

MARS 2018  
MOSS KOMMUNE

# OPPGRADERING AV RENSELØSNING FOR SIGEVANN FRA TROLLDALEN DEPONI

MARS 2018  
MOSS KOMMUNE

# OPPGRADERING AV RENSELØSNING FOR SIGEVANN FRA TROLLDALEN DEPONI

OPPDRAGSNR.

DOKUMENTNR.

A101945

VERSJON

UTGIVELSESDATO

BESKRIVELSE

UTARBEIDET

KONTROLLERT

GODKJENT

1

12.03.2018

Rapport

Oscar Lidholm

Eilen Arctander Vik

Svein Ole Åstebøl

# INNHOOLD

1	Innledning	4
2	Beskrivelse av eksisterende anlegg	6
3	Forutsetninger for dimensjonering av rensesprosessene	7
3.1	Designgrunnlag	7
3.2	Jernfjerning	8
3.3	Nitrifikasjon	8
3.4	Våtmarksanlegg	10
4	Grovdimensjonering av rensesprosess for jernfjerning	11
5	Grovdimensjonering av rensesprosess for nitrogenfjerning	14
6	Grovt kostnadsanslag for fjerning av jern og for nitrifikasjon	17
6.1	Driftskostnader	17
6.2	Årskostnad	18
7	Konklusjon og anbefaling	19
8	Referanser	20

# 1 Innledning

Moss kommune arbeider med opprydding og forbedring av vannkvaliteten i Trolldalsbekken og i den sammenheng er det nødvendig å oppgradere eksisterende renseanlegg for sigevann fra det nedlagte deponiet i Trolldalen. NIBIO har tidligere evaluert renseanlegget og gitt anbefalinger om oppgradering (Mæhlum, 2011). Sigevannet inneholder blant annet jern, som feller ut i området ved deponiet og i Trolldalsbekken. Jernet er et estetisk problem og et problem for fisken i bekken. Også ammonium i sigevannet har negativ påvirkning på fiskebestanden i bekken. En separat COWI-rapport som er under utarbeidelse skal beskrive forutsetninger for fiskebestanden i bekken.

En undersøkelse av kjemisk tilstand og innholdet av miljøgifter i sigevannet og i bekken er gjennomført parallelt med dette arbeidet (Saunes, 2018). Målet med miljøgiftundersøkelsen var å vurdere hvilken betydning sigevannsutslippet fra deponiet utgjorde mht. miljøtilstanden for bekken. Saunes konkluderer med at Trolldalsbekken er i svært dårlig tilstand iht. vanndirektivets klassifisering. Rapporten konkluderer videre at slik som øvre deler av Trolldalsbekken fremstår i dag, er den trolig lite egnet som leveområde for fisk og andre vannlevende organismer. Dette skyldes i stor grad høye konsentrasjoner av ammonium, fosfor, tilslamming som følge av utfelling av jern og mangan, samt redusert oksygeninnhold i deler av bekkeløpet. Når det gjelder miljøgifter og tungmetaller, er konsentrasjonene av enkelte forbindelser i sigevannet, slik som PCB og enkelte PAH-er, høye og på nivåer som kan føre til kroniske effekter for biologien. Flere av de undersøkte organiske miljøgiftene er prioriterte miljøgifter med egenskaper som gjør at de er persistente for nedbrytning, bioakkumulerbare og toksiske ovenfor vannlevende organismer. Et overordnet nasjonalt mål er å redusere og eliminere tilførsel av disse stoffene. Rapporten påpeker at bekken er forurenset av næringsvirksomhet oppstrøms sigevannsdeponiet. Dette gjelder spesielt kobber, olje og forhøyet pH. Det betyr at sigevannrensingen må forbedre vannkvaliteten betydelig ved å fjerne jern, mangan, ammonium, fosfor i tillegg til miljøgifter som PCB, enkelte PAH-forbindelser og sink for at bekken skal få en vannkvalitet som gir gode leveforhold for fisk i umiddelbar nærhet til sigevanns-påslippet fra renseanlegget.

Rapporten påpeker at i tillegg til å oppgradere renseanlegget er det behov for å oppgradere oppsamlingssystemet for sigevann for å redusere dagens forurensningstilførsel til bekken.

Målet med dette notatet er å presentere to alternative renseløsninger for rensing av sigevann fra deponiet, ett prosessalternativ som inkluderer fjerning av jern (for å redusere tilslamming og oksygenforbruk i bekken) og ett prosessalternativ som i tillegg fjerner ammonium fra avløpsvannet (som bidrar til ytterligere reduksjon av oksygenforbruk og toksisk virkning på fisk). Ett prosessalternativ som inkluderer bruk av kjemikalier og/eller finere filtrering for å optimalisere fjerningen av partikler (inkl. jern, tungmetaller, fosfor, PAH og PCB) er ikke vurdert i notatet. De to kostnadsvurderte renseanleggene kan kompletteres med et våtmarksanlegg. Ifølge dokumentasjon fra Mæhlum (2017a), vil et slikt rensetrinn øke fjerningen av

tungmetaller og organiske miljøgifter fra sigevannet. Et våtmarksanlegg er ikke vurdert i denne rapporten.

## 2 Beskrivelse av eksisterende anlegg

Deponiet ble etablert 1965 og mottok blandet kommunalt husholdningsavfall og avfall fra næring og industri i Moss. Deponiet består av en hoveddel i nord og en sørlig del. Sørlig del av søppelfyllingen har diffus avrenning til Trolldalsbekken. Sige vann fra hoveddeponiet samles i oppsamlingsgrøfter og kulvert og ledes via en kum med sandfang til et renseanlegg eller direkte til Trolldalsbekken via et overløp. Renseanlegget, som ble etablert i 2001, består av et sedimenteringsbasseng etterfulgt av et våtmarksfilter (Mæhlum, 2011).

