



RAPPORT

Vurdering av sigevann fra deponier i Norge

FAKTAGRUNNLAG

DOK.NR. 20220358-01-R / M-2520 | 2023
REV.NR. 0 / 2023-02-28

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentsiteteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Prosjekt

Prosjekttittel: Vurdering av sivevann fra deponier i Norge
Dokumenttittel: Faktagrunnlag
Dokumentnr.: 20220358-01-R
Dato: 2023-02-28
Rev.nr. / Rev.dato: 0

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet
Kontaktpersoner: Karen Marie Haug, Eli Mathisen og Hanna Gjessing
Kontrakthereferanse: Avtale om konsulentbistand - avtalenummer 22087476
signert: 2022-09-21

for NGI

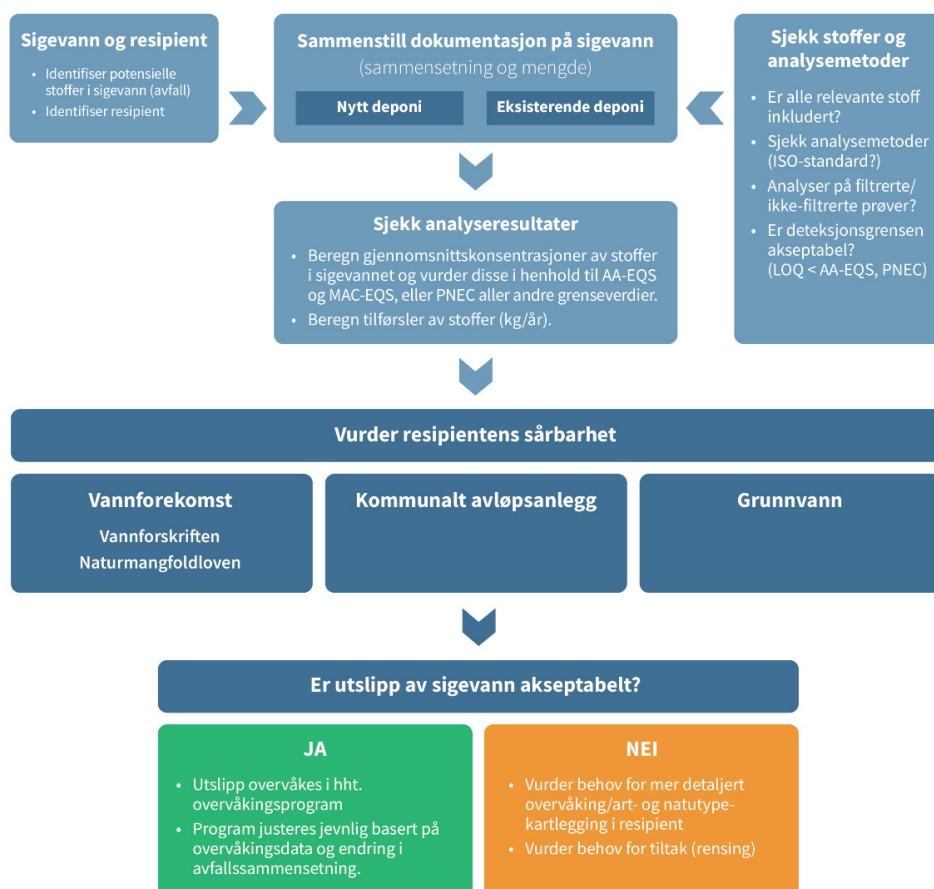
Prosjektleder: Gøril Aasen Slinde
Utarbeidet av: Gøril Aasen Slinde (NGI), Trond Mæhlum (NIBIO), Sissel Brit Ranneklev (NIVA), Marit Mjelde (NIVA), Hilde Cecilie Trannum (NIVA), Merete Grung (NIVA), August Tobiesen (NIVA) og Helen Kristine French (NIBIO)
Kontrollert av: Gudny Okkenhaug (NGI)

Sammendrag

NIBIO (Norsk institutt for bioøkonomi), Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og NGI (Norges Geotekniske Institutt) har på oppdrag fra Miljødirektoratet utarbeidet faktagrunnlag for sigevann fra deponier. Faktagrunnlaget er tenkt å være til hjelp for saksbehandlere hos forurensningsmyndighetene for vurdering og regulering av sigevannsutslipp fra deponier. I tillegg skal det være et faglig grunnlag for deponieiere og konsulenter som jobber med dette temaet. Rapporten omfatter følgende temaer:

- Avfallsfraksjoner og forventet sigevannssammensetning
- Vurdering av sigevannets påvirkning på resipienter
- Dagens praksis for håndtering av sigevann
- Overvåkning av sigevannsutslipp

Basert på dagens faktagrunnlag og gjeldende rammebetingelser har prosjektgruppen kommet fram til følgende vurderingsprinsipp i forbindelse med utslipp av sigevann (forenklet versjon, se figur 8-1 for fullstendig vurderingsprinsipp).



Innhold

1	Innledning	6
1.1	Bakgrunn og målsetning	6
1.2	Grunnlag	6
1.3	Historikk	7
2	Sigevann fra norske avfallsdeponier	9
2.1	Generelt om sigevann	9
2.2	Sigevann fra nyere deponier	10
2.3	Sigevann fra norske avfallsdeponier	13
2.4	Utslipp av sigevann til resipient	17
2.5	Avbøtende tiltak for hindring av sigevannsdannelse	18
3	Vurdering av sårbarhet ved utslipp til ferskvann eller kystvann	19
3.1	Sårbarhetskriterier basert på vannforskriften	20
3.2	Sårbarhetskriterier basert på naturmangfoldloven	25
4	Vurdering av sårbarhet ved påslipp til offentlig avløpsnett	27
5	Vurdering av sårbarhet ved utslipp til grunnvann	30
6	Behandling av sigevann	31
6.1	Lokale renseløsninger	32
6.2	Påslipp til offentlig avløpsnett	40
7	Overvåking av sigevannsutslipp	40
7.1	Formål med sigevannsovervåking	41
7.2	Anbefalt praksis for prøvetaking av sigevann og resipient	43
8	Oppsummering: Anbefalt framgangsmåte for vurdering av sigevannsutslipp	53
9	Referanser	55

Vedlegg

Vedlegg A	Eksempler på vurdering av sigevannsutslipp fra deponi
Vedlegg B	Utfyllende informasjon om sigevannsrensing og håndtering
Vedlegg C	Utfyllende informasjon om giftighetstester
Vedlegg D	Spørsmål og svar i spørreundersøkelse med bransjen

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn og målsetning

NIBIO, NIVA og NGI har fått i oppdrag fra Miljødirektoratet å utarbeide faktagrunnlaget for sigevann fra deponier. Faktagrunnlaget er tenkt å være til hjelp for saksbehandlere hos forurensningsmyndighetene for vurdering og regulering av sigevannsutslipp fra deponier. I tillegg skal det være et grunnlag for videre utvikling av dagens veiledere. Rapporten omfatter følgende temaer:

- Avfallsfraksjoner og forventet sigevannssammensetning (kapittel 2)
- Vurdering av sigevannets påvirkning på resipienter (kapittel 3-5)
- Dagens praksis for håndtering av sigevann (kapittel 6)
- Overvåking av sigevannsutslipp (kapittel 7)

1.2 Grunnlag

Arbeidet er basert på følgende grunnlag:

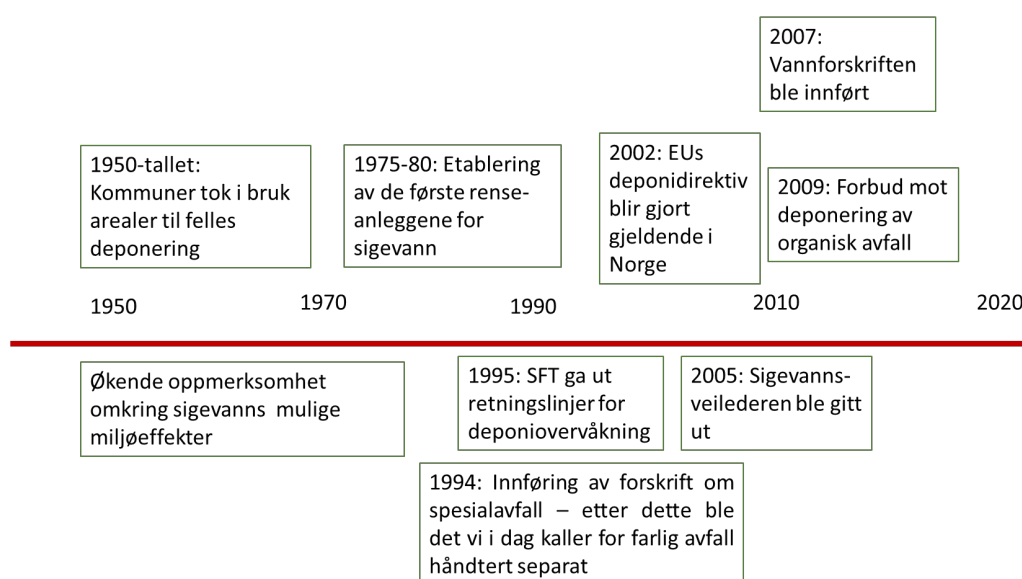
<i>Regelverk:</i>	Relevant regelverk (lover, forskrifter).
<i>Veiledere:</i>	Veiledningsmateriell utarbeidet av Miljødirektoratet (tidligere SFT/Klif).
<i>Litteratur:</i>	Publikasjoner, bøker, rapporter etc. som omhandler sigevann og deponier.
<i>Prosjekterfaringer:</i>	Prosjektgruppas kunnskap relatert direkte til prosjekter, blant annet arbeid med problemstillinger knyttet til deponi av varierende størrelse. Arbeidsgruppen er parallelt involvert i arbeidet med deponier gjennom senter for forskningsdrevet innovasjon (SFI) earthresQue .
<i>Intervju:</i>	For å innhente erfaringer og synspunkter fra bransjen er det foretatt intervjuer av et utvalg deponieiere i ulike deler av landet, fra nord til sør. Det er fem deponieiere som er representert i undersøkelsen, og det er innhentet erfaringer fra totalt åtte ulike deponier. Relevante svar er inkludert i rapporten i tilhørende kapitler. Deponiene er valgt i samråd med Miljødirektoratet basert på en vurdering av representativitet.

I vedlegg til rapporten finnes utdypende tekst om en del temaer, samt også spørsmål og svar på gjennomført intervju med deponieiere. Det henvises til referanselista til rapporten for oversikt over benyttet litteratur.

1.3 Historikk

I dag er det strengt regulert hva slags avfall som kan deponeres og hvor det kan deponeres. Slik var det ikke før 2002. De fleste kommuner i Norge på 1950- og 60-tallet hadde ett eller flere arealer avsatt for deponering av kommunalt avfall og næringsavfall foruten mange private deponier. Det er per i dag 186 aktive deponier med tillatelse (tall fra [Norske Utslipp](#)).

Figur 1-1 viser en enkel tidslinje for historikk når det gjelder krav til deponering og håndtering av sigevann i Norge.



Figur 1-1. Tidslinje for utvikling i håndtering av avfall og av sigevann i Norge.

Med innføring av deponidirektivet i Norge i 2002 (implementert i [avfallsforskriften](#), kap. 9) ble det satt betydelig strengere krav til bunn- og sidetetting, drenering og oppsamling av sigevannet for nye deponier og deponiutvidelser. Før dette var det ikke krav i forskrift til bunnstetting eller oppsamling av sigevannet. Dette ble vurdert i det enkelte tilfellet. Norsk deponipraksis var å benytte naturelementer med lav utnyttelsesverdi som kunne egne seg til lagring og endring av terrengformasjoner, slik som dødisgroper (grytehull) og nedlagte sandtak i breelvavsetninger, ravinedaler i leire, torv/myrområder og forsenkninger i fjell. Dette har ført til ukontrollerte utslipp av sigevann til jord, grunnvann, overflatevann og via deponigasser til luft.

Forbudet mot deponering av organisk avfall ble innført i 2009. Siden den gang har mengden organisk nedbrytbart avfall til deponi blitt drastisk redusert. Dette har hatt stor betydning for sigevannets sammensetning med reduksjon i innholdet av organisk stoff og nitrogen. Mange deponier har imidlertid eldre deler som inneholder avfall med organisk innhold, noe som påvirker dagens sigevann.

Med innføring av deponiregelverket ([avfallsforskriften kapittel 9](#)), kom krav til oppsamling av sigevann og krav om at sigevannet skal «ha en forsvarlig utslippskvalitet, før det kan slippes til resipient». Dette krever blant annet at resipientens sårbarhet og miljømål må være kjent og legges til grunn for en vurdering av forsvarlig utslippskvalitet.

Med innføring av [vannforskriften](#) og mer kjennskap til sigevannets sammensetning fra eldre og aktive deponier, er det derfor behov for å oppdatere dagens veiledningsmateriell som omfatter sigevann fra deponi.



Figur 1-2. I eldre deponier ble det plassert avfall som i dag sorteres ut, slik som for eksempel metaller, bilbatterier, malingrester, løsemidler, plast, papir og matavfall. Ved nedbrytning og utlekking dannes et sammensatt sigevann som må behandles. Foto: T. Mæhlum/NIBIO

2 Sige vann fra norske avfallsdeponier

2.1 Generelt om sige vann

Sige vann dannes av vann som infiltrerer deponiet og kommer i kontakt med avfallet. Vannet kan være nedbør, grunnvann eller overvann fra tilgrensende områder som kommer inn i deponiet. Vannet løser opp organiske og uorganiske stoffer i avfallet, og sige vannets sammensetning er et resultat av mange biogeokjemiske prosesser i deponiet.

Konsentrasjoner av stoffer og årlig stofftransport varierer med nedbør og deponiets innhold og utforming. Deponiet gjennomgår en omdanning i sitt livsløp som følge av ulike prosesser og gjennomstrømming av vann. Dette påvirker sige vannet, der konsentrasjoner for mange forbindelser er høyest i perioden deponiet var aktivt og siden avtar. For noen forbindelser er det antatt at utslipp kan pågå i flere hundre år etter avslutning.

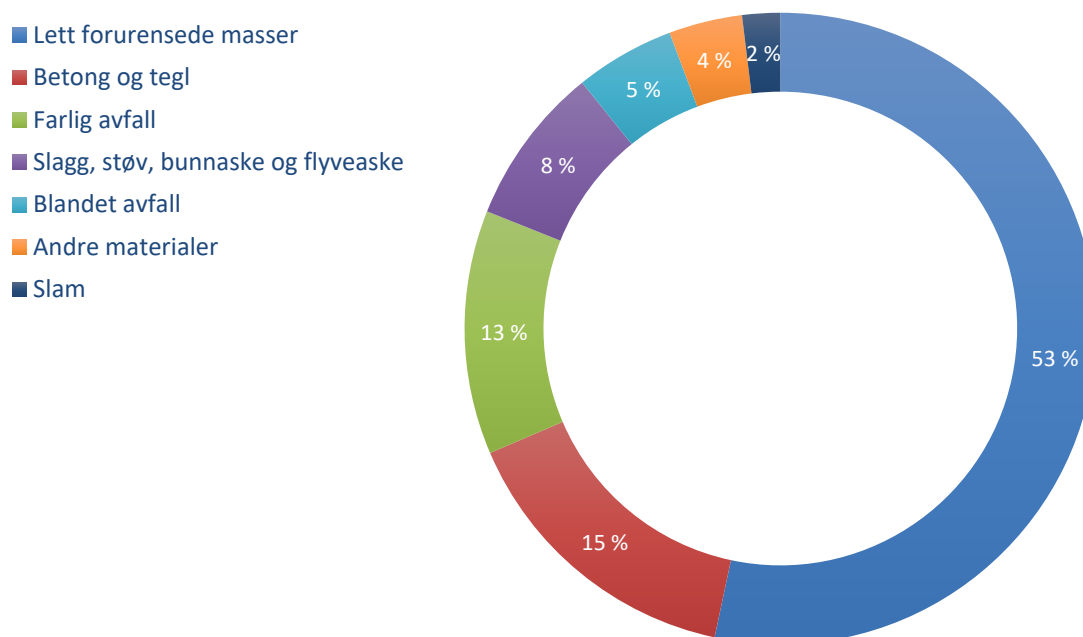
Innhold av organisk karbon og nitrogenforbindelser i sige vannet vil i hovedsak være avhengig av mengden organisk materiale som er deponert. Forekomst av organiske og uorganiske miljøgifter vil være knyttet til andelen avfall eller produkter som inneholder denne type komponenter. Sige vannssammensetningen vil derfor endre seg som følge av innføring av restriksjoner som eksempelvis forbud mot deponering av organisk avfall og strengere regulering av farlig avfall.

I de fleste avfallsdeponier vil det forekomme et vannoverskudd som danner sige vann i hele eller deler av året. Nedbøren er viktigste kilde til sige vann. I Norge faller det årlig mellom 200 og 4000 mm nedbør ([klimanormaler](#) for normalperiode 1991-2020, minste nedbørsmengde faller i Saltdal (Nordland): 211 mm/år, største nedbørsmengde faller på Gullfjellet (Vestland): 4067 mm/år). Årsnedbøren vil også falle på deponioverflater. Dersom deponioverflatene er avsluttet og topptettet, vil det aller meste av nedbøren renne av på overflaten. I deponiarealer som er åpne eller som ikke er avsluttet i tråd med anbefalinger om topptetting, så vil deler av nedbøren trenge ned i deponier og bli til sige vann. Ved norske deponier er sige vannsproduksjonen typisk i størrelsesorden 200-400 m³ per dekar og år.

For å kartlegge vannstrømmer inn og ut av deponiet må det settes opp en vannbalanse for deponiet. Ideelt sett kommer alt vann inn i deponiet fra infiltrert nedbørvann, og alt vann ut av deponiet renner ut gjennom systemet for oppsamling av sige vann. I virkeligheten kan det i tillegg være flere steder der vann renner både inn i og ut av deponiet via overvann, grunnvann og ved prosesser i deponiet som både forbruker og produserer vann. For mer informasjon om vannbalanse i deponier og kilder til data og beregningsmetoder som kan benyttes vises det til [sige vannsveilederen](#), vedlegg 3 (SFT 2005) og Berg m.fl. (2017).

2.2 Sige vann fra nyere deponier

Statistisk sentralbyrå (SSB) utarbeider årlig statistikk for avfall (avfallsregnskapet). For 2020 var de totale avfallsmengdene som ble generert i Norge 11,6 millioner tonn avfall, og i overkant av 5 millioner tonn av avfallet gikk til deponering. Fordeling av ulike avfallsfraksjoner som går til deponi for ordinært og inert avfall er vist i figur 2-1.



Figur 2-1. Fordeling av avfallsfraksjoner som gikk til deponi i Norge i 2020.

Som det framgår av figuren består de viktigste fraksjonene som går til deponi i dag av lett forurensede masser (i hovedsak forurenset jord og berggrunn), betong og slagg / bunnaske. I det følgende er det gitt en beskrivelse av disse avfallsfraksjonene med tilhørende problemstoffer og potensiell utlekking. Siden sige vannssammensetningen vil være nært knyttet til utlekking fra avfallet som legges på deponi er det gjort en vurdering av disse fraksjonene med hensyn til forventet sige vannssammensetning.

Vurderinger av utlekkingspotensiale er gjort basert på kunnskap om avfallet og resultater fra utlekkings tester (riste- og kolonnetester) gjennomført på denne type avfall. Utlekkingskriteriene i avfallsforskriften (kap. 9, vedlegg II) omfatter kun uorganiske komponenter. Vurderingen av potensiell utlekking av organiske komponenter er basert på kunnskap om avfallens innhold. Oppsummering av utfordrende parametere og potensiell utlekking er gitt i Tabell 2-1.

Lett forurensede masser er masser som oppfyller utlekkingskriteriene i avfallsforskriften kapittel 9 om mottak på deponi for inert avfall (vedlegg II). Lett forurensede masser kan være forurenset jord og forurensede sedimenter. Dette mottas i store volum av deponieierne som er intervjuet i forbindelse med denne rapporten.

Betong og tegl er også en stor avfallsfraksjon som blir deponert i Norge. Avfallet oppstår gjerne ved rivning av bygg. I forkant av rivning skal det gjennomføres en miljøkartlegging og det vil i mange tilfeller utarbeides en miljøsaneringsbeskrivelse i henhold til [byggteknisk forskrift \(§9-7\)](#). I miljøkartleggingen blir det tatt ut prøver av betong, tegl og andre rivemasser, og miljøsaneringsbeskrivelsen vil si noe om hvilke masser som kan gjenvinnes, hvilke som må sendes til godkjent deponi og hvilke avfall som må destrueres (gjelder avfall med PCB-konsentrasjoner over 50 mg/kg). Betong og tegl som skal gjenvinnes må tilfredsstille kravene satt i [avfallsforskriften kapittel 14A](#).

Betong og tegl som ikke blir gjenvunnet og ikke blir destruert, vil havne på deponi. For de fleste av deponiene som omfattes i vår undersøkelse, er slikt riveavfall en betydelig fraksjon som mottas. For nærmere beskrivelse av betongavfall henvises til NGI-rapport *Utlekking av treverdig og seksverdig krom fra betong* (tilgjengelig [her](#), rapport 20180207-01-R; NGI, 2019) utarbeidet i forbindelse med forskningsprosjektet GEOreCIRC.

Slagg, støv, bunnaske og flyveaske er en samling av metallholdig avfall, hvor bunnaske fra avfallsforbrenning vil utgjøre den største fraksjonen. Bunnasken er det som blir igjen etter forbrenning, mens flyveaske er det som samles i filtre når avgasser blir rensset. Hvert år forbrennes ca. 3 mill. tonn avfall (SSB, 2022), og av dette vil omtrentlig 18-25 % leveres til deponier som bunnaske (ISWA, 2015). Årlig produseres omtrentlig 250 000 tonn bunnaske (Avfall Norge, 2019), og det meste av dette går til deponi. I stor grad behandles bunnaske for metallgjenvinning i forkant av deponering. Bunnaske er et heterogent materiale som inneholder en rekke metaller. Utlekkingstester av bunnaske viser at utlekkingen overskrider kriterier for inerte deponier, men at utlekking i hovedsak ligger innenfor akseptkriteriene for deponering av stabilt ikke-reaktivt farlig avfall på ordinære avfallsdeponier. For nærmere beskrivelse av bunnaske henvises til rapporten *Bunnaske fra avfallsforbrenning: Dagens status og grunnlag for gjenvinning* (earthresQue, 2023).

Tabell 2-1. Oppsummering av utfordrende parametere og potensiell utlekking for de største avfallsfraksjonene som går til deponi for inert og ordinært avfall.

Avfallstype/fraksjon	Utfordrende parametere	Potensiell utlekking	Kommentar
Forurensset jord	Metaller: Zn, Cu, Pb, Cd, Hg, As, Ni, Cr Organiske miljøgifter: PCB, olje komponenter, klorerte forbindelser, PFAS For urban forurensning: Zn, Cu, Pb, PAH-forbindelser	Utlekking vil styres av hva som er til stede og mobilitet av forurensningen (pH, innhold av organisk materiale, finstoffinnhold)	Hvilke parametere som vil være utfordrende er avhengig av kilden til forurensning. Se Miljødirektoratets faktaark M813 (Miljødirektoratet, 2017) for mer informasjon om forurensning knyttet til ulike bransjer.
Forurensset sediment	Metaller: Cu, Zn, Pb Organiske miljøgifter: TBT, PAH-forbindelser	Utlekking vil styres av hva som er til stede og mobilitet av forurensningen.	Landkilder vil også kunne påvirke sjøbunn. I tillegg er bunnstoff på båter en viktig forurensningskomponent i nærheten av verft, havner og småbåt-havner. NGI (2021a) oppsummerer konsentrasjoner av miljøgifter i sedimenter i indre Oslofjord.
Syredannende berg	Lav pH grunnet syredannings-reaksjoner. Metaller: U, As, Al, Cu, Cd, Ni, Zn	Sur avrenning mobiliserer metallene (As, Al, Cd, Cu, Ni, Zn). Uran mobiliseres også ved nøytral pH.	Alunskifer fra Oslofeltet og sur gneis er spesielt utfordrende fraksjoner. Fagrapport om håndtering av potensielt syredannende svartskifer (NGI, 2021b; M-2105) omfatter karakterisering av svartskifer fra Oslofeltet.
Betong, tegl	Metaller: Pb, Cd, Hg, As, Ni, Cu, Cr (VI), Zn Organiske miljøgifter: PCB	Cr (VI)	Krominnholdet er knyttet til innholdet av sement. PCB forekommer i fuger og materialer for overflatebehandling.
Bunnaske	Metaller, spesielt Cu, Zn, Pb	Klorid, sulfat, løst organisk materiale, Sb Noe utlekking av As, Cd, Hg, Ni, Pb og Zn forventes også.	Se også earthresQue-rapport <i>Bunnaske fra avfallsforbrenning: Dagens status og grunnlag for gjenvinning</i> (earthresQue, 2023)

Avfallsforskriften åpner for at stabilt, ikke-reaktivt farlig avfall kan samdeponeres med ikke-farlig avfall på deponi for ordinært avfall. Dette er avfall som har total-konsentrasjoner som gjør at det klassifiseres som farlig avfall, men som likevel ikke har utlekking tilsvarende deponi for farlig avfall.

Tabell 2-2 gir en oversikt og vurdering av fraksjoner som blir vurdert å være stabilt, ikke-reaktivt farlig avfall, som i dag deponeres på deponi for ordinært avfall samt en vurdering basert på type avfall. For en mer detaljert vurdering av disse avfallsfraksjonene henvises til rapporten [Stabilt, ikke-reaktivt farlig avfall: Vurdering av stabilt, ikke-reaktivt farlig avfall for deponering på deponi for ordinært avfall](#) (NGI, 2020).

Tabell 2-2. Oversikt over fraksjoner som er deponert som stabilt, ikke-reaktivt farlig avfall med EAL koder ved ordinære deponier (gjennomsnitt for perioden 2016 til 2018 i tonn/år) (NGI, 2020)

Avfallstype/fraksjon	Gjennomsnitt deponert 2016-2018 (tonn/år)	Utfordrende komponenter og potensiell utlekking	Kommentar
EAL 170605, EAL 170601 Asbestholdige byggematerialer og isolasjonsmaterialer	14 289	Inert, forventet lav utlekking.	Inneholder avfallet andre miljøgifter må dette vurderes særskilt.
EAL 120116 Avfall fra sandblåsing som inneholder farlige stoffer	5 529	Høyt innhold av metaller: Zn, Cu, Pb, Cr, Ni Potensiell utlekking: svært pH avhengig. Lav utlekking ved nøytral pH.	Fjerning av overflatebelegg, vedlikehold av metalloverflater (rust, gammel maling). Stor usikkerhet pga. begrenset dokumentasjon av utlekking.
EAL 170503 Jord og stein som inneholder farlige stoffer.	98 303	Kan ha stor variasjon i innhold og utlekkingsegenskaper. Kan inneholde organiske miljøgifter. I kombinasjon med forhøyet utlekking av DOC, kan dette gi en mobilisering av miljøgiftene.	Avhengig av forurensningskomponenter og jordtype. ANC bør inkluderes.

2.3 Sige vann fra norske avfallsdeponier

Sige vann fra deponier inneholder en rekke kjemiske forbindelser som næringsstoff, spesielt ammonium, metaller, organiske forbindelser inkludert miljøgifter, suspendert stoff, foruten andre ioner som natrium, klorid, sulfid, bikarbonat som bidrar til en høy elektrisk ledningsevne (Kjeldsen m.fl. 2010, Öman m.fl. 2000, NGI 2012). Noen stoffer er lite oppløselige i vann og festes til partikler som også kan fraktes ut av deponiet med sige vannet. Partikulært bundet forurensning er ikke alltid lett å påvise i vann, men påvises i sediment i kummer og dammer nedenfor deponiet.

2.3.1 Aktive deponier sammenlignet med nedlagte deponier

Det er naturlig å se på aktive deponier og nedlagte deponier hver for seg, fordi utlekkingen for de fleste deponier vil avta med tiden. Mange deponier ble lagt ned som følge av innføringen av deponidirektivet i 2002, fordi de ikke overholdt kravene som var satt i direktivet. Mange av disse deponiene har ikke sige vannsoppsamling, og vil være diffuse kilder til utslipp av sige vann til miljøet. Deponier som er avsluttet etter at deponiregelverket trådte i kraft, har krav til en etterdriftsperiode på minimum 30 år. Denne perioden inkluderer også overvåking av sige vann.

Mange **nedlagte** deponier som nå befinner seg i etterdriftsfasen har mottatt blandet avfall med relativt stor andel organisk stoff foruten ulike avfallsfraksjoner som i dag sorteres bort (plast, papir, metaller, gummi, glass, elektroavfall, miljøfarlig avfall). Avfallsets sammensetning og alder preger sige vannet. Typisk sige vann vil inneholde

varierende mengde organisk stoff (uttrykt som KOF (kjemisk oksygenforbruk), lav eller variabel BOF (biologisk oksygenforbruk)), mye redusert nitrogen (ammonium), mye jern og mangan, en del øvrige metaller, spesielt Cu og Zn og en del miljøgifter i relativt lave konsentrasjoner (se også kapittel 2.3.2). Datagrunnlaget over utslipp av miljøgifter er begrenset, og kunnskap om nyere miljøgifter, f.eks. PFAS vil være mangelfull. Over tid vil en del stoff vaskes ut og lett nedbrytbart organisk stoff omdannes til metan eller frigjøres i sigevannet. Mangel på bunntetting, drenering og toppdekke kan også prege sigevannets mengde og innhold av miljøfarlige stoffer. Typisk vil sigevannet være påvirket av nedbør og snøsmelting, og flere steder vil også sigevannet være påvirket av andre aktiviteter i området.

For **aktive deponier** er det krav til utsortering av en rekke avfallsfraksjoner slik at det som deponeres har lavt organisk innhold og mindre miljøskadelige forbindelser enn det som tidligere ble deponert. Fortsatt vil det være en andel organisk stoff, men mindre nedbrytbart siden for eksempel matavfall, park- hageavfall og papir ikke deponeres. Andelen mineralsk materiale er høy. Sigevann vil ofte ha høyt innhold av salter, suspendert stoff, KOF, nitrogen og metaller. Innhold av miljøgifter er typisk lavere enn for deponier med blandet avfall. Se kapittel 2.2 for oversikt over utfordrende parametere og potensiell utlekking i dagens avfallsfraksjoner. Deponering bør skje i avgrensede celler som tildekkes undervegs. Det gir ulike typer sigevann i forskjellige celler, men om det ikke er krav til separat behandling, er det praksis å samle sigevannet fra ulike celler til felles behandling. En viktig forskjell er at aktive deponier forventes å ha god beskyttelse mot nedbør og innlekking som fortynner sigevann i forhold til nedlagte deponier.

2.3.2 Sigevannssammenstilling 2006-2010

NGI (2012) gjorde en sammenstilling av data fra aktive og nedlagte deponier på oppdrag fra Miljødirektoratet. I sammenstillingen ble innrapporterte data fra databasen *Forurensning* sammenstilt for å se på sigevannsutslipp fra aktive deponier og deponier i etterdrift i Norge. Dataene er fra 132 deponier i perioden 2006-2010. Innrapporterte data vil være heftet med usikkerhet (eksempelvis prøvetaking, kjemiske analyser og rapporteringsfeil). I forbindelse med arbeidet ble det gjennomført en kvalitetssikring av dataene for å redusere andelen ikke-representative data. Sentrale data fra denne sammenstillingen er oppsummert i tabell 2-3.

Tabell 2-3. Gjennomsnittlige sigevannskonsentrasjoner og gjennomsnittlig fluks per deponi, basert på geometrisk gjennomsnitt for aktive deponier og deponier i etterdrift. Data er hentet fra NGI (2012).

Parameter	Aktive deponier		Deponier i etterdrift	
	Gjennomsnitt ¹ (µg/L)	Fluks (kg/år)	Gjennomsnitt ¹ (µg/L)	Fluks (kg/år)
pH	7,2 – 7,4		7,0 – 7,1	
Ledningsevne (mS/m)	272 – 315		197 – 270	
Suspendert stoff	78 000 – 104 500	3 581 – 4 816	46 500 – 88 500	1 229 – 2 804
TOC	130 200 – 164 200	5 059 – 7 765	51 900 – 86 000	2 332 – 3 026
BOF	49 700 – 75 200	1 857 – 3 391	15 800 – 32 300	498 – 1 150
KOF	453 700 – 540 100	14 313 – 25 686	170 300 – 279 700	7 434 – 13 702
Nitrogen	154 600 – 190 100	7 198 – 9 122	68 000 – 96 200	4 206 – 6 165
NH ₄ ⁺	117 000 – 153 000	3 999 – 4 860	68 000 – 87 000	2 034 – 3 921
Fosfor	900 – 1 800	39 – 86	500	17 – 31
Fe	13 900 – 20 300	570 – 1045	13 800 – 28 100	858 – 1603
As	9,4 – 12	0,36 – 0,62	3,9 – 15	0,14 – 0,34
Pb	4,4 – 4,9	0,15 – 0,28	1,9 – 3,5	0,069 – 0,14
Cd	0,2 – 0,2	0,006 – 0,014	0,1 – 0,2	0,004 – 0,008
Cr	31 – 39	1,2 – 2,0	7,1 – 18	0,34 – 0,78
Cu	22 – 30	1,0 – 1,7	6,3 – 9,1	0,3 – 0,8
Zn	95 – 121	4,6 – 11	60 – 74	3,4 – 6,6
Ni	25 – 26	1,1 – 1,8	12 – 16	0,82 – 1,2
Hg	0,03 – 0,04	0,001 – 0,003	0,01 – 0,03	0,0007 – 0,001
Olje	200 – 400	7 – 26	100 – 200	1 – 9
PAH-16	1,4 – 2,0	0,06 – 0,11	0,9 – 2,4	0,02 – 0,13
Bisfenol A	17 – 70	0,42 – 8,9	23,6 – 63	0,002 – 0,33
DEPH	1,9 – 5,0	0,001 – 0,75	0,1 – 21	0,008 – 2,6
Fenoler	3,4 – 26	0,26 – 1,4	0,9 – 11	0,053 – 0,43

1) Geometrisk gjennomsnitt: middel for en tallrekke, hvor alle tallene i tallrekken ganges med hverandre for deretter å finne den n'te roten til dette produktet. Beste framstilling av et "typisk" norsk deponi.

