

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O - 77054

VANNFORURENSNINGER VED PRODUKSJON
AV ALUMINIUMOKSYD FRA ANORTHOSITT

Rapport nr. 4

Kjemiske og biologiske undersøkelser av
avfallsstoffer fra forsøksanlegg.

Årsrapport for 1980.

Blindern, 4. mai 1981

Saksbehandler: Øivind Tryland

Medarbeidere : Pål Brettum
Bente Forberg
Norman Green
Einar Johannessen
Håkon Juelsen
Lars Kirkerud
Sven Torsten Källqvist
Jarle Molvær
Brage Rygg

Instituttetsjef : Kjell Baalsrud

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer:	0-77054
Undernummer:	IV
Løpenummer:	1288
Begrenset distribusjon:	Sperret

Rapportens tittel:	Dato:
VANNFORURENSNINGER VED PRODUKSJON AV ALUMINIUMOKSYD FRA ANORTHOSITT. Rapport nr. 4. Kjemiske og biologiske undersøkelser av avfallsstoffer fra forsøksanlegg. Årsrapport for 1980.	4. juni 1981
Forfatter(e):	Prosjektnummer:
Øivind Tryland Lars Kirkerud (kap. 5.1 og 6.3) Sven Torsten Källqvist (kap. 5.2)	0-77054
	Faggruppe:
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag):
	69

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
I/S Anortal	

Ekstrakt:
De kjemiske og biologiske undersøkelsene som er utført i 1980 har hatt som siktemål å belyse miljømessige forhold ved deponering av avfall fra "Anortal-prosessene" i en marin resipient. Hovedproblemene vil antagelig være spredningen av finkornet anorthositt og endringer av bunnforhold. Det grovkornede avfall inneholder noe syre som også kan gi uheldige resipientvirkninger. En kalking før utslipp vil redusere slike virkninger.

4 emneord, norske:
1. Avfallsdeponering
2. Sjøvann
3. Biotester
4. Anorthositt
Årsrapport

4 emneord, engelske:
1. Waste disposal
2. Marin
3. Biotests
4. Anorthosite

Aluminiumoksyd
produksjon

Øivind Tryland
Prosjektleders sign.:

R. E. Larsen
Seksjonsleders sign.:

Kjell Baalsrud
Instituttets sign.:

ISBN 82-577-0386-9

F O R O R D

I/S Anortal har siden i 1977 gitt NIVA i oppdrag å foreta resipientvurderinger og undersøkelser av avfallstoffer fra "Anortal-prosessene". Direktør Orvar Braaten har vært kontaktmann. Det har vært et interessant prosjekt å arbeide med for oss ved NIVA.

Utviklingsarbeidet på prosess-siden har særlig foregått ved IFE og kontaktpersoner der har vært cand.real. Leif Farbu, sivilingeniør Norvald Gjelsvik og driftsingeniør Ingleiv Hundere.

NIVAs virksomhet på prosjektet i løpet av 1980 er sammenstilt i denne rapporten. De kjemisk-fysiske undersøkelser er særlig utført av cand.mag. Bente Forberg. Biotestene med fisk er foretatt og rapportert av cand.real. Lars Kirkerud.

Algetestene er utført av fil.kand. Sven Torsten Källqvist. Bassengforsøkene på Solbergstrand er gjennomført av felttekniker Håkon Juelsen og tekn. assistent Einar Johannessen. Cand.real. Pål Brettum har undersøkt begroingen i bassengene. Rekoloniseringsforsøkene ble startet av cand.real. Brage Rygg og forskningsassistent Norman Green. Cand.real. Jarle Molver har deltatt i planleggingen av prosjektet.

Resultatene fra NGI's undersøkelser av rasvinkel og mekanisk stabilitet av avfallstoffer er oversendt separat.

Alle de impliserte personer takkes for et godt samarbeid på prosjektet.

Oslo, 4. april 1981

Øivind Tryland

0. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Virksomheten på Anortal-prosjektet har i 1980 omfattet biologiske og kjemisk-fysiske undersøkelser. Formålet har vært å belyse de miljømessige forhold ved deponering av avfall fra "Anortal-prosessene" i en marin resipient. Den samlede avfallsmengden er prosjektert til ca. 5 millioner tonn pr. år. Omkring halvparten av dette (residuet) vil etter de foreliggende planer være grovkornet anorthositt som er behandlet med saltsyre. Resten vil særlig være anorthositt-finstoff, gips og natriumsulfat.

Hovedproblemene i forbindelse med utslipp i en marin resipient vil antagelig være spredningen av finpartikulært materiale og endringen av bunnforhold. Det grovkornede residuet inneholder noe syre som også kan gi uheldige virkninger i resipienten. En kalking av residuet før det slippes ut vil kunne redusere slike virkninger.

Fisketester i akvarier viste at blandinger av surt residue og sjøvann ga akutt dødelighet hos torsk allerede ved 12.5 g residue pr. liter sjøvann. Nedsatt svømmeaktivitet og fødeopptak ble også registrert. For å beskytte fisken mot haleråte må en også unngå at fisken utsettes for direkte kontakt med surt residueavfall på bunnen. Nøytralisering av residue, f.eks. ved kalktilsetning, vil sannsynligvis redusere skadevirkningene.

Algetestene viste at prøven med lavest pH hadde en hemmende virkning på veksthastigheten av *Phaeodactylum tricoratum*. Tester med sjøvann som var tilsatt syre til pH 4, 5 og 6 viste at veksthastigheten ble redusert mest ved lavest pH. Den hemmende virkning av prøver fra utvasking av surt residue kan derfor forklares av prøvens lave pH-verdi. I tester med vann fra utvasking av det nøytraliserte residuet var det ingen hemming av algenes veksthastighet.

Bassengforsøk med surt residue har vist at det etablerer seg alger i karet når sjøvann pumpes inn i det over en lengre periode. Artsutvalget av fastsittende alger var praktisk talt det samme i residuebassenget som i kontrollbassenget med sjøsand. Stingsild og skrubbeflyndre levde i residuebassenget i minst 1 måned. Skrubbeflyndren skiftet farge etter underlaget og gravde seg delvis ned i aluminiumoksydfnökkene. Små ålekvabber overlevde bare en kort tid, noe som kan skyldes temperatursjokk.

Utløpsvannets pH var i starten noe lavere enn inntaksvannets, men etterhvert nøytraliserte det innpumpede sjøvannet syren i overflaten av residuet og det var ingen påvisbar pH-reduksjon etter ca. 3 måneders drift. Vann som sto nede i residuet var forholdsvis surt og bunnelaget må derfor ansees som lite tilgjengelig for gravende dyr. En nøytralisering av syren i residuet vil kunne bedre på dette forhold.

Kjemiske undersøkelser av blandinger av residue og sjøvann viste at pH avtok med tiden. I blandinger av residue, sjøvann og hydratkalk sank også pH med tiden. Det var nødvendig å tilsette ca. 5 g teknisk hydratkalk pr. kg residue for at blandingen skulle gi nøytral reaksjon etter 24 timer.

Utvasking av surt residue i kolber med sjøvann viste at syremengden som ble avgitt til sjøvannet økte med mengden residue. Det sure residuet avga også en del aluminium og jern. Tilsvarende forsøk med residue som var tilsatt 10 g teknisk hydratkalk pr. kg residue viste at det reagerte omtrent nøytralt og avga bare små mengder metaller.

Undersøkelser av gipsens løselighet i sjøvann viste at gipsen gikk i oppløsning, men mengden som løstes var svært avhengig av forsøksbetingelsene.

Residuets ionebyttereffekt ble undersøkt mht. ammoniumopptak i kolonne. Forsøkene viste at residuet som var tilsatt hydratkalk (10 g/kg) adsorberte ammonium fra en ammoniumklorid-løsning. Det sure residuet hadde ikke denne egenskap.

Undersøkelser av residuets sedimenteringsegenskaper viste at de grovkornede partiklene sank raskt, men residuet inneholdt også en del finstoff som sank mer langsomt. Anorthositt-finstoffet (<0.3 mm) sank forholdsvis langsomt i sjøvann. Suspensjonens gjennomsnittlige sedimenteringshastighet var ca. 1.5 cm/min. etter 10 minutters sedimentering.

Hastigheten økte med utgangskonsentrasjonen. Ved sjødeponering kan det derfor være fordelaktig å slippe ut avfallet i en mest mulig konsentrert blanding. Gipsen som var meget finfordelt sank forholdsvis raskt i sjøvann. Tilstedeværelse av gips hadde en gunstig virkning på utfellingen av anorthositt-finstoffet.

I N N H O L D

	Side:
FORORD	2
0. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
1. INNLEDNING	10
2. PROSJEKTERTE UTSLIPPSMENGDER	11
2.1 Prosesser og råstoffer	11
2.2 Prosjekterte avfallsmengder	11
2.3 Utslippsform og deponering	12
3. KJEMISK-FYSISKE UNDERSØKELSER AV AVFALLSTOFFER	13
3.1 Prøver	13
3.2 Oversikt over utførte undersøkelser	14
3.3 Nøytralisering av residue	15
3.3.1 Surt residues' reaksjon i sjøvann	15
3.3.2 Nøytralisering av residuet - utførelse	16
3.3.2.1 pH-resultater	16
3.3.2.2 Andre resultater	17
3.3.3 Titreringer av residue med lut	19
3.4 Utvasking av surt og nøytralisert residue i sjøvann	19
3.4.1 Kolbeutvasking	19
3.4.1.1 Utførelse	19
3.4.1.2 Resultater	21
3.4.2 Kolonneutvasking	28
3.4.2.1 Utførelse	28
3.4.2.2 Resultater	28
3.5 Løselighet av gips i sjøvann	32
3.5.1 Fuktighet i gipsen	33
3.5.2 Filtreringsforsøk	33
3.5.3 Kolonneforsøk	33
3.5.4 Konklusjon	34
3.6 pH i gips og sjøvann og i natriumsulfat og sjøvann	35
3.6.1 Utførelse	35
3.6.2 Resultater	35
3.7 Ionebyttereffekt av surt og nøytralisert residue	36
3.7.1 Utførelse	36
3.7.2 Resultater	36
3.8 Konklusjoner	39
3.8.1 Nøytralisering	39
3.8.2 Utvasking i kolber og kolonner	39
3.8.3 Gipsens løselighet i sjøvann	39
3.8.4 pH i blandinger av gips, natriumsulfat og sjøvann	40
3.8.5 Ionebyttereffekt	40

INNHold forts. ...

	Side:
4. AVFALLSTOFFENES SEDIMENTERINGSEGENSKAPER	41
4.1 Test i målesylinder	41
4.2 Sedimenteringshastighet bestemt etter McLaughlin's metode	42
4.2.1 Metodikk	42
4.2.2 Utførelse	43
4.2.3 Resultater	44
4.3 Konklusjoner	46
5. BIOTESTER I LABORATORIET	51
5.1 Effekter av surt residu på torskeyngel	51
5.1.1 Bakgrunn	51
5.1.2 Metodikk	51
5.1.3 Resultater	52
5.1.4 Konklusjon	53
5.2 Algetester med vann fra kolonneforsøk	56
5.2.1 Vannprøver	56
5.2.2 Metodikk	56
5.2.3 Resultater	56
5.2.4 Kommentarer	57
5.2.5 Konklusjon	57
6. BASSENGFORSØK MED SURT RESIDUE	60
6.1 Utførelse	60
6.2 Kjemisk-fysiske forhold i bassengene	60
6.3 Biologiske forhold i basseng med residue og sjøsand	63
6.4 Konklusjoner	64
7. REKOLONISERINGSFORSØK I OSLOFJORDEN	68
8. REFERANSER	

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 3.1 pH som funksjon av tiden i blandinger av surt residue og sjøvann/destillert vann	15
Tabell 3.2 pH etter tilsetning av hydratkalk til residue i sjøvann	17
Tabell 3.3 Vannanalyser av blandinger av residue og sjøvann/destillert vann uten tilsatt hydratkalk	18
Tabell 3.4 Vannanalyser av blandinger av residue og sjøvann/destillert vann etter tilsetning av hydratkalk	18
Tabell 3.5 Kolbeutvaskinger av residue - utførte forsøk	20
Tabell 3.6 Kolbeutvasking av residue (250 g/l) - pH og metallanalyser av sjøvannet	25
Tabell 3.7 Kolbeutvasking av surt residue i sjøvann - pH og Al i vannprøver	26
Tabell 3.8 Kolbeutvasking av nøytralisert residue i sjøvann - pH og Al i vannprøver	27
Tabell 3.9 Kolonneutvasking av surt residue i sjøvann - pH og Al i effluent	30
Tabell 3.10 Kolonneutvasking av nøytralisert residue i sjøvann - pH og Al i effluent	31
Tabell 3.11 Kolonneutvasking av residue - pH og metallinnhold i effluenten	32
Tabell 3.12 pH i gips og sjøvann og i natriumsulfat og sjøvann	36
Tabell 3.13 Ammoniuminnhold i utløp av kolonner med surt og nøytralisert residue	38
Tabell 4.1 Synkehastighet i målesylinder	41
Tabell 4.2 Sedimenteringshastighet for avfallstoffer bestemt etter McLaughlin's metode	48
Tabell 4.3 Sedimenteringshastighet bestemt etter McLaughlins metode for anorthositt, 0.3 mm (600 g/12 l sjøvann)	49
Tabell 4.4 Turbiditet i sedimenteringsrør på 30, 50 og 70 cm dyp etter 30 minutters sedimentering	50
Tabell 5.1 Resultater fra pilotserien. 2 fisk pr. akvarium	54
Tabell 5.2 Resultater fra hovedserien, 5 fisk pr. akvarium	54
Tabell 5.3 Analyser av vannprøver fra kolonneforsøk brukt i algetester	58

TABELLFORT. forts. ...

