

Deponering av sulfidholdig stein i sjø fra ny E18-trasé

Forsøk med metallutlekking og karakterisering av sedimentet i Kaldvellfjorden



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Deponering av sulfidholdig stein i sjø fra ny E18-trasé – forsøk med metallutlekking og karakterisering av sedimentet i Kaldvellfjorden.	Løpenr. (for bestilling) 5769-2009	Dato 25. mars 2009
	Prosjektnr. Undernr. O-27156 og O-27499	Sider Pris 26
Forfatter(e) Atle Hindar, Eigil Rune Iversen og Jarle Håvardstun	Fagområde Samferdsel	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Statens vegvesen	Oppdragsreferanse 2006/057293-291; e-post 20.12.2007
--------------------------------------	--

<p>Sammendrag</p> <p>Ny E18 Grimstad-Kristiansand går gjennom sulfidholdig fjellgrunn. Utsprengt, sulfidholdig steinmasse gir opphav til surt og aluminiumsholdig avrenningsvann ved kontakt med luft og vann. Denne vannkvaliteten er svært giftig for fisk, og det må derfor vurderes nøye hvor og hvordan slike masser deponeres. I denne rapporten har vi vurdert mulige effekter av sjødeponi for metallutlekking ved at det er gjennomført utlekkingsforsøk fra et minideponi i Kalvellfjorden, Lillesand og fra nedknust masse i laboratorieforsøk. Vi har også karakterisert sedimentet i et mulig utleggingsområde i fjorden for å vurdere faren for frigjøring av miljøgifter til fjordvannet ved etablering av et deponi. Et sjødeponi vil gi utlekking av tungmetaller og en sannsynlig økning av metallkonsentrasjonene i fjorden. Betydelig slamdannelse som følge av at jern først løses ut fra den sulfidholdige steinen og deretter felles ut igjen pga høy pH i sjøvannet må påregnes. Riktig plassering og riktig oppbygging av sjødeponiet kan redusere omfanget av de geokjemiske reaksjonene og de problemene det kan medføre.</p>
--

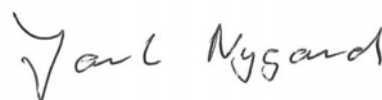
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Vegbygging 2. Sulfidstein 3. Sjødeponering 4. Metallutlekking 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Road-construction 2. Sulphuric rock 3. Marin deposit 4. Metal leaching
--	---



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Deponering av sulfidholdig stein i sjø fra ny E18-
trasé – forsøk med metallutlekking og
karakterisering av sedimentet i Kaldvellfjorden.**

Forord

Ny E18 mellom Grimstad og Kristiansand går gjennom sulfidholdig fjell. Utsprengte steinmasser av denne typen skulle plasseres i egne deponier på land, men sjødeponi i Kaldvellfjorden var også aktuelt. I brev av 4. desember 2002 til Statens vegvesen anbefalte NIVA å gå videre med planene om et sjødeponi for deler av sulfidsteinen.

I utbyggingsfasen (2006-2009) kom spørsmålet om sjødeponi opp igjen, og NIVA ble forespurt om å beskrive et prosjekt for å belyse omfanget av metallutlekking fra sulfidstein i sjø. På dette tidspunktet var plassering av deponier del av reguleringsplanen for veganlegget. Visse rammer for forsøkene var derfor lagt. Før eventuell utlegging var det imidlertid nødvendig å karakterisere sulfidsteinen med hensyn til metallutlekking og fjordsedimentet med hensyn til miljøgifter.

NIVAs prosjektforslag av 27. februar 2007 omfattet utlegging av sulfidstein i et lite strandkantdeponi og utlekkingsforsøk for metaller. Forslaget ble akseptert i brev samme dag. NIVAs prosjektforslag for sedimentkarakteristikk ble oversendt og akseptert av Statens vegvesen den 20. desember 2007. Begge prosjekter er tidligere rapportert i notats form. Før denne rapporten var ferdigstilt ble det besluttet å ikke deponere sulfidstein i sjøen.

Nødvendige tillatelser for utlegging av sulfidstein i Kaldvellfjorden fra Lillesand kommune og Fylkesmannen i Aust-Agder ble mottatt i april-mai 2007.

Utbyggingselskapet CJV E18 Grimstad-Kristiansand v/Martin Schreck hjalp vederlagsfritt til med å knuse ned sulfidstein fra veganlegget ved Kaldvellfjorden og legge ut steinen i strandkanten.

Einar Kleiven, NIVA, deltok i innsamlingen av sedimentprøver i Kaldvellfjorden.

Kontaktperson hos Statens vegvesen har vært Kari Huvestad.

Vi takker alle for godt samarbeid.

Grimstad, 25. mars 2009

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Utlegging av sulfidmasser i minideponi i fjorden	8
2.1 Steinmasser og utlegging	8
2.2 Prøvetaking	8
2.3 Resultater	8
2.4 Vurdering	12
3. Utlekkingsforsøk på lab	13
3.1 Forsøksoppsett	13
3.2 Analysemetodikk	14
3.3 Resultater	14
3.3.1 Vannkjemieffekter over deponimassene	14
3.3.2 Metalltransport fra sedimentoverflaten	16
3.3.3 Vannkvalitet inne i deponimassene	17
3.4 Vurdering	17
4. Karakterisering av sedimentet	18
4.1 Prøvetaking og analyse	18
4.2 Resultater og vurdering	20
5. Konklusjon og anbefaling	22
6. Referanser	22
Vedlegg A. Primærdata fra utveklingsforsøkene	23
Vedlegg B. Utdrag av SFTs veileder 97:03 "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann".	26

Sammendrag

Ny E18 Grimstad-Kristiansand går gjennom sulfidholdig fjellgrunn, og det er gitt anbefalinger om spesielle tiltak for å hindre miljøeffekter pga faren for avrenning av svovelsyre fra veganlegget. Utsprengt, sulfidholdig steinmasse bør legges i landdeponier for eventuelt å kunne sette inn tiltak for å dempe omfanget av de geokjemiske forvittringsprosessene som karakteriserer slik stein. En mulig løsning var også utlegging av sulfidholdig stein i Kaldvellfjorden for derved begrense omfanget av forvittringsprosessene som følge av redusert oksygentilgang.

Sjødeponi i Kaldvellfjorden, Lillesand var innarbeidet i reguleringsplanen med et strandkantdeponi rett nord for Kaldvasselvas utløp. Miljøeffekter var ikke klarlagt, og avgjørelsen om endelig utforming var ikke tatt. Sedimentet under deponiet var heller ikke karakterisert med hensyn på miljøgifter.

To prosjekter ble derfor satt i gang i 2007, ett for å undersøke metallutlekking fra sulfidholdig sprengestein i sjøvann og ett for å karakterisere sedimentet under det planlagte sjødeponiet. Utlekkingsforsøket har vært todelt. En del ble gjennomført i selve fjorden ved at det ble lagt ut et minideponi i vannkanten som ble fulgt med målinger. Den andre delen ble gjennomført i et laboratorium ved at nedknust masse ble nedsenket i vann med ulik saltholdighet. Metallutlekkingen ble deretter målt over tid. Sedimentkarakteriseringen ble gjennomført ved å ta ut prøver langs tre transekter og på to dyp, hhv. 0-10 cm og 10-29 cm, for analyse av en rekke miljøgifter.

Det ble antatt at prosjektenes resultater ville påvirke utforming og plassering av deponiet. Målet har derfor vært å skaffe resultater som kunne gi grunnlag for å komme med råd om dette.

Forsøkene med minideponi og utlekkingsforsøkene viser at det foregår kjemiske reaksjoner i sulfidholdige sprengesteinmasser i sjøvann. De metallene (aluminium og diverse tungmetaller) som ble løst ut foreligger som løste metaller, men en andel felles også ut igjen og danner slam inne i deponiet. Det antas at jernutfellingen er langt mer omfattende enn utfelling av andre metaller og at jern derfor vil utgjøre hoveddelen av et slikt slam.

Riktig plassering og riktig oppbygging av sjødeponiet kan redusere omfanget av de kjemiske reaksjonene og de problemene det kan medføre. Jo mindre tilgang på oksygen det er i det området deponiet legges, jo saktere vil de kjemiske prosessene gå. Det er derfor bedre å legge et deponi i oksygenfattige vannmasser enn i strandkanten. Det vil også være viktig å hindre vannbevegelser som kan transportere vann/oksygen inn i deponiet og slam fra deponiet og ut i fjorden. Påvirkning av bølgeslagsbevegelser og vannbevegelser som skyldes strømming forårsaket av tidevannsvariasjonen bør unngås.

Hoveddelen av et eventuelt deponi av sulfidstein bør legges dypest mulig i Kaldvellfjorden, der oksygentilgangen er langt dårligere enn i overflaten og der innlagring av lekkasjevann i fjordens dypvann gir mindre påvirkning av de øvre vannlag. Når det legges ned i det løse og oksygenfattige sedimentet på dypt vann, vil deler av det også bli pakket inn slik at oksygentilgangen reduseres ytterligere. Deponioverflaten bør utformes slik at deponiet seinere kan tildekkes med duk. De sulfidholdige massene bør ikke komme opp i bølgeslagssonen. Hvis deponiet skal være fundament for båthavn eller annet, slik det har vært ønsket om lokalt, bør de øvre 2-3 meterne være friske masser.

Før eventuell utlegging av sulfidstein bør det etableres et siltskjørt for å hindre partikkelspredning fra steinmassene og sedimentet i fjorden. Etter etablering bør det undersøkes hvor stor metallutlekkingen fra sedimentet og til sjøvannet er, slik at tildekking eventuelt kan gjennomføres. Bunn sedimentet er oksygenfattig og inneholder hydrogensulfid (H_2S). En bør være oppmerksom på at denne gassen kan komme til overflaten og gi ubehag ved anleggsarbeid.