Generelt viser trenden for data fra 2006-2010, at aktive deponier hadde høyere konsentrasjoner av en del komponenter enn det som var registrert ut av nedlagte deponier. I hovedsak slippes det ut relativt store mengder med suspendert stoff, KOF, BOF, TOC, NH₄⁺ og Fe fra norske deponier. Videre viser oversikten at deponier er opphav til utslipp av en rekke miljøgifter (metaller, olje, PAH, ftalater, bisfenol A), men mengden av miljøgifter som årlig slipper ut av deponier er i mange sammenhenger mindre enn andre forurensningskilder til miljøet (basert på data i perioden 2006-2010). De fleste deponier har tatt imot et sammensatt avfall, og deponier vil derfor være en svært heterogen forurensningskilde. For mer detaljert informasjon henvises til rapporten [Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier i Norge](#) (NGI, 2012).

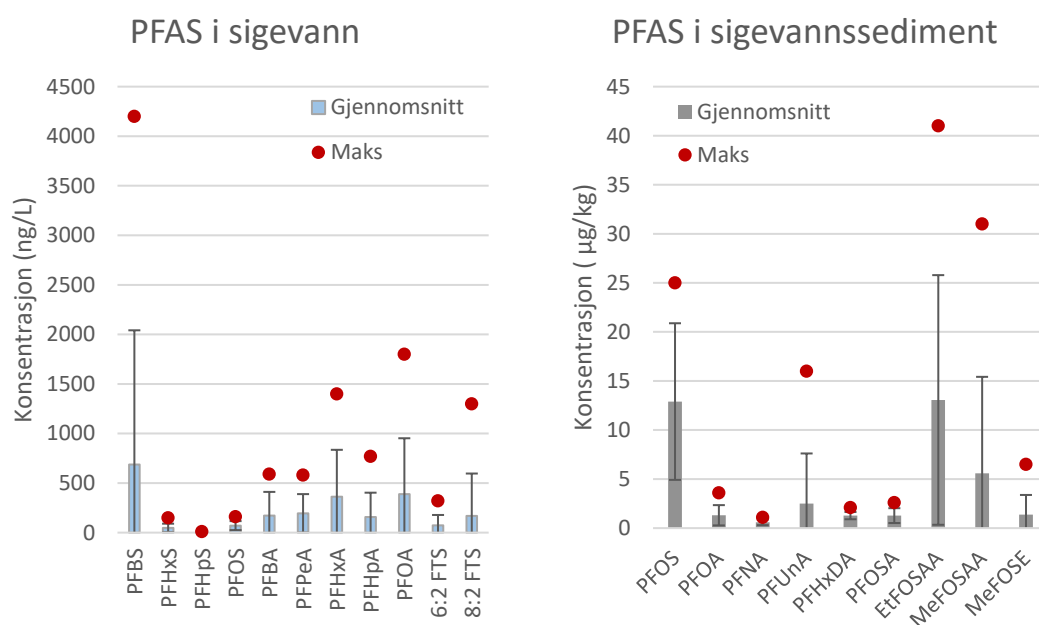
På grunn av usikkerheter knyttet kvaliteten på sigevannsdata i databasen *Forurensning* er det ikke gjennomført en oppdatert sammenstilling av nyere data. Miljødirektoratet jobber med en forbedring av rapporteringssystemet for å heve kvaliteten på framtidige data.

2.3.3 Innhold av PFAS i sigevann

Et aktuelt eksempel på problemstoff i sigevann er stoffgruppen PFAS (per- og polyfluorerte alkylstoffer), som er en rekke forbindelser av fluorholdige stoffer, miljøgifter, som er tungt nedbrytbare i miljøet. For mer informasjon om stoffgruppen PFAS, se [Miljøstatus om PFAS](#).

Knutsen m.fl. (2019) gjorde en studie av PFAS (28 enkeltforbindelser) i sigevann fra 10 deponier som primært har tatt imot husholdningsavfall, se figur 2-2. Resultatene viste at det er relativt stor variasjon i utslippskonsentrasjoner for de ulike deponiene, men generelt slippes det ut mest av kortkjedede PFAS (med mindre enn seks karbon i "halen") i vann, mens sigevannssedimenter inneholder utelukkende langkjedede PFAS (mer enn seks karbonatomer i "halen").

Basert på gjennomsnittskonsentrasjoner av PFAS i undersøkelsen ble årlig utslipp av PFAS til vannmiljø fra alle deponier i Norge stipulert til ca. 17 kg PFAS. Dette estimatet benytter sigevannsmengde fra alle aktive norske deponier (10 mill. m³, hentet fra NGI, 2012).



Figur 2-2. PFAS i sigevann (venstre) og sigevannssediment (høyre) fra 10 norske deponier for husholdningsavfall. Figuren viser de forbindelser det er påvist mest av i prøvene (figur er basert på data fra Knutsen m.fl., 2019).

Utfordringen med PFAS er at forbindelsene ikke brytes ned under naturlige forhold, og at det vil skje en opphopning av stoffene. Derfor er det en målsetning med lavest mulig utslipp til miljøet. Hvis det påvises PFAS-konsentrasjoner i sigevannet må dette følges opp med undersøkelser for å kartlegge kilde, utslippsmengder, behov for tiltak og behov

for tillatelse til utslipp fra miljømyndighetene. PFAS anbefales som en parameter som bør overvåkes i sigevann se forslag til hvilke PFAS som anbefales inkludert i kap. 7.2.2)

2.4 Utslipp av sigevann til resipient

Sigevann slippes enten ut til overflatevann (ferskvann eller kystvann), til kommunalt avløpsrenseanlegg eller til terreng for infiltrasjon til grunnvann. Det foreligger ingen miljøkvalitetsstandard (grenseverdi) for sigevann spesielt. En viktig del av å vurdere hva som er akseptabelt sigevannsutslipp er derfor å se på aktuelle resipienter, og vurdere sigevannsutslipp i resipientene for hvert enkelt deponi. Nasjonalt er det også ulike miljømål for forskjellige stoffer. Miljødirektoratet har utarbeidet en nasjonal liste, [Prioritetslista](#), som ikke må forveksles med de prioriterte stoffene i vannforskriften. Bruk og utslipp av stoffer på den nasjonale Prioritetslista skal fases ut.

Generelt gjelder at utslipp av miljøgifter og andre stoffer som utgjør en fare for mennesker og miljø, reduseres så mye som mulig med tilgjengelige renseteknikker, jf. den norske [Prioritetslista](#). Videre har vannforskriften to lister med miljøgifter (prioriterte og vannregionspesifikke stoffer), hvor tilførselene skal reduseres, og for utvalgte stoffer kreves stans eller utfasing av utslipp. Med utgangspunkt i vannforskriften og naturmangfoldloven, gis det i denne rapporten (kapittel 3 til 5) anbefalinger for hvordan utslipp av sigevann til ulike resipienter bør vurderes. Sentralt i vurderingene er tilgjengelige grenseverdier i aktuelt lovverk. Grenseverdiene kan benyttes for å vurdere om konsentrasjonsnivåene i sigevannet er akseptabelt. Grenseverdier i vannforskriften er gitt i [M-608](#) og [Klassifiseringsveilederen](#). Miljømålet i vannforskriften er at minimum god økologisk og kjemisk tilstand skal oppnås. For miljøgiftene i vann og sedimenter, skal konsentrasjonene være under klasse II og øvre klassegrense III.

Eldre deponier har vanligvis ingen bunntetting og sigevann strømmer ut i lavpunkt eller blandes med grunnvann. De hydrogeologiske forholdene på stedet og hvordan deponiet er lokalisert påvirker mengde og spredningsmønster av sigevannet. Dersom deponiet ligger i umettet sone vil noen forurensninger kunne holdes tilbake eller brytes ned, mens andre transporteres videre og kan forurense grunnvannet.

Der hvor deponier er anlagt i en forsenkning, for eksempel en bekkedal og det ikke foreligger bunntetting er det ofte anlagt en drenering eller kulvert for bekkevann. På grunn av stor overlaster av deponerte masser, er sannsynligheten stor for at denne type rør er ødelagt. Disse vil derfor ofte fungere som en drenering av sigevann.

Dersom sigevannet fra eldre deponier kan samles opp ved avskjærende grøfter, via gamle drensløp eller via pumping av forurenset grunnvann, er det mulig å behandle sigevannet.

2.5 Avbøtende tiltak for hindring av sigevannsdannelse

Det er viktig å ha en lavest mulig mengde sigevann å rense. Reduksjon av inntrengende vann er viktig for å redusere utvasking av forurensninger. For å redusere dannelsen av sigevann, er det viktig at tiltak gjennomføres for å redusere inntrengingen av nedbør, overvann eller grunnvann inn i deponiet. Det viktigste tiltaket vil normalt være å etablere en tilfredsstillende og robust bunn-, side- og topptetting (se kapittel 2.5.1), i tillegg til optimalisert deponiutforming og tiltak for å avskjære overflatevann/grunnvann (se kapittel 2.5.2). Ved etablering av nye deponier skal det tettes mot innlekking av grunnvann fra bunn og sider. Dette vil redusere sigevannsdannelsen samtidig som det også hindrer utlekking av forurenset sigevann til omgivelsene.

For eldre deponi med høy andel organisk materiale, kan tilførsel av noe vann ansees som nødvendig for å fremme en kontrollert nedbryting av organisk materiale og en sakte utvasking av de løselige komponentene. Disse prosessene er med på å stabilisere avfallet som ligger der. Dette medfører økt sigevannsmengde og krever god kontroll på vannet med økt behov for rensing. I normalfall vil imidlertid målsetningen være å redusere sigevannsmengden i størst mulig grad.

2.5.1 Topptetting

Avfallsforskriften kap. 9 regulerer deponering av avfall. Forskriften setter ikke spesifikke krav til etablering av topptetting etter at deponiet er avsluttet, men det står at *Det kan settes krav om topptetting dersom det anses nødvendig å forebygge sigevannsdannelsen* (avfallsforskriften, kap. 9, vedlegg I). I veilederen [TA-1951/2003, Veileder til deponiforskriften](#) (SFT, 2003) gis det anbefalinger om hvordan toppdekket bør bygges opp. For øvrig har også Avfall Norge (2015) utarbeidet en rapport om topptetting av deponier. For en nærmere beskrivelse av de ulike sjiktene i topptettingen henvises til disse rapportene.

Erfaringsmessig har miljømyndighetene satt krav i deponienes tillatelser om at det etableres topptetting av deponiet etter endt avslutning. Det er imidlertid stor variasjon i hvordan kravet er utformet. En kartlegging av status for topptetting på norske deponi i regi av Avfall Norge og earthresQue i 2022, viste at det var store variasjoner i hvordan deponiene var blitt topptettet (Hassel og Fagernes, 2022). Generelt gjelder at det er lite dokumentasjon på topptettingsdesign, benyttet materiale og kontroll av utførelse. Ny kunnskap viser også at kunstig tetningsmembran har en funksjon selv om det ikke er påkrevd iht. SFT (2003). Videre er det liten kontroll på om toppdekket fungerer etter hensikten med tanke på sigevannsdannelse.

En godt fungerende topptetting er sentralt for å redusere dannelsen av sigevann fra deponi. Etablering av et vegetasjonsdekke på avsluttet deponi kan også bidra til redusert avrenning og kombineres med utforming av toppdekke (Kumar m.fl. 2021). Det er derfor viktig at det settes økt fokus på topptettingen og at kunnskap knyttet til topp-tettingsdesign, valg av materialer og robusthet økes, og at veiledningsmaterialet oppdateres.

2.5.2 Øvrige tiltak som kan redusere sigevannsmengde og utslipp

Foruten å etablere tette lag som del av topptetting og derved redusere infiltrasjon, finnes det også andre tiltak som kan redusere vann som infiltreres og danner sigevann.

- Infiltrasjonen i driftsfasen kan begrenses ved at deponering skjer i høyden og ikke på store areal og at midlertidig tildekking i driftsfasen og endelige tildekkingen skjer fortløpende, slik at så små arealer som mulig holdes åpne.
- Overvann og bekker fra omgivelser oppstrøms deponiet med tilrenning mot deponiet avskjæres med grøfter og kulverter og ledes utenom deponiområdet. Dette gjelder også innstrømning av grunnvann.
- Utforming av deponiflaten med en konveks overflate vil fremme raskere og større avrenning enn en flat overflate. En konkav overflate som følge av setninger kan gi vannansamlinger og brudd på tette lag og medføre uønsket infiltrasjon.
- En vegetert overflate vil bidra til økte fordampning og forunsting (evapotranspirasjon) og derved redusere videre vanntransport i grunnen.

3 Vurdering av sårbarhet ved utslipp til ferskvann eller kystvann

Vanndirektivet trådte i kraft i EU i 2000, og gjennom EØS-avtalen har Norge sluttet seg til direktivet. Vannforskriften ble vedtatt i 2007, og skal beskytte vannressursene, samtidig som den sikrer bærekraftig bruk. Miljømålet i vannforskriften er at minst god økologisk og kjemisk tilstand skal oppnås. Den helhetlige og samordna forvaltningen av vann i Norge i dag er basert på vannforskriften. Da sigevannsveilederen ble utgitt i 2005 hadde ikke Norge iverksatt vannforskriften, og koblinger til forskriften mangler i veilederen. I dag er vannforskriften styrende for all forvaltning av vann, og det er da naturlig at håndtering av resipienter/vannforekomster¹ som mottar sigevann følger de rammer som ligger i vannforskriften.

NIVA har tidligere utarbeidet momenter, sårbarhetskriterier, som er viktige for vurdering av vegvann sin påvirkning på resipient under drift og anlegg (Rannekleiv m.fl. 2016). Momentene bygger på vannforskriftens og naturmangfoldlovens prinsipper, og de inngår i Vegdirektoratets Vegnormal N200. Da stoffene og komponentene i vegvann og sigevann kan sammenlignes, samt at avrenning til resipient i stor grad er nedbørstyrt, har vi her valgt å benytte noen av de samme prinsippene for å vurdere sigevannets sin påvirkning på resipient.

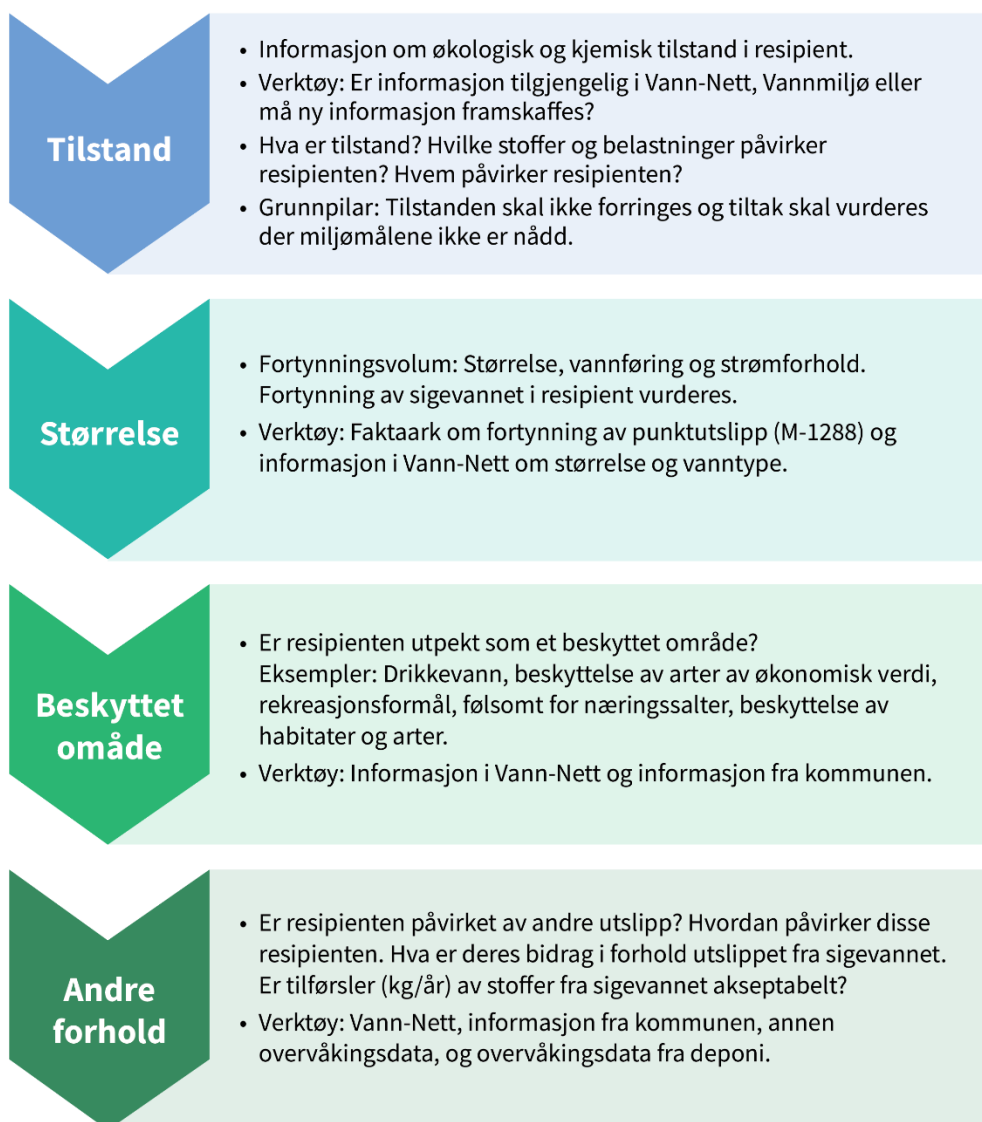
¹ En vannforekomst er en avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel en innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller et avgrenset volum grunnvann i et eller flere grunnvannsmagasin.

3.1 Sårbarhetskriterier basert på vannforskriften

Informasjon om en vannforekomst sin kjemiske og økologiske tilstand, samt karakteristika fra karakteriseringen finnes i [Vann-Nett](#). Resipienten som mottar sigevann, kan finnes via kartløsning i Vann-Nett eller via kjent vannforekomst id. Resultater fra konsentrasjonsmålinger av miljøgifter i vann, sedimenter og biota, samt tilstandsklasser for de biologiske kvalitetselementene finnes i detalj i [Vannmiljø](#). I Vann-Nett vises påvirkninger resipienten utsettes for, f.eks. avrenning fra landbruk, avløp og industri. Dette er nyttig informasjon som gir et mer helhetlig bilde av hva som påvirker resipienten, og som kan forklare den fastsatte økologisk og kjemiske tilstandsklassen i resipienten. I Vann-Nett kan det også finnes overvåkingsrapporter fra resipientene. Dersom overvåkingsdata mangler bør det vurderes om det er behov for å innhente denne informasjonen.

I [Eksempelsamling for tiltaksorientert overvåking](#) (Miljødirektoratet, 2018a) finnes overvåkingseksempler i resipienter påvirket av miljøgifter, næringssalter og organisk belastning.

Sårbarhetskriteriene gitt i kapittel 3.1.1-3.1.3 nedenfor gir viktig informasjon om vannforekomsten, og sammen med vannfaglig skjønn er dette kriterier som bør vurderes i vannforekomster som mottar utslipp av sigevann. Kriteriene som vurderes gir kun et overblikk. For å få et godt bilde på hvor sårbar en resipient er, må mer komplekse utredninger gjennomføres. Vurderingene gjennomføres med mål om å belyse om tiltak er nødvendig for å redusere sigevannets påvirkning i resipienten. Overordnet metodikk er vist i figur 3-1, og utfyllende vurderinger av kriteriene er gitt i kapittel 3.1.1-3.1.3.



Figur 3-1. Oppsummert metodikk for sårbarhetsvurdering i henhold til vannforskriften.

3.1.1 Sårbarhetskriterier: Størrelse og vannutskifting i resipient

Fortynningen og spredning av sigevann i en resipient er i stor grad styrt av sigevannets karakteristika (f.eks. temperatur og tetthet), størrelsen (volum) på innsjøen, vannføringen i elva og strømforhold i kystvann. Kystvann anses generelt å kunne fortynne og spre sigevann bedre enn elver og innsjøer. Små innsjøer/dammer, bekker med lav vannføring og kystvann med lang oppholdstid vil ha liten evne til å fortynne og spre sigevannet. Bekker uten helårs vannføring er spesielt utsatt ved tilførsel av sigevann.

Videre vil temperaturforhold i innsjøer (sommerstagnasjon) og lagdeling (ferskvannspåvirket kystvann) påvirke mulighet for fortynning og spredning av sigevannet i

resipienten. I elver/bekker vil fortynning og spredning av sigevann være betydelig større under flom (vår og høst) enn under sommeren med lav vannføring.

Plassering av sigevannets utslippsrør i resipienten vil også påvirke fortynningen og spredningen av utslippet. Utslippsrør som er dykket (plassert under vannoverflaten) gir betydelig bedre fortynning og spredning, enn utslippsrør i vannoverflaten.

Konsentrasjoner av stoffer i sigevannet bør vurderes i forhold til grenseverdier gitt i vannforskriften (se [M-608](#) og [Klassifiseringsveilederen](#) eller PNEC (predicted no-effect concentration) fra andre troverdige kilder (f.eks. [ECHA](#) eller [Norman-Network](#)) når grenseverdier til stoffer mangler i vannforskriften. En trinnvis tilnærming for vurdering av konsentrasjoner av stoffer i sigevann er vist under:

Trinn 1 - Konsentrasjoner av stoffer i sigevannet sammenlignes med AA-EQS² og MAC-EQS³. Er konsentrasjon under AA-EQS og MAC-EQS, vil miljømålet i vannforskriften være tilfredsstilt mht. dette stoffet. Er konsentrasjoner i sigevannet høyere enn AA-EQS eller MAC-EQS, gå til Trinn 2.

Trinn 2 – Krav til fortynning (F) av sigevann i resipient beregnes (ofte kalt primærfortynning), slik at konsentrasjonene blir lavere enn AA-EQS og MAC-EQS. Konsentrasjon av stoff i sigevann (C_{stoff}) deles på AA-EQS og MAC-EQS for å beregne hvor mange ganger konsentrasjonen av stoffet i sigevannet må fortynnes (F) for at konsentrasjon i resipient blir lavere enn AA-EQS og MAC-EQS.

$$F = C_{\text{stoff}} / \text{AA-EQS og } C_{\text{stoff}} / \text{MAC-EQS}$$

Bakgrunnskonsentrasjoner i resipient kan vurderes å legges til. For innsjøer og kystvann mangler ofte konsentrasjonsmålinger i vann. I elver er de fleste konsentrasjoner godt under AA-EQS. Det understrekes at for metaller er AA-EQS og MAC-EQS gjeldene for biotilgjengelig fraksjon. I praksis betyr dette ofte metallkonsentrasjoner i filtrerte vannprøver (0,45 µm). I sigevann måles ofte totaltoppsluttete vannprøver hvor både løste og partikulært bundne stoffer inngår i analysen. Konsentrasjoner av metaller i ufiltrert sigevann vil i de fleste tilfeller være betydelig høyere enn i filtrert sigevann.

Trinn 3 – Vurder antatt fortynning i resipient. Som hovedregel bør det gjøres en stedsspesifikk vurdering av fortynning. Det er utarbeidet en rekke ulike modeller for beregning av fortynning og spredning av avløpsvann i resipient. De fleste rådgivere kan gjøre slike beregninger. Stedegen informasjon om sigevannets karakter (f.eks. fluks, tetthet og dimensjoner på avløpsrør) og resipient (f.eks. saltholdighet, strømdata og temperatur) må innhentes. Dersom dette ikke er mulig, kan man vurdere å benytte tommelfingerregler for fortynning. Et generelt estimat for fortynning (F) i resipienter er vist under:

² AA-EQS: Årlig gjennomsnitt, er ment å gi beskyttelse for kronisk eksponering.

³ MAC-EQS: Maksimal verdi, er ment å gi beskyttelse for akutt eksponering

- Utslipp til innsjø, 10 - 30 x fortynning. Dersom utløpet ligger i overflaten, bør laveste fortynning benyttes.
- Utslipp til kystvann, 10 - 100 x fortynning. Dersom utløpet ligger i overflaten, bør laveste fortynning benyttes.
- Utslipp til elv (bekk), her kan maksimum fortynning (F_{maks}) beregnes etter følgende formel:

$$F_{\text{maks}} = Q_{\text{Elv (bekk)}} / Q_{\text{sigevann}} \text{ hvor } Q \text{ er fluksen (L/sek) i elv (bekk) og sigevann}$$

Informasjon om vannføring i elv kan hentes fra [Nevina](#) hos NVE.

Videre kan konsentrasjonen i elv/bekk (C_{Resip}) som følge av et utslipp av sigevann beregnes etter følgende formel:

$$C_{\text{Resip}} = (C_{\text{Sigevann}} + F_{\text{maks}} * C_{\text{Bakgrunn}}) / (1 + F_{\text{maks}}),$$

hvor C_{Sigevann} er konsentrasjon av stoff i sigevann, C_{Bakgrunn} er bakgrunnskonsentrasjon i elv (bekk) og F_{maks} er maksimum fortynning

Vurdering av tilførsler (kg/år) fra sigevann til resipient er nevnt i kapittel 3.1.4. Utslipet av miljøgifter bør begrenses så mye som mulig.

3.1.2 Sårbarhetskriterium: Økologisk og kjemisk tilstand i resipient

Bakgrunnsinformasjon om resipienten som mottar sigevann må innhentes i [Vann-Nett](#). Her bør informasjon om økologisk og kjemisk tilstand, samt annen relevant informasjon som f.eks. vanntype, strømforhold, dybde, størrelse, påvirkninger og tiltak skaffes til veie. Ytterligere og mer detaljert informasjon om tilstandene til kvalitetselementene finnes i [Vannmiljø](#). Informasjon om påvirkninger som eutrofiering, forsurening, organisk belastning og miljøgiftpåvirkning vil være spesielt aktuelt i resipient som mottar sigevann.

For kategorien **Resipienter som er i moderat eller lavere økologisk tilstandsklasse og ikke god kjemisk tilstand** er det viktig å merke seg følgende:

- Resipienter som er i *moderat økologisk tilstand eller dårligere*, skal i henhold til vannforskriften ikke belastes ytterligere, hverken fra sigevann eller andre påvirkere. Dette inkluderer vannregionspesifikke stoffer, næringssalter, forsurelingsparametere og stoffer som medfører organisk belastning.
- For resipienter som er i *ikke god kjemisk tilstand*, disse skal ikke belastes ytterligere med prioriterte stoffer som er årsak til at miljømålet ikke oppnås.

Generelt gjelder at for alle resipienter hvor ikke miljømålene er oppnådd, skal tiltak vurderes. Bidraget fra sigevannet må ses i forhold til andre kilder. Eventuelle tiltak må vurderes ut fra et samfunnsøkonomisk perspektiv og gjennomføres der de bidrar til forbedring av tilstanden. Utarbeidelse av et forurensningsregnskap bør vurderes i forbindelse med valg av tiltak for sigevannshåndtering, hvor alle relevante kilder identifiseres og kvantifiseres.

For resipienter som er i god eller bedre tilstand og som ikke er nær forringelse av miljømålene, vil sårbarhet mot forringelse av miljømålene være mindre enn eksemplene nevnt ovenfor. Vannfaglig skjønn benyttes og føre-var-prinsippet bør legges til grunn for å vurdere om sigevannsutslippet er akseptabelt.

3.1.3 Sårbarhetskriterium: Beskyttet område iht. vannforskriften

I vannforskriften kan områder i en resipient være utpekt som et **beskyttet område**. Dette omfatter områder utpekt/tiltenk som:

- Drikkevann
- Beskyttelse av økonomisk betydelige akvatiske arter
- Rekreasjonsformål (f.eks. badestrand og sportsfiske)
- Følsomt for næringsstoffer
- Utpekt til beskyttelse av habitater og arter

For hver enkel resipient finnes informasjonen i **Vann-Nett**, eventuelt bør kommunen kontaktes for mer detaljert dokumentasjon. Dersom sigevann berører ett eller flere beskyttede områder i en resipient, bør informasjon om eventuell påvirkning innhentes.

3.1.4 Andre påvirkninger i en resipient

Informasjon om hvorvidt resipienten som mottar sigevann er påvirket av andre utslipp bør innhentes fra **Vann-Nett** og annen lokal kunnskap. En resipient som er utsatt for andre tilsvarende påvirkninger som finnes i sigevannet, vil generelt tåle mindre enn de som ikke har andre utslippskilder. Selv om kunnskap om samvirkende effekter er mangelfull, kan resipienter som utsettes for andre påvirkninger som f.eks. miljøgifter, forurensning, næringssalter, organisk belastning eller fysiske inngrep være mer sårbare og tåle mindre enn resipienter med færre påvirkere. Det overordnede miljømålet i henhold til vannforskriften vil være minst god økologisk og kjemisk tilstand, uavhengig av antallet påvirkere til en resipient.

Informasjon om andre påvirkere i resipienten bør innhentes og vurderes i et helhetlig forurensningsregnskap. Dette er spesielt viktig med tanke på tilførsler av stoffer (kg/år) og eventuelle tiltak. For miljøgiftene er hva som kan aksepteres av tilførsler sterkt avhengig av hvilket stoff som tilføres. Miljøgifter som ikke brytes ned/brytes sakte ned (persistente), har høy toksisitet og/eller bioakkumuleres i næringskjeden bør, så langt som mulig, ikke tilføres vannmiljøet.

3.2 Sårbarhetskriterier basert på naturmangfoldloven

I prinsippet anses alt ferskvann og kystvann som sårbart for ett eller flere av stoffene som kan forekomme i sigevann.

Økte tilførsler av næringssalter påvirker planter og dyr som lever i vann, og kan føre til endringer i artsantall og artssammensetning, i verste fall bortfall av arter, se indekser for biologiske kvalitetslementer utarbeidet for å vurdere påvirkning iht. vannforskriften (Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018). Miljøgifter har toksiske effekter på dyr, alger og planter. Tilførsel av partikler og finmateriale kan medføre tildekking av sediment og bortfall av flora og fauna som lever på bunnen. Slike tilførsler kan også virke sammen, og forsterke effektene. Kunnskap om hvilke konsentrasjoner, mengder og varighet av ulike stoffer i sigevann som har innvirkning på vannmiljøet og ulike ferskvanns- og marine arter, er imidlertid generelt mangelfullt.

Vi anbefaler derfor at man bruker en føre-var tilnærming og baserer sårbarhetsvurderingen på om det forekommer viktige arter og naturtyper i den berørte vannforekomsten. Naturmangfoldloven (NML) som regulerer forvaltning av arter, naturtyper og økosystemer er et sentralt utgangspunkt for å vurdere dette.

Med *viktige arter* menes truede og nær truede arter i henhold til Rødlista for arter ([Artsdatabanken](#)) og arter av nasjonal forvaltningsinteresse ([Arter av nasjonal forvaltningsinteresse](#)). Sigevann med høyt innhold av næringssalter kan føre til bedre forhold for tolerante arter, deriblant noen fremmede arter ([Fremmedartslista 2018](#)). Eksempler på tolerante arter er lurv i kystvann, og vasspest i ferskvann. Vasspest er også en fremmed art. Begge nevnte arter kan fortrenge andre arter.

Med *viktige naturtyper* menes truede og nær truede naturtyper i henhold til rødlisten for naturtyper ([Artsdatabanken](#)), utvalgte naturtyper (dvs. naturtyper med særskilt vern, jfr. NML og DN 2011), og naturtyper som er foreslått prioritert for kartlegging (Velle m.fl. 2021; Bekkeby m.fl. 2021). Fokus må også settes på ferskvann/kystvann som inngår i verneområder, jfr. Artsdatabanken, økologisk grunnkart ([Økologisk grunnkart fra Artsdatabanken](#)). De mest relevante verneområdene er nasjonalparker, landskapsverneområder, naturreservat og biotopvernområder, samt Ramsar-områder (internasjonale forpliktelser).

Overordnet metodikk er vist i figur 3-2.



Figur 3-2. Oppsummert metodikk for sårbarhetsvurdering i henhold til naturmangfoldloven.

Data for de aktuelle resipientene kan hentes fra flere kilder:

- Artskart ([Artskart fra Artsdatabanken](#)) gir viktig informasjon om forekomst av arter.
- Økologisk grunnkart ([Økologiske grunnkart fra Artsdatabanken](#)) gir informasjon om bl.a. arter, naturtyper, verneområder, typer ferskvann og berggrunn.
- Naturbase ([Naturbase](#)) gir informasjon om verneområder, naturtyper, truede arter, gytetfelt mm.

Naturtypekartlegging i ferskvann ble tidligere utført iht. DN's håndbok 13 (DN 2007), med forslag til revidering i Miljødirektoratet (2015). Kartlagte lokaliteter ble verdisatt etter en inndeling A, B, C, hvor A = svært viktig, B = viktig og C = lokalt viktig. Hvilke kriterier som ble benyttet ved verdisetningen varierer mellom naturtypene. Vurderingene fra naturtypekartleggingen er lagt inn i [Naturbase](#).

All naturtypekartlegging skal nå foregå basert på NiN ([Natur i Norge \(artsdatabanken.no\)](#)). I 2021 ble det utarbeidet en limnisk veileder (Dervo m.fl. 2022a) og metodehåndbok for NiN-kartlegging i ferskvann (Dervo m.fl. 2022b). Tilsvarende metodehåndbok for marine områder er også utarbeidet (Andersen m.fl. 2019). Dataene herfra legges inn i økologisk grunnkart og i Naturbase.

For prioriterte naturtyper i ferskvann og marine områder er det igangsatt et arbeid med å utvikle et system for å vurdere økologisk kvalitet (basert på artsmangfold/naturvariasjon og tilstand) for hver prioritert naturtype (Velle m.fl. 2021, Bekkby m.fl. 2021). Når et slikt system er på plass, bør man vurdere å ta hensyn til dette for vurdering av effekter fra sigevann.

Dersom data viser at resipienten er sårbar iht. NML, dvs. inneholder arter eller naturtyper det skal tas spesielt hensyn til, bør det foretas en vurdering av hvilke effekter det aktuelle sigevannet har/kan ha på disse artene og/eller naturtypene.