Side:

Tabell 5.4	Effekt av vannprøver fra utvasking av surt (S) og nøytralisert (N) residue på veksthastigheten til <i>Phaeodactylum tricornutum</i>	58
Tabell 5.5	Veksthastigheten til <i>Phaeodactylum tricornutum</i> i sjøvann ved forskjellige utgangs pH-verdier	59
Tabell 6.1	Bassengforsøk Solbergstrand. pH i inn- og utløp	65
Tabell 6.2	Bassengforsøk. pH i vannprøver tatt nedi residuet	66
Tabell 6.3	Analyser av inn- og utløp av residue-basseng (ufiltrerte prøver)	66
Tabell 6.4	Næringsalter i sjøvann tilført bassengene	66
Tabell 6.5	Grov oversikt over dominerende vegetasjonsformer i basseng med residue og sjøsand på Solbergstrand, 1980	67

FIGURFORTEGNELSE

	Side:
Figur 3.1 pH i kolber under utvasking av surt residue (a) og residue tilsatt hydratkalk (b, c). (o—o 50 g/l, x—x 250 g/l)	23
Figur 3.2 Aluminiuminnhold i sjøvann under kolbeutvasking av surt residue (a), residue tilsatt hydratkalk (b, c). (o—o 50 g/l, x—x 250 g/l)	24
Figur 3.3 pH i utløp av kolonner med surt residue (a) og residue tilsatt hydratkalk (b, c)	29
Figur 3.4 Ammoniuminnhold i utløp av kolonner med surt residue og residue tilsatt hydratkalk	37
Figur 4.1 Sedimenteringshastighet for anorthositt (< 0.3 mm) i sjøvann, bestemt etter McLaughlins metode	47
Figur 5.1 Overlevende torskeyngel ved de forskjellige belastninger som funksjon av tiden	55
Figur 6.1* Basseng med residue (venstre) og med sjøsand (høyre) etter ca. 1 uke med tilførsel av sjøvann	62
Figur 6.2* Algebegroing i bassengene etter ca. 2 måneder med tilførsel av sjøvann fra 35 m dyp i Oslofjorden, Solbergstrand	62

ooo ————— ooo

*

I 50 eksemplarer av rapporten er disse figurene fargefotografier.

1. INNLEDNING

Aktiviteten på NIVAs del av Anortal-prosjektet i 1980 har omfattet kjemisk, fysiske og biologiske undersøkelser av avfallstoffer. Arbeidet har dels foregått i laboratoriet, dels i utendørs bassenger ved NIVAs marine forsøksstasjon på Solbergstrand. Retningslinjene for arbeidet i 1980 er skissert i programforslag datert 15.2.1980. Programforslaget ble godkjent av I/S Anortal i april 1980. Undersøkelsene startet i april/mai og er i hovedtrekk utført i samsvar med programmet.

Etter anmodning er det i tillegg til programmet oversendt en litteraturoversikt og rapporter som viser hvilke resipientundersøkelser NIVA og andre institusjoner har foretatt i Lista-området. Det er også utført noen tilleggsundersøkelser av sedimenteringsegenskaper til fraksjoner av finstoff. Etter avtale er ionebyttereffekten av surt og nøytralisert residue også undersøkt. Rekoloniseringsforsøkene som var planlagt ble derimot ikke gjennomført i sin helhet. Det skyldes at strømmen i Oslofjorden fjernet residuet fra deponeringsstedet. Blåskjelltester er heller ikke utført, men de er erstattet med tester på torskeyngel.

Det er først gitt en kort orientering om bakgrunnen for prosjektet og hvilke mengder av de ulike typer avfall som kan bli aktuelt å deponere. I denne forbindelse er det gjort en kort vurdering av mulige virkninger i resipienten. Dette er imidlertid et forhold som må tas opp til en mer grundig behandling siden når utslippssted m.m. er nærmere avklaret.

Formålet med de utførte undersøkelsene har vært å fremskaffe data som kan belyse de miljømessige forhold ved deponering i en marin resipient. NIVA har tidligere arbeidet med disse spørsmål og det vises til rapporter fra resipientundersøkelser i områdene ved Lutelandet og Sognefjorden, samt til kjemisk-fysiske undersøkelser av avfallstoffer (jfr. referanselisten).

2. PROSJEKTERTE UTSLIPPSMENGDER

2.1 Prosesser og råstoffer

I/S Anortal arbeider med utvikling av en prosess for fremstilling av aluminiumoksyd på grunnlag av norsk anorthositt. Aluminium som finnes i denne bergarten er i stor grad løselig i sterk syre. Etter felling og kalsinering har det lyktes å fremstille aluminiumoksyd. Utviklingsarbeidet har hovedsakelig foregått ved Institutt for Energiteknikk (IFE), hvor et forsøksanlegg er i drift.

2.2 Prosjekterte avfallsmengder

De samlede avfallsmengder vil etter de foreliggende planer ligge på ca. 5 millioner tonn/år. Den samlede avfallsproduksjon ved industri og bergverk i Norge er ca. 17 millioner tonn/år (Sveen, 1981). Avfallet fra Anortal-prosessene vil derfor kunne representere en økning på omkring 30%.

Utslippenes form og størrelse er ikke klarlagt i alle detaljer, men det dreier seg om først og fremst store mengder grovt- og finpartikulært mineralsk materiale. I tillegg kommer gips og natriumsulfat som kan finnes i fast og løst form avhengig av de kjemisk-fysiske betingelser. Metalloksydavfallet, som bl.a. inneholder jern, vil sannsynligvis bli deponert i tørr form på land.

Mengdene det kan bli aktuelt å deponere ble skissert av Kværner Engineering på møte 24. juni 1980 og de prosjekterte mengdene var på det tidspunkt:

1. Finstoff (anorthositt, < 0,3 mm ikke ekstrahert med syre)	895.000 tonn/år	
2. Residue (ekstrahert materiale, < 3 mm, > 0.3 mm)	2.754.000	"
3. Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	1.352.160	"
4. Natriumsulfat (Na_2SO_4)	237.600	"
5. Metalloxyder (kalsinert blanding av Fe_2O_3 , MgO , SiO_2 etc.)	47.520	"
6. Kalk (nøytralisering av residuerestsyre)	2.160	"
7. Kalk til eventuell ekstra nøytralisering av residue (10 g/kg residue)	27.540	"

2.3 Utslippsform og deponering

Planene går ut på å deponere anorthositt-finstoff, residue, gips og natriumsulfat i sjøen. Det foreligger nå en hel del informasjon om avfallstoffenes forventede kjemisk-fysiske tilstandsform. Residuet som er hovedavfallet, vil bli vasket, men vil antagelig inneholde en del syre og litt aluminium som utvaskes i sjøen og som kan gi lokale forurensninger. Selve residuet er grovkornet og vil kunne deponeres på en kontrollert måte under forutsetning av at kornene ikke knuses ved eller etter deponering.

Hovedproblemet vil sannsynligvis være deponeringen av finstoff, dvs. ubehandlet anorthositt. Mengden med partikler mindre enn 0,3 mm er prosjektert til ca. 895.000 tonn/år og dette avfallet kan bli vanskelig å deponere i sjøen på en tilfredsstillende måte. Det vil kunne spres over store sjøområder og selv om man deponerer på dypt vann vil man også kunne risikere at noe av finstoffet kommer opp mot overflaten. Store bunnarealer vil kunne påvirkes av finstoffet, noe som vil ødelegge både dyre- og planteliv. Størrelsen på disse influensområdene avhenger av en rekke forhold på utslippsstedet som f.eks.:

- Strømforhold
- Dyp
- Utslippsarrangement
- Bunntopografi
- Temperatur i avfall og sjøvann
- Partikkelstørrelse, form og tetthet

Avfallet kan også tenkes deponert i en liten fjordarm som eventuelt med tiden kan fylles igjen med avfallstoffer. Ved en slik deponering kan utslippene begrenses til et mindre område enn ved deponering i de frie vannmasser i et stort fjordområde. Man vil også ha mulighet for å føre en viss kontroll ved avrenning eller avløp fra et slikt "fjord-deponi".

Avfallstoffene som er nevnt foran er alle av uorganisk karakter. Det er ikke stoffer som vanligvis oppfattes som miljøgifter dersom det tas visse forholdsregler som f.eks. kalking av residue. De inneholder heller ikke næringsstoffer (N- og P-forbindelser) av betydning slik at det ikke vil være fare for noen eutrofiering i resipienten.

3. KJEMISK-FYSISKE UNDERSØKELSER AV AVFALLSTOFFER

3.1 Prøver

Hoved-prøvene av avfallstoffer som er undersøkt ble oversendt fra IFE den 9. mai 1980. De var merket:

- Residue	2F-217	06.11.78	(33 kg)
- Residue	R-2F-212		(17 kg)
- Anorthositt	Finfraksjon	p< 0.3 mm	(30 kg)
- Gips			(30 kg)
- Anorthositt	GVI	0.30 - 0.15	mm fraksjon
- " -	"	0.15 -0.075	" - " -
- " -	"	0.075-0.045	" - " -
- " -	"	< 0.045	- " -

I begge sekkene med residue var det mye finstoff sammen med de grovere partikler. Det ble ikke foretatt noen kornfordelingsanalyse av disse prøvene. Finkornet og grovkornet stoff var også ujevnt fordelt i sekken, og ved uttak av prøver fra sekkene med residue fikk man derfor ikke alltid samme kornfordeling.

Sekken med anorthositt-finstoff var mer homogen og IFE har oppgitt følgende kornfordeling:

35.5%	> 0.3	mm
29 %	0.300 - 0.150	"
20 %	0.150 - 0.075	"
8 %	0.075 - 0.045	"
7.5 %	< 0.045	"

I tillegg ble det 28.4.1980 oversendt fra IFE prøver av anorthositt og residue. Anorthosittprøvene var følgende:

Prøve An1	< 0.3	mm
" 2	< 0.150 - 0.075	"
" 3	< 0.044	"

Disse prøvene var tørrsiktet og deretter vasket på sikten fordi materialet klebet til sikteduken i tørr tilstand. Prøvene var derfor oversendt i våt tilstand.

Samtidig ble det også oversendt 5 prøver av residue som var splittet i følgende fraksjoner:

Prøve Re1	÷ 0.300 + 0.210 mm
" 2	÷ 0.210 + 0.150 "
" 3	÷ 0.150 + 0.075 "
" 4	÷ 0.075 + 0.044 "
" 5	÷ 0.044 "

Mikroskopisk undersøkelse (ved IFE) viste at ÷ 0.044 mm fraksjonen besto av nesten bare kalsiumsulfat (gips). Etter avtaler med IFE ble det foretatt noen enkle undersøkelser av sedimenteringsegenskapene til disse prøvene. Natriumsulfaten som er brukt i forsøkene ble overlevert av IFE i oktober.

Sjøvannet som er brukt er hentet fra ca. 35 m dyp ved NIVA's marine forskningsstasjon på Solbergstranda ved Drøbak.

3.2 Oversikt over utførte undersøkelser

På de enkelte avfallstoffene er det utført følgende:

<u>Residue</u>	:	Nøytraliseringstester Sedimenteringstester Utvasking i kolber Utvasking i kolonner Rasvinkel og mekanisk stabilitet (NGI) Ionebytteregenskaper
<u>Gips</u>	:	Løselighet i sjøvann Surhet i sjøvann Sedimenteringstester Utvasking
<u>Anorthositt (fraksjoner < 0.3 mm)</u>	:	Sedimenteringstester
<u>Natriumsulfat</u>	:	Løselighet i sjøvann Surhet i sjøvann

3.3 Nøytralisering av residue

Residuet gir sur reaksjon i vann, noe som skyldes rester av sure komponenter som sitter igjen på kornene og kanskje tildels inne i hulrom siden residuet har en porøs struktur. Denne "restsyren" vil antagelig være nødvendig å nøytralisere før residuet kan deponeres i vann. Sjøvannet har en viss bufferevne, men for å redusere de lokale forurensningsproblemer, kan det likevel være behov for å nøytralisere residuet.

Residuet inneholder også utløsbart aluminium og denne mengden står i forhold til syremengden i residuet. Dersom residuet bringes over på en mer nøytral form ved kalktilsetning vil aluminium nesten ikke utløses, og man vil redusere omfanget av utfellinger av aluminium i resipienten. Det samme gjelder forsåvidt jern (laboratorieundersøkelsene tydet på at det også var utløsbart jern tilstede i det sure residuet).

3.3.1 Surt residues' reaksjon i sjøvann

De kjemiske reaksjoner mellom residue og sjøvann er relativt langsomme. Dette er vist i et forsøk hvor residue og sjøvann ble blandet og hvor pH ble målt på ulike tidspunkt (Tabell 3.1).

I forsøket ble 100 g residue blandet med 1 liter sjøvann i begerglass. Røringen foregikk med jartest-utstyr i 10 min. ved 100 rpm. Deretter var det sakte omrøring i 10 min. og pH ble da målt første gang. Videre ble pH målt etter 30, 60, 120 og 1440 min, uten at blandingene ble omrørt. Tilsvarende forsøk ble gjort med destillert vann.

Tabell 3.1 pH som funksjon av tiden i blandinger av surt residue og sjøvann/destillert vann

Parameter	Tidspunkt., min. etter omrøring (100 rpm.)					Anm.
	10	30	60	120	1440	
Sjøvann-pH	4.2	3.6	3.3	3.0	2.7	100 g resid.
Dest. -pH	2.8	2.7	2.7	2.6	2.5	1 l vann

I sjøvannsblandingen sank pH mer langsomt enn i prøven med destillert vann, men pH etter 24 timer var nær den samme i begge tilfeller. Tidligere undersøkelser av syrebehandlet anorthositt har vist omtrent tilsvarende forhold (NIVA, 1978 (2)).

3.3.2 Nøytralisering av residuet - utførelse

Det er utført forsøk for å avklare hvilke mengder kalk (egentlig hydratkalk) som trenges for å nøytralisere residuet. Med begrepet nøytralisere menes her å overføre residuet fra en form som gir sur reaksjon i vann til en annen form som gir en tilnærmet nøytral reaksjon i vann. Dette forhold avhenger i stor grad av de ytre fysiske betingelsene som velges ved nøytraliseringen.

Hvis man har en blanding av residue og sjøvann og sakte tilsetter kalk under omrøring, kan man risikere å finne forskjellige pH alt ettersom man velger måletidspunktene, vannvolumer, mengder residue, hastighet, kalktilsetningen og omrøringshastighet. De ytre fysiske betingelsene kan derfor være avgjørende for resultatene. Det viser seg at pH vil avta med tiden i en definert blanding av residue, kalk og sjøvann, og derfor er det vanskelig å fastlegge betingelsene for nøytraliseringen av residuet. I forsøkene er det ikke valgt noen bestemte grenser m.h.t. pH, eller tidspunkt, men det er valgt å klarlegge hvilken pH man får ved noen forskjellige betingelser.

Forsøkene ble utført i begerglass ved tilsetning av Mjøndalens hydratkalk (teknisk kvalitet). Residuet ble tilsatt kalkmengder fra 0 til 10 g pr. kg tørt residue. Kalken ble tilsatt blandingen av vann (sjøvann eller destillert vann) og residue under kraftig omrøring. Etter henstand er det tatt ut prøver for analyse av vannets pH og innhold av metaller m.m.

