



**Bærekraftig mudring i
Borg havn – forstudie i
earthresQue**

August 2023

earthresQue report nr. 8

ISBN: 978-82-575-2983-3



**Senter for
forskningsdrevet
innovasjon**

Bærekraftig mudring i Borg havn – forstudie i earthresQue
earthresQue Report no. 8
ISBN: 978-82-575-2983-3
RCN project 310042

Illustration front cover, header and end page: earthresQue
Publisher: NMBU – Norwegian University of Life Sciences

earthresQue,
Rescue of earth materials and wastes in the circular economy,
Centre for Research-based Innovation
www.earthresQue.no
www.earthresQue.com

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten 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 endres uten samtykke fra earthresQue.

Rapportbeskrivelse

Rapporttittel: Bærekraftig mudring i Borg havn – forstudie i earthresQue
earthresQue report no.: 8
ISBN: 978-82-575-2983-3
Dato: 2023-08-07
Rev.nr./ Rev.dato: 0 / [Dato]

Utarbeidet av: OLE JØRGEN HANSEN, PAUL S. CAPPELEN,
STEFAN RITTER, HELEN K. FRENCH, ANNA
FURBERG, MARTIN FRANSSON, HENRIK
KRISTOFFERSEN, CHARLOTTE IVERSEN,
ROAR JOHANSEN, THOMAS JØLSTAD
HENRIKSEN

Forskning



Privat sektor



Offentlig sektor



Sammendrag

Dette caset i earthresQue omfatter mulighetene for sirkulær og mer bærekraftig massehåndtering av mudringsmasser. For brukerpartnere i Nedre Glomma-området (Borg havn, Fredrikstad kommune, FREVAR, Kronos Titan) er mudringsprosjektet som har vært planlagt i utløpet av Glomma (heretter kalt Farledsprosjektet) et svært viktig massehåndteringsprosjekt. Målet med utbedringen av farleden inn til Borg Havn er å øke fremkommelighet, sjøsikkerhet og redusere miljøforurensning. I Farledsprosjektet skal store mengder masse/sediment tas opp fra elveløpet i utløpet av Glomma ut mot Hvaler (anslagsvis 700 000 m³ masse). Omtrent 1/3 av sedimentene inneholder forurensninger i tilstandsklasse IV og V i henhold til det norske klassifiseringssystemet for sediment (M608 - Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota). Fra Kystverkets gjeldende tillatelse fra Miljødirektoratet av 18.10.2019, skal sedimenter i tilstandsklasse 4 – 5 tas på land og deponeres under forsvarlige betingelser. Resten av massene skal etter planen, og i henhold til tillatelsen, deponeres i godkjent sjødeponi på dypt vann i områdene mellom Fredrikstad og Hvaler. Ansvarlig og tiltakshaver for Farledsprosjektet er Kystverket. Prosjektet er en del av NTP 2022-2033 og ligger inne i Kystverkets handlingsprogram.

I oppstarten av caset i november 2021 ble det etablert en prosjektgruppe med representanter fra Borg Havn, AF Decom, Kystverket, NORSUS, NMBU, NGI og BI som har stått for gjennomføring av utviklingsarbeidet i caset. Det ble samtidig etablert en større referansegruppe som har deltatt på til sammen tre møter i perioden november 2021 til mars 2023. Her møtte representanter fra Fredrikstad kommune, FREVAR, Statsforvalteren, Viken fylkeskommune, NCCE, ScandiEnergy, Kronos Titan og NOAH miljø, som alle har gitt verdifulle innspill i prosessen med gjennomføring av caset.

I november 2022 gjennomførte Kystverket en prøvemudring for å få mer kunnskap, kvalitetssikre data og teste mudringsutstyr. Dette for at miljøpåvirkningen av det kommende prosjektet skal bli så liten som mulig. Hovedprosjektet skal etter planen ha oppstart i løpet av 2024. Samtidig ble prøvemudringen benyttet for å få erfaring med mulighetene for vasking og behandling og mulig etterbruk av sedimenter fra mudringen.

Sedimentene i den delen av Røsvikrenna som skal mudres i det planlagte farledsprosjektet er kartlagt gjennom en rekke undersøkelser av sjøbunnen. Analyseparametere for sedimentprøvene har vært kjemiske parametere, organisk innhold og enkel kornfordeling som skiller mellom leir, silt og grovere enn silt, som alle inngår i “standard analysepakke” for sedimenter i Norge. Sedimentene karakteriseres i hovedsak som siltige og sandige. Det er ingen tydelig trend mellom kornfordelingen i prøvetatte sedimenter, prøvetakingsdyp (under sjøbunn) og plassering innenfor planlagt mudringsområde.

Generelt ligger leirinnholdet ved Borg Havn under 10 % og i hovedsak lavere enn 6 %. Innholdet av silt i sedimentprøvene er varierende, men høyt, og hoveddelen av prøvene har 35 – 85 % silt. Innholdet av sand og grovere fraksjoner i sedimentprøvene er varierende og i gjennomsnitt nesten like høyt som for silt. Mange av prøvene inneholder ca. 20 – 60 % sand.

Sammenlignet med mange andre mudringsprosjekter ved norske havner er innholdet av leire relativt lavt.

Det er påvist forurensning i prøvetatte sedimenter i det planlagte mudringsområdet både i form av tungmetaller og organiske miljøgifter som PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og PCB (polyklorerte bifenyler). Forurensningen ligger spredt i utstrekning og dybde, noe som indikerer at den delvis har kommet med Glomma. Det er også påvist forurensning av TBT (tributyltinn), som typisk stammer fra bunnstoff på båter.

Under prøvemudringen ble det tatt ut en blandprøve fra hver lekter. earthresQue fikk restene av blandprøvene fra de første ni lekterlassene, etter at Kystverket hadde tatt ut sine prøver. Blandprøvene representerte alle de tre mudringsområdene fra prøvemudringsprosjektet. Innhold av miljøgifter i blandprøvene er i tilstandsklasse I – III og i samme størrelsesorden som prøver analysert for Kystverket i deres prøvemudringsprosjekt.

I earthresQue ønsket vi å teste mudret sediment i et vaskeanlegg beregnet for forurenset grunn som normalt tar imot gravemasser fra prosjekter på land med en høyere andel av grovere fraksjoner (stein og grus). Mudret sediment ble transportert fra Borg Havn til Nes miljøpark, der AF Decom har et behandlingsanlegg for gravemasser. Det var ønskelig med sedimenter med minst 30 % sand, ettersom de er antatt å ha et større potensial for gjenbruk enn sedimenter med lavt sandinnhold. Testmudringsområdene NORD og MIDT ble valgt som representative for videre testing på Nes, og Kystverket organiserte transport av ca. 100 tonn fra disse delområdene til Nes.

Det ble på forhånd testet ulike polymerere for å se effekten av felling når sedimentene ble kjørt gjennom anlegget. I tillegg var det fokus på syklon, fellingstank og filterpresse for å se effekten av såpass stor andel av finstoff som ble matet inn i anlegget. Sedimentene ble på forhånd blandet med ferdig vasket, inert stein som et bæremedium på båndene inn i anlegget.

Konklusjonene fra testene var at:

- AF Decoms anlegg fungerer for mudrede havnesedimenter så lenge det blandes inn en inert grovfraksjon. Anlegget er ikke testet på sediment uten en slik innblanding.
- Noen stoffer (miljøgifter) følger finfraksjonen (leir/silt) selv om svarene ikke er entydige. Dette indikerer at sand kan separeres ut i en tilnærmet «ren» fraksjon mens filterkake blir en forurenset fraksjon.
- Utsortert sand har innhold av miljøgifter under normverdier som gjelder masser på land. Dette indikerer at sanden kan brukes videre i produkter med såkalt "ubunden bruk".
- Anlegget sørger for avvanning av sediment og gjør senere massehåndtering enklere, dersom et slikt anlegg brukes i et fremtidig mudringsprosjekt. Filterkake kan håndteres enkelt i deponi både på land og under vann.
- Alle målte konsentrasjoner av miljøgifter i avløpsvannet er godt under utslippskravene som AF Decom har i sin utlippstillatelse til Statsforvalteren i Oslo og Viken.

Flere studier påpeker at det internasjonalt er økende fokus på å se mudringssedimenter som en ressurs og ikke som et avfallsproblem, og at det kan brukes i mange ulike anvendelser, bl.a. til

restaurering av naturområder, i landbruk, til byggematerialer osv. I USA har man lang erfaring med å forsøke å utnytte mudringsmasser som en positiv ressurs i samfunnet fra de mange og store mudringsprosjektene som gjennomføres årlig i regi av US Army Corps of Engineers (USACE). De beskriver flere områder der mudringssedimenter kan gi en positiv verdi for samfunnet, bl.a. konstruksjon, gjenskaping og restaurering av våtmarksområder.

Marine, grunne våtmarksområder («marine tidal areas») er under sterkt press og reduksjon i arealet av slike flater er antatt å være en viktig årsak til at bestandene av mange våtmarksfugler, og vadefugler i særdeleshet, er sterkt redusert de senere tiårene. Restaurering av slike biotoper har derfor blitt et viktig tiltak for å sikre overlevelse og øke bestandene av disse artene. I flere områder i verden er det mangel på sedimenttilførsel fra elver som vanskeliggjør slike restaureringsprosjekter. På Øra ved Borg Havn er det tapt våtmark gjennom tidligere utfylling og utbygging av arealer i våtmarksområdet.

Det er som en del av earthresQue-caset derfor sett på mulig bruk av mudringsmasser til å restaurere og gjenskape tapt våtmark på Øra. Arealene med naturtypen *semi-naturlig strandeng* er i dag så godt som borte innenfor Øra-området, og det er denne naturtypen det er aktuelt å forsøke å gjenskape innenfor verneområdet, og da i et område som i dag består av den livskraftige og langt mer utbredte naturtypen *eufotisk marin sedimentbunn*. I den videre prosessen er det under gjennomføring en mulighetsstudie for naturrestaurering i Gansrødbukta, eventuelt også med en utvidelse langs vestsiden av Gansrødbukta (delområde 2). Mulighetsstudien er finansiert av Viken fylkeskommune og vil bli rapportert i august 2023. Det ble gjennomført en innledende litteraturgjennomgang av muligheter for gjenvinning av mudrede sedimenter. Hovedmålene med denne gjennomgangen var å identifisere alternative gjenvinningsløsninger for mudrede sedimenter, inkludert naturrehabilitering og bruk i byggematerialer. Videre ble typiske krav til egenskaper for mudrede materialer vurdert for de viktigste gjenvinningsalternativene, med fokus på geotekniske og miljømessige egenskaper, velegnede behandlingsmetoder for å sikre materialkvalitet på produkter og viktige drivere for og barrierer mot gjenbruk av mudrede sedimenter.

Det ble identifisert flere alternativer for gjenvinning knyttet til byggematerialer. Litteraturen slo imidlertid fast at mudrede sedimenter kan ha negative egenskaper som høyt innhold av fint materiale og vanninnhold, noe som kan være en utfordring når man skal oppskalere fra eksperimentelle studier. Spesielt kan termiske behandlingsmetoder for å redusere vanninnholdet resultere i betydelige kostnader og dermed være en barriere mot gjenbruk. Den form for behandling (vaskeanlegg med partikkelseparasjon) som ble gjennomført på Nes i forbindelse med prøvemudringen, vil i så måte være positiv sammenlignet med erfaringene fra litteraturstudien.

Det er også utført en litteraturgjennomgang av erfaringer fra livsløpsvurdering (LCA) av mudret sediment og alternative løsninger for behandling av disse. LCA er en metode for å vurdere miljøpåvirkningen av produkter eller tjenester gjennom hele livssyklusen. Mange av de gjennomgatte livsløpsanalysene fokuserte på ulike behandlingsmetoder for forurensede, marine

sedimenter. Denne typen studier kan være spesielt relevante for Farledsprosjektet, der marint forurenset sediment vil bli mudret.

Det er studier som indikerer at deponering i åpent vann eller dyphavsdeponering kan være forbundet med lavere miljøpåvirkning sammenlignet med for eksempel deponering på land, inkludert utgraving og transport til deponi. En studie konkluderte med at hvis sedimentet er tilstrekkelig rent, er dyphavsdeponering forbundet med lavere klimapåvirkning enn andre behandlingsalternativer som ble vurdert. Generelt er alternativer for håndtering av mudrede sedimenter som er avhengige av omfattende lastebiltransport, forbundet med store miljøpåvirkninger, bl.a. klimaendringer.

Andre studier viser at bruk av sediment som tilsats i sementproduksjon kan redusere miljøpåvirkningen betydelig på grunn av unngått produksjon av jomfruelige materialer i sement. I en studie av teglproduksjon ved bruk av sand siktet fra mudret sediment, ble det konkludert med at energiforbruk og klimagassutslipp var lavere for disse produktene sammenlignet med konvensjonelle.

Det er i denne rapporten gitt en kortfattet summarisk oversikt over de viktigste lover og forskrifter som kan påvirke valg av løsninger og som prosjektet må forholde seg til, og der teksten for miljørelatert regelverk stort sett er basert på Miljødirektoratets veileder M-350 "Veileder for håndtering av sediment". Andre viktige reguleringer bla Lov om offentlig anskaffelser og mulighetene for å realisere bærekraftige innovasjoner gjennom offentlige anskaffelser.

Denne rapporten er forfattet av bidragsytere fra AF Decom, Borg Havn IKS, Kystverket, NGI og NORSUS. Enkelte kapitler er skrevet på engelsk.

Innhold

1	Innledning – bakgrunn for caset	9
2	Mudring av farleden i Borg Havn – kort om mudringsprosjektet og historien bak caset	10
2.1	Farledsprosjektet – kort historisk oversikt	10
2.2	Kort oppsummering av prøvemudringsprosjektet.....	13
2.2.1	Bakgrunn	13
2.2.2	Forurensingssituasjon	14
2.2.3	Partikkelspredning.....	14
3	Mengder, sammensetning av og egenskaper for sedimenter som skal mudres gjennom prosjektet.....	15
3.1	Kartlegging og karakterisering av sedimenter ut fra sedimentstørrelse. 15	
3.2	Karakterisering av og lokalisering av masser iht. forurensningsgrad (I-III) og (IV-V).....	18
4	Resultater fra tester i earthresQue gjort ifm. Kystverkets prøvemudringsprosjekt høsten 2022.....	19
4.1	Mudret sediment fra Borg Havn	19
4.2	Resultater fra tester gjennomført ved AF Decom på sedimenter fra prøvemudring ved Borg Havn høsten 2022.....	21
4.2.1	Opplegg for prøvetaking av mudder, tester og analyser.....	21
4.2.2	Tekniske erfaringer fra behandlingstesten som ble gjennomført hos AF Decom.....	22
4.2.3	Analyser av sedimenter før og etter behandling, vaskevann og avløpsvann	23
4.2.4	Kjemiske analyser.....	25
4.2.5	XRD-analyse	28
4.2.6	Plastisitetsforsøk.....	28
4.3	Oppsummering av testresultatene	28
5	Potensialet for restaurering av våtmark med muddermasser på Øra	29
5.1	Mulighet for positiv utnyttelse av mudringmasser.....	29
5.2	Potensialet for restaurering av våtmark med muddermasser på Øra.....	29

5.2.1	Hva menes med restaurering av våtmark i denne sammenheng?	29
5.2.2	Myndighetenes politikk og regelverk på området nasjonalt og internasjonalt	31
5.2.3	Erfaringer med gjenskaping av og restaurering av våtmarksområder i litteraturen.....	32
5.2.4	Omfang av arealer av grunne mudderflater som eventuelt skal gjenskapes på Øra.....	34
6	Litteraturstudie - alternativ utnyttelse av sedimenter inn i nye produkter..	37
7	Sustainability assessments of alternative solutions	41
7.1	Introduction.....	41
7.2	Screening literature review of experiences from other similar projects	41
7.3	System model for LCA of alternative solutions and identified data requirements	46
8	Virkemidler for bærekraftig mudring – barrierer og incentiver	46
9	Referanser.....	50

1 Innledning – bakgrunn for caset

Dette caset har sin bakgrunn i earthresQue som er et Senter for Forskningsdrevet Innovasjon knyttet til sirkulær massehåndtering og som har flere brukerpartnere i Nedre Glomma-området, bla Borg havn, Fredrikstad kommune, FREVAR, Kronos Titan, Skandi Energy og NORSUS. For alle disse partnerne er mudringsprosjektet som har vært planlagt i utløpet av Glomma (heretter kalt Farledsprosjektet) et svært viktig massehåndteringsprosjekt. I Farledsprosjektet skal store mengder masse tas opp fra elveløpet i utløpet av Glomma ut mot Hvaler (anslagsvis 700 000 m³ masse). En stor del av massene inneholder forurensninger som gjør at de defineres innenfor tiltaksklasse IV og V i retningslinjer fra miljømyndighetene, og disse skal dermed tas på land og deponeres under forsvarlige betingelser. Resten av massene skal etter planen og i henhold til tillatelsen som er gitt av Miljødirektoratet av 18.10.2019 deponeres på godkjent sjødeponi på dypt vann i områdene mellom Fredrikstad og Hvaler. Ansvarlig og tiltakshaver for Farledsprosjektet er Kystverket. De står for planlegging og gjennomføring av mudringen, men opptak, transport og deponering av masser settes bort til andre aktører etter anbud.