Summary

Title: Depositing of sulphuric rock material from roadconstruction of a new E18 line in the fjord Kaldvellfjorden – characterisation of the fjord sediment and metal leaching in seawater

Year: 2009

Author: Atle Hindar, Eigil Rune Iversen and Jarle Håvardstun

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5504-1

The new E 18 line between Grimstad and Kristiansand goes through sulphuric rock, and special measures for protecting the environment have been recommended. Blasted rock material should be placed in land deposits to better control the geochemical processes and the runoff water quality. As the road line is close to the sea, one possibility was also a sea deposit in the fjord Kaldvellfjorden.

A sea deposit as a fill from the shore in Kaldvellfjorden was part of the development plan. Environmental effects were not clearfied, and a decision regarding fill design was not made. Also, the sea sediment of the area was not characterised with regard to toxic substances. Two projects were therefore initiated, one to examine the metal leaching from sulphuric rock in seawater and one to characterise the sediment for heavy metals and organic micropollutants. It was anticipated that results from the projects could influence the shape and placement of the deposit.

Measurements in a well constructed in a 35 m³ experimental fill from the shoreline and out in the fjord together with results from a leaching experiment in the lab revealed results of geochemical processes. Aluminium and heavy metals were leached and found as dissolved metals and particulate matter. Dissolution and precipitation of iron is believed to be the dominant part of the inorganic mud formation that was observed.

Proper placement and construction of a sea deposit will reduce the magnitude of the geochemical processes inside the deposit and thereby the problems they might cause. Limited supply of oxygen is fundamental for low weathering rates. This can be obtained by placing the deposit at depths with low oxygen content and limited wave action and current influence.

If a sea deposit containing sulphuric rock material is constructed, a monitoring program should follow the leaching of metals to the fjord water. If regarded as a problem for the ecological status of the fjord, wrapping of the deposit should follow, and the deposit should therefore be constructed with this in mind.

The sediment contains H₂S which might be transported up to the air when the sediment gets disturbed. Precautions should be taken to avoid health effects.

1. Bakgrunn

Utsprengning i sulfidholdig berggrunn kan medføre miljøproblemer hvis forholdsregler ikke tas. Og selv da er sannsynligheten for uønsket avrenning stor. Dette er kjent fra gruvevirksomhet (Nordstrøm og Alpers 1999; Frøberg og Höglund 2004) og anleggsarbeider med utsprengning i slikt fjell (Hindar og Lydersen 1994; Hindar og Iversen 2006).

Ved utsprengning oksideres sulfid til sulfat via en rekke geokjemiske prosesser og mellomstadier, og det dannes svovelsyre. Tilgang på oksygen og fuktighet stimulerer disse prosessene, som også blir forsterket ved at det utvikles bakteriesamfunn i det miljøet som skapes. Svovelsyren nøytraliseres helt eller delvis avhengig av mengde og resipientforhold nedstrøms, samt av hvilke avbøtende tiltak som gjennomføres. Svovelsyre som ikke nøytraliseres vil kunne lekke ut til vassdrag og gi redusert vannkvalitet med negative biologiske effekter. En rekke tungmetaller kan være assosiert med sulfid, og kan lekke ut i det sure miljøet.

Generelt bør utsprengning i sulfidholdig berggrunn unngås, men er man først kommet så langt at det ikke kan unngås, er såkalte passive tiltak best egnet på lang sikt (Frøberg og Höglund 2004). Det innebærer å plassere og pakke inn sulfidstein i egnede deponier som reduserer tilgang på oksygen og fuktighet mest mulig. Deponiene kan i prinsippet være på land eller nedsenket i vann. Hvis omfanget av de geokjemiske prosessene ikke reduseres i tilstrekkelig grad, må man inn med aktive tiltak for å hindre miljøproblemer. Aktive tiltak krever vedlikehold over svært lang tid, noe som vil være svært kostbart.

E18 Grimstad-Kristiansand går gjennom sulfidholdig fjellgrunn. På bakgrunn av dokumentasjon av uheldige effekter ved avrenning fra utsprengte arealer i området (Hindar m. fl. 1992), ble det gitt anbefalinger om spesielle tiltak for å hindre slike effekter ved utbygging av det nye veganlegget (Hindar og Roseth 2003). Utsprengt steinmasse måtte legges i deponier for å få gi et bedre grunnlag for kontroll med de geokjemiske prosessene som karakteriserer slik stein og avrenningen.

En mulig løsning var også utlegging av sulfidholdig stein i Kaldvellfjorden. Sjødeponi kan være et passivt tiltak, dvs. uten betydelig vedlikehold og tilsyn. NIVA anbefalte å gå videre med dette alternativet i et brev til Statens vegvesen i desember 2002.

Sjødeponi i Kaldvellfjorden var allerede del av reguleringsplanen da foreliggende prosjekt ble igangsatt. Planen var et strandkantdeponi rett nord for Kaldvellingelvas utløp, men avgjørelsen om endelig utforming var ikke tatt. Sedimentet under deponiet var heller ikke karakterisert med hensyn på miljøgifter. Det var antatt at prosjektets resultater ville påvirke utformingen av deponiet. Målet har derfor vært å skaffe resultater som kunne gi grunnlag for å komme med råd om dette.

Utlekkingsforsøket har vært todelt. En del ble gjennomført i selve fjorden, ved at en mindre mengde sulfidholdig sprengstein ble lagt ut fra land og fulgt med målinger. Den andre delen ble gjennomført på laboratorium ved at nedknust masse ble nedsenket i vann med ulik saltholdighet. Metallutlekkingen ble deretter målt over tid for også kunne beregne utlekkingshastighet. Sedimentkarakteriseringen ble gjennomført som eget prosjekt, men er tatt med i denne rapporten.

2. Utlegging av sulfidmasser i minideponi i fjorden

2.1 Steinmasser og utlegging

Den 27. juni 2007 ble det lagt ut 34 m³ sulfidholdig stein innerst i Kaldvellfjorden, se **Figur 1**. CJV E18 Grimstad-Kristiansand (forkortet CJV) har identifisert prøven og uttakssted som Blast ID 1000555 og Station 11675. De sørget for transport og plassering. Utsprengning av denne massen skjedde 18. juni 2007. Massen besto av en del finstoff/sand. Den er karakterisert som "acidic" basert på temperaturøkning (1,5 og 3,1 °C for to prøver) ved tilsetning av hydrogenperoksid (H₂O₂). pH etter 25 minutter viste verdier på 5,0 og 6,0, og massen ble derfor (av CJV) karakterisert som "non-acidic" basert på pH. pH-verdiene indikerer imidlertid at massen gir sur reaksjon i vann.

Steinmassen ble lagt ut slik at det lå under vann ved flo (middel høyvann, dvs. begrenset værpådriv av vannstandsvariasjonen). Tidevannssonen er 22 cm (Helgeroa; <http://vannstand.statkart.no>), og øvre del ble liggende over vann ved fjære sjø (middel lavvann). Massen ble dermed vekselvis vannmettet og luftet, en situasjon svært lik det en ville ha øverst i det ordinære sjødeponiet M14 hvis dette ble lagt på en slik måte at øvre del kom over vannflaten. Forholdene for uttransport av oppløste stoffer er gunstige ved denne eksponeringen.

2.2 Prøvetaking

En del av massen gled utover ved utlegging slik at den måtte legges tett opp mot strandkanten. Plassering av vertikalt rør for prøveuttak ble forsøkt, men viste seg å ikke bli stabilt nok. Vi lagde derfor en 25 cm dyp brønn sentralt i deponiet (**Figur 2**) noen dager seinere. Prøveuttak skjedde fra denne brønnen. Ved fjære sjø var det tilnærmet tørt i brønnen.

Det ble tatt ut prøver ved åtte anledninger i perioden 27.7. – 05.12. 2007. Siste uttak skjedde 160 dager etter utlegging. Det var tidvis partikler i brønnvannet, spesielt på overflaten, noe som klart gjenspeiles i prøven fra 28.9.2007 (høy konsentrasjon av jern og aluminium).

2.3 Resultater

Det er analysert på en rekke variable, se **Tabell 1**. pH, konduktivitet (ledningsevne) og saltholdighet ble analysert av NIVA, mens øvrige variable er analysert av Analytica.

pH i sjøvann er høy, noe som også reflekteres i disse prøvene. Saltholdighet (Sal) og dermed konduktivitet (Kond) varierte mye, og tyder på at brønnvannet kunne variere fra å være nesten reint sjøvann til sterkt påvirket av ferskvann.

Konsentrasjonene av kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg) og natrium (Na) er høye i sjøvann, og trolig lite påvirket av steinmassen. Dette bekreftes av resultatene, se høyre kolonne i **Tabell 1**.

Jern (Fe) og svovel (S) kan øke hvis det er lekkasje fra massen. Konsentrasjonen av jern er tidvis klart forhøyet. Ved å sammenlikne forholdet S/Na for deponivann med normalt sjøvann, ser en at konsentrasjonen av svovel er forhøyet i alle prøvene, se **Tabell 2**.

Øvrige variable i tabellen er metaller, de fleste tungmetaller. De er gitt fargekode etter a) hvordan de avviker fra NIVAs målinger som ble gjennomført i Kaldvellfjorden under Miljøkontrollprogrammet i 2006 (tallene er gitt farge) eller b) om de er åpenbart forhøyet i forhold til forventet konsentrasjon (navnet er gitt rødfarge). Tall fra Miljøkontrollprogrammet for E18-prosjektet er gitt i **Tabell 3**.



