en løsning for BOF som en del av det å redusere utslippet av organisk karbon. Dette på tross av at humusandelen av det organiske materialet i liten grad er tilgjengelig som karbonkilde i en tradisjonell biologisk metode [48].

Organisk stoff kan foreligge langs hele skalaen av partikkelstørrelser som illustrert i Figur 3. Det innebærer at både biologiske teknikker og fysiske teknikker som filtrering er tilgjengelig for å redusere utslippet til resipienten. Det vil også kunne være mulig å påvirke utslippet med kjemiske teknikker.

I henhold til Okkenhaug et.al hadde deponier i drift et innhold av BOF₅ i 2010 på mellom 49 og 75 mg/l målt som geometrisk gjennomsnitt, mens deponier i etterdrift mobiliserte mellom 16 til 32 mg O₂/l [31]. For de seks anleggene som er inkludert som eksempelanlegg i dette arbeidet, gir resultater i perioden fra 2014 og 2015 et aritmetisk snitt på 96 mg/l. Det er imidlertid en betydelig spredning i disse resultatene. For de tre nedlagte eksempelanleggene deponiene hadde rått sigevann en BOF som var under 5 mg/l i 2015.

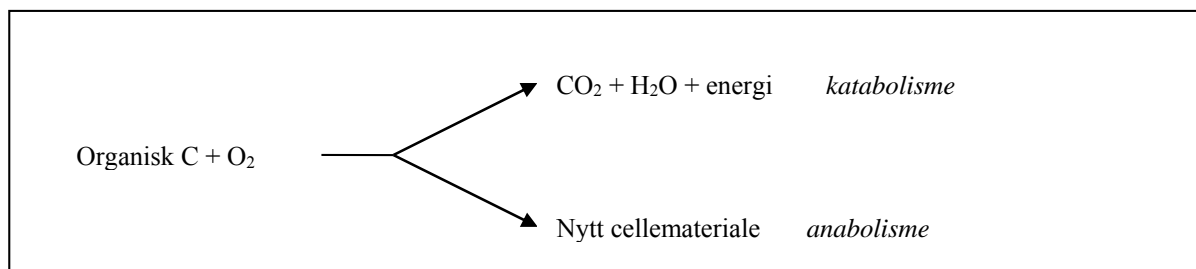


Figur 14. Utvikling i konsentrasjonen av BOF₅ i rått sigevann fra eksempelanlegg (mg O₂/l)

Som det fremgår av Figur 14 er det en svak reduksjon i utvasking av nedbrytbart organisk stoff fra et av eksempelanleggene. Den grønne streken i figuren illustrerer nivået fra et deponi som ikke har mottatt avfall med TOC over 10 % [53]. I henhold til forskrift om begrensnings av forurensning del 4, der utslippskrav fra utslipp av BOF₅ er satt til maksimalt 25 mg O₂/l (se Tabell 5), må nivåer under 10 mg O₂/l ikke være definert som en utfordring med hensyn på utslipp til resipienten.

6.2.1. Teknikker for reduksjon av lett nedbrytbart organisk stoff i sigevann

Teknikker basert på et biologisk slam for å redusere innholdet av BOF, kalles med en felles betegnelse for heterotrof vekst. Dette i motsetning til autotrof vekst som blant annet bidrar til nitrifikasjon og oppbygging av nytt plantemateriale via fotosyntesen. Generelt kan vi dele den heterotrofe veksten inn i to delprosesser:



Figur 15. Heterotrof vekst

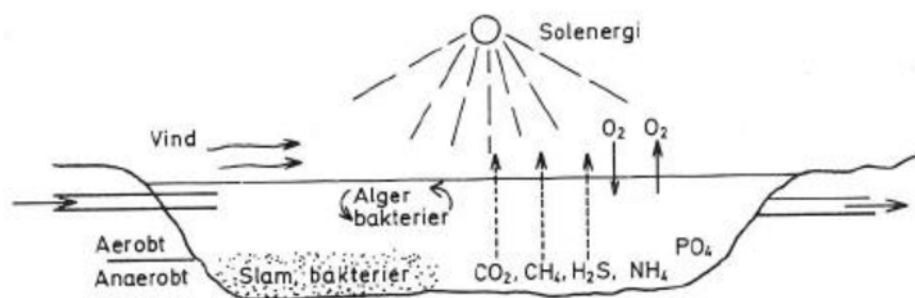
Katabolismen er den ene prosessen hvor det ikke produseres slam. Det innebærer at man ikke har noe restprodukt som må håndteres etterpå. Dette i motsetning til alle andre teknikker som kan benyttes. Under normale forhold med høye konsentrasjoner av lett nedbrytbart organisk materiale i sigevannet, vil forholdet mellom disse to prosessene være 1:3. Ved lite tilførsel av næring vil mikroorganismene tvinges til lavere vekst som vil bidra til at slamproduksjonen avtar. Dette vil også være positivt for biologisk omsetning av nitrogen (se avsnitt 6.3.3).

For anlegg som har en BOF_5 som er mindre enn 30 mg O₂/l så har det vist seg at det kan bli nødvendig å pøde med et aktivt slam fra et annet anlegg for å opprettholde det biologiske rensetrinnet for sigevann. Her benyttes ofte slam fra avløpsrensaneanlegg. I de tilfeller er det viktig å unngå at det tilføres forurensning til sigevannet som kan påvirke renseprosessen og dermed også utløpskvaliteten.

I og med at en aerob omsetning er langt mer effektiv enn en omsetning av organisk stoff under anaerobe betingelser, vil det være naturlig å velge en løsning som tilfører oksygen slik at renseprosessen kan gjennomføres aerobt. Det vil redusere kravet til oppholdstid, og redusere omfanget av anlegget. Oksygen kan tilføres enten passivt via primærprodusenter eller via aktiv tilsetning.

Passiv tilførsel av oksygen – naturbaserte metoder

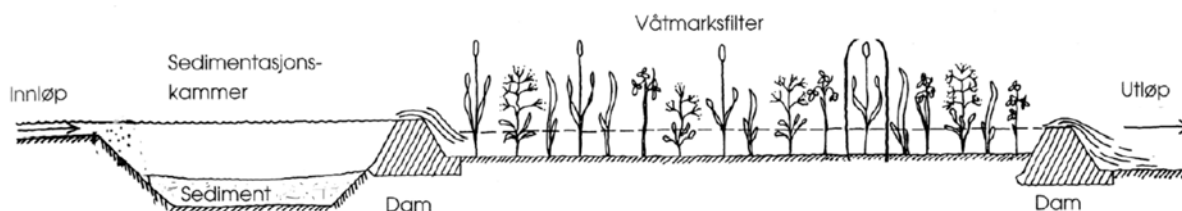
Dammer med aerobe forhold i hele dybden er svært krevende å oppnå på grunn av utfelling av slam og derigjennom en etter hvert anaerob omsetning i bunnsedimentene og nær bunnen. Det innebærer at dammen mer korrekt kan kalles fakultativ. Det vil si at man har et øvre sjikt som er aerobt. Tykkelsen på dette vil være avhengig av hvor langt lyset trenger ned i vannmassene hvor primærprodusentene kan etablere seg. Et midtre sjikt vil veksle mellom aerobe og anaerobe prosesser og dermed kalles fakultativ. I bunnen og nær bunnen er det sannsynlig at omsetningen er anaerob. Med bakgrunn i sistnevnte er det ikke usannsynlig at man kan få frigjort blant annet H₂S som kan representere en utfordring med hensyn på lukt. Dette vil å i så fall være en funksjon av pH. pK_a verdien for H₂S er 7,24 ved 25 °C. Det innebærer at konsentrasjonen av H₂S er lik HS⁻ ved en pH på 7,24. Fra et deponi som har vært i en stabil metangenererende fase (se Figur 2) vil pH etter hvert øke utover pH 7. Det vil redusere utfordringer med emisjon av H₂S.



Figur 16. Fakultativ biodam [54]

På grunn av veksten av alger kan dette medføre at det kan stilles spørsmål om hvor effektiv fjerning av organisk stoff vil være uten påfølgende sedimentering. Alger er i stor grad autotrofe organismer som kan syntetisere organiske forbindelser ut i fra uorganiske næringsstoffer. Det innebærer nettopp produksjon av organisk stoff. En støkiometrisk formel for sammensetningen i en algecelle er $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$ slik at elementene bør være tilgjengelige i dette forholdet for å oppnå en optimalvekst [55]. Det vil kunne bety at algene kan bidra til å påvirke konsentrasjonen av N og P via opptak i egne «kropper». Dette er diskutert videre i avsnitt 6.4.1.

En biodam i kombinasjon med et konstruert våtmarksfilter kan illustreres som vist i Figur 17. Dammen som er etablert i forkant av filteret, vil kunne fungere som et sedimentasjonsbasseng både for partikler og fnokker dannet på grunn av oksidasjon av Fe^{2+} til Fe^{3+} hvor treverdige jern felles ut som blant annet $Fe(OH)_3$. Er våtmarksfilteret etablert som et poleringstrinn, er det sannsynlig at sedimentasjonsdammen kan sløyfes.



Figur 17. Skisse av rensedam i kombinasjon med våtmarksfilter [56]

I og med at sigevannet renner med svært lav hastighet tilføres vannfasen minimalt med oksygen via eventuelle mekaniske prosesser som f.eks. kaskade. Derimot er det floraen som bidrar til å opprettholde O_2 -nivået nær bunnen av dammen. Dette gjelder blant annet Takrør (*Phragmites australis*) og Dunkjevle (*Typha latifolia*). Førstnevnte har størst utbredelse på Østlandet og er sjeldnere på Vestlandet og i Nord-Norge. Sistnevnte har også tilsvarende utbredelse. Det anbefales at det kan benyttes stedeegne planter.

Hva som kan oppnås av renses effekter med hensyn på organisk stoff målt som BOF_5 med bruk av våtmark, er ikke godt dokumentert i litteraturen som danner grunnlaget for dette arbeidet. Med bakgrunn i fotosyntesen vil en slik konstruert våtmark produsere organisk materiale som en del av prosessen. Sluttproduktet fra denne prosessen vil være døde og levende plantedeler som må høstes ut. Sediment/slammefasen må mudres ut for å opprettholde tilstrekkelig kapasitet.

Forutsatt at disse massene kan defineres i henhold til NS 1606 som forurensede masser fra mudring, kan dette sluttbehandles utenfor kravene til TOC-innhold. Dette i henhold til avfallsforskriftens § 9-4.

Nedenfor er det vist et bilde av to dammer i serie hvor renseeffekten er vist med endring i farge på vannfasen. Det er en tydelig reduksjon i farge fra den første dammen til den andre. Dette viser en mulig reduksjon i konsentrasjonen av humus og eventuelt jern.



Figur 18. To dammer fra konstruert våtmark (foto BB)

Aktiv tilførsel av oksygen – industrielt tilpassede metoder

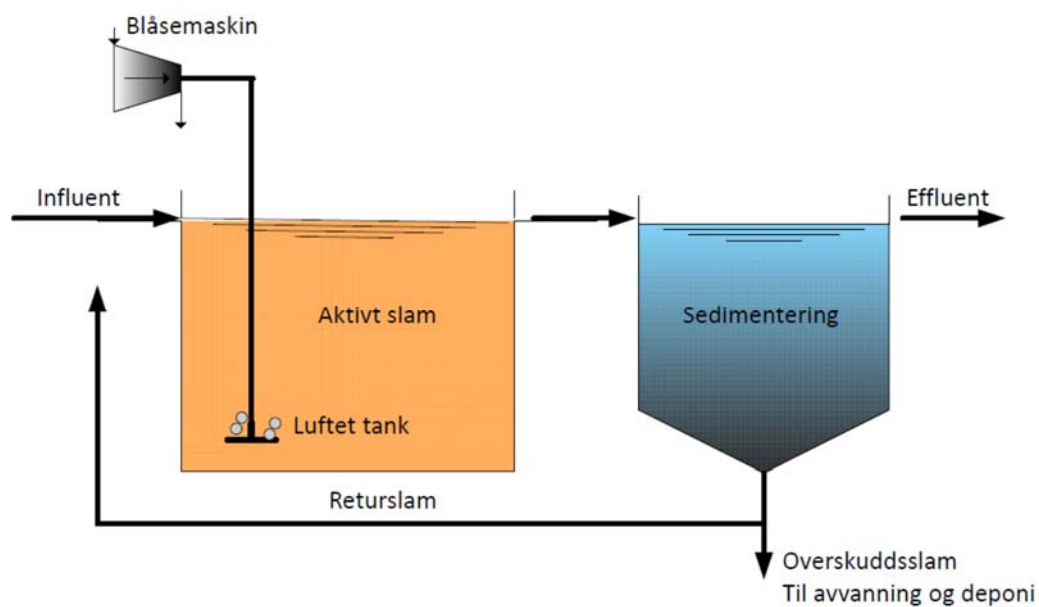
Kontakten mellom organisk stoff og biomasse oppnås via suspendert vekst i en fakultativ biodam eller en konstruert våtmark. Dette kan gjøres mer avansert i en luftet lagune eller i en aktiv slam prosess. I begge tilfeller tilføres luft via mekaniske installasjoner. I tillegg til disse to alternativene finnes en tredje mulighet via sekvensiell batch reaktor (SBR). I disse tre tilfellene effektiviseres prosessen ikke bare ved mekanisk tilførsel av luft, men innblåsing av luft sørger for å holde mikroorganismene flytende i vannfasen. Dermed oppnås en mer effektiv omsetning av organisk stoff fordi det opprettholdes aerobe forhold i hele reaktorvolumet.

To av eksempelanleggene i dette arbeidet er luftede laguner. Det ene anlegget hadde en utslippskonsentrasjon målt som BOF_5 på 4,5 mg/l i 2015. I det andre anlegget var utslippskonsentrasjonen 100,6 mg O_2 /l. Sistnevnte anlegg hadde en innløpskonsentrasjon på over 300 mg O_2 /l. Dette anlegget har også ifølge de generelle kravene i Tabell 5 en ikke tilfredsstillende utslippskonsentrasjon ved utslipp direkte til resipient.

I regi av Avfall Sverige ble det nylig gjennomført et utredningsarbeid som konkluderte med at luftede laguner er den mest brukte i Sverige [57]. I dette arbeidet er tre anlegg som i tillegg til luftet lagune også inkluderer alternativt våtmarksfilter og sedimenteringsenhet i tillegg. Ikke alle tre anleggene har definert influentkonsentrasjonen av organisk stoff. I alle anleggene var effluentkonsentrasjonen av BOF_7 under 5 mg O_2 /l. Dette er meget tilfredsstillende. Dette på tross av at det ble tilsatt C-kilde for å oppnå denitrifikasjonen. Influent-konsentrasjonen var 50 mg O_2 /l målt som BOF_7 ved et av anleggene. Dette innebærer en renseeffekt på 90 %.

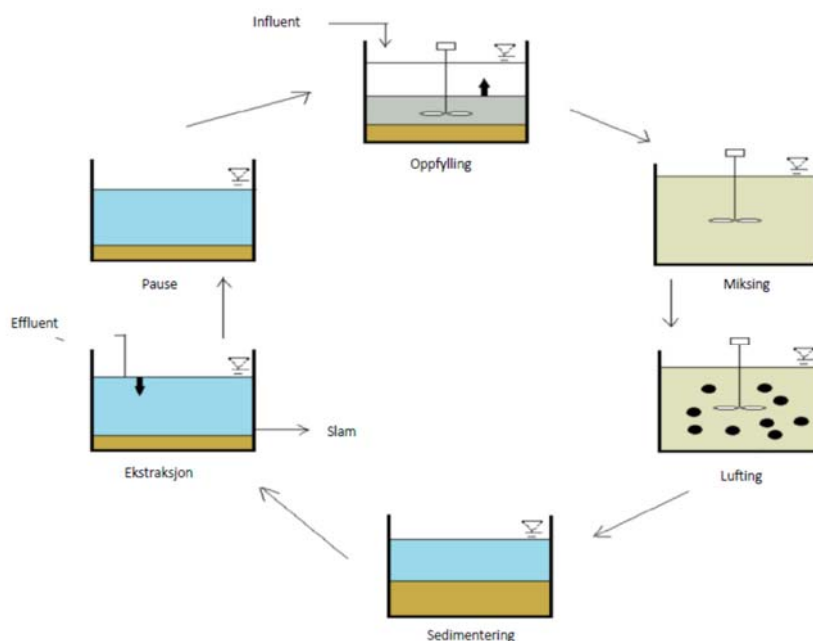
Aktivt slam er en biologisk behandlingsmetode som er mest brukt for å rense kommunalt avløp. I følge Renou et.al er dette en metode som ikke er godt egnet for rensning av sigevann

[17]. Årsaken er relatert til begrensede flokkuleringsegenskaper for biofnokkene, høyt energiforbruk som er først og fremst knyttet til tilførsel av luft, og inhibering av mikroorganismer på grunn av høye konsentrasjoner av ammonium. Det er et deponi i Norge som har valgt denne muligheten med kun sedimentering som tilleggsløsning. Dette anlegget hadde en influent konsentrasjon på BOF_5 på $27 \text{ mg O}_2/\text{l}$ i 2014 mens effluentnivået var $8 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Dette innebærer en renseeffekt på 70 %. Dette må anses som tilfredsstillende og er godt innenfor kravene satt opp i Tabell 5.



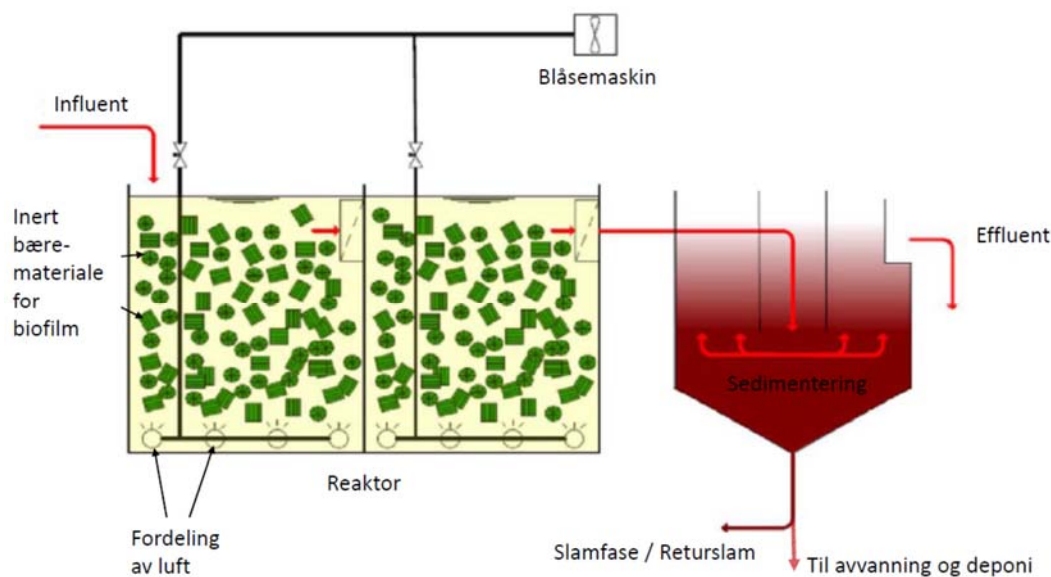
Figur 19. Prosesskjema aktivt slam

SBR-reaktoren er en løsning som kjøres batchvis. Dette i motsetning til de andre biologisk baserte løsningene. Prosessen er delt inn i fire trinn og lufting foregår kun i et av disse trinnene. Eksempelanlegget som er med i veilederen hadde i 2015 et registrert influentnivå på BOF på $29 \text{ mg O}_2/\text{l}$. Imidlertid var konsentrasjonen ut av anlegget $32 \text{ mg O}_2/\text{l}$ i snitt. Vurdert i forhold til prøvetaking og usikkerheten i analysen er det ikke registrert en reduksjon i organisk stoff. I henhold til Renou et.al er SBR en løsning som skal være ideell for sigevann. Spesielt på grunn av evnen til å håndtere endringer i kvaliteten på vannfasen [17]. Eksempelanlegget er under rehabilitering og har tidligere dokumentert en fjerning av organisk stoff med en renseeffekt på over 80 % [33].