Dette ble sett på som en typisk earthresQue problemstilling, der man ønsket å få vurdert alternative løsninger for håndtering av massene fra mudringen. Med fokus på behandlingsløsninger som kan sortere ut sedimenter som kan renses og inngå i nye produkter mens en minst mulig rest må håndteres på deponi som farlig avfall. I tillegg var det en idé om å bruke rene mudringsmasser til å gjenskape våtmarksnatur innenfor Øra-området, for å bidra til økt biologisk mangfold i området gjennom tiltaket.

I oppstarten av caset i november 2021 ble det etablert en prosjektgruppe med representanter fra Borg Havn, AF Decom, Kystverket, samt fra NORSUS, NMBU, NGI og BI som har stått for gjennomføring av utviklingsarbeidet i caset. Det ble samtidig etablert en større referansegruppe som har deltatt på til sammen tre møter i caset, i perioden november 2021 til mars 2023. Her møtte representanter fra Fredrikstad kommune, FREVAR, Statsforvalteren, Viken fylkeskommune, NCCE, ScandiEnergy, Kronos Titan og NOAH miljø som alle har gitt verdifulle innspill i prosessen med gjennomføring av caset.

Som et resultat av caset valgte også Kystverket å melde seg inn som partner i earthresQue. Dette bidrar til at kunnskapen og løsningene som utvikles i mudringscaset i Borg Havn også kan videreføres til andre relevante områder i Norge.

The World Organization of Dredging Association har identifisert en rekke prinsipper som definerer bærekraftig mudring. Prinsippene legger vekt på at mudring bidrar til økt livskvalitet og økonomisk levedyktighet ved å skape og vedlikeholde essensiell vannbasert infrastruktur.

Prinsippene inkluderer:

- mudring av vannveier og landgjenvinning
- øke miljøkvalitet ved tilførsel av næringsstoffer til strender (enhance environmental quality by beach nourishment)
- mudring for å fjerne forurensede sedimenter
- flomkontroll
- produksjon av mineraler og byggematerialer (sand)

- støtte offshore energiproduksjon, inkludert fornybar energi¹

Prinsippene forsøker derved å synliggjøre både at sjøveier er en essensiell del av infrastruktur for transport, og at godt designede mudringsprosjekter kan ha positiv nytteverdi ikke bare for økonomien (transportveier og byggematerialer), men også for samfunnssikkerheten (gjennom flomregulering) og naturressursene (mindre forurensning, bedre bruk av næringsstoffer, landgjenvinning – og kanskje også naturrestaurering).

For å oppnå effektene som bærekraftig mudring etter denne listen skal ha, trenger man samspill mellom en lang rekke aktører i tillegg til de som faktisk utfører mudringen. Vi ser bærekraftig mudring som en PROSESS med MANGE AKTØRER som interagerer i et SYSTEM. Dette systemet er per i dag i rask endring, blant annet fordi vi har fått økt bevissthet rundt behovet for bedre ressursutnyttelse. Systemet har ingen definerbar ‘bærekraftig end-state’, og det er derfor ikke mulig å styre mot et gitt beskrevet (endelig) mål. Dette betyr derimot ikke at prosessen er uten retning. Der er behov for bedre utnyttelse av naturlige ressurser, større grad av sirkularitet og mindre volum til deponi. Vi trenger betydelig lavere utslipp av klimagasser og bedre håndtering av miljøgifter. Vi trenger god arealutnyttelse som gir plass til både næringsaktivitet, primærnæringer, og rekreasjon. Vi trenger arbeidsplasser (til lokalbefolkningen) og overholdelse av gjeldende lover og regler. Og vi trenger aktører (individer og/eller organisasjoner) som tar en aktiv rolle for å koordinere transaksjoner, informasjonsstrømmer og meningsutvekslinger slik at det nye systemet vil være tilstrekkelig inkluderende og samtidig så effektivt som mulig.

2 Mudring av farleden i Borg Havn – kort om mudringsprosjektet og historien bak caset

2.1 Farledsprosjektet – kort historisk oversikt

Regjeringen og Stortinget besluttet på slutten av 90-tallet å samordne all transportplanlegging i en prosess. Alle statlige transportetater fikk oppdrag å fremme felles faglige innspill til en felles statlig plan med samlede planrammer. Kystverkets langtidsplanlegging ble da en del av Nasjonal transportplan (NTP), og det ble en mer strukturert og samordnet gjennomgang av behov i det sjøbaserte farledssystemet.

Fra den andre 4-årige rullering av felles transportplanen kom utdypingen i innseilingen til Borg Havn, Fredrikstad og Hvaler opp som et (egentlig to: Borg I og Borg II) større farledstiltak. Prosjektet var en del av en transportkorridor, og ikke mer punktvis utbedring og vedlikeholdsarbeid som mer preget tidligere plan- og budsjettarbeid i Kystverket.

Sist det ble foretatt et større vedlikeholdsarbeid med mudring i utløpet av Glomma ved Øra var i 1996. Da hadde mer av havneaktiviteten og næringsutviklingen blitt flyttet ut av

¹ <https://www.iadc-dredging.com/subject/environment/sustainability/>

sentrumshavna i Fredrikstad, og det ble behov for nye arealer og nye kaier. Mudringen i Glomma muliggjorde arealutvidelser på Øra. Ved at muddermassen ble lagt i innfatnings sjeteer og brukt til å lage nytt landareal, ga dette mernytte for havna og regionen.

I Nasjonal transportplan 2010-2019 ble en større oppgradering av leden tatt opp. Dette prosjektet tok inn behovet for vedlikeholdsmudring sammen med en forbedring av hele leden ut til åpent hav utenfor Hvaler. Prosjektet var todelt, og målsetningen ble beskrevet slik med to oppsatte gjennomføringsperioder: Borg I i perioden 2010-2013 og Borg II i 2014-2019.

Hensikten med å utbedre seilingsleden er å øke sikkerheten og bedre fremkommeligheten for skipstrafikken til og fra Fredrikstad. Økt sikkerhet ønskes oppnådd gjennom å øke fartøyenes manøvreringsrom, og dermed sikkerhetsmarginene ved at farleden blir bredere og dypere. Fremkommeligheten bedres ved å øke dybden slik at fartøy med større dypgående kan trafikkere leden. Samtidig blir det mindre oppvirvling av sjøbunnsmasser når fartøy med stor dypgående kommer for nærme bunnen. Positive virkninger av økt sikkerhet og bedre framkommelighet skal tas ut ved at sjøtrafikkforskriften forenkles med mindre restriktive tiltak ved bruk av los og siktkrav.

Farleder 2010–2013: Borg Havn, Røsvikrenna, Fredrikstad, Østfold

Hensikten med utbedring er å øke sikkerheten for skipstrafikken til og fra Fredrikstad. Farleden skal utvides til 150 m bredde og -13 m dybde og på denne måten øke fartøyenes manøvreringsrom og dermed sikkerhetsmargin. Tiltaket vil også bidra til økt framkommelighet og regularitet for fartøyene, og vil dermed kunne bidra til å gjøre sjøtransporten mer attraktiv.

Farleder 2014–2019: Borg havn, Vidgrunnen/Røsvikrenna, Fredrikstad, Østfold

Tiltaket vil ytterligere bedre sikkerheten og framkommeligheten i innseilingen. Virkningsberegninger som Kystverket har gjort for begge prosjektene under ett viser betydelig bedre resultater med hensyn til samfunnsøkonomisk nettonytte og reduksjon i samfunnets transportkostnader enn første del isolert sett.

Prosjektet har vært gjennom flere revisjoner og en lang forankringsprosess i kommunale planer og formelle behandlinger hos miljøetater. Prosjektets målsetning er det samme, men det er nå et annet omfang av mudring som resultat av optimalisering og samfunnsøkonomiske analyser. Den største økonomiske utfordringen har vært, og er håndtering av forurensede sedimenter.

Farledsprosjektet er utredet av Kystverket over lang tid, men har av hensyn til naturmiljøet i området og de store mengdene forurensede sedimenter, har det tatt lang tid å finne den beste løsningen for gjennomføring av prosjektet. Myndighetsbehandling i Miljødirektoratet har resultert i mange nye krav til utredninger og dokumentasjon fram til vedtak i 2019 og klagebehandling i departementet som fastsatte endelig vedtak. Tiltaket som ble fremmet for oppstart i 2023 har et redusert omfang i forhold til det optimaliserte prosjektet Kystverket anbefalte, og omfatter i hovedsak kun vedlikehold og et utvidet snuområde for skip i Fuglevikbukta. Det er ikke lagt inn tiltak i Hvaler kommune utover sjødeponiene.

Havnen og farleden ligger i utløpet til Glomma. Farvannet grunnes opp av sedimenter som transporteres med elva og avsettes på sjøbunnen ettersom elvevannets hastighet reduseres når det møter sjøen.

Røsvikrenna som utgjør den sørlige delen av tiltaksområdet slik det ble fremmet av regjeringen i siste NTP, og her er smalt med til tider sterk strøm. I situasjoner med sidevind er denne delen av seilassen krevende. Trafikken er i dag strengt regulert helt fra ytre del av Hvaler med begrensninger blant annet på sikt, natt- og dagseilas, bruk av taubåt, farlig last og skipstørrelse. I 2020 ble sjøtrafikkforskriften som regulerer maksimal dypgående for sjøtrafikken i området innskjerpet. Dette var en direkte konsekvens av oppgrunning over år i Røsvikrenna og langs kaiene på Øra. Per nå er det kun mulig å ta de største skipene inn til havna ved høy vannstand. Det er også begrenset med manøvreringsareal for snuoperasjoner av større skip i havna. Oppsummert så skaper dagens situasjon utfordringer for brukerne av farleden og havna og vil på sikt kunne svekke deres konkurransevne. Skal havna kunne brukes som i dag også i fremtiden, må derfor dybdeproblematikken løses.

Prosjektet er en del av NTP 2022-2033 og ligger inne i Kystverkets handlingsprogram. Det er nå kun vedlikeholdsmudring som ligger inne i prosjektet. Det ble bevilget midler til et forberedende arbeid og prøvemudring i 2022 for å verifisere resultatene fra modellering av partikkelspredning.

Høsten 2022 gjennomførte Kystverket en prøvemudring for å få mer kunnskap, kvalitetssikre data og teste mudringsutstyr. Dette for at miljøpåvirkningen av det kommende prosjektet skal bli så liten som mulig. Hovedprosjektet skal etter planen ha oppstart i løpet av 2024. Målet med utbedringen av farleden inn til Borg Havn er å øke fremkommelighet, sjøsikkerhet og redusere miljøforurensning.

Tiltaket er i tråd med gjeldende reguleringsplaner for området. Vedtak etter plan og bygningsloven ble gitt av Fredrikstad kommune i 2023. Kystverket innehar også tillatelse etter forurensningsloven gitt av miljødirektoratet i 2019. Som grunnlag for dette er det gjennomført omfattende undersøkelser for å kartlegge bla. naturmiljøet i området, forurensningsgrad og beskaffenhet av sedimentene som skal utdypes.

Prosjektet omhandler utdyping utelukkende gjennom fjerning av løsmasser/sediment, og vil i så måte ikke involvere bergsprenging. Totalt i prosjektet skal det fjernes 700 000 m³ masser. Basert på resultater fra tidligere prøvetaking av disse er:

- Ca. 225.000 m³ sediment forurenset i tilstandsklasse IV – V iht. M-608.
- Ca. 475.000 m³ i tilstandsklasse I – III iht. M-608.

I henhold til tillatelse gitt av Miljødirektoratet skal massene i tilstandsklasse I – III legges i sjøbunnsdeponier ved Svaleskjær og Møkkalasset. Øvrige masser skal leveres til godkjent deponi på land.



Figur 1 Kart over utdypingsområdet.

2.2 Kort oppsummering av prøvemudringsprosjektet

2.2.1 Bakgrunn

Kystverket gjennomførte prøvemudring og deponering i perioden 7. – 23. november 2022. Formålet var å teste ulike mudringsteknikker samt å innhente data og erfaringer fra miljøovervåking av arbeidene for å sikre at hovedprosjektet kan gjennomføres på best mulig måte. Et annet viktig mål med prøvemudringsprosjektet var å sammenligne målt partikkelspredning fra arbeidene med den forventede spredningen basert på en matematisk modell utarbeidet av SINTEF.

Prøvemudringen ble gjennomført i tre testfelter, plassert nord, i midten og sør innenfor utdypingsområdet som skal mudres langs i farledsprosjektet. Dette ble gjort for å innhente data for ulike typer sediment og forurensningsgrad. Det ble testet tre ulike mudringsmetoder (åpen skuffe, skuffe med lokk og lukket grabb) og mudret totalt ca. 3 000 m³ sediment fra sjøbunnen (omtrent 1 000 m³ fra hvert testfelt). Mesteparten av massene ble levert til behandlingsanlegg (Nes Miljøpark i regi av earthresQue-partner AF Decom) eller deponi på land (FREVAR). Om lag en tredjedel (fra felt sør) ble ført ned i sjøbunnsdeponiet via et sammensveiset rør med åpning og diffusor ca. 3 m over sjøbunnen.

Effekter på miljøet fra prøvemudringen og -deponeringen ble nøye overvåket gjennom hele testperioden. Partikkelspredningen i vannet ble målt kontinuerlig av stasjonært utstyr plassert rundt feltene for mudring og sjøbunnsdeponiet. Det ble i tillegg tatt flere manuelle målinger i hele dybdeprofilen fra båt for å gi et mer detaljert bilde av hvordan partiklene beveger seg.

2.2.2 Forurensingssituasjon

Basert på forundersøkelser gjort i området, var det forventet at sedimentene i det nordlige og midtre mudringsfeltet skulle ha dårlig miljøtilstand som følge av konsentrasjoner av kobber, PAH og TBT. Sedimentene i felt sør var forventet å være rene til lett forurensede masser (tilstandsklasse I – III), og ble derfor mudret for å test-deponere i sjødeponiet ved Svaleskjær. Analyser av sedimentene fra prøvemudringen viser at konsentrasjonene av miljøgifter i hovedsak ligger i tilstandsklasse I – III. Det er imidlertid også funnet konsentrasjoner av enkelte miljøgifter (kobber og antracen) som overskrider dette i noen prøver. Sammenlignet med forundersøkelsene, ble det funnet noe lavere innhold av miljøgifter i de oppgravde massene fra felt nord, omtrent likt innhold i felt midt og noe høyere innhold i felt sør enn det som var forventet. Mudringen gir en sammenblanding av forurensede sedimenter på sjøbunnen og renere masser over eller under disse, som kan jevne ut konsentrasjonene som blir sett i prøvene som er tatt. Hvor mye av de ulike massetyperne som er blitt mudret og som senere har blitt med i prøven, vil påvirke gjennomsnittet og variasjonen i den observerte forurensningen.

Prøver tatt av sjøbunnen i og i nærheten av sjøbunnsdeponiet før og etter deponering viser ingen negativ endring i forurensingsgrad i området.

2.2.3 Partikkelspredning

Overvåkingen av partikkelspredning viser at mudringen ga økt mengde partikler i vannet under aktivitet, men at den målte partikkelspredningen samsvarer godt med det som var forventet basert på SINTEFs beregninger i deres modell. Størst økning i turbiditet (partikkelmengde) ble observert i laget med saltvann som trenger innover i farleden. I ferskvannslaget som strømmer utover med Glomma, lå den målte partikkelmengden generelt innenfor den naturlige variasjonen i elvevannet. Den kontinuerlige overvåkingen av turbiditet rundt mudringsaktiviteten viste ingen overskridelser av grenseverdiene gitt i tillatelsen fra Miljødirektoratet under prøvemudringsperioden.

De kontinuerlige målingene ved Svaleskjær viser at det ble målt høyere partikkelmengde i bunnvannet under og etter deponering sammenlignet med perioden før aktivitet. Mengden suspenderte partikler ble stort sett registrert nærme sjøbunnen (fra omtrent 35 – 40 m og ned til bunn ved ca. 50 m dyp), men det ble det også målt økt partikkelmengde høyere opp i vannmassene enkelte ganger i nærheten av nedføringspunktet. Som for mudringsaktiviteten, stemte den målte partikkelspredningen godt overens med modelleringen utført av SINTEF.

Erfaringene fra miljøovervåkingen og sammenligningen med modellert partikkelspredning tyder på at modellen gir et realistisk estimat av faktisk partikkelspredning fra tiltaket. Overvåkingen av mudrings- og deponeringsarbeidene bekrefter derfor at modellering er et

godt egnet verktøy for å beskrive partikkelspredning fra denne typen arbeid. Ettersom disse modellene er lagt til grunn for miljørisiko-vurderingene som tidligere er gjort i prosjektet og sier noe om tiltakets påvirkning på naturmiljøet, gir dette en økt trygghet til vurderingene som er gjort.