Når det gjelder effekter av økte tilførsler av næringsstoffer, organisk belastning eller forsuring kan vannforskriftens indekser for aktuelle organismegrupper benyttes og overvåking i henhold til vannforskriften bør iverksettes. For flere av stoffene som finnes i sigevann, f.eks. ulike miljøgifter, er kunnskapen om effekter på de ulike organisme-gruppene og naturtyper mangelfulle. Her vil det eventuelt være behov for ekspert-vurderinger.

4 Vurdering av sårbarhet ved påslipp til offentlig avløpsnett

Påslipp av sigevann til offentlig avløpsnett kan skape problemer både på ledningsnettet, i renseanlegget og i resipienten som mottar rensert avløpsvann. I enkelte tilfeller kan det være helseskadelig for de som jobber på anlegget og få negativ innvirkning på slamkvaliteten og på resipienten. I tillegg kan påslipp som er mer forurensert enn vanlig kommunalt avløpsvann medføre økte behandlingskostnader for kommunen. Norsk Vann har i sin rapport [Påslipp av avløpsvann fra virksomheter](#) (Lyngstad m.fl. 2017) utredet hvilke problemer som kan oppstå ved påslipp av avløpsvann fra virksomheter i ulike bransjer, inkludert sigevann fra deponier.

Tabell 4-1 gir en oversikt over hvordan ubehandlet og forbehandlet sigevann kan påvirke offentlig avløpsnett og renseanlegg.

Tabell 4-1. Påvirkning av offentlig avløpsnett ved påslipp av ubehandlet eller forbehandlet sigevann.

Parameter	Ubehandlet sigevann	Forbehandlet sigevann*
Nedbørsbestemt sigevannsvannmengde	Fortynner avløp og gjør rensing mindre effektiv	Fortynner avløp og gjør rensing mindre effektiv
Ammonium	Høyt nivå kan være giftig for biologiske prosesser	Avhengig av renseprosess, øker oksygenforbruket
Organisk stoff - BOF	Renses uten problemer	Renses uten problemer
Organisk stoff - KOF	Kan være problematisk å rense – ofte lite nedbrytbart	Kan være problematisk å rense – ofte lite nedbrytbart
Organiske miljøgifter	Ikke vannløselige forbindelser skilles ut i avløpsslam, vannløselige renses delvis eller slippes ut	Avhengig av forbehandling: Ikke vannløselige forbindelser skilles ut i avløpsslam, vannløselige renses delvis eller slippes ut
Jern og mangan	Utfellinger i ledningsnett og påvirker fellingsprosesser	Ikke problem
Øvrige tungmetaller	Skilles ut i avløpsslam	Skilles ut i avløpsslam
Høye saltkonsentrasjoner	Kan påvirke renseprosesser, men oftest godt fortynnet	Kan påvirke renseprosesser, men oftest godt fortynnet
pH	Ikke problem	Ikke problem
Oppløste deponigasser**	Helsefare i avløpskummer nær deponiet, lukt	Ikke problem

*Rensing kan gi reduksjon av en rekke forbindelser, men p.t er det få renseanlegg for sigevann designet for fjerning av spesifikke miljøgifter selv om nivået ofte reduseres.

** Begrenset gassdannelse i dagens aktive deponier, som følge av forbud mot deponering av biologisk nedbrytbart avfall.

Miljømyndighetene regulerer utslipp av sigevann fra deponi på tilsvarende måte som utslipp fra industriaktivitet, dvs. at det settes utslippsgrenser der det er behov for det. Etter [forurensningsforskriften §15A-4](#) kan kommunen stille krav med tilhørende vilkår til virksomhetens påslipp av avløpsvann til offentlig avløpsnett (Lyngstad m.fl. 2017). Dette gjelder både eksisterende og nye påslipp. Kommunens påslippskrav kommer i tillegg til kravene som miljømyndighetene har fastsatt i deponieiers tillatelse. Utslippet fra deponiet skal vurderes og reguleres for å sikre minst god økologisk og kjemisk tilstand i resipienten. I tillegg skal ikke miljømålene forringes.

Kommunens krav vil være begrunnet i at de skal overholde sin egen utslippstillatelse, at avløpsanlegget eller personalets helse ikke skal skades, eller at slambehandlingen ikke skal vanskeliggjøres (Lyngstad m.fl. 2017). Kommunen må ta stilling til hva de kan tillate at virksomheten slipper på deres avløpsledning.

For å begrense påslipp av forurensninger til avløpsanlegget bør følgende to prinsipper legges til grunn:

1. Forurensninger skal i hovedsak stoppes ved kilden.
2. Avløpsanlegget skal betraktes på samme måte som en annen sårbar resipient (vannforekomst) som mottar forurensning fra deponi. Dette innebærer at påslipp av miljøgifter til avløpsanleggene begrenses gjennom tillatelse eller kommunale krav til påslipp for at slammet skal kunne benyttes som ressurs.

Det kan også vurderes å benytte akseptgrenser som ligger innenfor typisk variasjonsområde for avløpsvann dominert av utslipp fra husholdninger (svartvann og gråvann) supplert av akseptgrenser for utslipp av spesifikke miljøskadelige forbindelser. Oslo og Drammen kommuner har grenseverdier for påslipp som omfatter blant annet organisk stoff (BOF, KOF), ammonium eller nitrogen, tungmetaller, suspendert stoff, klorid og olje. Grenseverdier (stoffkonsentrasjoner) må også vurderes mot årlig vannmengde, slik at den totale belastningen (kg/år) kan estimeres. En utslippstillatelse som både setter krav til grenseverdier og vannmengde vil kunne bidra til vesentlig reduserte påslipp på avløpsnett.

Innholdet av miljøgifter (konsentrasjoner) i påslipp bør ikke være høyere enn det som er typisk for spillvann fra husholdninger for å sikre en god kvalitet på slammet. Gjødselfareforskriften har kvalitetskrav med grenseverdier for metallinnhold. I forslag til ny gjødselfareforskrift er det i tillegg foreslått krav til organiske forbindelser som ftalater, PFAS og PCB (Harr 2021), se tabell 4-2.

Tabell 4-2. Foreslåtte krav til innhold av organiske miljøgifter i ny gjødselfareforskrift (Harr 2021). Konsentrasjoner er gitt i mg/kg TS.

Forbindelse	Grenseverdi
DEHP	50
Sum PFOS og PFOA	0,04
PCB ₇	0,04

Bruk av beste tilgjengelige teknikker (*Best Available Techniques* – BAT) til å forebygge og begrense forurensning er et grunnleggende prinsipp. Eksempelvis er større norske biogassanlegg som tar imot slam fra renseanlegg omfattet av BAT-krav for avfallsbehandling. Disse får strenge utslippskrav for sitt rejektivann til kommunale avløpsrenseanlegg og for direkte utslipp til resipient. Det er ikke fastsatt bindende utslippsgrenser (BAT-AEL) for deponier, men dette kan bli gjort gjeldende på et senere tidspunkt.

5 Vurdering av sårbarhet ved utslipp til grunnvann

Gjennom vannforskriften er det definert miljømål for grunnvann som sier at *tilstanden i grunnvann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes og balansen mellom uttak og nydannelse skal sikres med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god kjemisk og kvantitativ tilstand (vannforskriften §6)*. Vannforskriften oppgir **terskel- og vendepunktverdier** for klassifisering av kjemisk tilstand:

Terskelverdier: Viser om grunnvannsforekomsten oppnår god kjemisk tilstand.

Vendepunktverdier: Lavere verdier der en ved overskridelse skal vurdere om grunnvannsforekomsten over tid vil stå i fare for å ikke oppnå god tilstand.

Grunnvann er i enkelte tilfeller resipient for sigevann fra deponier. Dette kan være gjennom diffuse utslipp til grunnvannet fra deponier uten bunntetting, eller når forbehandlet og rensert sigevann infiltreres i umettet sone (fra overflaten ned til grunnvannsspeilet).

Dersom sigevannet inneholder ikke nedbrytbare forurensninger, kan disse før eller senere nå grunnvannet hvis de ikke holdes tilbake i umettet sone. Fortynning reduserer risiko for overskridelse av terskelverdier, men det kan være en utfordring å ta ut representative prøver av grunnvannet nedstrøms deponiet. Fortynningsgrad vurderes ved å analysere for konservative sporingsstoff som klorid eller natrium i sigevann som infiltreres og i grunnvannsprøvene og sammenlikne konsentrasjoner av disse ionene.

Utslipp av sigevann til grunnen tillates ikke innenfor beskyttelsessonene til drikkevannsverk. Grunnvannsforsyning til enkelthusholdninger er utberedt og har ingen krav til beskyttelsessoner, men generelt skal disse ikke forurenses av sigevann. Informasjon om beskyttelsessoner for drikkevannverk og lokale drikkevannsbrønner kan eventuelt foreligge hos kommunen. Videre kan grunnvann også gi store bidrag til overflatevassdrag og må derfor beskyttes mot forurensninger (vannforskriften §6).

For å vurdere grunnvannets sårbarhet må det gjøres en vurdering av den lokale hydrogeologien i området. Det inkluderer en rekke forhold som geologi, dybde til fjell, mektigheten av umettet sone, strømningsretning, variasjon av strømningsretning gjennom året, evt. grunnvannsuttak som benytter grunnvannet nedstrøms infiltrasjonsanlegg eller påvirker strømningsmønsteret, samt avstand til overflateresipient.

Fortynning av sigevann i akviferen⁴ vil være et sentralt punkt for å vurdere tilstanden til grunnvannet og forurensningskonsentrasjon nedstrøms infiltrasjonsanlegget og grunnvann som siger ut i overflateresipient. Det er også viktig å vurdere hvilke forurensninger

⁴ Akvifer er en ansamling av vann i grunnen (grunnvann), i berggrunnen eller sedimentene.

som slippes ut og hvordan disse vil oppføre seg i akviferen, i hvilken grad de vil fjernes fra vannet, og om aktuelle grenseverdier overholdes.

I klassifiseringsveilederen 02:2018 [Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver](#) (Direktoratsgruppen vanddirektivet, 2018), kapittel 10, omtales parametere som skal overvåkes med tanke på mulig trussel mot grunnvannskvaliteten. Valg av parametere er basert på kvalitetskrav til drikkevann gitt i [drikkevannsforskriften](#), hvor flere kan være relevante også med tanke på utslipp av sigevann (nitrogenforbindelser, metaller, klorid og sulfat). Av opplistende stoff vil nivå av ammonium (terskelverdi for grunnvann er satt til 0,5 mg/l) være en utfordring for å tilfredsstille krav til god kjemisk tilstand, dersom sigevannet ikke har en god behandling.

I henhold til [avfallsforskriften kapittel 9, vedlegg III](#), må det før deponiet settes i drift, tas prøver på minst tre steder for å fastsette referanseverdier for framtidige prøvetakinger. I den grad det er mulig, skal det etableres tiltaksgrenser for grunnvann som definerer når en betydelig skadevirkning på miljøet er oppstått.

Det understrekes at kartlegging av grunnvann og grunnvannsstrømning, samt vurderinger av sårbarhet ved utslipp av sigevann til grunnvann krever hydrogeologisk fagkompetanse.

6 Behandling av sigevann

Et system for oppsamling av sigevann består dels av en bunn- og sidetetting som hindrer sigevannslekkasje til underliggende jordmasser og dels av en drenering over tettingen som transporterer bort sigevannet som dannes. Bunnnettingen kan bestå av en naturlig tett jord, f.eks. leire, eller et påført tettlag.

For deponier foreligger det følgende håndteringsalternativer for sigevann:

- Oppsamling, lokal rensing og utslipp til overflatevann
- Oppsamling, evt. lokal rensing og påslipp til offentlig avløpsnett og renseanlegg
- Oppsamling, lokal rensing og infiltrasjon til jord og grunnvann

Det bemerkes at det for mange av de eldre deponiene som ble avsluttet i perioden 1950 – 1990 er hverken naturlig eller kunstig bunnnetting og ofte mangelfull drenering og kontroll på hvor sigevannet tar veien.

Dette kapittelet beskriver alternativer for sigevannshåndtering og hvilke vurderinger som må gjøres for disse. Vedlegg B har utfyllende informasjon om sigevannsrensing.

6.1 Lokale renseløsninger

Lokal rensing med utslipp til nærliggende vannforekomst er den mest utbredte løsningen for sigevannshåndtering i forhold til antall anlegg. Dette omfatter både deponier i etterdriftsfasen og aktive deponier. Resipient omfatter alle typer vannforekomster. Rensekrav varierer en del mellom anlegg ut fra størrelse og geografisk plassering. Rensekrav har vanligvis omfattet reduksjon av jern, organisk stoff, suspendert stoff og til dels ammonium nitrogen og totalt nitrogen. Noen deponier har også krav til spesifikke miljøgifter. Rensekrav kan omfatte både utslippskonsentrasjoner og/eller reduksjon i årlig stofftransport.

6.1.1 Rensemetoder

Sigevannshåndteringen inndeles vanligvis i følgende trinn: oppsamling, utjevning, forbehandling, behandling og etterpolering før utslipp/påslipp til en resipient.

Med strengere krav til fjerning av miljøskadelige komponenter i sigevann er det viktig å forstå i hvilken form de foreligger for å kunne velge passende teknologi. Mineralske og organiske forurensninger kan foreligge bundet til partikler (suspendert stoff) eller oppløst i sigevannet. Forurensninger som kan påvirkes av en biologisk behandling er viktig for valg av metode. Organisk materiale brytes ned til ufarlige stoffer ved hjelp av mikroorganismer i biologiske metoder, mens separasjonsteknikker skiller forurensningene fra vannet for øvrig og omfatter fysisk/kjemiske rensemetoder. Valg av en teknologi eller kombinasjoner gjøres fortrinnsvis ut fra avfallet i deponiet og målte utslipp, lokale forhold (resipientens sårbarhet) og krav til rensing. Tilgang til driftstilsyn er også av betydning for valg av renseprosess. Siden nedbøren som infiltrerer i deponiet vanligvis er viktigste bidrag til sigevannsmengden må renseanlegg for sigevann være robuste for variasjoner i vannmengder og konsentrasjoner.

Biologisk behandling med tilførsel av oksygen er den mest utbredte metoden for sigevannsbehandling, på grunn av effekt på mange miljøskadelige organiske forbindelser, foruten oksidering av ammonium nitrogen (NH_4^+) og redusert jern (Fe(II)). I de fleste tilfeller er biologiske metoder også de mest kostnadseffektive metodene. Ikke alle organiske forbindelser er biologisk nedbrytbare, slik at ytterligere kjemisk og/eller fysisk behandling kan være nødvendig for å oppfylle utslippskrav. Det er også viktig å ta hensyn til årstidsvariasjoner i sigevannsmengde for å optimalisere renseanleggenes virkningsgrad. Dette vil ofte kreve en form for utjamningsbasseng for å redusere variasjon i hydraulisk belastning og forurensningsbelastning til videre rensing.

Det kan forventes at aktive deponier som har mottatt mineralsk avfall (lav TOC, KOF og BOF) vil produsere et sigevann med lavere konsentrasjoner av organisk materiale og nitrogen og være mer dominert av uorganiske parametere som metaller, andre ioner og suspendert stoff. Data tyder likevel på at nivået av organiske miljøgifter og nitrogen kan være et problem selv om TOC-innholdet i avfallet er lavt (NGI, 2012). Det er imidlertid lite tilgjengelig data fra Norge for sigevann fra nyere deponier og deponiceller som ikke er blandet med annet sigevann fra eldre deler av deponiet.

Vedlegg B gir en kort beskrivelse av renseteknologi som er vurdert som aktuelle. En utdypende omtale av renseløsninger og renseprosesser er gitt av Berg m.fl. (2017). I Norge benyttes i hovedsak følgende renseløsninger, enten som fullstendig løsning eller forbehandling før påslipp til offentlig avløpsnett (se også figur 6-1):

- Luftet lagune med sedimentering
- Luftet lagune med sedimentering og våtmarksfilter/biodam
- Luftet lagune med sedimentering og infiltrasjon
- Aktivslamanlegg/sekvensiell batch reaktor (SBR)
- Filtrering i mettet sone (akvifer - uten forbehandling)
- Sedimenteringsdam og våtmarksfilter
- Membranfiltrering/omvendt osmose
- Lufting, kjemisk felling i kombinasjon med lamellseparator
- Kjemisk felling, flokkulering og avvanning med magnetisk partikkelseparasjon

Nedenfor gis det en kort beskrivelse av viktige renseprosesser og egenskaper ved ulike anleggstyper. Tabell 6-1 gir en oppsummering av viktige egenskaper ved ulike renseløsninger.

Ubehandlet sigevann inneholder kjemisk reduserte forbindelser siden det er dannet under oksygenfrie forhold. Ved tilsetning av luft oksideres både uorganiske og organiske forbindelser. Jern og andre metaller felles ut som slam, og det etablerer seg en bakteriekultur som omsetter organisk stoff og næringsstoff. Hovedtypene for biologisk rensing er en suspendert vekst av bakterier som lever fritt i vannfasen, eller fastsittende bakterier på et medium (biofilm).

Tilførsel av oksygen i form av lufting, som i **luftet lagune** med relativt lang oppholdstid (lang slamalder), er en utbredt rensemetode for sigevann i Norge og har vært dominerende løsning i flere tiår. Lett nedbrytbart organisk stoff (BOF) brytes ned og slam fjernes regelmessig fra kummer, bassenger eller dammer. KOF er en større utfordring og vanskelig å fjerne effektivt i slike anlegg. Tilsvarende vil nedbrytning av spesifikke organiske miljøskadelige forbindelser avhenge av nedbrytningsgrad og flyktighet. Noen miljøgifter med alvorlige helse og miljøeffekter er svært persistente, såkalte **POP-er** (Persistente organiske forbindelser). Biologiske renseprosesser i luftet lagune fungerer bedre ved periodisk tilsetning av fosfor (fosforsyre av type industri kvalitet) siden det vanligvis er lite fosfor, men svært mye nitrogen i sigevann.

Aktivt slamanlegg av typen sekvensiell batch reaktor - **SBR** - er en kompakt renseprosess med tilførsel av luft hvor deler av det biologiske slammet resirkuleres. SBR med utvidet oppholdstid er en metode som er mye brukt i Storbritannia og Sverige for sigevannrensing. Utvidet oppholdstid gir bedre rensing av forbindelser som er tungt nedbrytbare, inkludert noen miljøgifter.

En rensemetode som har blitt utviklet og er under utbredelse i Norge de siste 10 årene er **kjemisk felling og flokkulering med magnetisk partikkelseparasjon** (Tarasz,

2022). Metoden fjerner mange forbindelser i sigevann knyttet til partikler som organiske miljøgifter og tungmetaller, men i liten grad nitrogenforbindelser.

Andre fysisk-kjemiske metoder er **membranfiltrering, aktivt kull, skimmer og lamellfortykkere**. Disse er spesielt godt egnet for et sigevann med lavt innhold av organisk stoff og begrensede vannmengder uten store hydrauliske variasjoner. Noen rensemetoder baseres på en separering av forurensinger via membranfiltrering der den rensede fasen (permeat) slippes ut, eller gjenbrukes som prosessvann og konsentratet (retentat) føres tilbake til deponiet via infiltrasjonsbrønner og et fordelingssystem. Deponiet fungerer som en reaktor. Økt tilførsel av væske til deponiet som fordeles godt kan fremskynde nedbrytningsprosesser foruten at noen stoffer holdes igjen i deponiet. Det er imidlertid erfaringer med at returpumping under norske klimaforhold kan øke stoffkonsentrasjoner og volumer av sigevann over tid og det synes derfor som praksisen har avtatt de senere årene. I så fall må permeat leveres til et lovlig mottak.

Bruk av **infiltrasjon i grunnen etter forbehandling** har blitt benyttet i over 40 år for sigevann i Norge. Slike løsninger er i bruk hvor deponier som er plassert på store sand- og grusforekomster som breelavsetninger, og spesielt på nyere deler av deponiet hvor det med bunntetting er mulig å samle opp sigevann og lede dette til rensing. For å beskytte grunnvannets kvalitet (jf. kap. 5) bør forbehandling også omfatte fjerning av miljøgifter i skadelige konsentrasjoner før infiltrasjon tas i bruk som løsning. For å unngå gjentetting på filterflaten er det nødvendig å fjerne partikulært materiale ved sedimentering. Lufting vil også redusere risiko for gjentetting som følge av biologisk vekst. Både lufting og sedimentering vil redusere nivået av miljøgifter før infiltrasjon, men annen teknologi kan også være aktuell for å redusere nivået av miljøgifter.

Rensing i våtmarksanlegg er etablert på en del eldre deponier, enten som eneste rensetrinn etter sedimentering for små deponier, eller som etterpolering etter lufting eller sedimentering. Konstruerte våtmarksanlegg vurderes å være et godt aktuelt alternativ for rensning av sigevann i etterdriftsfasen, forutsatt lave stoffkonsentrasjoner og arealer er tilgjengelig. Det oppnås rensing ved nedbrytning, planteopptak og retensjon for suspendert stoff, organiske forbindelser (olje, PAH, BTEX) og tungmetaller. Behovet for ettersyn er begrenset.

Vanning av **energiskog** (typisk hurtigvoksende selje og vierarter) på avsluttet deponiflate eller nærliggende areal kan gi en god rensing ved planteopptak, binding og nedbrytning av stoff i rotsonen. Sigevannsmengden reduseres ved evapotranspirasjon. Metoden benyttes en del i Sverige og er testet i Norge.



Figur 6-1. Eksempler på renseteknologi for sigevann: A) membranfiltrering, B) luftet lagune med overflatelufter, C) åpen infiltrasjon i sand- grusavsetning, D) SBR med langtidslufting etterfulgt av våtmarksfilter, E) fakultativ biodam og F) våtmarksfilter med takrør. Foto: T. Mæhlum/NIBIO

6.1.2 Aktive og nedlagte deponier – hvilke renseprosesser er egnet

I tabell 6-1 gis det en forenklet vurdering om renseprosesser egnet for aktive og nedlagte deponer. Nedenfor forklares hvorfor det gjøres et skille i valg av teknologi med tanke på deponiets alder. Se også kapittel 2.3.1 for beskrivelse av aktive og nedlagte deponier.

Eldre deponier i etterdriftsfasen er typisk svært heterogene deponier, der det er blitt tatt imot blandet avfall med relativt stor andel organisk stoff. Dette preger sigevannssammensetningen. For nyere deponier tatt i bruk etter at forbudet mot deponering av biologisk nedbrytbart avfall trådte i kraft i 2009 er avfallet mer ensartet, og dette vil prege utlekkingen. Det er likevel ikke så tydelige forskjeller i forekomst av miljøskadelige komponenter mellom de aktive og nedlagte deponiene. Ofte er konsentrasjoner høyere i aktive deponier.

En viktig forskjell som har betydning for rensing, er i hvilken grad en har kontroll på sigevannsmengdene. Sigevann fra deponier med variabel kvalitet på bunn- og toppetting er mer styrt av nedbør og eventuell innlekking av grunnvann enn aktive deponier konstruert etter kravene i avfallsforskriften kap. 9. Mindre vannmengder, mindre variasjoner og høyere stoffkonsentrasjoner vil være gunstig for kompakt prosessteknisk renseteknologi, og spesielt fysisk-kjemiske metoder vil ha bedre funksjonalitet.

Når det gjelder valg av renseteknologi vil det for begge kategorier ofte være behov for et trinn med god oksygentilgang for å oksidere organiske forbindelser, ammonium og metaller som jern og mangan. For aktive deponier som har god kontroll på vannmengder vil det være mer aktuelt å supplere med fysisk-kjemiske metoder som kjemisk felling, membranfiltrering og sorpsjon, som fjerner løste forbindelser. Eksempel på et siste rensetrinn som gir en etterpolering og bedre og mer stabil rensing, er naturbaserte løsninger som dammer, våtmarksfilter, infiltrasjon og energiskog. Dette er imidlertid arealkrevende renseløsninger. Slike metoder forutsetter at nivået av tilførte miljøgifter er lavt siden det etableres økosystemer som kan tiltrekke dyr som kan eksponeres for skadelige forbindelser.

6.1.3 Rensing av miljøgifter

Tabell 6-2 gir en vurdering av renseeffekt for et utvalg metaller basert på en gjennomgang av litteratur oppgitt i Vedlegg B. Per nå er det fortsatt mangelfullt med data for virkningsgrad på spesifikke grupper av miljøgifter for den litteraturen som er undersøkt i dette prosjektet, som i hovedsak er norske og nordiske erfaringer. I rammen av dette prosjektet har det imidlertid ikke vært mulig å gjennomføre en mer omfattende litteraturgjennomgang. Det forventes imidlertid at mange av renseløsningene har effekt på miljøgifter siden slike stoffer enten brytes ned av mikroorganismer aerobt eller anaerobt, fjernes via sedimenter om de er hydrofobe, eller fjernes ved membranfiltrering.

Noen metoder har dokumentasjon på rensing av miljøgifter i den litteraturen som vi har gjennomgått i forbindelse med utarbeidelse av faktagrunnlaget. Tabell 1-1 i vedlegg B oppsummerer data for et utvalg miljøgifter som ofte påvises i sigevann og egnede rensemetoder. Det er viktig å understreke at renseteknologien er i stadig utvikling. Det må gjøres en deponispesifikk gjennomgang av effekt av tilgjengelige rensemetoder basert på forventet innhold i sigevann. Valg av renseteknologi kan derfor ikke gjøres basert på dette faktagrunnlaget alene.

Noen metoder har dokumentasjon på rensing i den litteraturen som vi har undersøkt, for eksempel:

- Partikkelfjerning vil generelt holde tilbake mange metaller, spesielt etter oksidering, og andre stoffer som er bundet til partikler og lite vannløselige.
- Membranfiltrering gi svært god rensing av tungmetaller, olje, BTEX, bisfenol A.
- Sorbenter som aktivt kull (GAC) kan gi høy retensjon av lange PFAS-forbindelser.
- Luftet lagune og våtmarksrensing har god effekt på PAH, BTEX, olje, men begrenset evne til å rense PFAS-forbindelser.
- SBR har god rensing av PAH, klorbenzener, ftalater og bisfenol A.

For fjerning av miljøgifter med ulike kjemiske egenskaper, vil det som for øvrige komponenter være behov for å benytte en kombinasjon av flere ulike rensemetoder. Det må også være løsninger for å håndtere sediment, slam, filter og retentat fra prosesser som konsentrerer stoffene på et mindre volum. For aktive deponier og deponier som ikke har avsluttet arbeid med topptetting kan slikt materiale håndteres innenfor deponiområdet, forutsatt at dette er fraksjoner det er gitt tillatelse til å deponere og de legges under tettlaget. For deponier i etterdriftsfasen er det vår erfaring at det er lite kjent hvor slikt materiale kan leveres. Lokale metoder som øker tørrstoffinnholdet i sediment/slam vil gjøre videre håndtering enklere.

Tabell 6-1. Evaluering av rensemetoder for sigevann – noen viktige generelle parametere. For referanser, se Vedlegg B.

Metoder	Utbredelse Sigevann	Norske erfaringer	Areal- krav	Energi- krav	Kompetanse krav	Kostnad investering	Kostnad drift	Egnethet aktive deponier	Egnethet nedlagte deponier
Biologiske metoder									
Luftet lagune	+++	Ja	++	++	+	+	+	++	++
Aktivslam/SBR utvidet oppholdstid	++	Ja	+	+++	+++	++	++	0/+	+
Biorotor	0	Nei	+	++	++	++	++	0/+	0
Fysisk kjemiske metoder									
Kjemisk felling	+	Ja	+	++	++	+++	+++	+++	+ / ++
Membranfiltrering/Omvendt osmose	++	Ja	+	++	+++	+++	+++	+++	+ / ++
Ionebytting	++	Ja	+	++	++	+++	+++	+++	+ / ++
Luftstripping	+	Ukjent	+	++	++	+++	++	++	0
Filtrering og sorpsjon i reaktive filtre	++	Ja	+	0	++	+++	++	+++	++
Magnetfelling	+	Ja	+	++	+++	+++	+++	+++	+++
Sedimentering	+++	Ja	++	0	0	+	+	++	+++
Naturbaserte metoder									
Våtmarksfilter	+	Ja	+++	0	0	++	+	+	+++
Biodam	+	Ja	++	0	0	++	+	0	+++
Infiltrasjon og akvifer rensing	++	Ja	+++	0	++	++	+	+	+++
Sandfilter	+	Ja	++	+	++	++	++	0/+	0/+
Energiskog	+	Ja	+++	+	++	++	+	++	+++

Evaluering: 0 ukjent/ingen/mangler data, + Lav/Liten, ++ Middels, +++ Høy/stor

Tabell 6-2. Evaluering av rensemetoder for sigevann – effekt på organisk stoff, nitrogen og metaller. Tomme celler indikerer manglende datagrunnlag. For referanser, se Vedlegg B.

Metoder	Organisk materiale			Susp stoff	Nitrogen		Jern og mangan	Tungmetaller
	BOF	TOC	KOF	SS	Total N	NH4-N	Fe, Mn	As, Pb, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Hg
Biologiske metoder								
Luftet lagune (og sedimentering)	+++	++V	++V	++	++	++V	+++	++V
Aktivslam/SBR med utvidet oppholdstid	+++	++	++V	++	++	+++	+++	++V
Fysisk kjemiske metoder								
Kjemisk felling	++	++	++	+++	+	+	+++	++V
Membranfiltrering/omvendt osmose	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Filtrering og sorpsjon i reaktive filtre			+++					
Ionebytting						++		++
Luftstripping					++	++		
Magnetfelling	+	+	+	++V	0	0	++	++V
Naturbaserte metoder								
Våtmarksfilter	++V	++V	++V	++V	++V	++V	+++	++V
Biodam	+V	+	+	+V	+	+	+V	+V
Infiltrasjon og akvifer rensing	++V	++V	++V	+++V	+V	++V	++V	++V
Energiskog	++V	++V	++V	+++V	+V	++V	++V	++V

Evaluering: 0=ingen rensing, + noe rensing typisk 10 - 30%, ++ god rensing, typisk 30 - 75%, +++ svært god rensing, typisk > 75%,

V=varierende som følge av årstider og/eller mellom ulike lokaliteter og som følge av ulike egenskaper til forbindelser i samme gruppe

6.2 Påslipp til offentlig avløpsnett

En stor andel av sigevann ledes til offentlig avløpsnett. Dette omfatter i hovedsak mange av de store bynære deponiene og dermed et fåtall avfallsanlegg, men en stor andel av sigevannsproduksjonen totalt i Norge. Når det gjelder det offentlige avløpsnettets (renseanlegg) sårbarhet som resipient og aktuelle grenseverdier for påslipp er dette omtalt i kap. 4.

Kommunale renseanlegg er ikke designet for å rense sigevann fra deponier med lavt BOF/KOF forhold, mye ammonium og en blanding av miljøskadelige forbindelser, hvor mange er prioriterte stoffer som Norge har forpliktet seg til å stanse utslippene av. Endringer i kjemisk sammensetning over tid og en svært variabel hydraulisk belastning er andre utfordringer som sigevann representerer med tanke på rensing i kommunale renseanlegg.

Tanken bak kravet om påslipp av sigevann kan være for å beskytte lokale resipienter og sikre en behandling der komponenter tas ut av vannfasen som organisk stoff, nitrogen og noen miljøgifter. Det er imidlertid ulemper som gjør at denne praksisen bør revurderes. Komponenter i sigevann kan påvirke renseprosessene negativt, som fortykning, giftige forbindelser, jern og høyt saltinnhold. Miljøskadelige stoffer overføres til avløpsslam eller ledes ut i vannforekomsten sammen med rensed avløpsvann. Slammet tilføres tungmetaller og organiske miljøgifter som gir nedsatt kvalitet i forhold til jordbruksformål ([Gjødselvereforskriften](#)). Det er også usikkerhet om miljøfarlige komponenter som p.t ikke analyseres kan redusere kvaliteten på avløpsslam.

Dagens praksis er at mange av de større deponiene har en forbehandling av sigevannet før det ledes til avløpsnett, som utjevningsbasseng, lufting og sedimentering. Dette sikrer en utjevning i forhold til nedbør og at nivåer reduseres av oksygenforbrukende parametere. Selv om nivået reduseres fjernes ikke alle miljøgiftene gjennom slik forbehandling.

Foruten en tilstrekkelig rensing i forkant av påslipp må også sigevannets andel av de totale vannmengdene til renseanlegget vurderes. Deponisigevann er i hovedsak nedbørs-påvirket og det i seg selv er uheldig for påslipp i forhold til et moderne avløpsnett som er etablert for å unngå overvann og derved sikre en mer stabil hydraulisk belastning.

7 Overvåking av sigevannsutslipp

I henhold til avfallsforskriften kap. 9 (§9-14 og [vedlegg III](#)) skal det gjennomføres overvåking av deponier i driftsfasen og etterdriftsfasen. Overvåkingsprogrammet skal dekke sigevann, gassutslipp og resipient i relevante og representative punkter med en frekvens som gir et best mulig bilde av det faktiske utslippet og miljøpåvirkninger. Overvåkingsprogrammet skal tilpasses lokale forhold (avfall, sigevannssammensetning og resipient) ved det enkelte deponi.

I [sivevannsveilederen](#) fra 2005 (SFT, 2005) er det gitt føringer på hvordan et overvåkingsprogram kan settes opp for å oppfylle kravene satt for overvåkingsprogram i forskriften. Alle deponieiere som prosjektgruppa har hatt kontakt med i løpet av prosjektet, gjennomfører overvåkning av sivevann i tråd med denne veilederen.