Oppsamlingssystemet for sige vann fra hoveddeponiet vil rehabiliteres i 2018, og da vil også sige vann fra sørlig del av deponiet kobles til renseanlegget.

Eksisterende sedimenteringsbasseng har tett bunn (sprøytebetong), og har en lengde på 25 m, bredde 5 m, areal 125 m<sup>2</sup> og et vanddyb på ca. 0,7 m. Våtmarksfilteret har en lengde på 15 m, bredde 5 m, areal 75 m<sup>2</sup> og et filterdyb på ca. 0,7 m. Filtermaterialet er torvblandet 2-4 mm Filtralite NC tilplantet med dunkjevle, blanding 1:3. Våtmarksfilteret skilles fra dammen med et 0,7 m bredt filter av Filtralite NR 10-20 mm lettklinker i gabioner. Samlet areal på anlegget er ca. 200 m<sup>2</sup>. Vannvolumet totalt i anlegget er ca. 100 m<sup>3</sup> ved normal vanddyb og uten slam.

Utløpet fra våtmarksfilteret ledes til Trolldalsbekken via en nivåreguleringskum. Vannivået reguleres ved et bøyd 110 mm rør. Figur 1 viser søppelfyllingen, plassering av renseanlegg (gul firkant), samt prøvepunkter for prøver (1; 2; 3 og 4) tatt i miljøgiftundersøkelsen (Saunes, 2018). Ørret kan pga. fysiske barrierer ikke ta seg lenger enn til et punkt nedstrøms prøvepunkt 4 (v/Kambo senter), men ikke lenger.



Figur 1. Valg av målestasjoner for prøvetaking i miljøgiftundersøkelsen

## 3 Forutsetninger for dimensjonering av renseprosessene

### 3.1 Designgrunnlag

Det dimensjoneres to alternative prosesser i denne rapporten, en prosess for jernfjerning (kapittel 3.2) og en prosess for jernfjerning og nitrifikasjon (kapittel 3.3). Det antas at eksisterende sedimenteringsbasseng og våtmarksanlegg kan bygges om til et basseng med 5 meter bredde og 40 meter lengde. Vanddyptet i eksisterende basseng forventes være 0,7 m. For begge prosessalternativene kan et våtmarksanlegg plasseres nedstrøms renseanlegget (kapittel 3.4) (Mæhlum, 2017a).

I NIBIO-notat for dimensjonering av renseløsninger ble det antatt at årlig sigevannsproduksjon for hoveddeponiet kan estimeres utfra 400 mm nedbør over 90 daa (Mæhlum, 2017a). Sigevannsproduksjonen estimeres da til totalt 36 000 m<sup>3</sup> per år, hvilket tilsvarer en gjennomsnittlig døgnmengde på 99 m<sup>3</sup>/d.

Gjennomsnittlig årsnedbør ved Moss brannstasjon er målt til 909 mm (data fra eklime.no for 2008-2017). Døgnvariasjonen for sigevannsproduksjonen beregnes her som 44 % av målt døgnnedbør (tilsvarende 400 mm/år) over 90 daa. Det antas at sigevannsmengden øker med 50 % når sørlig deponi kobles til renseanlegget, til en gjennomsnittlig mengde på 149 m<sup>3</sup>/d. Dimensjonerende døgnutrenning til renseanlegget antas å være 300 m<sup>3</sup>/d (altså ca. 2 ganger gjennomsnittlig døgnvannmengde fra hoveddeponiet og fra sørlig deponi). Estimeringer av hvor stor del av sigevannet som kan behandles i renseanlegget er svært usikker. Hvis sigevannsproduksjonen er proporsjonal med nedbørsmengden, og sigevannet renner til renseanlegget samme døgn som nedbørsmengden er registrert, så vil 50 % av sigevannet kunne behandles i et anlegg med maks kapasitet på 300 m<sup>3</sup>/d. Hvis nedbøren buffres i anlegget, og sigevannsmengden til renseanlegget beregnes som et glidende middelværdi for 3 døgn, så vil 63 % kunne behandles i et anlegg med kapasitet på 300 m<sup>3</sup>/d. For 7 døgn glidende middelværdi vil 85 % av sigevannsmengden kunne behandles.

Tabell 1 viser resultatet fra analyser av stikkprøver og prøver fra passive prøvetakere fra sigevannet i november 2017. Tabellen beskriver de målinger som er vurdert som mest relevante for renseanlegget, mens miljøgiftundersøkelsen gir en komplett beskrivelse av analyseprogrammet og resultater. Fargekodene er knyttet til tilstandsklasser for resipienten basert på Miljødirektoratets veiledere. Tilstandsklassene baserer seg på vurdering av filtrerte tungmetaller. Analyseprogrammet ble etter første prøveserie utvidet til også å ta med ufiltrerte prøver. Av fargekodene fremgår det at sigevannet har svært høyt innhold av næringsstoffene fosfor og nitrogen/ammonium, noe forhøyede verdier av nikkell og sink. Det er ikke utviklet tilstandsklasser for metaller målt med passive prøvetakere (DGT) eller organiske miljøgifter målt med SPM membraner. Målte verdier for Ni og Zn er på samme nivå for vannprøvene og DGT prøvetakerne, mens jerninnholdet er vesentlig høyere. Jern var også utfelt på alle de passive prøvetakerne i bekken.