3 Mengder, sammensetning av og egenskaper for sedimenter som skal mudres gjennom prosjektet

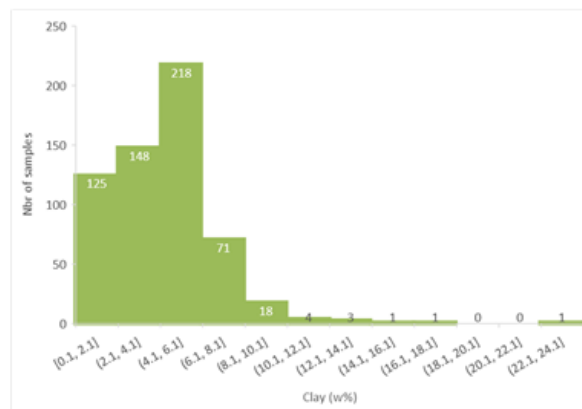
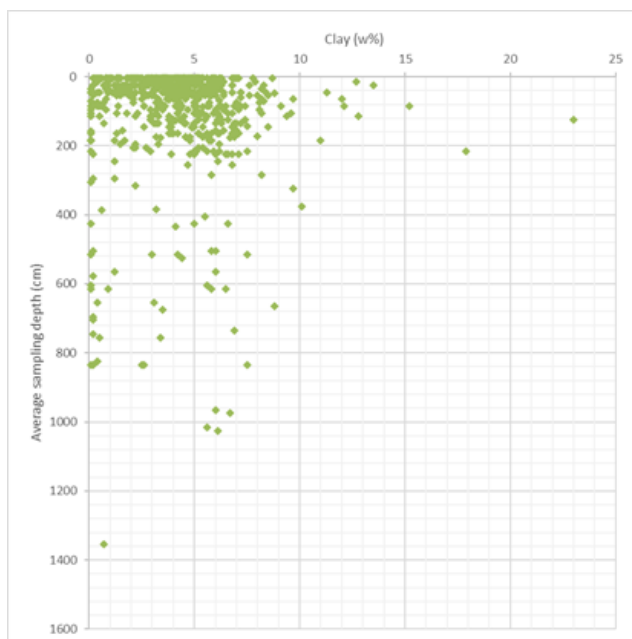
3.1 Kartlegging og karakterisering av sedimenter ut fra sedimentstørrelse

Sedimentene i den delen av Røsvikrenna som skal mudres i det planlagte farledsprosjektet (Borg I), er kartlagt gjennom en rekke undersøkelser av sjøbunnen. Fokus i de fleste undersøkelsene har vært å klassifisere miljøtilstanden i sedimentene som er planlagt mudret. Analyseparametere for sedimentprøvene har vært kjemiske parametere (innhold av metaller, PAH, PCB, TBT), organisk innhold (TOC) og enkel kornfordeling (som skiller mellom leir, silt og grovere enn silt), som alle inngår i “standard analysepakke” for sedimenter i Norge. I tillegg er det foretatt geotekniske boringer fra flåte/borebåt, og det er gjennomført enkelte geotekniske laboratorieanalyser blant annet med kornfordelingskurver.

Området Borg I er vist på figur 1. Det er i dette området sedimenter skal mudres i Kystverkets farledsprosjekt. Hoveddelen av mudringen vil foregå i Røsvikrenna, som skal mudres til 12 m dybde i en bredde på 90 meter. I tillegg skal det mudres til 11 m dybde i et areal mot Fuglevikbukta, for å etablere en snuplass for skip. En slik snuplass vil gi en mer effektiv snuoperasjon, redusere risikoen for sammenstøt med kai, grunnstøting eller andre skipsuhell betydelig, og dermed bedre sikkerheten for skip som anløper Borg Havn, og befolkningen for øvrig.

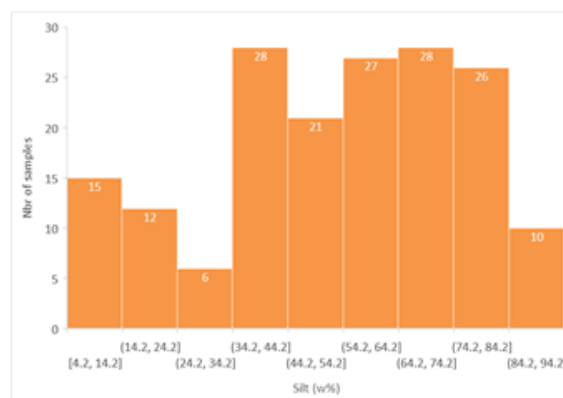
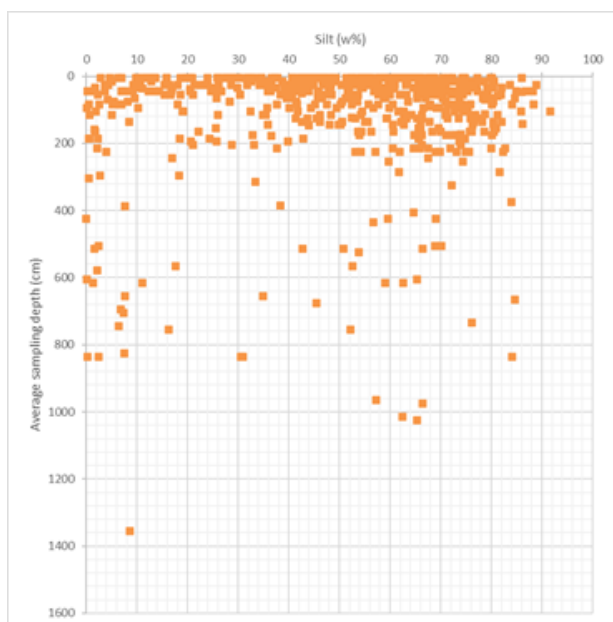
Sedimentene karakteriseres i hovedsak som siltige og sandige. Det er ingen tydelig trend mellom kornfordelingen i prøvetatte sedimenter, prøvetakingsdyp (under sjøbunn) og plassering innenfor planlagt mudringsområde.

Sammenlignet med mange andre mudringsprosjekter ved norske havner, er innholdet av leire relativt lavt. Generelt ligger leirinnholdet ved Borg Havn under 10 % og i hovedsak lavere enn 6 %. Prøver som inneholder 5 – 15 % leire klassifiseres som leirige.



Figur 2 Leirinnhold i sedimentprøver tatt i Røsvikrenna

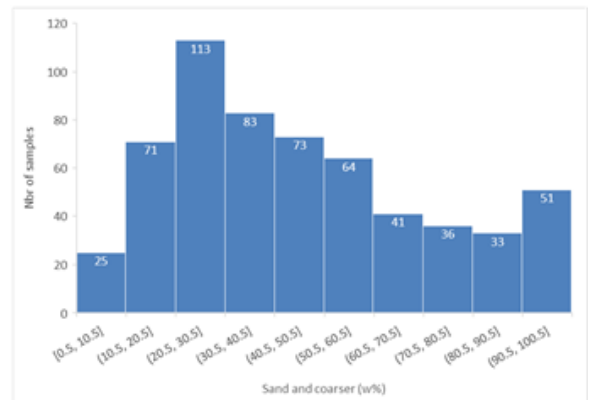
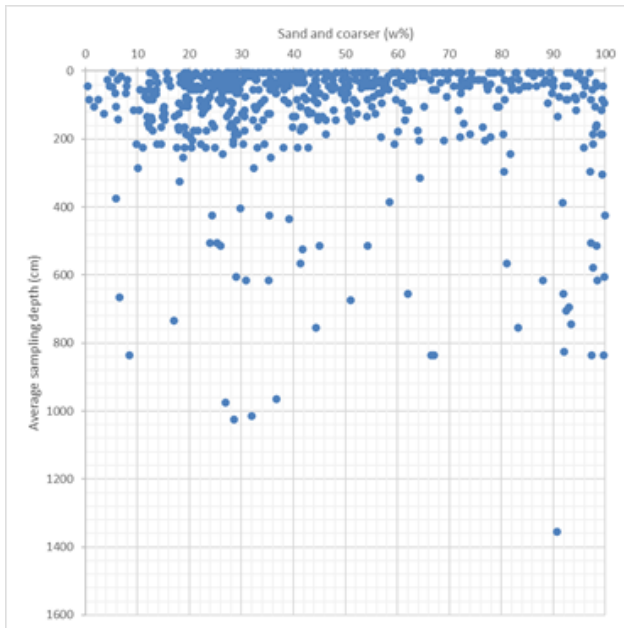
Innholdet av silt i sedimentprøvene fra Borg Havn er varierende, men høyt, og hoveddelen av prøvene har ca. 35 – 85 % silt. Prøver med >45 % silt klassifiseres som silt (leirig eller sandig) og prøver med 15 – 45 % silt klassifiseres som siltige. Sedimenter med høyt siltinnhold kan oppføre seg som en væske (blir “flytende”) ved mudring, og dette kan påvirke valg av mudringsteknologi i Kystverkets prosjekt.



Figur 3 Siltinnhold i sedimentprøver tatt i Røsvikrenna

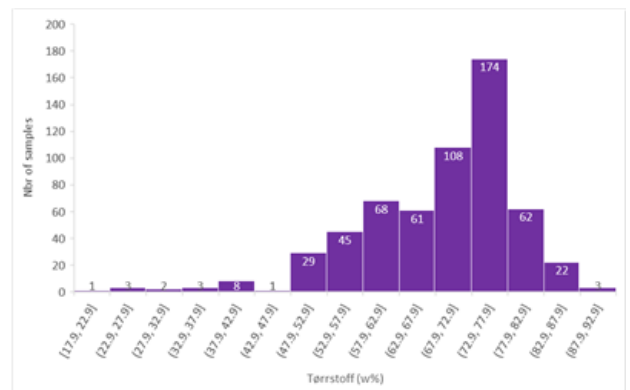
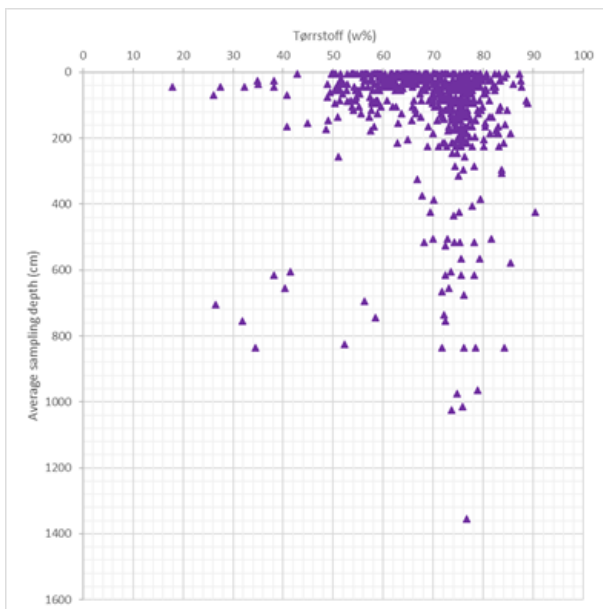
Innholdet av sand og grovere fraksjoner i sedimentprøvene fra Borg Havn er varierende og i gjennomsnitt nesten like høyt som for silt. Mange av prøvene inneholder ca. 20 – 60 % sand.

Prøver med >60 % sand klassifiseres som sand (leirig eller siltig) og prøver med 20 – 60 % sand klassifiseres som sandige.



Figur 4 Sandinnhold i sedimentprøver tatt i Røsvikrenna

Innhold av tørrstoff i sedimentprøvene fra Borg Havn er relativt høyt (mange prøver har 70 – 80 % tørrstoff) sammenlignet med sediment fra andre havner i Norge.



Figur 5 Tørrstoffinnhold i sedimentprøver tatt i Røsvikrenna

3.2 Karakterisering av og lokalisering av masser iht. forurensningsgrad (I-III) og (IV-V)

Det er påvist forurensning i prøvetatte sedimenter i det planlagte mudringsområdet Borg 1, både i form av tungmetaller og organiske miljøgifter som PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og PCB (polyklorerte bifenyler). Forurensningen ligger spredt i utstrekning og dybde, noe som indikerer at den delvis har kommet med Glomma. Det er også påvist forurensning av TBT (tributyltinn), som typisk stammer fra bunnstoff på båter.

I henhold til tillatelsen fra Miljødirektoratet kan sedimenter i tilstandsklasse I – III deponeres på sjøbunnen ved Svaleskjær og Møkkalasset, mens sedimenter i tilstandsklasse IV – V skal leveres til godkjent deponi på land. I tillegg til planlagt håndtering og deponering av sedimenter i Kystverkets prosjekt, ønsker earthresQue å se på muligheter for gjenbruk av sedimenter. Enten i sjø for å rehabilitere eller utvide eksisterende våtmarksområder sør for Borg Havn, eller på land som nye produkter.

Når det gjelder gjenbruk av sediment inn i nye produkter etter behandling, for eksempel i et vaskeanlegg, er det de groveste fraksjonene (sand og grus) som har høyest potensial og derfor er av størst interesse. I earthresQue er det i første omgang gjort en vurdering av innhold av miljøgifter i de prøvene som har høyest (>50 %) innhold av sand og deretter prøvene med noe lavere (30 – 50 %) innhold av sand. Innhold av miljøgifter er sammenlignet med klassifisering av forurenset grunn på land, da bruk i produkter på land anses som mest sannsynlig gjenbruk etter behandling.

Tabell 1 Overordnet forurensningsnivå i sandige sedimenter og potensielle utfordringer ved gjenbruk

Parameter	Forurensningsnivå	Utfordringer ved gjenbruk	Behov for testing
Metaller	Generelt lavt. Det påvises forurensning av enkeltforbindelser i noen prøver.	Antas å være små, dersom utlekking fra massene er lav.	Ja
PAH	>50 % sand: 18,5 % av prøvene overskrider normverdi.	Antas små til moderate utfordringer. Forventet lav utlekking og at mye fjernes ifm. behandling.	Ja
	30 – 50 % sand: 2,5 % av prøvene overskrider normverdi.		
PCB	>50 % sand: Ca. 29 % av prøvene overskrider normverdi, men konsentrasjonene er lave.	PCB er en miljøgift som ikke ønskes i et sirkulært kretsløp. Det er derfor viktig at PCB i stor grad fjernes ifm. behandling.	Ja
	30 – 50 % sand: Ca. 27 % av prøvene overskrider normverdi.		
TBT	>50 % sand: Ca. 19 % overskrider eksisterende normverdi og ca. 41 % over forslag til ny normverdi (ikke vedtatt).	Potensiell utfordring. Utlekkingstester på prøver fra Borg havn i 2010 viste lav utlekking av TBT (NGI, 2010).	Ja
	30 – 50 % sand: Ca. 20 % overskrider eksisterende normverdi og ca. 43 % over forslag til ny normverdi.		
TOC (organisk karbon)	Lavt innhold sammenlignet med andre norske havner. Miljøgifter som PAH er ofte sterkt bundet til organisk materiale.	Antas å være små pga. lavt innhold av TOC.	Nei

Saltinnhold i sedimentene er ikke målt, men det antas at dette er relativt høyt som følge av saltvannsstrømmen på bunn av Røsvikrenna. Høyt saltinnhold kan begrense bruksområder for gjenvunnet sediment.

4 Resultater fra tester i earthresQue gjort ifm. Kystverkets prøvemudringsprosjekt høsten 2022

4.1 Mudret sediment fra Borg Havn

Det ble tatt ut en blandprøve fra hver leker i Kystverkets prøvemudringsprosjekt. earthresQue fikk restene av blandprøvene fra de første ni lekerlassene, etter at Kystverket hadde tatt ut sine prøver. Blandprøvene representerte alle de tre mudringsområdene fra prøvemudringsprosjektet; Lekter 1 – 3 fra område lengst nord, Lekter 4 – 6 fra det midtre området og Lekter 7 – 9 fra området lengst sør.

Tabell 2 viser analyseresultater fra prøvene tatt fra lekterne. Ettersom hver leker rommet ca. 300 m³ sediment, representerer hver av disse blandprøvene ca. 900 m³ mudret sediment.