3.3.2.1 pH-resultater

Resultatene (Tabell 3.2) viser at pH avtar med tiden etter at hydratkalken er tilsatt blandingene av residue og sjøvann. Forsøkene viste også at man fikk en lavere pH-verdi i blandingene etter at røreverket (800-900 rpm) hadde stått på 10 min. enn før røreverket ble startet. Det er pH-verdiene etter røring som er vist i Tabell 3.2. Tilsvarende forsøk som nr. 5, 6 og 7 ble gjort med tilsetning av ren kalsiumhydroksyd (Merck, p.a.) i stedet for hydratkalk (Mjøndalens, teknisk kvalitet). pH var da litt høyere (noen

tiendedeler) i alle de tre blandingerne på alle måletidspunktene. F.eks. var pH etter 24 timer pH 7.2 med p.a. kalsiumhydroksyd (5 g/kg), mens resultatet var pH 6.8 med samme tilsetning av Mjøndalens hydratkalk (Tabell 3.2).

Tabell 3.2 pH etter tilsetning av hydratkalk til residue i sjøvann.

Forsøk nr.	1	2	3	4	5	6	7
Residue, kg	0.1	0.1	1	1	1	1	1
Hydratkalk, g/kg	2	3	4	5	5	7.5	10
Sjøvann, l	1	1	3	3	3	3	3
pH - 10 min	-	-	9.8	9.7	9.5	9.6	10
pH - 30 min	6.9	8.5	-	-	-	-	-
pH - 60 min	6.5	8.4	-	-	-	-	-
pH - 120 min	5.8	8.0	7.5	9.4	7.8	8.4	9.4
pH - 24 timer	3.5	4.0	6.5	8.5	6.8	7.7	8.0
pH - 48 timer	-	-	-	-	6.4	7.5	7.75

Ved høyeste tilsetning av hydratkalk (10 g/kg residue) ble det observert en hvit utfelling som antagelig var magnesiumhydroksyd. Sjøvannet inneholder ca. 1300 mg Mg/l. Denne blakking forsvant etter en tid etterhvert som pH avtok i blandingen.

Forsøkene gir ikke noe entydig svar på hvilke mengder nøytraliseringsmiddel som vil være nødvendig for at residuet skal gi nøytral reaksjon i sjøvann. Tidspunktet og prøvetakingstedet vil ha stor innvirkning på måleresultatene. Forsøkene tyder på at en tilsetning av hydratkalk på 10 g/kg vil være for høy. En tilsetning på 4 g/kg er muligens noe for lav. Disse forhold bør undersøkes nærmere senere, eventuelt i bassengforsøk.

3.3.2.2 Andre resultater

I forbindelse med nøytraliseringsforsøkene med hydratkalk ble det tatt ut noen vannprøver fra begerglassene. Analysene er utført på filtrerte prøver. I de sure prøvene som ikke var tilsatt hydratkalk var det bemerkelsesverdig lite løst aluminium i forhold til innholdet av løst jern (Tabell 3.3).

Tabell 3.3 Vannanalyser av blandinger av residue og sjøvann/destillert vann uten tilsatt hydratkalk

Vanntype	Sjøvann	Destillert vann
Henstand, timer	24	24
pH	2.7	2.5
Al mg/l	< 0.02	0.08
Fe "	20.9	21.0
Ca "	-	722
Mg "	-	0.3
SO ₄ "	-	1300
Cl "	-	510

Analysene av prøvene fra begerglassene som var tilsatt hydratkalk er vist i tabell 3.4. Aluminiuminnholdet var nå noe høyere enn i prøven som ikke var tilsatt hydratkalk, mens jerninnholdet var lavere på grunn av utfelling. Det ser altså ut til at aluminium og jern som finnes i residuet ikke utlutes på samme måte.

Tabell 3.4 Vannanalyser av blandinger av residue og sjøvann/destillert vann etter tilsetning av hydratkalk

Vanntype	Sjøvann			Destillert vann	
	4	3	2	4	2
Hydratkalk g/kg	4	3	2	4	2
Henstand, timer	2	2	24	4	24
pH	7.5	8.0	3.5	10.5	3.7
Al mg/l	0.2	2.4	1.0	9.6	-
Fe "	0.2	0.4	3.6	0.05	1.4
Ca "	-	-	-	351	554
Mg "	-	-	-	1.0	1.6
SO ₄ "	-	-	-	-	800
Cl "	-	-	-	500	560

3.3.3 Titreringer av residue med lut

Blandinger av residue og sjøvann/destillert vann ble også titrert med lut (NaOH) i en automatisk titrator. Dette ble gjort før forsøkene med kalktilsetning. Titreringene foregikk svært langsomt for at luten skulle få tid til å reagere med de sure komponenter i residuet. Blandingene som ble titrert var:

- a) Residue (20 g) + sjøvann (800 ml), pH = 6.5 (ved start)
- b) Residue (20 g) + destillert vann (800 ml), pH = 3.72 - " -

Start pH var forholdsvis høy i blanding a) noe som skyldes at det var lite residue i forhold til sjøvannsmengden i begerglasset. Under titreringene dannet det seg brune fnokker av jernhydroksyd og antagelig også aluminiumhydroksyd.

Mengden alkalier som måtte tilsettes for å få pH 7.0 i blandingene var:

- a) 0.023 ekv NaOH/kg residue, tilsvarer 0.85 g $\text{Ca}(\text{OH})_2$ /kg residue
- b) 0.050 " " " " 1.85 " " "

Alkaliemengden som er nødvendig for å nøytralisere residuet i sjøvannsblandingen avhenger av mengdeforholdet mellom sjøvann og residue. I nøytraliseringsforsøkene med hydratkalk var det et mindre volum sjøvann i forhold til residue mengden og kalkbehovet var derfor større enn 0.85 g/kg.

3.4 Utvasking av surt og nøytralisert residue i sjøvann

For å klarlegge hvilke mengder sure komponenter og metaller som kan utløses fra residuet ble det gjort forholdsvis langvarige og omfattende laboratorieforsøk. De eksperimentelle betingelsene (faststoffkonsentrasjon og temperatur) er variert for å kunne dekke flere ulike kjemisk-fysiske betingelser.

3.4.1 Kolbeutvasking

3.4.1.1 Utførelse

Forsøkene ble utført på gyngebord i 2 liters rundkolber hvor mengde residue var 5 g/l, 50 g/l og 250 g/l. Sjøvannsmengden var 1 liter, dvs. halvfulle

kolber og man fikk derved en kraftig bevegelse av vannet og residuet. Forsøkene ble utført ved 20°C og ca. 4°C i forskjellige klimarom. Undersøkelsene ble gjennomført med både surt residue og residue som var tilsatt hydratkalk (nøytralisert, jfr. kap. 3.3).

pH ble målt i alle kolbene hver ukedag. En gang i uken (tirsdag) ble det pippetert ut 25 ml prøve for Al-analyse. 25 ml "nytt" sjøvann ble tilsatt etter hvert uttak. En gang i uken (fredag) ble det skiftet ut 500 ml av vannet i kolbene. Al-innholdet er også bestemt på disse prøvene. I enkelte tilfeller er det også foretatt andre metallanalyser (Fe, Cu, Zn, Ni, Pb, Cd).

Tabell 3.5 viser hvilke blandinger av residue og sjøvann som er undersøkt. Følgende betegnelser er brukt:

- R = Rysting
- S = Surt residue
- N = "Nøytralisert" residue
- 20 = Temperatur ca. 20°C (relativt konstant)
- 4 = Temperatur ca. 4°C (varierte noe).

F.eks. er "RS 20-1" kolbeutvasking av surt residue ved 20° - første forsøk.

Tabell 3.5 Kolbeutvaskinger av residue - utførte forsøk

Forsøk nr.	Residue-konsentrasjon g/l			Varighet døgn	Hydratkalk g/kg
	5	50	250		
RS 20-1	5	50	250	50	0
- " - 2	-	-	250	29	0
- " - 3	-	-	250	11	0
RS 4 -1	5	50	250	50	0
- " - 2	-	-	250	29	0
- " - 3	-	-	250	8	0
RN 20-1	5	50	250	50	4
- " - 2	-	-	250	36	10
RN 4-1	5	50	250	50	4

3.4.1.2 Resultater

pH og aluminiuminnhold i sjøvannet under kolbeutvaskingene er vist i henholdsvis Figur 3.1 og Figur 3.2. Metallinnholdet i enkelte av prøvene fremgår av Tabell 3.6. pH og aluminiuminnhold i de enkelte uke-prøver er vist i Tabell 3.7 (surt residue) og Tabell 3.8 (residue tilsatt hydratkalk).

pH :

Ved en residuekonsentrasjon på 5 g/l var det en svak senkning av sjøvannets pH, dvs. fra ca. pH 8 til pH 7.7 (20°C). Ved 4°C var denne senkningen litt større enn ved 20°C. Utskiftningen av sjøvannet i kolbene (525 ml hver uke) førte til at pH økte med utvaskingstiden.

Ved residue-konsentrasjoner på 50 g/l og 250 g/l var laveste pH henholdsvis 3.2 og 2.1 etter 1 døgn utvasking ved 20°C. Deretter økte pH etterhvert som nytt sjøvann ble tilsatt (Fig. 3.1). Ved 4°C var pH gjennomgående noe høyere enn ved 20°C. På slutten av forsøkene (etter 50 døgn) var pH kommet opp på 6.75 i kolben med 50 g residue/l. Det var da utskiftet ca. 3.7 liter av sjøvannet i kolben. På samme tidspunkt var pH 3.2 i kolben med 250 g/l.

Utvasking av residue som var tilsatt teknisk hydratkalk viste at ved en tilsetning på 4 g/kg reagerte residuet fortsatt surt (Fig. 3.1). Ved en residuekonsentrasjon på 250 g/l var f.eks. pH 4.6 etter 1 døgn, pH 3.3 etter 4 døgn og pH 3.4 etter 38 døgn utvasking (20°C). Det var en tydelig senkning av sjøvannets pH ved både 50 g/l og 250 g/l.

Residue som var tilsatt 10 g hy.kalk/kg viste en mer nøytral reaksjon. Laveste pH var 6.0 etter ca. 1 ukes utvasking. Også i dette tilfellet sank pH i den første uken.

Hydratkalken ble ikke tilsatt i utvaskingskolbene. Dersom det hadde vært tilfelle ville pH vært høyere og det ville ikke vært nødvendig å tilsette 10 g/kg for å få pH > 6 (jfr. Tab. 3.2). Nøytraliseringsforsøkene viste at en hydratkalk-tilsetning på 10 g/kg førte til pH 8 etter 24 timer, mens en tilsetning på 5 g/kg gav pH 6.5 etter samme tid.

Det "nøytraliserte" residuet som ble brukt i disse kolbeutvaskingene er residue som ble tilsatt hydratkalk i begerglass og dette residuet ble tørket i romtemperatur. Porsjoner av tørket residue ble tilsatt i rystekolbene.

Aluminium:

Under kolbeutvaskingene av surt og nøytralisert residue utløstes det noe aluminium i sjøvannet. Mengden var avhengig av residuekonsentrasjon, rystetiden og pH. Al-innholdet i vannprøver tatt fra kolbene er vist i Fig. 3.2. Analysene ble foretatt med polarograf etter at prøvene var filtrert gjennom glassfiberfilter.

Ved en residuekonsentrasjon på 5 g/l i kolbene var Al-innholdet mindre enn 1 mg/l i alle de ukentlige prøvene. En residuekonsentrasjon på 50 g/l, førte til lavere pH og høyere Al-innhold i vannfasen. Både ved 4°C og 20°C avtok konsentrasjonen med utvaskingstiden. Dette var derimot ikke tilfelle ved en residuekonsentrasjon på 250 g/l. Al-innholdet var da lavt i starten og det økte til residuet var utvasket i ca. 4 uker. Maksimalt Al-innhold var da ca. 5 mg/l. Deretter avtok Al-konsentrasjonen med utvaskingstiden.

Aluminium utløstes også fra residuet som var tilsatt 4 g hydratkalk/kg. Særlig i de to første ukene var det høyt Al-innhold i sjøvannet. Etterhvert som sjøvann ble skiftet ut i kolbene sank konsentrasjonen. I kolbene med 250 g "nøytralisert" residue/l var pH < 4. Utfelling av aluminiumhydroksyd hadde derfor ikke noen betydning i dette tilfellet. Utvaskingen av residuet som var tilsatt 10 g hydratkalk/kg viste at små mengder aluminium ble utløst (Al < 0.2 mg/l).

Andre metaller:

Tabell 3.6 viser at ved lav pH (surt residue) inneholdt sjøvannet i kolbene store mengder jern. Fe-konsentrasjonene var også høyere enn Al-innholdet. Ved utvaskingen av residue som var tilsatt hydratkalk (10 g/kg) var sjøvannets jerninnhold lite sammenlignet med surt residue. Det var imidlertid en økning i forhold til blindprøve av sjøvann.

Konsentrasjonene av kobber, sink og nikkel var høyere i sjøvannet i kolbene enn i blindprøven av sjøvann. Innholdet av kadmium var under deteksjonsgrensen i de sureste prøvene og litt over i de mer nøytrale prøvene.