Figur 1. Plasseringen av "minideponi" i Kaldvellfjorden er angitt med pil.



Figur 2. "Minideponiet" med sulfidstein i Kaldvellfjorden var en strandkantutfylling der noe av materialet lå i tidevanns- og bølgeslagssonen. Prøvetakingen i steinmassen ble gjort i en brønn sentralt i massen (markert med pil). Brønnen ble tom i perioder med lav vannstand og oversvømt i perioder med høy vannstand.

Tabell 1. Resultater fra analyser av brønnvann i steinmassen. Det er referert til typiske konsentrasjoner i sjøvann for enkelte av stoffene. Det er også sammenliknet med bakgrunnsdata fra Miljøkontrollprogrammet for E18-prosjektet (MKP) for Kaldvellfjorden, se **Tabell 3**. Tall er farget etter avvik fra MKP-data – grønt er lavere konsentrasjon, oransj er omtrent samme konsentrasjon og rødt viser høyere konsentrasjon. Der parameternavnet er farget angir det at denne parameteren viser klare avvik fra typiske sjøvannskonsentrasjoner.

Prøve tatt:	27.07.2007	07.08.2007	30.08.2007	16.09.2007	28.09.2007	01.10.2007	20.11.2007	21.11.2007	05.12.2007	Sjøvann*	
pH	7,69	7,66	7,72	7,72	7,75	7,4	7,52	7,58	7,47		
Kond	mS/m	2390	4240	2363	4247	4701	3681	4360	4409	1703	
Sal	0/00	14,6	27,6	14,4	27,7	31,1	23,6	28,8	29,2	10,3	32
Ca	mg/l	173	349	192	348	365	270	333	342	118	400
Fe	mg/l	0,0323	0,463	0,0108	0,0622	9,26	0,0963	0,161	0,0455	0,176	
K	mg/l	165	331	180	332	386	256	309	314	107	380
Mg	mg/l	517	1030	574	1030	1210	789	1010	1030	355	1272
Na	mg/l	4250	8710	4730	8730	9620	6700	8690	8830	2870	10561
S	mg/l	400	810	438	815	838	662	770	802	276	882
Al	µg/l	90,7	130	77,5	11,6	6320	932	72,1	30,1	289	
Ba	µg/l	5,88	16,8	6,36	17,7	41,5	15,4	14	13,7	7,45	
Cd	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,116	0,359	0,0796	0,116	0,0949	
Co	µg/l	0,233	0,969	0,252	0,104	5,47	41,3	1,61	2,37	1,41	
Cr	µg/l	0,537	1,08	0,418	0,648	17,3	0,657	0,319	0,255	0,288	
Cu	µg/l	2,97	3,1	5,61	6,57	7,43	1,36	0,798	0,568	1,07	
Hg	µg/l	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,02	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	
Mn	µg/l	10	87,3	8,24	8,39	200	237	18,2	14,6	27,7	
Ni	µg/l	0,784	4,08	1,02	4,03	14,6	152	8,5	13,1	3,45	
Pb	µg/l	0,394	0,73	<0,3	0,319	4,66	0,375	<0,3	<0,3	0,565	
Zn	µg/l	4,07	10,8	3,9	8,39	39,8	58,9	7,5	8,96	10,3	
As	µg/l					25,1					

NIVAdata, øvrige fra Analytica

* etter Sverdrup et al 1942

Referanse til MKPdata:

	Lavere enn middel+2*st.avvik
	Mellom max og middel+2*st.avvik
	Over max

Tabell 2. Konsentrasjoner av natrium (Na) og svovel (S), se også **Tabell 1**, samt S/Na- forholdet med referanse til typiske konsentrasjoner i sjøvann. Alle S/Na-verdier ligger over nivået i sjøvann.

Prøve tatt:	27.07.2007	07.08.2007	30.08.2007	16.09.2007	28.09.2007	01.10.2007	20.11.2007	21.11.2007	05.12.2007	Sjøvann*	
Na	mg/l	4250	8710	4730	8730	9620	6700	8690	8830	2870	10561
S	mg/l	400	810	438	815	838	662	770	802	276	882
S/Na		0,094	0,093	0,093	0,093	0,087	0,099	0,089	0,091	0,096	0,084

Tabell 3. Sjøvannsdata fra Miljøkontrollprogrammet for E18-prosjektet. Data fra Analytica.

Sjøvann fra MKP 2006:

Analysert Analytica

		middel	max	min	st.avvik
Fe	mg/l	0,01	0,02	0,00	0,00
Cd	µg/l	0,06	0,17	0,05	0,03
Cr	µg/l	0,53	0,95	0,10	0,23
Cu	µg/l	1,33	3,56	0,50	0,74
Mn	µg/l	6,96	14,60	3,68	2,72
Ni	µg/l	0,83	2,14	0,50	0,46
As	µg/l	1,74	2,08	1,47	0,19

Konsentrasjonen av aluminium (Al), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), kopper (Cu), mangan (Mn), nikkel (Ni), sink (Zn) og arsen (As) viser klare forskjeller (rød farge) fra tidligere målinger av vannet i Kaldvellfjorden i 2006, og avviker også fra sjøvann. Typiske konsentrasjoner i sjøvann for Al, Co og Zn er hhv. < 10 µg/l (Frode Kroglund, NIVA, pers medd), 0,3 µg/l (Hamilton 1994) og < 1,5 µg/l (SFT 2007). Bildet er imidlertid variabelt, og det er tidvis lave konsentrasjoner for flere av metallene. Konsentrasjonen av Cu ser ut til å være markert lavere i siste del av perioden. Al, Co, Mn, Ni og Zn viste imidlertid en tendens til økning mot høye konsentrasjoner utover i perioden. Sink (Zn) og kobolt (Co) ser ut til å ligge på et generelt høyere nivå i siste del av perioden sammenliknet med den første delen av perioden.

pH-verdiene fra de siste fire prøvetakinger er markert lavere enn i den første delen av perioden. Selv ved saliniteter på rundt 29 ‰ i november er pH markert lavere. Det kan være et tegn på begynnende forsuringseffekt inne i deponiet, noe som er nært knyttet til de prosesser som forårsaker lekkasje av jern, svovel, aluminium og tungmetaller. Det planlagte sjødeponiet vil ligge nær forekomster av østers (Torjan Bodvin, Havforskningsinstituttet, pers medd.). Lavere pH kan være et problem for disse organismene. Østersforekomstene ligger rett ved utløpet av Kaldvasselva. Elva kan ha en flomvannføring på 20 m³/s, så noe lavere pH i perioder med flom i elva er bestanden sannsynligvis utsatt for allerede.

2.4 Vurdering

Resultatene fra de 160 dagene forsøket varte viser at det foregår kjemiske prosesser av betydning i den massen som ble lagt ut. Dette ses ved at S/Na-forholdet er forhøyet, aluminium og tungmetaller har forhøyede konsentrasjoner og pH ser ut til å synke. Flere av de metallene som det er målt på er klart uønsket i vannmiljøet.

Økningen i svovel og pH-nedgangen skyldes reaksjoner som kjennetegner sulfidholdig fjell. Klar økning av jern og aluminium bekrefter dette; jern fordi jern- og svovelholdige mineraler er involvert og aluminium fordi dette stoffet løses fra mineralene ved nedbrytingen av dem. Bakgrunns-konsentrasjonen av aluminium i sjøvann er så lav at økninger lett registreres. Utlekking av kalsium og magnesium skjer trolig også, men konsentrasjonene er så høye i sjøvann at det skal mye til for å gi en tydelig endring. Konsentrasjonsøkningen for flere av metallene over tid viser at denne lekkasjen er økende.

De kjemiske reaksjonene i deponiet blir begunstiget av deponiets beliggenhet i forhold til vannoverflaten; forholdene for sulfidoksidasjon (god oksygentilgang pga rask vannskiftning) og utvasking av reaksjonsprodukter er gode. Men det skjer også en fortykning av brønnvannet hele tiden ved at vann renner helt ut og inn av brønnen i pga tidevannsvariasjonen. Når det likevel måles klart forhøyede konsentrasjoner, viser det at de kjemiske reaksjonene og utløsningen av metaller er betydelig.

Data fra CJV for temperaturøkning ved tilsetning av H₂O₂ og pH-reduksjon ved tilsetning av vann tyder på at de brukte massene ikke er av de mest sulfidholdige. Det er vanskelig å vite hvor representative resultatene er for masser som kan komme i deponier.

Målte konsentrasjoner i prøvevannet kan ikke brukes til å kvantifisere utlekking fordi vi ikke kjenner vannutvekslingen i deponiet.