Tabell 2 Analyseresultater fra prøver tatt i lekter under prøvemudring november 2022

Parameter	Enhet	Lekter NORD	Lekter MIDT	Lekter SØR
Svovel (total)	% tørrvekt	0,27	0,4	0,67
As (Arsen)	mg/kg TS	2,83	4,53	3,52
Cd (Kadmium)	mg/kg TS	<0,10	0,2	0,12
Cr (Krom)	mg/kg TS	19,4	26,4	19,4
Cu (Kobber)	mg/kg TS	23,8	36,1	23,5
Hg (Kvikksølv)	mg/kg TS	<0,20	<0,20	<0,20
Ni (Nikkel)	mg/kg TS	18,5	23,7	14,3
Pb (Bly)	mg/kg TS	11,9	14,3	8,4
Zn (Sink)	mg/kg TS	61,5	84,1	49,4
Klorid (Cl ⁻)	mg/kg TS	4 420	7 060	5 870
∑PCB ₇	mg/kg TS	0,00651	0,0325	0,0172
Naftalen	mg/kg TS	0,012	0,041	0,017
Acenaftylen	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010
Acenaften	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010
Fluoren	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010
Fenantren	mg/kg TS	0,017	0,02	0,016
Antracen	mg/kg TS	0,0068	0,0079	0,0053
Fluoranten	mg/kg TS	0,039	0,079	0,05
Pyren	mg/kg TS	0,034	0,059	0,032
Benso(a)antracen	mg/kg TS	0,032	0,021	<0,010
Krysen	mg/kg TS	0,023	0,02	<0,010
Benso(b)fluoranten	mg/kg TS	0,045	0,038	0,017
Benso(k)fluoranten	mg/kg TS	0,015	0,012	<0,010
Benso(a)pyren	mg/kg TS	0,041	0,022	<0,010
Dibenso(ah)antracen	mg/kg TS	<0,010	<0,010	<0,010
Benso(ghi)perylene	mg/kg TS	0,0233	0,0197	0,009
Indeno (1,2,3-cd)pyren	mg/kg TS	0,016	0,016	<0,010
∑PAH ₁₆	mg/kg TS	0,304	0,356	0,146
Monobutyltinn	µg/kg TS	<1	2,68	<1
Dibutyltinn	µg/kg TS	1,26	3,18	2,17
Tributyltinn	µg/kg TS	4,1	4,87	6,9
Kornstørrelse <2 µm	%	2,2	3	0,8
Silt (2-63 µm)	%	61,6	55	37,8
Sand (> 63 µm)	%	36,2	41,9	61,4
Totalt organisk karbon (TOC)	% tørrvekt	0,83	2,13	1,81

Følgende kan oppsummeres fra lekterblandprøvene:

- Innhold av miljøgifter i blandprøvene er i tilstandsklasse I – III og i samme størrelsesorden som prøver analysert for Kystverket i deres prøvemudringsprosjekt.
- Innhold av organiske miljøgifter er TK II – III, mens metaller er i TK I – II.
- Innhold av svovel er relativt lavt, godt under 1 %.
- Kornfordeling viser at prøvene fra Lekter 1-3 NORD og Lekter 4-6 MIDT er sandig silt og prøven fra Lekter 7-9 SØR er siltig sand. Leirinnholdet er lavt.
- Innhold av klorid er relativt lavt (0,44 – 0,71 %).

4.2 Resultater fra tester gjennomført ved AF Decom på sedimenter fra prøvemudring ved Borg Havn høsten 2022

4.2.1 Opplegg for prøvetaking av mudder, tester og analyser

Da Kystverket skulle gjennomføre sitt prøvemudringsprosjekt høsten 2022, ble det avtalt med earthresQue at mudret sediment skulle bli transportert fra Borg Havn til Nes, der earthresQue-partner AF Decom har et behandlingsanlegg for gravemasser. Det var på forhånd ønskelig med sedimenter med minst 30 % sand, ettersom de er antatt å ha et større potensial for gjenbruk enn sedimenter med lavt sanninnhold. Testmudringsområdene NORD og MIDT ble valgt som representative for videre testing på Nes, og Kystverket fikk transportert ca. 100 tonn fra disse delområdene til Nes.



Foto: Mudret sediment (venstre) fra Borg Havn bestående av sand, silt og leire. Til høyre vises innblanding av inert stein før sedimentene går gjennom AF Decoms behandlingsanlegg på Nes.

earthresQue ville undersøke om mudret sediment kan behandles i et vaske- og avvanningsanlegg, for senere å kunne bruke alle eller deler av sedimentene i nye produkter. Hensikten med testen i november 2022 var å undersøke om det praktisk lar seg gjøre å kjøre bløt, mudret sjøbunn gjennom et slikt anlegg. AF Decom har et vaskeanlegg på Nes, tilpasset gravemasser på land med betydelig større grovere korn enn havnesedimenter. Tekniske erfaringer fra AF Decom er beskrevet i neste kapittel.

I forbindelse med testene i november 2022 jobbet earthresQue ut ifra to hovedhypoteser:

- 1) Anlegget klarer å separere sand (og eventuelt grus) fra finfraksjonene (silt og leire).
- 2) Anlegget kan fjerne forurensning fra sanden, med mulig oppkonsentrering i finfraksjonene.

I tillegg var det identifisert noen utfordringer som kan hindre ubunden bruk av utseparert sand og grus:

- 1) Sandfraksjonen etter behandling i anlegget kan være forurenset.
- 2) PCB er en miljøgift man i liten grad ønsker i sirkulære prosesser.
- 3) Innhold av svovel og salt kan være til hinder for bruk av sediment i nye produkter.

Dette ble verifisert ved tester og laboratorieanalyser.

4.2.2 Tekniske erfaringer fra behandlingstesten som ble gjennomført hos AF Decom

Vaskeanlegget på Nes er konstruert for å ta gravemasser med stein, grus, silt og leire. Formålet med testen var å se hvordan deler av anlegget kunne benyttes for å avvanne og partikkelseparere sedimenter. Fraksjonene man ønsket å ta ut var

- Leire og silt, kornstørrelse $<63\mu\text{m}$
- Sand, kornstørrelse $63\mu\text{m}-2\text{mm}$
- Uttak av avfall og organisk materiale (flotasjon).

Det ble på forhånd testet ulike polymerere for å se effekten av felling når sedimentene ble kjørt gjennom anlegget. I tillegg hadde vi fokus på sykklon, fellingstank og filterpresse for å se effekten av såpass stor andel av finstoff som ble matet inn i anlegget. Sedimentene ble blandet med ferdig vasket, inert stein som et bæremedium på båndene inn i anlegget. Et mulig anlegg i Nedre Glomma for avvanning og behandling av sedimenter må derfor ha en annen innmating enn det som ble brukt på Nes.

Syklonen håndterte finstoffandelen i sedimentene meget bra og fikk ut tilsvarende andel av finstoff (silt og leire) som når anlegget kjører gravemasser med silt/leire. Belastningen på fellingskaret økte nødvendigvis og vil antagelig sammen med filterpresse kunne være en begrensende faktor. Dette kan endres ved å dimensjonere opp fellingskaret og størrelsen på filterpresse.

Hva angår felling vil andelen salter/ioner i sedimentene variere fra område til område. Det er derfor viktig å ha et spekter av ulike polymerere som er tilpasset det enkelte sediment. Dette testes gjerne før oppstart. Det ble målt konduktivitet av vannet før oppstart og etter testkjøring. Naturlig nok så vi en økning i konduktiviteten i vannet gjennom testkjøringen.

Filterpressen på Nes håndterte avvanningen av finstoffet godt, men det er viktig å huske på dimensjonering når et mulig nytt anlegg vurderes etablert. Med såpass stor andel finstoff er det viktig å tenke på dimensjonering av fellingstank og avvanningsløsninger.



Fellingstank for finstoff



Syklon for uttak av silt og leire

4.2.3 Analyser av sedimenter før og etter behandling, vaskevann og avløpsvann

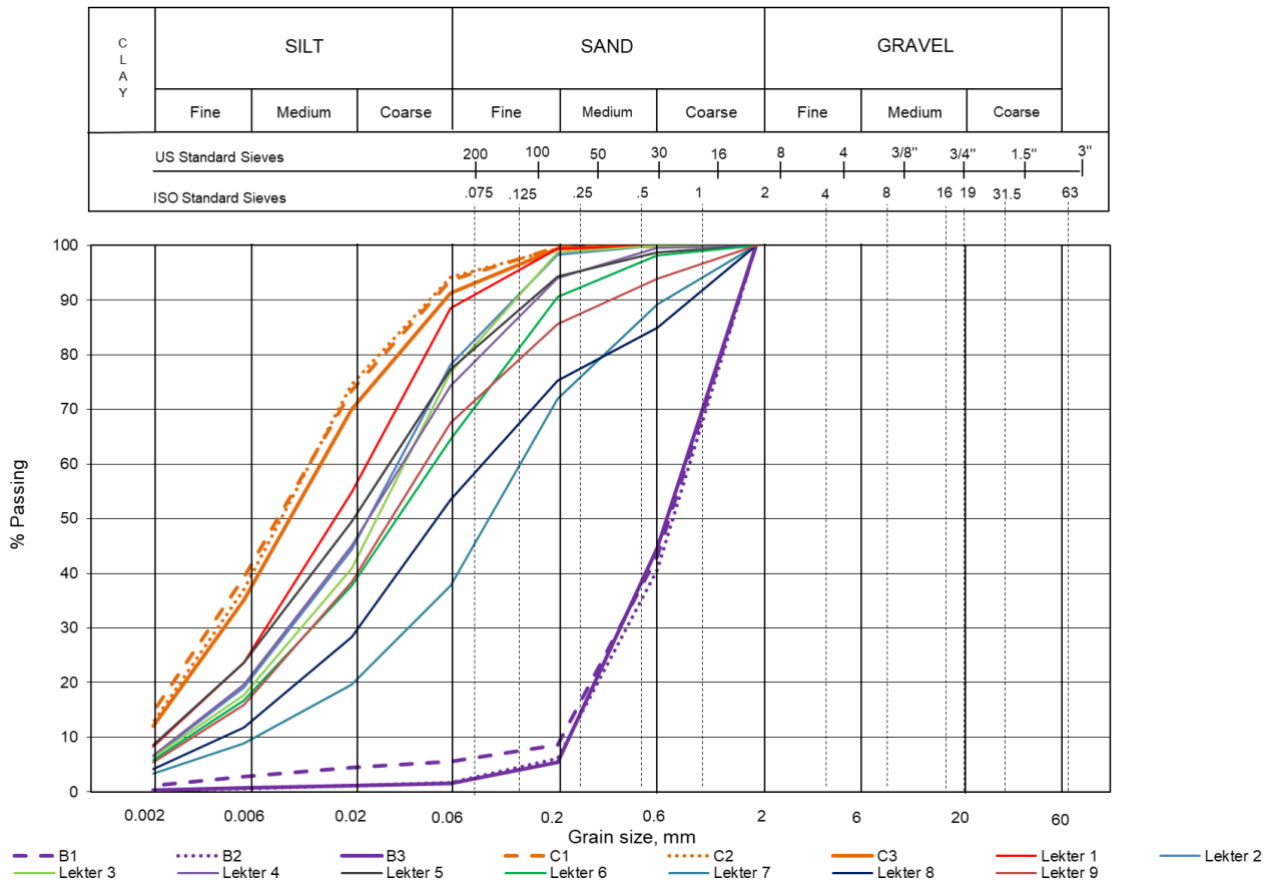
I AF Decoms anlegg på Nes Miljøpark ble sedimentene fra Borg Havn separert i en sandfraksjon og en finere fraksjon bestående hovedsakelig av silt og leire. Finfraksjonen ble presset sammen til filterkake i en filterpresse. earthresQue ønsket å analysere sedimentene både før og etter behandling, for å dokumentere endringen gjennom anlegget. I tillegg ville man undersøke om sedimentene påvirker anlegget i stor grad, f.eks. om, det får negativ effekt på utslipp fra renseanlegget, som følge av innhold av miljøgifter eller salt.

Mulig gjenbruk av mudrede sedimenter til utfylling i våtmarksområder gjorde det også relevant å se på utlekking av miljøgifter fra mudret sediment, både før og etter behandling.

Følgende tester ble gjennomført på sedimentene i regi av earthresQue:

- Blandprøver fra lektene i Kystverkets testprosjekt: kjemiske analyser, utlekkingstester og kornfordeling.
- Sediment inn i anlegget (blandet med inert stein): kjemiske analyser, utlekkingstester og kornfordeling.
- Sand ut av anlegget: kjemiske analyser, utlekkingstester og kornfordeling.
- Filterkake (C) ut av anlegget: kjemiske analyser, utlekkingstester, XRD og kornfordeling.
- Prøver av vann fra renseanlegg: kjemiske analyser.

Figur 6 viser kornfordelingskurver for prøver av sand og finfraksjon, sammenlignet med kornfordelingskurver for mudret sediment tatt fra ni ulike lektene (lekterblandprøver).



Figur 6 Kornfordelingskurver fra geotekniske laboratorieundersøkelser. Figuren viser tydelig at AF Decoms anlegg i stor grad klarer å separere sand (lilla kurver) fra finfraksjonen (oransje kurver). Kurvene imellom viser leker-blandprøvene med forholdsvis lavt leirinnhold og svært varierende sandinnhold.

4.2.4 Kjemiske analyser

Tabell 3 viser innhold av miljøgifter i lekterprøvene samt av ulike fraksjoner fra anlegget på Nes Miljøpark ifm. earthresQues testkjøring av anlegget med sedimenter fra Borg Havn. Sedimentene i denne testkjøringen var mudret fra område NORD og MIDT.

Tabell 3 Analyse av miljøgifter i prøver fra lektere og fra testkjøringen på Nes Miljøpark november 2022, klassifisert etter M-608 tilstandsklasser i sediment.

Parameter	Lekter 1-3 NORD	Lekter 4-6 MIDT	Lekter 7-9 SØR	A (inn)	B1 (Sand ut)	B2 (Sand ut)	B3 (sand ut)	C2 (filter- kake)	C3 (filter- kake)
As (Arsen)	2,83	4,53	3,52	3,38	4,02	2,32	1,84	5,72	5,89
Cd (Kadmium)	<0,10	0,2	0,12	0,1	<0,10	<0,10	0,12	0,3	0,3
Cr (Krom)	19,4	26,4	19,4	24,3	17,8	13,6	16,8	36,3	34,7
Cu (Kobber)	23,8	36,1	23,5	23,1	16,7	11,2	9,7	47,9	45,5
Hg (Kvikksølv)	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Ni (Nikkel)	18,5	23,7	14,3	24,6	26,6	25,4	22,5	43,4	40,4
Pb (Bly)	11,9	14,3	8,4	11,9	12,9	6,7	5,6	36,9	35,7
Zn (Sink)	61,5	84,1	49,4	58,5	34,8	27,6	32,7	125	116
Sum PCB-7	0,00651	0,0325	0,0172	0,00627	0,00294	0,00112	0,00129	0,0193	0,0123
Naftalen	0,012	0,041	0,017	0,019	0,03	0,029	0,021	0,163	0,121
Acenaftylen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,026	0,021
Acenaften	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,036	0,03
Fluoren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,016	<0,010	<0,010	0,064	0,05
Fenantren	0,017	0,02	0,016	0,026	0,062	0,027	0,019	0,291	0,26
Antracen	0,0068	0,0079	0,0053	0,0042	0,0153	0,0117	0,005	0,0742	0,0656
Fluoranten	0,039	0,079	0,05	0,034	0,104	0,086	0,034	0,55	0,492
Pyren	0,034	0,059	0,032	0,032	0,091	0,083	0,038	0,528	0,474
Benso(a)antracen	0,032	0,021	<0,010	0,011	0,04	0,03	0,013	0,261	0,239
Krysen	0,023	0,02	<0,010	0,015	0,034	0,029	0,019	0,2	0,223
Benso(b)fluoranten	0,045	0,038	0,017	0,022	0,066	0,039	0,027	0,419	0,368
Benso(k)fluoranten	0,015	0,012	<0,010	<0,010	0,021	0,013	<0,010	0,172	0,134
Benso(a)pyren	0,041	0,022	<0,010	0,015	0,049	0,03	0,024	0,31	0,284
Dibenso(ah)antracen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,064	0,05
Benso(ghi)perylene	0,0233	0,0197	0,009	0,019	0,031	0,025	0,0243	0,226	0,204
Indeno (1,2,3-cd)pyren	0,016	0,016	<0,010	<0,010	0,025	0,015	0,012	0,168	0,145
Sum 16 PAH	0,304	0,356	0,146	0,197	0,584	0,418	0,236	3,55	3,16
Monobutyltinn	<1	2,68	<1	<1	<1	<1	<1	1,7	2,02
Dibutyltinn	1,26	3,18	2,17	<1	<1	<1	<1	1,3	1,54
Tributyltinn	4,1	4,87	6,9	1,44	1,24	3,07	<1	1,37	2,74
Kornstørrelse <2 µm	2,2	3	0,8	3,5	<0,1	<0,1	<0,1	14,4	6,2
Silt (2-63 µm)	61,6	55	37,8	62,5	0,2	0,1	0,1	70,1	78,7
Sand (> 63 µm)	36,2	41,9	61,4	34	99,8	99,9	99,9	14,9	15,1
TOC (%)	0,83	2,13	1,81	0,6	0,69	0,57	0,5	1,42	1,32

Følgende kan oppsummeres fra analyseresultatene:

- Blandprøver fra lekterne: Relativt lite forurenset. I samme størrelsesorden som prøver analysert for Kystverket i deres prøvemudringsprosjekt høsten 2022.
- Utsortert sand: Noen stoffer følger finfraksjon (leir/silt) selv om svarene ikke er entydige. Dette indikerer at sand kan separeres ut i en tilnærmet «ren» fraksjon og filterkake med leir/silt blir en forurenset fraksjon.
- Filterkake: Høyere konsentrasjoner av metaller, PAH og PCB indikerer at det er høyere forurensningsinnhold i finstoffet (leir/silt) sammenlignet med sand.