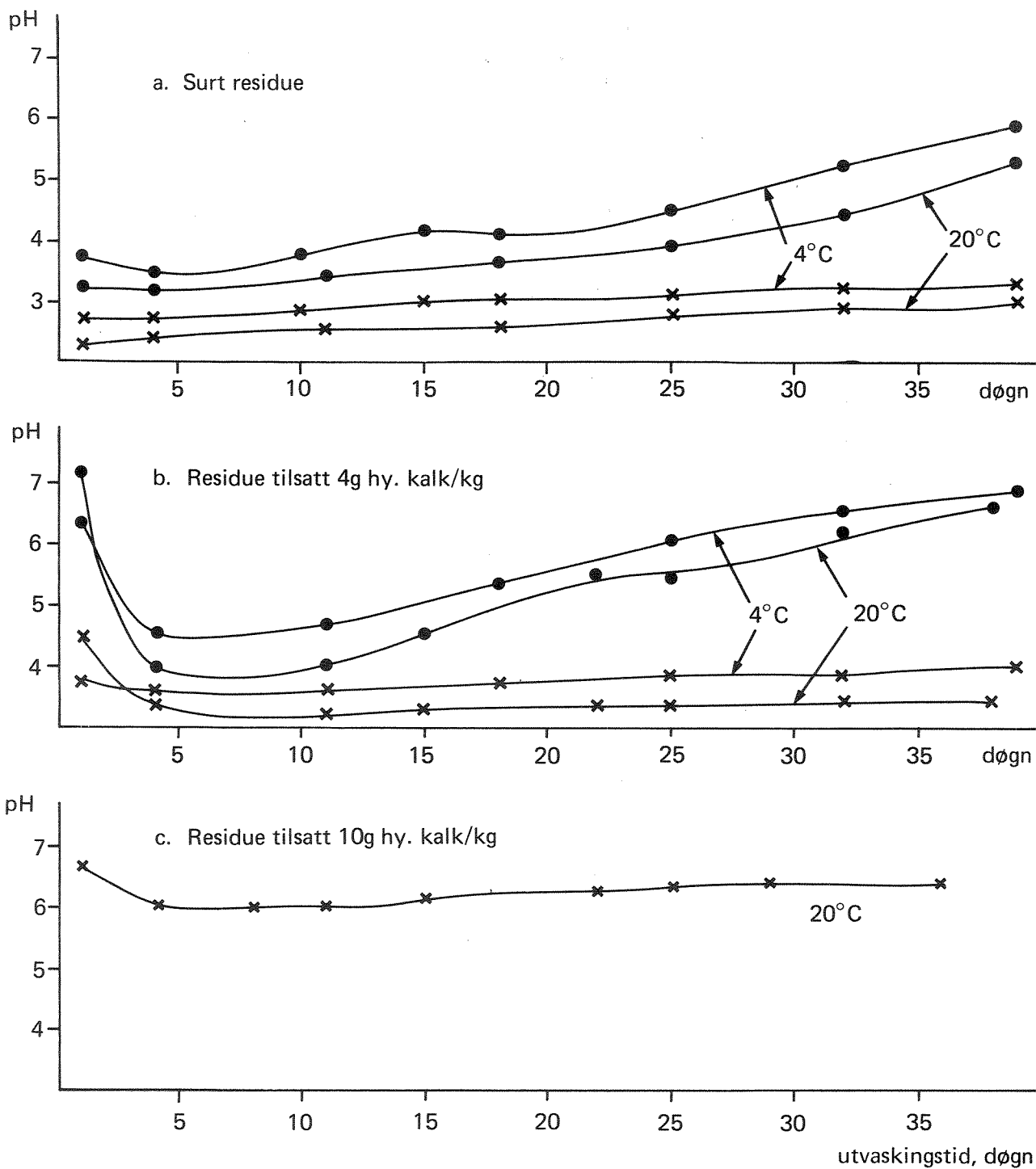


Fig. 3.1 pH i kolber under utvasking av surt residue (a) og residue tilsatt hydratkalk (b, c). (o—o 50 g/l, x—x 250 g/l).

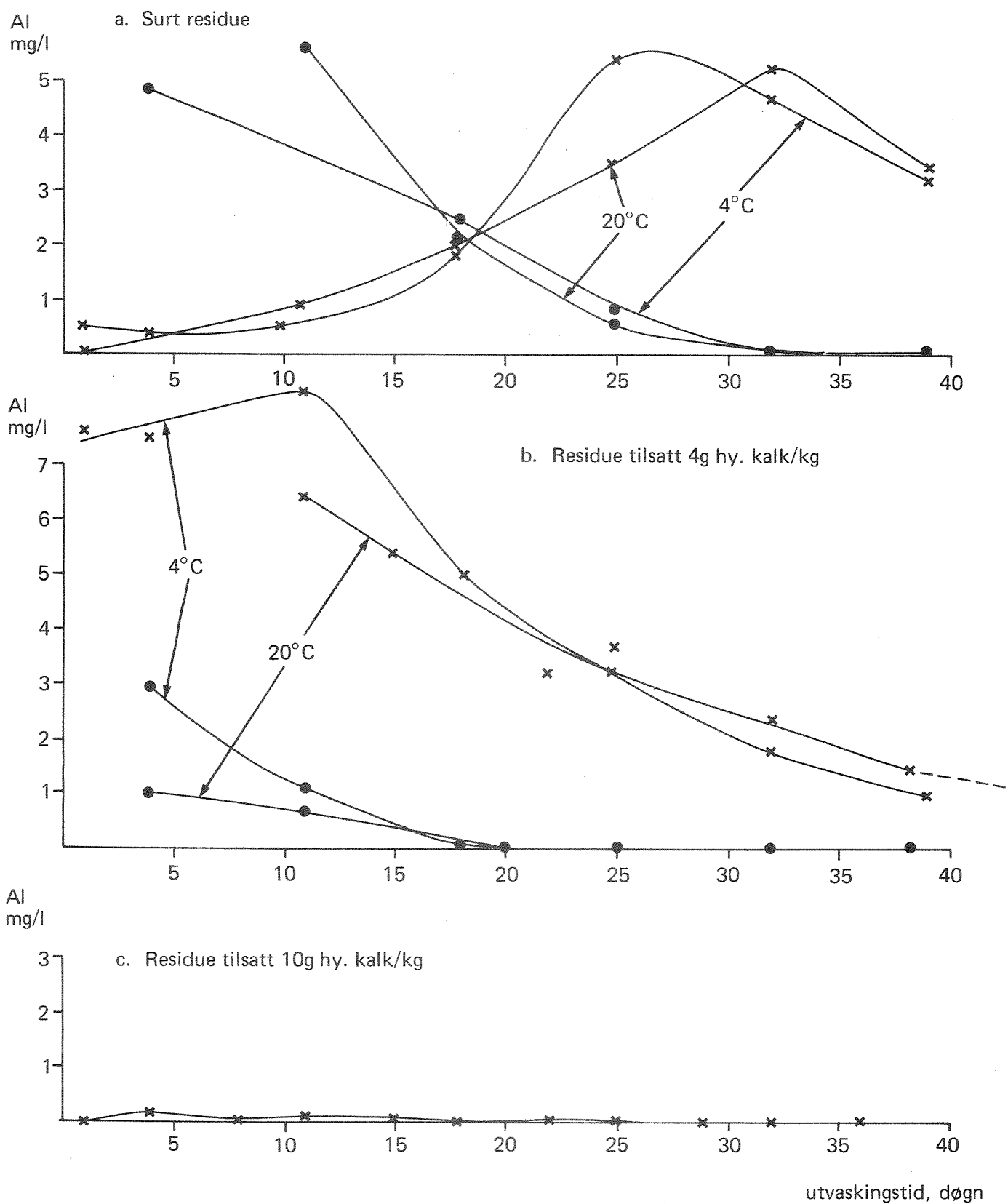


Fig. 3.2 Aluminiuminnhold i sjøvann under kolbeutvasking av surt residue (a), residue tilsatt hydratkalk (b, c).
(o—o 50 g/l, x—x 250 g/l).

Tabell 3.6 Kolbeutvasking av residue (250 g/l) - pH og metallanalyser av sjøvannet

Prøve/forsøk nr.	Utvask.- tid døgn	pH	µg/l						
			Al	Fe	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb
1 RS20-2.5	4	2.5	700	19000	31	13	5.0	<0.2	<0.5
2 RS20-2.10	11	2.6	2600	12300	56	16	2.6	<0.2	<0.5
3 RS 4-2.5	4	2.7	1200	19700	28	15	4.6	<0.2	<0.5
4 RS 4-2.10	11	2.75	3100	10900	58	15	2.6	<0.2	0.9
5 RN20-2.10	11	6.0	100	36	12	24	3.9	1.6	0.9
6 RN20-2.15	18	6.2	<20	31	16	18	3.3	1.0	<0.5
Blindprøve- sjøvann	-	Ca.8.0	<20	1.1	5.1	0.7	<0.5	<0.2	<0.5

Tabell 3.7 Kolbeutvasking av surt residue i sjøvann - pH og Al i vannprøver

Prøve nr.	Tid, døgn	pH			Al, mg/l			Vannm. skiftet ml	Anm.
		250 g/l			50 g/l				
		5 g/l	50 g/l	250 g/l	5 g/l	50 g/l	250 g/l		
RS20-1.2	1	7.7	3.2	2.2	-	-	0.1	25	Surt residue Utvasket ved 20°C 1. forsøk
	4	7.9	3.2	2.4	0.1	-	-	525	
	11	7.9	3.3	2.5	0.1	5.6	0.95	1050	
	15	8.0	3.6	2.6	0.04	2.15	2.0	1575	
	20	8.0	3.95	2.8	<0.02	0.55	3.5	2100	
	25	8.1	4.4	2.9	"	0.08	5.25	2625	
	39	8.1	5.3	3.0	0.03	0.05	3.4	3150	
46	8.1	6.2	3.1	<0.02	<0.02	1.9	3675		
RS20-2.2	1	-	-	2.6	-	-	1.4	25	2. forsøk Met.-analyse " "
	4	-	-	2.5	-	-	0.7	525	
	11	-	-	2.6	-	-	2.6	1050	
	15	-	-	2.7	-	-	4.4	1575	
	20	-	-	2.9	-	-	6.1	2100	
RS 4-1.2	1	7.7	3.7	2.7	-	-	0.5	25	1. forsøk ved 4°C Ujevn temp.
	4	7.65	3.45	2.7	0.65	4.8	0.4	525	
	15	7.8	4.2	3.0	-	-	1.1	1075	
	18	7.8	4.1	3.0	0.15	2.4	2.9	1575	
	25	7.9	4.5	3.1	<0.02	0.85	5.45	2100	
	32	7.8	5.1	3.2	0.06	0.07	4.65	2625	
	39	7.9	5.8	3.3	<0.02	<0.02	3.15	3150	
RS 4-2.2	1	-	-	2.9	-	-	1.7	25	1. forsøk, 4°C Met. analyse " "
	4	-	-	2.7	-	-	1.2	525	
	11	-	-	2.75	-	-	3.1	1050	
	15	-	-	2.9	-	-	4.35	1575	
	22	-	-	3.2	-	-	6.8	1600	
25	-	-	3.1	-	-	6.5	2100		

Tabell 3.8 Kolbeutvasking av nøytralisert residue i sjøvann - pH og Al i vannprøver

Prøve nr.	Tid, døgn	pH			Al, mg/l			Vannm. skiftet ml	Anm.	
		5 g/l			50 g/l					250 g/l
		5 g/l	50 g/l	250 g/l	5 g/l	50 g/l	250 g/l			
RN20-1.2	1	7.8	7.2	4.6	-	-	-	25	Residue tils. 4 g hy.kalk/kg Utvasket ved 20°C En del Al utløses ved 250 g/l	
	4	8.1	3.9	3.3	0.07	1.0	-	525		
	10	8.0	4.0	3.2	0.2	0.7	6.4	1050		
	12	8.1	4.55	3.3	-	-	5.4	1075		
	17	8.1	5.5	3.3	-	-	3.2	1600		
	20	8.1	5.4	3.3	0.05	<0.02	3.7	2100		
	25	8.1	6.2	3.4	0.02	<0.02	2.35	2625		
	30	8.1	6.6	3.4	0.03	<0.02	1.4	3150		
	35	8.1	6.8	3.5	-	-	0.55	3675		
	37	-	-	3.6	-	-	0.4	3700		
RN20-2.2	1	-	-	6.7	-	-	<0.02	25	Residue tils. 10 g hy.kalk/kg 20°C Met.analyse " " Meget lite Al utløses	
	4	-	-	6.0	-	-	0.2	525		
	7	-	-	6.0	-	-	0.04	550		
	10	-	-	6.0	-	-	0.1	1050		
	12	-	-	6.2	-	-	0.1	1075		
	15	-	-	6.2	-	-	<0.02	1575		
	18	-	-	6.3	-	-	0.03	1600		
	22	-	-	6.4	-	-	<0.02	2100		
	25	-	-	6.4	-	-	"	2125		
	29	-	-	6.4	-	-	"	2625		
32	-	-	6.4	-	-	"	2650			
36	-	-	6.4	-	-	"				
RN 4-1.2	1	7.8	6.4	3.7	-	-	7.65	25	Residue tils. 4 g hy.kalk/kg ca 40°C - noe vak. temp. Al utløses ved 250 g/l	
	4	7.75	4.5	3.6	0.025	2.95	7.5	525		
	11	7.8	4.7	3.6	0.02	1.1	8.4	1050		
	18	7.8	5.3	3.7	<0.02	0.02	4.9	1575		
	25	7.8	6.1	3.8	0.02	0.05	3.2	2100		
	32	7.8	6.5	3.8	<0.02	0.03	1.75	2625		
	39	7.8	6.8	3.9	0.02	<0.02	1.0	3150		

3.4.2 Kolonneutvasking

3.4.2.1 Utførelse

Surt og nøytralisert residue ble utvasket i kolonner ved ca. 4°C og ca. 20°C. Utvaskingen foregikk i horisontalstilte kolonner (Farmasia K16/40). Prøvevolumet var 100 ml surt residue, eller residue som var tilsatt hydratkalk.

Sjøvann ble pumpet gjennom kolonnene med en hastighet på ca. 40 ml/time. I begge ender av kolonnen var det filtre som forhindret at partikler ble fjernet fra kolonnen under utvaskingen. Sjøvannet som hadde passert gjennom kolonnen ble jevnlig analysert m.h.t. pH og aluminium. Innholdet av noen andre metaller ble også målt i enkelte prøver.

Utførte tester:

PS-20-1	Surt residue,	20°C, 1. forsøk
PS-20-2	" "	" 2. forsøk
PS-20-3	" "	" 3. forsøk
PS-4-1	" "	4°C, 1. forsøk
PN-20-1	"Nøytralisert" residue (4 g hy.kalk/kg)	20°C, 1. forsøk
PN-20-2	" " (10g -- " --	" 1. forsøk
PN-20-3	" " " -- " --	" 2. forsøk

3.4.2.2 Resultater

Resultatene av pH- og Al-analysene er samlet i Tabell 3.9 (surt residue) og 3.10 (nøytralisert residue). Tabell 3.11 viser resultatene av de øvrige metall-analysene (Fe, Cu, Zn, Ni, Cd, Pb). pH i utløpet av kolonnene er vist i Figur 3.3.

pH:

I starten var pH 2-3 i utløpet fra kolonnen som inneholdt surt residue. Etter at mer enn 4 liter sjøvann var pumpet igjennom var pH over 6.0. Etter utvasking av surt residue i 10-14 dager var det fortsatt en senkning av sjøvannets pH på 0.5-1.0 enheter.

Residuet som var tilsatt 4g hydratkalk/kg reagerte omtrent like surt som residue som ikke var tilsatt hydratkalk. En hydratkalktilsetning på 10 g/kg førte til at residuet reagerte nøytralt.