Figur 20. Prosessbeskrivelse SBR [51]

I motsetning til suspendert vekst kan det etableres biofilm på ulike adsorbenter. Adsorbenter kan være fastsittende materialer som vannet perkolerer igjennom (rislefilter) eller membran bioreaktorer (MBR) som er fastsittende og som er kontinuerlig neddykket i vannfasen [58]. Dette er løsninger som skal være godt egnet til å håndtere vannfase som er sterkt kontaminert. Et annet alternativ er å suspendere bærematerialer som flyter fritt i vannfasen, men hvor mikroorganismene kan etablere seg. Sistnevnte kalles moving bed biofilm reaktor (MBBR) [17]. Bærematerialet er gjerne et porøst medium basert på en organisk polymer. Størrelsen på disse inerte partiklene er om lag 10 mm. På denne måten oppnås en stor overflate og dermed en økt konsentrasjon av biomasse. Det innebærer at volumkravet vil bli mindre og dermed er metoden mindre plasskrevende. Imidlertid er det nødvendig å ha installert en enhet for utfelling av overskuddsslam. Dette kan være en tradisjonell sedimentering eller en filtrering. Fordelen med et sedimenteringsbasseng er muligheten for å resirkulere sedimentfasen og dermed opprettholde en aktiv biomasse. Metoden er illustrert i Figur 21. Et bilde fra et reelt anlegg er vist i Figur 22. Bærematerialet kan tydelig sees i figuren.



Figur 21. Illustrasjon av MBBR reaktor med etterfølgende sedimentering [51]



Figur 22. Bilde fra basseng fylt med bæremateriale i MBBR (foto ROAF)

6.2.2. Reduksjon av organisk stoff i form av humus

Den delen av det organiske stoffet som er inkludert i humusdelen («heavy» KOF) er ikke umiddelbart tilgjengelig for biologisk omsetning. Knox et.al har vurdert kjemisk behandling i form av tilsetning av kraftige oksidasjonsmidler, eller bruk av elektromagnetisk stråling [48]. Her er både O_3 , H_2O_2 og UV vurdert som alternativer. Det er imidlertid en betydelig kostnad knyttet til denne formen for behandling. Det er antydnet at bare denne behandlingen kan beløpe seg til 10 €/m^3 . Avhengig av hvor effektive disse oksidasjonsmidlene er, kan dette påvirke produksjon av datterprodukter. Det vil si at man i et optimalisert system skal kunne oppnå

CO₂ og H₂O som sluttprodukter. På grunn av størrelsen på disse molekylene er både ultra og nanofiltrering antydnet som en mulighet. Kostnaden for sistnevnte er vurdert til 1,5 €/m³ [48]. Filtrering vil imidlertid kun fjerne humus fra vannfasen. Her vil det oppstå en rejectfase (filtrat) som må håndteres i ettertid.

Kjemisk felling med enten Ca(OH)₂ eller FeCl₃ har dokumentert en reduksjon på mellom 20 til 30 % målt som KOF. Dette innebærer også behov for slambehandling og sluttbehandling. Kjemisk felling kan kombineres med mikro eller ultrafiltrering. Eventuelt kan man oppnå tilfredsstillende humusseparasjon via nanofiltrering [71, side 208].

Adsorpsjon som teknikk har vist seg å kunne være effektiv for humus delen av KOF som ikke er nedbrytbar i en tradisjonell biologisk behandling. Metoden kan her være aktivt kull i kolonner eller i pulverform, eller som suspendert i vannfasen [17]. I et tradisjonelt aktivt slamanlegg (se Figur 25) med KOF konsentrasjon i rått sigevann på 283 mg O₂/l oppnådd man kun 20 % rensning i snitt i 2014.

Ved bruk av aktivt kull pakket i kolonner som poleringstrinn etter biologisk behandling ble det oppnådd en reduksjon på 90 % målt som KOF. Rått sigevann hadde i dette eksemplet en KOF konsentrasjon på om lag 900 mg/l [17]. Ulempen ved bruk av aktivt kull er behovet for regenerering. På grunn av total stans ved regenerering er det vanlig å benytte flere kolonner i parallell. Regenerering gjøres gjerne ved forbrenning som medfører at om lag halvparten av materialet ikke kan brukes om igjen.



Figur 23. Aktivt kull kolonner for polering av sigevann (foto ROAF)

Aktivt kull er mer enn et filter på grunn av materialets innhold av aktive seter. Bindinger mellom analytt og aktive seter er gjerne et resultat av van der Waalske tiltrekningskrefter. På grunn av at analytten både er adsorbert og absorbert brukes gjerne begrepet sorpsjon. I tillegg til aktive seter er den betydelige spesifikke overflaten en svært viktig faktor. Overflaten kan være i området fra 600 til 1700 m²/g kull [71, side 214].

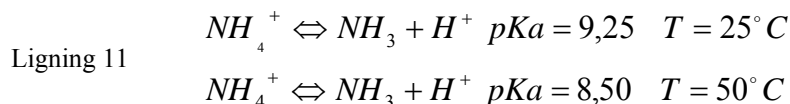
6.3. Reduksjon i utslipp av nitrogen

Nitrogen har tidligere ikke vært betraktet som minimumsfaktor for utslipp i ferskvann. Imidlertid ble det i et arbeid gjennomført blant av Dag Hessen sammen med amerikanske

forskere i 2009, konstatert at nitrogen har en betydelig innflytelse på kvaliteten i ferskvann og begroing av primærprodusenter enn tidligere antatt [59]. Utslipp av nitrogen i ferskvannsresipient, avhengig av hvilken form nitrogen foreligger, representerer også et økotoksisk problem i tillegg til et mulig oksygenkrav. Nitrogen er derimot definert som minimumsfaktor i saltvann.

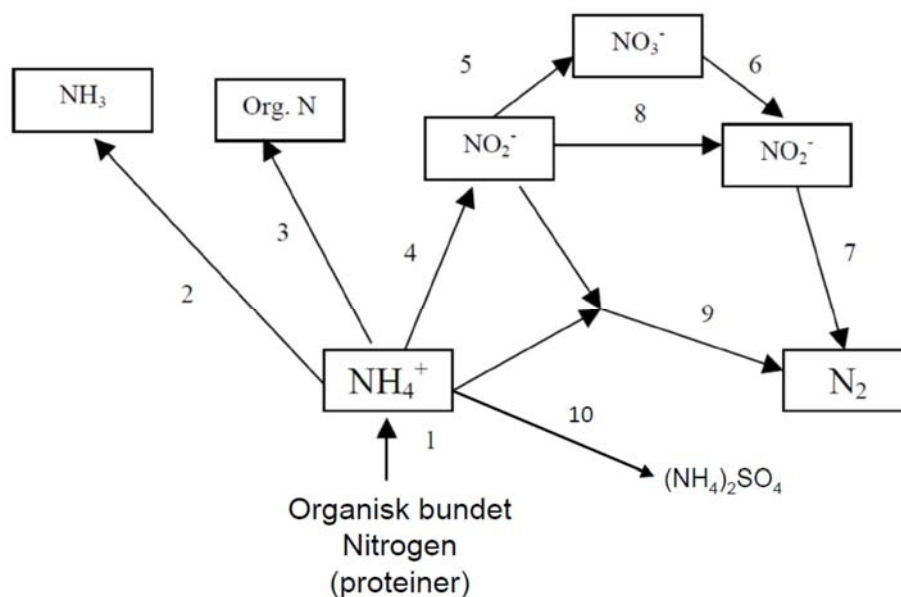
I henhold til Okkenhaug et.al ligger konsentrasjonen av total-N fra aktive deponier i Norge på mellom 155-189 mg/l (geometrisk snitt) mens situasjonen for nedlagte deponier er rapportert i området 68 til 96 mg/l [31]. På grunn av reduserte forhold i deponiet foreligger, som allerede diskutert i avsnitt 3 og i henhold til Figur 2, nitrogen i hovedsak på kationform som NH_4^+ . Gjennomsnittlig konsentrasjon av NH_4^+ ligger i området 117 til 151 mg/l for anlegg i drift, mens nedlagte deponier rapporterer konsentrasjoner i området 68 til 87 mg/l [31]. Dette innebærer at reduksjon i utslipp av nitrogen må ta utgangspunkt i ammonium. Utover å sette krav til den totale mengden nitrogen som slippes ut i resipienten (se Tabell 5), er det også satt krav til utslipp av NH_3 og NH_4^+ på henholdsvis 5 og 30 $\mu\text{g/l}$ [41] for klassegrensen svært god/god. Dette med bakgrunn i tålegrensen for fisk.

Tidligere undersøkelser har vist at NH_3 representerer det største bidraget til toksisiteten til sigevann [42]. I hvor stor grad nitrogenet forekommer på kationform er avhengig av pH og temperaturen på sigevannet som vist nedenfor.



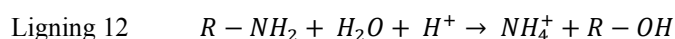
Når deponiet er over i den stabile metanproduserende fasen innebærer det at pH i sigevannet er rett i overkant av pH 7. Det betyr at det er over 100 x mer på formen NH_4^+ enn det er NH_3 . Samtidig betyr dette at ved å øke pH i sigevannet vil det være mulig å rense sigevannet via gassfase. Det vil si ved å blåse inn luft i vannfasen og på den måten drive av ammoniakk via lufstipping.

I Figur 24 er det satt opp en enkel illustrasjon som viser ulike teknikker/metoder for å redusere utslipp av nitrogen som NH_4^+ [60].



Figur 24. Ulike teknikker/metoder for å redusere utslipp av ammonium

Rute 1 representerer mineralisering av proteiner og organisk bundet nitrogen under anaerobe forhold. Dette trinnet kan illustreres som vist i ligningen nedenfor.



Rute 2 representerer luftstripping

Rute 3 representerer assimilering av nitrogen i en autotrof vekst

Rute 4 og 5 er nitrifikasjon (nitritasjon og nitratasjon)

Rute 6, 7 og 8 er denitrifikasjon (denitrasjon og denitritasjon)

Rute 9 er anammox

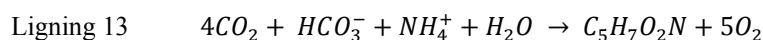
Rute 10 er filtrering i RO (omvendt osmose)

6.3.1. Luftstripping («air stripping»)

I henhold til Renou et.al er det en vanlig metode å bruke luftinnblåsing som en metode for å redusere høye konsentrasjoner av NH_4^+ i avløpsvann [17]. Kravet til luftmengde er om lag 3 m³ luft/l sigevann. For at prosessen skal være effektiv må pH heves til 11 slik at hovedandelen av nitrogen er på formen NH_3 (se Ligning 11). Ved denne pH og ved 20 °C har Martinnen et.al rapportert en reduksjon på 89 % [61]. Det skal være mulig å oppnå over 90 % fjerning av nitrogen, men utfordringen er immobilisering av gassfasen. Her kan det benyttes H_2SO_4 for å absorbere NH_3 men ifølge Renou er dette ikke en tilstrekkelig løsning. Imidlertid vil et sluttprodukt bestående av $(NH_4)_2SO_4$ være et interessant produkt i landbruket som gjødsel. I følge IPPC er det svært krevende å kunne oppnå en effluent konsentrasjon under 50 mg/l. Det innebærer at akseptgrensene som er definert i Tabell 5 ikke oppnås. Derimot kan luftinnblåsing være et alternativ som forbehandling før biologisk behandling i forbindelse med svært høye konsentrasjoner av NH_4^+ . Svært høye konsentrasjoner er nivåer over 5000 mg/l. Dette er konsentrasjoner som kan skape utfordringer i en biologisk prosess på grunn av toksisiteten.

6.3.2. Assimilering av nitrogen

Planter og alger som er en del av biomassen i en våtmark eller biodam vil kunne assimilere både NO_3^- og NH_4^+ i forbindelse med oppbygging av nytt plantemateriale. Mikroalger som allerede er tilstede i sigevann vil kunne bidra til assimilering av både nitrogen og fosfor. Begge elementene er makronæringsstoffer. Prosessen er illustrert i ligningen nedenfor.

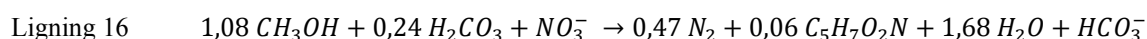
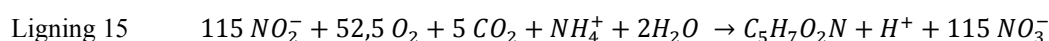
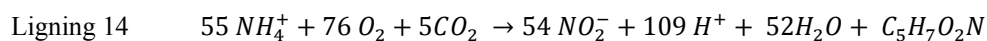


I hvor stor grad dette er en metode for rensning av sigevann med hensyn på nitrogen, er blant annet avhengig av at de massene som sedimenterer i en fakultativ biodam eller vegetasjon som dannes i en konstruert våtmark, mudres ut eller høstes. Alternativt må biomassen filtreres ut av vannfasen. Dette kan gjøres via et sandfilter. Høye konsentrasjoner av ammonium er også toksisk for alger. Konsentrasjoner av NH_4^+ over 20 mg/l kan inhibere inntaket av næringsstoffer i alger [55]. Dette innebærer at en effektiv bruk av autotrofe organismer som alger, ikke kan forventes med de konsentrasjonene av ammonium som er i rått sigevann.

6.3.3. Nitrifikasjon og denitrifikasjon

Teknikkene som er presentert i foregående avsnitt har det til felles at nitrogen kun oppkonsentreres. Det forsvinner ikke. Det innebærer at det må etableres en løsning for videre håndtering som er miljømessig akseptabel. En biologisk prosess som kombinerer autotrofe organismer med heterotrofe anaerobe mikroorganismer som utnytter NO_3^- som oksidasjonsmiddel har N_2 som sluttprodukt. På den måten oppnår man et sluttprodukt som ikke representerer noen negativ påvirkning på miljøet i tillegg til at gassfasen slippes rett ut i miljøet.

Prosessene som er involvert i omsetning av NH_4^+ består av fire trinn som krever både et miljø med lav tilgang på organisk karbon til en situasjon hvor det er nødvendig at konsentrasjonen av O_2 er lav. De fire prosessene er beskrevet i ligningene nedenfor.



Som det fremgår av Ligning 14 og Ligning 15 er dette en prosess som ikke er avhengig av karbon. Disse bakteriene (nitrosomonas og nitrobacter) er kjemoautotrofe noe som innebærer at de to prosessene som leder til henholdsvis nitritt og nitrat, bidrar med den energien som disse organismene trenger for å produsere organisk karbon fra CO_2 . Det betyr at prosessen er ideell for en situasjon hvor tilgangen på lett nedbrytbart karbon i sigevannet er lav. Noe som nettopp er tilfelle for deponier som er i den stabile metanproduserende fasen (se Figur 2). I henhold til IPPC så kreves 4,27 kg O_2 for å omsette 1 kg NH_4^+ til NO_3^- . I tillegg leder prosessen til en reduksjon i pH ved å forbruke alkalitet tilsvarende 7,14 kg CaCO_3 . I tillegg syntetiseres 0,22 kg med nye celler. Sistnevnte innebærer en viss slamproduksjon som må håndteres i ettertid.

Begge gruppene av bakterier er sensitive i forhold til sine omgivelser. Det er også dette som er grunnen til at nitrifikasjonshemming kan benyttes for å vurdere graden av toksisitet i sigevannet. Som det fremgår av Tabell 4, er det satt krav om en grense for nitrifikasjonshemming ved påslipp på kommunalt nett. Dette for å kunne vurdere eventuell påvirkning på rensemetode på avløpsrenseanlegget [42]. Nitrifikasjon kan blant annet hemmes av pH lavere enn 6,5. Det er derfor viktig å følge opp alkaliteten i og med at prosessen i seg selv er surgjørende (se Ligning 14 og Ligning 15). Tilstrekkelig mengde O_2 er også svært viktig. Minimumskonsentrasjon er ifølge IPPC 2 mg/l i vannfasen. En viktig faktor

for prosessen i Norge, og spesielt i kaldere strøk, er at temperaturen i vannfasen ikke bør være under 5 °C.

Toksiske forbindelser kan inhibere nitrifikasjon. Dette gjelder faktisk også konsentrasjoner av ammonium i seg selv. Imidlertid viser det seg via målinger gjennomført i de biologiske eksempel-anleggene henvist til i dette arbeidet, at konsentrasjoner av NH_4^+ på 200 mg/l tilsynelatende ikke hemmer omsetning til nitrat. I henhold til IPPC er dette å betrakte som fortynnet sigevann [35].

I et aktivt slamlegg ble det dokumentert en renseseffekt på over 99 % med hensyn på NH_4^+ i perioden mai til begynnelsen av oktober. Derimot i løpet av fire prøveuttak i desember var renseseffekten redusert til 47 %. I denne perioden ble det målt temperaturer på rundt 5 °C i sigevannet i aktivslambassenget. Bassenget er plassert utendørs uten noen form for overbygg eller isolasjon. Dette vil være en viktig faktor med hensyn på å oppnå stabile forhold året rundt.



Figur 25. Utendørs aktivt slam basseng (foto BB)

Derimot er denitrifikasjon drevet av organismer som trenger organisk karbon som næring. Det vil si heterotrof vekst. Bakteriene skal utnytte oksygenet som er knyttet til nitritt/nitrat (se Ligning 16) for å bryte ned organisk materiale. I og med at denitrifikasjon må følge en autotrof prosess betyr dette at det blir nødvendig å tilsette en karbonkilde for å kunne kjøre prosessen til N_2 gass. For ett kg NO_3^- som omsettes til N_2 er det nødvendig å tilsette 2,47 kg med metanol som C-kilde i tillegg til at det dannes 3,57 kg med alkalitet uttrykt som bikarbonat. På bakgrunn av økningen i alkalitet kan det være et behov for tilsetning av en syre for å holde pH innenfor optimalt område på mellom 7 og 7,5.

I og med at de denitrifiserende bakteriene er fakultative, er det svært viktig at oksygenivået holdes nede for å unngå at karbonkilden brukes i en aerob prosess. Konsentrasjoner av oksygen over 0,5 mg/l i vannfasen har redusert denitrifikasjonsaktiviteten betydelig. Årsaken er naturlig nok at en aerob respirasjon ($\Delta G^0 = - 502,1$ kJ/mol) er mer energetisk gunstig enn en respirasjon hvor NO_3^- er oksidasjonsmiddel ($\Delta G^0 = - 477$ kJ/mol) [62].

I henhold til Renou et.al er en SBR-reaktor ideell for reduksjon i utslipp av nitrogen via nitrifikasjon – denitrifikasjon [17]. En skisse som beskriver prosessen er illustrert i Figur 20. Etter lufteprosessen er det mulig å legge inn en periode med denitrifikasjon. I et nylig igangsatt anlegg i Västerås er det lagt til rette for både nitrifikasjon og denitrifikasjon.