Basert på intervjuene som er gjennomført i dette prosjektet (vedlegg D), informasjon innhentet i regi av prosjektet earthresQue og konsulentenes generelle erfaringer kan vi oppsummere følgende erfaringer med overvåkingsprogram for deponisivevann og valg av parametere:

- Aktive deponier og større deponier avsluttet i perioden 1995 – 2010 følger i hovedsak anbefalingene i sivevannsveilederen. Noen deponier har utvidet liste over parametere og inkluderer stoffer som PFAS.
- Mange avfallsdeponier som hadde aktivitet på 1960 til 1980-tallet og som ikke omfattes av utslippskrav fra miljømyndighetene har ingen regelmessig overvåking, eller kun et begrenset utvalgt parametere som overvåkes, i hovedsak karakteriserende parametere.
- Et fåtall deponier avsluttet før 1990-tallet har overvåking av urensset og rensset sivevann samt resipient, og disse følger heller ikke anbefalingene i veilederen på frekvens og parametere. Dette gjelder spesielt for miljøgifter.
- Analyselaboratorier har utviklet pakker for 1- og 5-årige analyser av sivevann og sediment som er gunstig priset i forhold til enkeltanalyser. Mange benytter disse pakkedøsningene for sivevann og sediment med mindre omfattende parametervalg for overvann og resipient (overflatevann og grunnvann).
- I sivevannsveilederen er det spesifisert at analyser av sivevann skal gjennomføres på ufiltrerte prøver. Grenseverdier for metaller i vannforskriften gjelder i hovedsak for biotilgjengelig fraksjon, i praksis vil det si filtrerte vannprøver (0,45 µm). Det er beskrevet lenger ned i rapporten hva som anbefales for ulike prøvetyper, og hvilket formål de ulike prøvene har for å vurdere risikoen som vannet som prøvetas utgjør for naturmiljøet.

Basert på erfaringer med dagens overvåking, endringer i rammebetingelser (bl.a. innføring av vannforskriften) og overvåkingsteknologi, gis det i dette kapitlet en oversikt og anbefalinger knyttet til sivevannsovervåking.

7.1 Formål med sivevannsovervåking

Kartlegging av utslippskonsentrasjoner og nivåer i resipienter som grunnlag for å vurdere utslippsmengder og effekter på naturmiljø er svært viktig. Overvåking gjøres primært for å fremskaffe underlag for å vurdere om deponiet drives i henhold til utslippsvilkår og som grunnlag for å justere utslippsgrensene. Der det er etablert rensing vil overvåkingen av råvann og rensset vann brukes til å forstå prosesser i deponiet som

gir utslipp og vurdering av renseeffekter i forhold til krav. Tabell 7-1 viser formål med ulike aktiviteter som typisk inngår i sigevannsovervåking.

Tabell 7-1. Formål med miljøovervåking av sigevann og vannforekomster tilknyttet avfallsdeponier. Hake viser hvilke vanntyper som omfattes.

Formål miljøovervåking	Sigevann	Overvann	Resipient Grunn- vann	Resipient Overflate- vann
Fremskaffe bakgrunnsverdier før utslipp	✓	✓	✓	✓
Kontroll av forurensningsnivåer med tanke på helse og miljø	✓	✓	✓	✓
Kontroll av utvikling/endringer i deponiet	✓			
Kontroll av stoffmengder før rensing	✓	✓		
Kontroll av om konsesjonskrav er oppfylt	✓			
Funksjonskontroll for lokalt renseanlegg	✓		✓	✓
Funksjonskontroll av ledningsnett/drenering	✓	✓		
Kontroll av lekkasjer av sigevann og om eventuelle lekkasjer har miljøpåvirkning	✓	✓	✓	✓
Grunnlag for tiltak	✓	✓	✓	✓
Variasjoner i grunnvannstand			✓	

Miljøovervåking kan også inndeles i ulike formål etter faser i tid under overvåkingsperioden. Målte konsentrasjoner i forhold til en forventning vil da avgjøre prøvetakingsprogrammets omfang:

<i>Innledende karakterisering</i>	Påviser komponenter i sigevann som kan gi mulige miljøeffekter og gi grunnlag for nivåer bestemt i tillatelser.
<i>Rutineovervåking</i>	Undersøker om utslippskrav for sigevann tilfredsstilles og påviser eventuelle trender.
<i>Avviksovervåking</i>	Gjennomføres når fastsatte grenser for utslippskonsentrasjoner overstiges som grunnlag for tiltak og supplerende overvåking med flere indikatorer.
<i>Vurderingsovervåking</i>	Følger opp påviste endringer i konsentrasjoner og undersøker om effekt av tiltak har ønsket effekt.
<i>Tiltaksrettet overvåking</i>	I henhold til vannforskriften i resipient. Har som hensikt å fastslå tilstand i overflatevann og grunnvann som anses å stå i fare for ikke å nå miljømålene og som grunnlag for eventuelt nye miljøtiltak, og eventuelle endringer i tilstanden som følge av tiltak eller endring i tillatelse

7.2 Anbefalt praksis for prøvetaking av sigevann og resipient

For å sikre at prøvetaking gjennomføres på likest mulig måte, er det viktig at metodikk så langt det er mulig følger etablerte standarder. I det følgende kapittel beskrives anbefalt metodikk for prøvetaking av sigevann og resipient.

Det er utgitt en veiledning til akkreditering av prøvetaking (Norsk akkreditering, 2021). Prøvetaking av sigevann er ikke omfattet av krav til akkreditering, men det gis her råd for å ta ut og håndtere prøver på best mulig måte. Det anbefales å anvende metoder som er utgitt enten i internasjonale, regionale eller nasjonale standarder eller veiledningsdokumenter av anerkjente tekniske organisasjoner, i relevante vitenskapelige tekster eller som produsenten av utstyret har spesifisert. [Standard Norge](#) gir en god oversikt over standardiserte metoder for prøvetaking. Tabell 7-2 gir en oversikt over sentrale standarder for overvåking av sigevann.

Tabell 7-2. Oversikt over sentrale standarder for overvåking av sigevann.

Standard	Referanse
Veiledning i utforming av prøvetakingsprogrammer og prøvetakingsteknikker	NS-ISO 5667-1
Konservering og behandling av vannprøver	NS-EN ISO 5667-3
Veiledning i kvalitetssikring og kvalitetskontroll av miljøprøvetaking og behandling av vannprøver	NS-EN ISO 5667-14
Veiledning i utforming og installasjon av prøvepunkter til grunnvannsovervåking	NS-ISO 5667-22:2010

Sigevann prøvetas både før og etter rensing for parametere som renses. Etter rensing skal det være mulig å prøveta sigevannet før utslipp eller påslipp. Det anbefales at sigevann prøvetas som ufiltrerte stikkprøver (omfatter både løst og partikulært materiale).

For å fange opp mulige miljøskadelige forbindelser som er knyttet til suspendert stoff og sediment prøvetas **sigevannssediment** nærmest mulig deponiet, som rør, kum eller fra basseng/tanker tidlig i en behandlingsprosess. Det benyttes prøvetakere som er tilpasset og tilegnet formålet (unngå kontaminering med utstyr).

Sigevann kan finne nye veier ut av deponiet som følge av endringer i grunnvannsforhold og deponiets utbredelse. Mulige **diffuse utslipp** prøvetas (typisk synlige jernutfellinger) og omfanget av utslippet vurderes for å avgjøre om avbøtende tiltak bør gjennomføres (oppsamling og behandling).

Det anbefales at prøvetakingsprogram også inkluderer **overvann** fra deponiareal i den grad dette kan være forurensset og er tilgjengelig for overvåking. Overvannet antas å være forurensset dersom det pågår avfallsrelatert virksomhet på området, f.eks. gjenbruksstasjoner med midlertidig lagring av avfall, områder for tilrettelegging for

energiutnyttelse, og jordproduksjon med kompostering av park- hageavfall. For avsluttede deponier med et toppdekke av rene masser og vegetasjon i henhold til gjeldende veiledning forventes lite forurensning og da trengs ingen overvåking av overvann.

All overvåking i **overflatevann** bør følge vannforskriftens prinsipper. For resipienter som er påvirket av sigevann benyttes såkalt tiltaksorientert overvåking. Her stilles det krav til plassering og antall prøvetakningspunkter, valg av parametere som skal overvåkes, og prøvetakningsfrekvens. I [Eksempelsamling for tiltaksorientert overvåking](#) (Miljødirektoratet, 2018a) gis en innføring i tiltaksorientert overvåking. Her gis det eksempler fra innsjø, elv og kystvann som i stor grad kan benyttes til utforming av et overvåkingsprogram i resipient som mottar sigevann. Minstekrav i avfallsforskriftens vedlegg III er at overvåkingen av overflatevann skal utføres på to punkter, ett oppstrøms og ett nedstrøms i forhold til deponiet.

Prøvetaking av **grunnvann** bør skille mellom deponier som har tett bunntetting og hvor det ikke forventes utslipp til grunnvann, og deponier som ikke har bunntetting hvor det kan forventes en utslippsfane (plume) av forurenset grunnvann i grunnvannets strømningsretning. For den første kategorien bør brønnene ligge nær deponiet hvor formålet er å påvise eventuelle lekkasjer i tetting. For deponier uten bunntetting som har permeable løsmasser anbefales det å ha flere enn minstekravet tre brønner (en oppstrøms og to nedstrøms deponiet) for å overvåke grunnvannets strømningsretning og hvor stort område som er berørt av utslipp. Fagkompetanse innen hydrogeologi bør vurdere hvor mange brønner som bør inngå i overvåkingen og plassering. Grunnvannsprøver filtreres før analyse da stofftransport i grunnvann i hovedsak forventes å foregå i løst form.

7.2.1 Prøvetyper

Det er ulike prøvetyper som er aktuelle for overvåking av sigevannsutslippet og resipienten nedstrøms. Det gis en kort omtale av prøvetypene under, hensikten med de ulike prøvetypene, samt fordeler og ulemper.

Stikkprøver

Stikkprøver er vanligste prøvetakingsmetode ved overvåking av sigevann og andre vannkvaliteter på deponi. Erfaringsmessig vil stikkprøver over tid gi et relativt representativt bilde av utslippskonsentrasjoner, både variasjoner over døgn, årstider og år. Prøver tas til ulike årstider med ulike vannføringer. Et deponi kan betraktes som relativt stabil enhet, der det skjer variasjoner i utlekking innenfor et stort spenn, men sjelden ekstreme utslipp. Store endringer i redoksforhold kan påvirke utlekking. Det siste kan være en mulig utvikling over tid når lett nedbrytbart organisk materiale er omsatt og oksygen trenger inn i deponiet. En endring fra anaerob/anoksiske forhold til aerobe kan forvente å frigjøre tungmetaller som er bundet til sulfid. En slik utvikling vil fanges opp av stikkprøver.

Blandprøver

Automatisert utstyr for mengde- eller tidsproporsjonal prøvetaking som for eksempel benyttes på kommunale renseanlegg og i industrianlegg er ikke vanlig for sigevannsovervåking av avsluttede deponier, men har en viss utbredelse på aktive større deponier med sigevannsbehandling. Miljødirektoratet har utarbeidet veileder for [industrielle måleprogram](#) for avløpsvann, som omfatter blant annet bruk av blandprøver (Miljødirektoratet, 2013).

Noen deponier overvåkes ved manuelt uttak av en delprøve, for eksempel ukentlig til samme tidspunkt som fryses og samles i en blandprøve. Analyser basert på blandprøver kan gi et riktigere bilde av utslippene, men det har noen betydelige svakheter. For flere viktige overvåkingsparametere kan det skje en endring av prøven ved lagring over tid, som kjemiske reaksjoner, nedbrytning, sorpsjon til emballasje etc. Dette er noe laboratoriene derfor påpeker i sine rutiner i forhold til hvor raskt en analyse bør skje etter prøveuttak.

En optimal prøvetaking omfatter derfor en kombinasjon av blandprøver og stikkprøver for de parametere som ikke tåler lagring. En slik praksis vil være svært fordyrende og kreve mye håndtering med splitting av prøvemateriale. Store deponier som har ansatte med fagkunnskap eller leier inn kompetanse vil kunne håndtere dette. Vår anbefaling er å forenkle prøvetakingen hvor stikkprøver ansees å være tilstrekkelig ved normal prøvetaking av vannkvalitet tilknyttet deponier. Dette fordi overvåking med stikkprøver ved ulike årstider over år vil fange opp variasjoner for den aktuelle årstiden og risikoen for endringer av prøven ved lagring og håndtering er mindre enn ved blandprøver.

Sanntidsovervåking

Innen sensorteknologi har det skjedd en stor utvikling og det er nå mange parametere som kan overvåkes kontinuerlig der resultat kan overføres via digitale løsninger til mobiltelefon og PC med varsler når grenseverdier overstiges. Det er så langt vi kjenner til få deponier som benytter sensorteknologi til annet enn mengdemåling, men vi antar sensorløsninger for kjemiske parametere vil bli mer aktuelt etter som teknologien blir mer tilgjengelig og robust.

Fordelen med sanntidsovervåking er generering av store datamengder der en har mulighet til å se på variabilitet med tid og endringer i forhold (f.eks. nedbør, temperatur eller fysiske endringer på deponiet). Med sanntidsmålinger har en mulighet til å knytte variabilitet i målinger med faktiske hendelser eller episoder. Slike målinger vil derfor kunne gi stor verdi både for oppfølging av tiltak som gjøres på deponiet, samt også for å si noe om totalbelastningen som sigevannet utgjør for resipienten nedstrøms.

Det finnes robuste sensorer tilgjengelige for en rekke parametere. Sensorovervåking av rensert sigevann vil gi mer pålitelige data og kreve vesentlig mindre vedlikehold enn overvåking av ubehandlet sigevann. Flere sensorer kan kombineres i samme enhet (multisensorer). I slik løsninger vil det også være mulig å måle vanntrykk (vannhøyde som grunnlag for mengdemåling) og vanntemperatur.

Følgende parametere kan være aktuelle for kontinuerlig overvåkning av rensset sigevann:

- Vannmengde (vannhøyde som benyttes i vannføringsformel måles med en trykksonde i måleprofil, eller mengdemåler plassert på pumpeledning)
- pH
- Ledningsevne (innhold av løste salter)
- Turbiditet (partikkelmengde)
- Nitrat og ammonium (nitrat måles kun om det er en prosess for nitrifikasjon)
- Oksygen

Passive prøvetakere

For passive prøvetakere har det vært en utvikling med flere robuste løsninger og der laboratorier tilbyr utstyr for utplassering og tilhørende analyser. Vår vurdering er at dette kan være nyttige metoder i forbindelse med innledende undersøkelser for å planlegge eller revidere overvåkingsprogram, der en ønsker å fange opp miljøskadelige forbindelser som ellers er vanskelige å måle i vannfasen eller i sediment. Passive prøvetakere måler biotilgjengelige konsentrasjoner av miljøgifter, og det er den delen som utgjør risiko. Det anbefales ikke at passive prøvetakere benyttes i rutineovervåking som erstatning for uttak av prøver til kjemisk analyse, men som et eventuelt supplement. I [Overvåkingsmetoder for miljøgiftene i vannforskriften](#) gis det en oversikt over hvilke passive prøvetakere som er egnet til overvåking av de ulike vannregionspesifikke og prioriterte stoffene i vannforskriften (Miljødirektoratet, 2018b).

Giftighetstester (toksisitetstester)

For å kunne vurdere hvordan utslipp av sigevann vil kunne påvirke resipient kan giftighetstester utføres. I giftighetstester undersøkes en biologisk respons i en konsentrasjonsserie av sigevann fortynnet i rent vann. Forskjellige testorganismer og biologiske responser studeres i de ulike testene. Testorganismer kan for eksempel være alger, planter, krepsdyr, fiskelarver og/eller bakterier. Responsene (eller endepunktene) vil være kritiske effekter for organismene som dødelighet, vekst eller reproduksjon. Testene som utføres beregner giftigheten til sigevannet.

Erfaringer med giftighetstestene har vist at de kan være vanskelige å vurdere og tolke resultatene. Det er ingen grenseverdi for akseptabel giftighet. I tillegg vil det kunne være flere ukjente komponenter i sigevannet som påvirker endepunktet/responsen. Eksempler på dette er tilstedeværelse av ammoniakk i giftige konsentrasjoner og høyt innhold av partikler som hemmer algevekst. Inntil det foreligger bedre veiledning på tolking av data og sammenstilling av erfaring med bruk av giftighetstester på sigevann, foreslås det at giftighetstester utgår som standard analyser i sigevannsovervåkingen siden nytten er begrenset i forhold til svært høye analysekostnader.

Det kan likevel være aktuelt å benytte slike tester for supplerende undersøkelser der kompetente fagmiljø kan vurdere data. Vedlegg C gir noe informasjon om rapportering av giftighetstester og vurdering av resultater.

Sedimentprøver

Så langt det er mulig tas det ut prøver av sigevannssediment og sedimenter av nærmeste resipient nedstrøms (elv) eller i transekt fra utløp eller i dype tilgrensede egnede områder (innsjø/kystvann). Støtteparametere som TOC-innhold og kornfordeling av sedimentet bør inngå i testprogrammet. Prøvene tas ut samtidig som stikkprøver av sigevann og overflatevann.

7.2.2 Parametervalg

Sigevannsveilederen fra 2005 ble utformet før vannforskriften ble gjort gjeldende i Norge, og den følger derfor ikke dagens praksis som ligger til grunn forvaltning av vannmiljøet. For stoffer som ikke er omfattet av vannforskriften, bør målte konsentrasjoner i sigevann vurderes i forhold til PNEC-verdier. PNEC-verdier for stoffer kan finnes hos [ECHA](#), det Europeiske kjemikaliebyrået. Nettverket [NORMAN](#) har også utarbeidet PNEC-verdier for en rekke stoffer. For plantevernmidler bør miljøfarlighetsverdier (tilsvarer EQS) fra NIBIOs overvåkingsprogram [JOVA](#) legges til grunn. Lista over stoffene som omfattes av vannforskriften endres jevnlig, da ny kunnskap om stoffer innhentes. Det er viktig at lista over stoffer som overvåkes i sigevann revideres jevnlig.

Det bemerkes at dersom det mistenkes at sigevann inneholder andre utfordrende parametere, bør analysen av sigevann og nedstrøms resipienter også inkludere mistenkte parametere og en vurdering oppimot EQS eller PNEC om det er aktuelt.

Dersom stoffer ikke påvises (konsentrasjoner er lavere enn rapporteringsgrense til analyselaboratoriet), eller måles i konsentrasjoner som er betydelig lavere enn EQS eller PNEC, kan videre overvåking og hyppighet revurderes. Det er særlig viktig at laboratoriet som utfører analysene benytter metoder som har rapporteringsgrenser som er lavere enn EQS og PNEC.

Basert på en gjennomgang stoff som foreligger i forhøyede konsentrasjoner i sigevann (jf. Kapittel 2.2 og 2.3) og prioriterte og regionspesifikke parametere i vannforskriften, er det satt opp en oversikt over stoff som anbefales analysert i sigevann (tabell 7-3) og sigevannssediment (tabell 7-4). Forslaget til stoffer på denne lista er basert på gjennomgang av data fra NGI (2012), Økland mfl. (2005), Miljødirektoratets screening-programmer, NIBIOs vurdering av pesticidfunn i landbruket og [Norske Utslipp](#).

Tabell 7-3. Oversikt over anbefalte parametere for sigevann.

Parameter	CAS-nr.	Årsak til overvåking
Karakteriserende parametere		
pH		Feltparameter
Ledningsevne		Feltparameter
Total-nitrogen (tot-N)		Forhøyet konsentrasjon i sigevann. Viktig for resipient (eutrofiering)
Ammonium (NH ₄ ⁺)		Forhøyet konsentrasjon i sigevann, Viktig for resipient (eutrofiering og oksygenforbruk), giftig ved høy pH
Total-fosfor (tot-P)		Normalt lavt i sigevann. Viktig for resipient (eutrofiering)
Alkalinitet (bikarbonat)		Viktig for hvilken form metaller foreligger
Totalt organisk karbon (TOC)		Forhøyet konsentrasjon i sigevann. Forbruker oksygen i resipient
Biologisk oksygenforbruk (BOF)		Kun hvis screening viser høyt BOF. Forbruker oksygen i resipient
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)		Kun hvis screening viser høyt BOF. KOF korrelerer med TOC
Jern (Fe)	Ulike Cas-nr.	Forhøyet konsentrasjon i sigevann. Indikasjon på reduserende forhold. Forbruker oksygen. Analyseres på utfiltrert prøve
Mangan (Mn)	Ulike Cas-nr.	Indikasjon på reduserende forhold
Natrium (Na)	740-23-5	Forhøyet konsentrasjon i sigevann. Mobilt. Brukes som tracer
Klorid (Cl)	168887-00-6	Forhøyet konsentrasjon i sigevann. Mobilt. Brukes som tracer
Miljøgifter		
Arsen (As)	7440-38-2	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften
Bly (Pb)	7439-92-1	Prioritert stoff i vannforskriften
Kadmium (Cd)	7440-43-49	Prioritert stoff i vannforskriften
Kobber (Cu)	7440-50-8	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften
Krom (Cr)	7440-47-3	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften
Kvikksølv (Hg)	7439-97-6	Prioritert stoff i vannforskriften
Nikkel (Ni)	7440-02-0	Prioritert stoff i vannforskriften
Sink (Zn)	7440-66-6	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften
Uran (U)	7440-61-1	Ved mottak av større mengder svartskeer
Alifater (C ₄ -C ₄₀) (total oljehydrokarboner)	Ingen	Forhøyet innhold i sigevann
Benzen	71-43-2	Prioritert stoff i vannforskriften. Inngår i BTEX, brytes raskt ned i vann
Bisfenol A	80-05-7	Vannregionspesifikt stoff ihht. Vannforskriften og ofte påvist i sigevann
Nonylfenoler (4-nonylfenol)	84852-15-3	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram
Oktylfenol 4- (1,1,3,3-tetrametylbutylfenol)	140-66-9	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH ₁₆)	CAS-nr. for de enkelte 16 stoffene	Prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i vannforskriften. Omfatter 16 PAH forbindelser med ulike CAS nr.
Heksaklorbenzen	118-74-1	Prioriterte stoffer i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.
PFAS: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS	Flere CAS	Prioriterte stoff i vannforskriften. Nevnte 20 forbindelser er tatt inn i EUs drikkevannsdirektiv (sum PFAS ₂₀).
Lineære alkylbensensulfonater (LAS)	Ingen	Forekommer i sigevann. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.
Tris (2-kloretyl)fosfat (TCEP)	115-96-8	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.

Tabell 7-4. Oversikt over anbefalte parametere for *sivevannssediment*.

Parameter	CAS-nr	Årsak til overvåking
Arsen (As)	7440-38-2	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften.
Bly (Pb)	7439-92-1	Prioritert stoff i vannforskriften
Kadmium (Cd)	7440-43-49	Prioritert stoff i vannforskriften
Kobber (Cu)	7440-50-8	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften.
Krom (Cr)	7440-47-3	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften.
Kvikksølv (Hg)	7439-97-6	Prioritert stoff i vannforskriften
Nikkel (Ni)	7440-02-0	Prioritert stoff i vannforskriften
Sink (Zn)	7440-66-6	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften.
Alifater (C ₄ -C ₄₀) (total oljehydrokarboner)	Flere CAS	Forhøyet innhold i sivevann.
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH ₁₆)	CAS-nr. for de enkelte 16 stoffene	Prioriterte og vannregionspesifikke stoffer i vannforskriften. Omfatter 16 PAH forbindelser med ulike CAS nr. Tyngre PAH-forbindelser forekommer i sediment
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	117-81-7	Prioritert stoffer i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. Funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.
Polyklorerte bifenyler (PCB ₇)	1336-36-3	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften.
Kortkjedede klorparafiner (SCCP, C10-13)	85535-84-8	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.
Mellomkjedede klorparafiner	85535-85-9	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram
Heksaklorbenzen (HCB)	118-74-1	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram
Pentaklorfenol (PCF)	87-86-5	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram
Dioksiner/furaner	Se fotnote ¹	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.
Bromerte difenyletere	32534-81-9	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.
Heksabromsyklododekan (HBCDD)	Se fotnote i Klassifiseringsveileder	Prioriterte stoffer i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	79-94-7	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram
Tributyltinn (TBT)	36643-28-4	Prioritert stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram.
Trifenyltin	892-20-6, 900-95-8, 76-87-9, 639-58-7	Vannregionspesifikt stoff i vannforskriften. Informasjon om deponert avfall og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram. Analyses med TBT.
DDT (inkl. DDE og DDD)	Se fotnote i Klassifiseringsveileder	Informasjon om deponert avfall, tidligere data og evt. funn i screeninganalyse avgjør om det inngår i overvåkingsprogram. Analyseres ofte med andre klorete forbindelser i pakkeløsninger.

For hvert deponi bør det gjøres stedsspesifikke vurderinger om hvilke stoffer som bør overvåkes i sigevannet. Valg av stoffer må ses i sammenheng med miljøgiftinnholdet i massene som er deponert, tidligere sigevannsdata innhentet og eventuelt mistanke om utslipp av miljøgifter som ikke er omfattet av listen over. Noen stoffer, f.eks. tilsetningsstoffer til plast, vil kunne lekket ut etter en viss tid. Det samme vil også gjelde for en rekke andre materialer som deponeres. Stoffene som inngår i vannforskriften og Miljødirektoratets prioritetsliste endres regelmessig, og ny kunnskap og nye stoffer tilføres listene.

For flere av stoffene er det anbefalt at de inngår i en innledende screening hvor evt. funn avgjør om de videreføres i overvåkingsprogrammet. Analyser av mikroplast i sigevann ble ikke foreslått på nåværende tidspunkt, da analysemetoder er under utvikling og det er funnet lave konsentrasjoner i sigevann i Norden (Praagh mfl. 2018). Når standardiserte analysemetoder er på plass bør det vurderes å analysere konsentrasjoner av mikroplast i sigevann.

7.2.3 Hyppighet for prøvetaking

Ifølge avfallsforskriften kapittel 9, vedlegg III skal prøvetaking av sigevann og gassutslipp og overvåking i resipient foretas i relevante og representative punkter og på tidspunkt og med frekvenser som reflekterer faktiske utslipp og miljøpåvirkninger. I avfallsforskriften kapittel 9, vedlegg III er det også angitt veiledende hyppighet for overvåking i driftsfasen og etterdriftsfasen.

Tabell 7-5 gir en oversikt over anbefalinger for prøvetype, parameteromfang og hyppighet knyttet til overvåking av sigevannsutslipp. Det bemerkes at dette er anbefalinger i denne rapporten, og ikke vil gjøres gjeldende før i en eventuell oppdatering av Miljødirektoratets veiledningsmaterieil.

Prøver av urensset sigevann og sigevannssedimenter tas ut nedstrøms deponiet, så nærme som praktisk mulig. Sedimentprøver fra sigevann kan ofte tas ut i sigevannskum ved hjelp av sedimentprøvetaker eller nærmeste dam hvor det akkumulerer sediment. Om det tilrettelegges for sanntidsmålinger så settes målestasjoner også så nært deponiet som praktisk mulig. Prøvetakning av overflatevann og sediment tas ved egnede lokasjoner i den enkelte resipient, da det vil være store stedsspesifikke variasjoner. Grunnvann tas ut i de etablerte grunnvannsbrønnene omkring deponiet.

Den generelle anbefalingen for aktive deponier er at det gjennomføres kvartalsvise analyser av sigevann for karakteriserende parametere, hvor prøvetakingen representerer ulike årstider og avrenningsforhold. Disse prøvene tas ut for å følge med på sigevannets utvikling over tid, og for en karakterisering av sigevannet ved ulike årstider. For deponier der forholdene ligger til rette for det, kan noen av de karakteriserende parametere erstattes av sanntidsmålinger (se kap. 7.2.1).

Tabell 7-5. Forslag til prøvetyper, parameteromfang og hyppighet for prøvetaking ved ulike prøvetakingssteder for deponier. Vær oppmerksom på at Miljødirektoratets veileder (SFT, 2005) ikke er i henhold til dette per dags dato og at det er denne som gjelder for sigevannsovervåkning.

Lokalitet	Prøvetype	Parameteromfang	Hyppighet
Sigevann urensset og renset, aktive deponier	Stikkprøve eller sanntidsmålinger	Karakteriserende parametere, se tabell 7-3.	Minimum kvartalsvis* urensset og renset sigevann.
	Stikkprøve	Metaller og organiske miljøgifter som forventes i vannfase.	Minimum kvartalsvis* urensset og renset sigevann.
Sigevann urensset og renset, nedlagte deponier	Stikkprøve	Karakteriserende parametere, metaller og organiske miljøgifter som forventes i vannfase, se tabell 7-3.	Minimum hver sjetten måned* urensset og renset sigevann.**
Sigevannssediment	Stikkprøve av sediment	Metaller og organiske miljøgifter som forventes i faststoff-prøver (sedimenterende materiale).	Årlig, samtidig som sigevannsprøvetakingen med lavest vannføring.
Overflatevann***	Stikkprøve	Karakteriserende parametere påvist i forhøyet nivå i sigevann, metaller og organiske miljøgifter som forventes i vannfase, se tabell 7-3.	Minimum kvartalsvis, oppstrøms og nedstrøms utslippspunkt.
Sediment i resipient	Stikkprøve	Metaller og organiske miljøgifter som forventes påvist i sediment ut fra funn i sigevannssediment.	Hvert sjetten år, evt. oftere dersom stedsspesifikke vurderinger viser at det er behov.
Grunnvann	Stikkprøve	Metaller og organiske miljøgifter som forventes i vannfase.	Deponispesifikk hyppighet, minimum årlig prøvetaking.

* En av prøvetakingene av renset sigevann skal gjøres i sesong med lavest vannføring.

** Prøvetaking etter rensing tilpasses type renseanlegg, erfaringer med virkningsgrad og tidligere overvåkningsresultater. Hyppighet tilpasses stedsspesifikke forhold (størrelse på utslipp, innhold av forurensende stoffer, type renseanlegg, resipientens sårbarhet etc.).

*** Med overflatevann menes her resipient (elv, innsjø og kystvann). Bekker og elver prøvetas oppstrøms og nedstrøms alle utslipp etter omblending og fortynning. For kystvann og innsjø kan prøvetaking av miljøgifter (inkludert metaller) i vannsøyla være problematisk pga. fortynning og vanskelighet med å identifisere et egnet prøvetakingspunkt.

Det anbefales kvartalsvis prøvetakinger av sigevann for både karakteriserende parametere og metaller og organiske miljøgifter. Det anbefales også årlig prøvetaking av sigevannssedimenter som analyseres for øvrige metaller og organiske miljøgifter. For anbefalinger om hvilke parametere som analyseres i sigevann og sigevannssedimenter, se henholdsvis tabell 7-3 og tabell 7-4. Den ene prøvetakingen av sigevann gjennomføres på et tidspunkt på året hvor det erfaringsmessig er lite nedbør (mindre fortynning), hvor mulige forurensing og gifteffekter er størst. Det er også en fordel om en prøvetaking legges til et tidspunkt på året med høy biologisk aktivitet.

Det anbefales at den femårige screening-analysen tas ut av veiledningsmateriellet. Foreslåtte parametere i den årlige prøvetakingen vil dekke de aktuelle miljøgiftene fra deponiene. Det anbefales at parameteromfang i overvåkingen vurderes regelmessig, og at det minst hvert 5. år gjøres en gjennomgang av overvåkingens omfang. Dersom en parameter ikke detekteres over flere år, kan det være aktuelt at denne parameteren utelukkes fra programmet. Dersom deponiet etterpå tar inn avfall med mistanke om forurensning av samme type, er det viktig at parameteren tas inn igjen i overvåkningsprogrammet.

Når det avdekkes avvik på analyser der for eksempel konsentrasjoner i rensekrav eller grenseverdier overstiges, er det behov for å øke hyppighet av analyser for parametere med overskridelse for å bekrefte avvik og eventuelt se effekt av avbøtende tiltak. Det anbefales minimum månedlig overvåkning i slike perioder.

For deponier med lokal renseløsning vil det være behov for å dokumentere at rensingen fungerer som forutsatt slik at eventuelle avvik raskt kan rettes opp. Det vil da være teknologien som avgjør frekvensen av prøvetaking. Tekniske løsninger krever tettere oppfølging og prøvetaking enn naturbaserte løsninger som infiltrasjon, rensedammer og infiltrasjon.

For å kunne beregne stoffmengde og årlige utslipp er det viktig å ha en formening om vannmengder som passerer gjennom deponiet og som danner sigevann. For deponier som kan ha betydelige utslipp anbefales kontinuerlig vannmengdemåler som kan skje med trykksensor i et definert måleprofil, mengdemåler i pumpeledning eller registrering av pumpedata. Manuelle månedlige punktmålinger har begrenset verdi på grunn av store variasjoner.

For deponier i etterdriftsfasen kan det være tilstrekkelig med to prøvetakinger per år som fordeler seg over året, der en av prøvetakingene gjøres i sesong med lavest nedbørsmengde. For store deponier i etterdriftsfasen ($> 750\,000\text{ m}^3$ avfall) med store årlige utslippsmengder bør det likevel vurderes å opprettholde kvartalsvis prøvetaking av karakteriserende parametere. For deponier i etterdriftsfasen med begrensede utslipp og hvor det teknisk kan være utfordrende å måle vannmengder kan det gjøres en vurdering av årlige sigevannsmengder ut fra årsnedbør, deponiareal, type toppdekke og estimat for øvrige ledd i vannbalanselikningen ut fra kjennskap til grunnforhold og topografi (se også kapittel 2.1).

7.2.4 Vurdering av måleusikkerhet i prøvetakingen og analyse

Før prøvetaking er det viktig å etablere god kontakt med laboratorium som utfører analysene av sigevannet. De vil rettlede med hensyn til valg av korrekt emballasje for de ulike stoffene, krav til vannvolum, eventuelt behov for konservering og krav til oppbevaring fram til mottak hos utførende laboratorium.

Ved vurdering av resultatene skal det tas hensyn til usikkerhet i målingene. Analyse utføres vanligvis av uavhengige laboratorier akkrediterte for de aktuelle analysene. Den

største usikkerheten ligger sannsynligvis i selve prøvetakingen og behandling av prøvene.

For analyse av miljøgifter som forventes å bli påvist i svært lave konsentrasjoner (ng/l) er det svært viktig å unngå kontaminering av prøven. Utstyr må være rengjort og emballasje tilpasset formålet, noe analyselaboratoriene bistår med.