3. Utlekkingsforsøk på lab

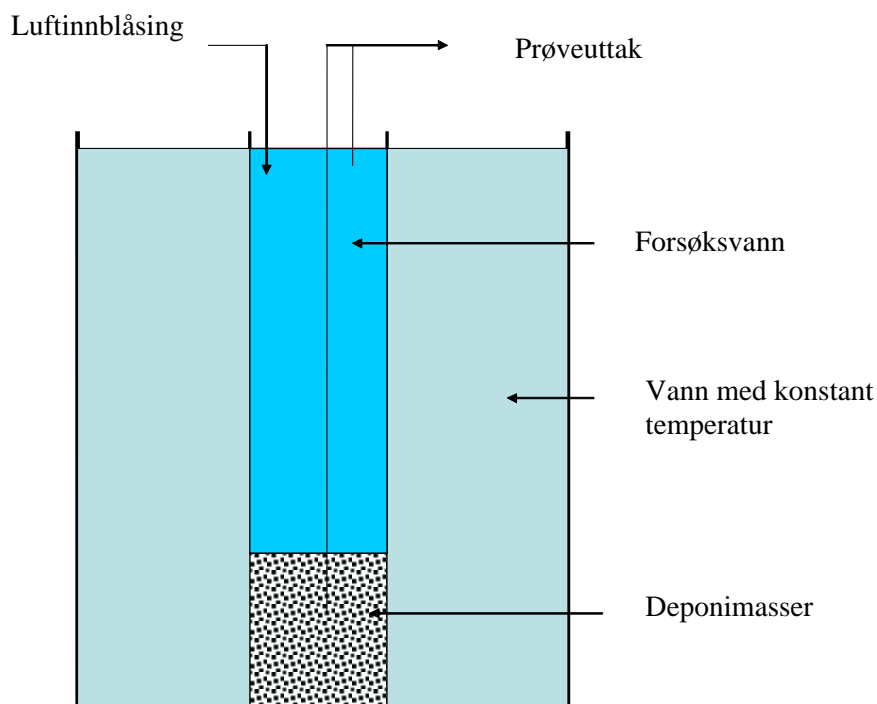
For å studere hvilke effekter som kan forventes ved deponering av sulfidholdige masser under vann ble det også gjort forsøk i pilotskala ved NIVAs forsøksstasjon ved Solbergstrand, Drøbak.

Den 19. september 2007 ble det sprengt ut sulfidholdig stein øst for Kaldvasselva. CJV har identifisert prøven og uttakssted som Blast ID 1000839 og Station 11480. Massene ble knust til 2-5 cm stor stein 1. oktober og NIVA hentet massene samme dag. Steinen er karakterisert som "acidic" av CJV basert på temperaturøkning etter tilsetning av H_2O_2 og pH-reduksjon i vann. Temperaturøkningen i seks prøver var 1,2-6,6 °C for tre prøver og 21-25 °C for de tre andre prøvene. pH etter 25 minutter viste verdier på 3,0 for fire prøver og 5,5 og 6,0 for to prøver. Dataene viser at stein fra masseuttaket til de eksperimentelle forsøkene var mer reaktive og klart "surere" enn stein brukt til strandkantdeponiet.

3.1 Forsøksoppsett

Utlekkingsforsøket ble utført i fire sylindriske rør med diameter på 30 cm og med en lengde på 3 meter. I hvert av rørene ble det fylt steinmasse til en fyllhøyde på 1 m. Deretter ble massene overdekket med 2 meter vann. Det ble gjort forsøk med fire vanntyper:

1. Ferskvann fra ledningsnettet på Solbergstrand (borebrønn)
2. 30 % sjøvannsinnblanding i ferskvann
3. 60 % sjøvannsinnblanding i ferskvann
4. Sjøvann fra 60 meters dyp i Drøbaksundet



Figur 3. Skjematisk skisse av forsøksoppsettet. Rørhøyden er 300 cm og rørdiameteren er 30 cm.

Rørene ble satt i vannbad med gjennomstrømmende sjøvann fra 60 meters dyp. Dette sikret lik temperatur under forsøkene og redusert diffusjon av oksygen gjennom rørveggene. Vannfasen oppe i rørene ble holdt oksygenmettet ved forsiktig innblåsing av luft vha pumpe. Vannprøvene ble tatt ut like under overflaten. Det var også opplegg for uttak av prøver fra vannfasene inne i de deponerte massene ved å pumpe ut vann gjennom utlagt rør. Forsøkene ble startet 12.10.2007 og avsluttet 3.3.2008, dvs. etter 144 døgns eksponering.

3.2 Analysemetodikk

Prøveuttakene ble analysert mht pH, konduktivitet/salinitet samt en elementpakke med metaller og totalsvovel. pH og konduktivitet ble analysert på stedet umiddelbart etter prøvetaking. Elementanalysene for ferskvannsprøvene ble analysert ved NIVAs akkrediterte laboratorium vha ICP-MS. Sjøvannprøvene ble analysert av ALS Scandinavia (Analytica) vha høyoppløselig ICP-MS. Det ble benyttet "rutinepakker" ved laboratoriene. Parameterutvalget er av den grunn litt forskjellig, men omfatter de viktigste elementene. Deteksjonsgrensene er også forskjellige for de to metodene, noe som også må vurderes ved tolking av resultatene.

Vi antar at svovelinnholdet i prøvene i det vesentligste foreligger som sulfat. Analyseverdier for totalsvovel er derfor også antatt å være sulfat.

3.3 Resultater

Alle analyseresultatene er samlet i vedlegg A bak i rapporten. Når det gjelder tungmetallene er vi mest opptatt av metaller som jern, kobber, sink, kadmium, nikkel. Dette er metaller som for en stor del foreligger som sulfider i det materialet som skal deponeres. Sulfidmineraler er utsatt for forvitring både over og under vann. Under forvitningsprosessene frigjøres metaller og det utvikles syre. Under forvitningsprosessen frigjøres også metaller fra bergartsmineraler som kalsium, magnesium, natrium, kalium, aluminium, silisium osv. I det følgende vil vi kommentere resultatene for de viktigste tungmetallene.

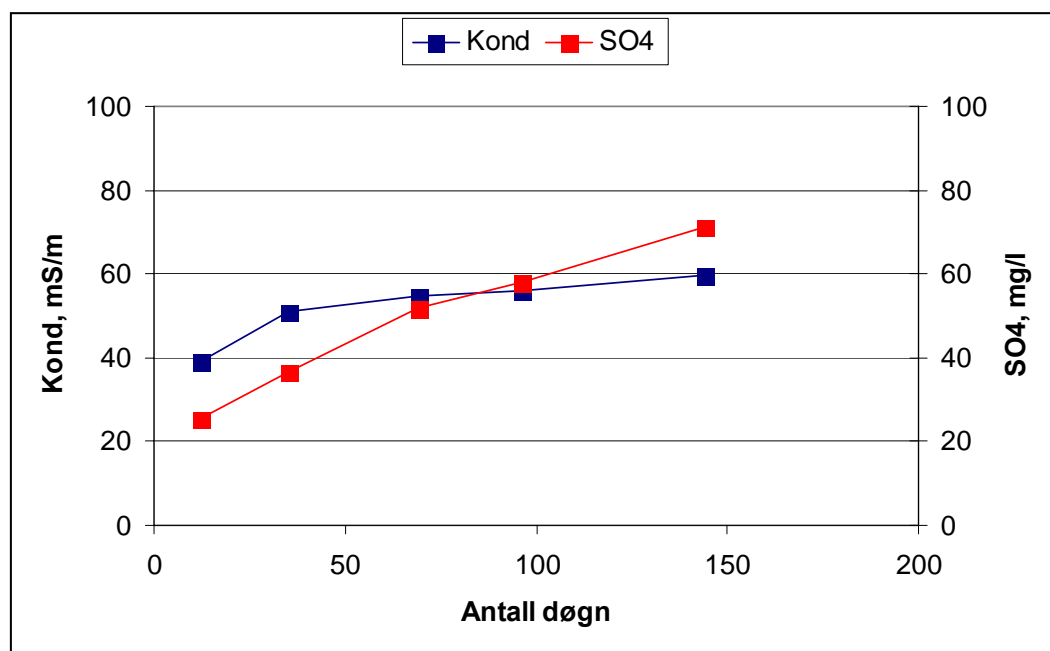
3.3.1 Vannkjemieffekter over deponimassene

Resultatene for prøver som er tatt ut rett under overflaten i rørene er samlet i tabell 7, tabell 8, tabell 9 og tabell 10 i vedlegget. Resultatene viser at pH-verdiene holdt seg over 7 under hele forsøket. Forsøket i ferskvann viste altså ingen forsuring (reduisert pH) selv om denne vanntypen har mye mindre bufferkapasitet enn sjøvann.

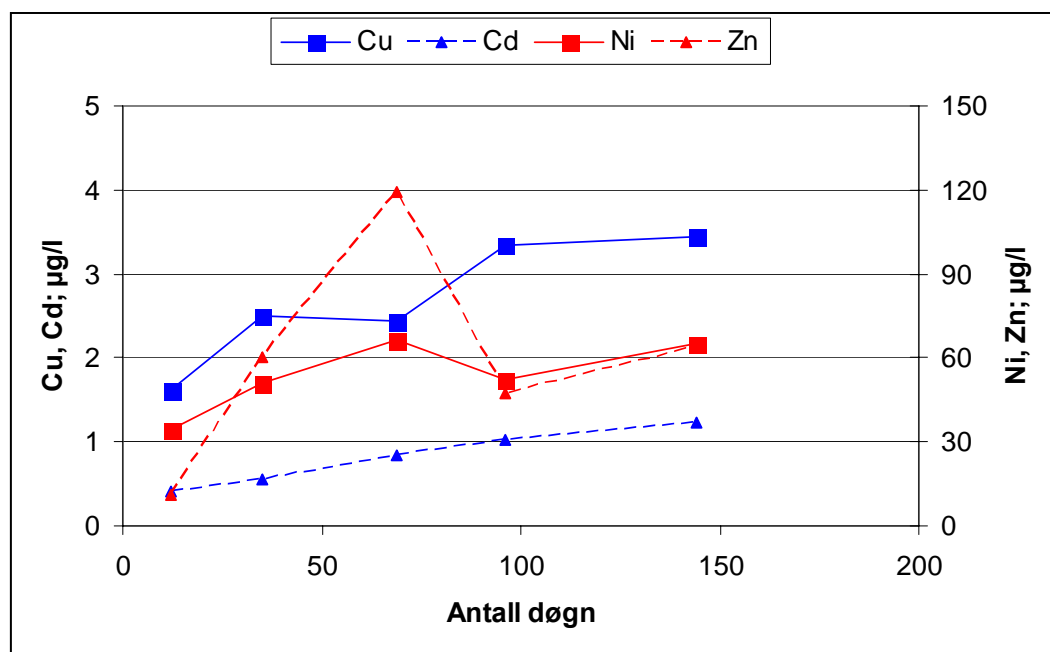
Konduktiviteten for alle prøvene økte i likhet med kalsium-, magnesium- og sulfatkonsentrasjonene, og situasjonen syntes ikke å ha stabilisert seg etter 144 døgn. I **Figur 4** har vi valgt å vise økningen i sulfat- og konduktivitet i ferskvannsdeponiet da dette forsøket viser tydeligst forvitringen som pågår under vann. Økningen i sulfatkonsentrasjonen i saltvannsdeponiene er også tydelig, men endringene over tid er mer maskert av det naturlige bakgrunnsnivået av sulfat i sjøvann.