Tabell 1. Målinger på stikkprøver fra sigevannet, stasjon 3 i miljøgiftundersøkelsen, samt for passive prøvetakere (Saunes, 2017). Fargekoden er knyttet til tilstandsklasser i veileder M-608/2016 og 02:2013 (rød=svært dårlig, oransje=dårlig, gul=moderat)

Parameter	Enhet	Stikkprøver				Passive prøvetakere
		02.11.2017	09.11.2017	16.11.2017	27.11.2017	11.2017
Temp	°C	9,1	8,1	8,1	8	
pH		6,6	7,7	6,8	6,5	
Tot-P	mg/l	0,41	0,43	0,53	0,29	
Tot-N	mg/l	15	13	11	10	
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	12	12	10	9,5	
TOC	mg/l	24	18	22	28	
KOF	mg/l	<30	87	59	60	
Fe (tot)	mg/l	-	22	68	33	
Fe (filtr)	mg/l	0,0229	0,028	0,030	0,070	3,3*
Ni (tot)	µg/l	-	7,3	7,9	6,6	
Ni (filtr)	µg/l	7,8	5,3	5,6	5,8	3,8*
Sink (tot)	µg/l	-	56	77	57	
Sink (filtr)	µg/l	30	13	21	35	22*
Sum PCB7	µg/l					2,52**
Sum PAH-16	µg/l					1,97**

\*DGT

\*\* SPM membraner

## 3.2 Jernfjerning

Tabell 1 viser at mesteparten av jernet i sigevannet var i partikulær form når analysene ble utført og at pH var mellom 6,5 og 7,7 for prøvene. Det antas at jernet kan ha blitt oksidert etter at prøvene ble tatt ut, og oksidasjonsprosessen dimensjoneres for en innløpskonsentrasjon på 30 mg/l toverdige jern. Totalt jerninnhold varierte fra 22 til 68 mg/l i disse tre prøvene, men tidligere målinger er det flere målinger på ca. 30 mg/l. oksidasjonsprosessen dimensjoneres for å oppnå 1 mg Fe/l ved pH 6,7. Den oksidering som antas ha skjedd i prøvene ville ha redusert pH-verdien, og derfor dimensjoneres anlegget ikke for pH 6,5, som ble målt 27. november 2017. Jernfjerningsprosessen forventes ikke å ha noen effekt på fjerningen av tungmetaller. Konsentrasjonene i utslippet forventes å tilsvare konsentrasjonene i ufiltrerte prøver. Et anlegg med jernfjerning uten en optimalisering av fjerningen av små partikler (med filtrering eller kjemisk fellingsprosess) kan ikke forvente å fjerne partikulære tungmetaller. Ved målinger av filtrerte prøver benyttes et 0,45 µm filter. Konsentrasjoner av PAH og PCB forventes å tilsvare målte verdier i passive prøvetakere (tabell 1). For å øke fjerningen av tungmetaller og organiske miljøgifter kan prosessen eventuelt kompletteres med et våtmarksanlegg, jf. vurderinger i kapittel 3.3.

## 3.3 Nitrifikasjon

Det andre prosessalternativet, hvor også nitrogen skal fjernes fra sigevannet, dimensjoneres for en innløpskonsentrasjon på 15 mg NH<sub>4</sub>-N/l. Prosessen dimensjoneres for å oppnå en stabil nitrifikasjon ved 7 °C ved dimensjonerende



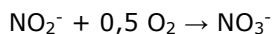
vannføring (300 m<sup>3</sup>/d). Temperaturen ble målt til mellom 8,0 og 9,1 °C i innløpet i november 2017 (jf. tabell 1), men vil reduseres i prosessen.

For fisk er ammoniakk mye mer toksisk enn ammonium. Gjennomsnittlige ammoniumkonsentrasjoner på <0,1 mg NH<sub>4</sub>-N/l og maksimale konsentrasjoner på 0,2-0,3 mg NH<sub>4</sub>-N/l er anbefalt for å beskytte laks (Lindeström, 2012). Ammonium er i likevekt med ammoniakk, og gjennom å redusere mengden ammonium i vannet så vil man også redusere mengden ammoniakk i bekken. Likevekten er pH-avhengig, det vil være mer ammoniakk i vannet ved høy pH. Ved 2 mg NH<sub>4</sub>-N/l så vil f.eks. NH<sub>3</sub>-N-konsentrasjonen være ca. 0,1 mg NH<sub>3</sub>-N/l ved pH 8,5 og 0,001 mg NH<sub>3</sub>-N/l ved pH 6,5.

Nitrifikasjon er en totrinnsprosess, og utføres av de to autotrofe bakteriegruppene Nitrosomonas og Nitrobacter. Dersom vi neglisjerer assimilasjon kan aerob oksidasjonen av ammonium til nitritt («nitrittasjon») med Nitrosomonas skrives som:



Aerob oksidasjonen fra nitritt til nitrat («nitratasjon») med Nitrobacter kan skrives som:



Nitrittkonsentrasjoner på 0,2 mg NO<sub>2</sub>-N/l er rapportert som akutt toksisk for laksefisker. I Canada er en grenseverdi på 0,06 mg NO<sub>2</sub>-N/l benyttet som grenseverdi for å beskytte ferskvannsorganismer (Lindeström, 2012). Hvis nitreringsprosessen blir forstyrret så risikerer man toksiske konsentrasjoner av nitritt i bekken. Risikoen for dette kan eventuelt vurderes i lab- eller pilotforsøk. Forsøkene bør gjennomføres ved varierende temperaturer.