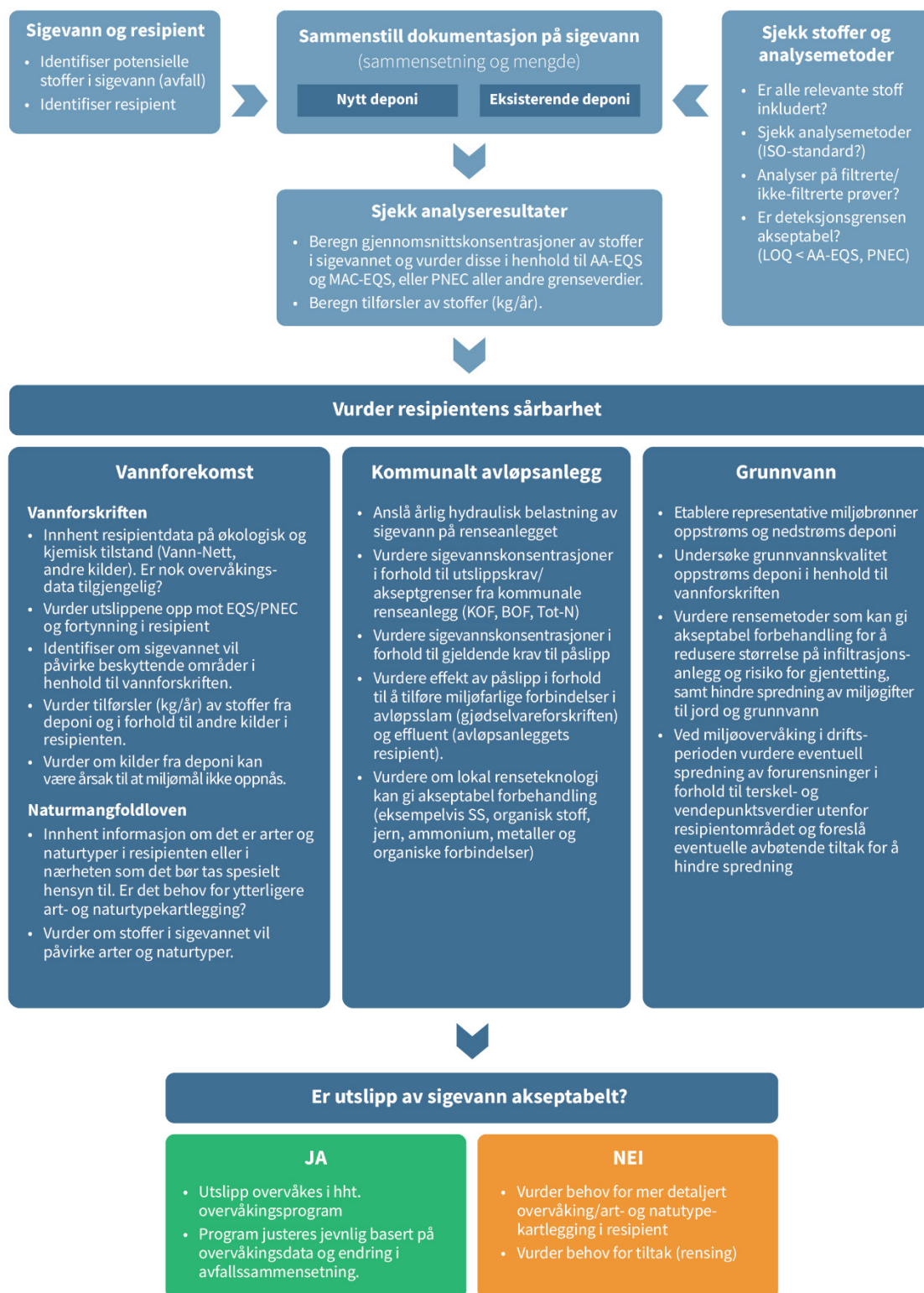
Forbehandling av prøven med tanke på filtrering/ikke filtrering, syrekonservering, oppristing av prøveflaske med høy andel suspendert stoff før uttak etc. vil være viktig for analyseresultatet. Her er det ulik praksis og krav med tanke på hvilke parametere som skal undersøkes. De større kommersielle laboratoriene vil ofte ha veiledninger om prøvebehandling før leveranse til laboratoriet. Vi anbefaler at det i hovedsak analyseres på oppsluttet prøve av sigevann for å få med forurensninger i både løst og partikulær form. For vurdering av effekt av metaller på overflateresipient og grunnvann bør det også analyseres på filtrerte prøver.

Det vil også være en usikkerhet knyttet til analysen. Usikkerheten er oppgitt for hver enkelt analyse fra laboratoriet. En usikkerhet på 20-50% er normalt. Usikkerheten øker i prøver som inneholder mange stoffer. En del stoffer kan påvirke analysen til hverandre, og dermed øke usikkerheten (oppgitt som matriksinterferens fra laboratoriet). For miljøgiftene i vannforskriften finnes informasjon om krav til analyser, usikkerheter og vurdering av analyseresultater i direktiv [2009/90/EC](#), som er godt kjent for norske laboratorier.

For noen analyser er det kritisk at prøven analyseres så snart som mulig etter prøvetaking for å redusere usikkerheten. Prøver må derfor oppbevares mørkt og kjølig, og bør helst fraktes til laboratoriet samme dag som prøvetakingen dersom det praktisk lar seg gjøre. Endring av utførende laboratorium kan innebære en endring i analysemetode. For å oppnå pålitelige langtidsserier er det en fordel om samme metode og samme laboratorium benyttes over tid. Ved endring i utførende laboratorium bør dette dokumenteres. Det kan utføres en gjennomgang av dataene med tanke på systematiske ulikheter dersom det er mistanke om at endringer i analysemetoder påvirker funn.

8 Oppsummering: Anbefalt framgangsmåte for vurdering av sigevannsutslipp

Basert på faktagrunnlaget og rammebetingelser beskrevet i kapitlene ovenfor, kan vurderinger knyttet til utslipp av sigevann oppsummeres på følgende måte (figur 8-1).



Figur 8-1. Flytskjema for vurdering av miljømessig trygg håndtering av sigevann fra deponier.

9 Referanser

Andersen, G. S., Bekkby, T., Dola, M., Bøe, R., Rhormar, J., Bhul-Mortensen, P., Elvenes, S., Naustvoll, L. J., Mjelde, M., Brandrud, T. E., Rinde, E., Bryn, A. 2019. Feltveileder for Kartlegging av marin naturvariasjon etter NiN (2.2). Utgave 1, kartleggingsveileder nr. 3, Artsdatabanken, Trondheim

Avfall Norge, 2015. Veileder for avslutning og etterdrift av deponier. Rapport 12/2015.

Avfall Norge, 2019. Metode for basiskarakterisering av bunnaske. Datert: 2019-07-01

Bekkby T, Rinde E, Oug E, Mortensen P, Thormar J, Dolan M, Mjelde M, Gitmark JK, Moy SR, Schneider S, Gonzales-Mirelis G, Systad G, Van Son TC. 2021. Forslag til forvaltningsprioriterte marine naturenheter. NIVA rapport 7672-2021.

Berg, B.E., J. Jarstad og T. Stabel. 2017. Valg av renseløsning på deponi. Avfall Norge rapport nr 04/2017. avfallnorge.no/fagomraader-og-faggrupper/rapporter/renselosning-pa-deponi

Dervo, B. K., Bryn, A., Zinke, P., Mjelde, M., 2022. Feltveileder. Kartlegging av limnisk naturvariasjon etter NiN 2.3. Testversjon, februar 2022.

Dervo, B.K. Brabrand, Å., Erikstad, L., Halvorsen, R., Mjelde, M., Schartau, A.K. og Zinke, P. 2022b. Metodehåndbok - Kartleggingsmetodikk for NiN limnisk med vekt på natursystemet. NINA Temahefte 84. Norsk institutt for naturforskning.

Direktoratsgruppen vanndirektivet, 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.

DN, 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utgave 2006 (oppdatert 2007)

DN, 2011. Veileder til forskrift om utvalgte naturtyper. Håndbok 31-2011. November 2011.

earthresQue, 2023. Bunnaske fra avfallsforbrenning: Dagen status og grunnlag for gjenvinning

Harr, A. 2021. Sigevann fra deponi til kommunale renseanlegg – hva er problemet. Innlegg på Deponiseminaret 2021. Avfall Norge, 28.10.2021.

Hassel, M og O.K. Fagenes. 2022. Kartlegging av topptetting. Rapport earthresQue og Avfall Norge. EartresQue rapport nr 5. August 2022. ISBN 978-82-575-2980-2.

ISWA, 2015. Bottom ash from WTE plants. Metal recovery and utilization.

Kumar, V., K. Singh, M.P. Shan og M. Kumar. 2021. Chapter 22 - Phytocapping: an eco-sustainable green technology for environmental pollution control. Bioremediation for Environmental Sustainability. 481-491. Elsevier. doi.org/10.1016/B978-0-12-820318-7.00022-8

Kjeldsen, P., M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin, T. H. Christensen. 2010. Present and Long-term composition of MSW Landfill Leachate: A review. Critical Rev. Env. Sci. Tech., 32, 4, 297-336. doi.org/10.1080/10643380290813462

Lyngstad, E., O. Lidholm, R. Storhaug og B. Rusten. 2017. Påslipp av avløpsvann fra virksomheter – Veiledning. Norsk Vann Rapport 229/2017. ISBN 978-82-414-0402-3.

Miljødirektoratet, 2013. Industrielle måleprogram. Hvordan sikre god kvalitet på utslippsdata. Veileder M-6/2013.

Miljødirektoratet, 2015. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark 2015 - Ferskvann. Versjon 7. august 2015. Miljødirektoratet.

Miljødirektoratet, 2017. Grunnforurensning – bransjer og stoffer. Faktaark M-813, 2017.

Miljødirektoratet. 2018 a. Eksempelsamling for tiltaksorientert overvåking. Rapportnr. M-997.

Miljødirektoratet. 2018 b. Overvåkingsmetoder for vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i kystvann påvirket av ferskvann. Rapport M-922.

NGI, 2012. Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier i Norge. Data fra perioden 2006–2010. TA-2978/2012, Klima- og forurensningsdirektoratet, 96 + Vedlegg.

NGI, 2019. Utlekking av treverdig og seksverdig krom fra betong. Rapportnummer: 20180207-01-R, datert: 2019-04-10.

NGI, 2020. Vurdering av stabilt, ikke reaktivt farlig avfall for deponering på deponi for ordinært avfall. M-2476. NGI-rapportnummer: 20200068-01-R, datert: 2020-03-17

NGI, 2021a. Risikovurdering av sedimenter i indre Oslofjord. Datarapport for prøvetaking av sedimenter og trinn 1 risikovurdering av forurenset sediment. Rapportnr.: 20200524-01-R, datert: 2021-01-29

NGI, 2021b. Håndtering av potensielt syredannende svartskifer. M-2105. NGI-rapport: 20200680-01-R, datert: 2021-12-13

Norsk Akkreditering, 2021. Veiledning til akkreditering av prøvetaking (NS-EN ISO/IEC 17025:2017). Versjon 7.00, gyldig fra: 2021-07-21.

raagh, M. van; Hartman, C. og Brandmyr, E. 2018. Microplastics in Landfill Leachates in the Nordic Countries. Nordisk Ministerråd, TemaNord 2018:557, DOI: 10.6027/TN2018-557, p. 50

Ranneklev SB, Correll Jensen T, Lyche Solheim A, Haande S, Meland S, Vikan H, Hertel-Aas T og Wike Kronvall K. 2016. Vannforekomsters sårbarhet for avrenningsvann fra vei under anlegg- og driftsfasen, NIVA rapport 7029-2016.

SSB, 2022. Avfallsregnskapet. Tilgjengelig her: <https://www.ssb.no/natur-og-miljo/avfall/statistikk/avfallsregnskapet>, sist oppdatert 2022-12-08

SFT, 2003. Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier. Veileder TA-1995/2003.

SFT, 2005. Rettleiar om overvaking av sigevatn frå avfallsdeponi. TA-2077/2005.

Tarasz, R. 2022. Oversendt underlag om sigevannrensing fra Mivanor.

Valland, M.H og M. Lorentsen. 2022. Kartlegging av problemavfall. Avfall Norge rapport basert på studentoppave i REDU-programmet. 12. august. 2022.

Velle, G., Dervo, B., Erikstad, L., Mjelde, M., Schartau, A.K., Skarbøvik, E. 2021. Forslag til naturtyper prioritert for kartlegging i ferskvann. NORCE LFI-rapport 418, Miljødirektoratet rapport M-2050|2021. Norwegian Research Center LFI, Bergen, 66 s.

Økland, T.E., Wilhelmsen, E. og Solevåg, Ø. 2005. A study of the priority substances of the Water Framework Directive : monitoring and need for screening. Statens forurensningstilsyn TA-2140/2005, ISBN-nummer 82-7655-276-5, 106 s.

Öman, C., M. Malmberg, C. W-Watz. 2000. Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag – slutrapport, IVL-rapport B1353, Stockholm.

Vedlegg A

EKSEMPLER PÅ VURDERING AV SIGEVANNSUTSLIPP FRA DEPONI

Innhold

A1	Formål og avgrensing	2
A2	Deponi 1	3
A2.1	Beskrivelse av deponi og sigevann	3
A2.2	Resipientens sårbarhet - vannforskriften	4
A2.3	Fortynning i resipient	5
A2.4	Beskyttet område i henhold til vannforskriften	8
A2.5	Andre påvirkere i resipient	8
A2.6	Vurdering av resipientens sårbarhet - naturmangfoldloven	9
A2.7	Vurderinger med tanke på rensing	10
A2.8	Lokal rensing og utslipp til overflatevann	12
A2.9	Lokal forbehandling før påslipp til offentlig avløpsnett	13
A2.10	Anbefaling	13
A3	Deponi 2	14
A3.1	Beskrivelse av deponi og sigevann	14
A3.2	Resipientens sårbarhet - vannforskriften	16
A3.3	Fortynning i resipient	17
A3.4	Beskyttet område i henhold til vannforskriften	18
A3.5	Andre påvirkere i resipient	18
A3.6	Vurdering av resipientens sårbarhet - naturmangfoldloven	19
A3.7	Vurderinger med tanke på rensing av sigevann	20
A3.8	Lokal rensing før utslipp til sjø	22
A3.9	Lokal forbehandling før påslipp til offentlig avløpsnett	23
A3.10	Anbefaling	24
A4	Referanser	25

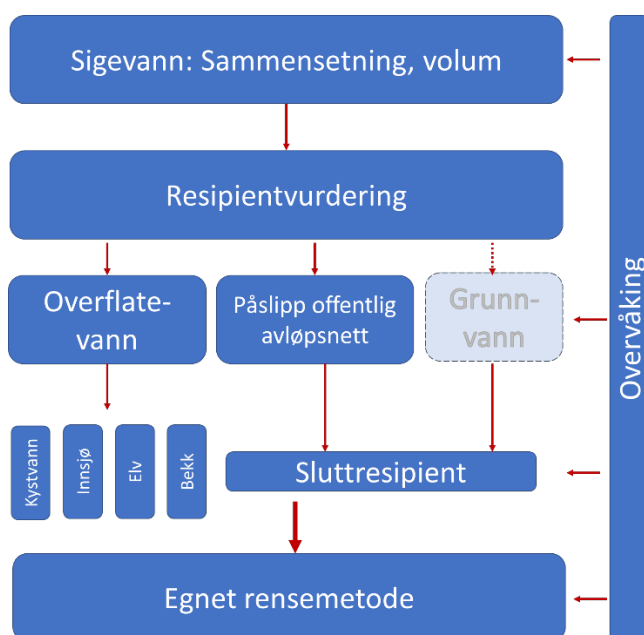
A1 Formål og avgrensning

Dette vedlegget omfatter eksempler på vurderinger knyttet til sigevann og utslipp til resipient fra avfallsdeponier. Med resipient menes her både overflatevann (bekk, elv, vann, fjord), grunnvann og påslipp til offentlig avløpsnett. Formålet med eksemplene er å vise vurderinger som foretas basert på rapportens anbefalinger når en skal gi råd, eller krav om hvordan sigevann skal håndteres ut fra deponiet, konsentrasjoner, årlig fluks og resipient. Eksemplene går ikke inn på nytte-kost vurderinger og de forvaltningsmessige sidene ved regulering av utslipp. Dette er vurderinger myndighetene må gjøre i hver konkret sak. Eksemplene er derfor ikke dekkende for alle vurderinger som må gjøres når man vurderer om man skal tillate et utslipp.

Vi har her valgt to eksempler på deponier i drift:

- **Deponi 1** er et nyere deponi etablert i henhold til avfallsforskriftens krav og hvor det i hovedsak er deponert mineralsk avfall (jf. kapittel 2 i hovedteksten).
- **Deponi 2** har en eldre avsluttet deponidel med blandet avfall og en nyere del etablert med bunntetting.

For hver av deponilokalitetene er det gjort vurderinger for to ulike resipienttyper. Lokaliteter med sigevann og resipienter er fiktive, men er utformet mest mulig realistiske der data er hentet fra eksisterende deponier. Merk at det kun er tatt med et utvalg av de forbindelser som er anbefalt overvåket i denne rapporten. Figur 1-1 viser vurderingsprosessen skjematisk. Detaljer knyttet til de ulike trinnene (boksene) er gitt i figur 1 i hovedteksten.



Figur 1-1. Oversikt over skjematisk prosess for vurdering av sigevannsutslipp.

A2 Deponi 1

A2.1 Beskrivelse av deponi og sigevann

Deponi 1 er etablert i 2010 for ordinært avfall og har dobbelt bunn og sidetetting og oppsamling og håndtering av sigevann. Deponiet er på ca. 250 000 m³ og har et areal på ca. 40 da. Stedet har innlandsklima med årsnedbør 800 mm. Deponeringen foregår i celler som lukkes og avsluttes med toppdekke etter hvert som de ferdigstilles. Det er derfor begrenset med nedbør som infiltrerer i forhold til en åpen deponiflate. Årlig sigevannsmengde ligger på 14 000 m³/år.

Lokaliteten ligger på en stor grusavsetning med stor mektighet. Fra deponiet går sigevannet i en 100 m lang bekk til Andebyvannet på 3 km². Dagens renseanlegg omfatter kun en enkel forbehandling (sedimentering). Det skal vurderes om sigevann skal ledes til avløpsnett og kommunalt renseanlegg, eller fortsatt til innsjø via bekk eller nytt rør etter en oppgradert lokal behandling. Nærmeste tettsted Andeby ligger to km unna og har et renseanlegg dimensjonert for 2 000 pe og har en ledig kapasitet på 500 pe. Renset vann ledes i rør ut i Andebyvannet på 10 m dyp.

Sigevannets sammensetning for Deponi 1 er vist i tabell 2-1. Konsentrasjonene som er vist er gjennomsnitt av 4 prøver over ett år, i tillegg til maksimumskonsentrasjon. Det er vist et utvalg av analyserte parametere for vurdering. Avrenning er målt med vannmengdemåler. Basert på gjennomsnittskonsentrasjon og årlig sigevannsmengde er det beregnet fluks (i kg/år) for de ulike stoffene.

Tabell 2-1. Gjennomsnitt- og maksimumskonsentrasjoner til stoffer i sigevann og flukser fra Deponi 1

Parameter	Enhet	Sigevann gjennomsnitt	Sigevann, maks	Sigevann, fluks (kg/år)*
Karakteriserende parametere				
pH		7,1	7,4	
Ledningsevne	mS/m	400	460	
Suspendert stoff	mg/l	100	350	1 400
Total-nitrogen (tot-N)	mg/l	47	60	658
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/l	42	55	588
Total-fosfor (tot-P)	mg/l	0,13	0,18	1,8
Totalt organisk karbon (TOC)	mg/l	50	77	700
Biologisk oksygenforbruk (BOF)	mg/l	8	16	113
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	mg/l	335	402	4 690
Jern (Fe)	mg/l	10	19	140
Mangan (Mn)	mg/l	1,2	2,6	17
Natrium (Na)	mg/l	605	679	8 470
Klorid (Cl)	mg/l	923	1 110	12 922
Miljøgifter				
Arsen	µg/l	3,6	5,0	0,050
Bly (Pb)	µg/l	0,5	0,7	0,007
Kadmium (Cd)	µg/l	0,07	0,3	0,00098
Kobber	µg/l	31	76	0,433
Krom	µg/l	1,2	3,5	0,017
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,012	0,04	0,000168
Nikkel (Ni)	µg/l	33	43	0,463
Sink (Zn)	µg/l	37	72	0,511
Alifater (C ₄ -C ₄₀) (total oljeHC)	µg/l	2 750	11 000	38,5
Benzen	µg/l	14	70	0,189
Toluen	µg/l	45	63	0,630
Naftalen	µg/l	5	7,6	0,070

*Basert på gjennomsnittlig konsentrasjon og en sigevannsmengde på 14000 m³/år.

A2.2 Resipientens sårbarhet - vannforskriften

Sigevann fra deponi 1 går via en bekk som er ca. 100 m lang, og ledes videre ut i innsjøen Andebyvannet. Utslippspunktet er åpent og går i overflata i innsjøen. Bekken omfatter tilløpsbekker til innsjøen, men det foreligger ikke overvåkingsdata fra bekken, da den er av liten størrelse. Vannføringen i bekken varierer betydelig gjennom året, og i perioder er det lite vann i bekken. I perioder med lav vannføring, vil bekken være sterk påvirket av sigevannet. Bekken og utløpet til innsjøen kan være viktige oppvekstområder for fiskeyngel i vassdrag, og i perioder med lite vann i bekken, vil konsentrasjonene av stoffer i bekken være tilnærmet lik sigevannet. I tillegg er det synlige kjemiske utfellinger og fremvekst av heterotrof begroing (lammehaler og sopp) i bekken (figur 2-1).

De biologiske kvalitetselementene for begroingsalger (Periphyton index of trophic state, PIT) og bunndyr (Average score per taxon, ASPT) er i moderat tilstand i tilløpsbekkene.

Årsaken skyldes forhøyede konsentrasjoner av næringssalter og organisk belastning. For kjemisk tilstand er det ingen informasjon i tilløpsbekkene. Informasjon om innsjøen fra Vann-Nett er vist i tabell 2-2. Det ble ikke funnet vedlegg med rapporter i arkivet i Vann-Nett.

Tabell 2-2. Informasjon om resipienten innhentet fra Vann-Nett

Andebyvannet (012-362-L)	Innsjø
Generell informasjon	Vanntype: Kalkrik og klar (L109), Ca. >30 mg/l, Alk > 1meqv/l. Middels størrelse og grunn (3-15 m).
Økologisk tilstand	Dårlig, trofiindeks for vannplanter, Tlc (eutrofi). Arsen, kobber og sink i klasse III i sedimenter.
Kjemisk tilstand	Ikke god, klasse III for Pb og Ni i sedimenter. Begrenset med data.
Påvirkere	Diffus avrenning fra fulldyrket mark (stor grad av påvirkning). Diffus avrenning fra spredt bebyggelse (moderat grad).

Vår vurdering er at bekken ikke bør være resipient fra deponiet. Sigevannet må derfor enten ledes i et avløpsrør til innsjøen hvor fortynningen vil være høyere, eller det vurderes påslipp til offentlig avløpsnett.

A2.3 Fortynning i resipient

Innsjøen Andebyvannet er grunn og har middels størrelse. I det videre eksempelet er utslippet lagt om fra bekk til avløpsrør. Utslipet av sigevann fra avløpsrøret er i overflata (fra avløpsrøret), og det medfører at fortynningen blir betydelig lavere enn et dykket utslipp i innsjøen. I noen innsjøer finnes det informasjon om fortynning og spredning av avløpsvann, og det bør vurderes om tidligere innhentet data kan benyttes. Det er flere rådgivere som utfører slike beregninger med enkle modeller for dette. I dette tenkte eksempelet brukes tommelfingerregler for fortynning.

En fortynning på 10 x i resipienten blir valgt for å legge føre- var-prinsippet til grunn og fordi utslippet ikke er dykket. I tabell 2-3 vises konsentrasjoner av stoffer som er målt i sigevannet, og krav til fortynning i resipient slik at konsentrasjoner blir lavere enn EQS. Når AA-EQS overskrides, er konsentrasjonene kronisk toksiske ved langtidseksponering. Som vist i tabellen er det overskridelser av AA-EQS for arsen, kobber, krom, nikkel, sink, benzen og naftalen. Når konsentrasjoner overstiger øvre grense for klasse III (MAC-EQS) er konsentrasjonene akutte toksiske ved korttidseksponering. Kobber, krom, nikkel og sink har konsentrasjoner i sigevannet over MAC-EQS. Det vil si at konsentrasjonene av kobber, krom, nikkel og sink i sigevannet er akutt giftige for vannlevende organismer når det kommer ut av deponiet ved utslippspunktet. For organismer som påvirkes av denne vannstrømmen og som ikke klarer å forflytte seg, så kan konsentrasjonene være dødelige.

Dersom primærfortynning av sigevann lik 10 legges til grunn for fortynning i resipient vil alle, med unntatt av kobber, oppnå konsentrasjoner lavere enn EQS. For kobber vil

antagelig et område som strekker seg noe ut av primærfortynningen ha konsentrasjoner over MAC-EQS.

Dersom sigevannet ville gått rett til bekk ville fortynningen være betydelig lavere enn 10, og i perioder med lite nedbør og tørke vil konsentrasjonene av stoffene i bekken være tilnærmet lik sigevannet. I vår anbefaling har vi som beskrevet over utelatt bekken som resipient og forutsatt utslipp via rør til innsjøen som alternativ til å vurdere et påslipp til offentlig avløpsnett.



Figur 2-1. Sigevannspåvirket bekk uten helårs vannføring og med liten fortynningsgrad (Foto: NIBIO)

Tabell 2-3. Gjennomsnitt- og maksimumskonsentrasjoner (n= 4) av stoffer i sigevann fra deponi 1, og tilhørende EQS for ferskvann. Ved overskridelser av EQS i sigevannet er disse angitt i fet skrift. F er krav til fortynning i resipient slik at målt konsentrasjon i resipient blir lavere enn EQS, $F = C_{\text{stoff}}/EQS$, hvor C stoff, er konsentrasjon målt i sigevann. OK, betyr at for konsentrasjoner er under EQS før fortynning. Prioriterte stoffer i vannforskriften er gitt i fet, kursivert skrift.

Stoff (µg/l)	Sigevann gjennomsnitt, (n=4), (µg/l)	Sigevann, maks. kons., (µg/l)	Ferskvann AA-EQS (µg/l)	Ferskvann MAC-EQS (µg/l)	Krav til fortynning (F) slik at EQS blir oppnådd i resipient		Kommentarer
					F = $C_{\text{stoff}} / \text{AA-EQS}$	F = $C_{\text{stoff}} / \text{MAC-EQS}$	
Arsen (As)	3,6	5,0	0,5	8,5	7	OK	
Bly (Pb)	0,5	0,7	1,2	14	OK	Ok	
Kadmium (Cd)	0,07	0,3	0,08	0,45	OK	OK	
Kobber (Cu)	31	76	7,8	7,8	4	10	
Krom (Cr)	1,2	3,5	3,4	3,4	OK	1	
Kvikksølv (Hg)	0,012	0,04	0,047	0,07	OK	OK	
Nikkel (Ni)	33	43	4	34	8	1	
Sink (Zn)	37	72	11	11	3	7	
Alifater (C ₄ -C ₄₀) (totale oljehydrokarboner)	2 750	11 000	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen EQS eller PNEC, vurder tyngre forbindelser i sediment.
Benzen	13,5	70	10	50	1	OK	
Toluen	45	63	74*	OK	OK		* PNEC er hentet fra ECHA (Brief Profile), Echa , Brief Profile for toluene
Naftalen	5	7,6	2	130	3	OK	Fordamping forventes, stoffet er flyktig.

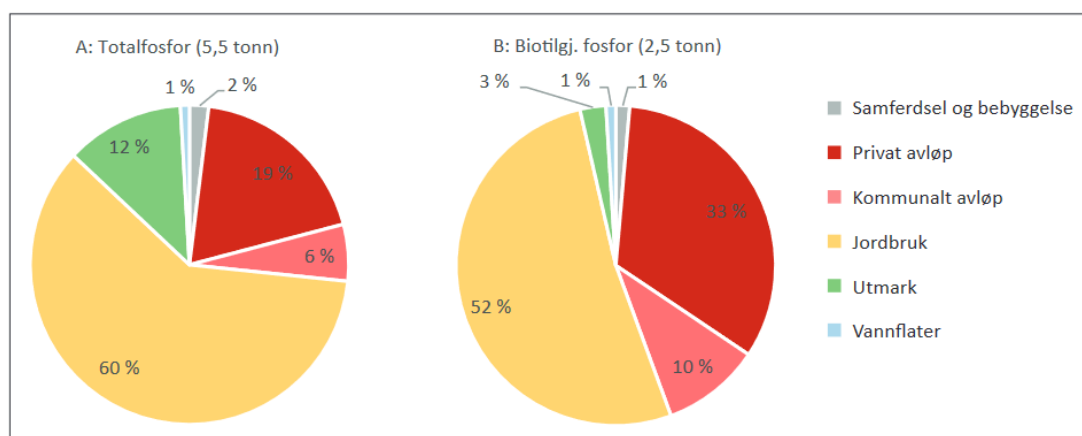
A2.4 Beskyttet område i henhold til vannforskriften

I Vann-Nett er det kun oppgitt informasjon om at resipienten er beskyttet i henhold til forurensningsforskriftens kapittel 11: Generelle bestemmelser om avløp (avløpsdirektivet). Formålet med kapittel 11 til 15B er å beskytte miljøet mot uheldige virkninger av utslipp av avløpsvann. Informasjon om at innsjøen er en rødlistet naturtype, kalksjø, og at det finnes sårbare og sterkt truede arter i innsjøen fremkommer ikke i Vann-Nett (se naturmangfoldloven under). Etter dialog med kommunen, kom det fram informasjon om at innsjøen benyttes til rekreasjon, som fiske, og det er etablert badeplasser rundt innsjøen. Om utslipp av sigevann berører etablerte badeplasser må vurderes.

A2.5 Andre påvirkere i resipient

Det er ofte flere påvirkere i en eutrof innsjø, og for mange av de eutrofierte resipientene i Norge er det utarbeidet tilførselsregnskap for næringsstoffer. I figur 2-2 vises kildefordeling av fosfor i nedbørfeltet til elva Vigga, som renner inn og ut av Jarenvannet som er en kalksjø (Bechmann m.fl. 2022) tilsvarende vårt eksempelområde. Tilførsel av totalfosfor er beregnet å være 5,5 tonn pr. år og jordbruk og privat avløp er de største kildene.

Tilførslene med næringsstoffer (kg pr. år) fra sigevannet fra Deponi 1 (tabell 2-1) bør ses i forhold til de andre kildene i resipienten, slik at eventuelle tiltak ses i et samfunnsøkonomisk perspektiv og tiltak gjennomføres med det mål om å forbedre miljøtilstanden i Andebyvannet.



Figur 2-2. Kildefordeling av Totalfosfor (A) og biotilgjengelig fosfor (B) i nedbørfeltet til elva Vigga. Figur fra Bechmann mfl. (2022).

I sedimentene i innsjøen ble det målt konsentrasjoner av arsen, kobber, sink, bly og nikkel i tilstandsklasse III (i henhold til Miljødirektoratets veileder M608). I dette tilfellet er det vurdert at prøven er representativ. Kildene til disse metallene kan være mange, selv om disse metallene påvises i høye konsentrasjoner i sigevannet. Avrenning fra vei har ofte høye konsentrasjoner av kobber og sink, og avløp tilfører ofte kobber til resipienten hvor

rørledninger av kobber er en kilde. Tilførsler av bly kan være fra nedbørsfeltet, da det er lagret betydelige mengder bly i nedbørsfeltet i Norge. I noen nedbørsfelt kan det være høye bakgrunnskonsentrasjoner av nikkel fra berggrunnen.

Informasjon om tilstand til metaller og organiske miljøgifter i en resipient, samt tilførsler er ofte manglende. Kildene kan være flere, f.eks. fra avrenning fra veg og forurenset grunn, tilførsel fra elver, avløp, industri, småbåthavner og i noen tilfeller er f.eks. sedimentene forurenset fra tidligere aktiviteter i resipienten. Informasjon kan også innhentes fra [NorskeUtslipp](#), her finnes informasjon om utslipp til resipienter fra industri og avløpsrensaneanlegg. Informasjon om eventuelt forurenset grunn som kan tilføre metaller og organiske miljøgifter til resipienten finnes i Miljødirektoratets database [Grunnforurensning](#). Informasjon om aktiviteter og mulige kilder til metaller og organiske miljøgifter i nedbørsfeltet til resipienten kan gi et forenklet kilderegnskap. Denne informasjonen er også viktig dersom man skal utforme et overvåkingsprogram for kilde-sporing av metaller og organiske miljøgifter i resipienten. Overvåkingsstasjoner kan plasseres i gradient fra mulige kilder.

Her bør man se på om tilførselen av sigevann påvirker resipienten negativt. Tilførsler fra sigevann bør også ses i sammenheng med tilførsler fra andre bidragsyttere til metaller og organiske miljøgifter i resipienten, og selvfølgelig med ønske om å oppnå vannforskriftens miljømål. Det må også bemerkes at for noen miljøgifter er det mål om å stoppe alle utslipp.

Informasjon om resipienten som er innsamlet i forhold til vannforskriften og naturmangfoldloven bør vurderes helhetlig. Denne informasjonen sammen med vannfaglig skjønn og overvåkingsdata i resipient bør legges til grunn for vurdering av behov for tiltak i forhold til utslipp av sigevann.

A2.6 Vurdering av resipientens sårbarhet - naturmangfoldloven

Sigevann fra Deponi 1 tilfører 1,8 kg pr. år Tot-P, 658 kg pr. år Tot-N, 1,4 tonn suspendert stoff, samt noe BOF og KOF til innsjøen Andebyvannet. I tillegg tilføres metaller og organiske miljøgifter, men disse behandles under vurdering i forhold til vannforskriften.

Informasjon om naturtyper og arter i innsjøen innhentes. For vurdering av arter gjennomgås informasjon fra Rødlista 2021, oversikt over arter av nasjonal forvaltningsinteresse, prioriterte arter og Fremmedartslista, samt artskart (artsdatabanken). For naturtyper vurderes informasjon om rødliste for naturtyper, økologisk grunnkart fra artsdatabanken og Naturbase.