Figur 26. SBR-anlegg i Västerås (foto ROAF)

Dette anlegget har en kapasitet på å rense om lag 130 000 m³/år med to reaktorer i parallell. For å kunne gjennomføre en effektiv denitrifikasjon blir det tilsatt etanol som karbonkilde i tillegg til H₃PO₄. Sistnevnte på grunn av den lave konsentrasjonen fosfor i sigevannet. Dette er heller ikke uvanlig i aerobe prosesser hvor forholdet nitrogen/fosfor er ugunstig med tanke på effektiv vekst av mikroorganismer. En sideeffekt av tilsetning av syre vil være å unngå en økning i pH på grunn av økningen i alkalitet i vannfasen (se Ligning 16).

Tabell 6. Nitrifikasjon og denitrifikasjon i SBR anlegg

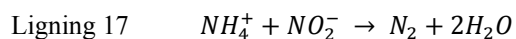
Parameter	Influent (maks)	Effluent (2016)
Tot-N	330	9,6
NH ₄ ⁺ -N	270	0,77
NO ₃ ⁻ -N	0,35	0,99

Resultatene som er satt opp i Tabell 6, viser at i henhold til de generelle utslippskravene til utslipp av Tot-N er oppnådd i SBR prosessen. I henhold til et utslipp i en innsjø vil de generelle kravene til en akseptgrense på 30 µg/l ikke være oppnåelig med en effluentkonsentrasjon på 770 µg/l. Fortynningsfaktoren vil med dette være 25. Imidlertid er de utslippskravene som er definert av miljømyndighetene i Sverige oppnådd for dette anlegget.

En konstruert våtmark er en biotop som vil kunne bidra til både nitrifikasjon og denitrifikasjon. Nitrifikasjon i den øvre delen av vannfasen mens denitrifikasjon i slamfasen nær bunnen. I henhold til IPPC kan det oppnås en reduksjon av NH₄⁺ på mellom 30 og 50 % i en våtmark med tilstrekkelig kapasitet. I et temaskrift fra Bioforsk i 2007 beskriver Søvik utfordringer med våtmarker på grunn av utslipp av både N₂O og CH₄. Begge gassene er sterke drivhusgasser og er et resultat av nitrogenomsetning og anaerob nedbrytning av organisk stoff [63].

6.3.4. Anammox

Anammox er i Figur 24 illustrert som rute 9. Dette er også en biologisk drevet prosess og som beskrives i Ligning 17.



Som det fremgår av ligningen undertrykkes oksidasjon til NO_3^- ved å tilføre lite oksygen ($< 0,5 \text{ mg/l}$) i kombinasjon med $\text{pH} \approx 8,1$ og ved en temperatur på 30°C [60].

Anammox innebærer at oksidasjon av NH_4^+ er anaerob igjennom hele omsetningsfasen i tillegg til at organismene som er involvert er autotrofe. Dette er en vesensforskjell sammenlignet med tradisjonell denitrifikasjon hvor denne er heterotrof (se avsnitt 6.3.3). Det betyr at prosessen Anammox kan drives ved et lavt C/N forhold. Det betyr også at konsentrasjonen av KOF må reduseres før prosessen kan gjennomføres. C/N forhold på 2,75 til 3,94 har vist seg hensiktsmessig. I henhold til Wu et.al kan KOF konsentrasjonen være så høy som 240 mg/l og enda oppnå en effektiv omsetning [64].

I tillegg til at prosessen krever temperaturer over 25°C kan konsentrasjonen av nitritt bli en minimumsfaktor. I tillegg er veksthastigheten til disse organismene svært lav og oppimot 11 til 13 dager for å oppnå en fordobling. Dette i motsetning til denitrifikasjon hvor bakterieantallet fordobles i løpet av et par timer [71, side 538].

6.3.5. Ionebyting

Ionebyttere er først og fremst benyttet på drikkevann for å fjerne nitrat eller redusere hardheten på vannet. I og med at NH_4^+ er et kation vil det i prinsippet være mulig å immobilisere ionet på en ionebytter. Zeolittmembraner er forsøkt men regenerering av membranen har blitt for krevende. Uansett er dette en teknikk som ikke er egnet for sigevann hvor konsentrasjonen av kationer er høy. Dessuten er dette først og fremst egnet som poleringstrinn.

6.3.6. Omvendt osmose

I og med at nitrogen i hovedsak foreligger på kationform vil det også ha en viss affinitet til partikler. Som kation vil omvendt osmose være et alternativ for å redusere utslipp av nitrogen (se Figur 4). Imidlertid er det nødvendig å redusere pH for sikre at nitrogen er på kationform (se Ligning 11). I de fleste tilfeller benyttes H_2SO_4 for å senke pH ned til ca 6. For et anlegg med en årlig produksjon på om lag $27\,000 \text{ m}^3$ sigevann og en snitt konsentrasjon på 332 mg/l Tot-N ble det benyttet 19 m^3 med svovelsyre for å oppnå en utslippskonsentrasjon på 14 mg/l via RO. Dette er ikke tilfredsstillende i henhold til de generelle kravene satt opp i Tabell 5. Hvis vi antar at om lag 90 % av Tot-N er på formen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ gir dette en konsentrasjon i effluenten på $12,6 \text{ mg/l}$. Effluenten slippes ut i et elveløp. Basert på en akseptabel konsentrasjon i elva på $30 \text{ }\mu\text{g/l}$ vil dette tilsi en primær innblandingssone på 420 som er over 40 x miljøstyrelsens anbefaling for utslipp i en elv (se avsnitt 5.1).

Et tilsvarende anlegg hadde en influent konsentrasjon i snitt på $773 \text{ mg NH}_4^+/\text{l}$. Etter rensing var konsentrasjonen $13,7 \text{ mg/l}$. Dette rensede sigevannet bruker også en elv som resipient. Med de kravene som er antydnet her kan dette bety at omvendt osmose ikke er tilstrekkelig som metode alene for å fjerne nitrogen i form av NH_4^+ .

6.4. Reduksjon i utslipp av fosfor

I motsetning til nitrogen, er mobilisering av fosfor i ulike former, av mindre miljømessig betydning via sigevann enn via tradisjonelt avløp (se Figur 12). Dette henger sammen med konsentrasjonen i sigevannet sammenlignet med tradisjonelt avløpsvann. Derimot er fosfor betraktet som minimumsfaktor i ferskvann. Det betyr at det er av betydning å redusere belastningen på ferskvannsresipienter. Fosfor kan forekomme i ulike former. På samme måte som nitrogen, er fosfor bundet opp i organisk materiale samtidig som det forekommer også som anion både på enverdig, toverdig og treverdig form. Dette er knyttet til at fosfat er den korresponderende basen til fosforsyre. Det er imidlertid anion-formen som er direkte plantetilgjengelig. Dokumentasjon av sigevannskvaliteten er relatert til totalfosfor som dekker alle formene som fosfor kan forekomme på i sigevann.

Basert på forurensningsforskriften er det gitt utslippskrav som vist i Tabell 5. Grensene er også relatert til totalfosfor. Sigevann fra aktive deponier inneholder konsentrasjoner i området fra 0,9 til 1,8 mg/l, mens deponier i etterdrift lekker i gjennomsnitt 0,5 mg/l [31]. Med bakgrunn i kravene i forurensningsforskriften er utslipp fra nedlagte deponier innenfor kravene i forskriften. Derimot vil kravene, relatert til klassifiseringssystemet for vann i henhold til vannforskriften, definere hva som er god kvalitet med hensyn på fosfor i resipienten. Klassegrensene er knyttet til innsjøtyper og elvetyper. Typen resipient må derfor defineres før man kan fastsette konsentrasjonen for god kvalitet relatert til konsentrasjonen av fosfor [41]. Konsentrasjonen varierer svært mye men er i stor grad mindre enn 60 µg/l (målt som total fosfor). Med utgangspunkt i en primær innblandingssone som tilsvarer en faktor 10, vil dette tilsi at konsentrasjonen må være mindre enn 0,6 mg/l. Dette innebærer at nedlagte deponier har mindre behov for å redusere utlekking av fosfor. For å overholde de foreslåtte grenseverdiene må deponier som er i drift finne løsninger for å redusere utslipp av fosfor.

6.4.1. Biologisk baserte metoder

I en biologisk renseprosess er mikroorganismene avhengig av en balansert sammensetning av næring. Forholdet C:N:P er ideelt sett 150:5:1. I et lokalt behandlingsanlegg hadde man et forhold C:P:N på 407:457:2 i rått sigevann. Med en slik sammensetning er det lite trolig at man får omsatt karbonet med mindre man gjødsler med fosfor. Det betyr også at en effektiv omsetning av fosfor er basert på en definert sammensetning av de øvrige elementene. Ved å tilsette for eksempel fosfor i form av fosforsyre kan dette bidra til at utslippet av fosfor blir høyere i effluenten sammenlignet med rått sigevann. Dette er en situasjon som er gjeldende for heterotrofe organismer. Imidlertid vil dette også kunne være tilfelle ved å bruke autotrofe organismer som f.eks alger. Alger, som del av en renseprosess, er beskrevet i avsnitt 6.2.

Passiv tilførsel av oksygen – naturbaserte metoder

En støkiometrisk formel for sammensetningen av en algecelle er $C_{106}H_{181}O_{45}N_{16}P$. Karbonet har et uorganisk opphav i CO_2 , mens de øvrige elementene kommer fra vannfasen. Forholdet N:P er 16:1. I sigevann er det ikke definert noen minimumsfaktor med hensyn på omsetning av fosfor ved bruk av primærprodusenter.

For alger er fosfor å betrakte som et makronæringsstoff som er essensielt for vekst. Dette tas opp som en aktiv prosess via ortofosfat (PO_4^{3-}). Hvis fosfor er bundet i organiske forbindelser omsettes dette til PO_4^{3-} via enzymer før det tas opp i algekroppen. Alger kan assimilere et overskudd av fosfat [55]. Ved en konsentrasjon i vannfasen på 5 mg P/l ble det påvist i 10 mg tørr biomasse 1 mg P (10 mg TB/mg p). Dette er 100 x konsentrasjonen som er tilstrekkelig for vekst av alger i henhold til formelen over.

I tillegg til lys er temperatur en viktig faktor. Aktiviteten avtar ved temperaturer under 15 °C. Alger benyttes i toksikologiske tester fordi de påvirkes av blant annet tungmetaller og organiske miljøgifter som pesticider, overflateaktive stoffer og hygieniske produkter. Høye konsentrasjoner av NH_4^+ vil kunne inhibere veksten av alger. Alle biologiske prosesser som er basert på autotrof vekst må høstes for å kunne bidra til effektiv rensning av sigevann.

Aktiv tilførsel av oksygen

Mikroorganismer vil bruke fosfor for å bygge opp nytt cellemateriale. Det betyr at bioflokker vil kunne etableres og felles ut i etterfølgende sedimenteringstrinn. Biologiske behandling er derfor en teknikk som er et alternativ til andre løsninger. Et laguneanlegg med etterfølgende sedimentering hadde i 2015 en influent konsentrasjon på 0,74 mg/l. I snitt samme år var effluentkonsentrasjonen 0,57 mg/l. Dette representerer en renseeffekt på kun 22 %². Avhengig av resipient kan imidlertid konsentrasjon i utslippet være tilfredsstillende.

Et aktivt slamlegg oppnådde i snitt en reduksjon fra 0,73 mg/l til 0,64 mg/l i 2015. Tatt i betraktning usikkerheten i målingene er denne reduksjonen ikke signifikant². Biologisk behandling i SBR er presentert som en effektiv metode for å omsette nitrogen. Et eksempelanlegg hadde en konsentrasjon i rått sigevann på 1,01 mg tot-P/l mens konsentrasjonen i effluenten var 1,24 mg/l i snitt i 2015. Denne forskjellen kan være knyttet til prøvetaking i tillegg til generell usikkerhet. I løpet av 2016 har driften blitt justert slik at foreløpige resultater har dokumentert utslippskonsentrasjoner på 0,59 mg/l. Innløpskonsentrasjonen i samme periode var 0,8 mg/l. For å kunne gjennomføre en effektiv denitrifikasjon i SBR har konsentrasjonen av fosfor vært for lav til en effektiv omsetning har medført at fosfor måtte tilsettes (se avsnitt 6.3.3) hvor overskuddet måtte fjernes via kjemisk felling og direkte felling (se avsnitt 8.5).

Ut ifra det definerte forholdet mellom organisk stoff og næringsstoffer vil en konsentrasjon av fosfor på om lag 1 mg/l tilsvare 150 mg/l av organisk karbon. Hvis konsentrasjonen av BOF_5 i rått sigevann benyttes som grunnlag for konsentrasjonen av lett nedbrytbart organisk stoff er denne i henhold til Okkenhaug mellom 49 og 71 mg/l [37]. I to av eksempelanleggene over er konsentrasjonen av BOF_5 mindre enn 30 mg/l. Det innebærer at lett nedbrytbart organisk karbon kan bli en minimumsfaktor for å omsette fosfor fra sigevann. Dette er også kjent fra driften av disse anleggene at det er nødvendig å pøde med slam fra tradisjonelle avløpsanlegg for å få opp slamproduksjonen. Alternativt kan det tilsettes karbonkilder på samme måte som ved denitrifikasjon.

6.4.2. Omvendt osmose

Med utgangspunkt i både kolloidalt og partikulært bundet fosfor vil filtrering kunne være et alternativ. I løpet av 2013 ble det dokumentert konsentrasjoner etter omvendt osmose 0,17 mg/l. To av målingene var mindre enn 0,1 mg/l. I forhold til at resipienten er en elv, er dette akseptabelt. Det som også er verdt å merke seg er at rejektet fra behandlingen inneholdt 6,7 mg/l fosfor som tilbakeføres til deponiet. Over tid vil man forvente at konsentrasjonen av fosfor i sigevannet vil kunne øke.

6.4.3. Kjemisk felling

Detaljer knyttet til kjemisk felling og kjemikalier er beskrevet i detalj i avsnitt 7.4. I dette avsnittet er kun effekten av å tilsette kjemikalier i en tradisjonell kjemisk felling berørt. På grunn av kostnadene knyttet til bruk av fellingskjemikalier er det naturlig at dette er en

² Antatt usikkerhet i målinger på 30 % innebærer at forskjellen ikke er signifikant.

løsning som følger etter en forbehandling som kan være biologisk behandling eller forsedimentering.

Etter en luftet lagune ble effekten av å tilsette Al^{3+} vurdert i forhold til reduksjon av total fosfor konsentrasjon. Resultatene er satt opp i tabellen nedenfor. Resultatene viser en forbedring i tillegg til effekten fra lagunen. Dette er imidlertid enkeltstående resultater som må verifiseres i en større studie.

Tabell 7. Effekt av bruk av kjemikalier etter rensing i luftet lagune ($\mu\text{g/l}$)

Parameter	Effluent uten Al^{3+}	Effluent etter Al^{3+}
Tot-P	0,8	0,24

7. REDUKSJON I UTSLIPP AV MILJØGIFTER

7.1. Definisjon av miljøgifter

Dette prosjektet inkluderer utslipp av stoffer som kan lede til en global negativ påvirkning. Det betyr at persistens og akkumulering i næringskjeden er to sentrale begreper i valg av stoffer/elementer. I NOU rapporten er miljøgifter definert på følgende måte [38]:

Tekstboks 1. Definisjon av miljøgifter

1. Lite nedbrytbare stoffer som hopper seg opp i levende organismer, og som
 - a. har alvorlige langtidsvirkninger for helse, eller
 - b. er svært giftige i miljøet.
2. Tungt nedbrytbare stoffer som svært lett hopper seg opp i levende organismer, uten krav til kjente giftvirkninger.
3. Stoffer som gjenfinnes i næringskjeden i nivåer som gir tilsvarende grunn til bekymring.
4. Andre stoffer, slik som hormonforstyrrende stoffer og tungmetaller, som gir tilsvarende grunn til bekymring.

I utvalget som utarbeidet NOU-rapporten var det imidlertid uenighet hva angikk plantevern som en del av gruppen miljøgifter (se fotnote i referanse 38, side 12). Utvalgets representant mente at plantevern generelt ikke kan defineres som miljøgifter. I forbindelse med overvåkning av sigevann inngår plantevern (pesticider) i flere av de stoffgruppene som skal overvåkes. Blant annet fenoksyryr, klorbenzener og klorerte pesticider. På tross av ulike tolkninger er disse grupper forbindelser tatt med i det videre arbeidet.

7.2. Reduksjon i utslipp av organiske miljøgifter

7.2.1. Bakgrunn

Det gjennomføres en betydelig oppfølging av sigevann med hensyn på å vurdere innholdet av ulike organiske miljøgifter [4]. Flere stoffer er ikke påvist i kvantifiserbare konsentrasjoner. Vurdert i forhold til vannforskriften og god kjemisk kvalitet er kvantifiseringsgrensen for høy til å kunne vurdere utslippene. I rapporten fra Avfall Norge er ulike grupper miljøgifter som mobiliseres via sigevann vurdert med hensyn på miljøkostnader. De gruppene som pekte seg ut var aromatiske hydrokarboner, alkylfenoler og etoksilater, klorbenzener og ftalater, nærmere bestemt dietylheksylftalat, som stoffer med dokumentert miljøkostnad [16]. Bisfenol A (BPA) er også en kjemisk forbindelse som slippes ut i forholdsvis store mengder via sigevann men hvor det ikke er definert en miljøkostnad.

Organiske miljøgifter er i motsetning til uorganiske stoffer og elementer biologisk nedbrytbare. I tillegg er graden av absorpsjon til partikler avhengig blant annet av lipofile og hydrofile egenskaper til molekylene. Som diskutert i avsnitt 2.1 kan lipofile egenskaper uttrykkes via K_{ow} . For svært mange av de aktuelle organiske miljøgiftene er $\log K_{ow} > 3$ som

innebærer at forholdet mellom analytt octanol/vannfase er større enn 1000 som innebærer at det er de lipofile egenskapene som er fremtredende. Det innebærer også at partikler som inneholder mye organisk materiale også vil være en bærer av organiske miljøgifter. En effektiv partikkelseparasjon vil derfor bidra til å fjerne organiske miljøgifter fra sigevannet.

7.2.2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

I Okkenhaug et.al er geometrisk middel for \sum PAH₁₆ oppgitt til 1,2 til 2,0 µg/l mens deponier i etterdrift har rapportert nivåer opptil 2,4 µg/l [31]. Av de 16 forbindelsene er det stort sett naftalen som forekommer i høyest konsentrasjon i sigevann. I eksempelanleggene som det er henvist til i veilederen, varierer konsentrasjonen rått mellom 1 til 4,1 µg/l. Årlig gjennomsnitt i ferskvann og kystvann tilsvarer god kjemisk kvalitet en konsentrasjon på 2 µg/l. Basert på krav til innblandingssoner innebærer disse nivåene ikke krav om rensning med hensyn på naftalen. Imidlertid foreligger resultater fra ulike teknikker og derfor er det tatt med noen eksempler.

Tabell 8. Metoder for fjerning av naftalen (µg/l)

Metode	Influent	Effluent
Aktiv slam	4,1	0,005 ¹
SBR	3,3	0,05 ¹
Luftet lagune med kjemisk felling	2,04	1,28
Biologisk forbehandling med kjemisk felling	0,1	0,1

¹ < LOQ – rapportert LOQ/2 som resultat

Resultatene viser at både aktivt slam og SBR anlegg er metoder som kan være effektive for å redusere utslipp av naftalen. Luftet lagune med etterfølgende kjemisk felling er også under akseptgrensen. Det er ikke usannsynlig at også andre PAH forbindelser kan omsettes/rences ved hjelp av denne typen metoder. I henhold til IPPC skal en aerob biologisk prosess være i stand til å oppnå en renseeffekt på om lag 50 % [35]. I og med at PAH forbindelser vil være absorbert på partikler er det sannsynlig at for eksempel RO anlegg vil være godt egnet til å oppnå tilfredsstillende utslippskonsentrasjon. Det foreligger målinger med hensyn på PAH₁₆ fra et RO-anlegg. Her var råvannskonsentrasjonen 4,1 µg/l mens konsentrasjonen i effluenten var 0,18 µg/l. Med hensyn på utslippskravene til naftalen er dette godt innenfor akseptgrensen.