Etter nitrifikasjonsprosessen kan det bli opptil ca. 15 mg NO<sub>3</sub>-N/l i utløpet. Dette forventes å fortynnes til ca. 5 mg NO<sub>3</sub>-N/l nedstrøms bekken (basert på forholdet mellom ammonium i målepunkt 3 og 4 for måling i november 2017, se bilag A). Nitratkonsentrasjoner på 2 mg NO<sub>3</sub>-N/l er rapportert som en grense for å beskytte sensitive ferskvannsorganismer (Camaro et al, 2005). For å fjerne nitraten kan man innføre et denitrifikasjonstrinn etter prosessen. Denitrifikasjon innebærer at nitrat reduseres fra NO<sub>3</sub><sup>-</sup> til nitrogengass (N<sub>2</sub>) via et antall mellomformer. En av mellomformene er nitritt, og det er stor risiko for at det produseres toksiske nivåer av nitritt i en ustabil denitrifikasjonsprosess. For å beskytte fisken er det vurdert som mer hensiktsmessig å slippe ut 15 mg/l nitratnitrogen fra renseanlegget, enn å risikere noen mg/l nitrittnitrogen. Derfor velges det å ikke inkludere et denitrifikasjonstrinn i prosessen. Det kan skje noe denitrifikasjon i et etterfølgende våtmarksanlegg. Påvirkningen på fisken av 5 mg NO<sub>3</sub>-N/l kan vurderes for å vurdere kost-nytte av tiltaket. Vi vurderer at giftigheten for fisk blir sterkt redusert ved nitrifikasjon av sigevannet, selv om nitratkonsentrasjonen i bekken øker.

I nitrifikasjonsanlegget vil det skje noe fjerning av fosfor. Bakteriene trenger fosfor for å kunne vokse, og det kan bli behov for å tilsette fosfor til prosessen i perioder.

### 3.4 Våtmarksanlegg

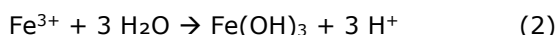
Trond Mæhlum, NIBIO, har foreslått en dimensjonering av et våtmarksanlegg (2017a) for fjerning av organiske miljøgifter og tungmetaller:

*«Et basseng som graves i naturlige masser mellom deponifronten og Trolldalsbekken, dybde 30-50 cm, areal ca. 2000 m<sup>2</sup>. Bassenget utformes slik at vannet har lang oppholdstid og god kontakt mot sediment og våtmarksvegetasjon. 2 eller 3 dammer etableres ved å lage jordvoller på tvers av bekkedalen av morenejord som plastres med leire. Erosjonssikre overløp etableres på vollene. Det skal ikke graves i deponifronten for å unngå utglidning og skade på eldre drenering. Bunnen i bassengene jevnes ut og større trær fjernes i og langs bassengene.»*

For å vurdere renseseffekten for organisk miljøgifter og tungmetaller i våtmarksanlegget henvises til Trond Mæhlum, NIBIO. Nyttene med dette tiltaket blir da å øke miljøstatusen generelt i Trolldalsbekken (Saunes, 2018). For levevilkårene for fisken forventes dette tiltaket ikke å gjøre en betydelig forskjell (ammoniumkonsentrasjonene er et større problem). Funksjonen for nitrogenfjerning forventes å være begrenset utenfor vekstsesongen, og dermed er våtmarksanlegget ikke vurdert som nødvendig for å bedre forutsetningene for fisk i Trolldalsbekken.

## 4 Grovdimensjonering av renseprosess for jernfjerning

Jern i sigevannet ut fra deponiet foreligger som toverdige jern fordi det ikke er oksygen tilstede i deponiet. Løseligheten av toverdige jern er høyt, men når vannet oksideres (renner i rør ut av deponiet og oksygen blandes inn) oksideres jern til treverdige og løseligheten av jernhydroksid er lav (~0,1 mg/l Fe). Oksidasjonen av lett-løselige toverdige jern til treverdige jern i tungt-løselige jernhydroksid kan skrives som ligning 1 og 2:



Reaksjonshastigheten er avhengig av konsentrasjonen av  $\text{Fe}^{2+}$ , oksygenkonsentrasjonen og pH. Figur 2 viser hvordan reaksjonshastigheten påvirkes ved ulike pH (Stumm & Lee, 1961). Figur 3 viser hvor lang tid som trengs for å oksidere 95 % av mengden  $\text{Fe}(\text{II})$  til  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  ved ulike pH.

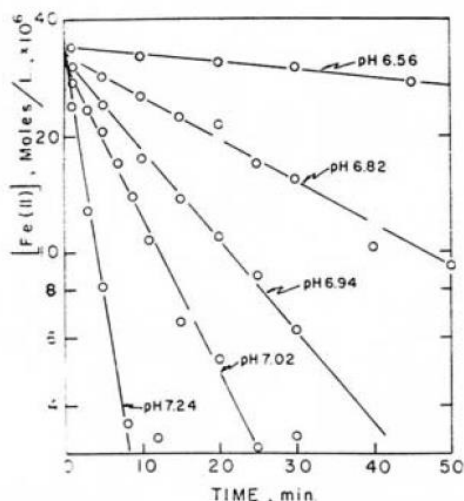


Figure 1. Oxygenation rate of ferrous iron is proportional to  $\text{Fe}(\text{II})$  and is strongly influenced by pH