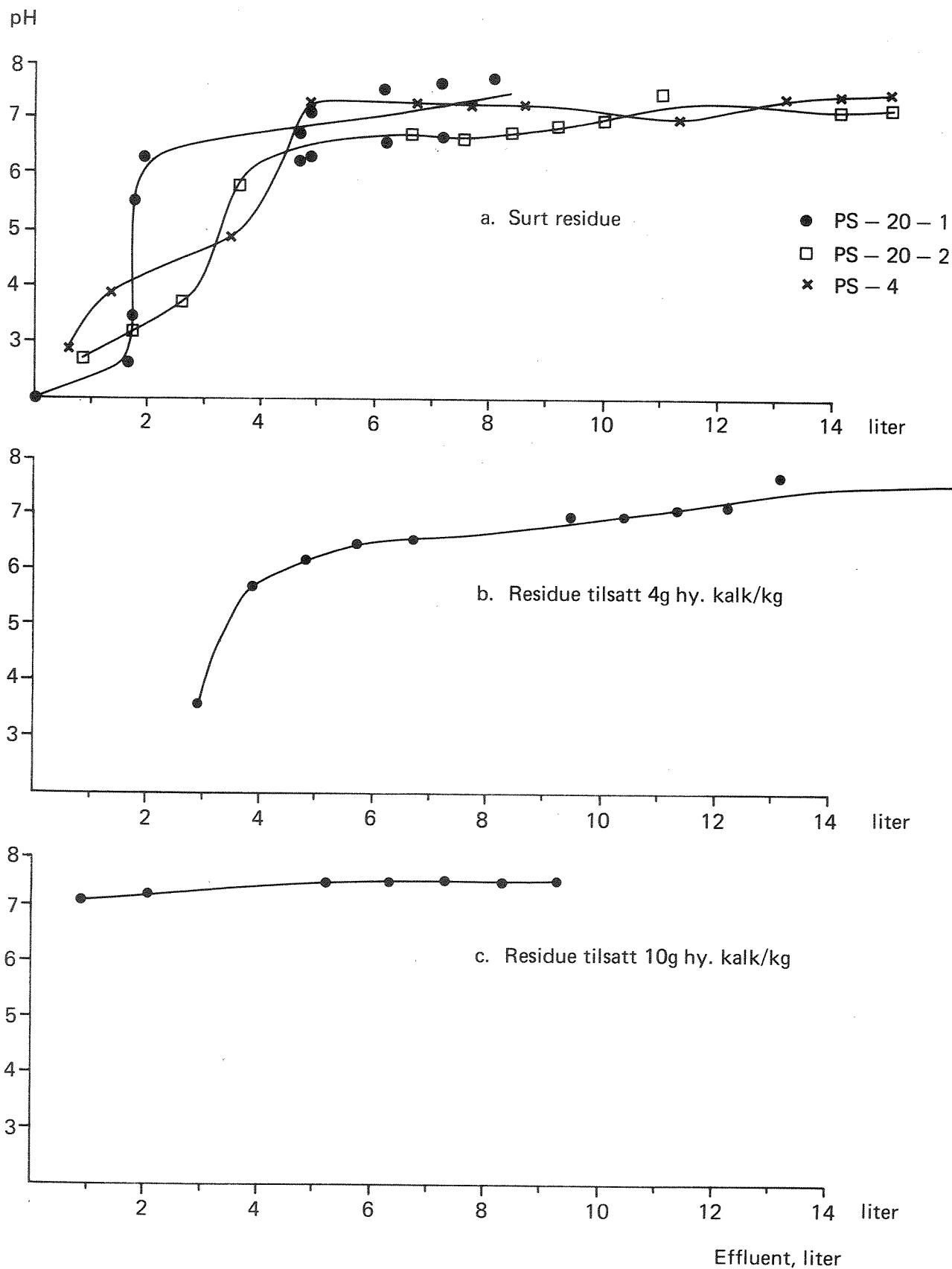


Fig. 3.3 pH i utløp av kolonner med surt residue (a) og residue tilsatt hydratkalk (b, c).

Aluminium:

Analysene tydet på at Al-innholdet i effluent først steg til 4-5 mg/l og avtok deretter raskt etter gjennomgang av 2-4 liter sjøvann. Residuet som var tilsatt 10 g hydratkalk/kg avga meget lite aluminium. Ved en tilsetning på 4 g/kg var Al-innholdet i effluent på omtrent samme nivå som for det sure residuet.

Tabell 3.9 Kolonneutvasking av surt residue i sjøvann - pH og Al i effluent

Prøve nr.	Tid døgn	Volum, ml		Hastighet ml/h	pH	Al mg/l	Anm.
		Prøve	Totalt				
PS-20-1.1	0	20	20	40	2.0	-	
2	2	1640	1680	40	2.65	4.9	
3	2	20	1700	38	3.4	-	
4	2	23	1723	43	5.5	-	
5	2	150	1873	48	6.1	-	
6	5	2770	4643	40	6.7	-	
PS-20-2.1	1	820	820	39	2.7	0.9	Met.analyse
2	2	900	1720	38	3.2	0.2	
3	3	888	2608	38	3.65	0.04	
4	4	920	3528	38	5.8	0.02	
5	7	3080	6608	42	6.7	<0.02	
6	8	955	7563	41	6.6	"	
7	9	828	8391	34	6.7	"	
8	10	820	9211	34	6.8	"	
9	11	850	10061	35	6.9	"	-- " --
10	14	2950	13011	41	7.4	"	
PS-20-3.1	1	1000	1000	45	2.9	2.9	Met.analyse
2	2	1076	2076	44	4.2	-	
3	5	3190	5266	44	6.7	<0.02	-- " --
4	6	1020	6286	44	7.1	-	
5	7	1000	7286		7.3	<0.02	-- " --
6	8	1000	8286		6.8		
7	9	980	9266		6.9		
PS -4-1.1	1	580	580	33	2.9	2.9	
2	2	800	1380	34	3.9	4.85	
3	5	3465	4845	48	6.5	<0.02	
4	6	910	5755	38	7.2	"	
5	7	905	6660	39	7.2	"	
6	8	1000	7660	39	7.2	"	
7	9	940	8600	39	7.2	"	
8	12	2730	11330	38	6.9	"	
9	13	965	12295	40	7.2	"	
10	14	865	13160	37	7.3	"	

Tabell 3.10 Kolonneutvasking av nøytralisert residue i sjøvann - pH og Al i effluent

Prøve nr.	Tid døgnet	Volum, ml		Hastighet ml/h	pH	Al mg/l	Anm.
		Prøve	Totalt				
PN-20-1.1	3	2960	2960	41	3.6	2.0	Residue tils. 4 g hy.kalk pr. kg
2	4	900	3860	39	5.7	0.02	
3	5	957	4817	39	6.1	0.04	
4	6	920	5737	39	6.4	0.02	
5	7	935	6672	38	6.5	-	
6	10	2783	9455	38	6.9	<0.02	
7	11	935	10390	39	6.9	"	
8	12	905	11295	39	7.0	"	
9	13	900	12195	38	7.1	"	
10	14	935	13130	39	7.6	"	
11	17	3170	16300	43	7.4	"	
12	18	985	17285	42	7.3	"	
13	19	840	18125	35	7.6	"	
14	20	840	18965	35	7.4	"	
15	21	870	19835	36	7.5	"	
PN-20-2.1	1	1217	1217	52	6.95	-	10 g hy.kalk pr. kg
2	2	910	2127	40	7.1	-	
3	3	1044	3171	41	7.0	-	
4	4	890	4061	40	7.3	-	
5	7	2840	6901	39	7.4	-	
6	8	970	7871	39	7.4	-	
7	9	910	8781	39	7.45	-	
PN-20-3.1	1	985	985	46	7.1	0.04	Met.-analyser -- " -- -- " -- 10 g hy.kalk pr. kg
2	2	1073	2058	44	7.2	-	
3	5	3200	5258	44	7.4	<0.02	
4	6	1020	6278	44	7.4	-	
5	7	1000	7278		7.4	<0.02	
6	8	1000	8278		7.4	-	
7	9	980	9258		7.45	-	

Tabell 3.11 Kolonneutvasking av residue - pH og metallinnhold i effluenten

Prøve/forsøk nr.	Effluent ml	pH	µg/l						
			Al	Fe	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb
1. PS-20-2.1	820	2.7	900	14700	26	17	2.1	0.6	2.1
2. PS-20-2.9	10061	6.9	< 20	2.8	15.5	1.9	2.1	<0.2	1.7
3. PS-20-3.1	1000	2.9	2900	800	36.5	17	4.8	0.2	1.6
4. PS-20-3.3	5266	6.7	< 20	9.0	8.0	1.3	0.8	0.2	<0.5
5. PS-20-3.5	7286	7.3	< 20	3.1	7.3	0.7	<0.5	<0.2	<0.5
6. PN-20-3.1	985	7.1	40	8.2	14	26	5.9	1.2	<0.5
7. - " - 3	5258	7.4	< 20	5.3	11	3.9	2.0	0.3	<0.5
8. - " - 5	7278	7.4	< 20	7.6	5.7	1.1	4.7	0.5	<0.5
Blindprøve- sjøvann	-	Ca 8.0	< 20	1.1	5.1	0.7	<0.5	<0.2	<0.5

*) Jfr. tabell 3.9 og tabell 3.10.

Andre metaller:

Tabell 3.11 viser at jerninnholdet var høyt når pH var lav og dette er i overensstemmelse med resultatene fra kolbeutvaskingene. Residuet som var tilsatt 10 g hydratkalk/kg reagerte omtrent nøytralt og avga meget små mengder av aluminium og jern sammenlignet med surt residue.

Innholdet av kobber, sink og nikkell var gjennomgående noe høyere i effluenten enn i blindprøven. De fleste av kadmiumresultatene var også litt høyere enn i upåvirket sjøvann. Blyinnholdet var høyest i de sureste prøvene, forøvrig var det under 0.5 µg/l.

3.5 Løselighet av gips i sjøvann

Gipsens løselighet er undersøkt ved filtreringsforsøk og kolonneutvasking. På grunn av at sjøvannet inneholder ca. 400 mg Ca/l og ca. 2700 mg SO₄/l er det vanskelig å måle løseligheten i sjøvannet ved analyser av disse parametre. Det ble derfor valgt å måle vekt-tapet etter at en bestemt mengde sjøvann hadde vært i kontakt med gipsen. Forsøksbetingelsene vil ha stor innvirkning på resultatene og de valgte eksperimentelle betingelser representerer bare eksempler på hvilke resultater man kan få.

3.5.1 Fuktighet i gipsen

Fuktigheten i gips ble først bestemt. 10 g fuktig gips ble veid inn og tørket i varmeskap i 1 time ved 105°C og deretter avkjølt i eksikator i 30 minutter. Fuktighetsinnholdet, her definert som vektdifferansen før og etter tørkingen, var 12.4%. To måneder senere ble det tatt ut en ny prøve av sekken med gips og fuktighetsinnholdet ble da bestemt til 18.4%.

3.5.2 Filtreringsforsøk

I forsøket ble det brukt en vanlig filtreringsoppsats med Whatman GF/C filtre. 10 g fuktig gips ble veid inn og fordelt utover filteret. En sjøvannsmengde på 2.1 liter ble sugd gjennom filteret. Sjøvannet var på forhånd filtrert for å fjerne forstyrrende suspenderte partikler. Gipsen klumpet seg på filteret. Etter filtreringen ble restene av gipsen tørket i varmeskap, avkjølt i eksikator og veid. Målingene viste at ca. 80% av gipsen var løst.

Et tilsvarende forsøk ble gjennomført ca. 2 måneder senere. De nye målingene viste at ca. 75% av gipsen var løst.

3.5.3 Kolonneforsøk

I første forsøk ble kolonnen påfylt 100 ml med fuktig gips. De bevegelige stemplene i kolonnen sluttet seg tett til gipsen. Kolonnen var vertikalstilt. Temperaturen var ca. 20°C. En sjøvannsmengde på 100 ganger gipsens volum, dvs. 10 liter, ble pumpet gjennom med en hastighet på 0.3 liter/time. Litt mindre enn halvparten av gipsen i kolonnen så ut til å være løst etter at 10 liter var pumpet gjennom. pH i sjøvannet som var pumpet igjennom kolonnen var 7.35.

I neste forsøk ble 100 g fuktig gips påfylt kolonnen og 10 l sjøvann ble pumpet gjennom. Kolonnen var nå horisontalt stilt. Etter 3 døgn var ca. 7 l pumpet gjennom, dvs. en gjennomstrømningshastighet på ca. 0.1 liter/time. Av og til ble kolonnen ristet for at ikke gipsen skulle stenge inn- og utløpsfiltrene. Hastigheten ble kraftig redusert etterhvert, og det tok 3 døgn å pumpe de siste 3 litrene gjennom, dvs. ca. 0.04 liter/time. Gipsen som var igjen i kolonnen ble skrapet ut og skyllet ut med litt mett gips-løsning. Deretter ble den tørket og veid. Resultat: 12% løst.

I det siste forsøk ble også 100 g fuktig gips påfylt kolonnen (horisontalstilt). Denne gang var det mye luft rundt gipsen. Pumpehastigheten var atskillig mindre enn i tidligere forsøk. Kolonnen ble ristet av og til for å hindre at filtrene tettete seg. Trykket ble så stort at slagene gikk opp i skjøter. Etter mye lenger tid enn i de foregående forsøk var 10 l sjøvann pumpet gjennom. Gipsen som var igjen ble tørket og veid. Ca 1.2% av gipsen var løst.

3.5.4 Konklusjon

Resultatene ble svært forskjellige og de er helt avhengig av forsøksbetingelsene. Løselighetsprosentene på 80%, 75%, 12% og 1.2% gir et inntrykk av dette. Det ble imidlertid klart at sjøvann vil kunne løse gipsen. Mengden som løstes var svært avhengig av gipskonsentrasjon, utskiftningen av sjøvann og tiden.

3.6 pH i gips og sjøvann og i natriumsulfat og sjøvann

3.6.1 Utførelse

Porsjoner på 5, 50, 150 og 250 g natriumsulfat ble tilsatt 1 liter sjøvann i begerglass med tilhørende røreverk (Jartestutstyr). Etter omrøring i 15 minutt ved 100 rpm ble pH målt. pH ble deretter målt etter 4, 24, 48 og 72 timer etter at blandingene først var rørt i 10 min. med 100 rpm. Tilsvarende forsøk ble gjort med gips.

3.6.2 Resultater

Resultatene av pH-målingene er vist i Tabell 3.12.

Ved en gipskonsentrasjon på 250 g/l var pH 4.55 etter 15 minutt. Etter 72 timer var pH 4.4. Resultatene viser at gipsen reagerte noe surt. pH endret seg forholdsvis lite med tiden. Ved gipskonsentrasjoner på 5 og 50 g/l var pH nær nøytral og pH økte litt med tiden.

Natriumsulfaten reagerte noe mindre surt enn gipsen. Ved 250 g natriumsulfat/l var pH 5.9 etter 15 min. og pH 7.3 etter 72 timer.