På grunn av egenskapene til aktivt kull er også dette en metode som vil egne seg.

For øvrige metoder foreligger svært få resultater som kan sies å være representative. Når det gjelder øvrige PAH forbindelser er den oppgitte kvantifiseringsgrensen for høy til å kunne sammenligne med kravene til god kjemisk kvalitet i resipienten.

7.2.3. Bisfenol A (BPA)

I en kontrollrapport fra FM ble det påpekt at en snittkonsentrasjon på 320 µg/l for BPA i sigevann var svært høyt. Tilsvarende var det for samme anlegg målt 11,45 mg BPA/kg TS i sigevannsslammet. Dette sigevannet leveres ubehandlet til et kommunalt avløpsrenseanlegg med kjemisk rensing som sekundært rensetrinn. I henhold til Okkenhaug et.al er geometrisk middel for BPA i sigevann mellom 10 og 70 µg/l [31].

Log K_{ow} er 3,4 som viser en god løselighet i fettfasen [39]. På grunn av de to hydroksylgruppene som sitter på molekylet er også løseligheten i vann betydelig. Ved en

sivevannstemperatur på mindre enn 21 °C er den oppgitt til mindre enn 100 mg/l [65]. Det må bety at BPA både vil befinne seg i vannfasen og er absorbert til partikler. Det vil gjøre det mer krevende å redusere utslippet. Årlig gjennomsnitt for ferskvann (god kjemisk kvalitet) er satt til 1,5 µg/l. Vurdert i forhold til utslippskrav og omfanget av en primær fortynningssone er de tre metodene presentert i Tabell 9 tilfredsstillende. Halveringstiden for biologisk omsetning av BPA er satt til mellom 3 og 6 døgn [65]. Både i forhold til vannløselighet og sorpsjon til partikler er det sannsynlig at biologiske metoder kan bidra til nedbrytning av BPA innenfor en rimelig oppholdstid. Utslipet fra SBR anlegget er i grenseland med henblikk på en rimelig innblandingssone i forhold til utslipp til en elv.

Tabell 9. Metoder for fjerning av Bisfenol A (µg/l)

Metode	Influent	Effluent
Aktiv slam	28,4	0,04
SBR	Im	13,1
RO	143	0,30

Im – ikke målt

I og med de egenskapene som stoffet har er det sannsynlig at også aktivt kull vil være en egnet metode til å redusere utslippet av bisfenol A.

7.2.4. DEHP (dietylheksylftalat)

DEHP er et eksempel på en forbindelse som er å finne i miljøet i mange sammenhenger. Mediankonsentrasjonen dokumentert i rapporten fra AN var 5,2 µg/l [16] som var noe høyere enn i arbeidet til Okkenhaug et.al [37]. Denne forbindelsen har en enda tydeligere affinitet til organiske løsninger enn både PAH forbindelser og BPA. Log K_{ow} er 7,5 som viser at løselighet i fettfasen er vesentlig bedre enn i vannfase [39]. Dette betyr at DEHP vil være absorbert til partikler. Det innebærer at partikkelseparasjon i tillegg til aktivt kull vil være effektivt for å redusere utslippet. Sistnevnte fordi DEHP vil kunne delta i van der Waalske bindinger med aktivt kull.

Tabell 10. Metoder for fjerning av DEHP (µg/l)

Metode	Influent	Effluent
Aktiv slam	2,8	0,25 ¹
SBR		0,25 ¹

¹ < LOQ – rapportert LOQ/2 som resultat

God kjemisk kvalitet i ferskvann er 1,3 µg/l som er tilsvarende for kystvann. Basert på en primærinnblandingssone i en elv så er det ikke nødvendig å rense DEHP forutsatt at mediankonsentrasjonen oppgitt her er representativ. Den høyeste konsentrasjonen rapportert i arbeidet til AN var 70 µg/l. Med et aktivt slamanlegg med en renseeffekt på 90 % vil det være tilstrekkelig for utslipp i både ferskvann og kystvann.

På samme måte som for BPA vil også strukturen til ftalater og spesielt DEHP innebære at disse molekylene er biologisk nedbrytbare. Imidlertid er halveringstiden i et aktivt slamsystem oppgitt til 28,9 døgn og en lagune til 45,4 døgn. Derimot er omsetningen i et anaerobt system oppgitt til bare 1 døgn [66]. Dette betyr at oppholdstiden i et aktivt slamanlegg vil bli for kort til at reduksjonen i konsentrasjon av DEHP skyldes biologisk omsetning. Det må innebære at effekten skyldes bioflokkulering med etterfølgende sedimentering. Ved å tilbakeføre slammet til et anaerobt miljø, som for eksempel til

sluttbehandling vil dette kunne ha en positiv effekt på omsetningen av DEHP. Det er sannsynligvis derfor også konsentrasjonen i rått sigevann er så vidt lav.

7.2.5. Alkylfenoler og etoksilater

Som eksempler for denne gruppen av fenoler benyttes nonylfenol og oktylfenol. De er inkludert i 5-årsprogrammet men det er rapportert om få kvantifiserbare konsentrasjoner. De er ikke dokumentert i noen av de review rapportene som denne veilederen henviser til. Imidlertid er det oppgitt konsentrasjoner samlet på alkylfenoler og etoksilater i arbeidet til AN. Her er konsentrasjonen oppgitt i et vindu fra 0,47 til 126 µg/l med en medianverdi på 2,32 µg/l [16]. Begge stoffene har klare lipofile egenskaper. God kjemisk kvalitet for henholdsvis nonyl og oktylfenol er 0,3 og 0,1 µg/l i ferskvann og 0,3 og 0,01 µg/l i kystvann [24]. Med en representativ medianverdi er nonylfenol et langt mindre problem enn oktylfenol. For sistnevnte må det finnes renseløsninger som kan redusere utslippskonsentrasjonen ned til minst 0,1 µg/l.

Nonylfenol har en log K_{ow} som er 4,48 som tilsier at det er de lipofile egenskapene som er fremtredende. Imidlertid inneholder molekylet en hydroksylgruppe som avhengig av pH kan gjøre stoffet løselig i vannfase (6 mg/l). Oktylfenol har en tilsvarende log K_{ow} som er noe lavere som henger sammen med lengden på hydrokarbonkjeden. Løseligheten i vann er om lag 5 mg/l [39]. Som det fremgår av Tabell 11 og Tabell 12 er det ikke dokumentert kvantifiserbare konsentrasjoner. Derimot i anlegget som er en kombinasjon av luftet lagune og kjemisk felling er det dokumentert en reduksjon i konsentrasjonen i løpet av rensprosessen. Basert på en akseptabel innblandingssone er reduksjon i konsentrasjonen av 4-nonylfenol tilstrekkelig.

Tabell 11. Metoder for fjerning av 4-nonylfenol (µg/l)

Metode	Effluent
Aktiv slam	0,125 ¹
SBR	0,125 ¹

¹ < LOQ – rapportert LOQ/2 som resultat

Tabell 12. Metoder for fjerning av 4-oktylfenol (µg/l)

Metode	Effluent
Aktiv slam	0,125 ¹
SBR	0,125 ¹

¹ < LOQ – rapportert LOQ/2 som resultat

Tabell 13. Luftet lagune i kombinasjon med kjemisk felling (µg/l)

Parameter	Influent	Effluent
4-nonylfenol	1,70	0,96
4-oktylfenol	0,38	0,18

7.2.6. Klorbenzener

Klorerte benzener er en stor gruppe av forbindelser som sammen med andre halogenerte organiske forbindelser kan implementeres i gruppen AOX (adsorberbare organiske halogener). I henhold til rapporten fra AN er summen av konsentrasjonen av flere klorerte benzener i området fra 0,005 til 1,92 µg/l [16]. I disse resultatene er også heksaklorbenzen inkludert. God kjemisk kvalitet i ferskvann for pentaklorbenzen og heksaklorbenzen er henholdsvis 0,007 og 0,013 µg/l. Tilsvarende for kystvann er 0,0007 og 0,013 [24]. Dette er

svært lave konsentrasjoner som pr. i dag bare delvis kan vurderes i forhold til sigevann fordi kvantifiseringsgrensene er lagt for høyt.

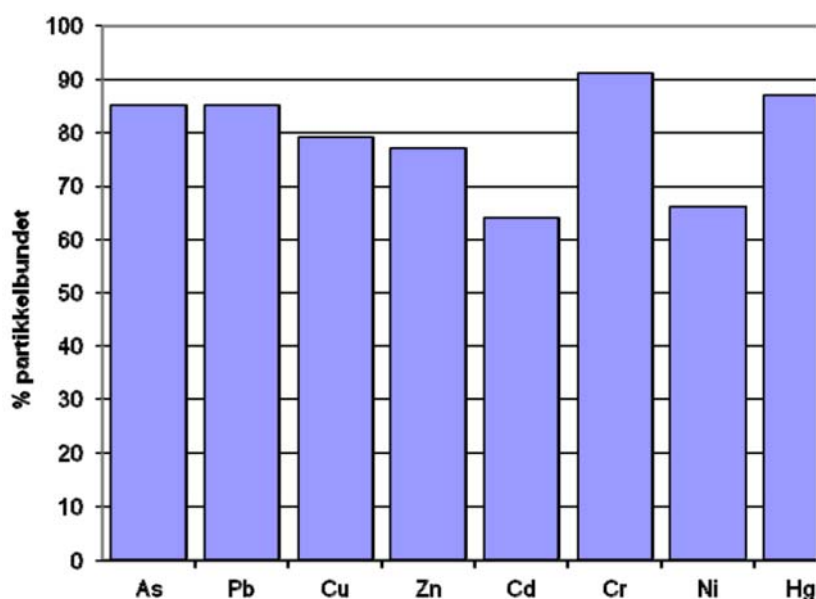
I henhold til IPPC er ulike kjemiske oksidasjonsmidler i tillegg til aktivt kull alternativer for å redusere utslipp av AOX [35]. Bruk av både H_2O_2 og O_3 er presentert tidligere som alternativer for å redusere utslipp av tungt nedbrytbar KOF (se avsnitt 6.2.2). Dette er løsninger med betydelige kostnader men vil kunne være effektive som poleringstrinn for å blant annet redusere utslipp av halogenerte forbindelser.

Bruk av O_3 ledet til en reduksjon fra 3 mg/l AOX til mindre enn 0,5 mg/l ifølge IPPC [35]. Avhengig av hvilke forbindelser som er aktuelle å redusere kan dette virke å være for liten reduksjon. Et sammensatt behandlingsanlegg i Hannover bestående av både nitrogenfjerning, ultrafiltrering og aktivt kull som poleringstrinn (se Figur 43) hadde et rått sigevann med en AOX på 1733 $\mu\text{g/l}$ i snitt i 2015. Effluentkonsentrasjonen var 591 $\mu\text{g/l}$. Dette representerer en renseeffekt på 66 %.

7.3. Reduksjon i utslipp av tungmetaller

I denne sammenhengen er tungmetaller relatert til både kationer løst i sigevannet og knyttet til kolloidalt stoff og større partikler. En oversikt over partikkelfordeling og behandlingsteknikk er vist se Figur 4. I tillegg vil metaller kunne forekomme i form av metallorganiske forbindelser. På denne formen vil metallene være kjemisk bundet til organiske molekyler.

Av toverdige tungmetallioner reduseres affiniteten til organisk materiale i følgende rekkefølge: $Hg^{2+} \approx Pb^{2+} > Cu^{2+} > Cd^{2+} > Ni^{2+} > Zn^{2+} > Mn^{2+}$ [33]. Det burde bety at både kvikksølv, kobber og bly kan sedimenteres ut sammen med et biologisk slam. I forbindelse med kartlegging av transport av miljøgifter via overvann og elver til Oslo indre havn ble graden av partikkelbinding for blant annet tungmetaller utredet [67]. Resultatet er illustrert i figuren nedenfor.



Figur 27. Gradene av tungmetaller bundet til partikler

I henhold til Okkenhaug et.al vil As og Cr kunne foreligge som oksyanioner i sigevann og dermed være langt mer mobile enn de elementene som foreligger på kationform [68]. Det kan

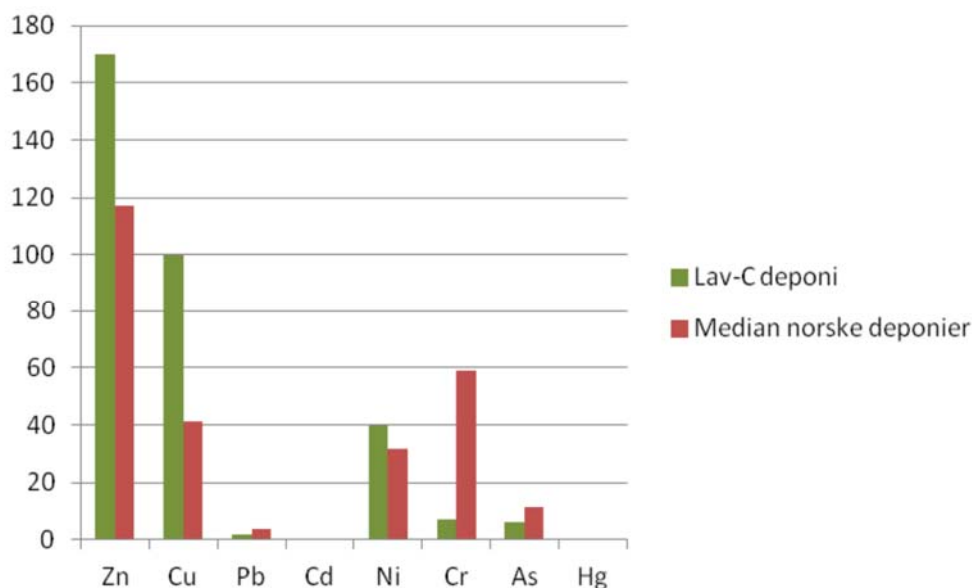
innebære at det blir mer krevende å bruke teknikker som filtrering eller sedimentering for å redusere utslippet av As og Cr. Imidlertid er det som tidligere dokumentert at krom oppkonsentreres i slamfasen (se Tabell 2).

I Trinn 5 i avsnitt 2.1 er en viktig konkurrerende reaksjon til produksjon av CH₄ satt opp. Reduksjon av SO₄²⁻ til S²⁻ er viktig med tanke på dannelsen av metallsulfider. Løseligheten av sulfider er svært lav noe som medfører immobilisering av kationer. Løselighetsprodukter (K_{sp}) for tre viktige elementer utfelt som sulfider er satt opp nedenfor. Dette vil ha en betydelig påvirkning på utlekking av elementer.

Tabell 14. Løselighetsprodukter for et utvalg metallsulfider

Metallsulfid	K _{sp}
HgS	4 x 10 ⁻⁵³
CuS	2 x 10 ⁻³⁷
PbS	8 x 10 ⁻²⁸
CdS	1 x 10 ⁻²⁷
NiS	2 x 10 ⁻¹⁹
ZnS	2 x 10 ⁻²⁴

Ettersom deponiet utvikler seg, og etter hvert endrer karakter fra anaerobe forhold til aerobe forhold vil den motsatte reaksjonen skje med hensyn på S²⁻ til SO₄²⁻ som vil medføre at metallene igjen mobiliseres. Denne fasen i deponiets utvikling (se Figur 2), har man enda ingen erfaring med fordi ordinære deponier faktisk ikke har oppnådd tilstrekkelig alder. Derimot finnes data fra deponier som ikke har tatt imot lett nedbrytbart materiale og dermed ikke i den grad er anaerobe. Produksjon av S²⁻ vil derfor være en langt mindre fremtredende reaksjon. Mobilisering av elementer fra denne typen lav-C deponi versus ordinære deponier er vist i figuren nedenfor [16]. Resultatene indikerer at utlekking av Zn og Cu er mer betydelig fra lav-C deponiet. Derimot er utlekking av Cr betydelig fra ordinære deponier. En vurdering av miljøkostnadene ved utlekking av tungmetaller, har vist at det er Cr som bidrar til den største kostnaden [16]. I forhold til oppkonsentrering i slam (se Tabell 2) er det Cr som også er det elementet som påvirker slamproduktet mest. Ni gir også et betydelig bidrag.



Figur 28. Mobilisering av elementer fra ordinære deponier versus lav C deponi (µg/l) [16]

Mediankonsentrasjonen for tungmetaller i sigevann fra norske klasse II deponier er vist i Figur 28. Det er de fire elementene Zn, Cu, Ni og Cr som forekommer i høyest konsentrasjon. Medianverdien er brukt fordi det er stor spredning i resultatene [16].

7.3.1. Biologiske behandlingsmetoder

I den grad tungmetallene er knyttet til organisk materiale eller sorbert til partikler vil dannelsen av biofokker kunne bidra til å felle ut tungmetaller sammen med det biologiske slammet i et etterfølgende sedimenteringstrinn.

I henhold til Tabell 15 er effluenten fra en luftet lagune tilfredsstillende i forhold til størrelsen på en primær innblandingssone. For As er imidlertid utslippskonsentrasjonen noe for høy i forhold til utslipp i en elv/bekk.

Tabell 15. Effluent fra luftet lagune versus god kjemisk kvalitet i vannfase (µg/l)

Parameter	Renseresultater	AA-EQS ¹	AA-EQS ³
Cd ⁵	0,025	0,08 ²	0,2
Pb ⁵	0,4	1,2	1,3
Cr	7,6	3,4	3,4
Cu	2,4	7,8	2,6
Hg ⁵	0,002	0,07 ⁴	0,07 ⁴
Ni ⁵	13,1	4	8,6
Zn	26,7	11	3,38
As	9,9	0,5	0,6

¹ AA-EQS/God kjemisk kvalitet/Årlig gjennomsnitt i ferskvann

² I bløtt vann

³ AA-EQS/God kjemisk kvalitet/Årlig gjennomsnitt i kystvann

⁴ MAC-EQS/Klasse III/Maksimalverdi i vannfase

⁵ Gjelder den biotilgjengelige konsentrasjonen av stoffet (analyse etter filtrering igjennom 0,45 µm)

I eksemplet i Tabell 16 er sigevannet også tilsatt koagulant for å oppnå en ytterligere rensing. Det er som det fremgår av resultatene en signifikant renseseffekt med hensyn på både Pb, Hg og Zn. Med hensyn på type resipient er ikke konsentrasjonen i effluenten fullt ut tilfredsstillende for As og Zn.