Tabell 4 viser de samme prøvene klassifisert i henhold til tilstandsklasser på land.

Tabell 4 Analyse av miljøgifter i prøver fra lektere og fra testkjøringen på Nes Miljøpark november 2022, klassifisert etter tilstandsklasser på land (forurenset grunn).

Parameter	Lekter 1-3 NORD	Lekter 4-6 MIDT	Lekter 7-9 SØR	A (inn)	B1 (Sand ut)	B2 (Sand ut)	B3 (sand ut)	C2 (filter- kake)	C3 (filter- kake)
As (Arsen)	2,83	4,53	3,52	3,38	4,02	2,32	1,84	5,72	5,89
Cd (Kadmium)	<0,10	0,2	0,12	0,1	<0,10	<0,10	0,12	0,3	0,3
Cr (Krom)	19,4	26,4	19,4	24,3	17,8	13,6	16,8	36,3	34,7
Cu (Kobber)	23,8	36,1	23,5	23,1	16,7	11,2	9,7	47,9	45,5
Hg (Kvikksølv)	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20
Ni (Nikkel)	18,5	23,7	14,3	24,6	26,6	25,4	22,5	43,4	40,4
Pb (Bly)	11,9	14,3	8,4	11,9	12,9	6,7	5,6	36,9	35,7
Zn (Sink)	61,5	84,1	49,4	58,5	34,8	27,6	32,7	125	116
Sum PCB-7	0,00651	0,0325	0,0172	0,00627	0,00294	0,00112	0,00129	0,0193	0,0123
Naftalen	0,012	0,041	0,017	0,019	0,03	0,029	0,021	0,163	0,121
Acenaftylen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,026	0,021
Acenaften	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,036	0,03
Fluoren	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,016	<0,010	<0,010	0,064	0,05
Fenantren	0,017	0,02	0,016	0,026	0,062	0,027	0,019	0,291	0,26
Antracen	0,0068	0,0079	0,0053	0,0042	0,0153	0,0117	0,005	0,0742	0,0656
Fluoranten	0,039	0,079	0,05	0,034	0,104	0,086	0,034	0,55	0,492
Pyren	0,034	0,059	0,032	0,032	0,091	0,083	0,038	0,528	0,474
Benso(a)antracen	0,032	0,021	<0,010	0,011	0,04	0,03	0,013	0,261	0,239
Krysen	0,023	0,02	<0,010	0,015	0,034	0,029	0,019	0,2	0,223
Benso(b)fluoranten	0,045	0,038	0,017	0,022	0,066	0,039	0,027	0,419	0,368
Benso(k)fluoranten	0,015	0,012	<0,010	<0,010	0,021	0,013	<0,010	0,172	0,134
Benso(a)pyren	0,041	0,022	<0,010	0,015	0,049	0,03	0,024	0,31	0,284
Dibenso(ah)antracen	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,064	0,05
Benso(ghi)perylene	0,0233	0,0197	0,009	0,019	0,031	0,025	0,0243	0,226	0,204
Indeno (1,2,3-cd)pyren	0,016	0,016	<0,010	<0,010	0,025	0,015	0,012	0,168	0,145
Sum 16 PAH	0,304	0,356	0,146	0,197	0,584	0,418	0,236	3,55	3,16
Monobutyltinn	<1	2,68	<1	<1	<1	<1	<1	1,7	2,02
Dibutyltinn	1,26	3,18	2,17	<1	<1	<1	<1	1,3	1,54
Tributyltinn	4,1	4,87	6,9	1,44	1,24	3,07	<1	1,37	2,74
TOC (%)	0,83	2,13	1,81	0,6	0,69	0,57	0,5	1,42	1,32

Analyseresultatene viser at utsortert sand har konsentrasjoner under normverdier (tilstandsklasse 1), som tilsier at sanden kan benyttes til såkalt "ubunden bruk". I forbindelse med testkjøringen av sedimenter gjennom AF Decoms anlegg ble det også tatt vannprøver av utløpet fra renseanlegget. Analyseresultater fra vannprøvene (ikke vist i denne rapporten) viste konsentrasjoner i samme størrelsesorden som AF Decom normalt måler ved utløp fra renseanlegget, og samtlige konsentrasjoner var godt innenfor utslippskravene i AF Decoms tillatelse.

Tabell 5 viser resultater fra utlekkings tester (ristetest) på mudret sediment før og etter behandling i AF Decoms anlegg.

Tabell 5 Utlekkingsforsøk (ristetester med forhold mellom vann og tørrstoff på 10 (L/S = 10). Konsentrasjonene er i mg/kg utvasket. Til sammenligning er grenseverdier for inert avfall vist. Det finnes kun grenseverdier for metallene og ikke for de organiske miljøgiftene. i.p. i tabellen betyr at stoffet ikke er påvist over rapporteringsgrensen til analysemetoden i vannet fra utlekkings testen.

Parameter	Lekter 1-3 NORD	Lekter 4-6 MIDT	Lekter 7-9 SØR	A (inn)	B1 (Sand ut)	B2 (Sand ut)	B3 (sand ut)	C2 (filter- kake)	C3 (filter- kake)	Grense Inert avfall
As (Arsen)	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,5
Cd (Kadmium)	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,04
Cr (Krom)	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,5
Cu (Kobber)	0,029	0,012	0,019	0,01	0,026	0,017	0,022	0,04	0,025	2
Ni (Nikkel)	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,4
Pb (Bly)	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,5
Zn (Sink)	0,119	0,205	0,02	0,289	0,046	0,045	0,026	0,208	0,223	4
Sum PCB-7	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,0000114	i.p.	i.p.	-
Naftalen	0,00264	0,00206	0,00317	0,00167	0,00118	0,00076	0,00294	i.p.	i.p.	-
Acenaftylen	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,00068	i.p.	i.p.	-
Acenaften	0,00266	0,00204	0,00166	0,00312	0,00115	0,00104	0,00245	i.p.	i.p.	-
Fluoren	0,00131	0,00087	0,00105	0,00146	0,00062	0,00057	0,00628	i.p.	i.p.	-
Fenantren	0,00288	0,00062	0,00093	0,00289	0,00106	0,00104	0,00533	0,00036	i.p.	-
Antracen	0,00035		0,00015	0,00028	0,00017	0,0002	0,00208	0,0001	i.p.	-
Fluoranten	0,00089	0,0002	0,00026	0,00087	0,00115	0,00099	0,00233	0,00086	0,00068	-
Pyren	0,00064	0,00014	0,00018	0,00062	0,00082	0,001	0,00155	0,00125	0,0008	-
Benso(a)antracen	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,00025	0,00032	0,00022	i.p.	-
Krysen	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,00014	0,00026	0,00025	0,00022	i.p.	-
Benso(b+j)fluoranten	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,00016	0,00041	0,0003	0,00041	0,00014	-
Benso(k)fluoranten	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,00015	0,00012	0,00015	i.p.	-
Benso(a)pyren	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,000104	0,00029	0,000194	0,000274	i.p.	-
Dibenso(ah)antracen	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	-
Benso(ghi)perylene	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,0001	0,00029	0,0002	0,00031	0,00012	-
Indeno(123cd)pyren	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,00021	0,00015	0,00021		-
Sum 16 PAH	0,0114	0,00593	0,00752	0,0109	0,00665	0,00746	0,0252	0,00436	0,00174	-
Tributyltinn	0,0000577	0,00186	0,0000995	0,0000956	0,000908	0,00106	0,000405	0,000171	0,00015	-

i.p. = ikke påvist over rapporteringsgrensen for analysemetoden.

Utlekkings testene viser lite utlekking av miljøgifter fra sedimentene.

4.2.5 XRD-analyse

Prøver av filterkaken fra AF Decoms anlegg ble undersøkt med XRD (røntgendiffraksjon) ved NMBU. Formålet var å identifisere hvilke mineraler som er til stede i filterkaken, og spesielt leirmineraler er av interesse med hensyn til mulig fremtidig bruk av filterkakematerialet. Resultatene er vist i tabell 6.

Tabell 6 Mineraler i filterkakeprøvene, identifisert ved hjelp av XRD. Tallene er oppgitt i prosent.

Mineral	Kjemisk formel	Filterkake C1	Filterkake C2	Filterkake C3
Kvarts	SiO ₂	14,5 %	21,8 %	36,6 %
Berlinite	AlPO ₄	17,8 %	16,7 %	22,8 %
Albitt	NaAlSi ₃ O ₈	14,4 %	13,0 %	29,9 %
Muskovitt	(KF) ₂ (Al ₂ O ₃) ₃ (SiO ₂) ₆	10,7 %	8,7 %	5,8 %
Ortoklas	KAlSi ₃ O ₈	24,1 %	10,6 %	-
Illite	(K,H ₃ O)(Al,Mg,Fe) ₂ (Si,Al) ₄ O ₁₀ [(OH) ₂ (H ₂ O)]	15,1 %	26,7 %	-
Retgersite	NiSO ₄ •6(H ₂ O)	3,4 %	2,6 %	5,0 %

XRD-analysen viser at leirmineralet illitt er til stede i filterkakene. Ingen andre leirmineraler er identifisert.

4.2.6 Plastisitetstests

I forbindelse med geotekniske laboratorieundersøkelser, var det planlagt plastisitetstests for å vurdere de mudrede sedimentenes geotekniske egenskaper. Etter at kornfordelingsanalysene viste at leirinnholdet var lavt (maksimalt 15 %), ble det besluttet å ikke gjennomføre disse testene.

4.3 Oppsummering av testresultatene

- AF Decoms anlegg fungerer for mudrede havnesedimenter så lenge det blandes inn en inert grovfraksjon. Anlegget er ikke testet på sediment uten en slik innblanding.
- Testen i november 2022 med påfølgende kjemiske analyser viser at noen stoffer (miljøgifter) følger finfraksjonen (leir/silt) selv om svarene ikke er entydige. Dette indikerer at sand kan separeres ut i en tilnærmet «ren» fraksjon mens filterkake blir en forurenset fraksjon
- Utsortert sand har innhold av miljøgifter under normverdier (som gjelder masser på land). Dette indikerer at sanden kan brukes videre i produkter med såkalt "ubunden bruk".
- Anlegget sørger for avvanning av sediment og gjør senere massebehandling enklere, dersom et slikt anlegg brukes i et fremtidig mudringsprosjekt. Filterkake kan håndteres enkelt i deponi både på land og under vann.
- Testen med mudret sediment påvirker vannet ut av renseanlegget litt, men det er ikke påvist store endringer og alle målte konsentrasjoner er godt under utslippskravene som AF Decom har i sin utslippstillatelse til Statsforvalteren i Oslo og Viken.

5 Potensialet for restaurering av våtmark med muddermasser på Øra

5.1 Mulighet for positiv utnyttelse av mudringsmasser

I USA har man lang erfaring med å forsøke og utnytte mudringsmasser som en positiv ressurs i samfunnet fra de mange og store mudringsprosjektene som gjennomføres årlig i regi av US Army Corps of Engineers (USACE). Deres erfaringer fra positiv utnyttelse av mudringsmasser er sammenstilt i en rapport fra 2016 fra Portland State University (Welch et al. 2016). De beskriver 6 områder der mudrings sedimenter kan gi en positiv verdi for samfunnet:

- Sikring av strender mot erosjon
- Konstruksjon, gjenskaping og restaurering av våtmarksområder
- Erosjonssikring av jordbruksmark, skog, mm
- Opparbeiding av friluftsområder, parker mm
- Sikring av deponier for farlig avfall med avvannet leire fra mudrings sedimenter
- Oppbygging av nye landområder for industriformål mm

5.2 Potensialet for restaurering av våtmark med muddermasser på Øra

5.2.1 Hva menes med restaurering av våtmark i denne sammenheng?

Våtmark, slik det er omtalt i denne rapporten, tar utgangspunkt i den vide definisjonen av våtmark slik den er definert i Ramsarkonvensjonen, som inkluderer myr, ferskvann, brakkvann og marine områder ned til 6 meters dybde ved fjære sjø (Direktoratet for naturforvaltning 2007), siden tiltaksområdet er vernet som et Ramsarområde. Tiltaksområdet, Øra naturreservat, består av flere ulike utforminger av våtmark, deriblant de dominerende naturtypene semi-naturlig strandeng, grunne marine undervannsenger og eufotisk marin sedimentbunn. *Strandenger* som ligger i den såkalte littoralsonen (flo-/fjæresonen) uten preg av saltanrikning, med daglig veksling mellom oversvømmelse og tørrlegging av høyvann og lavvann, var særlig verdifulle som rasteområder for mange vadefugler. Innenfor Øra-området ble disse arealene opprinnelig beitet av kyr og hest, men i årene før endelig utfylling lå de innenfor avfallsmottaket på Øra. Dette har i mange områder gitt opphav til naturtypen *semi-naturlig strandeng*, som i likhet med strandenger er sårbare på rødlista for naturtyper (Hovstad mfl. 2018; Johansen mfl. 2018), men skiller seg ved å ha et høyere innslag av semi-naturlige arter. I bakkant av fjærebeltet er det flytende overganger mot semi-naturlig eng av typen naturbeitemark, som har samme rødlistekategori. Arealene med denne type våtmark er i dag så godt som borte innenfor Øra-området, og det er denne naturtypen det er aktuelt å forsøke å gjenskape innenfor verneområdet, og da i et område som i dag består av den livskraftige og langt mer utbredte naturtypen *eufotisk marin sedimentbunn* (Gundersen mfl. 2018). Denne typen våtmark er vanlig på Øra i dag og med antatt lavere naturverdi enn våtmarkstypen som foreslås restaurert. Internasjonalt går dette under begrepet «*ecological mitigation*» eller økologisk erstatning, der formålet er å skape nye leveområder og muligheter for arter i et område, som erstatning for områder som er bygget ned eller ødelagt i andre områder.

Miljødirektoratet har utarbeidet en plan for restaurering av våtmark i Norge for perioden 2021-25 og bruker der en bred definisjon av restaureringsbegrepet som et «*bidrag til å gjenopprette økosystemer som er blitt redusert, skadet eller ødelagt gjennom å tilbakeføre naturområder mot en økologisk referansetilstand*». I internasjonal litteratur brukes begrepene restaurering (restoration) og rehabilitering (rehabilitation) av våtmark, uten at det nødvendigvis gjøre noe klart skille mellom de to begrepene (se Ramsar-konvensjonen Technical Guideline).

Bakgrunnen for mulig bruk av mudringsmasser til å restaurere og gjenskape tapt og rødlistet våtmark på Øra er at tidligere industriutvikling i området, inklusive havnevirksomhet og avfallshåndtering/deponi, har blitt etablert i områder med sårbar våtmark gjennom utfylling og utbygging av arealer. Forslagene som fremmes i denne rapporten ligger i grenselandet mellom restaurering og gjenskaping av våtmark i nye områder som erstatning for områder som er blitt bygget ned i tidligere tider.

5.2.2 Myndighetenes politikk og regelverk på området nasjonalt og internasjonalt

I forarbeidene til Naturmangfoldloven som ble vedtatt 19. juni 2009 har Regjeringen gjort det klart at restaurering er et viktig tiltak for å bevare biologisk mangfold også i verneområder, og at det også kan innføres vern med hjemmel i loven med sikte på å gjenskape naturverdier som har gått tapt i andre områder (Ot.prp. 52 (2008-09)). I § 37 første ledd bokstav a til e om naturreservater gis det rom for at områder som tidligere har vært utsatt for inngrep, kan vernes som reservat hvis den aktuelle funksjonen fremdeles er til stede eller kan restaureres, jf. andre ledd. Restaureringen kan skje ved at naturen får utvikle seg fritt etter vernet og selv klarer å «avbøte» tidligere inngrep, jf. Formuleringen «fri utvikling». F.eks. kan det være områder der vegetasjonen er slitt etter omfattende ferdsel, men der den tar seg opp igjen når ferdselen avtar eller stanses helt. Ofte kan det imidlertid være nødvendig med aktive gjenopprettningstiltak (jf. tredje ledd første punktum), f.eks. opprensning i vannforekomster eller fjerning av veier eller andre tekniske inngrep. Det kan videre være tale om å skape helt nye biotoper, f.eks. en ny dam. I § 47, første ledd om skjøtsel av verneområder, gis forvaltningsmyndigheten adgang til å foreta skjøtsel, herunder restaurerings- og istandsettingstiltak.

Flere internasjonale konvensjoner, bl.a. biomangfoldkonvensjonen, Ramsarkonvensjonen, Bonnkonvensjonen og OSPAR, pålegger partene å vurdere restaureringstiltak der dette er mulig og hensiktsmessig for å sikre naturverdier. Ramsarkonvensjonen omfatter vern av internasjonalt viktige våtmarksområder i verden og er i så måte den mest relevante med hensyn til forvaltning og vern av våtmark i Norge. Øra-området er ett av de norske områdene som er gitt ekstra vern utover Naturmangfoldloven gjennom Ramsarkonvensjonen.