Resultater viser at det er foretatt en naturtypekartlegging iht. NiN i innsjøen. Denne kartleggingen måler et kalsiuminnhold på > 20 mg Ca/l i innsjøen, noe som viser at dette er en kalksjø, en rødlistet naturtype som er vurdert som sårbar (VU). I tillegg viser NiN-kartleggingen at naturtypen ferskvannsendervannsenseng finnes i innsjøen. Det er da grunn til å tro at det kan finnes sjeldne eller truede arter i innsjøen. Søk i artskart og naturbase viser at kransalgen *Chara subspinosus* og karplanten *Potamogeton lucens* er registrert i

innsjøen. Begge artene er rødlistede, hhv. sårbar (VU) og sterkt truet (EN). Disse artene viser også at kalksjøen er en utvalgt naturtype, med spesielt vern iht. NML, kap. VI.

Dersom artskart eller naturbase ikke har biologiske data for vannforekomsten bør det foretas ny feltkartlegging, med metodikk iht. Inventeringsveileder for kalksjøer (Mjelde m.fl. 2010) og Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018). Ved hjelp av artslista for vannplanter kan økologisk tilstand i forhold til eutrofiering vurderes. Dersom tilstanden er moderat eller dårlig, bør det settes inn tiltak. Før tiltak iverksettes bør et kilderegnskap utarbeides, som viser bidragsyttere til næringssalter og organisk belastning i innsjøen. Dersom man forventer at stoffene i sigevannet vil føre til at miljømålet ikke nås i vannforekomsten, og årsak er sigevann, bør tiltak i forhold til sigevannet gjennomføres.

A2.7 Vurderinger med tanke på rensing

Sigevann fra Deponi 1 er fra et relativt nytt deponi med god kontroll på drenering og tetting for å unngå diffuse utslipp. Siden deponering foregår i celler og avsluttes etter hvert som cellene fylles opp er sigevannsmengden begrenset sammenliknet med deponi 2. Det er mottak av mineralisk avfall og forbrenningsaske fra avfalls-forbrenningsanlegg ved deponiet. Sigevannet ligger innenfor variasjonsområdet for sigevann fra deponier med lite organisk avfall, lite farlig avfall og god mottakskontroll på deponiet. Sigevann har derfor relativt lave verdier for mange parametere. Sedimentprøver (tabell 2-3) viser likevel relativt høyt innhold av Cu, Zn og Ni og et utvalgt organiske miljøgifter som typisk slipper ut via sigevann, men sjelden påvises i vannfasen. I tabell 2-4 er det foretatt en vurdering av sigevannets stoffinnhold (konsentrasjoner og årlig fluks) til forhold til å vurdere lokal rensing med utslipp til resipienten Andebyvannet, eller påslipp til det kommunale renseanlegget i Andeby dimensjonert for 2 000 pe.

Tabell 2-4. Vurdering av sigevann fra deponi 1 med tanke på behov for lokal rensing før utslipp direkte til resipient (lokalt utslipp) eller lokal forbehandling før påslipp til offentlig avløpsnett.

Parameter	Vurderinger av konsentrasjoner og årlig fluks	Lokalt utslipp – behov for lokal rensing?	Påslipp nett – Behov for lokal forbehandling?*
pH	pH nøytral med lite variasjon.	Nei	Nei
BOF ₅	Relativt lav i forhold til kommunalt avløpsvann med begrenset variasjon, nivå som rensed avløpsvann. Årlig utslipp tilsvarer kun 5 pe (personekvivalenter).	Nei	Nei
KOF	Nivå som for kommunalt avløpsvann. Årlig utslipp tilsvarer ca. 107 pe.	Ja	Nei
TOC	Nivå noe lavere enn typisk for kommunalt avløpsvann.	Ja	Nei
SS	Nivå noe lavere enn typisk for kommunalt avløpsvann.	Ja	Nei
Tot-P	Nivå er lavt (<5%) sammenliknet med kommunalt avløpsvann, betydelig lavere enn det som slippes ut etter strengeste rensing for kommunale renseanlegg. Årlig utslipp tilsvarer kun ca. 3 pe.	Nei	Nei

Parameter	Vurderinger av konsentrasjoner og årlig fluks	Lokalt utslipp – behov for lokal rensing?	Påslipp nett – Behov for lokal forbehandling?*
Tot-N og NH4-N	Relativt høy konsentrasjon og det meste av dette foreligger som ammonium. På nivå med kommunalt avløpsvann og lavere enn foreslått påslippsgrense av Norsk Vann (60 mg/l). pH nær nøytral og lite ammoniakk vil da dannes. Årlig utslipp tilsvarer ca. 150 pe.	Ja, minimum nitrifikasjon	Nei
Klorid	Konsentrasjoner av klorid og andre salter (natrium) er høyt sammenliknet med kommunalt avløpsvann. Høyt saltinnhold kan være skadelig for organismer og det kan bidra til mindre omblending på grunn av større tetthet. Sammenliknet med utslipp fra salting av veg vil dette bidraget av klorid i sigevann være svært begrenset til innsjøen.	Nei	Nei
Fe og Mn	Svært høyt nivå sammenliknet med avløpsvann, men lavt i forhold til typisk sigevann. Lokal rensing av jern vil redusere KOF, bedre estetiske forhold i resipient og ledningsnett og gi utfelling av andre skadelige metaller. Årlig fluks er moderat.	Ja	Ja (problem med utfellinger i ledningsnett)
Tungmetaller	Konsentrasjoner og fortynningsgrad vurderes opp imot EQS (tabell 2-3). EQS til As, Cu, Cr, Ni og Zn overstiges ofte i sigevann. Funn i sediment bekrefter forhøyet Cu, Zn og Ni. Fortynningsgrad vil være avgjørende for om utslipp uten rensing er aktuelt. Konsentrasjoner sammenlignes med grenseverdier som ikke skal overskrides ved påslipp til kommunalt nett, for eksempel forskrift om påslipp av olje-, fettholdig og industrielt avløpsvann til offentlig avløpsnett, Drammen kommune, Viken eller anbefalinger fra Norsk Vann (rapport 228/2017). I sigevannet fra deponi 1 er det ingen tungmetaller eller andre stoff som overstiger gitte akseptverdier. Vurderinger av totale årlige utslipp (fluks) viser nivåer i gram eller mindre. Dette er moderat i forhold til andre større utslippskilder og i forhold til mengder som sannsynligvis er i avfallet som er deponert, noe som viser at tungmetaller for en stor del holdes tilbake i deponiet.	Nei, forutsettes her minst 3-10 ganger fortynning for noen forbindelser	Trenger ikke være krav, men tungmetaller bør reduseres, spesielt nikkel og sink pga krav i Gjødselforskriften
Organiske miljøgifter	Konsentrasjoner og fortynningsgrad vurderes opp imot EQS. Oljeforbindelser i sigevann er relativt høy, men det foreligger ikke EQS. Det er også nivåer av aromatiske enkeltforbindelser (PAH og BTEX) som overskrider EQS. Årlig fluks med unntak av oljeforbindelser er lav (gram nivå).	Ja Miljøfarlige stoff bør om mulig reduseres	Ja. Miljøfarlige stoff bør om mulig reduseres
Generell vurdering	Myndighetskrav og eventuelle selvpålagte krav fra deponieier til rensing bør vurdere mengde forurensning fra deponiet i forhold til øvrige andre kilder i nedbørsfeltet. Tiltaket bør ha stor nytte i forhold til kostnadene.		

*Lokal forbehandling før rensing i et kommunalt renseanlegg med kjemisk- biologisk rensing

A2.8 Lokal rensing og utslipp til overflatevann

En årlig sigevannsmengde på 14 000 m³ (gjennomsnitt 40 m³/d) er relativt lite sigevann og det virker rimelig at dette kommer fra et deponiareal på ca. 30-40 da. For et nyere deponi med denne type sigevann kan det forventes små hydrauliske variasjoner. Avanserte fysisk-kjemiske metoder kan være enklere å drifte for denne type vannmengder, men nivåene av forurensninger som fjernes med slik teknologi er ikke så høye i dette eksempelet.

Vurderinger i tabell 2-4 viser at sigevannet har oksygenforbrukende stoff i form av KOF, redusert jern og mangan og redusert nitrogen i form av ammonium. Her vil resipienttype ha stor betydning, som en bekk versus elv eller innsjø. Her vil utslipp til en bekk uten helårs vannføring og med lav vannføring i perioder kunne gi store økologiske endringer (se figur 2-1), mens utslipp til elv eller innsjø er av mer begrenset betydning til sammenlikning. Utslipp til bekk uten helårs vannføring bør derfor unngås, selv om det er en god rensing i forkant. Også etter god rensing kan det være restutslipp fra renseanlegg som kan gi skadelige effekter i en bekk. Det kan også forekomme stoffer som påvirker økologien i en bekk som ikke omfattes av rensekrav.

Et utslipp til Andebyvannet vil forbruke oksygen i resipienten og kan også gi en fremvekst av heterotrof begroing (f.eks. lammehaler og sopp) nær utslippspunktet med redusert biologisk mangfold. I dette eksempelet er imidlertid utslippet relativt lite og påvirket område vil også være begrenset. Tilførsel av næringsstoff ammonium kan gi en økt eutrofiering, og ved pH over 8 dannes giftig ammoniakk. Utfelling av jern og mangan gir misfarging av vannforekomsten. Problemene over i dette eksempelet kan løses ved biologiske renseprosesser.

En lufting vil også gi en utfelling av jern og mangan sammen med en del andre tungmetaller. Ammonium reduseres ved tilførsel av oksygen i en biologisk prosess designet for nitrifikasjon. Dersom god nitrifikasjon oppnås vil det også indikere at sigevannets giftighet er redusert da nitrifikasjonsbakterier er følsomme for miljøgifter. Nitrifikasjon kan best oppnås når vannet har høyere temperatur enn 10°C, det vil si at prosessen kan stoppe opp vinterstid dersom det ikke benyttes en isolert reaktor. I dette eksempelet kan det være aktuelt å tilsette fosfor til sigevannet regelmessig for å bedre forhold for nitrifikasjon. Tilført fosfor vil holdes tilbake i slammet i form av jernutfelling.

Aktuell renseprosess for biologisk behandling kan være luftet lagune da det her vil være lite biologisk slamproduksjon. Slammet fra prosessen må fjernes ved sedimentering. Det finnes løsninger som kan gjøre slamhåndtering mer kompakt og effektivt ved bruk av lamellseparator og tilsetting av fellsingskemikalier og polymere. Innholdet av biologisk nedbrytbart materiale (BOF) i sigevannet er imidlertid lavt, slik at en biologisk behandling vil ha redusert effekt.

Det foretas en vurdering av utslippsnivå og mulig miljøpåvirkning for aktuelle parametere. Typisk vil rensing av organisk stoff (KOF) i en biologisk prosess være minst 50%. Restutslipp vil for en stor del inneholde stabile humusforbindelser som gir lite

miljøpåvirkning, bortsett fra at slike forbindelser kan bidra til transport av miljøgifter som er bundet til de store sammensatte humusmolekylene. For denne lokaliteten vil det være gunstig med reduksjon av nitrogen og spesielt ammonium ved utslipp til innsjøen. En lufting med sedimentering og slamfjerning vil her også gi effekt på olje og aromatiske forbindelser (nedbrytning, fordampning eller binding i slam).

Etterpolering av rensset vann i våtmarksfilter, biodam, infiltrasjon eller energiskog vurderes ut fra naturgitte betingelser ved deponiområdet. For denne lokaliteten kan infiltrasjon vurderes dersom det ikke er andre brukerinteresser til grunnvann og nærliggende løsmasser. Etterpolering kan gi en reduksjon av totalnitrogen og flere andre parametere. For vurdering av grunnvann som resipient henvises til kap. 5 i hovedrapporten.

A2.9 Lokal forbehandling før påslipp til offentlig avløpsnett

Karakteriserende stoff vil for deponi 1 kunne håndteres på en akseptabel måte i et typisk kommunalt renseanlegg med kjemisk-biologisk rensing, forutsatt tilstrekkelig kapasitet på renseanlegget og at det er utjevning av sigevannets variasjoner i stoffmengder. I dette tilfellet vil sigevannsmengden utgjøre i størrelsesorden 15% av årlig tilførsel til det kommunale renseanlegget. Dette overstiger anbefalinger om maksimalt noe få % tilførsel av sigevann for å unngå problemer med å opprettholde god slamkvalitet på renseanlegget (Berg et al. 2017). Spesielt metaller som Ni og Cr tilført via sigevann kan påvirke slamkvaliteten negativt i forhold til krav i gjødselvereforskriften og her vil Ni være en mulig kandidat ut fra oppgitt data.

Dersom renseanlegget hadde nok kapasitet ville en aktuell forbehandling her også være lufting og sedimentering for å redusere mest mulig av alle forurensinger og sikre en utjevning for påslipp. Når flere celler er tildekket og sigevannsmengden avtar, og konsentrasjoner øker på grunn av mindre fortynning, kan det være aktuelt å vurdere membranfiltrering for denne type sigevann, både som løsning for påslipp og i forhold til lokalt utslipp av rensset vann til innsjøen.

A2.10 Anbefaling

For deponi 1 kan sluttresipienten enten lokal behandling eller påslipp til offentlig avløpsanlegg. Det offentlige avløpsanlegget har begrenset størrelse, og vår anbefaling er derfor lokal rensing med utslipp i rør til innsjøen. Utslipet bør ledes ut på dypt vann slik at restutslipp ikke påvirker strandsonen.

A3 Deponi 2

A3.1 Beskrivelse av deponi og sigevann

Dette eksemplet viser vurderinger når sigevann fra gammelt deponi og nytt deponi ledes sammen og skal slippes ut. Deponi 2 ble etablert i 1965 som et kommunalt deponi for husholdningsavfall, kloakkslam og industriavfall. Denne delen av deponiet er etablert i et leirjordsområde (ravinedal) uten bunntetting. Sigevannet fra deponiet dreneres via en eldre bekkekulvert. Bekken oppstrøms ble i 1990 lagt i et nytt løp utenom deponiet. I 2005 ble det etablert et nytt deponi med dobbelt bunntetting og håndtering av sigevann i henhold til avfallsforskriften kapittel 9. Her er det i hovedsak mottak av utsortert restavfall og en celle for PFAS forurensset jord. Samlet deponiareal er ca. 150 daa og totalt deponivolum er ca. 800 000 m³. Årlig sigevannsmengde ligger på 70 000 m³/år.

Sigevannet renses i dag i et utdatert renseanlegg og sigevannet ledes ut i Gåsebyfjorden. Sigevannet ledes ut på 15 m dyp og avstanden til land er ca. 200 m. Det er ikke montert diffusor på avløpsrøret. Det skal vurderes om det skal stilles krav om at sigevann skal ledes til kommunalt avløpsnett og renseanlegg i Gåseby (50 000 pe), eller fortsatt ledes til utslipp i fjord - etter en oppgradert lokal behandling. Det kommunale renseanlegget har en ledig kapasitet på 5 000 pe. Renseanlegget har også utslipp til Gåsebyfjorden på 30 m dyp 100 m fra land. Konsentrasjoner av stoffer i sigevannet og flukser er gitt i tabell 3-1. I tabell 3-2 vises analyser av miljøgifter i sedimenter i Gåsebyfjorden. Sedimentene er tatt i et dypområde i fjorden, nær utslippsrøret fra deponi 2, hvor det er god sedimentering. Kilder til miljøgifter i sedimentene kan være flere enn deponi 2.

Tabell 3-1. Gjennomsnitt- og maksimumskonsentrasjoner til stoffer i sigevann og flukser fra deponi 2.

Parameter	Enhet	Sigevann gjennomsnitt	Sigevann, maks	Sigevann, fluks (kg/år)*
Karakteriserende parametere				
pH	-	7,7	8,2	
Ledningsevne	mS/m	673	1 100	
Suspendert stoff (SS)	mg/l	80	104	5 600
Total-nitrogen (tot-N)	mg/l	301	590	21 070
Ammonium (NH ₄ ⁺)	mg/l	268	550	18 760
Total-fosfor (tot-P)	mg/l	1,2	3,5	84
Totalt organisk karbon (TOC)	mg/l	230	450	16 100
Biologisk oksygenforbruk (BOF)	mg/l	60	201	4 200
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	mg/l	582	1 041	40 740
Jern (Fe)	mg/l	4,2	16	291
Mangan (Mn)	mg/l	1,3	3,8	92
Natrium (Na)	mg/l	722	1 200	50 540
Klorid (Cl)	mg/l	1 002	2 870	70 140
Miljøgifter				
Arsen (As)	µg/l	19	41	1,3
Bly (Pb)	µg/l	1,4	5,2	0,098
Kadmium (Cd)	µg/l	0,07	0,63	0,0049
Kobber (Cu)	µg/l	12	42	0,8
Krom (Cr)	µg/l	68	183	4,7
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,018	0,049	0,0013
Nikkel (Ni)	µg/l	21	45	1,5
Sink (Zn)	µg/l	47	290	3,3
Alifater (C ₄ -C ₄₀) (total oljehydrokarboner)	µg/l	1 570	7 230	110
Benzen	µg/l	0,7	1,5	0,049
Bisfenol A	µg/l	12	80	0,84
Acenaften	µg/l	0,1	0,29	0,007
Antracen	µg/l	0,09	0,14	0,0063
Perfluoroktylsulfonat og dets derivater (PFOS)	µg/l	0,312	1,21	0,0218
Tetra-brombisfenol A (TBBPA)	µg/l	0,013	0,02	0,0009

*Basert på gjennomsnittlig konsentrasjon og en sigevannsmengde på 70000 m³/år.

Tabell 3-2. Analyser av sediment fra Gåsebyfjorden. Målte konsentrasjoner er klassifisert i henhold til Klassifiseringsveileder (Veileder 02:2018). Konsentrasjoner over klasse II er markert i fet skrift. Prioriterte stoffer i vannforskriften er gitt i fet kursiv skrift. For alifater er det ingen grenseverdier i vannforskriften.

Parameter	Konsentrasjoner (mg/kg ts)
Arsen (As)	10
Bly (Pb)	25
Kadmium (Cd)	1,3
Kobber (Cu)	105
Krom (Cr)	32
Kvikksølv (Hg)	0,3
Nikkel (Ni)	52
Sink (Zn)	595
Alifater (C4-C40) (total oljehydrokarboner)	950
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH16)*	2,5
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	3,1
Polyklorerte bifenyler (PCB7)	0,01
Kortkjedede klorparafiner (SCCP, C10-13)	0,02
Mellomkjedede klorparafiner	1,3
Heksaklorbenzen (HCB)	0,05
Tetra-brombisfenol A (TBBPA)	0,01

*Består av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer.

A3.2 Resipientens sårbarhet - vannforskriften

Sigevann fra deponi 2 ledes via avløpsledning til 15 m dyp i Gåsebyfjorden. Det er ikke montert diffusor på avløpsledningen. Ved utslipp av avløpsvann fra industri og større avløpsanlegg til kystvann er ofte fortykning og spredning av avløpsvann i resipienten modellert av konsulenter. Dersom slik informasjon eksisterer i Gåsebyfjorden, kan det vurderes om innhentet informasjon og data fra dette arbeidet kan benyttes.

Informasjon om resipienten fra Vann-Nett er gitt i tabell 3-3. I tabell 3-4 er målte konsentrasjoner av vannregionspesifikke og prioriterte stoffer med tilhørende klasse-grenser i sedimenter klassifisert i henhold til Klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018; Direktoratgruppen, 2018).

Tabell 3-3. Informasjon om resipienten innhentet fra Vann-Nett.

Gåsebyfjorden (0109026300-2-C)	Kystvann
Generell informasjon	Vanntype: Moderat eksponert kyst i Skagerrak (S2), saltholdighet > 25, tidevann < 1m og moderat bølgeeksponering.
Økologisk tilstand	Moderat, basert på makroalger (eutrofi) og totalt fosfor, samt forhøyet nivå av vannregionspesifikke stoffer i sediment. Se Tabell 3-2.
Kjemisk tilstand	Ikke god, overskridelse av flere prioriterte stoffer i sediment. Se Tabell 3-2.
Påvirkere	Diffus annen langtransportert forurensing (liten grad) Punktutslipp fra renseanlegg 50 000 PE (middels grad) Diffus avrenning fra fritidsbåter (liten grad) Diffus avrenning fra fulldyrket mark (middels grad) Diffus avrenning fra nedlagt industriområde (liten grad) Diffus avrenning fra byer/tettsteder (middels grad)

A3.3 Fortynning i resipient

Gåsebyfjorden som mottar sigevannet er karakterisert som en moderat eksponert kyst, og salinitet er 25-30 (noe påvirket av ferskvann). Det forventes god fortynning i resipient, og en fortynning på 50 x i resipienten legges til grunn. I tabell 3-4 vises konsentrasjoner av stoffer som er målt i sigevannet, og krav til fortynning i resipient slik at konsentrasjoner blir lavere enn EQS.

Som vist i tabellen er det overskridelser av AA-EQS for bly, kobber, krom, nikkel, sink og PFOS, og slike konsentrasjoner vil være kroniske ved langtidseksponering. Når konsentrasjoner overstiger øvre grense for klasse III (MAC-EQS) er konsentrasjonene akutte toksiske ved korttidseksponering. Arsen, kobber, krom, nikkel, sink og antracen har konsentrasjoner i sigevannet over MAC-EQS.

Dersom primærfortynning av sigevann lik 50 legges til grunn for fortynning i resipient vil alle, med unntatt av Bisfenol A og PFOS, oppnå konsentrasjoner lavere enn AA-EQS. Her vil et område i resipient ha konsentrasjoner som vil gi kroniske effekter ved langtids-eksponering. Etter 50 x fortynning i resipient vil alle stoffene ha konsentrasjoner under MAC-EQS, det vil si ingen akutte giftige konsentrasjoner etter 50x fortynning.

Tabell 3-4. Gjennomsnitt- og maksimumskonsentrasjoner ($n=4$) av stoffer i sigevann fra deponi 2, og tilhørende EQS for kystvann. Ved overskridelser av EQS i sigevannet er disse angitt i fet skrift. F er krav til fortynning i resipient slik at målt konsentrasjon i resipient blir lavere enn EQS, $F = C_{\text{stoff}}/\text{EQS}$, hvor C stoff, er konsentrasjon målt i sigevann. OK, betyr at for konsentrasjoner er under EQS før fortynning. Prioriterte stoffer i vannforskriften er gitt i fet, kursivert skrift.

Parameter	Sigevann gjennomsnitt, ($n=4$), ($\mu\text{g/l}$)	Sigevann, maks. kons., ($\mu\text{g/l}$)	Kystvann AA-EQS ($\mu\text{g/l}$)	Kystvann MAC-EQS ($\mu\text{g/l}$)	Krav til fortynning (F) slik at EQS blir oppnådd i resipient	Krav til fortynning (F) slik at EQS blir oppnådd i resipient
					$F = C_{\text{stoff}} / \text{AA-EQS}$	$F = C_{\text{stoff}} / \text{MAC-EQS}$
Arsen (As)	19	41	0,6	8,5	32	5
Bly (Pb)	1,4	5,2	1,3	14	1	OK
Kadmium (Cd)	0,07	0,63	0,2	1,5	OK	OK
Kobber (Cu)	12	42	2,6	2,6	5	16
Krom (Cr)	68	183	3,4	35,8	20	5
Kvikksølv (Hg)	0,018	0,049	0,047	0,07	OK	1
Nikkel (Ni)	21	45	8,6	34	2	1
Sink (Zn)	47	290	3,4	6	14	48
Alifater (C_4 - C_{40}) (total oljehydrokarboner)	1570	7230	Data mangler	Data mangler	Data mangler	Data mangler
Benzen	0,7	1,5	8	50	OK	OK
Bisfenol A	12	80	0,15	11	80	7
Acenaften	0,10	0,29	3,8	3,8	OK	OK
Antracen	0,09	0,14	0,10	0,10	1	1
Perfluoroktylsulfonat og dets derivater (PFOS)	0,31	1,21	0,00013	7,2	2 400	OK
Tetra-brombisfenol A (TBBPA)	0,01	0,02	0,25	0,9	OK	OK

A3.4 Beskyttet område i henhold til vannforskriften

I henhold til informasjon fra Vann-Nett er det flere badestrender i resipienten. Informasjon om sigevannet berører disse bør innhentes. I tillegg er resipienten beskyttet i henhold til avløpsdirektivet, forurensningsforskriftens kapittel 11: Generelle bestemmelser om avløp. Formålet med kapittel 11 til 15B er å beskytte miljøet mot uheldige virkninger av utslipp av avløpsvann.

A3.5 Andre påvirkere i resipient

Ut fra informasjon i Vann-Nett er det flere påvirkere i resipienten, landbruk, avløpsvann, by/tettsted, samt eldre nedlagt industri. Resipienten er påvirket av næringssalter (makro-alger i moderat tilstand) og det er forhøyede konsentrasjoner av Tot-P, samt overskridelser vannregionspesifikke og prioriterte stoffer i sedimentene.

Innhenting av tilførselsregnskap og identifisering av de ulike påvirkerne i kystvann er vanskelig. Avrenningen av stoffer vil kunne komme fra tilgrensende nedbørsfelt, og ofte diffust (f.eks. næringssalter fra landbruk og miljøgifter fra tette flater) eller via elver og punktkilder. Dersom større elver munner ut i resipienter, kan f.eks. tilførsler av næringsalter, suspendert stoff og noen metaller finnes i Miljødirektoratets elveovervåkingsprogrammer ([Elveovervåking](#)). For informasjon om utslipp av næringssalter og miljøgifter fra avløpsanlegg og industri kan det finnes informasjon fra [NorskeUtslipp](#). For eldre nedlagt industri kan det innhentes informasjon om utslipp og tidligere målinger i sedimentene. Dette vil gi en pekepinn på hvilke stoffer industrien kan ha forurensset sedimentene med, og om det eventuelt kan ligge forurensede masser i grunnen ([Grunnforurensning](#)). Det er ikke uvanlig at eldre industri har bidratt til forurensninger i sedimentene som det vil ta lang tid å dekke over med naturlig sedimenterende masser. Dersom det er mulig bør tilførsler fra sigevann ses i sammenheng med tilførsler fra andre bidragsyttere til metaller og organiske miljøgifter i resipienten, og selvfølgelig med ønske om å oppnå vannforskriftens miljømål. Det må også bemerkes at for noen miljøgifter er det mål om å stoppe alle utslipp.

Informasjon om resipienten som er innsamlet bør vurderes helhetlig mot krav i vannforskriften og naturmangfoldloven. Denne informasjonen sammen med vannfaglig skjønn og overvåkingsdata i resipient bør legges til grunn for vurdering av behov for tiltak når det gjelder utslipp av sigevann.

A3.6 Vurdering av resipientens sårbarhet - naturmangfoldloven

Sigevann fra deponi 2 tilfører resipienten 5,6 tonn suspendert stoff, 21 tonn Tot-N, 84 kg Tot-P og 16 tonn TOC pr. år, i tillegg til noe BOF og KOF. I tillegg tilføres metaller og organiske miljøgifter, men en evt. effekt av disse vurderes i lys av vannforskriften og grenseverdier gitt der.

I Naturbase fremkommer det at det er bløtbunnsområder i strandsonen, samt ålegress og sukkertareskog nær utslippspunktet fra deponiet. Mens bløtbunnsområder og ålegress er ansett som intakte (LC) iht. Rødlisten for naturtyper (2018), er derimot sukkertareskog (dvs. sørlig sukkertareskog) sterkt truet (EN). Når det finnes naturtyper eller arter som er truet i influensområdet, er det større fare for at et utslipp kan være i strid med lovens mål om at mangfoldet av naturtyper skal ivaretas. Da bør hensynet til naturmangfoldet vektet tungt.

Det skal vurderes om hvorvidt stoffene i sigevannet vil påvirke arter og naturtyper i resipienten. Her må vannfaglig skjønn anvendes for å kunne vurdere evt. effekter. I dette tilfellet er sukkertareskog antatt å kunne påvirkes negativt av både suspendert stoff og næringssalter, avhengig av grad av fortynning. Det samme gjelder ålegress, selv om naturtypen som sådan ikke er truet. Når det derimot kommer til effekt av tungmetaller og andre miljøgifter, vil det som regel være mindre kjent hvordan en påvirkning på naturtypenivå (for eksempel sukkertareskog) vil være, og da anbefales ekspertvurderinger.

Avbøtende tiltak bør vurderes når det anses å være risiko for effekt på naturmangfoldet, slik som sukkertareshagen i Gåsebyfjorden. Justering av plassering og dyp for utslippsrør, bruk av diffusor på avløpsrør kan være et slikt tiltak, samt ulike rensetiltak, se kapitlene nedenfor.

I tilfeller hvor det ikke er utført en naturtypekartlegging fra før, eller når dette anses mangelfullt, bør det vurderes hvorvidt slik kartlegging bør utføres for å sjekke ut hvorvidt det er truede naturtyper eller arter til stede i resipienten.

Utover å skaffe til veie kjennskap til naturtyper og arter, bør økologisk tilstand fastsettes. Ålegress er et biologisk kvalitetselement for eutrofiering og organisk belastning. Det er pr. i dag ikke utarbeidet noen klassifisering for grunne bløtbunnsområder, men derimot inngår dypere bløtbunnsområder som et biologisk kvalitetselement mht. eutrofiering og organisk belastning. Videre brukes både planteplankton og makroalger som et kvalitets-element for eutrofiering. Dersom tilstanden er moderat eller dårlig, bør det vurderes å sette inn tiltak. Dersom man forventer at stoffene i sigevannet vil føre til at miljømålet ikke nås i vannforekomsten, og årsak er sigevann, bør det vurderes om det er behov for rensing av sigevannet før utslipp til resipient.

A3.7 Vurderinger med tanke på rensing av sigevann

Sigevann fra deponi 2 ligger innenfor det som er typiske variasjonsområder for blandet sigevann der det også er utslipp fra eldre deler av deponiet før det ble strengere krav til hva som kunne deponeres på deponi for ordinært avfall. Aktuelle stoffer påvist er i overensstemmelse med det som kan forventes deponert i aktuell tidsperiode og informasjon som finnes tilgjengelig om deponerte masser.

I tabell 3-5 er det foretatt en vurdering av sigevannets stoffinnhold (konsentrasjoner og årlig fluks) for å vurdere lokal rensing med utslipp til resipienten Gåsebyfjorden, eller påslipp til det lokale renseanlegget i Gåseby. Dette renseanlegget er dimensjonert for 50 000 pe og har også utslipp til Gåsebyfjorden, men lenger ut i fjorden.

Tabell 3-5. Vurderinger av sigevann fra deponi 2 som omfatter lokal rensing, eller lokal forbehandling før påslipp.

Parameter	Vurderinger av konsentrasjoner og årlig fluks	Lokalt utslipp – behov for lokal rensing?	Påslipp nett – Behov for lokal forbehandling?*
pH	pH svakt basisk, noe mer basisk enn typisk sigevann.	Nei	Nei
BOF	Relativt høy, nivå som for kommunalt avløpsvann Årlig utslipp tilsvarer ca. 200 pe.	Ja	Nei
KOF	Høyere konsentrasjoner enn kommunalt avløpsvann. Årlig utslipp tilsvarer ca. 1000 pe	Ja	Nei
TOC	Relativt høy, nivå som for kommunalt avløpsvann.	Ja	Nei
SS	Relativt høy, nivå som for kommunalt avløpsvann.	Ja	Nei
Tot-P	Fosfor er relativt lavt (10-20%) sammenliknet med kommunalt avløpsvann, men likevel høyere enn det som tillates sluppet ut fra kommunale renseanlegg. Årlig utslipp tilsvarer ca. 130 pe.	Ja	Nei
Tot-N og NH4-N	Høy konsentrasjon og det meste av dette foreligger som ammonium. Nivået er vesentlig høyere enn for kommunalt avløpsvann. pH > 8 er påvist i perioder. Ved høy pH (>8) dannes ammoniakk som er giftig for akvatisk liv. Årlig utslipp tilsvarer ca. 5 000 pe. Påslippskrav til Tot-N overskrides.	Ja, minimum nitrifikasjon	Ja, hvis det ikke er N rensing eller nitrifikasjon i kommunalt RA
Klorid	Konsentrasjoner av klorid og andre salter (natrium) er høyt.	Nei	Nei
Fe og Mn	Svært høyt nivå sammenliknet med avløpsvann. Lokal rensing av jern vil redusere KOF, bedre estetiske forhold i resipient og ledningsnett og gi utfelling av andre mer skadelige metaller.	Ja	Ja (Problem i ledningsnett)
Tungmetaller	Konsentrasjoner og fortynningsgrad vurderes opp imot EQS (tabell 3-5). Fortynningsgrad vil være avgjørende for om utslipp uten rensing er aktuelt. Konsentrasjoner sammenlignes med grenseverdier som ikke skal overskrides ved påslipp til kommunalt nett, for eksempel forskrift om påslipp av olje-, fettholdig og industrielt avløpsvann til offentlig avløpsnett, Drammen kommune, Viken eller anbefalinger fra Norsk Vann (rapport 228/2017). I sigevannet fra deponi 2 er det kun krom som overstiger grenseverdien (50 µg/l).	Ja, siden det forutsettes minst 50 ganger fortynning for sink. Arsen og krom bør også reduseres	Ja, spesielt for sink, arsen og krom, men alle tungmetaller bør reduseres, blant annet pga krav i Gjødelsvarselsforskriften og nasjonale miljømål
Organiske miljøgifter	Se vurderinger av EQS i forhold til konsentrasjoner og fortynningsgrad. Bisfenol A skiller seg ut som et stoff som bør renses samt PFAS. Årlig utslipp er henholdsvis ca. 1 kg og 22 g for bisfenol A og PFOS. Selv så begrensede mengder PFOS kan betraktes som et betydelig årlig utslipp. Sedimentanalyse indikerer at det er utslipp av PAH, PCB, ftalater (DEHP), klorparafiner og heksaklorbenzen (HCB).	Ja	Ja, spesielt bisfenol A og PFAS Alle miljøfarlige stoff bør om mulig reduseres
Generell vurdering	Myndighetskrav og eventuelle selvpålagte krav fra deponieier til rensing bør vurdere mengde forurensning fra deponiet i forhold til øvrige andre kilder i nedbørsfeltet. Tiltaket bør ha stor nytte i forhold til kostnadene.		