Under den første røringen av blandingen med natriumsulfat og sjøvann løstes nesten alt stoffet i glasset med 5 g/l og løsningen var blank og klar. I glasset med 50 g var mye løst. Løsningen var svakt gulaktig med en del suspenderte partikler. I glasset med 150 g/l var lite løst etter 5 minutt og det dannet seg hvite klumper av stoffet. Løsningen var gulbrun.

Etter 24 timer var det i glasset med 50 g/l gulbrune fnokker over det uløste stoffet og løsningene var mørkere gulbrun enn dagen før. I glasset med 150 g/l var det også brunlige fnokker over det uløste stoffet.

Tabell 3.12 pH i gips og sjøvann og i natriumsulfat og sjøvann

Tid	Gipskons., g/l				Natriumsulfat-kons., g/l			
	5	50	150	250	5	50	150	250
15 min.	7.6	6.35	4.9	4.55	6.8	6.2	6.0	5.9
4 timer	7.7	6.8	4.9	4.5	7.3	6.6	6.3	6.2
24 "	7.9	6.8	4.9	4.5	7.7	7.3	7.0	6.4
48 "	7.85	7.3	4.85	4.4	7.8	7.7	7.4	6.9
72 "	7.85	7.5	4.8	4.4	7.9	7.9	7.7	7.3

3.7 Ionebyttereffekt av surt og nøytralisert residue

3.7.1 Utførelse

Residuets evne til å oppta ammoniumioner ble undersøkt ved å pumpe en ammoniumkloridløsning gjennom kolonne med residue. En kolonne ble fylt med 100 ml surt residue, og en annen kolonne ble fylt med 100 ml nøytralisert residue (10 g hydratkalk pr. kg residue). Kolonnene var vertikalt stilt.

En ammoniumkloridløsning med 100 mg N/l ble pumpet gjennom kolonnene. Gjennomstrømningshastigheten var mellom 40 og 50 ml/h. Det ble tatt ut 7 prøver i løpet av to dager fra hver kolonne. Ammoniuminnholdet i prøvene ble bestemt med ioneselektiv elektrode.

3.7.2 Resultater

Residuet som var tilsatt hydratkalk opptok ammonium. Det sure residuet hadde derimot ikke denne egenskap. Figur 3.4 og Tabell 3.13 viser dette.

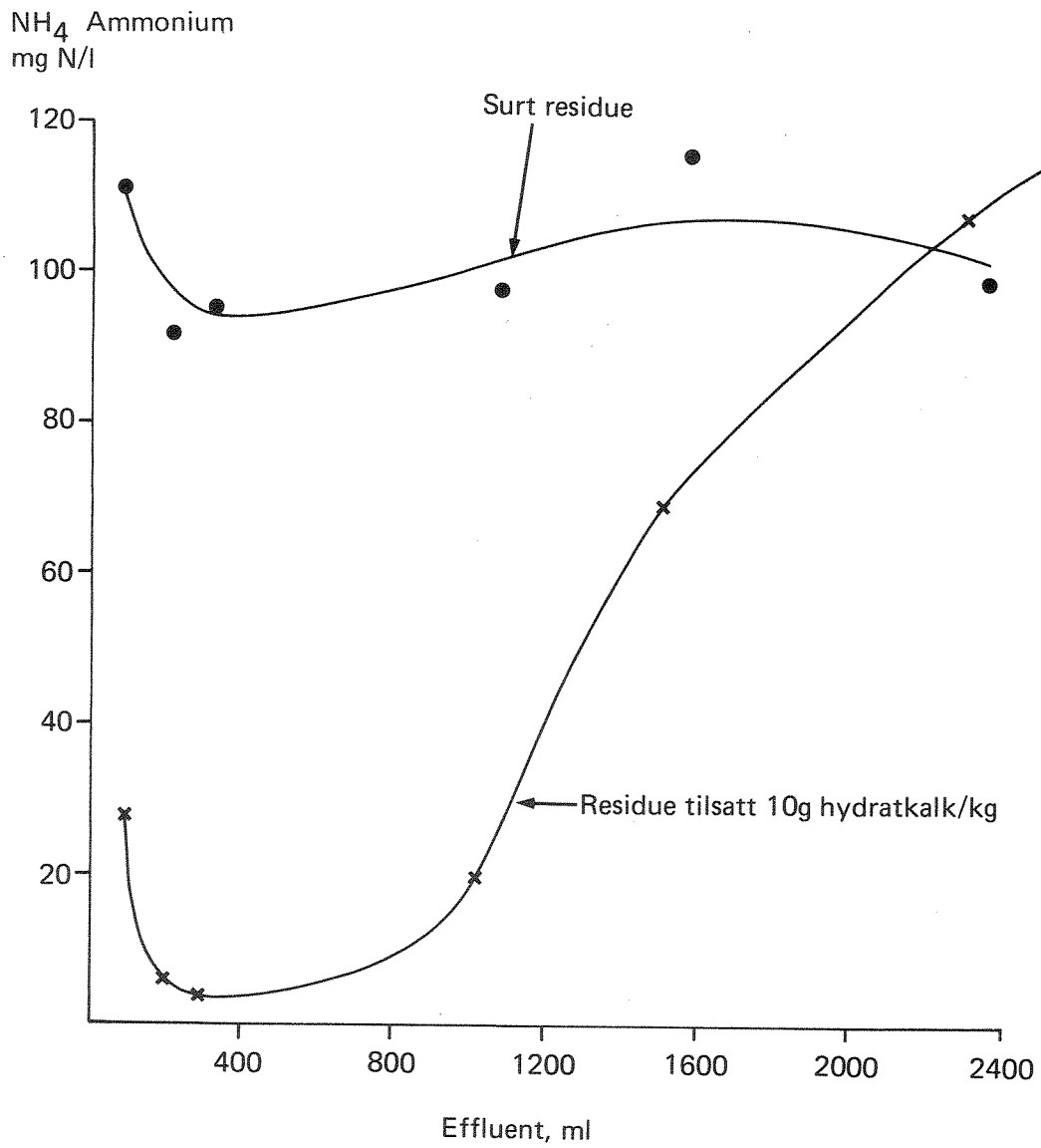


Fig. 3.4 Ammoniuminnhold i utløp av kolonner med surt residue og residue tilsatt hydratkalk.

Tabell 3.13 Ammoniuminnhold i utløp av kolonner med surt og nøytralisert residue

Surt residue			Nøytralisert residue		
Volum ml	pH	NH ₄ mg N/l	Volum ml	pH	NH ₄ mg N/l
120	2.3	111	100	7.4	28
218	2.45	92	185	7.3	5.2
328	2.7	96	283	7.2	4.4
1078	3.0	98	1033	7.2	19.5
1568	3.2	116	1513	7.0	69
2338	3.3	99	2283	7.2	108
2568	3.4	116	2528	7.0	115

3.8 Konklusjoner

3.8.1 Nøytralisering

Forsøkene viste at de pH-bestemmende reaksjoner i blandinger av surt residue og sjøvann var langsomme. F.eks. sank pH fra 4.2 til 2.7 i løpet av 24 timer. I blandinger av surt residue, hydratkalk og sjøvann sank også pH med tiden. Ved nøytralisering av det sure residue i sjøvann var det nødvendig å tilsette ca. 5 g teknisk hydratkalk for at blandingen skulle gi nøytral reaksjon etter 24 timer (pH 6.8).

3.8.2 Utvasking i kolber og kolonner

Ved en residuekonsentrasjon på 5 g/l var det en ubetydelig senkning av sjøvannets pH. Ved residuekonsentrasjoner på 50 g/l og 250 g/l var sjøvannets pH henholdsvis 3.2 og 3.1 etter 24 timers kolbeutvasking. Residue som var tilsatt 10 g hydratkalk/kg reagerte omtrent nøytralt i sjøvannet, mens en tilsetning på 4 g hydratkalk/kg førte til pH-senkning.

Aluminium utløstes fra det sure residuet først etter noen døgns utvasking i kolbene. Ved utvasking av det sure residuet ble det målt høyere innhold av jern enn aluminium i sjøvannet. Residuet som var tilsatt 10 g hydratkalk/kg avga små mengder aluminium og andre metaller (Fe, Cu, Zn, Ni, Cd, Pb).

Kolonneutvasking av surt residue viste at utløpsvannets pH var steget til pH 6-7 etter at en sjøvannsmengde på 20-40 ganger residuets volum var pumpet gjennom kolonnen.

Residue som var tilsatt 10 g hydratkalk reagerte nøytralt. Effluentens aluminiuminnhold var i starten opptil 4-5 mg/l for det sure residuet, mens konsentrasjonen var mindre enn 0.1 mg/l ved utvasking av residuet som var tilsatt 10 g hydratkalk/kg.

3.8.3 Gipsens løselighet i sjøvann

Undersøkelsene viste at gipsen løstes i sjøvann, men mengdene som løstes var svært avhengig av forsøksbetingelsene (gipskonsentrasjon, vannutskiftingen og tiden).

3.8.4 pH i blandinger av gips, natriumsulfat og sjøvann

Gipsen reagerte svakt surt i sjøvann idet pH var 4.5 etter ett døgns henstand ved en gipskonsentrasjon på 250 g/l. Natriumsulfaten reagerte omtrent nøytralt.

3.8.5 Ionebyttereffekt

Kolonneforsøk viste at residuet som var tilsatt hydratkalk (10 g/kg) opptok ammonium fra en tillaget ammoniumklorid-løsning. Det sure residuet hadde derimot ikke denne egenskap.

4. AVFALLSTOFFENES SEDIMENTERINGSEGENSKAPER

4.1 Test i målesylinder

Synkehastigheten av grovkornet residue ble først undersøkt i 2 liters målesylinder som var fylt med sjøvann. Noen korn av stoffet ble helt oppi og tiden som kornene brukte fra 1800 ml merket til 800 ml merket ble målt. Avstanden mellom de to merkene var 22.7 cm. Resultatene er vist i i Tabell 4.1.

Tabell 4.1 Synkehastighet i målesylinder

Prøve	Synkehastighet, cm/min.
Grovkornet residue	660-900
Residue 0.3-0.210 mm	Ca. 120

Disse målingene var forholdsvis usikre, for alle kornene sank ikke med samme hastighet, og det var vanskelig å måle tiden eksakt. Det var særlig stor forskjell i størrelsen på residue-partiklene og resultatene varierte derfor en del (660-900 cm/min). Residue-fraksjonen (0.300-0.210 mm) hadde en synkehastighet på ca. 120 cm/min.

Denne målesylinder-metoden er brukbar for store partikler som er godt synlige. Når prøven består av en heterogen blanding av små partikler, kan denne metoden ikke brukes. Sedimenteringsegenskapene til de mer finkorne- de prøvene av residue, anorthositt og gips er derfor undersøkt etter en annen metode (kap. 4.2).

4.2 Sedimenteringshastighet bestemt etter McLaughlin's metode

4.2.1 Metodikk

I 1959 publiserte McLaughlin en metode til å måle den gjennomsnittlige sedimenteringshastigheten (local, mean fall velocity) til suspensjoner. Metoden har mye til felles med "long-tube" metoden som er forholdsvis vanlig å benytte for å karakterisere sedimenteringsegenskaper. Det samme utstyret kan benyttes ved begge metoder; det er særlig databehandlingen som er forskjellig (McLaughlin, 1959). Metoden er også beskrevet av NIVA (NIVA, 1977: XK-22).

Metoden går ut på å la suspensjonen synke i et rør og ta ut serier med prøver fra flere dyp i røret og analysere partikkelinnholdet i prøvene. McLaughlin viste at slike målinger kunne brukes for bestemmelse av suspensjonens sedimenteringshastighet. Beregningene er basert på kontinuitetsligningen:

$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \frac{\partial(\omega\phi)}{\partial z} = 0$$

der: ϕ = partikkelkonsentrasjon (suspendert stoff eller turbiditet)

ω = lokale midlere sedimenteringshastighet (cm/sek.)

t = sedimenteringstid (sek.)

z = dyp (cm)

For å kunne beregne ω må ligningen integreres:

$$\left(\omega\phi\right)_{z=D} = - \frac{\partial}{\partial t} \int_0^D \phi dz$$

Størrelsen ω kan nå beregnes på grunnlag av kurver som angir partikkelkonsentrasjon som funksjon av tid og dyp i sedimenteringsrøret. Slike kurver kan enkelt tegnes ut fra måleresultatene. Beregningen av ω er derimot mer omfattende. Derfor er det laget et EDB-program ved NIVA som foretar all databehandling. Måleresultatene fra laborieforsøkene (turbiditet) på de enkelte dyp og tidspunkt mates inn i EDB-programmet. Sedimenteringshastigheten beregnes for de enkelte måletidspunkt på de dyp i røret som prøvene ble tatt ut fra. Beregningsmetodikken og eksempler på anvendelse av EDB-programmet "SUSPEN" er tidligere rapportert (NIVA, 1978: D1-04).

En suspensjon vil som regel bestå av vidt forskjellige partikler ved at kornstørrelse og form varierer fra den ene partikkel til den andre. Alle partikler i suspensjonen synker derfor ikke med en felles hastighet, men den vil variere fra 0 opp mot en øvre grense. Den beregnede hastighet representerer gjennomsnittet av de enkelte partiklenes hastighet.

Suspensjonens variasjon av partikkelinnhold kan registreres ved måling av suspendert stoff eller turbiditet. Av praktiske grunner er det valgt å måle turbiditeten. Dersom turbiditetstallene endres lite vil også den beregnede sedimenteringshastighet være liten. Siden turbiditeten ikke alltid er proporsjonal med partikkelinnholdet kan dette bety at man i visse tilfeller kan få misvisende resultater. Dette vil særlig være tilfelle med grovkornede partikler som synker raskt. Ved mer langsomt synkende suspensjoner er det funnet overenstemmelse mellom sedimenteringshastighet beregnet på grunnlag av turbiditet og suspendert tørrstoff (NIVA, 1978: D1-04).

4.2.2 Utførelse

I forsøkene ble det brukt et 1 m høyt rør av pleksiglass som har en indre diameter på 12 cm. Sedimenteringsrøret har påmontert 5 siderør som går inn i midten av røret på 10, 30, 50, 70 og 90 cm dyp, og prøvene kan tappes ut gjennom disse rørene. Røringen foregår med et padlerøreverk. 12 liter sjøvann ble fylt i røret og prøvene av faststoff (residue, anorthositt, gips) ble tilsatt under kraftig omrøring for å få en tilnærmet homogen blanding. Etter at røreverket var stanset ble prøver (à 25 ml) tappet ut på tidspunktene:

2, 4, 7, 10, 15, 30, 60 min. (gips-blandinger)

2, 5, 10, 30, 60, 120, 240 min. (blandinger uten gips)

I testene med gips-blandingen klarnet vannsøylen raskere enn i blandingen uten gips. Derfor ble det tatt ut prøver hyppigere fra gips-blandingene enn fra de øvrige. Turbiditeten ble målt på prøvene og resultatene ble behandlet etter den nevnte metoden.