20.5° C.  $P_{\text{O}_2} = \text{const.}$

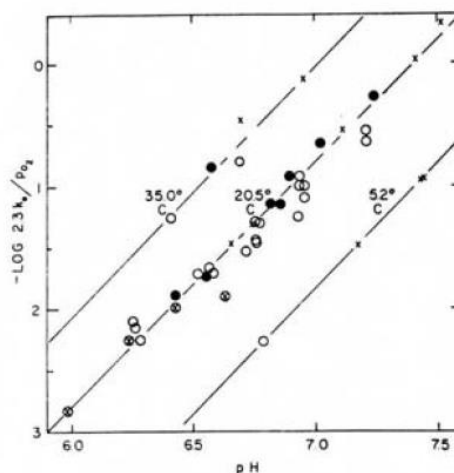
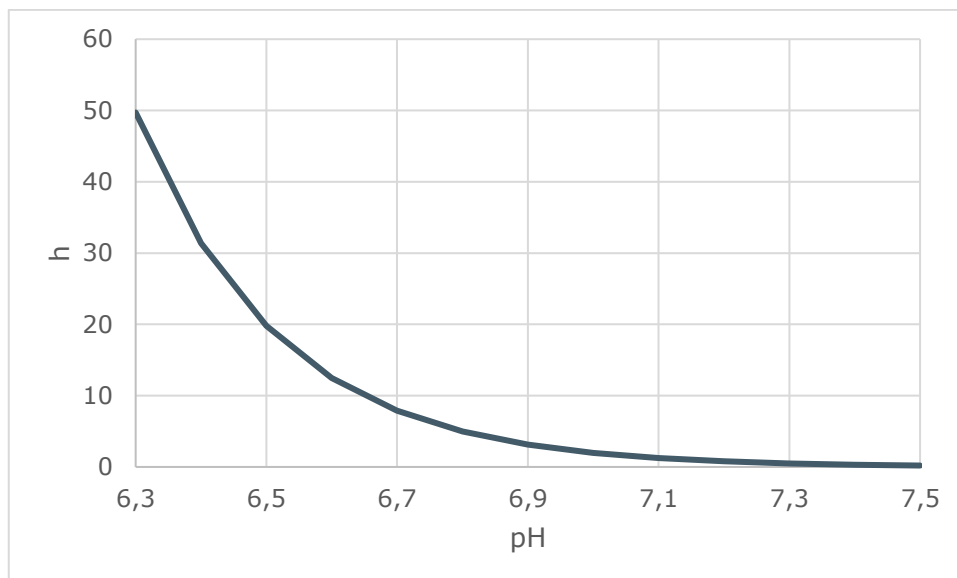


Figure 2. An increase by one pH must increase oxygenation rate 100-fold

Figur 2. Reaksjonshastighet for oksidering av  $\text{Fe}(\text{II})$  til  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , påvirkning av pH (Stumm & Lee, 1961)



Figur 3. Tid for å oksidere 95 % av mengden jern (II) til  $Fe(OH)_3$  ved ulike pH

Ved pH 6,7 er det beregnet at man trenger en oppholdstid på ca. 11,5 timer i et luftet trinn for å oppnå 97 % renseseffekt for toverdigg jern (1 mg  $Fe(II)/l$  i utløpet). Hvis man etablerer et luftet trinn med bredde 5 m, lengde 20 m, og vanddyb 0,7 m så får man en oppholdstid på ca. 11,5 timer ved dimensjonerende vannføring (300  $m^3/d$ ). Dette trinnet kan luftes via perforerte PE-rør i bassenget (plasseres ved bunnen av bassenget, f.eks. fordelt i 3-5 rader) og koble til en blåsemaskin. Et enkelt luftesystem velges fordi det er mindre følsomt mot utfellinger av jernhydroksid og kalsiumkarbonat. Mengden luft som kreves er beregnet til ca. 200  $Nm^3/t$ .

Etter luftetrinnet ledes vannet til et sedimenteringsbasseng, der jernhydroksidpartiklene sedimenterer. Sedimenteringsbassenget har bredde 5 m, lengde 20 m og vanddyb 0,7 m (100  $m^2$  overflateareal, 0,13  $m^3/m^2$ -t overflatebelastning ved dimensjonerende belastning). Sedimenteringsbassenget utgjøres av gjenstående del av eksisterende sedimenteringsbasseng og våtmarksfilter (total lengde 40 m). Bassenget tømmes når det er bygget opp et lag med slam på bunnen. Det forutsettes at man kan tømme bassenget med gravemaskin fra siden av bassenget. Ved en antatt TS-konsentrasjon på 2 % så vil man ha et 20 cm tykt slamlag på bunnen etter 25 døgn. Ved mer "fluffy" jernslam så kan man risikere å måtte tømme oftere enn en gang per måned.

Tabell 2 viser nøkkeltall for et grovdimensjonert anlegg for å fjerne jern fra sigevannet. Figur 4 viser en prinsippsskisse av anlegget. Anlegget kan kompletteres med et våtmarksanlegg, hvilket kan gi en økt fjerning av partikler, tungmetaller, organiske miljøgifter, samt noe nitrogenfjerning i den varme delen av året. Total renseseffekt for anlegget er avhengig av hvor stor andel av sigevannet som går i overløp (jf. kapittel 3.1). For vannet som behandles i renselanlegget forventes en renseseffekt på 97 % for jern (1 mg  $Fe(II)/l$  i utløpet). Konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter forventes tilsvare målte verdier for tungmetaller (totalt) og passive prøvetakere i tabell 1. For renseseffekt for tungmetaller og organiske miljøgifter i et våtmarksanlegg henvises til Trond Mæhlum, NIBIO. Nitrifikasjon og denitrifikasjon i et eventuelt våtmarksanlegg forventes være begrenset til varme årstider.