Ramsarkonvensjonens strategiske plan for perioden 2016-2030 gir klare føringer for at også verneområdene under konvensjonen kan forvaltes og restaureres gjennom effektiv planlegging og forvaltning (Mål 5). I henhold til Mål 12 skal restaureringstiltak prioriteres i områder som er viktige for bevaring av biologisk mangfold, forebygging av sykdom og klimatilpasning. Dette målet henger tett sammen med det såkalte Aichi-mål 15 i FNs konvensjon om bevaring av biologisk mangfold, der minst 15% av økosystemer som har blitt ødelagt av menneskelig aktivitet, skal restaureres eller gjenskapes. Målsetninger som er implementert nasjonalt gjennom «plan for restaurering av våtmark i Norge» (2021-2025).

Mudringsprosjektene i Holland som har bidratt til å gjenskape og restaurere viktige våtmarksområder langs Nordsjøkysten har funnet sted i Waddenzee-området som er beskyttet av både nasjonal lovgiving og EU Habitatdirektiv. Waddenzee-området er det største sammenhengende området med mudder- og sandstrender i verden og er listet på UNESCOs liste over viktige kulturarvområder (Reise et al. 2010). Det var derfor nødvendig å søke om dispensasjon fra vernebestemmelsene for å gjennomføre tiltak som både omfattet disponering av mudringsedimenter og forskningsaktivitet knyttet til å følge utviklingen i området. Det var særlig viktig å gjennomføre tiltakene slik at fjærfellende andefugler ikke ble forstyrret.

5.2.3 Erfaringer med gjenskaping av og restaurering av våtmarksområder i litteraturen

Marine grunne våtmarksområder («marine tidal areas») er under sterkt press og reduksjon av arealet av slike flater er antatt å være en viktig årsak til at bestandene av mange våtmarksfugler, og vadefugler i særdeleshet, er sterkt redusert de senere tiårene (Bamford et al. 2008, Yuan et al. 2022). Restaurering av slike biotoper har derfor blitt et viktig tiltak for å sikre overlevelse og øke bestandene av disse artene (Reynolds et al. 2017, Li et al. 2018). I flere områder i verden er det mangel på sedimenttilførsel fra elver som vanskeliggjør slike restaureringsprosjekter (Yuan et al. 2022).

Baptist et al. (2019) påpeker at det internasjonalt er økende fokus på å se mudringssedimenter som en ressurs og ikke som et avfallsproblem, og at det kan brukes i mange ulike anvendelser, bl.a. til restaurering av naturområder, i landbruk, til byggematerialer osv.

Allerede i 1987 var mer enn 130 saltvanns- og ferskvannssystemer blitt etablert gjennom bruk av mudringssedimenter i USA (US Army Corps of Engineers 1987). I alle tilfeller var sedimentene blitt lagt ut direkte på ønskede lokaliteter, med hensiktsmessig tykkelse, størrelse, helning og orientering. I noen tilfeller var det plantet ut ønsket vegetasjon i områdene. Etter tre tiår med erfaringer fra USA er det en erkjennelse at konstruert våtmark ikke nødvendigvis dekker alle funksjonene til naturlig våtmark, men områdene fungerte godt som biotop for fugler og som vekstområder for typiske littoralplanter som *Spartina alterniflora* (Streever 2000).

I Nederland har private selskaper, offentlige myndigheter, universiteter og forskningsmiljøer og NGO- gått sammen om å etablere en stiftelse kalt EcoShape, som har gjennomført innovasjonsprogrammet «Building with Nature» i to omganger mellom 2008-2012 og 2013-2020. Formålet var å utvikle og teste nye løsninger for hydrologisk engineering som utnytter naturens egne krefter for å konstruere nye våtmarksarealer i Waddenzee-området, med 11 små og 4 mellomstore havner hvor det mudres ca. 5 mill. m³ masse årlig. Fire typer løsninger er blitt testet ut i praksis i området: 1) Optimalisering av mudringsstrategier 2) fremme saltvannsmudderstrenger 3) skape estuargradienter og 4) optimalisere masseflyt (Van Eekelen et al. 2016, Baptiste et al. 2017).

Kunnskapen om økologiske effekter på biotopene i elveutløp (estuarer og deltaer) og effektene på bestandsutviklingen hos våtmarksarter, er ikke godt nok dokumentert ifølge Yuan et al. (2022). De har gjennomført forsøk med bruk av sedimenter fra mudring av elveløpet til naturrestaurering i Yangtse-vassdraget i Kina. Tre områder der sedimentene ble brukt til å rehabilitere mudderområder ble sammenliknet med ett område som ikke ble restaurert. Alle områdene har vært viktige våtmarker, og ett av dem er vernet i henhold til bestemmelsene i Ramsar-konvensjonen som et internasjonalt viktig våtmarksområde. Det ble gjort grundige, månedlige kartlegginger av antall individer og arter av våtmarksfugl i de fire områdene over flere år, både før, under og etter at restaureringstiltakene var gjennomført.

De fire områdene som ble undersøkt kan karakteriseres som følger:

	Type område	Restaurert areal med bruk av mudder-masser	Effekt på fugleliv
Chongming Dongtang wetlands (CD)	Høyvannsbanke bygget utenfor diker	Ca. 22 km ² nytt areal med saltenger etablert.	Antall våtmarksfugl økte med 2,5 ganger i løpet av 5 år.
Eastern Nanhui wetlands (EN)	Groynes and breakwaters bygget for å sikre sedimentoppsamling	Økologisk siltprosjekt økte våtmarksareal med 103 km ² på 6 år.	Antall våtmarksfugl ble doblet på 6 år.
Hengsha Eastern Shoal wetlands (HES)	Sedimenter fra mudring av skipskanal brukt for å bygge ny våtmark	106,11 km ² med nytt våtmarksareal ble etablert gjennom dikebygging og mudring	Maks antall våtmarksfugl økte fra 150 til 15000 på 15 år.
Fengxian and Jinshan wetlands (FJ)	Ingen tiltak gjennomført etter 1980		

Ifølge Yuan et al. 2022 viser deres studier at bruk av sedimenter til å skape nye våtmarksarealer fungerer både teknisk og økonomisk, og at bruk av noe grovere, siltig materiale er gunstig for utvikling av våtmarksbiotoper. Både flora og fauna etableres raskt, og områdene blir viktige rasteområder for våtmarksfugl, noe som illustreres gjennom sterk økning i antall individer og antall arter som observeres etter restaurering.

Li et al. (2018) har gjennomgått litteratur om trusler mot våtmarksområder og fauna og flora knyttet til våtmark. I deres artikkel går de grundig gjennom omfang av, og årsaker til, at våtmark er truet i ulike deler av verden, og peker på behovet for å få erstattet våtmark som er brukt til andre formål gjennom naturrestaurering. De nevner to eksempler, som er gjennomgått over, blant erfaringer med restaurering (Yangtse deltaet, Nederlandsk delta, San Francisco-bukten m.fl.). De går gjennom områder der kunnskap mangler for å sikre gode resultater fra restaurering av våtmark:

- Sammensetning av sedimenter som finnes i området og som benyttes til oppfylling, for å unngå at sedimentene blir vasket ut og «drukner»
- Hva slags undervannsvegetasjon som etablerer seg og evt blir brukt som bunndekke, der det lett kan komme invasive fremmedarter som får dominere på bekostning av naturlig forekommende arter
- Restaureringen må være «site specific» og ta høyde for lokale forutsetninger knyttet til strømningsforhold, tidevann, substratstruktur, m.m.

De nevner også at karbonbinding i sedimenter er målt til mer enn 20 ganger så høy i saltenger, mangroveskog og sjøgresssamfunn, som i skog på land (over 100 g C per m² og år; McLeod et al. 2011).

Baptist et al. (2019) beskriver erfaringer fra forsøk i Nederland med å bruke passiv teknologi der muddermasser ledes inn for sedimentering til nye mudderbanker via en såkalt «mud motor». Totalt ble over 450 000 m³ mudringssedimenter tatt hånd om og benyttet til å skape nye mudderflater gjennom 22 operasjoner per uke i to vintersesonger. I Port of Harlington, som var pilotområde for uttesting av løsningene, mudres det årlig 1,3 mill. m³ fine sedimenter fra havnebunnen, som mellomlagres i to definerte områder nær havnen. Mudringen pågikk daglig

i to perioder fra 1.9. 2016 til 31.3. 2017 og fra 1.9. 2017 til 1.12. 2017. Ukentlig ble det gjennomført 22 opptak og lagringer av muddersedimenter, med i gjennomsnitt ca. 13 300 m³ sedimenter per uke. Totalt ble det flyttet 300 200 m³ sedimenter via «mud motor» i første periode og 170 300 m³ i andre periode. I samme tidsrom ble det deponert til sammen ca. 635 000 m³ sedimenter i to bassenger i området.

5.2.4 Omfang av arealer av grunne mudderflater som eventuelt skal gjenskapes på Øra

Øra-tangen slik den fremstår i 2020 er vist på flyfoto på Figur 7. Hele tangen ut til kanalen og grensen til reservatet er fylt ut og bygget ut til ulike formål som havnevirksomhet, lagervirksomhet, avfallshåndtering og massedeponering. Dette er områder som på 1970-tallet fortsatt var våtmark med dominans av semi-naturlig strandeng, grunne marine undervannsenger og eufotisk marin sedimentbunn. Områdene ble oversvømt ved høyvann, men eksponert i form av mudderflater ved fjære sjø, og var da viktige rasteområder for ulike typer vadefugler spesielt, men også andefugler, måker, m.m. Vi har tatt utgangspunkt i vegetasjonsanalyser som er gjort av Rørslett (1974) og Lyse (1975) samt observasjoner av personer med god historisk kjennskap til området tilbake til 1970-tallet for å klarlegge hvor store arealer med semi-naturlige strandenger, grunne marine undervannsenger og eufotiske marine sedimentbunner som fantes i området, og hvor mye som er forsvunnet gjennom utbyggingen av Øratangen. Som vist på Figur 8 kan det angis et område på ca. 0,85 km² eller 850 dekar våtmark.



Figur 7 Øra-tangen slik den fremstår i 2020 (flyfoto fra Statsforvalteren)



Figur 8 Øra-tangen med omtrentlig anvisning av strandenger som er bygget ned siden 1970

Øra er Glommas hovedutløp og har som konsekvens av dette en stor anrikning av sedimenter i form av aktiv deladannelse. En naturlig prosess hvor erosjon langs vassdraget, som er Norges lengste og Nord-Europas nest lengste elv med sine 619,9 kilometer lengde og et nedbørsfelt på nesten 42 000 km², tar med seg sedimenter som fraktes med elva. Mens særlig større kornstørrelser avsettes jevnt over i hele utløpet, så er det særlig store mengder med finere kornstørrelser som fraktes helt ut i deltaet, en naturlig prosess som er forsterket gjennom tap av kantsoner, økte nedbørsmengder og styrket nedsmelting av breer og permanente snøleier. Deltadannelsen er et resultat av at hurtigrennende vann møter stillestående eller sakteflytende vann, som i innsjøer og sjømunninger, hvor energien i vannet avtar og sedimentene faller til bunnen. De største kornstørrelsene faller først og de finere kornstørrelsene faller senere. Disse deltaene vil over tid gi langstrakte sletter med undervannsenger og grunne sedimentbunner, som er rike på infauna (bunndyrfauna i bunnen) og epifauna (bunndyrfauna på bunnen), samt vannplanter og alger, som igjen gir gode beiteforhold for fisk, fugl og andre organismer høyere opp i næringskjeden. Denne prosessen, som er livgivende og utgangspunktet for naturrike arealer, er i dag en utfordring for havnedriften i Borg Havn, hvor deladannelsen hindrer tilkomst i farleden. Ivaretagelsen av dagens bruk av området går med andre ord på bekostning av deladannelsen, hvorav prosjektet følgelig tar sikte på avbøte dette og samtidig kompensere for tidligere naturtap knyttet til havneutbyggelsen ved å etablere nye naturtyper knyttet til deladannelsen i tilstøtende områder med lignende egenskaper.

Det kan være aktuelt å restaurere og gjenskape arealer med grunn våtmark innenfor dagens naturreservat, men neppe i samme omfang som arealet som er blitt bygget ned, som vist i Figur 8. Som innspill til diskusjon om hvilke områder som synes å være best egnet for gjenskaping av våtmark i Øra naturreservat, er det angitt tre ulike delområder. Av disse synes delområde 3 å være mest interessant for nærmere undersøkelser, både fordi 1) det er antatt å i minst mulig grad legge beslag på områder med eksisterende verdifulle våtmarksarealer, 2) det er forventet

å være lettest å få mudderet til å ligge stabilt her og skape en naturnær gradient fra dagens strandlinje, og 3) det ligger lett tilgjengelig for transport av mudringsmasser fra Glomma. Området som er angitt på Figur 9 dekker ca. 0,4 km² eller ca. halvparten av området som er beregnet nedbygd på Øratangen.

I den videre prosessen vil det bli gjennomført en mulighetsstudie av dette området, eventuelt også med en utvidelse langs vestsiden av Gansrødbukta (delområde 2).

Mulighetsstudien er finansiert av Viken fylkeskommune, og vil bli gjennomført i perioden 15.2.-1.8. 2023 med fokus på å få kartlagt både biologiske og fysiske forhold i området, som dybdeforhold, sedimentstruktur, innhold av miljøgifter i bunnsedimenter, strømningsforhold, bunnvegetasjon og bunndyrfauna gjennom sammenstilling av eksisterende kunnskap fra området og innhenting av ny kunnskap. Det er viktig å få avklart at det ikke legges til rette for å gjenskape en type våtmark på bekostning av en annen naturtype som har like høye eller høyere kvaliteter. Det er også relevant å vurdere mulige utfordringer som kan forventes ved et fullverdig restaureringsprosjekt. Samtidig, vil noe data samles inn fra et referanseområde for å ha «før»-data i tilfelle et endelig restaureringsprosjekt gjennomføres. Dette gir grunnlag for en BACI design for å teste effekter opp mot aktuelle mål.



Figur 9 Oversikt over områder som potensielt kan gjenskapes som grunne mudderområder på Øra



Figur 10 Foto av de indre deler av Gansrødbukta (foto: Ole Jørgen Hanssen)

6 Litteraturstudie - alternativ utnyttelse av sedimenter inn i nye produkter

This section deals with an initial literature review of reuse options of dredged sediments. The main objectives of the conducted review were to identify:

1. reuse options for dredged sediments including nature rehabilitation and construction materials,
2. typical properties of dredged materials for the main reuse option with focus on geotechnical and environmental properties,
3. widely used treatment methods to ensure material quality of products stemming from dredged materials and
4. enablers and barriers of reusing dredged sediments.

The subsection below provides an overview on how the literature was acquired and analysed, after which the main derived findings are presented and discussed.

The literature database *Web of Science* search string "*reuse dredged sediment*" was employed to obtain relevant literature. A total of 231 publications were found. Figure 1 shows the number of identified publications per year. From this graph it can be seen that years with most identified publications align with the last five years (i.e., from 2017 to 2022). This observation may indicate that reusing dredged sediments is topical to the scientific community.

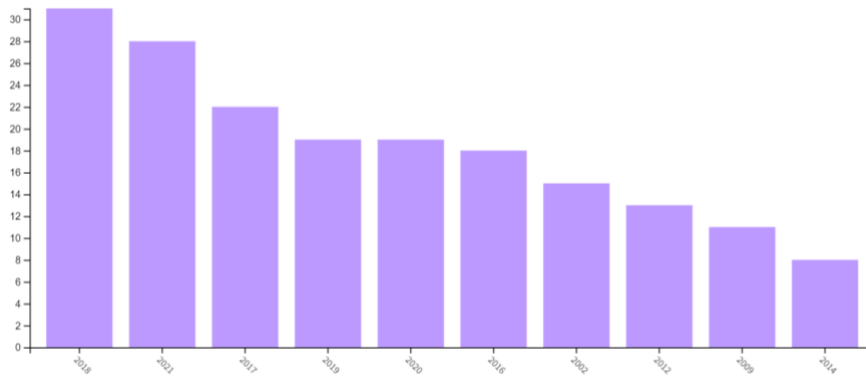


Figure 1: Histogram of publications per year identified in Web of Science using the search string "reuse dredged sediment".

Figure 2 allows one a closer look into the obtained literature. From Figure 2a it is evident that environmental sciences, environmental engineering and civil engineering are the main research areas working on reuse of dredged experiments. The top three countries involved in this research are USA, France and China (Figure 2b). Coastal countries with large ports (e.g., The Netherlands) share also a considerable number of identified publications.



Figure 2. Analysis of acquired literature: (a) research areas and (b) countries of identified publications.

Considering that the conducted search identified 231 papers, the titles of the papers were first evaluated to exclude publications with minor relevance and to spot papers of main interest. Then abstract and conclusions were read from the papers of main interest and emphasis was placed on highest cited papers. Based on this approach an initial overview of the existing literature was obtained, while a detailed literature study was beyond the scope of this initial phase of the project. In addition to this structured analysis of literature, publications identified by project partners and spotted when reading papers were also considered.