4.2.3 Resultater

Suspensjonenes gjennomsnittlige sedimenteringshastighet er vist i Tabell 4.2. Verdiene er oppgitt for tre dyp (30 cm, 50 cm og 70 cm) etter sedimentering i 10 min. EDB-utskriftene for anorthositt (< 0.3 mm 600 g/12 l) er vist i Tabell 4.3, og figur 4.1 viser variasjonen av sedimenteringshastigheten med tiden for denne prøven.

Beregningene av sedimenteringshastighet etter McLaughlin's metode viste at anorthositt (< 0.3 mm) sank raskere når utgangskonsentrasjonen økte. Ved den høyeste konsentrasjon (600 g/12 l, dvs. 50 g/l) økte også sedimenteringshastigheten med tiden. Det betyr at raskt synkende partikler "tar med seg" langsomt synkende partikler slik at suspensjonens hastighet totalt øker (flokkulering). Dette forhold er vist i figur 4.1, der suspensjonens sedimenteringshastighet er plottet mot tiden. Tabell 4.3 viser også den beregnede hastighet og stoffkonsentrasjon (turbiditet) på de enkelte dyp og tidspunkt. For denne prøven var turbiditeten meget høy i starten (600 - 700 JTU), men avtok til ca. 30 JTU etter 4 timers sedimentering. Ved lavere utgangskonsentrasjon (10 g/l) var turbiditeten lavere i starten, men var omtrent den samme etter 4 timers sedimentering. Sluttresultatet ble altså omtrent det samme i begge tilfeller. Ved deponering i sjøen kan det derfor være fordelaktig å slippe ut avfallet i en mest mulig konsentrert blanding.

I forsøkene med anorthosittfraksjonene; 0.3-0.15 mm, 0.15-0.075 mm og 0.075-0.045 mm var turbiditeten lav i starten og vannsøylen holdt seg blakket forholdsvis lenge. Den beregnede sedimenteringshastighet var derfor meget liten for disse anorthosittfraksjonene. I forsøket med anorthositt < 0.044 mm var imidlertid forholdet endret ved at start-turbiditeten var høy og rest-turbiditeten etter 4 timer var mindre enn tilfellet var med de mer grovkornede anorthosittfraksjonene.

I forsøket med den fineste fraksjonen anorthositt var det også en økning av sedimenteringshastigheten og denne flokkulerings-effekten kan skyldes innvirkning av salter i sjøvannet. Den mest finkornede fraksjonen anorthositt førte altså til klarere vann etter 4 timers sedimentering enn de mer grovkornede fraksjonene.

I testene med residue-fraksjonene: 0.15-0.075 mm og 0.075-0.044 mm var turbiditeten lav gjennom hele forsøket. Det kan skyldes at utgangskonsentrasjonene (h.h.v. 10 og 5 g/12 liter) var små og at en stor del av partiklene var bunnfelt før første måling. Resultatene for disse to fraksjonene (prøve 8 og 9 i Tabell 4.2) er derfor ikke representative.

Det mest finkornede residuet (< 0.044 mm) hadde omtrent samme sedimenteringsegenskaper som den tilsvarende anorthosittfraksjonen (< 0.045 mm). I begge testene økte sedimenteringshastigheten på grunn av flokkulering.

Gipsen som var svært finfordelt, sank meget raskt (noe av gipsen løstes antagelig også i sjøvannet). Etter 2 min. var vannsøylen begynt å klarne øverst og etter 15 min. var vannsøylen forholdsvis klar. Sedimenteringshastigheten økte også med tiden på de største dypene i sedimenteringsrøret, noe som tyder på at det var flokkulering i blandingen. Det ble altså observert tegn til flokkulering i alle av de mest finkornede prøvene av avfallstoffene. Denne effekten vil man imidlertid bare oppnå når partikkelkonsentrasjonen overgår visse grenser. Resultatene tyder på at partikkelkonsentrasjonene har vært innenfor disse grensene i forsøkene med de mest finfordelte prøvene.

Tilstedeværelse av gips har antagelig en positiv virkning på utfelling av anorthositt-finstoffet ($p < 0.3$ mm). Sammenligning av sedimenteringshastighetene med og uten gips i blandingen tyder på det. I forsøket (nr. 12, Tabell 4.2) ble det ikke registrert noen flokkulering, men det kan skyldes at konsentrasjonene var for lave.

Videre viste forsøkene at en blanding av anorthositt (< 0.3 mm) og grovkornet residue sank mer langsomt enn en blanding av anorthositt og gips. Sedimenteringshastigheten etter 10 min. var henholdsvis 0.88 cm/min. og 1.18 cm/min (Tabell 4.2). Gips har altså en gunstigere virkning på utfellingen av anorthositt-finstoffet enn residuet.

Sedimenteringsegenskapene for en blanding av gips, anorthositt (< 0.3 mm) og grovkornet residue tilsvarte omtrent blandingen av bare gips og anorthositt. Residuet hadde altså ingen vesentlig positiv eller negativ innvirkning på sedimenteringshastigheten for gips + anorthositt-blanding.

Dersom undersøkelsene var utført med større partikkelkonsentrasjoner ville man sannsynligvis funnet at sedimenteringshastigheten hadde vært større. Partikkelinnholdet (turbiditeten) ville da antagelig også vært større, men pga. større endring av partikkelinnholdet med tiden ville suspensjonens synkehastighet økt. I Tabell 4.4 er turbiditeten oppgitt etter 30 minutters sedimentering og forsøkene 1, 2, 3 med anorthositt (< 0.3 mm) viser at det var en tydelig økning av partikkelinnholdet med økt utgangskonsentrasjon. Turbiditeten øker imidlertid ikke proporsjonalt med økningen av utgangskonsentrasjonen fordi stoffet utfelles raskere når partikkeltettheten økes. Dette skyldes at ved høye konsentrasjoner kan partiklene "klumpe seg sammen" og danne aggregater som tar med seg mer langsomt synkende partikler.

4.3 Konklusjoner

Synkehastigheten av det grovkornede residuet ble i målesylinder målt til 660 - 900 cm/min. Alle kornene var ikke like store og målingene viste derfor avvikende resultater. Residuet inneholdt også en del finstoff.

Sedimenteringstester av anorthositt-finstoff (< 0.3 mm) viste at det sank forholdsvis langsomt i sjøvann. Suspensjonens gjennomsnittlige sedimenteringshastighet var ca. 1.5 cm/min. etter 10 minutters sedimentering. Hastigheten økte med utgangskonsentrasjonen. Ved sjødeponering kan det derfor være fordelaktig å slippe ut avfallet i en mest mulig konsentrert blanding. Gipsen som var meget finfordelt sank forholdsvis raskt i sjøvann. Tilstedeværelse av gips hadde en gunstig virkning på utfellingen av anorthositt-finstoffet.

VERTIKAL AKSE: TID (MINUTTER)
 HORIZONTAL AKSE: W (1/10 MM/MIN)

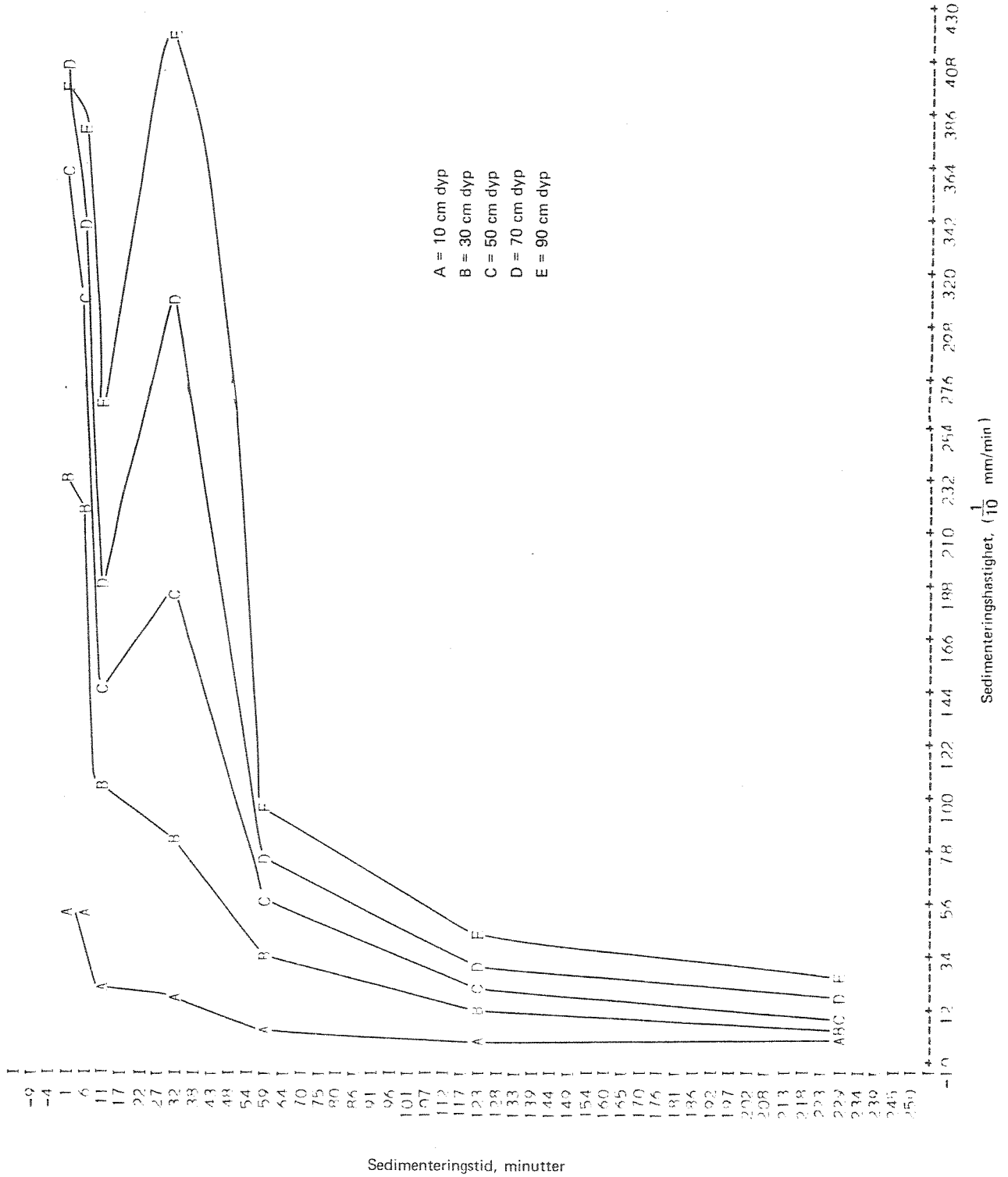


Fig. 4.1 Sedimenteringshastighet for anorthositt (< 0.3 mm) i sjøvann, bestemt etter McLaughlins metode.

Tabell 4.2 Sedimenteringshastighet for avfallstoffer bestemt etter McLaughlin's metode

Prøve	Kons. g/12 l	Sedimenteringshastighet cm/min.			Anmerkning
		10 min. ω ₃₀ cm	10 min. ω ₅₀ cm	10 min. ω ₇₀ cm	
1. Anorthositt < 0.3 mm	50	0.30	0.60	0.76	Hast. øker med part. konsentrasjon Flokkulering
2. -- " --	120	0.40	0.90	1.20	
3. -- " --	600	1.05	1.46	1.89	
4. Anorthositt 0.3-0.15 mm	120	0.02	0.04	0.06	Noe misvisende resultater (se tekst) Flokkulering
5. -- " -- 0.15-0.075 mm	120	0.05	0.10	0.16	
6. -- " -- 0.075-0.045 mm	80	0.10	0.29	0.60	
7. -- " -- < 0.045 mm	80	1.80	1.57	2.09	
8. Residue 0.15-0.075 mm	10	0.36	0.79	1.62	Flokkulering
9. " 0.075-0.044 mm	5	0.90	1.83	2.02	
10. " < 0.044 mm	20	1.63	2.54	3.39	
11. Gips	120	2.03	5.00	6.50	Flokkulering
12. Gips + Anorthositt < 0.3 mm	60	0.45	1.18	2.21	
13. Gips + Residue, grovkornet	60	0.36	1.09	2.29	
14. Anorthositt < 0.3 mm + Residue, grovkornet	60	0.46	0.88	1.14	
15. Gips + Anorthositt < 0.3 mm + Residue, grovkornet	40	0.41	0.89	1.73	

Tabell 4.3 Sedimenteringshastighet bestemt etter McLaughlins metode for anorthositt, < 0.3 mm (600 g/12 l sjøvann).

P:2 TID:69 DYP:61 ZT:64

SEDIMENTERINGSFASTIGHETS-KURVER (W)		ANORTAL 1-7 ANORTHOSITT 600 G /12 L			
SIGN	DYP CM	TID MINUTTER	AREAL	STOFF- KONS.	W CM/MIN
A	10.0	2.0	3000.	600.	0.56
		5.0	2000.	400.	0.55
		10.0	1250.	250.	0.23
		30.0	550.	110.	0.17
		60.0	310.	62.	0.07
		120.0	180.	36.	0.03
B	30.0	2.0	15700.	670.	2.34
		5.0	11000.	500.	2.21
		10.0	6850.	310.	1.05
		30.0	2900.	125.	0.85
		60.0	1560.	63.	0.35
		120.0	890.	35.	0.14
C	50.0	2.0	707.	28.	0.06
		5.0	28900.	650.	3.64
		10.0	21900.	580.	3.11
		30.0	14450.	450.	1.46
		60.0	5400.	125.	1.85
		120.0	2890.	70.	0.59
D	70.0	2.0	1660.	42.	0.22
		5.0	2300.	30.	0.11
		10.0	41800.	640.	4.06
		30.0	34000.	640.	3.39
		60.0	24450.	550.	1.89
		120.0	7950.	130.	3.09
E	90.0	2.0	4390.	80.	0.75
		5.0	2530.	45.	0.32
		10.0	1916.	33.	0.17
		30.0	55200.	700.	3.95
		60.0	46900.	650.	3.80
		120.0	35450.	550.	2.64
		30.0	10650.	140.	4.21
		60.0	5990.	80.	1.00
		120.0	3440.	46.	0.44
		230.0	2560.	31.	0.26

Forklaring til tabell 4.3:

- DYP : Dyp i sedimenteringsrør som prøver er tatt ut fra.
- TID : Tiden etter at røreverket ble stanset til prøver ble tatt ut.
- AREAL : Integrert areal under kurver (har bare betydning for databehandlingen).
- STOFFKONS: Måleresultater fra turbiditetsanalyser på uttappede prøver.
- W : Suspensjons gjennomsnittlige sedimenteringshastighet på de ulike dyp og tidspunkt.