Tabell 2. Nøkkeltall for et grovdimensjonert anlegg for fjerning av jern (våtmarksanlegg er ikke inkludert)

Forutsetninger/anleggsdel	Parameter	Enhet	Verdi
Forutsetninger	Dim. vannmengde ( $Q_{dim}$ )	m <sup>3</sup> /d	300
	Gjennomsnittlig vannmengde	m <sup>3</sup> /d	150
	Dim. kons Fe(II)	mg/l	30
Luftet volum	Luftet volum	m <sup>3</sup>	141
	Oppholdstid ved $Q_{dim}$	t	11,5
	Spesifikt oksygenbehov	g O <sub>2</sub> /g Fe	0,14
	Spissbelastningsfaktor		1,5
	Dim. AOR	kg O <sub>2</sub> /t	0,040
	Dim. SOR	kg O <sub>2</sub> /t	0,13
	Dim. luftbehov	Nm <sup>3</sup> /t	200
	Effektbehov	kW	5
	Energibehov luftning	kWh/år	44 000
Sedimentering*	Areal	m <sup>2</sup>	100
	Overflatebelastning ved $Q_{dim}$	m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> -t	0,13
	Antatt TS-halt sedimentert slam	%	2
	Tid mellom hver slamtømming (20 cm slam)	d	25

\* Bør vurdere mer effektiv sedimenteringsløsning



Figur 4. Prinsippkisse for et renseanlegg for jernfjerning

## 5 Grovdimensjonering av rensesprosess for nitrogenfjerning

Nitrifikasjonshemmingen for vannet er målt til 0 % ved 100 % innblanding (analyse utført 18. desember 2017 på vann tatt ut i november 2017). Det antas at man trenger en slamalder på  $> 11$  døgn for å ha en stabil nitrifikasjon ved  $7\text{ }^{\circ}\text{C}$  i prosessen ved dimensjonerende vannføring. Dette blir vanskelig å oppnå i en luftet lagune, hvor volumbehovet da blir  $3300\text{ m}^3$  ved dimensjonerende vannføring (ved  $300\text{ m}^3/\text{d}$ ).

I en biofilmsprosess vokser nitrifikasjonsbakteriene på overflaten til et bærermateriale. En slik prosess klarer større hydrauliske variasjoner enn en prosesser med suspenderte bakteriekulturer. Prosessen er også mer kompakt enn en luftet lagune.

Vi dimensjonerer en biofilmsprosess for en spesifikk nitrifikasjonshastighet på  $0,4\text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{-d}$ . Ved en dimensjonerende belastning på  $4,5\text{ kg NH}_4\text{-N}/\text{d}$  ( $15\text{ mg}/\text{l}$ ,  $300\text{ m}^3/\text{d}$ ) trengs det da en beskyttet biofilmoverflate på  $11\,250\text{ m}^2$ .

Risikoen for utfellinger (jern, kalk) er vurdert som stor, og derfor er ikke en MBBR-prosesser vurdert som hensiktsmessig ( $100\text{ mg Ca}/\text{l}$  er målt), da det blir vanskelig å holde bærermaterialet flytende etter utfellinger. Vi regner med at man kan installere en prosess med faste/flytende biofilmelementer, f.eks. HolKof-prosessen til Eden Aquatech eller lignende, men dette er ikke avklart med leverandøren. Figur 5 viser HolKof-prosessen i en installasjon for rensing av sigevann i Djupdalen deponi, Karlstad (Holby, 2017).



Figur 5. HolKof-prosessen

For HolKof-prosessen er en overflate på  $630\text{ m}^2$  rapportert for elementer med et volum på  $4,2\text{ m}^3$  ( $L \times B \times H = 2,77\text{ m} \times 2,77\text{ m} \times 0,55\text{ m}$ ). Det er behov for  $75\text{ m}^3$  HolKof-elementer for å oppnå overflatebehovet på  $11\,250\text{ m}^2$ . Hvis elementer med en dybde på  $0,55\text{ m}$  benyttes så trenger man elementer med en total lengde på  $30\text{ m}$  (ved en bredde på  $4,5\text{ m}$ ). Under bærerenhetene plasseres det et grovblåst luftesystem (perforerte PE-rør, se beskrivelsen i kapittel 4). Det kan være mulig å installere luftesystemet uten å øke dybden for bassenget. Luften tilføres fra blåsemaskiner som plasseres i et bygg ved anlegget. Dimensjonerende oksygenbehov er estimert til  $1500\text{ Nm}^3/\text{t}$ .

I følge målinger gjort i november hadde vi  $0,4\text{ mg}/\text{l}$  Tot-P i vannet, men vi er usikre på om dette er stabilt. Det forutsettes at det i perioder bli behov for å dosere fosfor til

prosessen. Det kan også bli behov for å dosere lut til nitrifikasjonsprosessen, spesielt hvis pH blir lavere enn 6,5.

For å redusere mengden jernutfellinger på biofilmmaterialet, plasseres et luftet trinn foran prosessen for oksidasjon av Fe(II). Et basseng med 40 meter lengde, 5 meter bredde og 0,7 meter dybde deles inn i 1/4 jernoksideringstrinn (10 m lengde) og 3/4 nitrifikasjonsprosess (30 m lengde). Det gir et volum i jernoksideringstrinnet på 35 m<sup>3</sup>, med en oppholdstid på 2,8 timer ved dimensjonerende døgntilrenning (300 m<sup>3</sup>/d, 12,5 m<sup>3</sup>/t). Dette anlegget plasseres hvor eksisterende sedimenteringsbasseng og våtmarksfilter er i dag.

Et nytt volum etableres etter eksisterende våtmarksfilter for sedimentasjon av utfelt jern og bioslam. Dette anlegget dimensjoneres med et overflateareal på 100 m<sup>2</sup> (f.eks. 5 x 20 m) med mulighet for tømning med gravemaskin fra siden av bassenget.