For ferskvannprøvene var det noe varierende verdier for metallkonsentrasjonene, men stort sett ingen vesentlige endringer over tid. Det er tydelig at utløsningen av noen av metallene øker med økende salinitet. Dette gjelder spesielt kobber, nikkel, sink og kadmium. Analysene er gjort på ufiltrerte, syrekonserverte prøver. Resultatene er trolig noe påvirket av at metallene delvis foreligger som utfelte partikler i prøvene.

I **Figur 5** har vi som eksempel valgt å vise resultatene for kopper, nikkel, kadmium og sink for forsøket i 100 % sjøvann.



Figur 4. Utvikling av konduktivitet og sulfatkonsentrasjoner ved lagring av sulfidholdige masser i ferskvann.



Figur 5. Utviklingen i konsentrasjoner av kopper (Cu), kadmium (Cd), nikkel (Ni) og sink (Zn) ved deponering av sulfidholdig materiale i sjøvann.

Det er tungmetaller som kopper, kadmium osv. som er mest i fokus i forhold til påvirkning av økosystemer og helse. Men det er jernoppløsning fra jernsulfidene med påfølgende utfelling som

partikler som har størst betydning for slamdannelse. Det ses av data fra prøveuttaket inne i steinmassen, der konsentrasjonene av jern ved bunnen kunne være flere milligram per liter. Disse prøvene var trolig sterkt påvirket av slampartikler.

3.3.2 Metalltransport fra sedimentoverflaten

For å få en oppfatning av metalltransporten fra deponioverflaten og ut i de frie vannmasser har vi som et eksempel benyttet resultatene fra forsøket med 100 % sjøvann. Vannvolumet over massene er beregnet til 140 liter og totalt areal av steinoverflaten til 0,07 m². Konsentrasjonsendring, total utløsning og fluks (metalltransport) for kopper (Cu), nikkel (Ni), sink (Zn) og kadmium (Cd) er beregnet og gitt i **Tabell 4**.

Tabell 4. Konsentrasjoner over tid og beregning av fluks (transport) for kopper (Cu), nikkel (Ni), sink (Zn) og kadmium (Cd) fra steinoverflaten ved deponering i sjøvann.

Antall døgn	Cu	Ni	Zn	Cd
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
12	1,61	34,3	10,8	0,40
35	2,49	51,0	60,3	0,56
69	2,43	66,7	119	0,84
96	3,34	52,2	47,6	1,03
144	3,45	65	63,9	1,22
Utløst (antall µg) etter 144 døgn	487	9185	9029	172
Fluks, mg/m ² døgn	0,1	1,9	1,9	0,035

For å få et grovt estimat av denne utlekkingshastighetens betydning for miljøeffektene av et deponi i Kaldvellfjorden, har vi beregnet en total overflate av steinmassen i hele deponiet, knyttet utlekkingen til dette overflatearealet og videre til Kaldvellfjordens vannvolum. Utlekkingen tar ikke hensyn til den andelen av metallene som felles ut og danner slam. Beregningen er derfor et minimumsestimat.

Vi forutsetter at deponiet er på 100.000 m³ og består av kubiske blokkstein som har sider på 50 cm. I praksis vil deponiet bestå av alle slags steinforme, samt en god del mindre stein og finmateriale som drastisk øker den totale overflaten per kg stein. Det arealet som framkommer er derfor temmelig sikkert et minimumsestimat. Blokkstein av denne typen har et volum på 0,1 m³. Det vil derfor teoretisk kunne være 1 million stein i deponiet, men de vil ikke være kompakt pakket, så antallet er mindre. Hvis en tidel av deponiet er vannmettet, vil antallet være 0,9 mill stein, men vi velger å bruke 1 mill fordi dette kun er et overslag.

Overflaten av hver enkelt stein er 1,5 m², og total overflate av denne steinmassen blir 1,5 mill m². Utlekkingsforsøkene viser at det løses ut 0,1 mg Cu per kvadratmeter steinoverflate per døgn. I ett år løses det derfor ut 50 millioner mg, dvs. 50 kg, hvis hastigheten er jevn over så lang tid.

Kaldvellfjordens areal er på ca. 2 km² og vi regner med et middeldyp på 10 meter. Volumet blir da 20 millioner m³. Hvis vi fordeler den årlige utløsningen av metall på dette volumet, blir metallkonsentrasjonen fra denne kilden 2,5 mg/m³ eller 2,5 µg/l. Vannutskifting vil føre en andel av den utløste mengden ut av fjorden, slik at konsentrasjonen ikke blir så høy. Men siden middelkonsentrasjonen som er målt i Kaldvellfjorden ligger på 1 µg Cu/l og beregningen er et minimumsestimat, kan det se ut som om et deponi vil kunne gi et kopperutslipp på nivå med bakgrunnskonsentrasjonen eller større.

For kadmium er utløsningen fra forsøksdeponiet en tredel sammenliknet med kopper, men bakgrunnskonsentrasjonen i Kaldvellfjorden er bare 0,06 µg/l i middel, dvs. under en tidel av Cu-konsentrasjonen. Kadmiumtilførselen vil derfor gi en betydelig økning i forhold til bakgrunnsnivået.

For nikkel og sink er utløsningen fra sulfidstein beregnet til å være 20 ganger større enn for kopper. Den beregnede minimumskonsentrasjonen uten å ta hensyn til vannutskiftingen kan da være 50 µg/l, noe som for nikkel utgjør en drastisk økning siden bakgrunnskonsentrasjonen er om lag 1 µg/l. For sink har vi ikke bakgrunnsdata, men økningen vil trolig være betydelig også for dette metallet.

3.3.3 Vannkvalitet inne i deponimassene

Resultatene fra prøveuttakene midt inne i deponimassene er samlet i Tabell 11 i vedlegg A. Vannkvaliteten er forholdsvis lik vannkvaliteten ute i de frie vannmasser når en sammenlikner med pH, konduktivitet, sulfat, kalsium og magnesium. For tungmetallene er resultatene mer varierende. Dette har trolig sammenheng med at metaller frigjøres under forvitningsprosessene og at noen av dem felles ut ved de pH-verdiene som er inne i deponiet. Under prøvetakingen er det mulig at metallholdige partikler kan rives med når vannprøven suges ut fra rør inne i massene.

3.4 Vurdering

Forsøkene viser at steinmassene vil forvitte ved deponering av sulfidholdige steinmasser under vann enten det foregår i ferskvann eller sjøvann. Massene forbruker det oksygenet som er tilgjengelig og som transporteres inn i deponiet. Omfanget av forvitningsprosessene i ferskvann kan tydeligst påvises ved økte sulfat- eller svovelkonsentrasjoner. Dette er en følge av at sulfidene oksideres til sulfat som er ett av forvitningsproduktene. Prosessen i ferskvann kan også følges ved å måle konduktivitet fordi endringer i sulfat- og kalsiumkonsentrasjoner betyr mye for endringen i konduktivitet. I det saltholdige sjøvannet maskeres disse økningene til en viss grad pga høye bakgrunnskonsentrasjoner, men effekten var likevel synlig i våre forsøk.

Under forvitningsprosessene utvikles syre og det frigjøres metaller, men under våre forsøk ble syreproduksjonen nøytralisert av bufferstoffer i forsøksvannet. Utløste metaller kunne derfor felles igjen inne i massen, noe som medførte at store deler av metallutløsningen ble maskert. Utfellingen gir partikler og økende slammengde. Slammet påvirket prøver som ble tatt inne i steinmassen, men ikke de som ble tatt i vannfasen over steinmassen. Den fluksen vi har beregnet inkluderer ikke den utfelte andelen og er derfor et minimumsestimert for den mengde metaller som frigjøres under forvitringen.

Det foregår en rekke sidereaksjoner inne i et slikt deponi. Av slike reaksjoner kan nevnes:

- når svovelkis/magnetkis forvitrer frigjøres jern som toverdige ioner som igjen oksideres til treverdige jern som hydrolyserer. Reaksjonen medfører utvikling av syre.
- frigjorte kopperioner adsorberes på overflaten av svovelkis under frigjøring av toverdige jern.
- er pH høy nok vil også frigjorte kopperioner byttes ut med sink fra overflaten til sinkblende (sinksulfid).

Det var tydelig at noen elementer, som kobber, sink, kadmium og nikkel, var mer mobile i sjøvann enn i ferskvann.