Tabell 16. Effluent fra luftet lagune med kjemisk behandling versus god kjemisk kvalitet i ferskvann ($\mu\text{g/l}$)

Parameter	Influent	Effluent	AA-EQS ¹	AA-EQS ³
Cd ⁵	0,8	0,5	0,08 ²	0,2
Pb ⁵	4,2	1,4	1,2	1,3
Cr	30,6	25,5	3,4	3,4
Cu	24,8	15,2	7,8	2,6
Hg ⁵	0,435	0,013	0,07 ⁴	0,07 ⁴
Ni ⁵	77,84	55,9	4	8,6
Zn	259,2	138,2	11	3,38
As	8,45	6,2	0,5	0,6

¹ AA-EQS/God kjemisk kvalitet/Årlig gjennomsnitt i ferskvann

² I bløtt vann

³ AA-EQS/God kjemisk kvalitet/Årlig gjennomsnitt i kystvann

⁴ MAC-EQS/Klasse III/Maksimalverdi i vannfase

⁵ Gjelder den biotilgjengelige konsentrasjonen av stoffet (analyse etter filtrering igjennom 0,45 μm)

I Tabell 17 er utslippet fra et RO anlegg satt opp. Resultatene viser at effluenten er i overenstemmelse med god kjemisk kvalitet for alle elementene uavhengig av resipient.

Tabell 17. Effluent fra omvendt osmose (RO) versus god kjemisk kvalitet i ferskvann ($\mu\text{g/l}$)

Parameter	Influent	Effluent	AA-EQS ¹	AA-EQS ³
Cd ⁵	0,13	0,01	0,08 ²	0,2
Pb ⁵	2,97	0,09	1,2	1,3
Cr	61,3	0,2	3,4	3,4
Cu	9,2	0,14	7,8	2,6
Hg ⁵	0,02	0,005	0,07 ⁴	0,07 ⁴
Ni ⁵	37,5	0,25	4	8,6
Zn	154,8	0,6	11	3,38
As	Im	Im	0,5	0,6

¹ AA-EQS/God kjemisk kvalitet/Årlig gjennomsnitt i ferskvann

² I bløtt vann

³ AA-EQS/God kjemisk kvalitet/Årlig gjennomsnitt i kystvann

⁴ MAC-EQS/Klasse III/Maksimalverdi i vannfase

⁵ Gjelder den biotilgjengelige konsentrasjonen av stoffet (analyse etter filtrering igjennom 0,45 μm)

7.4. Kjemisk behandling

Tilsetning av kjemikalier i en eller annen form må betraktes som kjemisk behandling. Det være seg modifisering av pH eller tilsetning av næringsstoffer. I andre utgave av Vann og avløpsteknikk er det gitt en oversikt over de vanligste kjemikaliene som benyttes i vannbehandling. Både kjemikalier som anvendes til koagulering, korrosjonskontroll, desinfeksjon og pH-justering er definert [71, side 84 og 443].

I dette avsnittet er kjemisk behandling rettet mot å bidra til å redusere utslipp av forurensning som forekommer langs hele partikkelskalaen illustrert i Figur 3. Imidlertid er det å foretrekke at partikler som er sedimenterbare tas ut via gravitasjon og ikke belaster et eventuelt forbruk av kjemikalier. Det betyr at kjemikalier i denne sammenhengen skal først og fremst benyttes til å destabilisere kolloider, bidra til koagulering via blant annet utfelling av metallhydroksider og bidra til utfelling av løste forurensninger.

Kolloider i vann vil i stor grad være negativt ladd. Det innebærer at kationer vil knyttes til overflaten av kolloider via ionebindinger. I henhold til Kjeldsen et.al har kolloider en høy affinitet til tungmetaller [69]. Dette laget med kationer utenfor kolloiden kalles Sternlaget.

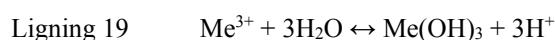
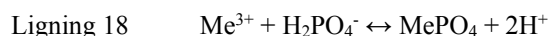
I det diffuse dobbeltlaget utenfor Sternlaget vil det etablere seg anioner for å redusere potensialet fra det kompakte laget av motioner [71, side 185]. I dette dobbeltlaget kan blant annet As og Cr på oksyanionform «fanges inn» slik at en effektiv separasjon av kolloider også vil ha en effekt på disse ionene.

Destabilisering oppnås ved å tilsette metallioner med høy valens slik at man oppnår god effekt på nøytralisering av ladning ved lavest mulig konsentrasjon av kjemikalium. Her benyttes gjerne Al^{3+} eller Fe^{3+} . Det kan også benyttes kationer med lavere oksidasjonstall men disse er ikke så effektive som treverdige kationer. En oversikt over mye brukte fellingsmiddel/koaguleringsmiddel er satt opp i tabellen nedenfor.

Tabell 18. Oversikt over vanlige kjemikalier benyttet ved kjemisk behandling

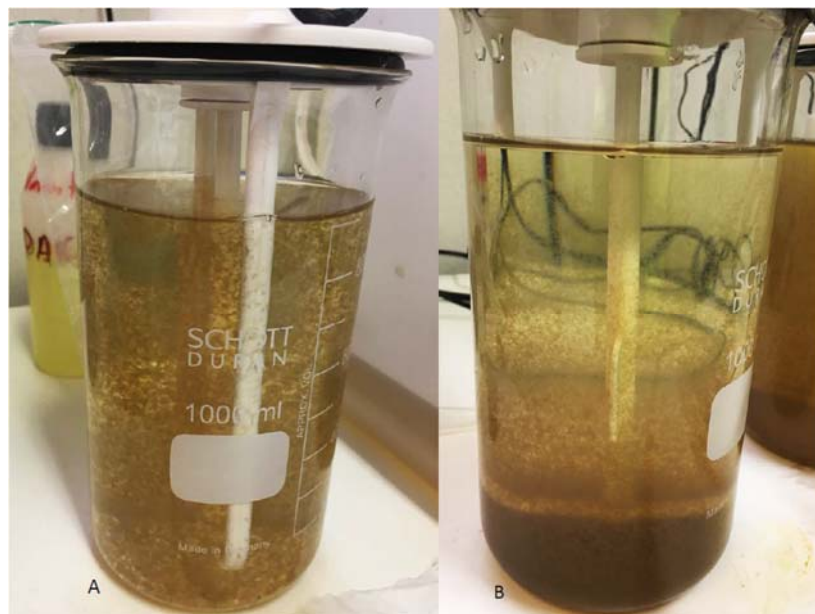
Kjemikalium	Aktiv ingrediens
Aluminiumsulfat	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$
AVR	Jernholdig Al^{3+} sulfat
Prepolymerisert aluminiumklorid	$\text{Al}_2\text{Cl}(\text{OH})_5$
Jernklorid	FeCl_3
Jernkloridsulfat	$\text{FeCl}(\text{SO}_4)$
Jernsulfat	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$
Jernsulfat	$\text{Fe}(\text{SO}_4)$
Kalk	$\text{Ca}(\text{OH})_2$

En sterkt forenklet oversikt over de forskjellige reaksjonene er satt opp i uttrykkene nedenfor:



Ligning 18 er også utfelling av orthofosfat, som er en konkurrerende reaksjon ved tilsetning av enten treverdig jern eller aluminium som vist. Løselighetsproduktet for metallfosfat er en reaksjon på linje med metallhydroksid som også er pH-avhengig. For fosfater er løseligheten i vannfasen lavest ved en pH under 6. Det er et rimelig samsvar mellom $\text{Al}(\text{OH})_3$ og AlPO_4 mens optimal pH for utfelling av $\text{Fe}(\text{OH})_3$ er nærmere pH 8. Utfelling av hydroksider er viktig for å oppnå en god koagulering som kan bidra til etablering av store nok fnokker slik at kolloider kan felle ut av vannfasen sammen med blant annet fosfat. For å øke flokkuleringsgraden kan det tilsettes organiske polymere som kan bidra til å forsterke og øke mengden fnokker.

For å studere effekten av tilsetning av kjemikalier i labskala benyttes Jar-tester. I denne typen tester gjennomføres ulike tilsetninger av kjemikalier for å simulere både koagulering, flokkulering og slamseparasjon/sedimentering. Det benyttes et røreverk i liters prøveglass for å illudere flokkuleringskammer. Prosessen er illustrert i Figur 29 hvor bildet til venstre viser koagulering og fnokkdannelse mens bildet til høyre viser resultatet under sedimentering.



Figur 29. Jar-testing av sigevann etter behandling i SBR : A – flokkulering og B – sedimentering (foto ROAF)

Diskret sedimentering kan beskrives ved Stokes lov hvor sedimenteringshastigheten (v_s) er gitt ved:

$$\text{Ligning 20} \quad v_s = \frac{1}{18\mu[g(\rho_p - \rho_w)]d_p^2}$$

μ = absolutt viskositet

g = tyngdens akselerasjon

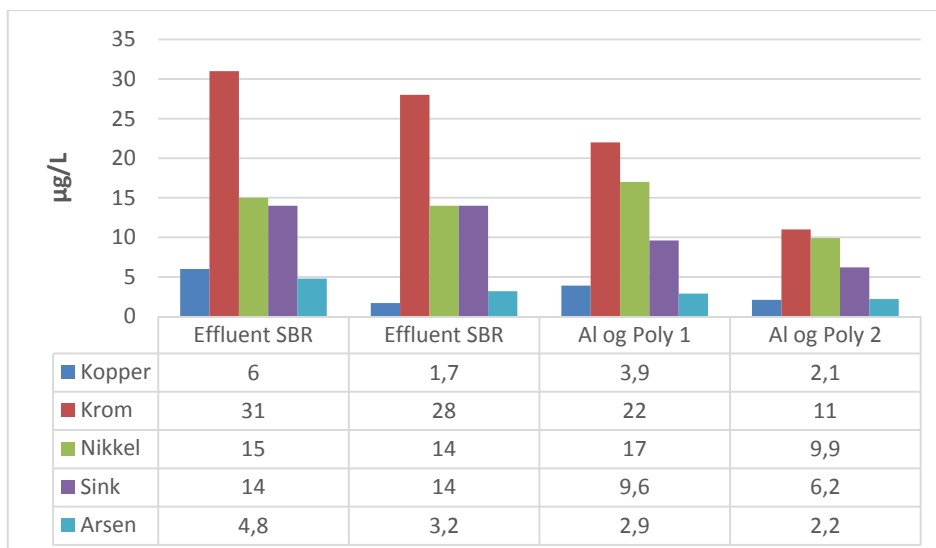
ρ_p = partikkelens tetthet

ρ_w = vannets tetthet

d_p = partikkelens diameter

Sedimentering som skjer ved koagulering og flokkulering følger ikke Ligning 20 fordi partiklene baker seg sammen undervegs og sedimenteringshastigheten øker. Dette kalles hindret sedimentering. Et alternativ til sedimentering er etablert via magnetisk separasjon som illustrert i Figur 47.

I en mulighetsstudie ble det gjennomført tester med ulike blandinger av Al^{3+} og Fe^{3+} i kombinasjon med organiske polymere [70]. Det ble testet på sigevann etter rensing i et SBR anlegg. Resultatene som var mest markante med hensyn på reduksjon av tungmetaller i sigevannet, er illustrert i Figur 30. I disse forsøkene ble det benyttet en blanding av Al^{3+} og organisk polymer basert på akrylamid. Sistnevnte er en amfolytt med både kationiske og anioniske egenskaper. Forskjellene som observeres er dels med bakgrunn i forskjellig koagulant og forskjellig mengde med organisk polymer (flokkulant). Størst reduksjon ser man på konsentrasjonen av krom hvor konsentrasjonen endres med en faktor 2. En ser også en viss reduksjon av både nikkell og sink. Resipienten for dette sigevannet er en bekk med forholdsvis lav vannføring. Det er derfor viktig å kunne redusere konsentrasjonen så mye som mulig. For kobber og arsen er det ingen reell forskjell.



Figur 30. Jar-test av sigevann etter behandling i SBR [70]

I og med at sigevann kan ha ulike egenskaper med hensyn på blant annet pH og alkalitet er det viktig å gjennomføre unike Jar-tester for å studere effekten av tilsetning av kjemikalier.

I Tabell 19 er resultater fra tilsetning av Al^{3+} etter rensning i luftet lagune vurdert mot en periode hvor det ikke ble tilsatt kjemikalium. Resultatene er for flere av elementene signifikante i forskjell i utslippskonentrasjon. Riktignok er dette enkeltstående målinger slik at en verifikasjon er nødvendig for å sikre at det faktisk er en vedvarende forskjell. Det ble i samme periode også observert en markant nedgang i konsentrasjon av suspendert stoff etter at kjemikalier ble tilsatt.

Tabell 19. Effekt av bruk av kjemikalier etter rensing i luftet lagune ($\mu\text{g/l}$)

Parameter	Effluent uten Al^{3+}	Effluent etter Al^{3+}
Cd	0,28	0,05
Pb	5,2	0,6
Cr	21	12
Cu	28,7	10,4
Hg	0,01	0,01
Ni	46	24,9
Zn	196	66,9
As	3,4	6,0

8. EKSEMPELANLEGG

8.1. Bakgrunn

Noen av anleggene som er presentert nedenfor var i drift allerede i 2005 [33]. Noen av disse er også modifisert i løpet av de siste årene. Imidlertid er det også etablert og presentert nye metoder med utgangspunkt i allerede etablerte teknikker. Dette gjelder blant annet flotasjon og separasjon via magnetisme. På grunn av relativt store sesongvariasjoner, har de fleste metodene som ikke er basert på biologisk behandling en form for utjavningsbasseng i forkant av selve behandlingen. Avhengig av om dette også er en mekanisk luftet prosess vil dette bli en del av selve behandlingen. I hvor stor grad dette bidrar til å bedre kvaliteten er det lite dokumentasjon på. I Figur 31 er effekten av lufting på sigevannets farge vist. Dette vannet er identisk bortsett ifra at effluenten til venstre i figuren kommer fra en luftet lagune mens røret til høyre er rått sigevann fra samme deponi.

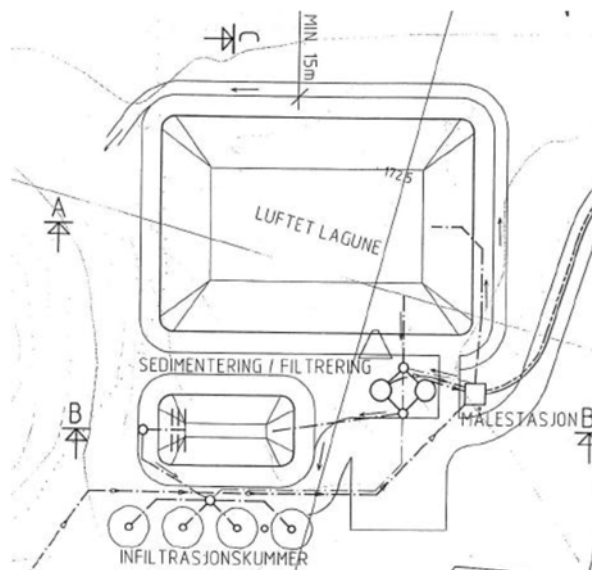


Figur 31. Effekten av lufting på fargen på sigevann

Det ble i regi av NRF gjennomført en erfaringsammenstilling av lokale renselanlegg for sigevann [33]. Dette arbeidet dokumenterte at det var i første rekke relativt enkle anlegg basert på biologisk behandlingsteknikk som var benyttet. Som det fremgår av Figur 6 er det fortsatt små volumer som behandles lokalt sammenlignet med hva som kobles til kommunale renselanlegg.

8.2. Luftet lagune

En lagune er kombinert med et etterfølgende sedimenteringsanlegg som vist i Figur 32. I dette anlegget infiltreres rensert sigevann i grunnen. Dette anlegget behandler om lag 30000 m³/år. Effluenten infiltreres i grunnen.



Figur 32. Skisse av luftet laguneanlegg

8.2.1. Forbruk av kjemikalier

Anlegget tilsetter ingen kjemikalier bortsett ifra luft som piskes inn via overflateluffer.

8.2.2. Antatt driftskostnad

Bortsett ifra strømforbruk til driften av overflatelufferen er det få andre aktiviteter som medfører kostnader.

8.2.3. Oppnådde renseresultater

Som det fremgår av Tabell 20 er utslippskonsentrasjonene relativt lave. Det er spesielt interessant å observere reduksjonen i KOF nivå.

Tabell 20. Renseresultater fra luftet lagune (snitt 2015)

Parameter	Enhet	Influent	Effluent
KOF	mg/l	8600	103
BOF ₅	mg/l	Im	4,5
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	1270	62,6
NO ₃ ⁻	mg/l	Im	Im
Tot-P	mg/l	Im	0,04
Cd	µg/l	Im	0,03
Pb	µg/l	Im	0,4
Cr	µg/l	Im	7,6
Cu	µg/l	Im	2,37
Hg	µg/l	Im	0,002
Ni	µg/l	Im	13,1
Zn	µg/l	Im	26,7
As	µg/l	Im	9,9

Im-ikke målt

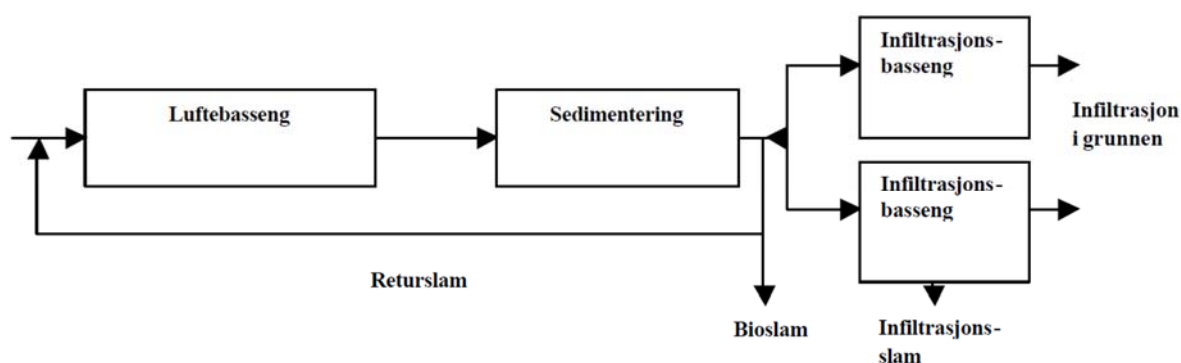
8.3. Aktiv slam

Det er kun ett anlegg i drift som er basert på aktivt slam i Norge. Anlegget består av et luftebasseng på ca 850 m³ i tillegg til et sedimenteringsbasseng på 7 m³. En optimal drift av rensenanlegget krever produksjon av aktivt slam som pumpes tilbake til selve reaktoren. Dette for å opprettholde en aktiv biologi. Dimensjonerende vannmengde er 40 m³/d mens anlegget har tatt imot i snitt 149 m³/d. Det innebærer at oppholdstiden i reaktoren er kun 5 døgn sammenlignet med 21 døgn som er i henhold Q_{dim} . Dette påvirker produksjonen av slam som blir svært lav. Oppholdstiden i sedimenteringsenheten blir kun 1 time. For å opprettholde produksjonen under slike omstendigheter er det nødvendig med poding med slam fra andre anlegg. Etter sedimenteringstrinnet sendes rensed vann til infiltrasjonsbasseng for sakte infiltrasjon i grunnen. Som det fremgår av bildet vil dette i praksis fungere som en fakultativ biodam (se Figur 16) med alger som en viktig kilde til oksygenproduksjon i vannfasen. Som det fremgår av figuren er vannet helt grønt av alger.



Figur 33. Infiltrasjonsbasseng etter aktivt slam og sedimentering (foto BB)

En prinsippkisse som illustrerer sivevannets bevegelser igjennom anlegget er vist i figuren nedenfor.



Figur 34. Flytdiagram for lokalt behandlingsanlegg for aktivt slam med infiltrasjon i grunnen [33]

8.3.1. Forbruk av kjemikalier

Anlegget har tidligere tilsatt fosforsyre for å optimalisere aktivt slamprosessen. Dette medførte imidlertid at det ble et overskudd av fosfor som man ikke klarte å omsette i behandlingsanlegget. Konsentrasjonen i effluenten var derfor høyere inn i råvannet og man gikk bort i fra denne løsningen. Det tilsettes derfor kun komprimert luft i anlegget.