From the conducted literature review, the following widely reported reuse options for dredged sediments were obtained. Zhang et al. (2015) identified similar reuse options, as shown in Figure 3.

- road construction material such as materials for foundation and base layers (e.g., Siham et al. (2008) Yoobanpot et al. (2020), Chompoorat et al. (2021)),
- raw material for the production of bricks (e.g., Wang et al. (2018), Slimanou et al. (2020))
- raw material for pavement (e.g., Wang et al. (2017), Wang et al. (2018)),
- aggregates for concrete (e.g., Zhao et al. (2018))

- materials for landfills such as top cover and liner materials (e.g., Anuar & Chan (2017), Cevikbilen et al. (2020))
- raw material for fertilizers (e.g., Braga et al. (2019), Masciandaro et al. (2014), Mattei et al. (2016))



Figure 3: Reuse options of dredged sediments as identified by Zhang et al. (2015).

In the literature a wide range of treatment methods was reported including biological, chemical, physical and heat treatment. With respect to the above listed reuse options, sediment washing, dewatering using steaming or oven drying, crushing to required grain sizes and sieving to specific grain size fractions have frequently been employed to improve the physical properties of dredged sediments. Physical parameters often used to characterise the dredged sediments and the impact of treatment methods are pH, redox potential, conductivity, salinity (for marine sediments), moisture content, solid content, organic matter, ash content and particle size distribution (De Gisi et al. 2021). With respect to the different reuse options, thresholds for these parameters can be defined to assure that the final product has the required properties.

Although a range of reuse options have been reported in literature, our review identified typical challenges associated with the characteristics of dredged sediments which often are: (1) a high percentage of fine materials (e.g., clay), (2) a high-water content, (3) the presence of organic matter, (4) the presence of pollutants and (5) salinity for marine sediments. These characteristics result that dredged materials have difficult mechanic properties to be used as construction material. As a consequence, dredged sediments are often stabilised or solidified using cement, fly ash, slag or similar binders. Furthermore, it was found that up-scaling of reported research findings which were generally obtained in proof-of-concept studies conducted in the laboratory could be difficult. This challenge in addition to the difficult mechanical properties of dredged sediments combined with contamination could be significant barriers to reuse dredged sediments. A potential enabler to reuse dredged sediments could be when the supply could be

linked to the regional demand of a raw material that could be substituted by dredged sediments (Brils et al. 2014).

This work set out to obtain an initial overview of literature on reuse of dredged sediments. It was identified that several reuse options related to construction materials exist. However, the literature stated that dredged sediments are characterised by negative properties, such as, high fine content and water content which could be a challenge when aiming to up-scale proof-of-concept studies. Especially, thermal treatment methodologies to reduce the water content could result in notable costs and thus could be a significant barrier. A further study might explore how different dredging technologies affect the properties of dredged sediments and investigate the regional demand of raw materials and their required properties.

7 Sustainability assessments of alternative solutions

7.1 Introduction

Today, the typical treatment of dredged sediment in Norway is to put sediment classified as Class 4 to 5 (i.e., contaminated sediment) in landfills while the remainder of the sediment is deposited in the sea. In this chapter, the focus will be on a screening literature review of life cycle assessment (LCA) studies of dredged sediment and alternative solutions for the treatment of the same. LCA is a method to assess the environmental impacts of products or services throughout their life cycles (Baumann & Tillman, 2004). There also exist other relevant methods to assess alternative solutions for the treatment of dredged sediment. For example, Zhang et al. (2021) highlighted the need for a comprehensive evaluation of different remediation technologies for dredged sediment and suggested that various assessment methods, such as LCA, multi-criteria analysis and cost-benefit analysis should be combined. Furthermore, Manap and Voulvoulis (2015) highlighted the requirement, especially for developing countries, to apply integrated environmental management that considers e.g. both environmental and economic aspects. In this review, however, LCAs of dredged sediment will be in focus.

7.2 Screening literature review of experiences from other similar projects

A screening review of scientific literature for LCAs of dredged sediment was conducted to collect knowledge and experiences from such studies. More specifically, the goal was to review LCAs of dredged sediment, including its treatment and potential further uses of the sediment, to:

1. assess what has been done previously in such studies
2. identify potentially promising solutions that could be interesting to consider in the Borg Havn case, specifically.

The search was conducted in the literature databases of Scopus and Web of Science applying the search strings:

- “TITLE-ABS-KEY (“life cycle assessment*” AND “dredg*” AND “sediment*”)” in the Scopus database [2022-03-04] and
- “life cycle assessment*” AND “dredg*” AND “sediment*” in “All fields” in the Web of Science database [2022-03-04].

The search resulted in 22 and in 21 articles in the Scopus and Web of Science databases, respectively. From these search results, 16 articles were identified as relevant for the review. Articles were identified as relevant if an LCA of dredged sediment was conducted and only articles written in English were considered. As indicated in Figure 1, the 16 studies that was identified as relevant were all published after 2010 and as much as seven of these articles were published in the year 2020 or later.

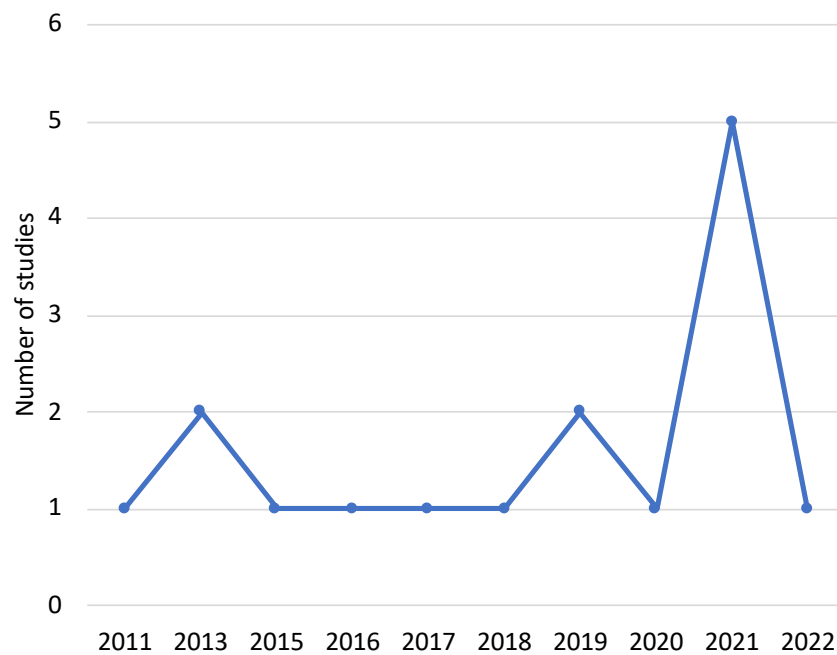


Figure 1. The number of life cycle assessment (LCA) studies identified as relevant in the literature review (here defined as studies including an LCA of dredged sediment and written in English), in total 16 studies, and their year of publication.

Several LCAs have been conducted for dredged sediment originating from the countries of Italy, USA, and China (Figure 2). Furthermore, one LCA were identified for each of the following countries: Algeria, Egypt, France, Norway, and Sweden.

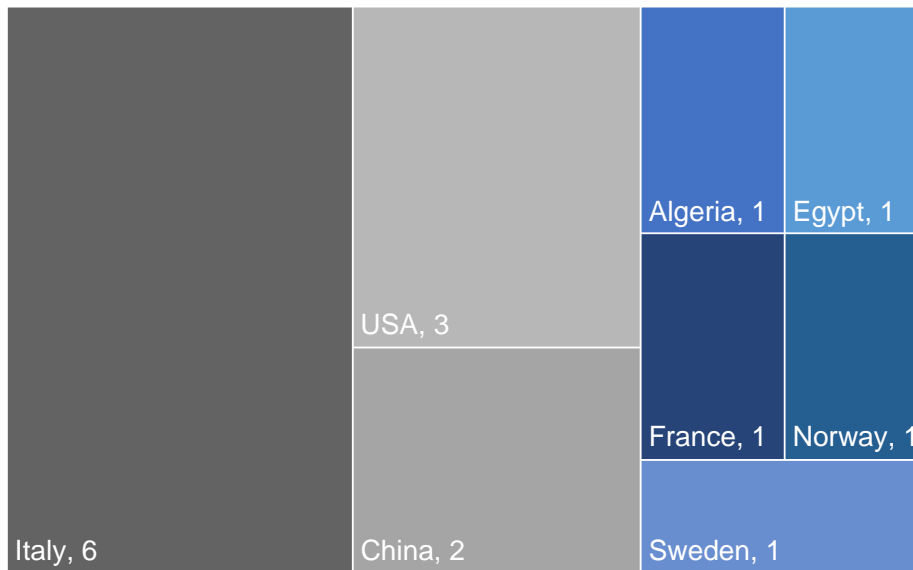


Figure 2. The country of origin for dredged sediment in the reviewed 16 life cycle assessment studies and the number of studies per country.

What has been done in previous LCAs of dredged sediments?

The reviewed LCAs typically assess i) the treatment and disposal of dredged sediments and/or the use of dredged sediments in ii) products, iii) farming and/or iv) land construction.

Treatment/disposal of dredged sediment In nine of the reviewed studies, treatment and/or disposal of dredged sediments were assessed. Examples include various placement options, such as open water placement, deep-sea disposal, and landfilling (Bates, Fox-Lent, Seymour, Wender, & Linkov, 2015; Sharaan & Negm, 2017; Svensson et al., 2022). Other examples include different treatment options, e.g., via chemical and biological remediation strategies (Beolchini et al., 2013; Zhou, Zhang, Li, Zhang, & Wang, 2021), soil washing (Pasciucco, Pecorini, Di Gregorio, Pilato, & Iannelli, 2021), phytoremediation treatment (Puccini, Seggiani, Vitolo, & Iannelli, 2013) or to use sediment to cap or permanently cover municipal landfills and former industrial sites (Bates et al., 2015; Choi et al., 2016; Sparrevik et al., 2011). For example, Beolchini et al. (2013) conducted a simplified LCA of laboratory-scale experiments on chemical treatments (organic or inorganic acids) and biological treatments (bioleaching) of sediment contaminated with metals and semi-metals. The LCA was limited to the inclusion of production processes of required raw materials and electricity needed for sediment stirring. Another study by Choi et al. (2016) focused on the remediation of sediment containing hydrophobic organic contaminants by comparing three different remediation alternatives; dredging/filling, capping as well as in-situ activated carbon amendment.

Use of dredged sediments in products Eight of the reviewed LCAs assessed the use of sediment in products, for example the stabilization/solidification of dredged sediments in cement and lime production (Hossain et al., 2020; Sadok, Tahlaiti, Belas, & Mazouzi, 2019; Svensson et al., 2022), in the production of bricks (Bhairappanavar, Liu, & Shakoor, 2021; Manni et al., 2021; Zhou et al., 2021) and as input for concrete and asphalt production plants (Bates et al., 2015). For example, Barjoveanu et al. (2018) applied stabilization/solidification to immobilize heavy metals in dredged (sub)marine sediments. The dredging operations, transports,

stabilization/solidification, and final placement in a storage facility were assessed in their study. Various stabilization/solidification options were tested on a laboratory scale by adding additives (Portland cement or lime) and reagents (activated carbon and/or organic clay) to the polluted sediment. Another study by Bhairappanavar et al. (2021) conducted an LCA of brick production. The bricks were produced from a mixture of sand sieved from dredged river sediment, cement, and water and it was concluded that durable bricks that met certain material specifications could be produced. The dredged sediment was tested for heavy metals and had the risk level “low” following the risk screen levels specified by the U.S. EPA.

Use of dredged sediments in farming Three of the reviewed studies investigated the use of dredged sediments in farming, such as growth media for food crops (Legua et al., 2021), enhanced landfarming (Pasciucco et al., 2021) and soil construction/reclamation for growing non-edible biomass (Rodrigues et al., 2019).

Use of dredged sediments for land construction One study assessed the use of dredged sediment for land construction, or more specifically for containment island construction (Bates et al., 2015).

Although there seem to be some clear categories for the object of study in the reviewed LCAs of dredged sediment, some studies are not limited to assessing only one alternative, or alternatives, within one category but assess and compare various alternatives. An example is the study by Bates et al. (2015) who compared open water placement with the use of sediment as a cap for landfills and former industrial sites, as input at concrete or asphalt plants and for use in containment island construction. Another example is to compare various sediment treatment methods associated with various subsequent reuses of sediment with landfilling (Pasciucco et al., 2021). A few of the reviewed studies also conduct other assessments of management strategies for dredged sediment in addition to conducting LCA. Examples include cost analyses (Svensson et al., 2022; Zhou et al., 2021) and the use of a scoring methodology to assess various environmental aspects, including impacts on marine organisms, land use and terrestrial biota (Svensson et al., 2022). It has also been suggested that LCA could be conducted to complement human and ecological risk assessments (Sparrevik et al., 2011).

What are the results from previous LCAs of dredged sediments?

LCAs of dredged sediment are typically conducted with the aim to investigate a specific management strategy, such as the use of sediment in the production of bricks (Bhairappanavar et al., 2021) and the use of sediment as growth media for food crops (Legua et al., 2021), or to compare many different treatment alternatives for, and/or uses of, dredged sediment, see e.g. Zhou et al. (2021), Sparrevik et al. (2011) and Choi et al. (2016). The latter study type is commonly applied to inform on the relative environmental performance of different management options for dredged sediment. Typically, a broad range of environmental impacts are considered in LCAs of dredged sediments, see e.g. Manni et al. (2021), Bates et al. (2015), and Rodrigues et al. (2019).

There are indications that open water placement, or deep-sea disposal, can be associated with lower environmental impacts compared to e.g., upland placement (including excavation and transport to landfill) (Bates et al., 2015; Svensson et al., 2022). Svensson et al. (2022) concluded that if the sediment is sufficiently clean, deep-sea disposal is associated with lower climate impacts than some other management options assessed in their study, such as landfilling. Bates et al. (2015) compared open water placement with upland placement (i.e., daily cap for/permanent cover of landfills, input to concrete or asphalt plants and remedial cover of former industrial sites) and containment island construction using dredged sediment. Since the sediment was assumed to be uncontaminated, aquatic ecotoxicity impacts, related to sediment contaminants or treatment of these, were not considered in that study. Upland placement was identified as the most environmental burdensome alternative, and this was to a large extent due to its dependence on truck transportation. According to Bates et al. (2015), stakeholder conflicts related to management strategy selections and trade-offs between these are common. These trade-offs are, for example, between less expensive strategies that mainly are associated with local environmental impacts (e.g., deep-sea disposal) and more expensive measures that are associated with impacts that are more distributed over e.g., geographical areas in time (e.g., treatment and landfill).

In general, alternatives for handling of dredged sediment that are reliant on truck transportation are typically associated with high impacts, such as climate change impacts (Bates et al., 2015; Svensson et al., 2022). The transport distance is an important parameter in this context, especially for road transport (Svensson et al., 2022). Choi et al. (2016) identified transportation as the largest contributor to most environmental impacts in their study for the capping and dredging/filling alternatives and the transportation distance was identified as a sensitive parameter.

Furthermore, there are studies that suggest that the use of sediment in cement production can significantly reduce environmental impacts due to the avoided production of virgin materials in cement (Hossain et al., 2020). In a study on brick production using sand sieved from dredged sediment, it was concluded that the embodied energy and greenhouse gas emissions were lower for these bricks compared to some conventional ones (Bhairappanavar et al., 2021).

Potentially promising solutions to consider in the Borg Havn case, specifically?

Many of the reviewed LCAs focused on contaminated marine sediments, such as various treatment methods for such sediments (Puccini et al., 2013; Svensson et al., 2022) and the use of such sediments in cement (Barjoveanu et al., 2018; Hossain et al., 2020). These types of studies might be especially relevant for the Borg Havn case, where marine contaminated sediment will be dredged. Importantly, sediment characteristics for the Borg Havn case need to be matched with relevant treatment technologies and subsequent potential further uses.

7.3 System model for LCA of alternative solutions and identified data requirements

In the construction of a system model for LCA of alternative solutions to landfill and deep-sea disposal of dredged sediment, the collection of relevant data will be critical. It will furthermore be important to identify technologies that are applicable for the treatment and further handling of the sediment characteristics in the Borg Havn case, specifically. As indicated in several of the reviewed LCAs, see e.g. Bates et al. (2015) and Svensson et al. (2022), transport is typically responsible for a significant contribution to the life cycle impacts. Therefore, efforts to gather up-to-date and relevant data for transport processes will be important.

A challenge, indicated by Zhang et al. (2021), is that many applications for sediment-derived products, such as construction materials, need to be further investigated for large-scale applications regarding long-term stability and environmental impacts. Related to this, sediment characteristics need to be determined so that a suitable remediation strategy can be selected based on these characteristics as well as other important aspects, such as performance duration, sustainability, total costs, and social acceptance (Zhang et al., 2021). These various aspects should be considered and if the technology assessed, and the data applied to describe it, is representing a small-scale, or even pilot scale, application, then the associated uncertainties need to be acknowledged and presented in a transparent manner.