Steinmassen i disse forsøkene lå uforstyrret av bølger og vannstrømmer. I et virkelig deponi vil ytre påvirkninger, som bølgeslag og vannutskifting, kunne øke utlekkingen ved at de kjemiske reaksjonene ikke blir diffusjonsbegrenset. Utvasking vil kunne føre til spredning av forvitningsprodukter, både som løste ioner og slampartikler, fra selve deponiet og utover i

vannmassene. Det kan øke metallkonsentrasjonene og gi et slamproblem i sjøen. Men det er avhengig av hvordan et sjødeponi plasseres og utformes og hvordan vannutvekslingen i selve sjøen er.

Våre forsøk tok sikte på å etterligne et dypvannsdeponi der all transport av oksygen inn i massene og transport av forvitningsprodukter fra deponimassene skjer gjennom overflaten til deponiet. Er deponiet stort nok, vil oksygentransporten inn i deponimassene avta med transportveien inn i massene og kanskje også stoppe helt opp. Oksygentransport og dermed omfanget av forvitningsprosessene kan begrenses vha overdekking av deponiet.

I et strandkantdeponi vil forholdene bli forskjellige selv om hele deponiet ligger under vann på grunt vann. Oksygenrikt vann tilføres hele tiden med tidevann og innflytelse av vind og strømmer. Likeledes fraktes også forvitningsprodukter lettere ut fra massene. Forvitningsprosessene vil få et større omfang i et slikt deponi enn i et dypvannsdeponi. Forurensningsbegrensende tiltak vil også bli mer kompliserte å gjennomføre.

Metallutløsningen er betydelig og kan gi klare konsentrasjonsøkninger i Kaldvellfjorden. Det viser den svært grove beregningen som er utført. En rekke usikkerhetsmomenter i denne beregningen foreligger. Den ene er at metallutløsningen fra overflatene trolig er sterkt underestimert i og med at det skjer en utfelling av metaller inne i steinmassen. Men dette vil også kunne skje i deponiet, som jo vil bli liggende i sjøvann med betydelig bufferkapasitet. Utvasking kan imidlertid spre partikler og dermed utfelte metaller. Det er derfor avgjørende hvordan et slikt deponi plasseres og bygges opp.

Våre forsøk er utført med et tilfeldig utvalg av utsprengte masser med en størrelse på opp til ca 50 mm. I et virkelig deponi vil massene også inneholde mye større blokker. Slike forhold vil selvsagt også ha betydning for den endelige metalltransporten fra deponiet. Lokale variasjoner i metallinnholdet er trolig også sannsynlig. En bør derfor ikke trekke tolkningene av materialet alt for langt i kvantitativ retning.

4. Karakterisering av sedimentet

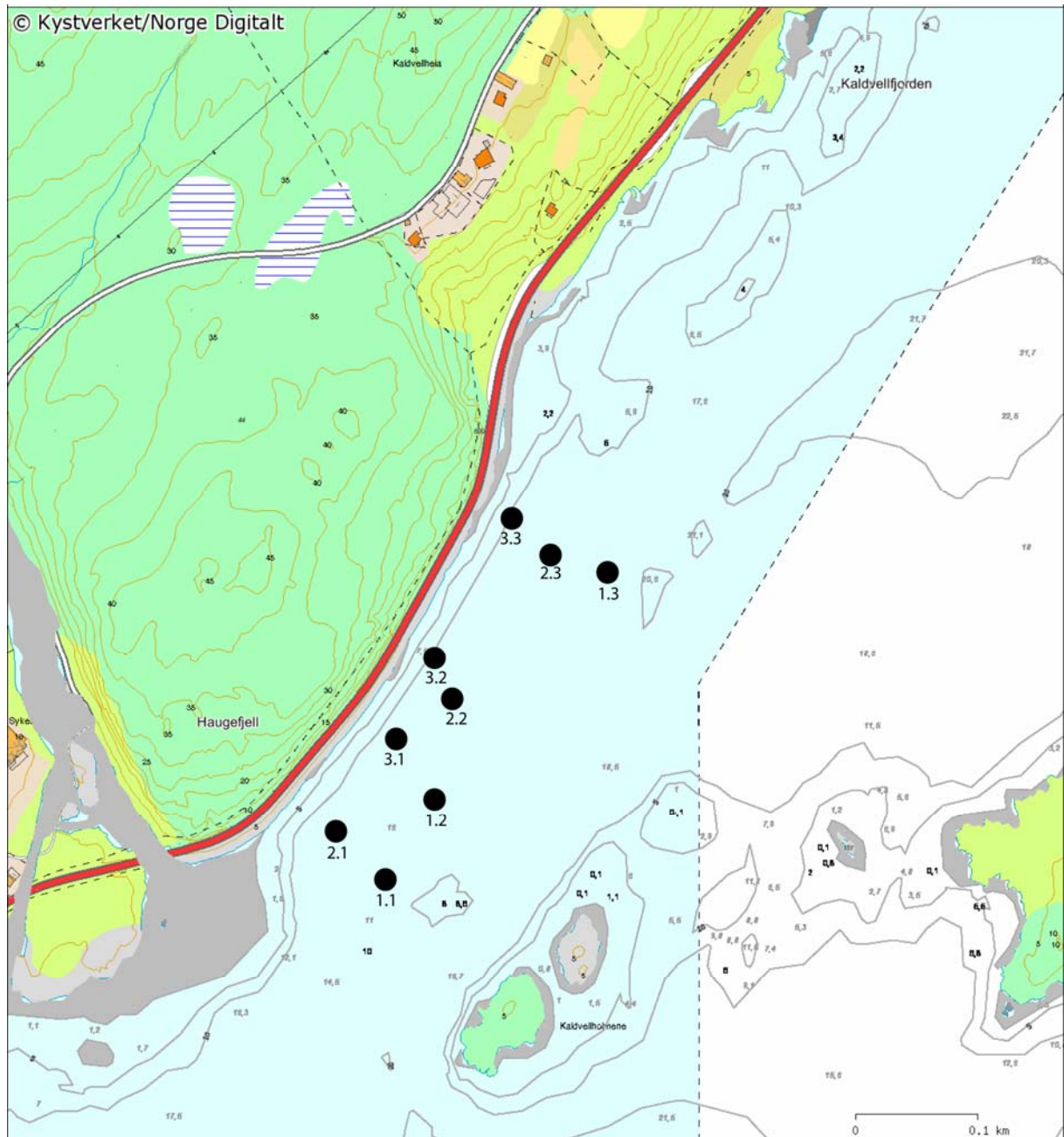
Før en kan starte med utlegging/deponering må sjøsedimentet karakteriseres med hensyn på miljøgifter. Miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) knyttet til partikler kan virvles opp og spres i sjøen ved deponering, noe som ikke er ønskelig. I verste fall kan bunnarealet være så forurenset at det ikke blir gitt tillatelse til utlegging og deponering. Sedimenter kan vurderes etter en veileder som gir standarder for prøvetaking og tilstandsvurdering (SFT 1997).

Arealet for sjødeponiet framgår av reguleringsplanen for E18-anlegget, men det forelå ingen sedimentkarakteristikk da arbeidet med veien ble satt i gang i 2006. Prosjektet ble derfor gjennomført i selve anleggsfasen.

4.1 Prøvetaking og analyse

Sedimentprøvetaking ved planlagt sjødeponi ble gjennomført den 15.1.2008. Prøvene ble tatt innenfor et areal for det aktuelle sjødeponiet M14, se **Figur 6** og **Tabell 5**. For vurdering av prøvetakingsstrategi ble veileder fra SFT benyttet (SFT 1997). Fordi det ble antatt at fjorden ikke har hatt vesentlige forurensningskilder, ble omfanget av prøvetakingen noe mindre enn anbefalt.

Det ble tatt prøver langs tre langsgående (parallelt med eksisterende E18) transekter. Transekt 1 ble tatt på vanddyb ca 18 m, transekt 2 fra vanddyb på ca 15 m og transekt 3 på vanddyb fra 10-12,5 m. Prøvetakingspunktene er nummerert med ”transektnummer.stasjon”, og er angitt i kartet.



Figur 6. Sedimentprøvetakingspunkter i Kaldvellfjorden. Punktene viser samtidig avsatt areal for det planlagte sjøsedimentet M14.

Til prøvetakingen ble det benyttet en håndholdt kjerneprøvetaker til prøvene fra transekt 1 og 2. Langs transekt 3 var sedimentet mer sandig og grovkornet og det ble her benyttet en vanVeen grabb. Overflatelaget (0-10 cm) fra hver av de tre enkeltprøvene langs hvert transekt ble snittet av og blandet til en prøve. Dette ga tre overflateprøver til analyse. Det samme ble gjort med de underliggende sedimentene fra transekt 1 og 2. Fra transekt 3 var det ikke dypere sedimenter enn ca 10 cm og herfra foreligger kun en overflateprøve.

Tabell 5. Koordinater for prøvetakingspunktene i Kaldvellfjorden, samt beskrivelse av prøvene. Prøvetakingspunktene er nummerert med "transektnummer.stasjon".

prøvepunkt	Pos N	Pos E	Sedimentbeskrivelse
1.1	58°16.666	008°25.514	Ingen H ₂ S lukt av overflaten, svak lukt under 2cm. Noe sagflis i kjerne under ca 6 cm. Noen trådformete grå flekker på overflaten.
1.2	58°16.715	008°25.561	Som 1
1.3	58°16.810	008°25.648	Som 1
2.1	58°16.680	008°25.470	Svak H ₂ S lukt fra overflaten. Levende børstemark. Noe sagflis under ca 7 cm.
2.2	58°16.754	008°25.560	Tydelig H ₂ S lukt fra overflaten, ingen sagflis. Noe sandig.
2.3	58°16.809	008°25.620	Svak H ₂ S lukt fra overflaten. Noe sagflis under ca 11 cm.
3.1	58°16.735	008°25.530	Sandig brunt sediment. Ingen H ₂ S lukt.
3.2	58°16.824	008°25.594	Brunt sandig sediment, noe skjellsand og grus. Ingen H ₂ S lukt.
3.3	58°16.666	008°25.514	Svak H ₂ S lukt, mørkebrunt sediment med noe sagflis.