8.3.2. Antatt driftskostnad

Driftskostnaden ble i 2005 oppgitt til 391000 kr eller 8,8 kr/m³ sivevann [33]. Relatert til generelt økte kostnader er behandlingskostnaden sannsynligvis høyere i 2016.

8.3.3. Oppnådde renseresultater

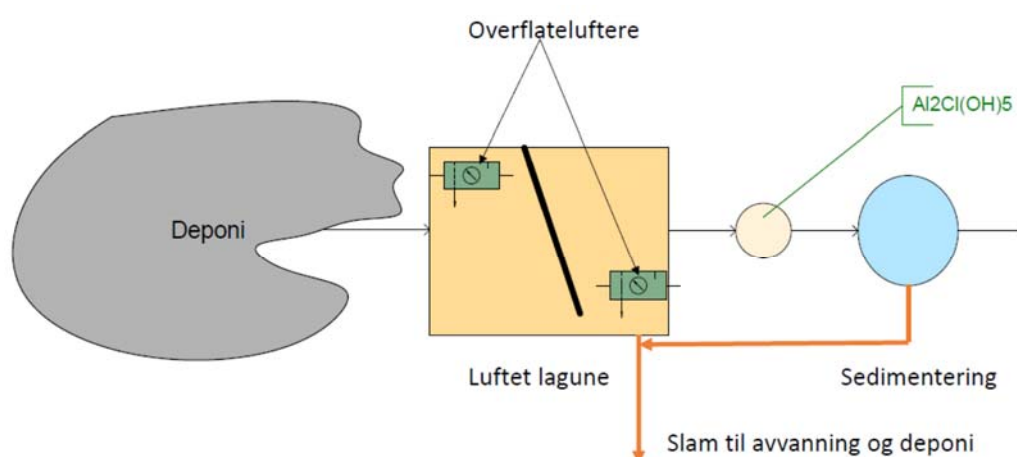
Resultatene fra aktivt slamanlegg viser en relativt god omsetning av organisk stoff. Imidlertid er reduksjonen av KOF svak. Dette kan skyldes både tungt nedbrytbart materiale i tillegg til at sedimenteringstrinnet ikke var optimalt. I tillegg er anlegget overbelastet.

Tabell 21. Renseresultater fra aktiv slamanlegg (snitt 2014)

Parameter	Enhet	Influent	Effluent
KOF	mg/l	282,5	225
BOF ₅	mg/l	24,8	8,1
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	195	30,1
NO ₃ ⁻	mg/l	Im	Im
Tot-P	mg/l	0,8	1,19

8.4. Luftet lagune i kombinasjon med kjemisk felling

En enkel skisse som illustrer biologisk behandling i luftet lagune i kombinasjon med kjemisk felling er vist nedenfor. Dette anlegget er koblet til kommunalt nett. Anlegget behandler om lag 70000 m³ med sivevann pr. år. Anlegget består av en luftet lagune i tillegg til et sedimenteringstrinn etter tilsetning av Al³⁺ som fellingskjemikalium og koagulant.



Figur 35. Luftet lagune i kombinasjon med kjemisk felling

Som det fremgår av Figur 36 er det etablert en vegg i lagunen. Dette er for å tvinge vannet igjennom hele lagunen slik at oppholdstiden blir tilstrekkelig lang for å oppnå en optimal

biologisk omsetning. Dette er en optimalisering sammenlignet med tidligere hvor det ble observert en tydelig grad av kortslutning i bassenget.



Figur 36. Luftet lagune med to overflateluftere (foto BB)

For å optimalisere håndtering av slamfase er det etablert en løsning med sentrifuge for gjøre en avvanning av slamfasen før sluttbehandling. Med denne løsningen oppnås en TS på mellom 30 og 35 %. TOC-nivået er 10 %. På grunn av oppkonsentreringen som oppnås bidrar dette til å øke forurensningsgraden i slammet. Det er målt nivåer av Zn på 1600 mg/kg TS i tillegg til oljenivåer på 12000 mg/kg TS for C₁₂ til C₃₅.



Figur 37. Sentrifuge for avvanning (foto BB)

8.4.1. Forbruk av kjemikalier

Som det fremgår av Figur 35 tilsettes polyaluminium-klorid som fellingskjemikalium og koagulant. Totalt tilsettes 12 ml/m³ sigevann. For å effektivt kunne avvanne slammet tilsettes 200 ml akrylamidbasert polymer til slamfase inn i sentrifugen (200 ml/m³ vått slam).

8.4.2. Antatt driftskostnad

Kostnader til drift er knyttet til strømforbruket i tillegg til kostnader til kjemikalier. I tillegg er det en kostnad til vedlikehold og ettersyn. Størrelsen på dette er ikke kjent.

8.4.3. Oppnådde renseresultater

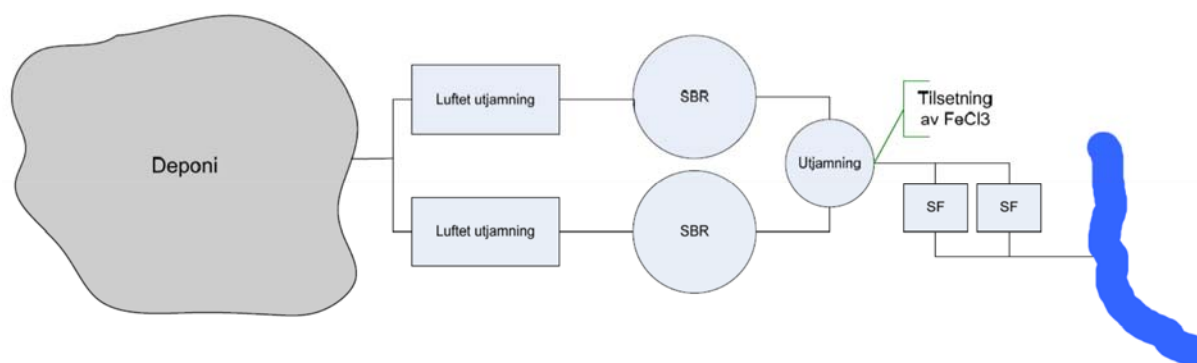
Resultatene fra laguneanlegget viser en omsetning av organisk stoff på 70 %. Imidlertid er også med denne løsningen reduksjonen av KOF svak. Dette kan skyldes både tungt nedbrytbart materiale i tillegg til at sedimenteringstrinnet ikke var optimalt. Omsetningen av ammonium er kun på 20 % i dette anlegget.

Tabell 22. Renseresultater fra luftet lagune i kombinasjon med kjemisk felling (snitt 2015)

Parameter	Enhet	Influent	Effluent
KOF	mg/l	512,75	398,6
BOF ₅	mg/l	333,5	100,5
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	151,6	125,4
NO ₃ ⁻	mg/l	Im	Im
Tot-P	mg/l	0,74	0,57

8.5. SBR anlegg i kombinasjon med kjemisk felling

Det er etablert et SBR anlegg fra et kommunalt deponi i Västerås. Anlegget er kombinert med kjemisk felling. Utfellingen er ikke konvensjonell med en ettersedimentering, men foregår som direkte felling igjennom et sandfilter (se Figur 40). Fellingstrinnet er etablert for å fjerne overskudd av fosfor som tilsettes sammen med karbonkilde for å oppnå en tilfredsstillende denitrifikasjon. Et flytdiagram over anlegget er skissert nedenfor.



Figur 38. SBR anlegg i kombinasjon med kjemisk felling og sandfilter

Anlegget er etablert for å behandle 130 000 m³ med sigevann/år. Anlegget består av to basseng i forkant av SBR reaktorene som inkluderer to tanker i parallell. Bassengene har en kapasitet på 10 000 m³ hver. Disse er luftet slik at sigevannet får en forlufting før det går inn i SBR tankene.



Figur 39. Utjammingsbasseng (foto ROAF)

Med et så betydelig volum vil også forbehandlingen i disse bassengene bidra til rensning av sigevannet. Det foreligger ikke data på delprosessens påvirkning på kvaliteten på sigevannet. For å opprettholde effektiviteten på sandfiltrene må disse renses ved tilbakespyling flere ganger daglig.



Figur 40. Sandfilter (foto ROAF)

Renseresultater oppnådd høsten 2016 er satt opp i Tabell 23. De kravene som gjelder næringsstoffer og organisk innhold er gitt av miljømyndighetene. De øvrige kravene er hentet fra Miljødirektoratets veileder for god kvalitet i ferskvannsresipienter [24]. Disse kravene gjelder tungmetaller og resultatene viser at alle elementene er i henhold til krav i forhold til en primær innblandingssone. Dette gjelder ikke Ni. Her kreves en 16 x fortykning for å oppnå kvalitetsstandard. Imidlertid er kravene til god kvalitet relatert til løste elementer og ikke totalinnhold som resultatene i tabellen refererer seg til. Det betyr at Ni knyttet til partikler vil

bidra til konsentrasjonen i dette tilfellet. Hvis vi antar at minst 50 % er partikkelbundet er også utslippet av Ni i henhold til kvalitetskravene.

8.5.1. Forbruk av kjemikalier

Fellingskjemikaliet som benyttes er FeCl₃. Det tilsettes om lag 0,014 l/m³ sigevann. Dette tilsvarer om lag 1,8 m³ totalt pr. år. Relativ tetthet er oppgitt til ca 1,42 g/cm³ og fellingskjemikaliet utgjør ca 40 % av totalinnholdet.

I tillegg tilsettes etanol som karbonkilde for denitrifikasjon sammen med fosforsyre på grunn av for lav konsentrasjon av fosfor i sigevannet. Hvor store konsentrasjoner som tilføres er ikke kjent. For å justere pH er også NaOH i beredskap i tillegg til skumdemper.

8.5.2. Antatt driftskostnad

Det er en ikke ubetydelig mengde med kjemikalier som benyttes. Driftskostnaden er imidlertid ikke kjent.

8.5.3. Oppnådde renseresultater

Oppnådde renseresultater vurdert mot utslippskrav er satt opp i tabellen nedenfor.

Tabell 23. Renseresultater fra SBR i kombinasjon med kjemisk felling

Parameter	Enhet	Renseresultater	Utslippskrav
BOF ₇	mg/l	3,9	12
NH ₄ ⁺	mg/l	0,77	20 ¹
NO ₃ ⁻	mg/l	0,99	Id
Tot-P	mg/l	0,35	0,4
Cd	µg/l	0,02	0,08 ²
Pb	µg/l	0,1	1,2 ²
Cr	µg/l	3,37	3,4 ²
Cu	µg/l	5,27	7,8
Hg	µg/l	< 0,1	Id
Ni	µg/l	63,6	4 ²
Zn	µg/l	0,03	11 ²
As	µg/l	1,73	0,5 ²

¹ Gjelder Tot-N

² Miljøkvalitetsstandard for ferskvann [24]

8.6. Pilotstudie flotasjonsanlegg

I motsetning til sedimentasjon separeres partiklene fra vannfasen ved at partiklene hefter til små gassbobler som stiger opp til vannflaten. Slammet legger seg på toppen av vannflaten og kan derfra skummes av. Boblene kan skapes ved å løse opp luft i vannet under høyt trykk. Når trykket reduseres frigjøres luften i form av små bobler (DAF) [71, side 192].

Det er gjennomført en pilotstudie hvor separasjon av partikler ble gjennomført via flotasjon. Anlegget hadde en kapasitet på 10 m³/h (Q_{max}). Prosessen er illustrert i figuren nedenfor. Det ble benyttet tradisjonelle koaguleringskjemikalier i form av Al³⁺ og organisk polymer. Før selve flotasjonsanlegget ble sigevannet fordrøyd igjennom en fakultativ biodam.



Figur 41. Opplegg for pilotstudie av bruk av flotasjon (foto BB)



Figur 42. Container med flotasjonsanlegg

I henhold til Renou et.al er flotasjon en perifer metode for å separere ut partikler [17]. Derimot er partikkelseparasjon basert på flotasjon vist å være et godt alternativ for å polere effluenten fra biologisk behandlingsanlegg for sigevann [35]. I henhold til IPPC er et av de største behandlingsanleggene i UK basert på DAF (flotasjon basert på oppløst luft).

8.6.1. Forbruk av kjemikalier

Anlegget ble i en lang periode kjørt ved Q_{\max} lik $10 \text{ m}^3/\text{t}$. Dette medførte et forbruk av kjemikalier tilsvarende $\text{Al}_2\text{Cl}(\text{OH})_5$ lik $0,6 \text{ l}/\text{m}^3$ og tilsvarende for polyakrylamid.

8.6.2. Antatt driftskostnad

Basert på nevnte forbruk av kjemikalier beløp kostnaden til om lag 21 kr/m³. Dette er eksklusiv øvrige utgifter til strøm, ettersyn og slambehandling.

8.6.3. Oppnådde renseresultater

Som det fremgår av tabellen nedenfor er resultatene varierende. Det er imidlertid viktig å være oppmerksom på at anlegget gikk på maks belastning og at det var tydelige tegn på at slamfase ble med i effluenten på grunn av den høye belastningen. På tross av dette var reduksjon i fosforkonsentrasjonen i utløpet tilfredsstillende. Utslipet av bly og kobber reduseres også signifikant.

Tabell 24. Renseresultater fra flotasjonsanlegg (pilotstudie)

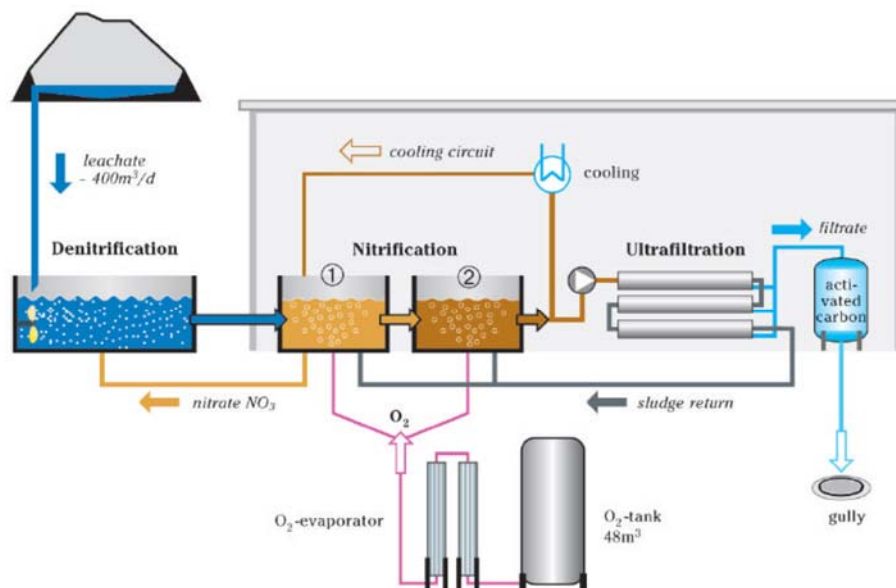
Parameter	Enhet	Influent	Effluent
KOF	mg/l	1300	930
BOF ₅	mg/l	69	47
NH ₄ ⁺	mg/l	530	510
NO ₃ ⁻	mg/l	Im	Im
Tot-P	mg/l	2	0,34
Cd	µg/l	0,19	0,043
Pb	µg/l	16	6,1
Cr	µg/l	150	79
Cu	µg/l	36	7
Hg	µg/l	0,005	0,005
Ni	µg/l	69	59
Zn	µg/l	88	63
As	µg/l	29	12

Optimalisering av koaguleringsprosessen er svært viktig i DAF. Den relativt korte hydrauliske retensjonstiden gjør prosessen følsom for ineffektiv koagulering. Derfor er det svært viktig at tilsetning av kjemikalier er grundig testet ut på forhånd [35].

8.7. Nitrogenfjerning i kombinasjon med filtrering og aktivt kull

Et avansert anlegg for sigevannrensing, designet for effektiv fjerning av nitrogen og miljøgifter, ble satt i drift for over 10 år siden i Tyskland. Anlegget tar utgangspunkt i en arealeffektiv løsning hvor ren oksygen brukes i nitrifikasjonstrinnet, samtidig som fjerning av partikler og organiske miljøgifter gjennomføres med henholdsvis ultrafiltrering med etterfølgende aktivt kull filter (se Figur 43). For å redusere forbruket av karbonkilde starter hele prosessen med denitrifikasjon slik at man kan utnytte karbonet som er tilgjengelig i sigevannet som karbonkilde. Anlegget skal behandle om lag 400 m³/døgn eller 146 000 m³/år. I 2015 behandlet anlegget 92 915 m³.

Som det fremgår av flytskjemaet for prosessen kjøres returslam fra ultrafiltrering tilbake til nitrifikasjonstrinnet. All den tid dette er en autotrof prosess kan dette virke spesielt. Utløpet fra renseanlegget poleres via et aktivt kullfilter. Det foreligger ikke resultater fra rensing av organiske forbindelser men de antas å være tilfredsstillende.



Figur 43. Flytskjema for behandlingsanlegg med nitrogenfjerning og filtrering [72]



Figur 44. Ultrafiltreringsenhet (foto ROAF)

8.7.1. Forbruk av kjemikalier

Anlegget har et betydelig kjemikalieforbruk. I tabellen nedenfor er de ulike kjemikaliene og mengder listet opp. Disse mengdene forholder seg til produsert mengde sigevann på 92 915 m³ i 2015 [73].

Tabell 25. Kjemikalieforbruk i sigevannsbehandling

Stoff	Mengde (kg/år)
NaOH (45 %)	156060
Karbonkilde	151220
Oksygen	619165
Monoetylglykol	196580
H ₃ PO ₄	500
Skumdemper	950
Klorblekemiddel	8050
Sitronsyre	1000
NaOH (50%)	5200
Hardhetsregulator	15
Koagulant	15180
HCl	22000

8.7.2. Antatt driftskostnad

I henhold til mengdene kjemikalier er det sannsynlig at kostnadene for drift av dette rensenanlegget er betydelig. Oppgitt strømforbruk er 1.757.509 kW/h i 2015. Det gir 5,6 kWh/m³ sigevann i 2015 [73].

Bruk av ultrafiltrering for rensing av sigevann må påregne betydelige kostnader til rensning av membranene. Et bilde av en «bunt» med membraner er vist i bildet nedenfor.



Figur 45. "Bunt" med ultrafiltreringsmembraner - hullfiber (foto ROAF)

8.7.3. Oppnådde rensresultater

Resultater fra nitrogenfjerningsanlegg med polering via aktivt kull er satt opp nedenfor. Det er gode rensresultater med hensyn på alle parameterne som er dokumentert i tabellen. Fjerning av KOF er bedre enn 85 %. Likeledes er omsetning av organisk stoff svært tilfredsstillende.