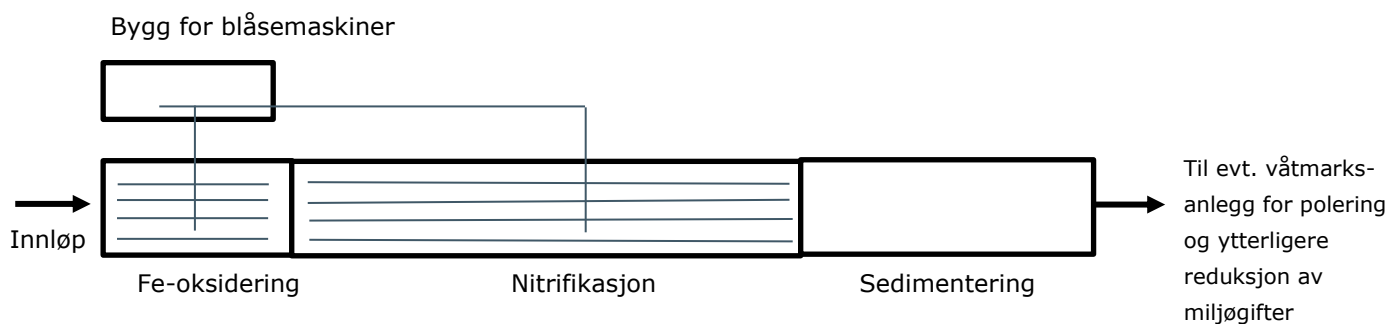
Et våtmarksanlegg kan eventuelt plasseres etter sedimenteringsbassenget, med fokus på polering (fjerning av det som ikke sedimenterer i sedimentasjonsbassenget) og for fjerning av organiske miljøgifter.

Tabell 3 viser nøkkeltall for en prosess med nitrifikasjon i en luftet prosess. Figur 6 viser en prinsippskisse over anlegget. Total renseeffekt for anlegget er avhengig av hvor mye av sigevannet som går i overløp (jf. kapittel 3.1). For vannet som behandles i renseanlegget forventes en renseeffekt på >97 % for jern (<1 mg Fe(II)/l i utløpet). Ved dimensjonerende vannføring forventes en renseeffekt for ammonium på >95 % for å oppnå ammonium <1 mg NH<sub>4</sub>-N/l. For renseeffekt for organiske miljøgifter og tungmetaller i et eventuelt våtmarksanlegg henvises til Trond Mæhlum, NIBIO.

Tabell 3. Nøkkeltall for et grovdimensjonert anlegg for fjerning av jern og ammonium (våtmarksanlegget er ikke beskrevet i tabellen)

Forutsetninger / anleggsdel	Parameter	Enhet	Verdi
Forutsetninger	Gjennomsnittlig vannmengde	m <sup>3</sup> /d	150
	Dim. vannmengde	m <sup>3</sup> /d	300
	Dim. kons NH <sub>4</sub> -N	mg/l	15
	Dim NH <sub>4</sub> -N-mengde	kg NH <sub>4</sub> -N/d	4,5
	Dim. temperatur	°C	7
Jernoksidings-trinn	Bassengdimensjoner LxBxH	m	10x5x0,7
	Volum	m <sup>3</sup>	35
	Oppholdstid ved Q <sub>dim</sub>	t	2,8
	Dim. luftbehov	Nm <sup>3</sup> /t	100
	Effektbehov	kW	2,5
	Energibehov luftning	kWh/år	22 000
Nitrifikasjons-trinn	Bassengdimensjoner LxBxH	m	30x5x0,7
	Bassengvolum	m <sup>3</sup>	105
	Dim. nitrifikasjonshastighet	g NH <sub>4</sub> -N/m <sup>2</sup> -d	0,4
	Beskyttet biofilmareal	m <sup>2</sup>	11 250
	HolKof (LxBxH)	m	30x4,5x0,55
	HolKof-volum	m <sup>3</sup>	74
	Dim. luftbehov	Nm <sup>3</sup> /t	1500
	Alt 1: Energi til luftning?	kWh/år	350 000
	Fosforbehov	kg/år	? muligens 0
	Luftbehov	kg/år	?
Sedimentering*	Areal	m <sup>2</sup>	100
	Overflatebelastning ved Q <sub>dim</sub>	m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> -t	0,13
	Antatt TS-halt sedimentert slam	%	2
	Tid mellom hver slamtømming (20 cm slam)	d	24

\* bør vurdere om en enklere driftsmessig og mer arealgjerrig sedimenteringsløsning skal benyttes



Figur 6. Prinsippskisse for et renseanlegg for jernfjerning og nitrifikasjon, med sedimentering og evt. etterfølgende våtmarksanlegg for ytterligere polering og fjerning av miljøgifter.



## 6 Grovt kostnadsanslag for fjerning av jern og for nitrifikasjon

Tabell 4 viser et kostnadsoverslag for en renseprosess for jernfjerning. I tillegg kan man etablere et våtmarksanlegg etter prosessene for polering av rensset vann og for å fjerne organiske miljøgifter og tungmetaller (jf. kapittel 3.3). Kostnadsberegningene i tabell 4 er veldig usikre og bør kun brukes for å få en oppfatning om størrelsesorden for eventuelle kostnader, samt for å vurdere prosessene i relasjon til hverandre.

Tabell 4. Grov estimering av investeringskostnader for en prosess med jernfjerning.

Kostnadselement	Kostnad (MNOK)
Kostnader for å modifisere eksisterende basseng	1,0
Bygg for blåsemaskin	0,2
Luftesystem	0,5
Blåsemaskin	0,5
Instrumentering, elektro, automasjon	0,5
Prosjektering, prosjekt- og byggeledelse	0,5
<b>Totalt estimat</b>	<b>3,2</b>

Tabell 5 viser estimerte kostnader for et anlegg med jernfjerning og nitrifisering med etterfølgende sedimentering. Også dette anlegget kan kompletteres med våtmarksanlegg for polering og fjerning av miljøgifter og tungmetaller.

Tabell 5. Grov estimering av investeringskostnader for en prosess med jernfjerning og nitrifisering men eksklusive sedimentering.