Sedimentprøver ble analysert som hastepøver ved ALS Scandinavia etter deres standard metodikk. Årsaken til det var behovet for rask avklaring av stoffinnholdet for videre planlegging av deponiet. Parametre framgår av **Tabell 6**. Alle data er oppgitt i milligram per kilo tørrstoff (mg/kg TS) og sammenliknet med SFTs tilstandsklasser (SFT 1997) der det foreligger grenser for slike.

4.2 Resultater og vurdering

Resultatene gitt i **Tabell 6** viser generelt lave verdier. Det er noen forhøyete verdier av kadmium, benso(a)pyren og Sum PAH, som gir tilstandsklasse III i SFTs klassifisering. For kvikksølv (Hg) gir deteksjonsgrensen grunn til å si at tilstandsklassen er lik eller bedre enn klasse II. For PCB er deteksjonsgrensen 0,030mg /kg TS. Deteksjonsgrensen tilsvarer tilstandsklasse III, og resultatene viser derfor at sedimentene inneholder lavere verdier enn dette. Hvor lave kan vi ikke si på grunnlag av disse analysene. Grunnen til den høye deteksjonsgrensen skyldes metodikken ved hastedanalyser.

Det ble registrert fra ingen, via svak til tydelig lukt av H₂S-gass i sedimentene. På noen av prøvene ble det også registrert noe sagflis, trolig fra det nedlagte tresliperiet i Kaldvellelva.

Grunnen til forholdsvis lave verdier er at det sannsynligvis ikke har vært forurensende aktivitet av betydning inne i dette fjordområdet. Tilførsler utenfra, dvs. med kyststrømmen, har trolig liten betydning.

En viss påvirkning av tungmetaller utover det en antar er bakgrunnskonsentrasjoner i Norge er sannsynlig her fordi fjorden har sulfidholdig berggrunn på vestre side av samme type som har skapt problemer i Langedalstjenn i sør (Hindar og Lydersen 1994). Fjellet forvitrer forholdsvis lett og kan derfor gi høyere konsentrasjoner i avrenningen fra området.

Det er klart høyere metallkonsentrasjoner i øvre sedimentlag (0-10 cm) enn i laget under (10-29 cm). Dette gjelder alle metaller og for begge de to prøvestedene der det foreligger prøver fra to sedimentlag, og kan tyde på at diverse utspregning av det sulfidholdige fjellet (for eksisterende E18,

boliger, småveier) kan ha gitt økt metallutlekkning. Noe av årsaken kan også finnes i avrenning fra vegtrafikk, idet gammel E18 går langs fjorden i vest.

Tabell 6. Konsentrasjon og tilstandsklasse for analyserte stoffer.

	prøve 1 0-10cm mg/kg TS	SFT tilstands- klasse	prøve 1 10-29 cm mg/kg TS	SFT tilstands- klasse	prøve 2 0-10 cm mg/kg TS	SFT tilstands- klasse	prøve 2 10-29 cm mg/kg TS	SFT tilstands- klasse	prøve 3 0-10 cm mg/kg TS	SFT tilstands- klasse
Tørrstoff (L)	9,5		37		13,2		26,2		40,5	
Cd	1,98	III	0,429	II	2,22	III	1,06	III	0,232	I
Cu	37,3	II	9,44	I	44,9	II	20,7	I	9,46	I
Hg	<0,6	≤ II	<0,5	≤ II	<0,5	≤ II	<0,5	≤ II	<0,5	≤ II
Ni	17,7	I	7,51	I	20,4	I	11,2	I	6,37	I
Pb	102	II	24,1	I	109	II	51,9	II	24,9	I
Zn	206	II	47,4	I	226	II	104	I	48,4	I
Naftalen	<0,20		<0,050		<0,20		<0,050		<0,050	
Acenaftylen	<0,20		<0,050		<0,20		<0,050		<0,050	
Acenaften	<0,20		<0,050		<0,20		<0,050		<0,050	
Fluoren	<0,20		<0,050		<0,20		<0,050		<0,050	
Fenantren	<0,20		0,058		<0,20		0,16		0,051	
Antracen	<0,20		<0,050		<0,20		<0,050		<0,050	
Fluoranten	<0,20		0,15		<0,20		0,27		0,11	
Pyren	<0,20		0,15		<0,20		0,27		0,11	
Benso(a)antracen [^]	<0,20		<0,050		<0,20		0,075		<0,050	
Krysen [^]	<0,20		<0,050		<0,20		0,068		<0,050	
Benso(b)fluoranten	<0,20		0,14		<0,20		0,16		0,058	
Benso(k)fluoranten	<0,20		0,058		<0,20		0,07		<0,050	
Benso(a)pyren	<0,20		0,054	III	<0,20		0,073	III	<0,050	
Dibenso(ah)antracen	<0,20		<0,050		<0,20		<0,050		<0,050	
Benso(ghi)perylene	<0,20		0,12		<0,20		0,11		0,056	
Indeno(123cd)pyren	<0,20		0,13		<0,20		0,12		0,053	
Sum PAH-16	n,n.		0,86	II	n,n.		1,38	III	0,438	II
Sum PAH carcinogene	n,n.		0,382		n,n.		0,566		0,111	
PCB 28	<0,030		<0,010		<0,030		<0,010		<0,010	
PCB 52	<0,030		<0,010		<0,030		<0,010		<0,010	
PCB 101	<0,030		<0,010		<0,030		<0,010		<0,010	
PCB 118	<0,030		<0,010		<0,030		<0,010		<0,010	
PCB 138	<0,030		<0,010		<0,030		<0,010		<0,010	
PCB 153	<0,030		<0,010		<0,030		<0,010		<0,010	
PCB 180	<0,030		<0,010		<0,030		<0,010		<0,010	
Sum PCB-7	n,d.		n,d.		n,d.		n,d.		n,d.	
Tørrstoff (G)	11,6		31,2		11,3		41,2		39,4	
TOC	15		7,5		14		5,2		3,9	
Kornstørrelse <63 µm	89,5		65,3		76,5		72,1		*****	
Kornstørrelse >63 µm	10,5		34,7		23,5		27,9		*****	

På bakgrunn av konsentrasjoner og fjordens beliggenhet i forhold til forurensningskilder og sulfidholdig fjell vurderes sedimentene i Kaldvellfjorden som noe påvirket av metaller og organiske mikroforurensninger. Spesielt de øvre 10 cm av sedimentet kan karakteriseres på denne måten.

En betydelig oppvirvling av sedimentet ved utlegging av steinmasser må påregnes. I anleggsperioden vil derfor sjøen kunne framstå som grå av partikler hvis tiltak ikke settes i verk. Metaller og organiske mikroforurensninger som er knyttet til disse partiklene vil også spres. Det kan være grunn til å anbefale at utlegging skjer skånsomt og at det settes opp siltskjørt i sjøen før arbeidet eventuelt igangsettes. Siltskjørtet vil hindre at sedimentpartikler og finstoff fra steinmaterialet spres utover i sjøen. En slik effekt forutsetter at denne duken monteres riktig og at den vedlikeholdes og rives av kyndig personell.

5. Konklusjon og anbefaling

Forsøkene med minideponi av sulfidholdig stein i Kaldvellfjorden og utlekkingsforsøkene viser at det foregår kjemiske reaksjoner i sulfidholdige sprengsteinmasser i sjøvann. Prosessene er kompliserte, og vi har ikke data som gir grunnlag for å identifisere de kjemiske reaksjonene nærmere, men samlet fører de til metallutløsning. De metallene som løses ut vil foreligge som løste metaller, men en andel felles også ut og danner slam inne i deponiet. Det antas at jernutfellingen er langt mer omfattende enn utfelling av andre metaller og at jern derfor vil utgjøre hoveddelen av et slikt slam. Slamfargen vil derfor være rødlig brun, men i store konsentrasjoner vil den kunne se gråaktig ut.

Det er to forhold som kan redusere et slikt problem. Det ene er riktig plassering og det andre er riktig oppbygging av deponiet. Jo mindre tilgang på oksygen det er i det området deponiet legges, jo saktere vil de kjemiske prosessene gå. Det er derfor bedre å legge et deponi i oksygenfattige vannmasser enn i strandkanten. Det vil også være viktig å hindre vannbevegelser som kan transportere slam fra deponiet og ut i fjorden. Påvirkning av bølgeslagsbevegelser og vannbevegelser som skyldes strømning forårsaket av tidevannsvariasjonen bør unngås.

NIVA har derfor anbefalt at et deponi bør legges dypest mulig i Kaldvellfjorden, der oksygentilgangen er liten og der innlagring av lekkasjevann gir bedre fortynning og mindre påvirkning i de øvre vannlag. Når steinmassene legges ned i det løse og oksygenfattige sedimentet på dypt vann, vil deler av det også bli pakket noe inn slik at oksygentilgangen reduseres ytterligere. Videre har vi anbefalt at overflaten bør utformes slik at deponiet seinere kan tildekkes med duk. I tillegg har vi anbefalt at de sulfidholdige massene ikke kommer opp i bølgeslagssonen. Hvis deponiet skal være fundament for båthavn eller annet, slik det har vært ønsket om lokalt, bør de øvre 2-3 meterne være friske masser, dvs steinmasser uten sulfider.