*Lokal forbehandling før rensing i et kommunalt renseanlegg med kjemisk- biologisk rensing

A3.8 Lokal rensing før utslipp til sjø

En årlig sigevannsmengde på 70 000 m³ (gjennomsnitt 190 m³/d) er relativt mye sigevann, og det virker rimelig at dette kommer fra et deponiareal på ca. 150-200 da. For et eldre deponi med blandet sigevann kan det forventes store hydrauliske variasjoner. Avanserte fysisk-kjemiske metoder kan bli svært kostbart og krevende å drifte.

Tabell 3-1 viser at sigevannet har oksygenforbrukende stoff i form av BOF og KOF, redusert jern og mangan og redusert nitrogen i form av ammonium. Nivåene er så høye at utslipp kan forverre tilstandsklassen til resipienten i et betydelig område. Utslipp av organisk stoff forbruker oksygen i resipienten og kan gi en fremvekst av heterotrof begroing (f.eks. lammehaler og sopp) med redusert biologisk mangfold (se figur A3-1). Tilførsel av næringsstoff, spesielt nitrogen, kan gi en økt eutrofiering. Problemet kan løses ved biologiske renseprosesser. Utslipp av jern kan gi utfellinger av jern på sjøbunn og ved eventuelle lekkasjer i utslippsledningen (figur 3-1).

En lufting vil også gi en utfelling av jern og mangan sammen med en del andre tungmetaller. Ammonium kan reduseres ved ekstra tilførsel av oksygen i en biologisk prosess designet for nitrifikasjon. Dersom god nitrifikasjon oppnås vil det også indikere at sigevannets giftighet er redusert da nitrifikasjonsbakterier er følsomme for miljøgifter. Nitrifikasjon kan best oppnås når vannet har høyere temperatur enn 10°C, det vil si at prosessen kan stoppe opp vinterstid dersom det ikke benyttes en isolert reaktor.

Aktuell renseprosess for biologisk rensing kan være SBR eller luftet lagune. Slammet fra prosessen fjernes ved sedimentering. Det finnes løsninger som kan gjøre dette mer kompakt og effektivt ved tilsetning av fellingkjemikalier og polymere.

Det foretas en vurdering av utslippsnivå og mulig effekt av effluenten i resipient for aktuelle parametere. Typisk vil rensing av organisk stoff (BOF5) i en biologisk prosess være minst 80-90%. Det vil i dette tilfelle gi et utslippsnivå (<10 mg/l BOF5) som er akseptabelt for alle overflateresipienter.

Utslipp av PFAS i målte nivå viser at det er et eller flere områder som gir høye utslipp. Her bør det kartlegges hvor i deponiet dette kommer fra. Dersom det er celler/områder hvor det er deponert PFAS-holdig avfall bør det vurderes egne tiltak på PFAS for den aktuelle cellen. Tiltak kan omfatte tildekking/topptetting og egne rensetiltak som reaktive filtre som binder PFAS. PFAS-forbindelser er ellers krevende å rense og de mange ulike PFAS-forbindelsene kan ha ulike egenskaper i forhold til nedbrytning og binding. Utslipp av øvrige organiske miljøgifter kan forventes redusert betydelig i et SBR-anlegg.

Etterpolering av rensset vann i våtmarksfilter, biodam, infiltrasjon eller energiskog vurderes ut fra naturgitte betingelser ved deponiområdet. Dette kan gi en reduksjon av totalnitrogen og effekt på de fleste parametere. Nivå av miljøgifter må imidlertid reduseres før rensedammer og våtmarker tilføres forbehandlet sigevann siden slike økosystemer tiltrekker dyr (fugler, amfibier m.fl.).

A3.9 Lokal forbehandling før påslipp til offentlig avløpsnett

Karakteriserende stoff vil for deponi 2 kunne håndteres på en akseptabel måte i et typisk kommunalt renseanlegg med kjemisk-biologisk rensing, forutsatt tilstrekkelig kapasitet på renseanlegget og at det er utjevning av sigevannets variasjoner i stoffmengder. For denne lokaliteten vil sigevannet utgjøre en begrenset andel av årlig tilførte vannmengder (2-3%).

For deponi 2 er det utslipp av krom, PFAS og bisfenol A som er i konsentrasjoner som ikke ønskes tilført renseanlegget. Krom bør reduseres minimum 30% i forhold til gitte eksempel med krav til påslipp.

En lufteprosess vil ha renseeffekt på metaller og bisfenol A samt øvrige parametere, men prosessen kan være enklere enn for et lokalt utslipp da oksygenbehovet er mindre. Lufting i kombinasjon med en fordrøyningsdam vil virke gunstig for et kommunalt renseanlegg som mottar sigevann som er nedbørspåvirket. I dette eksempelet bør det vurderes nærmere om renseanlegget har tilstrekkelig kapasitet til å motta sigevannet, både hydraulisk og i forhold til stoffmengde (KOF).

Metoder for å fjerne PFAS i denne typen sigevann er fortsatt under utvikling. For at reaktive filtre skal ha en effekt på PFAS må det vanligvis fjernes mange andre stoff som kan tette til filtre og korte ned levetiden. Det vil også her være nyttig å kartlegge hvilke områder/celler som deponerer PFAS og sette inn aktuelle tiltak der fremfor et rensetiltak for PFAS for alt sigevann. Foruten rensing vil god tildekking/avslutning av celler hindre utlekking av stoff.

Utslipp av øvrige organiske miljøgifter kan forventes redusert betydelig i et SBR anlegg og forventes ha et utslipp innenfor akseptable grenser. Dersom det også legges til et rensetrinn i form av etterpolering vil det ha en gunstig effekt med tanke på å jevne ut variasjoner i vannføringen og samtidig forbedre rensing av miljøfarlige stoff før påslipp til offentlig avløpsnett. Det kan være aktuelt som et senere trinn når miljøovervåkingen klarlegger hva effekten er av hovedrensetrinnet. I en slik vurdering er det viktig å overvåke aktuelle miljøgifter både før og etter rensing for å vurdere behov for supplerende tiltak.



*Figur 3-1. Jernutfellinger fra sigevann i strandsonen fra et utslippsrør til fjorden med lekkasjer.
(Foto: earthresQue)*

A3.10 Anbefaling

For deponi 2 er Gåsebyfjorden endelig resipient, enten med lokal forbehandling med offentlig avløpsnett eller lokalt renseanlegg med utslipp til fjorden. I tidlig fase bør det opprettes god dialog mellom eier av deponi og kommunen som eier og drifter renseanlegget om valg av løsning.

Siden det her er påvist miljøgifter som ikke ønskes tilført avløpsslammet, er vår anbefaling at vannet renses lokalt og deretter ledes til fjorden. Installasjon av diffusor på avløpsrøret bør vurderes.

Konsentrasjonene PFAS i sigevannet er høye sammenlignet med AA-EQS. Utslipp av PFAS bør reduseres mest mulig, da stoffene brytes ned i svært liten grad. Det er økt oppmerksomhet omkring disse stoffene, og det kan forventes ytterligere reguleringer framover for å redusere utslipp til miljøet. Her foreslår vi å vurdere nærmere tiltak på den delen av deponiet som har størst utlekking av PFAS, som å hindre utlekking ved god tildekking og eventuelt etablere egne rens tiltak for vannstrømmen som inneholder PFAS.

A4 Referanser

Bechmann, M., J.E. Thrane, S. Kværnø og S. Turtumøygard. 2022. Eutrofiering på Hadeland. Kartlegging av årsaksforhold og kilder til fosfor i fem nedbørsfelt. NIBIO-rapport, Vol. 8, Nr. 115, datert; 2022-11-02.

Berg, B.E., J. Jarstad og T. Stabel. 2017. Valg av renseløsning på deponi. Avfall Norge rapport nr 04/2017. [avfallnorge.no/fagomraader-og-faggrupper/rapporter/renseløsning-på-deponi](https://avfallnorge.no/fagomraader-og-faggrupper/rapporter/renselosning-pa-deponi)

Direktoratsgruppen vanndirektivet. 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Mjelde, M., Langangen, A. Bækken, T., Pedersen, T. og Gausemel, S. 2010. Handlingsplan for kalksjøer: Veileder for inventering av kalksjøer. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernavdelingen, rapport 4/10.

Vedlegg B

UTFYLLENDE INFORMASJON OM SIGEVANNSRENSING OG HÅNDTERING

Innhold

B1	Innledning	2
B1.1	Utdypende informasjon om rensemetoder	2
B1.2	Rensemetoder for ulike miljøgifter	6
B1.3	Lokale løsninger med påfølgende infiltrasjon	8
B2	Referanser	9

B1 Innledning

B1.1 Utdypende informasjon om rensemetoder

Nedenfor gis det en utdypende beskrivelse av biologiske og fysisk/kjemiske rensemetoder for sigevann. Informasjonen er i hovedsak hentet fra tidligere sammenstillinger, og er litteratur om sigevannsbehandling som Mæhlum og Haarstad (1998), Berg (2005); Naturvårdsverket (2008), Haarstad og Mæhlum (2009), NGI (2012) og Berg et al. (2017). Nyere internasjonal litteratur med oversikt over aktuell renseteknologi er også vurdert (Cossu og Stegmann, 2018), foruten egne upubliserte data om erfaringer med renseløsninger.

Biologiske rensemetoder

Anaerobe reaktorer	Den anaerobe behandlingsprosessen kan foregå i dammer, filtre, råtnetanker og i selve deponiet ved returpumping, og baseres på en mikrobiell kultur som omdanner organiske forbindelser til metan, karbondioksid og andre metabolitter. Energibehovet er lite sammenliknet med aerobe løsninger som lufting og aktivslam.
Luftet lagune	Luftet lagune er et avgrenset basseng der luft tilføres mekanisk på ulike vis. Vanligst i Norge er overflateluftere som pisker inn oksygen via en propell som samtidig bidrar til omrøring i lagunen. Luftingen kan også skje via diffusorer plassert på bunnen. Mikroorganismer bidrar til aerob nedbrytning og det skjer en kjemisk utfelling av metalloksider. Ved lang oppholdstid (>7 d) blir slamalder også lang, noe som bidrar til at det biologiske slammet som dannes også brytes ned slik at total slamproduksjon begrenses. For å øke effekten av biologisk nedbrytning, tilsetter laguneanlegg fosforsyre av industri-kvalitet for å bedre forhold mellom N og P for mikroorganismer, siden det er lite fosfor i sigevann sammenlignet med nitrogen. Det er vanlig å kombinere luftet lagune med en sedimenteringsenhet (basseng, slamavskiller, konteiner).
Aktivslam/ SBR	Aktivslam baseres på en prosess der mikroorganismer tilføres luft i en reaktor og det dannes en biomasse som bryter ned forbindelser i sigevannet. Biomassen sedimenterer. Noe av slammet returneres til luftebasseng og resten av slammet går til slambehandling. I Storbritannia er det vanlig med aktivslamanlegg som har utvidet oppholdstid i forhold til avløpsvann, slik at mikroorganismer kan tilpasse seg sigevannets spesielle sammensetning, og som også gir mindre slamproduksjon. En mer kompakt løsning av aktivslamanlegg er sekvensiell batch reaktor (SBR). Reaktoren driftes over ulike sekvenser der det skjer en hvileperiode hvor bakteriekultur og slam sedimenterer. Deler av slammet tas ut for slambehandling, mens noe

av slammet benyttes i ny syklus. Metoden er videreutviklet ved at det kan benyttes et flytende bæremateriale av platenheter (ca. 10 mm) med stor overflate for vekst av biofilm (moving bed biofilm reaktor - MBBR). Konsentrasjonen av biomasse øker, og volumkravet er mindre enn for et tradisjonelt aktivslamanlegg. Det trengs også her en enhet for sedimentering av slam, noe som gir mulighet for å resirkulere slammet, og dermed opprettholde en aktiv biomasse.

Biorotor Dette er en biofilm-metode hvor strukturer med stor overflate er festet til en roterende aksel halvvegs neddykket i sigevannet. Metoden har en viss utbredelse i Europa for sigevann, men det er få erfaringer i Norge. Metoden er robust og krever lite tilsyn.

Fysisk-kjemiske rensemetoder

Kjemisk felling Kjemisk felling skjer ved at sigevannet tilføres fellingskjemikalier som aluminiumsulfat, jernsulfat og jernklorid. De treverdige metallionene destabiliseres negativt ladde kolloider. Det dannes fnokker som feller ut organisk stoff og metaller fra vannfasen. Utfelling av hydroksider bidrar til god koagulering og dannelse av store fnokker. Tilsetning av organiske polymer-forbindelser forsterker dannelsen av fnokker. Slammet sedimenterer, og det trengs en slambehandling som kan avvanne slammet før en sluttdisponering.

Membranfiltrering Dette er en fysisk separasjonsteknikk der metodene basere seg på å skille molekyler og ioner ved hjelp av en membran, hvor vannpartikler trykkes gjennom og forurensinger samles opp i et konsentrat (filtrat) som må håndteres i ettertid. Det finnes mange varianter av membraner, som mikro- ultra-, nano- og hyperfiltrering, avhengig av hvilke stoff som skal skilles ut fra vannfasen.

Omvendt osmose Hyperfiltrering (omvendt osmose) innebærer å etablere et trykk på oppimot 120 bar langs en membran. For å unngå å overbelaste membranen med suspendert stoff og utjevne hydrauliske belastninger, er det vanlig med et utjammingsbasseng i forkant og fjerning av SS. Det er vanligvis to eller flere parallelle enheter i serie. Prosessen innebærer at det dannes et konsentrat (retentat) som må behandles.

Ionebytting Ved metoden byttes uønskede ioner ut ved hjelp av materialer som har ionebytte-egenskaper, for eksempel zeolittmembraner. Benyttes mest på drikkevann, men det finnes eksempler der ionebytting renser sigevannspåvirket grunnvann som benyttes til rengjøring på gjenbruksstasjoner.

Luftstripping	Forholdet mellom ammonium og ammoniakk kan reguleres med pH-endring. Ved å øke pH (typisk i området pH 11) øker mengden av gassen ammoniakk, og ved luftinnblåsing er det mulig å drive av ammoniakk-gass og samle opp denne ved hjelp av svovelsyre. Produktet ammoniumsulfat er en næringsløsning som kan benyttes av landbruket. Metoden kan være egnet til forbehandling før biologisk behandling for sigevann med spesielt høye konsentrasjoner av NH_4^+ .
Sorpsjon i reaktive filtre (bla aktivt kull)	Filtermaterialer kan tilpasses en overflate som sorberer forurensninger i sigevannet. Vanligst er å benytte granulert aktivt kull som finnes i mange varianter og har en stor spesifikk overflate med mange bindingssteder. Det er vanlig å kombinere aktivt kull med en biologisk forbehandling, slik at innholdet av organisk stoff avtar og risikoen for biologisk vekst på overflater reduseres, noe som vil forlenge levetiden til materialet. Aktivt kull kan regenereres ved forbrenning, men noe av materialet går da tapt og må erstattes. Sorpsjon ved aktivt kull regner som en aktuell metode for noen miljøproblematisk organiske forbindelser i sigevann som er vanskelige å bryte ned, som f.eks. PFAS.
Magnetfelling	Løsningen baseres på å etablere fnokker som er magnetiske via tilsetning av jernoksidpulver (magnetitt). Vannfasen transporteres over et magnetisk drev der fnokker dannet i flokkuleringskamre fester seg og oppkonsentreres på drevet, for deretter å skrapes av. I tillegg til en kjemisk del og mekanisk slamseparasjon er det vanlig med et utjammingsbasseng som forbehandling. Dette bassenget kan være luftet for å supplere med en biologisk forbehandling. Både fellingskjemikalium og organiske polymere tilsettes.
Skimmer	Enhet som produserer skum i sigevannet og skiller ut skummet og stoff som løses i skum på overflaten. Noen organiske forbindelser i sigevann følger skummet.
Lamellseparat or/fortykker	Lamellseparator er en enhet som brukes til separasjon av faststoff fra væske. Ved å benytte skråstilte plater (lameller) i en tank øker sedimenteringshastigheten, og volumet av sedimenteringsenheten kan reduseres betraktelig.

Naturbaserte metoder

Våtmarksfilter	Våtmarksfilter kan etableres som et tilplantet filter i et avgrenset basseng, eller som et tilplantet grunt basseng på jord med lav permeabilitet. Det benyttes våtmarksplanter som er tilpasset vannmettede forhold og en næringsrik vannkvalitet. Plantene bidrar til renseprosesser ved å tilføre oksygen til sedimentene og spesielt rotsonen, skape en stor overflate for biofilmprosesser, opptak av
----------------	--

næringsstoffer i vekstsesongen og de fremmer sedimentering og stabiliserer sedimentet. Det er ikke vanlig å høste vegetasjonen. Våtmarksfilter egner seg best som en metode for etterpolering av andre løsninger, eventuelt som en løsning for eldre deponier med lave stoffkonsentrasjoner. Metoden er arealkrevende. For å oppnå god rensing bør det være en god hydrologisk utforming som utnytter mest mulig av vannvolumet og der det er minimum en ukes oppholdstid.

Biodam

Fakultative biodammer er en arealkrevende rensemetode med aerob og anaerob nedbrytning i vannmassene, i øverste delen av sedimentene og i tilknytning til plante- og dyreliv. Oksygenbehovet i ubehandlet sigevann er vanligvis for høyt til at slike dammer er egnet som tiltak siden det vil utvikles anaerobe forhold i hele dammen. Det er derfor mer vanlig at slike dammer benyttes som en etterpolering etter luftet lagune. På grunn av høyt nitrogeninnhold kan det dannes mye alger i slike dammer. Algene bidrar også til en rensing selv om vannkvaliteten ikke ser bra ut.

Infiltrasjon og akvifer rensing

En del deponier er plassert i nedlagte sand- og grustak uten bunn-tetting. Sigevannet vil her kunne forurense grunnvannet i strømnings-retningen. I den forurensede «plumen» foregår biokjemiske prosesser som bryter ned forurensinger og hvor stoff filtreres og holdes tilbake. Ikke alle miljøfarlige komponenter brytes ned. Om det er mye organisk stoff i sigevannet kan metaller fra mineraler i sand og grus frigjøres, noe som bidrar til økt forurensning av jern og mangan som det også finnes mye av i sigevann.

Bedre rensing oppnås ved å filtrere sigevannet i umettet sone over grunnvannet der det forekommer store sand- og grusavsetninger. Det vil gi en filtrering vekslende mellom aerobe og anaerobe forhold, og en bedre rensing enn i mettet sone når organisk innhold er lavt. Det kan gjøres ved å pumpe oppsamlet sigevann eller forurenset grunnvann opp til et infiltrasjonsbasseng. På grunn av mye stoff-innhold og jernutfellinger anbefales kun åpne infiltrasjonsbasseng etter sedimentasjon for å hindre gjentetting av filterflate og lette vedlikehold.

Det anbefales også å benytte en lufteprosess (for eksempel luftet lagune) i forkant av sedimentering og infiltrasjon for å redusere risiko for gjentetting og forurensning av grunnvann. Om sigevannet inneholder miljøgifter i skadelig nivå med tanke på krav til grunnvannskvalitet, bør ytterligere rensing vurderes før infiltrasjon. Effekten av infiltrasjon kan undersøkes med brønner nedstrøms infiltrasjonsanlegget og i forventet område for selvrensing. Det vil ofte være en usikkerhet om det tas ut vannprøver som er

representative på grunn av vertikale og horisontale variasjoner i konsentrasjoner i grunnvann som er påvirket av sigevann.

Sand og grusmasser er en begrenset naturressurs, både som bygge- råstoff og beskyttelse, og rensemedium for grunnvann til drikke- vannforsyning. Ved å infiltrere forurenset sigevann kan grunnvann forurennes og verdien av avsetningen som fremtidig ressurs svekkes.

Sandfilter I sandfilter fordeles sigevann på en filterflate av sand og grus ved trykkfordeling, og sigevannet perkolerer ned gjennom filteret og samles opp i bunn. Det dannes en biofilm på filtermaterialet, som bidrar til nedbrytning. Ofte er det rapportert om gjentetting av slike filtre som hadde en viss utbredelse for sigevann i Norge for noen tiår siden. I dag kan det være en egnet metode for etterpolering dersom det er lite slam (spesielt jern) i sigevannet. Det kan også være aktuelt å benytte utsorterte avfallsfraksjoner som filter, foruten knuste lettklinker som har en større overflate og er minst like permeabelt som sand og grus.

Energiskog Energiskog her vanligvis en enkel oppbygging med oppsamling, mellomlagring, pumping og fordeling på en vegetasjonsdekket overflate. Metoden egner seg best for lave konsentrasjoner, siden høyt saltinnhold kan skade vegetasjon. Typisk vegetasjon er hurtig- voksende busker som selje og vier. Ved å anlegge energiskog på avsluttet deponiflate kan en kombinere energiskog med bedre metanoksiderende sjikt i toppdekket, siden planterøtter i kombinasjon med mikroorganismer fremmer oksidasjon av deponigasser. Metoden med vegetering av avsluttet deponi med trevegetasjon kalles på engelsk *phytocapping*, og har fått en økt internasjonal utbredelse de siste årene der vegetasjonen har en viktig rolle med tanke på å redusere utslipp både via sigevann og gass.

B1.2 Rensemetoder for ulike miljøgifter

Tabell 1-1 viser evaluering av noen rensemetoder for sigevann og forventet effekt på et utvalg miljøgifter. Sammenstillingen er basert på referanser i referanseliste, i tillegg til egne prosjekterfaringer. Siden renseteknologien er i stadig utvikling, må ikke valg av rensemetode gjøres på bakgrunn av tabellen under alene.

Tabell 1-1. Evaluering av rensemetoder for sigevann – effekt på et utvalg miljøgifter. Tomme celler indikerer manglende datagrunnlag.

Metoder	Oljeforbindelser	PAH ₁₆	BTEX	PCB	Fenoler	Klorbenzener	Klorfenoler	Ftalater (DEHP)	Bisfenol A	Brom. FH	Alkylfenoler Etoksylater	PFAS
Biologiske metoder												
Luftet lagune sedimentering	+++	++V	++V	++	++V				++			+V
Aktivslam/SBR med utvidet oppholdstid	+++	++	++V			+++V		++	++			+V
Fysisk kjemiske metoder												
Membranfiltrering/omvendt osmose	+++	++	+++						++			++V
Luftstripping												++
Filtrering/sorpsjon i reaktive filtre som for eksempel granulert aktivt kull (GAC)		++				++		++	++			+++V
Magnetfelling	0	0	+									
Naturbaserte metoder												
Våtmarksfilter/fytoremediering	+++	++	++	++								++V
Biodam	+++V	++V	+++V	+	++		++			+++V		
Infiltrasjon og akvifer rensing	+++	++	++	++								+V

Evaluering: 0=ingen rensing, + noe rensing typisk 10 - 30%, ++ god rensing, typisk 30 - 75%, +++ svært god rensing, typisk > 75%,

V=varierende som følge av årstider og/eller mellom ulike lokaliteter og som følge av ulike egenskaper til forbindelser i samme gruppe

B1.3 Lokale løsninger med påfølgende infiltrasjon

Enkelte deponier er anlagt i tilknytning til store sand- og grusavsetninger, typisk nedlagte grustak og forsenkninger. Ofte er dette avsetninger dannet på slutten av siste istid (breelvavsetninger) eller senere (elveavsetninger). Det kan være en umettet sone under deponiet der det skjer noe rensing før sigevannet når grunnvannet (natural attenuation). Best filtrering og rensing skjer i umettet sone over grunnvannet, men det er også vist at en rekke stoffer brytes ned og holdes tilbake i mettet sone der sigevannet blandes sammen med grunnvannet. Nyere deponier på denne type avsetninger har etablert bunntetting der sigevannet samles opp og renses. Sigevannet ledes fortrinnsvis til resipient. I enkelte tilfeller hvor dette er vurdert som hensiktsmessig, kan det inngå et renseanlegg basert på infiltrasjon i stedege masser der både umettet og mettet sone utnyttes i rensing.

Infiltrasjon som renseløsning har variabel utbredelse og aksept. I noen land er det prinsipiell motstand til infiltrasjon som løsning for å rense vann. Det kan skyldes berggrunn som har mye oppsprekking hvor det er lite kontroll med strømningsveier (for eksempel karstfjell), store sammenhengende avsetninger der en har lite kontroll på spredning av utslipp til grunnvann, eller generell streng beskyttelse av grunnvannsressurser. Mangel på kunnskap kan også være en årsak. I Norge og Sverige er det vanlig med avgrensede grunnvannmagasin som i hovedsak bestemmes av topografien i landskapet, noe som begrenser risikoen for uønskede påvirkninger langt unna kilden til utslippene.

Det må gjennomføres en grunnundersøkelse i forkant av oppstart av infiltrasjon. I grunnundersøkelsen benyttes flere metoder. Foruten en grundig gjennomgang på forhånd av kartmateriale (løsmasser, berggrunn, topografi og arealbruk), omfatter undersøkelsen feltarbeid med beskrivelse av jordprofil foretatt med sonderboringer, sjakting med gravemaskin, georader, uttak av analyser til bestemmelse av jordart og jordkjemi og uttak av vannprøver fra eksisterende og nye brønner. For større prosjekter bør informasjon fra grunnundersøkelser inngå i en numerisk modell for beregning av grunnvannets strømning og utbredelse av påvirket grunnvann. Vurdering av grunn- og hydrogeologiske forhold, samt egnethet som rensedium for sigevann, må gjøres av personer med relevant kompetanse.

Når det gjelder selve utformingen av infiltrasjonsløsningen bør denne baseres på ett eller flere åpne basseng så høyt som mulig i en avsetning med god avstand til grunnvannet, gjerne 5 meter eller mer i breelvavsetninger. Åpen løsning sikrer tilgang til regelmessig fjerning av slam, en umettet strømning med lang oppholdstid og god kontaktflate mellom vann og filter. Forbehandling med fjerning av jern, lett nedbrytbart organisk stoff og suspendert stoff vil hindre gjentetting og forlenge levetiden hydraulisk. En slik forbehandling vil også redusere spredning av miljøgifter, siden mange problemstoff er lite vannløselige og følger slammet og noen brytes ned i en lufteprosess.

En utfordring er å dokumentere renseeffekter og andre miljøeffekter over tid. Det kan være vanskelig å ta ut en representativ vannprøve, både med tanke på dybde og

utstrekning. En miljøbrønn som undersøker effekten av umettet sone, plasseres i kanten av infiltrasjonsanlegget og skal ha et filter i den øverste delen av grunnvannet hvor sigevannet blandes med grunnvann. Siden grunnvannsnivået varierer må filteret ha en størrelse som dekker variasjonsområdet. Øvrige miljøbrønner plasseres i strømningsretningen for å undersøke effekten av rensing og fortynning og øvrig påvirkning av grunnvannet. Også her er filterets plassering relatert til grunnvannsnivå viktig, men nedstrøms deponiet vil sigevann etter hvert blandes både vertikalt og horisontalt i grunnvannet. Som referanse tas prøver av upåvirket grunnvann i minst én brønn oppstrøms infiltrasjonsanlegget.

Sand og grusmasser er en begrenset naturressurs, både som byggeråstoff og beskyttelse og rensemedium for grunnvann til drikkevannsforsyning. Ved å infiltrere forurenset sigevann kan grunnvann forurenses og verdien av avsetningen som fremtidig ressurs kan avta. Dette må også inngå i en vurdering dersom naturlig infiltrasjon og filtrering i mettet som skal benyttes som en metode. Nitrogen og organiske forbindelser vil for en stor del kunne brytes ned og utgjør ikke noe problem. Tungmetaller vil akkumulere i jorda foruten en del tungt nedbrytbare organiske forurensinger som bindes til blant annet jern og partikler. Det er prinsipielt uheldig med slik akkumulering.

B2 Referanser

Berg, B.E. 2005. Lokal rensing av sigevann fra deponi – erfaringssammenstilling. NRF Rapport, 4/2005.

Berg, B.E., J. Jarstad og T. Stabel. 2017. Valg av renseløsning på deponi. Avfall Norge rapport nr 04/2017. avfallnorge.no/fagomraader-og-faggrupper/rapporter/renselosning-pa-deponi

Cossu, R. og R. Stegmann. 2018. Solid Waste Landfilling. Chap 11. Elsevier.

Haarstad, K. og Mæhlum, T. 2009. Rensing av miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier - resultater fra en screeninganalyse som omfatter fire renseanlegg. VANN 44(2):178-186.

Mæhlum, T. og K. Haarstad. 1998. Rensing av sigevann fra kommunalt avfall. VANN, 1, s 100.

Naturvårdsverket. 2008. Lakvatten från deponier. Fakta 8306. Stockholm.

NGI, 2012. Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier. Data for perioden 2006-2010. Renseeffekt for lokale behandlingsanlegg for sigevann. Vedleggsrapport 2. NGI rapport 20110546-00-6-R.

Vedlegg C

UTFYLLENDE INFORMASJON OM GIFTIGHETSTESTER

Innhold

C1 Giftighetstester

2

C1 Giftighetstester

Valg av giftighetstest bør gjøres i samråd med utførende laboratorium og akkreditert testbør velges. Testmetodene som benyttes skal følge anerkjente og standardiserte prosedyrer, for eksempel OECD eller ISO. God kunnskap om hvilke stoffer som sigevannet inneholder er en stor fordel for valg av test. Dersom det er mistanke om utslipp av dioksiner og visse typer PCB-stoffer, bør f.eks. en mutagenitetstest utføres.

Fordelen med en giftighetstest er at den ser på samlet giftighet til sigevannet, mens grenseverdier (EQS) gitt i vannforskriften kun gjelder enkeltstoffer. Ulempene med sigevannstester er at de er kostbare, man vet ikke hvilket stoff som forårsaker giftigheten og ved å ta ut stikkprøver, prøvetas kun en liten andel av sigevannet som når resipienten.

Rapportering

Rapportering av giftighetstester angis ofte som EC (effektkonsentrasjoner) og TU (toxic units, toksiske enheter). Resultatet av giftighetstestene som uttrykkes som effektkonsentrasjoner (EC_x , hvor x , er et tall mellom 10-100), angir hvor høy konsentrasjon av sigevannet som skal til for å gi en bestemt gifteffekt. EC_{50} og EC_{10} er for eksempel de konsentrasjoner av sigevann som gir henholdsvis 50 % og 10% respons. Dersom endepunktet som måles er dødelighet (letalitet) brukes betegnelsen LC_{50} om den konsentrasjon som dreper 50% av forsøksorganismene. Ved tester av sigevann er det vanlig å angi konsentrasjoner i volum-prosenter (%). Dersom resultatet fra en algetest viser resultat EC_{50} lik 30%, betyr det at en 30% sigevannskonsentrasjon (300 mL sigevann/L) reduserer algenes vekst med 50% (målt opp mot kontrollprøver der sigevann ikke er tilsatt).

Enheten EC_{50} er omvendt proporsjonal med prøvens gifteffekt (lav EC_{50} -verdi betyr høy giftighet). For å få en enhet som er proporsjonal med giftigheten brukes ofte TU (Toxic Units, toksiske enheter). TU er definert som $100/EC_{50}$ når EC_{50} er angitt som volum% sigevann. Dersom en 5% sigevannskonsentrasjon medfører at 50% av forsøksorganismene drepes vil TU være på $100/5=20$.

Vurdering av resultater

Sigevannprøver er ofte komplekst sammensatt og noen parametere kan ha effekt på giftighetstester indirekte, dette gjelder for eksempel, pH, farge, salt og ammonium. Sigevannet må derfor forbehandles for å unngå at effekten av disse parametere overskygger andre parametere som kan være årsak til giftigheten. Forbehandling av sigevannet utføres av laboratoriet som gjennomfører giftighetstestene.

- pH: her må sigevannet nøytraliseres slik at pH ligger innenfor det intervallet som er oppgitt for testorganismen.
- Farge: høy farge vil redusere vekst i algetester, dette kan under testen kompenseres ved at prøvekonsentrasjoner med synlig farge eksponeres ved høyere lysstyrke enn standard lysstyrke.

- Salt: for prøver med PSU > 10 (practical salinity unit, standard sjøvann har saltholdighet på 35 PSU) bør man vurdere å benytte marine testorganismer.
- Ammonium: for prøver med høyt innhold av ammonium > 10 mM (millimol) kan det gi effekt i tester. Ved å øke pH til > 10 kan ammoniakk gasses ut, for deretter la prøven nøytraliseres tilbake til definert pH for aktuell testorganisme.

Det er i dag ingen føringer for hvilken giftighet, målt som effektkonsentrasjoner eller toksiske enheter som anses å være akseptabel i en resipient. Det bør gjennomføres en vurdering av giftighet sammenholdt med eksponering i resipienten. I miljørisikovurderinger handler dette ofte om en sammenligning av eksponeringskonsentrasjon sammenlignet med en konsentrasjon som antas å ikke medføre skade på eksponerte organismer (trygg miljøkonsentrasjon). I engelsk terminologi kalles dette PEC (predicted environmental concentration) og PNEC (predicted no effect concentration). Ratioen mellom dem (PEC/PNEC) kalles en risikokvotient (RQ), og RQ bør være lavere enn 1. Det betyr at miljøkonsentrasjonen (PEC) er lavere enn en konsentrasjon som antas å være trygg for organismer (PNEC).

PNEC (trygg miljøkonsentrasjon) kan beregnes fra resultatene fra den gjennomførte giftighetstesting. Siden man kun tester noen få organismer, er det vanlig å bruke såkalte sikkerhetsfaktorer. Sikkerhetsfaktorer brukes fordi vi kun har testet på et fåtall av de organismene som finnes i miljøet, og fordi laboratorieorganismer ofte er mer robuste og lever under tryggere betingelser enn viltlevende organismer. Dersom sigevannet er testet på tre ulike organismegrupper fra tre ulike trofiske nivåer (det vil si plassering i næringskjeden), for eksempel alger, krepsdyr og fisk) brukes en sikkerhetsfaktor på 1000. Hvilke sikkerhetsfaktorer som skal brukes er oppgitt i Technical Guidance document, Tabell 16 (EC (European Commission) 2003). En mer oppdatert versjon av hvordan sette sikkerhetsfaktorer finnes i et veiledingsdokument fra 2018, Tabell 3 (EC (European Commission) 2018). PNEC beregnes da ved å dividere den laveste oppnådde giftigheten med sikkerhetsfaktoren.

$$PNEC = \frac{EC50}{1000}$$

Når resultater fra giftighetstesting foreligger, så kan disse benyttes til å vurdere sigevannets effekt på resipienten (miljørisiko) ved å beregne en RQ (PEC/PNEC) som bør være lavere enn 1.