Kostnadselement	Kostnad (MNOK)
Kostnader for å modifisere eksisterende basseng	1,5
Kostnader for å etablere et sedimenteringsbasseng etter eksisterende basseng	1,0
Bygg for blåsemaskiner	0,5
HolKof-system (ikke sjekket med leverandør)	1
Luftersystem	0,75
Blåsemaskiner	1,5
Instrumentering, elektro, automasjon	1,25
Prosjektering, prosjekt- og byggeledelse	1,5
<b>Totalt estimat</b>	<b>9</b>

Med en avskrivningstid på 10 år og en rente 3 % blir årskostnaden for et anlegg med jernfjerning 375 000 kr/år (+ ev. kostnader for våtmarksanlegg). For et anlegg med jernfjerning og nitrifisering blir årskostnaden 1 055 000 kr/år (+ ev. kostnader for våtmarksanlegg).

### 6.1 Driftskostnader

Tabell 6 viser estimerte driftskostnader for et anlegg med jernfjerning og tabell 7 viser driftskostnader for et anlegg med jernfjerning og nitrifisering. Kostnader for drift av våtmarksanlegget er ikke tatt med.

Tabell 6. Grovt estimering av driftskostnader for en prosess med jernfjerning

Kostnadselement	Enhetspris	Mengde/antall	Kostnad (NOK/år)	Kommentar
Energi	1 kr/kWh	50 000 kWh/år	50 000	
Slamtransport	10 000 kr/tømming	15 ggr/år	150 000	
Slamhåndtering	10 000 kr/tonn TS	6 tonn TS/år	60 000	
Personell	600 000 kr/årsverk	0,2 årsverk	120 000	
<b>Sum</b>			<b>380 000</b>	

Tabell 7. Grov estimering av driftskostnader for en prosess med jernfjerning og nitrifisering

Kostnadselement	Enhetspris	Mengde/antall	Kostnad (NOK/år)	Kommentar
Energi	1 kr/kWh	250 000 kWh/år	250 000	
Fosfor			10 000	Kjemikaliebehovet er ikke kjent
Lut			10 000	Kjemikaliebehovet er ikke kjent
Slamhåndtering (inkl. tømming av sedimenteringsanlegg, transport)	10 000 kr/tonn TS	6 tonn TS/år	60 000	
Personell	600 000 kr/årsverk	0,4 årsverk	240 000	
<b>Sum</b>			<b>570 000</b>	

## 6.2 Årskostnad

Den totale årskostnaden (avskrivning + driftskostnader) er estimert til ca. 750 000 kr/år for et anlegg med jernfjerning og ca. 1 600 000 kr/år for et anlegg med jernfjerning og nitrifisering. Dette gjelder ved en avskrivningstid på 10 år og en rente på 3 %. Kostnader for våtmarksanlegg er ikke beregnet.

## 7 Konklusjon og anbefaling

Med et renseanlegg for jernfjerning vil man unngå det estetiske problemet med jernutfellinger i bekken. Jernet innebærer også et problem for fisken i bekken. Fosfor og ammonium vil fortsatt gi store punktutslipp til bekken. Organiske miljøgifter, sink og nikkel er ikke redusert. Ved å inkludere et våtmarksanlegg etter jernfjerningsanlegget vil man kunne oppnå polering av sigevannet (fjerning av partikler) og fjerning av tungmetaller og organiske miljøgifter. Effekten mht. fjerning av ammonium er vi usikre på. I vinterhalvåret forventer vi svært liten effekt.

For å forbedre levevilkårene for fisk i bekken er det vurdert som kritisk å også fjerne ammonium. Dette gir en dyrere og mer kompleks prosess enn hvis man kun fjerner jern. Et veldig grovt anslag viser at det vil koste mer enn dobbelt så mye å innføre nitrifikasjon ved anlegget sammenlignet med å kun fjerne jern. Vi estimerer at man ved å påta seg en årlig kostnad på 0,5-1 million kr vil kunne forbedre forutsetningene for fisk i bekken. Hvis dette er interessant for kommunen så er det behov for å gå gjennom løsningen som er skissert i dette notatet mer i detalj.

Miljøgiftundersøkelsen viser også at PCB, PAH og sink bidrar til dårlig miljøkvalitet i bekken. Det forventes at disse stoffer vil kunne fjernes/reduseres i et våtmarksfilter som plasseres etter renseanlegget. For vurdering av dette henvises til Trond Mæhlum, NIBIO. Andre rensemetoder er ikke vurdert som realistiske ut fra et kost-nytteperspektiv.

.

## 8 Referanser

Camargo et al. (2005), Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates, *Chemosphere* 58, 1255–1267

Holby, Ola (2017) Presentasjon av Eden Aquatech 02.04.2017

Lindeström, Lennart (2012) Kväveutsläpp från gruvindustrin, SveMin

Mæhlum, Trond (2017a) Notat - Supplerende analyser av sigevann og vurdering av nitrogenfjerning i nytt renseanlegg med våtmark for deponiet i Trolldalen, Kambo, NIBIO prosjektnr. 8139.03, 20.12.2017

Mæhlum, Trond (2017b) Notat - Arealbehov ved utvidelse av sigevannrensaneanlegget fra avfallsdeponiet i Trolldalen og forventet betydning for resipient, NIBIO, saksnr: 8139.03, 15.02.2017

Mæhlum, T. (2011): Evaluering av renseanlegget for sigevann fra Trolldalen deponiet i Moss. Moss kommune. NIBIO rapport

Saunes, Halvor (2018) Miljøgiftundersøkelse trolldalsbekken, overvåkningsrapport, COWI, 31.01.2018

Stumm & Lee (1961) Oxygenation of Ferrous Iron, *Industrial and engineering chemistry*, Vol 53, No 2