Før eventuell utlegging av sulfidstein bør det etableres et siltskjørt for å hindre partikkelspredning fra steinmassene og sedimentet i fjorden. Etter etablering bør det undersøkes hvor stor metallutlekkningen fra sedimentet og til sjøvannet er. Hvis dette anses som et problem for fjordens økologiske status, bør deponiet dekkes til med duk eller egnede masser.

Bunnsedimentet er oksygenfattig og inneholder hydrogensulfid (H_2S). En bør være oppmerksom på at denne gassen kan komme til overflaten og gi ubehag ved anleggsarbeid.

6. Referanser

Fröberg, G. og Höglund, L.O. 2004. MiMi Light – en populärvetenskapelig sammanfatning av MiMi-programmets forskning kring efterbehandling av gruvavfall. MiMi Rapport 2004:8. 76 s.

Hamilton, E.I. 1994. The geobiochemistry of cobalt. *Sci Tot. Environm.* 150: 7-39.

Hindar, A. og Iversen, E.R, 2006. Utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand – effekter på vannmiljø og forslag til tiltak. NIVA-rapport 5316. 31 s.

Hindar, A. and Lydersen, E. 1994. Extreme acidification of a lake in southern Norway caused by weathering of sulphide-containing bedrock. *Water, Air, and Soil Pollut.* 77: 17-25.

Hindar, A., Lydersen, E. og Kroglund, F. 1992. Ekstreme aluminiumkonsentrasjoner og lav pH i Langedalstjønnen i Lillesand kommune - årsak, virkninger og mulige tiltak. NIVA-rapport 2793-1992. 24 s.

Hindar, A. og Roseth, R. 2003. E 18 gjennom sulfidberggrunn i Agder; anbefaling om avbøtende tiltak for å hindre sur avrenning og annen belastning av resipienter. NIVA-rapport 4642-2003. 45 s.

Nordstrom, D.K. and Alpers, C.N. 1999. Geochemistry of acid mine waters, pp. 133- 160. In: G.S. Plumlee and M.J. Logsdon, eds. The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Soc. Ecol. Geol. Inc., Littleton, Colorado, US.

SFT 1997. Veileder 97:03 "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann".

SFT 2007. Veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment. Rapport TA 2229/2007. Statens forurensningstilsyn.

Vedlegg A. Primærdata fra utvekslingsforsøkene

Tabell 7. Resultater for utvekslingsforsøk i ferskvann.

Ant.døgn	Dato	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Al µg/l	Tot-S mg/l	SO ₄ mg/l	Fe µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cu µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Si mg/l
12	24.10.2007	7,23	39,2	53,7	5,23	37	8,6	25,7	73,6	<2	<2	3	<10	6	<10	10	4,92
35	16.11.2007	7,84	50,9	56,6	5,63	110	12,3	36,8	165	<1	2	3	61	<4	<10	17	4,91
69	19.12.2007	7,82	54,9	58,0	6,15	21	17,3	51,8	8,8	<1	<2	<2	32	<4	<10	14	4,40
96	15.01.2008	7,53	56,1	60,2	6,72	40	19,4	58,1	14	<1	<2	<2	15	<4	<10	21	4,65
144	03.03.2008	7,32	59,6	62,6	7,19	26	23,7	71,0	4,5	<1	<2	3	1,5	<4	<10	12	4,53

Tabell 8. Resultater for utvekslingsforsøk i 2 deler ferskvann/1 del sjøvann.

Ant.døgn	Dato	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Tot-S mg/l	SO ₄ mg/l	Al µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Hg µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
12	24.10.2007	7,19	2430	254	190	547	4930	448	1341	19,8	77,9	0,322	15,8	<0,1	2,09	100	<0,002	338	34,2	0,97	11,6
35	16.11.2007	7,79	2870	287	182	577	5050	480	1437	28,7	91,1	0,240	16,4	<0,1	2,48	130	0,002	889	35,8	0,36	3,83
69	19.12.2007	7,55	3320	304	181	601	4880	489	1464	13,7	96,7	0,327	18,1	0,1	3,21	10	<0,002	851	34,9	<0,3	5,69
96	15.01.2008	7,65	2950	322	183	597	5300	507	1518	12,2	131	0,43	15,3	0,2	3,88	10	0,002	619	36,4	<0,3	6,43
144	03.03.2008	7,29	2930	332	197	621	5420	519	1554	13,4	131	0,281	9,14	0,2	3,57	5,5	<0,002	110	37	0,31	4,33

Tabell 9. Resultater for utvekslingsforsøk i 1 del ferskvann/2 deler sjøvann.

Ant.døgn	Dato	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Tot-S mg/l	SO ₄ mg/l	Al µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Hg µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
12	24.10.2007	7,08	3880	375	299	920	8050	721	2159	20,3	101	0,603	27,8	0,335	2,09	110	<0,002	525	59,9	0,68	14,6
35	16.11.2007	7,61	4370	391	294	928	8010	770	2305	56,7	97	0,606	32,0	0,215	2,88	110	<0,002	640	62,3	<0,3	65,8
69	19.12.2007	7,42	4370	405	289	953	7850	748	2240	11,0	100	0,900	31,0	0,100	2,70	10	0,002	561	71,0	<0,3	72,0
96	15.01.2008	7,50	4480	428	293	952	8370	796	2383	16,7	143	1,09	26,8	<0,2	2,87	60	0,002	461	80,4	<0,6	76,9
144	03.03.2008	7,48	4570	474	341	1060	9340	882	2641	12,8	150	0,875	9,51	0,228	3,7	35,7	<0,002	47	57,8	<0,3	25,0

Tabell 10. Resultater for utvekslingsforsøk i sjøvann.

Ant.døgn	Dato	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Tot-S mg/l	SO ₄ mg/l	Al µg/l	Ba µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Fe µg/l	Hg µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
12	24.10.2007	7,17	5060	446	413	1250	10900	961	2877	19,2	72,4	0,40	15,6	0,24	1,61	100	<0,002	257	34,3	0,683	10,8
35	16.11.2007	7,65	5670	481	410	1240	10900	1020	3054	33,0	92,6	0,56	21,8	<0,1	2,49	30	<0,002	667	51,0	<0,3	60,3
69	19.12.2007	7,36	5810	508	400	1290	10900	1020	3054	35,6	99,3	0,84	23,8	<0,1	2,43	4	0,002	583	66,7	<0,3	119
96	15.01.2008	7,67	5930	536	417	1330	11700	1140	3413	22,0	133	1,03	16,1	<0,2	3,34	20	0,002	274	52,2	<0,6	47,6
144	03.03.2008	7,14	5920	567	445	1380	12300	1130	3383	12,4	133	1,22	6,4	<0,1	3,45	23,2	<0,002	54	65,0	0,361	63,9

Tabell 11. Resultater for utvekslingsforsøk. Uttak av prøver midt inne i massene.

Vanntype	Ant.døgn	Dato	pH	Kond mS/m	Ca mg/l	Mg mg/l	Al µg/l	Tot-S mg/l	SO ₄ mg/l	Fe µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cu µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
Ferskvann	35	16.11.2007	6,70	71,6	96,3	11,3	1680	50	150	3690	<1	6,9	3	1050	22	<10	12
Ferskvann	144	03.03.2008	7,59	64,4	74,2	8,58	36	42	126	380	<1	<2	3	453	6	<10	8,4
2 deler ferskv. 1 del sjøvann	35	16.11.2007	7,71	2830	285	570	113	474	1419	190	0,260	16,1	1,98	913	34,8	0,79	2,26
2 deler ferskv. 1 del sjøvann	144	03.03.2008	7,55	3170	340	628	37,3	525	1572	87,7	0,333	9,71	4,41	123	33,3	0,886	6,19
1 del ferskv. 2 deler sjøvann	35	16.11.2007	7,64	4210	392	906	1920	764	2287	4180	0,503	28,7	6,98	995	54,8	4,64	54,6
1 del ferskv. 2 deler sjøvann	144	03.03.2008	7,49	4720	450	1000	22,7	817	2446	65	0,957	9,74	3,87	51,9	58,9	0,512	27,5
Sjøvann	35	16.11.2007	7,75	5610	488	1240	606	1020	3054	610	0,552	22,2	3,17	691	49,3	0,523	54,7
Sjøvann	144	03.03.2008	7,31	6120	561	1370	62,9	1110	3323	138	1,26	6,81	8,01	78,4	66	3,15	76,9

Vedlegg B. Utdrag av SFTs veileder 97:03 "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann".

		Tilstandsklasser				
		I Ubetydelig – Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Sedimenter (tørrvekt)	Bly (mg Pb/kg)	< 30	30 – 120	120 – 600	600 – 1500	> 1500
	Kadmium (mg Cd/kg)	< 0.25	0.25 – 1	1 – 5	5 – 10	> 10
	Kobber (mg Cu/kg)	<35	35-150	150-700	700-1500	>1500
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0.15	0.15 – 0.6	0.6-3	3-5	> 5
	Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30-130	130-600	600-1500	>1500
	Sink (mg Zn/kg)	150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
	Σ PAH (µg/kg) ¹⁾	< 300	300 – 2000	2000 – 6000	6000 – 20000	> 20000
	Σ PCB ₇ (µg/kg) ²⁾	< 5	5 – 25	25 – 100	100 – 300	>300
	TBT (µg/kg)	<1	1-5	5-20	20-100	>100
	B(a)P (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-500	>500

1) PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner. Gruppe tjærestoffer der en del forbindelser er potensielt kreftfremkallende.

2) PCB: Polyklorete bifenyl. Gruppe forbindelser (ulike kommersielle blandinger). PCB₇ = sum av de 7 enkeltforbindelsene nr.28,52,101,118,138, og 180.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no