8 Virkemidler for bærekraftig mudring – barrierer og incentiver

I denne relativt korte rapporten fra fase I i caset med mudring i Borg havn er det ikke rom for å gå dypt inn i alle virkemidler/reguleringer som kan påvirke valg av løsninger for mudringsarbeidet generelt, og spesielt mulighetene for å få til mer bærekraftige og sirkulære løsninger. Det blir derfor kun gitt en summarisk oversikt over de viktigste lover og forskrifter som kan påvirke valg av løsninger, og som prosjektet må forholde seg til, og der teksten for miljørelatert regelverk stort sett er basert på Miljødirektoratets veileder M-350 «Veileder for håndtering av forurenset sediment»² (Miljødirektoratet 2018). De som ønsker en grundig oversikt over lovverk og reguleringer som gjelder på området, anbefales å gå til denne veilederen. Det er også gitt en kort beskrivelse av Lov og forskrift om offentlige anskaffelser, som setter krav til gjennomføring av Kystverkets anskaffelsesprosess med hensyn til konkurransemessige forhold, men som også gir klare føringer om at offentlige anskaffelser kan bidra til mer innovative, miljø- og ressurseffektive løsninger.

Forurensningsloven, som forvaltes av Miljødirektoratet når det gjelder mudringstiltak i Norge, setter strenge krav til gjennomføringen av mudringsarbeidet og spesielt hvis det er dokumentert at sedimentene kan ha konsentrasjoner av miljøgifter over gitte tilstandsklasser. Ifølge veilederen er følgende bestemmelser i forurensningsloven mest relevante:

² [m350.pdf \(miljodirektoratet.no\)](#)

- § 7 Plikt til å unngå forurensning og pålegg om tiltak
- § 11 Tillatelse til forurensende tiltak
- § 16 Vilkår i tillatelse
- § 32 Håndtering av næringsavfall
- § 51 Pålegg om undersøkelser

Tiltakshaver, som i dette tilfelle er Kystverket, må få tillatelse etter forurensningsloven både til selve mudringsprosessen (inklusive valg av teknisk løsning) og til disponering av mudringssedimentene, enten dette skjer ved deponering i sjø eller at massene tas på land for videre prosessering og eventuell deponering. Tilstandsklassene som er grunnlaget for hvilke løsninger som kan benyttes er forskjellig for sedimenter i sjø og for sedimenter på land, slik det er redegjort for i analyseresultatene i kap. 4 og 4.2.3 . Veilederen til Miljødirektoratet skiller mellom små, mellomstore og store tiltak, der grensen for store tiltak er over 50 000 m³ masse eller som dekker et areal på over 30 000 m².

Ifølge veilederen gir Avfallsforskriften kapittel 9 om deponering av avfall relativt strenge regler for deponering av avfall. Et deponi er i forskriften definert som «et permanent disponeringssted for avfall ved deponering av avfallet på eller under bakken», jf. § 9-3. Deponering av masser på sjøbunnen omfattes dermed ikke av kravene til deponier i kapittel 9, men vil regnes som "dumping" som krever tillatelse fra statsforvalteren etter forurensningsforskriften § 22-5 for å kunne finne sted lovlig. Videre fremgår det av forurensningsforskriften § 9-2 at deponering av masser langs elver, innsjøer, fjorder og sund der de er hentet ut, er unntatt fra kapittelets virkeområde, med mindre muddermassene er karakterisert som farlig avfall. Dette betyr at heller ikke deponering av mudder og steinmasser i strandsonen i såkalte "strandkantdeponier" i samme område som massene er hentet ut fra, omfattes av kravene i kapittel 9. For "strandkantdeponier" gjelder i stedet av de generelle reglene i forurensningsloven om forurensning og avfallsdisponering.

Dersom massene tas på land for videre behandling, setter også forurensningsloven krav til hvordan behandlingen skal skje og hva slags utslipp som vil kunne aksepteres fra et anlegg. Dersom mudringssedimenter skal kunne resirkuleres og brukes på nytt inn i nye produkter, stilles det krav til egnethet/renhet av materialet og til at det faktisk finnes et marked for produktet. Når et sediment går fra å være avfall via behandling til å være et produkt, er fastsatt i produktforskriftene etter Forurensningsloven.

Plan- og bygningsloven er den generelle arealdisponeringsloven i Norge med virkeområde i sjø ut til én nautisk mil utenfor grunnlinjen. Loven gjelder fremtidig arealbruk, planlegging av sjøarealer og tillatelse til byggetiltak mv. Et overordnet formål med loven er å fremme bærekraftig utvikling, jf. § 1 første ledd. Planleggingen etter loven skal videre samordne statlig, regionale og kommunale oppgaver og gi grunnlag for vedtak om bruk og vern av ressurser, jf. § 1 annet ledd. Det er kommunen som er lovens myndighet i første instans. I tråd med forurensningsloven § 11 fjerde ledd har statsforvalteren anledning til å kreve reguleringsplan for et område før tiltakshavers søknad om tillatelse etter forurensningsloven og forurensningsforskriften behandles (Miljødirektoratet, 2018).

Rundskriv H-1/10 av 22. juni 2010, om ikraftsetting av plan- og bygningsloven, sier at tiltak som mudring og etablering av kunstig strand etter en konkret vurdering kan være søknadspliktig etter Plan- og bygningsloven fordi det regnes som et "vesentlig terrenginngrep". Disponering av muddermasser i sjø, vassdrag eller på land kan også være søknadspliktig etter denne bestemmelsen. Etter Miljødirektoratets kjennskap er det få kommuner i dag som regulerer disse tiltakene gjennom denne bestemmelsen (Miljødirektoratet, 2018).

Uavhengig av om tiltaket er søknadspliktig etter plan- og bygningsloven § 20-1, må det vurderes opp mot kommuneplanens arealdel og eventuell reguleringsplan. Kommunene har anledning til å fastsette arealformål, bl.a. om bruk og vern av sjø og vassdrag, med tilhørende strandsone, og nærmere bestemmelser i både kommuneplanens arealdel og i reguleringsplan. Dersom mudring eller disponering av muddermasser vil være i strid med formålet og tilhørende bestemmelser, kreves det dispensasjon etter plan- og bygningslovens kap. 19. Planene vil dermed kunne være grunnlag for avslag på søknad om tiltak.

Naturmangfoldloven har som formål å bevare biologisk mangfold gjennom bærekraftig bruk og vern, jf. § 1. Lovens formål og alminnelige prinsipper kommer til anvendelse i alle saker som kan påvirke naturmangfoldet, altså i de aller fleste sedimentsaker. Naturmangfoldlovens forvaltningsmål for naturtyper og økosystemer er at mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde, og med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Naturmangfoldloven har betydning både for tilretteleggingen av beslutningsgrunnlaget og for den avveiningen som finner sted ved vedtak etter forurensningsloven og forurensningsforskriften. Dette gjelder enten det er snakk om pålegg om tiltak i sedimenter eller tillatelse til tiltak i sedimenter (Miljødirektoratet, 2018).

Mudring og dumping påvirker det marine miljøet blant annet ved fjerning, overdekking og nedslamming av leveområder. Slike endringer vil kunne ha langvarig effekt og være kritisk for samfunnene (dyr og planter) som lever der. Under mudringsarbeid og ved deponering vil partikler fra massene spre seg i vannet. Organismer som er spesielt følsomme for suspendert materiale vil kunne ta skade av dette, også tilsynelatende når arbeid pågår langt unna organismenes oppholdssted. Arbeidene kan også medføre spredning av miljøgifter fra sediment til skade for dyr og planter. Etter naturmangfoldloven § 12 skal det, for å unngå eller begrense skader på naturmangfoldet, benyttes skånsomme tiltaksmetoder. Prinsippet om best tilgjengelig teknologi (BAT) er lovfestet i forurensningsloven og blir lagt til grunn når det gis tillatelser på nærmere angitte vilkår og ved pålegg etter forurensningsloven (Miljødirektoratet, 2018).

Vannforskriften om rammer for vannforvaltning regulerer EUs rammedirektiv for vann (vanddirektivet) i Norge, og er hjemlet i forurensningsloven, plan- og bygningsloven og vannressursloven. Vannforskriften gir rammer for fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. Forskriften setter miljømål for alt ferskvann, grunnvann og kystvann inntil 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen, og ut til territorialgrensen når det gjelder miljømål for kjemisk tilstand. I henhold til vannforskriften skal alle vannforekomster opprettholde eller oppnå minst god kjemisk og økologisk tilstand.

En viktig bestemmelse som kan få praktisk betydning i sedimentsaker er vannforskriftens § 12, som regulerer muligheten for unntak fra miljømålet som følge av ny aktivitet/nye inngrep. Dersom det er fare for at miljømålene ikke nås eller tilstanden i vannforekomsten forringes, følger det av § 12 at ny aktivitet eller nye inngrep bare kan gjennomføres dersom vilkårene i første ledd er oppfylt. Vurderingen av § 12 skjer i forbindelse med saksbehandling etter forurensningsloven, og kan blant annet være aktuelt i større mudresaker eller når det søkes om tillatelse til deponi for forurensete sedimenter (Miljødirektoratet, 2018).

Lov om offentlige anskaffelser skal fremme effektiv bruk av samfunnets ressurser. Den skal også bidra til at det offentlige opptrer med integritet, slik at allmennheten har tillit til at offentlige anskaffelser skjer på en samfunnstjenlig måte. Loven gjelder når statlige, fylkeskommunale og kommunale myndigheter, offentligrettslige organer og sammenslutninger av slike inngår vare-, tjeneste- eller bygge- og anleggskontrakter, herunder konsesjonskontrakter, eller gjennomfører plan- og designkonkurranser, med en anslått verdi som er lik eller overstiger 100 000 kroner ekskl. merverdiavgift.

Forskriften sier i §5 at offentlige oppdragsgivere skal innrette sin anskaffelsespraksis slik at det bidrar til å redusere skadelige miljøpåvirkninger og fremme klimavennlige løsninger der det er relevant. Det skal tas hensyn til livssyklus kostnader og ikke bare ha fokus på enhetskostnader ved innkjøp. Dette er utdypet i «Handlingsplan for økt andel klima- og miljøvennlige offentlige anskaffelser og grønn innovasjon» fra forrige Regjering fra 9.9 2021 (Direktoratet for forvaltning og økonomistyring (DFØ) 2021). Oppdragsgiver kan stille egnede krav og kriterier knyttet til ulike trinn i anskaffelsesprosessen slik at offentlig kontrakter gjennomføres på en måte som fremmer hensyn til miljø, innovasjon og sosiale forhold.

9 Referanser

- Barjoveanu, G., De Gisi, S., Casale, R., Todaro, F., Notarnicola, M., & Teodosiu, C. (2018). A life cycle assessment study on the stabilization/solidification treatment processes for contaminated marine sediments. *Journal of Cleaner Production*, 201, 391-402. doi:10.1016/j.jclepro.2018.08.053
- Bates, M. E., Fox-Lent, C., Seymour, L., Wender, B. A., & Linkov, I. (2015). Life cycle assessment for dredged sediment placement strategies. *Science of The Total Environment*, 511, 309-318. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.11.003
- Baumann, H., & Tillman, A.-M. (2004). *The Hitchhiker's Guide to LCA: An Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application*. Lund, Sweden: Studentlitteratur.
- Beolchini, F., Fonti, V., Rocchetti, L., Saraceni, G., Pietrangeli, B., & Dell'Anno, A. (2013). Chemical and biological strategies for the mobilisation of metals/semi-metals in contaminated dredged sediments: experimental analysis and environmental impact assessment. *Chemistry and Ecology*, 29(5), 415-426. doi:10.1080/02757540.2013.776547
- Bhairappanavar, S., Liu, R., & Shakoor, A. (2021). Eco-friendly dredged material-cement bricks. *CONSTRUCTION AND BUILDING MATERIALS*, 271. doi:10.1016/j.conbuildmat.2020.121524
- Choi, Y., Thompson, J. M., Lin, D., Cho, Y. M., Ismail, N. S., Hsieh, C. H., & Luthy, R. G. (2016). Secondary environmental impacts of remedial alternatives for sediment contaminated with hydrophobic organic contaminants. *Journal of Hazardous Materials*, 304, 352-359. doi:10.1016/j.jhazmat.2015.09.069
- Direktoratet for naturforvaltning 2010. Den norske våtmarksarven. Styrket forvaltning og utvidelse av nettverket av Ramsarområder og andre vernede våtmarker i Norge. DN-utredning 1-2007
- Gundersen, H., Oug, E., Bekkby, T. og Norderhaug, K., M. (2018). Eufotisk marin sedimentbunn, Marint gruntvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (dato) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/17>
- Hossain, M. U., Wang, L., Chen, L., Tsang, D. C. W., Ng, S. T., Poon, C. S., & Mechtcherine, V. (2020). Evaluating the environmental impacts of stabilization and solidification technologies for managing hazardous wastes through life cycle assessment: A case study of Hong Kong. *ENVIRONMENT INTERNATIONAL*, 145. doi:10.1016/j.envint.2020.106139
- Hovstad, K. A., Johansen L., Arnesen, A., Svalheim, E. og Velle, L. G. (2018). Semi-naturlig eng, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (dato) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/72>
- Johansen L. Hovstad, K. A., Arnesen, A. Velle, L. G. og Svalheim, E. (2018). Strandeng, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (dato) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/75>
- Legua, P., Hernández, F., Tozzi, F., Martínez-Font, R., Jorquera, D., Jiménez, C. R., . . . Melgarejo, P. (2021). Application of lca methodology to the production of strawberry on

- substrates with peat and sediments from ports. *Sustainability* (Switzerland), 13(11). doi:10.3390/su13116323
- Manap, N., & Voulvoulis, N. (2015). Environmental management for dredging sediments - The requirement of developing nations. *Journal of Environmental Management*, 147, 338-348. doi:10.1016/j.jenvman.2014.09.024
- Manni, M., de Albuquerque Landi, F. F., Giannoni, T., Petrozzi, A., Nicolini, A., & Cotana, F. (2021). A comparative study on opto-thermal properties of natural clay bricks incorporating dredged sediments. *Energies*, 14(15). doi:10.3390/en14154575
- Pasciucco, F., Pecorini, I., Di Gregorio, S., Pilato, F., & Iannelli, R. (2021). Recovery Strategies of Contaminated Marine Sediments: A Life Cycle Assessment. *SUSTAINABILITY*, 13(15). doi:10.3390/su13158520
- Puccini, M., Seggiani, M., Vitolo, S., & Iannelli, R. (2013). Life cycle assessment of remediation alternatives for dredged sediments. *Chemical Engineering Transactions*, 35, 781-786. doi:10.3303/CET1335130
- Rodrigues, J., Gérard, A., Séré, G., Morel, J. L., Guimont, S., Simonnot, M. O., & Pons, M. N. (2019). Life cycle impacts of soil construction, an innovative approach to reclaim brownfields and produce nonedible biomass. *Journal of Cleaner Production*, 211, 36-43. doi:10.1016/j.jclepro.2018.11.152
- Sadok, R. H., Tahlaiti, M., Belas, N., & Mazouzi, R. (2019). Environmental life cycle assessment of industrialization process of calcined dredged sediments. *JOURNAL OF MATERIALS AND ENGINEERING STRUCTURES*, 6(1), 25-37.
- Sharaan, M., & Negm, A. (2017). Life Cycle Assessment of Dredged Materials Placement Strategies: Case Study, Damietta Port, Egypt. Paper presented at the *Procedia Engineering*.
- Sparrevik, M., Saloranta, T., Cornelissen, G., Eek, E., Fet, A. M., Breedveld, G. D., & Linkov, I. (2011). Use of Life Cycle Assessments To Evaluate the Environmental Footprint of Contaminated Sediment Remediation. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 45(10), 4235-4241. doi:10.1021/es103925u
- Svensson, N., Norén, A., Modin, O., Karlfeldt Fedje, K., Rauch, S., Strömvall, A. M., & Andersson-Sköld, Y. (2022). Integrated cost and environmental impact assessment of management options for dredged sediment. *Waste Management*, 138, 30-40. doi:10.1016/j.wasman.2021.11.031
- Zhang, Y., Labianca, C., Chen, L., De Gisi, S., Notarnicola, M., Guo, B., . . . Wang, L. (2021). Sustainable ex-situ remediation of contaminated sediment: A review. *Environmental Pollution*, 287. doi:10.1016/j.envpol.2021.117333
- Zhou, H., Zhang, W., Li, L., Zhang, M., & Wang, D. (2021). Environmental impact and optimization of lake dredged-sludge treatment and disposal technologies based on life cycle assessment (LCA) analysis. *Science of The Total Environment*, 787. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.147703

Forskning



Privat sektor



Offentlig sektor



The earthresQue centre is a Centre for Research-based Innovation (SFI) funded by the Research Council of Norway. The centre will develop technologies and systems for sustainable handling and treatment of waste and surplus masses.



Senter for
forskningsdrevet
innovasjon

earthresQue