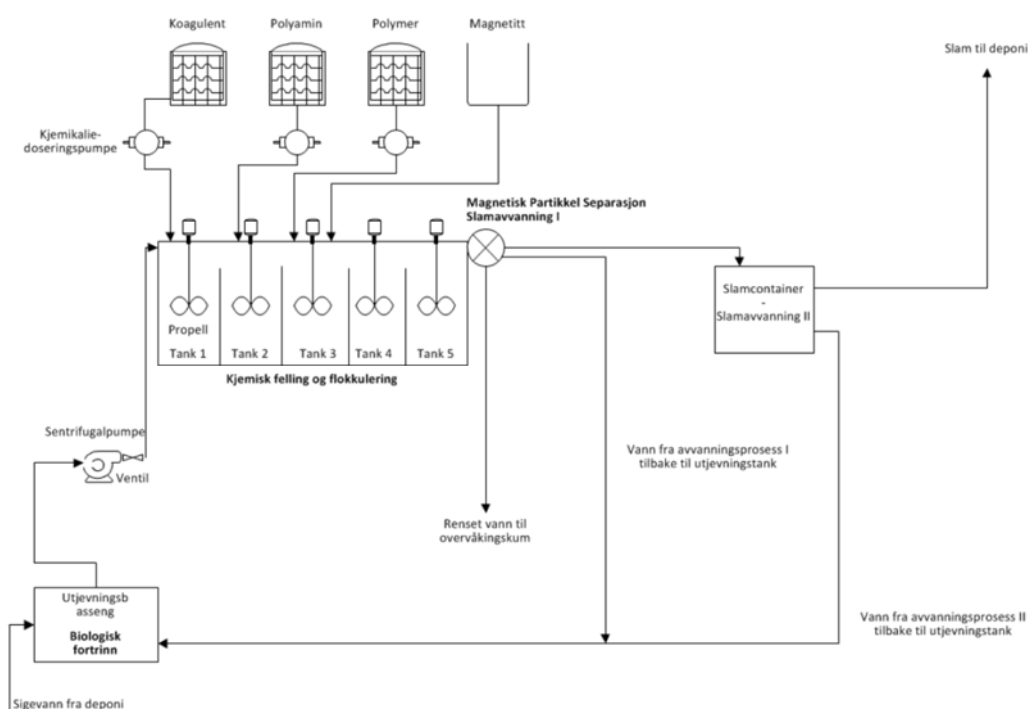
Imidlertid er det, som det fremgår av Tabell 25, betydelige ressurser som legges ned for å oppnå disse rensresultatene.

Tabell 26. Renseresultater fra anlegg for nitrogenfjerning og filtrering

Parameter	Enhet	Influent	Effluent
KOF	mg/l	1754	233
BOF ₅	mg/l	361,8	22,7
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	733,3	2,6
Tot-P	mg/l	7,8	0,96

8.8. Biologisk - kjemisk behandling med magnetisk partikkelseparasjon

I stedet for bruk av tradisjonelle separasjonsmetoder som sedimentering eller flotasjon er det i løsningen presentert i Figur 46 basert på å etablere fnokker som er magnetiske via tilsetning av magnetitt (MPS). Ved å transportere vannfasen over et magnetisk drev (se Figur 47), vil fnokkene som er dannet i flokkuleringskamrene feste seg og man vil oppnå et slam med en tilfredsstillende TS via oppkonsentrering på drevet. Slammene skraper av drevet automatisk. I henhold til leverandøren oppnås en TS på over 30 % [74].



Figur 46. Biologisk - kjemisk behandling med magnetisk partikkelseparasjon [74]

I tillegg til en kjemisk del, og en mekanisk slamseparasjon, er det også et utjevningsbasseng som forbehandling som kan være luftet. Dette vil i så fall også kunne bidra til omsetning av blant annet lett nedbrytbart karbon (BOF) og omsetning av nitrogen via nitrifikasjon.

For å oppnå både felling og koagulering med tilhørende fnokkdannelse tilsettes både uorganisk koagulent og fellingskjemikalium i tillegg til to typer organiske polymere som flokkulanter.



Figur 47. Magnetisk partikkelseparasjon - slamavvanning 1 (foto Hjeltnes Consult)

8.8.1. Forbruk av kjemikalier

Det kan benyttes fire typer kjemikalier i denne prosessen [74]:

- Natriumaluminat
- Alifatisk polyamin
- Anionisk polyakrylamid
- Jernoksidpulver (Magnetitt)

8.8.2. Antatt driftskostnad

Eksempler på driftskostnad for anlegget er oppgitt fra leverandøren med følgende sifre [74]:

Tabell 27. Driftskostnad MPS - anlegg

Driftskostnad	kr/m ³
Kjemikalier inkl magnetitt	2,00-2,50
Strøm (ved pumpehøyde 4m)	0,5-0,8
Slamsuger for rengjøring av utjevningstank (Avhengig av mengde med slam)	0,2-0,5

8.8.3. Oppnådde renseresultater

Det er oversendt renseresultater fra et par anlegg som er igangsatt basert på dette slamseparasjonsprinsippet. I tabellen nedenfor er det gjengitt resultater oppnådd i 2014 og 2015 i fra et av disse anleggene.

Fjerning av KOF er begrenset i dette anlegget. Det gir en renseeffekt på 23 % som er tilsvarende hva som oppnås med et biologisk rensetrinn uten kjemikalietilsetning. Omsetning av lett nedbrytbart karbon er om lag 30 % som er svakere enn et biologisk rensetrinn. Omsetningen av ammonium er langt lavere enn hva som oppnås med biologisk rensning hvor over 90 % kan oksideres til nitrat. Derimot er fjerning av fosfor meget bra.

Tabell 28. Renseresultater fra luftet lagune og kjemisk felling og MPS (snitt 2014)

Parameter	Enhet	Influent	Effluent
KOF	mg/l	525,5	401,8
BOF ₅	mg/l	23,5	15,8
NH ₄ ⁺ -N	mg/l	370	310
Tot-P	mg/l	1,8	0,23

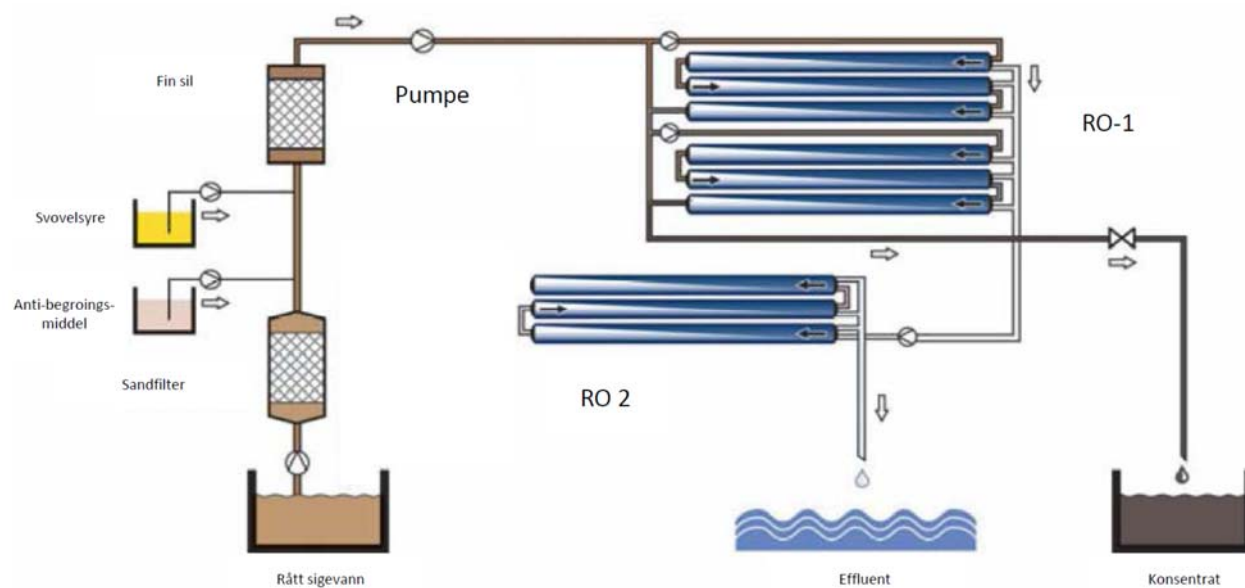
Ser vi på resultatene for reduksjon i utslipp av tungmetaller så er det i utgangspunktet lave nivåer av elementer i sigevannet. Renseeffekten med hensyn på Cu og Zn er om lag 70 %. For Cr er reduksjonen om lag 50 %. For de øvrige elementene er det mindre forskjeller.

Tabell 29. Renseresultater fra luftet lagune og kjemisk felling og MPS (snitt 2015)

Parameter	Enhet	Influent	Effluent
Cd	µg/l	0,06	0,03
Pb	µg/l	0,63	0,25
Cr	µg/l	65,5	30,4
Cu	µg/l	5,84	1,6
Hg	µg/l	0,01	0,01
Ni	µg/l	29,9	26
Zn	µg/l	18,7	5,4
As	µg/l	20,7	12,9

8.9. Omvendt osmose

I henhold til Figur 4 er omvendt osmose en metode blant fysiske separasjonsteknikker som kan bidra til å fjerne blant annet kationer. For å kunne oppnå dette må det etableres et betydelig mottrykk på oppimot 120 bar. For å unngå å belaste membranen med suspendert stoff og i tillegg utjamne endringer i hydraulisk belastning bør et anlegg som baserer seg på omvendt osmose ha et anlegg for utjamning i forkant. I tillegg også en form for forfiltrering, for eksempel et sandfilter. En skisse av et omvendt osmoseanlegg med sandfilter i forkant er vist i figuren nedenfor. Dette er også et to-stegsanlegg med to sett med membraner i serie [35]. Med to uavhengige membransystemer løftet man renseeffekten for blant annet NH₄⁺-N fra 85 til 99,7 %.

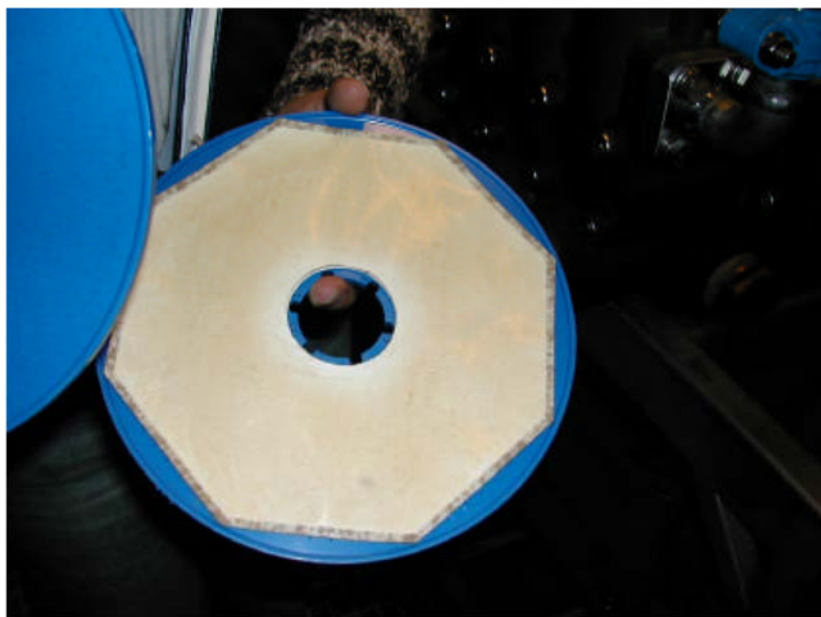


Figur 48. To-steps RO-anlegg

For behandling av om lag 27000 m³ sigevann pr. år er utjavningsbassenget i Figur 49 på 1250 m³. Det betyr at oppholdstiden i bassenget er om lag 17 døgn. Utjavningsbassenget har ingen form for lufting. Derimot forluftes sigevannet før det sendes til bassenget. Imidlertid kan en eventuell biologisk omsetning i bassenget medføre ulemper med anaerob omsetning hvis ikke sigevannet er tilstrekkelig luftet. En aktiv tilførsel av luft kunne bety at man fikk etablert en biologisk forbehandling.



Figur 49. Utjavningsbasseng for RO (foto BB)



Figur 50. Del av membran bruk i omvendt osmose (foto BB)

Membranene er satt sammen i patroner som vist i Figur 51. Selve renseprosessen er basert på en sekvensiell bruk av filtre. Det betyr at en delstrøm av sigevannet behandles på et gitt filter.



Figur 51. RO-membraner i parallell (foto BB)

8.9.1. Forbruk av kjemikalier

For behandling av 27 000 m³ med sigevann årlig benyttes følgende mengder med kjemikalier:

Tabell 30. Kjemikalieforbruk i sigevannsbehandling

Stoff	Mengde (liter/år)
Vaskemiddel (WAT RUFpluss)	6000
Vaskemiddel (WAT R28)	500
WAT HS 262	315
H ₂ SO ₄	19200

Bruk av svovelsyre har medført tilbakeførsel av store mengder av SO₄²⁻ via rejectvann til deponi. Dette har på noen anlegg skapte problemer med lukt. Årsaken til dette henger sammen med reduktive forhold og dannelse av S²⁻ som under gitte pH-forhold danner H₂S (se Trinn 5). Dette er en gass med en betydelig utfordring både til lukt, helse og brannfare. På grunn av dette har et RO-anlegg måttet substituere svovelsyre med HCl. Ulempen med dette vil imidlertid over tid medføre at konsentrasjonen av kloridioner i sigevannet øker. Dette vil i neste omgang få konsekvenser for ledningsevnen i sigevannet og praktiske utfordringer knyttet til innlagring i resipienten (se Figur 9).

8.9.2. Antatt driftskostnad

Dessverre foreligger ikke oppdaterte kostnader for RO-anlegg i Norge. I sammendragsrapporten fra 2005 ble det anslått en kostnad på 23 kr/m³ sigevann [33]. Dette er sannsynligvis alt for lavt. I EU er det antydnet kostnader som ligger opp imot 100 kr/m³.

8.9.3. Oppnådde renseresultater

Det er liten tvil om at et RO-anlegg med tilstrekkelig kapasitet kan rense ned til svært lave konsentrasjoner. For de aller fleste analytter er renseeffekten bedre enn 90 %. I tabellen er det satt opp resultater fra ett trinns RO-anlegg med utjæmningsbasseng.

Tabell 31. Renseresultater fra RO-anlegg (snitt 2015)

Parameter	Enhet	Influent	Effluent
pH		7,1	5,2
TOC	mg/l	220	3,7
KOF	mg/l	835 ¹	15 ¹
NH ₄ ⁺	mg/l	406 ¹	6,1 ¹
Tot-N	mg/l	332,5	13,6
Tot-P	mg/l	2,2	0,06
Cd	µg/l	0,1	0,01
Pb	µg/l	2,97	0,04
Cr	µg/l	61,3	0,2
Cu	µg/l	9,2	0,14
Hg	µg/l	0,015	0,005
Ni	µg/l	37,5	0,25
Zn	µg/l	154,8	0,9
As	µg/l		

¹ fra referanse 35 – to trinns RO-anlegg

Resultatene er svært gode for mange av analyttene. Det man imidlertid skal legge merke til er den betydelige reduksjonen i pH som skyldes bruk av svovelsyre. Dette er viktig i forbindelse

med resipienten og dennes kapasitet til å fortynne dette vannet. Det må derfor også stilles krav til primær innblanding også i forhold til pH.

Som det fremgår av Figur 48 produseres et konsentrat som i de aller fleste RO-anlegg sendes tilbake til deponiet. Dette er et produkt med en betydelig forurensningsgrad. Et eksempel på innhold i et konsentratet er satt opp i tabellen nedenfor. Resultatene viser tydeligst en oppkonsentrering av TOC og KOF. Konsentrasjonen av Cr og Ni har også økt vesentlig.

Tabell 32. Eksempel på innholdet i konsentrat fra RO-anlegg (stikkprøve 2013)

Parameter	Enhet	Konsentrat	Rått sigevann
pH		7,0	7,1
TOC	mg/l	710	220
KOF	mg/l	7300 ¹	835 ¹
NH ₄ ⁺	mg/l	2480 ¹	406 ¹
Tot-N	mg/l	55	332,5
Tot-P	mg/l	6,7	2,2
Cd	µg/l	0,09	0,1
Pb	µg/l	3,6	2,97
Cr	µg/l	280	61,3
Cu	µg/l	35	9,2
Hg	µg/l	0,06	0,015
Ni	µg/l	180	37,5
Zn	µg/l	210	154,8

¹ fra referanse 35 – to trinns RO-anlegg

Data fra noen anlegg som resirkulerer konsentratet etter RO har vist en økning i KOF og NH₄⁺-N i tillegg til ledningsevne i sigevannet [35, side 47]. I henhold til IPPC foreslås en strategi for å følge opp situasjonen ved bruk av deponiet for å behandle konsentrat:

- Endringer i sammensetningen av sigevann må følges opp
- Følge opp eventuell diffus spredning av forurensning via grunnvann
- Behandlingsanlegget må kunne håndtere eventuelle endringer som skyldes konsentrat
- Kjemikalier som benyttes i RO-anlegget må ikke påvirke deponiet

9. METODER I ETTERDRIFTSPERIODEN

9.1. Våtmarker i kombinasjon med rensedammer

Våtmarker kan være naturlige eller konstruerte installasjoner. Sistnevnte har en målsetning om å simulere en naturlig våtmark. Dette er det nærmeste man kommer en prosess som bruker både flora og fauna i en økologisk sammenheng for å rense sigevann. Metoden er basert på en biologisk behandlingsteknikk og skal bidra til at sigevannet renses når vannet renner med selvfølgelig igjennom definerte dammer/vegetasjonsbelter. Filteret kan bestå av vekselvis dammer med frivannfase og vegetasjon i kombinasjon (se Figur 52). I løpet av oppholdstiden i våtmarksfilteret vil omsetning av organisk stoff, nitrifikasjon, filtrering og kjemisk felling ha vært en del av mekanismene som vannet har gjennomgått. En vil også kunne forvente at det i soner nær bunnen av våtmarksfilteret, vil være anaerobe forhold som kan medføre en viss omsetning av nitrat til nitrogen i en denitrifikasjonsprosess. En vil også kunne forvente at vegetasjonen i og rundt filteret vil kunne ha en evne til å akkumulere forbindelser som er definert som miljøgifter. I og med at det er en veksling mellom aerob og anaerobe biologiske prosesser så vil filteret måtte betraktes som en fakultativ behandlingsmetode. Dette vil kunne styrke metodens robusthet.

I henhold til IPPC er konstruerte våtmarker ideelle for å behandle sigevann som inneholder lave konsentrasjoner [35, side 112]. Det vil si fortennet vann fra nedlagte deponier. Eksempelvis konsentrasjoner av NH_4^+ på 25 mg/l eller mindre.



Figur 52. Konstruert våtmark fra nedlagt deponi (foto BB)

Som tidligere nevnt er det floraen som bidrar til å opprettholde O_2 -nivået nær bunnen av dammen. Våtmarker er brukt både som et mulig poleringstrinn og også som den eneste behandlingsmetoden for sigevann.

Årsaken til dette er knyttet til blant annet:

- Relativt lave kostnader til installasjon og drift
- Lite krav til ettersyn
- Kan være habitat for fauna
- Kan fungere som etterpoleringstrinn

Drift og oppfølging av denne typen behandling er først og fremst knyttet til håndtering av slam som oppkonsentreres nær bunnen. Dammene må derfor mudres for å opprettholde kapasiteten. Det er kravet til oppfølging og drift som gjør dette til et godt alternativ for deponier som er i etterdriftsfasen.

Gode data som dokumenterer driften av denne typen anlegg er noe begrenset. I tabellen nedenfor er imidlertid målinger gjennomført som en del av et overvåkningsprogram i 2015 satt opp. Resultatene er hentet fra et renseanlegg som er anlagt for behandling av sigevann fra nedlagte deponier som er i etterdriftsfasen.