Vedlegg D

SPØRSMÅL OG SVAR I SPØRREUNDERSØKELSE MED BRANSJEN

Innhold

D1 Spørsmål og svar til deponiaktører

2

D1 Spørsmål og svar til deponiaktører

Spørreundersøkelse foretatt av prosjektteamet blant fem store aktører i avfallsbransjen høsten 2022 som underlag for rapporten.

Generelt:

Plassering

Arealer? (anslag for m² og m³ deponi), år etablert og eventuelt avsluttet?

Har dere flere deponier? Aktive, avsluttede? Har dere flere celler?

Hvilke vurderinger (rapporter, utredninger ...) ble gjort i forbindelse med oppstart av deponiet?

Avfallsfraksjoner:

Hvilke avfallsfraksjoner mottas på deponiet?

Har dere tidligere tatt imot avfallsfraksjoner som nå er avsluttet? Hvorfor avsluttet?

Hvilke avfallsfraksjoner anses å være problematiske med tanke på å få en miljømessig god håndtering?

Hvilke tester (totalinnhold, utlekkings tester) har dere av avfallet før det mottas?

Hva slags dokumentasjon kreves av større leverandører av potensielt miljøfarlig avfall?

Kun avfallsprodusent? Eller gjør dere også analyser av avfall selv?

Har dere ulike celler for ulike typer avfall? Overvåkes sigevann fra disse cellene spesifikt? Er det mulig å få data fra slike celler?

Sigevann:

Hvordan samles sigevann opp?

Hvilke avbøtende tiltak har blitt utført for å redusere dannelse av sigevann?

Sigevannsovervåkning – hva anses av dere å være problemstoffene i sigevannet?

Hvilke krav er det eventuelt til rensing av sigevannet?

Renseteknologi?

Hvilken resipient har deponiet utslipp til?

Hvilke krav har dere til overvåkning av resipienten? Punkter, frekvens, matriks ...

Hvilke vurderinger har dere gjort for representativitet for prøvetakingsmatriks ut ifra hvilket avfall dere deponerer?

Er dere kjent med veileder om overvåkning av sigevann fra deponier?
(https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/2077/ta2077_bokmal.pdf)

Benyttes veilederen som grunnlag for miljøovervåking?

Er det foretatt lokale tilpasninger i forhold til overvåking (parametere etc.)

Er det synspunkter på hvordan på hvordan miljøovervåkingen (og veileder) kan forbedres sett fra deponieiers ståsted?

Spørsmål	Deponi A	Deponi B
Generelt	Deponiet er fra 1978 - har kotehøydene på avsluttet, men ikke hvor det startet (bare omtrentlig).	Ordinært deponi
Plassering		
Areal (m2)	190 mål (den delen som er fylt opp per i dag) - har utvidelsesmulighet iht reguleringsplanen (høyde og utbredelse)	62500 m2. i dag: 32000 m2 åpent i dag. Har utvidelsesmulighet. Avslutta med leirelag og vekstlag. Ikke søknad, men er avsluttet.
Volum (m3)	Ubegrenset, kun knyttet til reguleringsplan. Har violumbegrensninger på noen fraksjoner. Ordinært avfall: reguleringsplan.	1 mill m3 masser
Har dere flere deponier?	Kun et deponi	Et i Levanger, Mule (avsluttet) - etterdriftsfase. Sortering, gjenvinning ...
Aktive, avsluttede?	Ingenting er avsluttet etter forskriften. Nye tillatelsen: Krav om avslutning av ferdig oppfylte områder, skal toptpette nå.	
Har dere flere celler?	Har celler, men ikke adskilt fra resten. Avfall er innmålt. Nye asbestcelle - skal avskilles fra resten. Har fått krav om tykkelse på leire i "sidetetting". Skiller ikke på ulike vannstrømmer.	Bruker begrepet "celler", men skilles ikke på ulike vann. Har koordinatfestet deponering av ulike fraksjoner (gips, asbest, blåsesand - FA. Disp: FA skytefelt, tettset med leire - deponi i deponiet)
Hvilke vurderinger (rapporter, utredninger ...) ble gjort i forbindelse med oppstart av deponiet?	Har vært et kommunalt deponi tidligere.	Grundige geotekniske undersøkelser, grunnvannsforhold, hydrologi, hydrogeologi. Oppadgående grunnvannsstand, innadretta. Kan vise om behov - ta kontakt.
Nye deponilokaliteter	Utvildelse der de er. Bakgrunn fra ny tillatelse - tillatelse for utvidelse.	Nei, kun utvidelse der de er.
Avfallsfraksjoner		
Hvilke avfallsfraksjoner mottas på deponiet?	Ordinært avfall + asbest, blåsesand (2000 tonn i året, men tar ikke imot), oljeslam (NSO-slam) (slam fra oljeutskillere - har lov å ta imot masser som de allerede er til behandling). Plastavfall.	Forurensede masser (gravemasser). Rene masser som benyttes som dekkmasse (gjenvinningsstasjoner...). Betong, litt gips (Det som ikke kan gjenvinnes). Forurenset og armert betong. Mineralull, aske, blåsesand (blåsesand ren og FA). En av få som kan ta imot masser med uønsket arter (har ikke tatt imot mye). Velidig konkret tillatelse (sml med Perpetuum, Lindum ...)
Har dere tidligere tatt imot avfallsfraksjoner som nå er avsluttet? Hvorfor avsluttet?	(NSO skal depneres fram til 2026). Biologisk nedbrytbart avfall. Ristgods. Sandfang (ikke tatt imot, men kan). Stubbloftleire. Industriavfall fra Rockwool (tar imot mineralull, men ikke industriavfallet fra fabrikk). Avsluttet fordi avfallet blir gjenvunnet. Sikterest - slutt pga deponiforbud. Petterson-avfall - slutt pga deponiforbud (2009). Jordmasser: Lite nå. Bunnaske fra avfallsforbrenningsanlegg (2016-2019) - avsluttet pga kapasitet	Deponiforbudet, slutt med restavfall. Tar ikke lenger imot sikterest (avfallsanlegg som kverner før forbrenning) - stoppet pga risiko H2S-dannelse på deponiet (høyt innhold av sulfat).
Hvilke avfallsfraksjoner anses å være problematiske med tanke på å få en miljømessig god håndtering?	Støvande massar, ustabil (vannholdig, ikke bærende). Bygger oppover - avhengig av at det er stabilt. Avfall med lukt. Muddermasser (ustabilt og luktproblematikk). Utlekking (klorid og sulfat).	Kriterier, jordmasser med avfall - avfall med jordmasser. Villfyllinger. Nytt regelverk - ikke lov til å definere det som forurenset masse. Krav til forsortering. Mest borti i forbindelse med utbygging.
Hvilke tester (totalinnhold, utlekkings tester) har dere av avfallet før det mottas?	Følger avfallsforskriften. TOC (glødetap) - alt bortsett fra inert avfall (steinmasser). Speilninganger på avfall, analyser som viser ikke FA. Eller ha gjort vurdering av hvorfor det ikke er forurenset. pH for masser som ønskes å benytte som tildekking av farlig avfall. Totalinnhold: Avfallsprodusenten må vurdere, Movar hjelper.	Ber om totalinnhold. Fokus på tungmetaller. Forurenset masse (største fraksjon). Høye verdier - ber om avfallsprodusent tar utlekkings tester om det er høye verdier. TOC
Hva slags dokumentasjon kreves av større leverandører av potensielt miljøfarlig avfall?	Strengere mot de store. Mengde har noe å si. Et lastebillass vil ikke ha så mye å si - mindre strenge. Ikke speilningang - avfall som oppstår jevnlig - ikke speilningang, krever ikke alltid analyser. Glava: Produktdatablader. Har noe utlekkings tester - bunnaske. NSO-masser - utlekkings tester.	Vanskeligere dersom veldig små prosjekt. Større prosjekt - bedre dokumentasjon og kontroll. Stor forskjell på å ta imot 1000vis av lass vs 1
Kun avfallsprodusent? Eller gjør dere også analyser av avfall selv?	Har XRF til stikkprøvekontroll. Bruker noen ganger, større mengde, usikker på det som kommer. Tar noe pH-målinger (indikativt). Stikkprøver og sender til akkreditert lab.	
Har dere ulike celler for ulike typer avfall? Overvåkes sigevann fra disse cellene spesifikt? Er det mulig å få data fra slike celler?		
Sigevann	Lite deponiområde på 10 mål - avskilt med vei.	
Hvordan samles sigevann opp?	Todelt deponi. Gamle del: rett på fjellgrunn uten bunntetting - ikke lagt oppsamling. Har avskjæringsgrøfter i ytterkant. Ny del: Dobbelt bunntetting, perforerte ledninger i pukk over tetting, går gjennom membran og sigevann oppsamlr. Ledninger ligger under dagens deponi. Sigevannsdam i nord. Vei går gjennom gammelt deponi. Vei er bygd på gamle deponimasser. Oppsamling drensledninger, tette overføringsledninger.	Går i sigevannsrør - samles i en stasjon - går videre til kommunalt renseanlegg. Har ikke eget renseanlegg - forberedt på nye krav fra Statsforvalter. Kommunen er ikke opptatt av innhold i sigevann, men veldig opptatt av volumet (kapasitetsproblem). For dårlig bufring på vann. Skal bygge buferbasseng. Håper på investering i RA - planlegger for det. Bufferbasseng, naturbasert rensing, koble på kjemisk rensing i tillegg.
Hvilke avbøtende tiltak har blitt utført for å redusere dannelse av sigevann?	Lite avbøtende tiltak. Gjenvinningsstasjon ligger delvis på deponi. Deler av gjenvinningsanlegget går til renseanlegg. Resten dreneres inn i deponiet eller inn i ledninger under deponiet. Gjenvinningsstasjon får til overvannsnett (Der det ikke er deponi under). Forurensede områder på gjenvinningsstasjon - sigevannsnettet.	Jobber med å avslutte større deler av deponiet. Litt for stort areal som er åpent. Ny tillatelse: Forurenset overflatevann- håndteres og renses separat. Har et stort asfaltert areal. Lagring av organisk avfall for Ekopro - vann er forurenset og går til sigevannet. Separat løsning fra sigevann. AVskjærende grøfter i bakkant. BRuk av toptettet areal til ny virksomhet - fokus på håndtering av vann.
Sigevannsovervåkning – hva anses av dere å være problemstoffene i sigevannet?	Har søkt om påslippstillatelse hos kommune - for kommunen: Nitrogen.	Vanskelig. Sammenligner med terskelverdier. Tungmetaller, organiske miljøgifter, nitrogen - typisk sigevannsproblematikk. Naturbasert felling - tar hånd om nitrogen og organisk materiale.
Hvilke krav er det eventuelt til rensing av sigevannet?	Tror det er krav til rensing . Krav om å dokumentere renseeffekt i dammen. Tre innløp, et utløp. Ikke mengdemåling på innløp.	Må overvåke på PFAS
Renseteknologi?	Lufta lagune.	
Hvilken resipient har deponiet utslipp til?	Kommunalt avløpsrenseanlegg - movar drifter avløpsrenseanlegg. Ingen problem for avløpsrenseanlegg. Kommunen har problem med Ni, Cu og mengde. pH-begrensning på sigevann (6-8,5). SS, olje (Statsforvalter) tillatelse kommunalt nett	RA. En bekk nedstrøms. Følger med på denne - kan være framtidig resupient. Går under deponiet. Overvåker bekk - prøver fire ganger i året. Indikatorer for forurensning. Klorid og kalium. Ingen knytning mellom det avfallet inneholder.
Hvilke krav har dere til overvåkning av resipienten? Punkter, frekvens, matriks ...	Krav til overvåkning av grunnvann (11 brønner, oppstrøms og nedstrøms), overflatevann i bekkeløp (nedstrøms, har ikke oppstrøms). OVervåket siden ca 2000. Krav om overvåkning etter vannforskriften - program er sendt til SF (plan er å gjøre det i 2023). Mosseelva - stort overvåkningsprogram etter vannforskriften.	Ikke krav på renseanlegget. Sekundærresipoent - følger opp.
Hvilke vurderinger har dere gjort for representativitet for prøvetakingsmatriks ut ifra hvilket avfall dere deponerer?	Sigevann og sigevannssediment. Stor pakke i fjor - inngikk i vurdering om utvidelse. Pålagt masse vurderinger. Kanskje skal utvide med flere analyser av PFAS. Kvartalsvis i fjor - prioriterte miljøgifter. Vurderes ut i fra resultater i sigevann.	Ikke foreløpig. Forhåldt seg til krav. Pålegg i tillatelse - utrede om det er tilstrekkelig. Basert seg på i veilder.
Er dere kjent med veileder om overvåkning av sigevann fra deponier?		
Benyttes veilederen som grunnlag for miljøovervåking?	Grunnlag når overvåkingen ble etablert - har et program.	
Er det foretatt lokale tilpasninger i forhold til overvåking (parametere etc)		Etter at en tok imot skytefeltjord - følger opp Sb. PFAS bli innført nå.
Er det synspunkter på hvordan på hvordan miljøovervåkingen (og veileder) kan forbedres sett fra deponieiers ståsted?	Sedimentprøve - sedimentfelle (rør som står i stativ) - tømmes en gang per. Oppdatering av parameteromfang. Når kan en kutte parametere? Retningslinjer. Veldig omfattende, spesielt 5-årsprogrammet. Andre har fått avvik når en ikke har tatt hele. Vanskelig å få helhetliit. Bytter kanskje konsulent, lab - sammenligner hummer og kanari. (Tatt ut hvert 5. år siden 2006). Fått inn nye viktige, tatt ut de som ikke er viktige.	Behov for fornyelse. Enda mer hjelp til vurderinger - vurderinger av resultater opp imot
Andre diskusjonspunkter	PFAS pga at den står på lista. Finner PFAS.	
	Veilder: Hvordan tas ut grunnvannsprøver? Finnes standarder. Prøvekonservering, prøvetaking ... Skal det stå i veilder? Synes det burde stå - standardisering. Rapportering: Alle resultater rapporteres - vannmiljø. LOQ (Vannmiljø), rapporteres som i Altinn - norske utslipp oppgir det som ikke målt når det er 0. Samme tall rapporteres flere steder på ulike måter.	Vurderes mot sigevannsveileder. Sammenligne med andre deponier (2012-rapporten).
		Antall prøver: Har konsulenter inne. Kompetanse, representativitet, antall prøver. Vurderer fra en tiltaksplan,.

Spørsmål	Deponi C	Deponi D
Generelt	Konsentrasjon. Sigevann, konsentrasjon og ikke mengde. Ønsker mer fokus på størrelse. Lite nedbør i nord (Lindum er omtrent likt) - Lindum har 5 ganger mer sigevannsproduksjon pga fremmedvann.	
Plassering		
Areal (m2)		230-240 mål
Volum (m3)		Maks 2,3 mill m3. Nesten halvveis nå (2,5 mill tonn). Veldig mye i fjor. Kan holde på i 12 år. Dagens takt 2027
Har dere flere deponier?		
Aktive, avsluttede?		
Har dere flere celler?		Ikke ulike celler. Inert avfall og lett forurenset avfall. Betong, stein - benyttes som byggemateriale. Bygging og sikring av tipp. Infrastruktur.
Hvilke vurderinger (rapporter, utredninger ...) ble gjort i forbindelse med oppstart av deponiet?		Geoteknikk, konsekvensutredning (alt ble samla). Geoteknikk (leirebunn). MC: Rensepark. Plan for håndtering av fremmedvann (avskjæring). Har analyser av jord før oppstart. Støy, før og etter. Skyvd vekk jord. Skrint. Leire over fjell. Deponi er anlagt rett på naturlig grunn. Test av leire (?).
Nye deponilokaliteter		
Avfallsfraksjoner	Vi har mange forespørsler om granulat. Vi sier nei pga TOC. Likevel har vi tatt i mot hvis det er masser med granulat i. Ikke motsatt. Blir en vurdering.	
Hvilke avfallsfraksjoner mottas på deponiet?	Prosjektavhengig. Kan sende liste for 2021. Forurenset jord er hovedsak. Store prosjekter på PFAS. Lindum tar også imot, men har ikke tatt imot i en periode. Bodø/Vesterålen har også. Celle 0: kommunalt deponi 70-80-tallet, uten bunntetting. Celle 1: Enkel bunntetting, mindre celle, husholdningsavfall fra Bodø kommune. Perpetuum: Celle 2. dobbel bunntetting. 2001, utvida. 201(. UTvida med spesialfeller. Slagg for å stabilisere skytebanemasser. Celle 3: 2020. Ny deponicelle. Utvida i trinn 2.	Lett forurenset masser, inerte masser. Cu/Zn opp til klasse 3. Andre metaller: Klasse 2. Lite utlekkingsprøver på forhånd. Ønsker masser inn. Etterlyser oftest TOC.
Har dere tidligere tatt imot avfallsfraksjoner som nå er avsluttet? Hvorfor avsluttet?	Nei, ikke pga problematisk. Tok i periode imot 2004-2009 imot vannbasert borekaks fra Snøhvit ... (fram til deponi i Repparfjord ble etablert). Salta slam, mye kalium. Kaliumverdier går opp - mindre nå. Deponiforbud på et tidspunkt.	Borslam. Tok imot noen få lass boreslam (grunnvarme). Finpartikulært slam, mye vann. Stabilitet (ikke forurensning). Annet slam enn beskrive.
Hvilke avfallsfraksjoner anses å være problematiske med tanke på å få en miljømessig god håndtering?	Miljødirektoratet er for strenge. Har hatt noen runder på transportbånd (funksjon i deponiet). Fikk ikke lov til uten videre, nå blir det spredd (sendt til England) ... Krav til dokumentasjon var for strenge. Kjørt utlekkingstester på ulike fraksjoner ...	Håndteringsmessig: Bløt leire. Mottok en del KS-leire. Ikke godt nok stabilisert. Måtte ligge lenge til tork. Forhåndsvurderinger. Utlekkingstester viser at det er for mye utlekking. For høyt innhold. Sorterer på prøvepunkter.
Hvilke tester (totalinnhold, utlekkingstester) har dere av avfallet før det mottas?	Basiskarakterisering. Analyser, om de ikke er godt kjent med avfallet. Totalanalyse, stabilt ikke-reaktivt FA utlekkingstester.	Utlekkingstester: Noen har gjort utlekking på forhånd. Erfaringer med mottak fra tidligere - totalinnhold. Sikre at de er innenfor utlekking. Høyere for Cu/Zn. Har gjort at de kan ta imot mer avfall. Ingen konsentrasjonsgrenser.
Hva slags dokumentasjon kreves av større leverandører av potensielt miljøfarlig avfall?	Vi kjører veldig mange tester. Mest standardpakker medToc. Alifater. THC og metaller. Stikkprøver per 80-90 lass med sorteringsrest til deponi	Krever tiltaksplan, dokumentasjon som de klarer å komme opp med. TOC. 3 %
Kun avfallsprodusent? Eller gjør dere også analyser av avfall selv?	Hjelper en del med basiskarakterisering.	Mottaksanalyser selv (Langøya). Kan stoppe opp å ta prøver, om det er tid.
Har dere ulike celler for ulike typer avfall? Overvåkes sigevann fra disse cellene spesifikt? Er det mulig å få data fra slike celler?	PFAS-celle, metallcelle - separat behandling og prøvetaking. Overvåkning og dokumentasjon. Renset sigevann blandes med annet sigevann. Nye celle 3: Egen pumpestasjon inn til lufteanlegg, måler pumpestasjoner separat (celle 1 og 2 er i samme pumpestasjon). Felles for alle etter luftebasseng.	
Sigevann		
Hvordan samles sigevann opp?	Bunntetting, drencslag, drencrør. Celle 0: Ikke sigevannsutløp, oppkomme. Går til grunnvann. Overvåkning i brønner nedstrøms - seks brønner nedstrøms i grunnvann. Måles i overflatevann i myr, bekker. Sigevann før og etter rensing.	Perforert ledning (400-500 mm) samler opp fra deponerte masser. To sluk på toppen - samler overflatevann. Kum - kan skille vann, men det er om det skal gjøres tiltak. Prøvetakingskum - blandprøve en gang i uka. Alt går til rensesparken. Sandfang - sedimentering - vegtsjonsfilter.
Hvilke avbøtende tiltak har blitt utført for å redusere dannelse av sigevann?	Deponidesign. Overflatevann renner ikke inn i deponiet. Plassering i grusavsetning - vann går ikke inn i deponiet. Topptetting etter hvert. Vil skje etter hvert - celle 1 og 2 vil snart topptettes. Grøfting rundt celler der det ikke er naturlig fall.	Avskjærende grøfter rundt deponiet (de fleste steder). Ett problemområde, fremmedvann. Inntil en golfbane, noe fremmedvann. Tilsåing av områder for å redusere sigevannsdannelse.
Sigevannsovervåkning – hva anses av dere å være problemstoffene i sigevannet?	Nedgang på det aller meste ila år - samme også i sigevann. Nitrogen ligger høyt, men ser ingen skade. Utslipp i et myr, videre til Kjoselva. Forhøyet nitrogen, men ikke eutrofiering i elva. Nitrogenfjerning på deponier - utfordring operasjonelt og kostnadsmessig.	Litt høy SS i starten, topper ved veldig høy nedbør. Krav til SS i utslippet. Trøblete. Leirebunn. Ikke så mye forurensning. Har hatt noen år med. 5 mg/L SS, grense på 50. Tiltak: hjulvask via eget renseanlegg, steinsatte grøfter, unngå utvasking av leire. Jobbes kontinuerlig med det.
Hvilke krav er det eventuelt til rensing av sigevannet?	Krav på PFAS-celle. Krav som en har bedt om selv. 100 ng/L. Årlig mengdebegrensning på tre PFAS. Ordinært sigevann: Har bedt om å få krav. Ikke gyldig enda, fått utkast til tillatelse: Krav til utslipp av prioriterte metaller, TOC og PAH. Ikke konsentrasjonskrav.	pH, suspendert stoff. Overvåkning av parametere i sigevannsveiledere (ingen grenseverdier)
Renseteknologi?	Metalldelle: Back-up filter med samme slagg som brukes til stabilisering. PFAS: Filterløsning med AC. Polering med ionebyttemasse. Samla sigevann: Kun luftebasseng (Fram til i år) med lang oppholdstid. Infiltrasjon på topp til grusavsetning - 30 m til grunnvann. På egne vegne: Ambisjonar om å ha det beste renseanlegget i Norge på sigevann. trinn 1: Kjemisk fellingsanlegg, kontainer (etter luftebasseng). TRinn 2: PFAS-rensing på generell sigevannsstrøm. Permanent anlegg (neste år). Pumpestasjon 1 (husholdningsavfall fra celle 1) - ser på om det er mer PFAS her enn i celle 2 (mindre husholdningsavfall).	
Hvilken resipient har deponiet utslipp til?	Grunnvann, myr, bekk. Utjevning. Lite variasjonar. Mengder over tid. Grenseverdier i g/år. Krav satt ut i fra erfaring fra deponicelle. Mengdekrav satt ut i fra at mengde ikke skal øke på tross av økning av deponiareal.	Leira-nitelva (Engabekken - Aasbekken)
Hvilke krav har dere til overvåkning av resipienten? Punkter, frekvens, matriks ...	Krav i tillatelse står i stil til sigevannsveileder: Kvartalsvis overvåkning på sigevann. Har selv laget program der en har grunnvannsbrønner, prøvetas også kvartalsvis. Overflatevann tre ganger i året. Årlig sigevannssediment. Slam i infiltrasjonsbasseng. PFAS/metallcelle: HVer måned. Kjemisk felleanlegg: Ukentlige prøver i en periode - for dokumentasjon	Skal overvåke bekken. Står ikke noe om hyppighet. Skal bidra inn i fellesprogrammet. Har vært en del av overvåkning av vannregion. Høye verdier: Har kjørt hvert år pga høye SS-verdier.
Hvilke vurderinger har dere gjort for representativitet for prøvetakingsmatriks ut ifra hvilket avfall dere deponerer?	Ikke veldig bevisst forhold til dette. Sigevannssediment viser ikke noe spesielt. Ellers vann. Sigevannsanalyser.	Perioder: Hatt med ekstraparametere. Ftalater. Lave verdier av det meste. Litt metaller. Litt jern og mangan.
Er dere kjent med veileder om overvåkning av sigevann fra deponier?		
Benyttes veilederen som grunnlag for miljøovervåking?	Tillatelse	
Er det foretatt lokale tilpasninger i forhold til overvåking (parametere etc)	Lokale tilpasningar: Flere brønner'	Fosfor - gjødsling på golfbane. Fikk bekreftet gjennom datablad.
Er det synspunkter på hvordan på hvordan miljøovervåkingen (og veileder) kan forbedres sett fra deponieiers ståsted?	Utfordringen er også at Statsforvaltere håndterer dette ulikt. Veldig stor forskjell på grad av kontroll. Akseptverdier på avfall - veldig vanskelig. Stramme inn på overvåkning, sette krav til overvåkningsprogram. Overvåkning viktig, parametere, lekkasjer fra deponier. Unntak fra forskriftskrav for bunntetting - marginal overvåkning for å sjekke om dette er i orden.	Forenklinger. Lever med den, gjør det en skal. Overvåkning av parametere som en ikke forventer å finne.
Andre diskusjonspunkter	Synes ofte det kan være utfordrende med at vi får rapporter fra konsulenter for forurenset grunn. Denne skal vi bruke til å bestemme om noe er farlig avfall, noen som ikke alltid temmer med utlekking. Dette bygger man jo endel erfaring med, men likevel utfordrende	
	Jord vs. avfall. Deklarert som forurenset jord - gammelt deponi = avfall (ikke forurenset jord). Når er det avfall? Når er det jord?	
	TOC- krav - ikke målt TOC. Jord er unntatt fra TOC-krav.	Ekstremnedbør - takle

Spørsmål	Deponi E	Deponi F	Deponi G	Deponi H
Generelt				
Plassering				
Areal (m2)	300000 (inkl. gammel del)	170000	Gammelt (avsluttet formelt): 90000, Nå: 60000 (tidligere pukkverk)	
Volum (m3)	3 milll m3 etter totalt	1,7 mill kubikk avtall		
Har dere flere deponier?				
Aktive, avsluttede?	Ingenting som formelt er avsluttet. Noe dyrket mark over			Bygd etter forskriftskrav for inert deponi - 1/3 er tildekket. Fremdeles i driftsfase
Har dere flere celler?		Stabilt ikke-reaktivt farlig avfall (skytobane), Asbest (ikke eget sigevannshåndtering), PFAS	Stabilt ikke-reaktivt farlig avfall (skytobane), PFAS	Bygd etter forskriftskrav for inert deponi - 1/3 er tildekket. Fremdeles i driftsfase
Hvilke vurderinger (rapporter, utredninger ...) ble gjort i forbindelse med oppstart av deponiet?	Gamle deponiområder, egnede lokaliteter. Noen steder: Geologi, geoteknikk. Fyll opp elvedaler - historisk. Skifte: Lettere å bygge ut steder der en allerede var. . Retningslinjer: SFT midten av 90-tall. Forskrift i 2002. Etterdrift - større anlegg		Pukkverk: Hensikt har vært å fyll oppgjen	Nyeste deponi - stort sandtak. Reguleringsplan - fylles opp igjen.
Nye deponilokaliteter	Sår i landskapet (pukkverk, grustak ...). Inert/ordinært: Sammenheng med geologi, geoteknikk, hydrogeologi. Membraner +++			
Avfallsfraksjoner				
Hvilke avfallsfraksjoner mottas på deponiet?	Forurenset jord og betong, andre avfallsfraksjoner. Tilfredstille krav til masse.			
Har dere tidligere tatt imot avfallsfraksjoner som nå er avsluttet? Hvorfor avsluttet?	Sluttet med asbest grunnet plassmangel. Restriktive på flytende avfall. Forbud om nedbrytbart avfall (2009) - veldig stor endring på alle deponier.			
Hvilke avfallsfraksjoner anses å være problematiske med tanke på å få en miljømessig god håndtering?	Skytebanejord, PFAS (ikke et problem). Oljeforurenset masser (plasshensyn), avfall som inneholder persistente organiske miljøgifter - mobile. Gummigranulat (fotballbaner), ikke lov å deponere (brannfare). Ikke så lett å forbrenne. Gummifraksjoner. Bilfragmenteringsluff (sikterest). Uorganisk, rester bilinteriør ... Deponi. PFAS.			
Hvilke tester (totalinnhold, utlekkingstester) har dere av avfallet før det mottas?	Forurensa jord (finnes totalinnhold, utlekkingstester ved behov). Sterkt forurenset masse - behovsprøvd. Kan komme til å lekke.			Inert deponi
Hva slags dokumentasjon kreves av større leverandører av potensielt miljøfarlig avfall?	Risikovurdering av Lindum. Hva kan ligge der? Miljørisikovurdering fra kunde. Stiller oppfølgingsspørsmål, sjekker ekstra selv. Stikkprøvekontroll (Avdekker av og til stoffer som ikke kunden visste om). Deponieier sitter på risikoen for all evighet. Mange fagfolk inne i store saker. Deponieier søker av og til om dispensasjon for mottak av avfall som ikke er tillatt.			
Kun avfallsprodusent? Eller gjør dere også analyser av avfall selv?	Sender til lab. XRF selv - stikkprøver i mottakskontroll. pH, glødetap. Til de prøvene som skal brukes formelt - akkreditert lab.			
Har dere ulike celler for ulike typer avfall? Overvåkes sigevann fra disse cellene spesifikt? Er det mulig å få data fra slike celler?	Ja. Veldig spesifikke celler. PFAS-celler. Løse mindre enn resten av deponiet.			
Sigevann	Organisk innhold: Binde opp metaller, andre organiske. Dårligere binding over tid.		Ingen naturlige geologiske barrierer som er tett nok. Bygger geologiske barrierer. To bentonitt-membraner (hadde klart seg med en) - subbus mellom - i bunntetting+ plastmembran.	
Hvordan samles sigevann opp?		Separate anlegg. Bygges etappevis Stedstilpasset. 60.tallet: Hogd skog så begynt å fyll. Ingen tetting. 80-tallet konstruerte bunntetting. Ikke samme krav som i dag.		Leire, dreneringslag, rør.
Hvilke avbøtende tiltak har blitt utført for å redusere dannelse av sigevann?	Grøfter (både før og etter). Tildekking av overflate. Prosesser på deponier avrenning går separat og ikke inn i deponiet. (Får ikke gjort noe med grunnvannsinnekkasje)			
Sigevannsovervåkning – hva anses av dere å være problemstoffene i sigevannet?	Tungmetaller, PFAS, organiske miljøgifter, DEPH. Alt mulig. Vann går videre til kommunalt anlegg (renser organiske stoff, næringsstoff (P))			
Hvilke krav er det eventuelt til rensing av sigevannet?	Ingenting	Krav om suspendert stoff, pH og olje. IED skal gjelde på sikt. Rensekapasitet på alt sigevann	Ingenting	
Renseteknologi?	Renser en delstrøm før det slippes til kommunalt dnett	Mivanor (dam)	Sedimentasjonsdam - kommunalt nett	Infiltrasjon lokalt - brønner overvåkes nedstrøms
Hvilken resipient har deponiet utslipp til?	Kommunalt nett	Kystvann	Kommunalt nett (Tønsberg renseanlegg)	Elv, via akvifer.
Hvilke krav har dere til overvåkning av resipienten? Punkter, frekvens, matriks ...	Overvåker grunnvann og lokale bekker omkring. Diffuse lekkasjer kommer i bekker. Det overvåkes det som ligger i tillatelsen.			
Hvilke vurderinger har dere gjort for representativitet for prøvetakingsmatriks ut ifra hvilket avfall dere deponerer?	Ja. PFAS inn i overvåkningsprogrammet. Kikker på hva som en tar imot. 5-årig screening. Overvåkning Statsforvalter. Prioriterte stoffer - slipper ut eller ikke? Ekstra stoffer på screening. Pålegg fra Statsforvalter - stoffliste fra Vannforskriften.			
Er dere kjent med veileder om overvåkning av sigevann fra deponier?				
Benyttes veilederen som grunnlag for miljøovervåking?				
Er det foretatt lokale tilpasninger i forhold til overvåking (parametere etc)				
Er det synspunkter på hvordan på hvordan miljøovervåkingen (og veileder) kan forbedres sett fra deponieiers ståsted?	Utdatert på stoffutvalg - labor bruker veileder (pakke fra lab) - utover veileder - dyrt. Vanskelig å rapportere - nedtrekkslister i Altinn - nedtrekkslister inneholder ikke. Prøvetakingsmetoder:			
Andre diskusjonspunkter				

Kontroll- og referanseside/ Review and reference page

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Vurdering av sigevann fra deponier i Norge - Faktagrunnlag		Dokumentnr./Document no. 20220358-01-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Oppdragsgiver/Client Miljødirektoratet	Dato/Date 2023-02-28
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ Proprietary rights to the document according to contract Oppdragsgiver / Client		Rev.nr.&dato/Rev.no.&date 0
Distribusjon/Distribution FRI: Kan distribueres av Dokumentsenteret ved henvendelser / FREE: Can be distributed by the Document Centre on request		
Emneord/Keywords Deponier, sigevann, faktagrunnlag		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country Norge	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality	Feltnavn/Field name
Sted/Location	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates Sone: Øst: Nord:	Koordinater/Coordinates Projeksjon, datum: Øst: Nord:

Dokumentkontroll/Document control Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns-kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter-disciplinary review by:
0	Originaldokument	2023-01-19 Gøril Aasen Slinde	2023-01-22 Gudny Okkenhaug		

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 28. februar 2023	Prosjektleder/Project Manager Gøril Aasen Slinde
--	--------------------------------------	--

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: GeoMiljø – Offshore energi – Naturfare – GeoData og teknologi

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Geotechnics and Environment – Offshore energy – Natural Hazards – GeoData and Technology.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