Tabell 33. Eksempel på snittmålinger fra våtmarksanlegg fra nedlagt deponi (mg/l)

Parameter	Influent	Effluent
pH	6,8	7,4
SS	41	7,6
KOF (Cr)	75	50
BOF (5)	3	5
TOC	24	17
N-tot	34,0	18,0
NH ₃ /NH ₄ ⁺	32,5	16,0
Tot-P	0,250	0,077

Det er interessant å legge merke til økningen i pH. Sett i sammenheng med omsetning av nitrogen på uorganisk form er det grunn til å anta at det er oppnådd en omsetning til N₂ gass via denitrifikasjon. Dette i tråd med at den biologiske omsetningen av nitrogen både forbruker alkalitet og bidrar til produksjon av bikarbonat (se Ligning 15 og Ligning 16).

9.2. Infiltrasjon i grunnen

Dette er brukt som et poleringstrinn for enkelte deponier som er anlagt i områder med store grusavsetninger (se avsnitt 5.6). Infiltrasjonen foregår i umettet sone over grunnvannsnivået. De anleggene som har denne løsningen renses sigevannet før det infiltreres i grunnen. I etterdriftsfasen kan dette tenkes å være en løsning som etter hvert er den eneste løsningen. For å kunne kontrollere eventuell spredning av forurensning etter infiltrasjonen må det være installert grunnvannsbrønner nedstrøms som overvåkes. Massene i bunnen av dammen må også følges opp for å vurdere den vertikale spredningen av forurensning i bunnsedimentene.

10. DRIFT AV RENSEANLEGG – KRAV TIL OPPLÆRING

I henhold til veilederens liste over referanser, er sigevann en kontaminert vannfase som krever behandlingsanlegg som følges opp med hensyn på både renseseffekt og driftstilgjengelighet. De anleggene som er i drift er mer eller mindre avanserte, men med bakgrunn i blant annet krav i forskrifter vil det måtte gjennomføres revisjoner av de anleggene som er i drift, og eventuelle nye anlegg kan komme til.

Det er ofte også slik at de anleggene som er etablert er bygd for å tilfredsstillende et myndighetskrav mer enn å redusere belastningen på en resipient. I en slik setting vil oppfølging fort kunne bli et arbeid som følges opp av driftsoperatører med kompetanse på andre felt enn rensning av sigevann. Optimal drift vil også innebære kompetanse innenfor kjemiteknikk i tillegg til forståelse for hvordan vannkvaliteten påvirkes. Blant annet er bruk av overvåkningsdata i driften for å for å oppnå en tilfredsstillende rensning vil være viktig.

I Sverige har man hatt suksess med å etablere sigevannnettverk som med en gitt frekvens har møter hvor data og utfordringer relatert til rensing av sigevann kommer sammen. Dette kan være en ide som kan implementeres ved deponier her i landet. Det vil kunne motivere og lede til en mulig plattform for kurs og heving av kompetansen.

Ved investering i et renseanlegg for sigevann, må dette følges opp med ansettelse av VA-teknisk kompetanse. For å få full utnyttelse av kompetansen bør vedkommende kun ha sigevann og rensning som arbeidsfelt. Dette for å unngå å bli «spist opp» av kjøring med hjullaster eller andre tyngre maskiner. Et annet felt som krever både teknisk, kjemisk forståelse og biologisk kompetanse er drift av deponigassanlegg. Dette er en tilleggsoppgave som kan inkluderes i arbeidet med rensning av sigevann.

11. LISTE OVER ET UTVALG BEGREPER

Analytt – stoff/kjemisk forbindelse/ion
 Akseptgrense – akseptabelt utslipp
 Adsorpsjon – på partikler
 Nitrifikasjon – oksidasjon av nitrogen
 Denitrifikasjon – reduksjon av nitrogen
 Annamox – disproporsjonering
 Permeabel – gjennomtrengende
 Suspender stoff – partikler i vannfase
 Kolloidalt stoff – partikler i vannfase
 Flokkulering – små partikler bakes sammen til større partikler
 Laminær flow – vannstrøm fri for turbulens («virvler»)
 Endogent vann – opprinnelse fra mikroorganismer
 Eksogent vann – nedbør
 Kontaminering – forurensning
 Kolloide – kolloidal partikkel
 Influent – innløp
 Effluent – utløp
 Behandlingsteknikk – filtrering, kjemisk eller biologisk
 Behandlingsmetode – alternativer innenfor ulike teknikker
 Katabolisme – motsatt av anabolisme
 Anabolisme – produksjon av nytt cellemateriale
 Heterotrof – anabolisme basert på organisk karbon
 Autotrof – anabolisme basert på uorganisk karbon
 Dystrof – resipienter med mye humus (f.eks., myr)
 Fakultativ biodam – dam med anaerobe og aerobe prosesser
 Perkolere – strømme igjennom
 Rejekt – tilbakepumping
 Aerob/anaerob – biologisk omsetning med og uten oksygen som oksidasjonsmiddel
 Oksidasjonsmiddel – motsatt av reduksjonsmiddel
 Reduksjonsmiddel – «donerer» elektroner i en red/oks prosess
 Evapotranspirasjon – fordampning via oppvarming og biologiske prosesser (fra vegetasjon)
 Immobilisere – motsatte av mobilisere
 Mobilisere – bidra til transport/bevegelse
 Eutrofiering – økt tilgang på næring i resipienten
 Geometrisk gjennomsnitt – n 'te rot av n tall multiplisert med hverandre.
 Aritmetisk gjennomsnitt – lik summen av tallene dividert på antall tall
 Inhibere – med hensyn på kinetikk (redusere/stanse)
 Q_{dim} – dimensjonerende (hydraulisk kapasitet)
 NOU – Norges offentlige utredninger
 Anoksisk – uten oksygen tilstede

12. LISTE OVER ET UTVALG FORKORTINGER

PNEC – predicted no effect concentration (antatt nivå for ingen toksisk effekt)
 FLUX – strøm igjennom en flate eller en åpning
 BOF – biokjemisk oksygenforbruk
 KOF – kjemisk oksygenforbruk
 As – arsen
 Pb – bly
 Cd – kadmium
 Cr – krom
 Ni – nickel
 Cu – kobber
 Hg – kvikksølv
 Zn – sink
 Se – selen
 Co - kobolt
 BTEX – benzen, toluen, etylbenzen og xylener
 PAH₁₆ – 16 isomere polysykliske aromatiske hydrokarboner
 PBDE – polybromert difenyleter
 DEHP – dietylhelksylftalat
 TBT – tributyltin
 PP – priority pollutants
 LOD – limit of detection
 BOF – biokjemisk oksygenforbruk “lett nedbrytbart organisk stoff”
 Tot-N – total konsentrasjon av nitrogenforbindelser
 TU – toxic units
 EC₅₀ – målt effekt/påvirkning i 50 % av populasjonen
 RO-anlegg - omvendt osmose
 Reject - tilbakeføring/pumping til deponiet
 SS – suspendert stoff
 BPA – bisfenol A
 MPC – maximum permissible concentrations
 MPA – maximum permissible addition
 IPPC – Integrated pollution prevention and control
 BAT – best available technique
 NRF – Norsk renholdsverksforening
 TOC – totalt organisk karbon
 EQS – environmental quality standard
 MBBR – moving bed bioreaktor
 AOX - adsorberbare organiske halogener
 CCA – kjemisk impregnert trevirke (Cr, Cu og As)
 TGD - Technical guidance for deriving environmental quality standards
 MPS – magnetisk partikkelseparasjon
 DAF – dissolved air flotation

13. REFERANSER

- 1 H. Oonk, "Literature review: Methane from landfills - methods to quantify generation, oxidation and emission", Report OonKay, (2010).
- 2 M. Østman, "Aging landfills – Development and processes", PhD thesis, Uppsala University, (2008).
- 3 K. Haarstad, O. Bergersen, R. Sørheim, B. E. Berg, "Sorted MSW landfill odour due to H₂S – sources and removal", Presented Landfill Conference Sardinia, (2003).
- 4 SFT, "Veileder om overvåking av sigevann fra avfallsdeponier", TA-2077 (2005).
- 5 SFT, "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier", TA-1995 (2003).
- 6 SFT, "Nedbrytbart avfall", TA-2436 (2008).
- 7 H. Modin, "Modern landfill leachates – quality and treatment", PhD thesis, Lund University, (2012).
- 8 K. -U. Heyer, R. Stegmann, "Leachate management: leachate generation, collection, treatment and costs", Intern publikasjon.
- 9 NS-EN ISO 5667-3, "Vannundersøkelse Prøvetaking Del 3: Veiledning i konservering og behandling av vannprøver", (2003).
- 10 C. E. Amundsen, B. E. Berg, K. Haarstad, T. Mæhlum, P. Snilsberg, "Kurs i miljøprøvetaking – grunnvann, overflatevann, sedimenter og løsmasser", Bioforsk rapport Vol 2, Nr 101 (2007).
- 11 T. Gisbert, C. Bloquet, G. Barina, C. Petitpas, "Assessing the quantity of leachate: a simple tool for short term prediction and its evaluation on real size landfill sites", Presented at Sardinia (2003).
- 12 NVE, "Avrenningskart for Norge - årsmiddelverdier for avrenning 1961-1990", Rapport nr 2., (2002).
- 13 RVF (renholdsverksforeningen), "Handbok - drift av deponeringsanleggninger", RVF-rapport 010907/RVF/TR, (2005).
- 14 K. Haarstad, T. Mæhlum, T. Hartnik, S. Turtumøygard, "VANN", 3 (2003) 286.
- 15 T. Mæhlum, T. Hartnik, K. Haarstad, T. Källqvist, "Fra produkt til avfall – miljøproblemer ved deponering", Utkast, TA-nummer-1945/2003, (2003).
- 16 B. E. Berg, "Miljøgifter i sigevann", Avfall Norge Rapport 1/2012, ISBN 82-8035-094-2, (2012).
- 17 R. Renou, J. G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, P. Moulin, "Landfill Leachate treatment: Review and opportunity", J. Hazardous Mat., 150 (2008) 468.
- 18 K. Fischer, "Environmental impact of composting plants", in the science of composting. Part I, Chapman & Hall, ISBN 0 7514 0383 0, (1995).
- 19 B. E. Berg, O. Bergersen, K. E. Ødegård, "Utslipp fra komposteringsanlegg" SINTEF rapport, STF80 A04116, (2005).
- 20 J. R. Jambeck, T. G. Townsend, H. M. S-Gabriele, "Landfill disposal CCA-treated wood with construction and demolition (C&D) debris: Arsenic, Chromium, and Copper concentrations in leachate", Env. Sci. Tech., 42 (2008) 5740.
- 21 H. Svensson, M. Marques, F. Kaczala, W. Hogland, "Leaching patterns from wood of different tree species and environmental implications related to wood storage areas", Water and Env., doi:10.1111/wej. 12034, (2014).
- 22 C. Øman, "Emissions of organic compounds from landfills", PhD thesis, Royal Inst. Tech., Stockholm, (1998).

-
- 23 M. Schweigkofler, R. Niessner, "Determination of siloxanes and VOC in landfill gas and sewage gas by canister sampling and GC-MS/AES analysis", *Env. Sci. Tech.*, 33 (1999) 3680
- 24 Miljødirektoratet, "Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota", Veileder M-608, (2016).
- 25 M. T. Madigan, J. M. Martinko, J. Parker in Brock, "Biology of microorganisms – 10 th ed"., Person Education, Inc., Upper Saddle River, NJ., (2003).
- 26 G. C. Campeau, R. Bartha, "Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment", *Appl. Environ. microbiology*, 50 (1985) 498.
- 27 . H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann (Ed), "Landfilling of waste: Biogas", Chapman & Hall, London, (1996).
- 28 E. L. Folven Gjengedal, "Oversendt underlag fra fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning", epost av 29.sept., (2016).
- 29 J. Laugesen, A. Miller, A. H. Holsen, "Veileder for avslutning og etterdrift av deponier", Rapport Avfall Norge 12/2012, (2012)
- 30 S. E. Lindberg, D. Wallschlåger, E. M. Prestbo, N. S. Bloom, J. Price, D. Reinhart, "Methylated mercury species in municipal waste landfill gas sampled in Florida, USA", *Atmospheric Environment*, 35 (2001) 4011.
- 31 G. Okkenhaug, H. P. Arp, "Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier. Data for perioden 2006-2010", NGI rapport 20110546-00-5-R, (2012).
- 32 RVF's, "Utviklingssatsning deponering", rapport nr.4. (2002).
- 33 B. E. Berg, "Lokal rensing av sigevann fra deponi – erfaringssammenstilling", NRF Rapport, 4/2005 (2005).
- 34 T. Crommentuijn, T. D. Polder, E. J. van de Plassche, "Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account", Report nr.601501 001, Okt. (1997).
- 35 Integrated Pollution Prevention and control (IPPC), "Guidance for the treatment of landfill leachate", Sector guidance note IPPC, S5.03, Feb., (2007).
- 36 M. Weideborg, K. O. Furuseth, "Miljøgifter i sigevann – en gjennomgang av dagens situasjon på deponiene, og anbefalinger ved vurdering av miljøgifter i sigevann", Rapport Hjellnes Cowi/Aquateam, Juli (2006).
- 37 G. Okkenhaug, H. P. Arp, "Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier. Data for perioden 2006-2010. Renseeffekt for lokale behandlingsanlegg for sigevann. Vedleggsrapport 2", NGI rapport 20110546-00-6-R, (2012).
- 38 NOU, "Et Norge uten miljøgifter - hvordan utslipp av miljøgifter som utgjør en trussel mot helse eller miljø kan stanses", Norges offentlige utredninger, 2010:9 (2010).
- 39 H. P. Arp, A. Ruus, A. Macken, A. Lillicrap, "Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder", Rapport M241, (2014).
- 40 J. R. Andersen, J. L. Bratlien E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Hem, H. Holtan, T. Krogh, V. Lund, D. Rosland, B. O. Rosseland, K. J. Aanes, "Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann", SFT-rapport, 97:04, (1997).
- 41 A. Iversen, S. Sandøy, "Klassifisering av miljøtilstand i vann – økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver", Veileder 02:2013 – revidert (2015).
- 42 C. Öman, M. Malmberg, C. W-Watz, "Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag – slutrapport, IVL-rapport B1353, Stockholm, april (2000).
- 43 European communities, "Technical guidance for deriving environmental quality standards", TGD 27, (2011).
- 44 Miljødirektoratet, "Veileder om fastsetting av innblandingssoner", M-46, (2013)
- 45 J. Tørsløv, M. W-Nielsen, F. Pedersen, J. Dørge, "Udledning af miljøfarlige stoffer med spildvand", DHI – Institut for Vand og Miljø, Miljøprosjekt Nr. 690, (2002)

-
- 46 SFT-rapport, "Økotoksikologisk risikovurdering Del I – Økotoksikologisk undersøkelse av indsutriavløp", Rapport 1750 (2000).
- 47 B. E. Berg, "Organiske miljøgifter i kretsløpet – spredning via sigevann", Rapport utført for Avfall Norge, September (2007).
- 48 K. Knox, A. Goddard, "Non-degradable COD in landfill leachate – A review: Occurrence, chemical characteristics, environmental properties and treatment", Proc., Sardinia, (2013).
- 49 G. Kiely, "Environmental engineering", Irwin/McGraw-Hill, Singapore (1998).
- 50 J. Jarstad, L. S. Vestgarden, B. E. Berg, "Low technological biological treatment of source separated waste in a biocell", Proc. Linneus EcoTech, Nov., (2012).
- 51 S. Liu, "Landfill leachate treatment methods and evaluation of Hedeskoga and Måsalücke landfills", Master Thesis, Lund University, Des., (2013).
- 52 J. Jarstad, S. Rønning, B. E. Berg, "Miljørapport 2015 – miljøredegjørelse for GLT-Avfall", mai (2016).
- 53 H. Modin, "Kvalitet i nya deponiers lakvatten – eksemplet Fläskebo", Avfall Sverige Rapport D2009:03, (2009).
- 54 K. Hovde, "Avløpsteknikk", Universitetsforlaget, Oktober (1987).
- 55 K. Larsdotter, "Wastewater treatment with microalgae – a literature review", Vatten, 62 (2006) 31
- 56 N. E. Pedersen, B.C.Braskerud, "Fangdammer som tiltak mot landbruksforurensning i Østfoldfylke", Jordforsk Rapport117/96, (1996).
- 57 A. Lambert, E. Norin, M. Kempfi, G. Øhlund, M. Hammer, E. Rønnels, A. Widen, "Luftade dammar. Optimerat utnyttjande av befintliga resurser før lakvattenbehandling vid deponier", Rapport 2016:11 (2016)
- 58 T. van Loggenburg, D. Herold, C. Kullmann, "Membrane bioreactors for landfill leachate treatment"
- 59 J.J. Elser, T. Andersen, J. S. Baron, A-K. Bergström, M. Jansson, M. Kyle, K. R. Nydick, L. Steger, D. O. Hessen: "Shifts in Lake N:P Stoichiometry and Nutrient Limitation Driven by Atmospheric Nitrogen Deposition", Science, 6 (2009).
- 60 E. Plaza, J. Trela, L. Gut, M. Löwen, B. Szatkowska, "Deammonification process for treatment of ammonium rich wastewater", Royal Institute of Tech., (ukjent)
- 61 S.K. Marttinen, R.H. Kettunen, K.M. Sormunen, R.M. Soimasuo, J.A. Rintala, "Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates", Chemosphere 46 (2002) 851.
- 62 A. Helweg (ed), "Kemiske stoffer i miljøet", Gads Forlag, København (2000).
- 63 A. K. Søvik, "Nitrogenfjerning i konstruerte våtmarker og filterbedanlegg – utslipp av drivhusgassene N₂O og CH₄", Tema Bioforsk, 2 (2007).
- 64 L. N. Wu, D. W. Liang, Y. Y. Xu, T. Liu, Y. Peng, J. Zhang, "A Robust and cost-effective integrated process for nitrogen and bio-refractory organics removal from landfill leachate via short-cut nitrification, anaerobic ammonium oxidation in tandem with electrochemical oxidation", Bioresource Tech., 212 (2016) 296.
- 65 D. P. Mohapatra, S. K. Brar, R. D. Tyagi, R. Y. Surampalli, "Occurance of bisphenol A in wastewater sludge of CUQ treatment plant", J. Xenobiotics, 1 (2011) 9.
- 66 D-Wei. Liang, T. Zhang, H. H. P. Fang, J. He, "Phthalates biodegradation in the environment", Appl. Microbial. Biotech., 80 (2008) 183.
- 67 M. Weideborg, R. Storhaug, L. B. Henninge, "Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslo indre havn", Aquateam, 31. jan., (2006)
- 68 G. Okkenhaug, H. P. Arp, "Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier. Data for perioden 2006-2010. Renseeffekt for lokale behandlingsanlegg for sigevann, Vedleggsrapport 2", NGI rapport 20110546-00-6-R, 20. febr., (2012).

-
- 69 P. Kjeldsen, M. A. Barlaz, A. P. Rooper, A. Baun, A. Ledin, T. H. Christensen, "Present and Long-term composition of MSW Landfill Leachate: A review", *Critical Rev. Env. Sci. Tech.*, 3. Juni, (2010).
- 70 I. K. Salmi, "Laboratorieforsøk – Jar-testing av sigevann fra SBR", Internrapport, ROAF, Des., (2016).
- 71 H. Ødegaard (red), "Vann-og avløpsteknikk", Norsk Vann, 2.utgave, (2014).
- 72 R. Sieksmeyer, U. Packhäuser, "Leachate treatment plant at the Hannover Landfill Site", WLB (2003) 1.
- 73 F. D. Shulz via R. Meissner, Personlig kommunikasjon, epost, 16. nov., (2016).
- 74 R. Tarasz, «Oversendt underlag fra Mivanor», epost av 09.aug., (2016).