Tabell 4.4 Turbiditet i sedimenteringsrør på 30, 50 og 70 cm dyp etter 30 minutters sedimentering.

Prøve	Kons. g/12 l	Turbiditet, JTU		
		30 cm	50 cm	70 cm
1. Anorthositt < 0.3 mm	50	35	28	67
2. -- " -- "	120	85	90	90
3. -- " -- "	600	125	125	130
4. Anorthositt 0.3-0.15 mm	120	19	20	19
5. -- " -- 0.15-0.075 mm	120	38	37	38
6. -- " -- 0.075-0.045 mm	80	47	48	50
7. -- " -- < 0.045 mm	80	80	87	90
8. Residue 0.15-0.075 mm	10	1	1	1
9. " 0.075-0.044 mm	5	1	1	1
10. " < 0.044	20	10	10	12
11. Gips	120	4	4	5
12. Gips + Anorthositt < 0.3 mm	60 60	27	25	30
13. Gips + Residue, grovkornet	60 60	6	6	6
14. Anorthositt < 0.3 mm + Residue, grovkornet	60 60	40	41	45
15. Gips + Anorthositt < 0.3 mm + Residue, grovkornet	40 40 40	25	28	30

5. BIOTESTER I LABORATORIET

5.1 Effekter av surt residu på torskeyngel

5.1.1 Bakgrunn

Sammenhengen mellom konsentrasjon og biologisk effekt er en nødvendig del av kunnskapsgrunnet for å kunne ta fornuftige beslutninger om utslipp av stoffer i sjøen. Ofte vil slike opplysninger kunne hentes fra litteraturen, men i dette tilfellet dreier det seg om avfall av en helt ny sammensetning. Siden det her også dreier seg om utslipp i stort omfang, må det gjøres grundige undersøkelser med representanter for flere grupper av sjødyr og planter. I denne omgang er det utført forsøk med torskeyngel.

5.1.2 Metodikk

Torskeyngel ble fanget med strandnot medio oktober og ble holdt i et basseng med gjennomstrømmende vann inntil forsøket ble utført. Fiskene ble foret med rensket blåskjell. Ingen dødelighet ble registrert i adaptasjonsperioden.

Til testakvarier ble det brukt 90 l murdunker i sort polyetylen med 40 l vann. Akvariene ble forsynt med gjennomlufting for å sikre minst 90% oksygenmetning.

Surt residu, tilstrekkelig for hele forsøket, ble omhyggelig blandet for å sikre en homogen kvalitet.

Vannet og testsubstansen ble rørt om 2 ganger i løpet av ca. 2 timer og sto til sedimentering 1 time før forsøksfisken ble innført. Vann og residu ble skiftet hver 24. time. Blandingen ble da utført i et nytt sett akvarier på samme måte som ved forsøksstart og residuet fikk sedimentere 1 time før fisken ble overført til de nye akvariene. Under forsøket ble temperatur, oksygen og pH kontrollert. Temperaturen var 9.5 - 11.5°C, saltholdigheten 31.6 - 34.1 ‰ og oksygenmetningen større enn 90%. Det ble også tatt stikkprøver av ammonium som viste verdier < 0.7 mg/l i karene med testsubstans (< 1.42 i kontrollen). Dette er akseptabelt ved de rådende pH-betingelser.

Forsøkene ble utført i 2 serier, en pilotserie for å finne det interessante konsentrasjonsområdet, og en hovedserie for å bestemme dose/respons-forholdet mer nøyaktig.

Pilotserie 11.-14. november.

I disse orienterende forsøk ble det bare brukt 2 individer pr. akvarium. Fiskene veide omkring 40 g og målte ca. 170 mm.

Surt residue-avfall ble blandet ut i 4 testakvarier. Det 5. testakvariet ble tilsatt ubehandlet anortositt-finstoff og tjente som kontroll.

Hovedserie 19. november - 3. desember.

Det ble her brukt 4 testakvarier pluss kontroll, og 5 fisk pr. kar. Ved tillaging av testmedium ble vann og residu omrørt 1 minutt med 2 timers mellomrom. Forsøket strakk seg over såvidt lang tid at foring var nødvendig. Denne ble foretatt hver dag, 2-3 timer før fisken ble overført til nytt testmedium.

5.1.3 Resultater

Resultatene fra pilotserien (Tabell 5.1) viser akutt dødelighet ved 40 g residu pr. liter tilsvarende pH 4.9-6.1 og forstyrrelse av adferden ved 20 g/l (pH 6.3-6.8).

Resultatene fra hovedserien (Tabell 5.2 og Fig. 5.1) viser at den primære giftvirkning er akutt, og at de fisk som overlever 3 døgn adapterer seg. Et mål for den primære giftvirkningen er den konsentrasjon av testsubstansen som gir 50% døde i løpet av 96 timer (96 h LC50). Denne konsentrasjonen er bestemt til ca. 18 g/l, tilsvarende en gjennomsnittlig pH på 6.7 og en turbiditet på ca. 20 FTU.

Observasjon av døde og overlevende fisk fra hovedserien viste sterk slimutskillelse og noe slam på gjellene hos døde fisk, mens de overlevende ikke hadde slike symptomer. Dette tyder på irritasjon av gjelle-epitelet. Ved den høyeste belastning under pilotforsøket døde fisken uten større slimutskillelse eller nedslamming. pH var her lavere enn 5, og det er mu-

lig dødsårsaken her delvis var lav pH. Observasjonene ved disse forsøk med torsk minner om observasjoner på ørret utsatt for aluminium og lav pH (jfr. Muniz & Leivestad 1980). Bildet minner ellers om det en generelt finner ved tungmetall-belastning.

Under hovedforsøket ble det også registrert enkelte sekundære effekter som nedsatt aktivitet, liten appetitt og haleråte. Dette gjaldt stort sett overlevende fisk med residue-avfall i karet, skjønt svømmeaktiviteten tok seg opp mot slutten av forsøket. Utpreget haleråte hos de overlevende fisk - men ikke kontrollfisk - skyldes trolig den stadige berøring med selve residuet i bunnen av karet.

5.1.4 Konklusjon

Blandinger av surt residue-avfall og sjøvann ga akutt dødelighet hos torsk allerede ved 12.5 g/l. Nedsatt svømmeaktivitet og fødeopptak ble også registrert. For å hindre skadevirkninger på torsk må en unngå avfallskonsentrasjoner høyere enn anslagsvis 1/10 av 96 h LC50, dvs. ca. 2 g/liter. For å beskytte fisken mot haleråte må en også unngå at fisken utsettes for direkte kontakt med surt residueavfall på bunnen.

Tabell 5.1 Resultater fra pilotserien. 2 fisk pr. akvarium

Testsubstans pr. liter sjøvann, g	pH	Overlevende etter		Adferd
		18.5 timer	67 timer	
100	4.6-4.8	0		Hoste, panikkreaksjoner, slappe bevegelser
70	4.8-5.1	0		Lite aktive
40	4.9-6.1	0		Snapper etter luft
20	6.3-6.8	2	2	Slappe bevegelser
0 (kontroll)		2	2	Normale

Tabell 5.2 Resultater fra hovedserien, 5 fisk pr. akvarium.

Testsubstans pr. liter sjøvann, g	pH	Al, µg/l	Overlevende etter					Kondisjon v/død eller etter 14 d.
			24 t	48 t	72 t	96 t	14 d	
35	5.7-6.8	200-400	1	0				Mye slim på gjellene
25	6.0-6.9	-	4	3	0			-- " --
17.5	6.2-7.3	<100	5	5	3	3	3	Haleråte
12.5	6.4-7.4	<100	5	5	4	4	3*	Haleråte
0 (kontroll)	7.3-8.0	<100	5	5	5	5	5	Normale

*) En fisk hadde hoppet ut av karet.

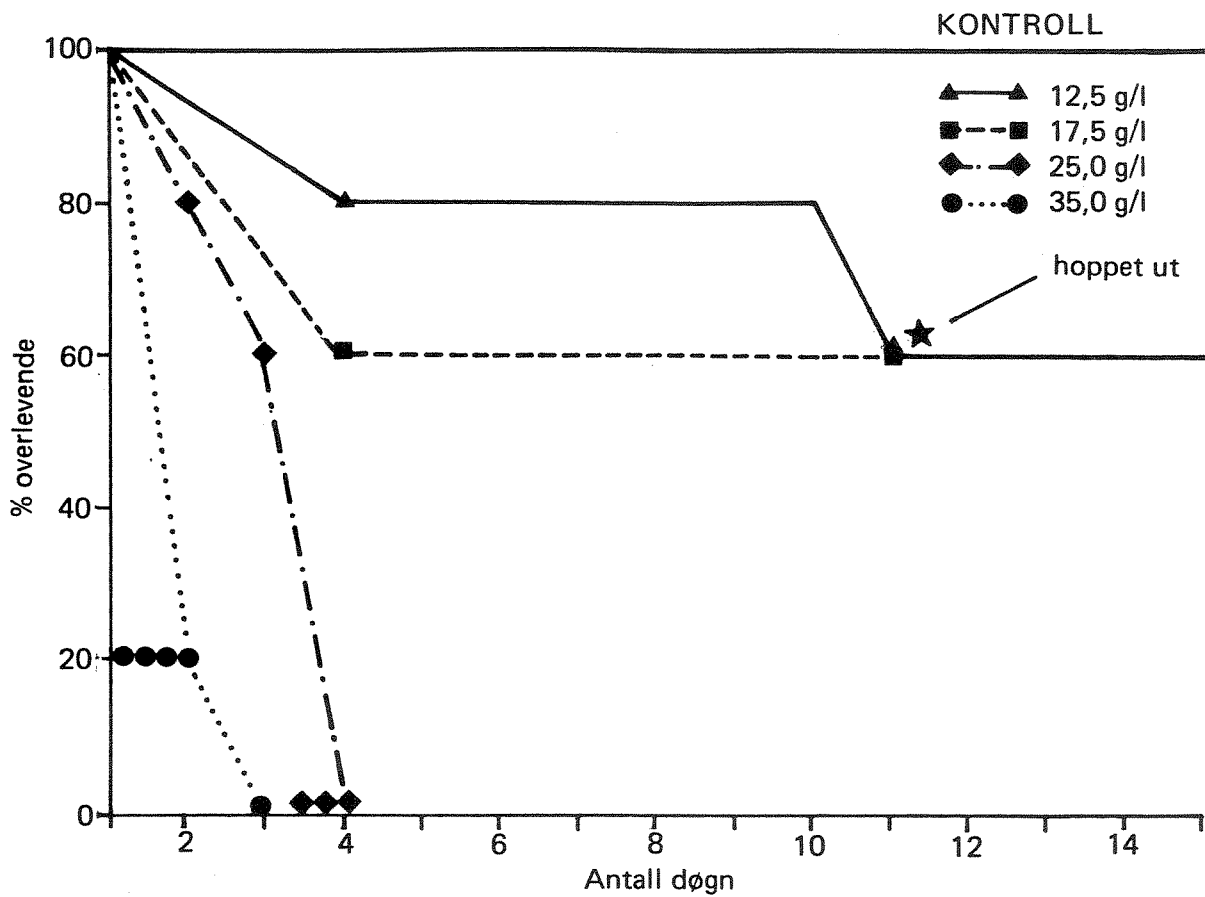


Fig. 5.1. Overlevende torskeyngel ved de forskjellige belastninger som funksjon av tiden.

5.2 Algetester med vann fra kolonneforsøk

5.2.1 Vannprøver

Toksisitetstester med alger ble utført på effluentvann fra kolonneforsøk med surt og nøytralisert residue (jfr. Tabell 5.3). Prøver til testene ble tatt på forskjellige tidspunkt etter starten av kolonneforsøket (kap. 3.4).

5.2.2 Metodikk

Prøvene ble filtrert gjennom glassfiberfiltre (Whatman GF/C) og testene ble gjort i ufortynnede vannprøver og i prøver fortynnet til 20 og 50 % i sjøvann fra 40 m dyp ved Drøbak i Oslofjorden. En næringsløsning for alger (Z8) ble tilsatt samtlige prøver før de ble podet med 10^7 celler/l av testalgen *Phaeodactylum tricornutum*. Kulturene ble fordelt på 100 ml ståkolber med 50 ml i hver inkubert på gyngebord ved 20°C. Belysningen var kontinuerlig fra lysstoffrør, ca. 6000 lux. Alle tester ble gjort med tre paralleller.

Veksten i kulturene ble registrert ved telling av algene etter tre døgn. Den gjennomsnittlige veksthastigheten under de tre dagene etter forsøkets start ble beregnet som:

$$\frac{\log n_3 - \log n_0}{3 \cdot \log 2} \quad \text{doblinger/døgn}$$

der n_3 = antall alger etter 3 døgn
 n_0 = antall alger ved start

Veksthastigheten i test-kulturene ble så regnet om til prosent av veksthastigheten i kontrollkulturer uten tilsetning av vann fra kolonneforsøkene.

5.2.3 Resultater

Veksthastigheten i kulturene som % av veksthastigheten i kontrollkulturene er fremstilt i Tabell 5.4. I tabellen er også angitt pH-verdier i løsningene ved starten av forsøket og etter 3 døgn.

Som det fremgår av tabellen hadde prøve S1 en hemmende virkning på alge-

veksten. Ved 50% fortykning ble veksthastigheten redusert til 45% og i ufortynnet prøve var inhibisjonen fullstendig. Prøven S2 hadde en svak giftvirkning mens S3 ikke hadde noen signifikant virkning på veksthastigheten.

De tre prøvene i N-serien hadde ingen effekt på algenes veksthastighet.

5.2.4 Kommentarer

Hemming av veksthastigheten til *Phaeodactylum tricornerutum* ble bare registrert i de sureste prøvene og effekten kan derfor skyldes pH-effekten alene. Som kontroll av algens respons på pH ble det derfor også gjort en testserie i sjøvann hvor pH ble justert ved tilsetning av HCl og NaOH til verdier mellom 3 og 8.0. Resultatet er vist i Tabell 5.5. Det optimale pH-intervallet var 7.0-7.5. Veksthastigheten ble redusert ved pH 5.0 og 6.0. Ved pH 4.0 var veksten helt inhibert. Resultatene av pH-forsøket viser at den veksthemmende virkningen av prøven S1 kan forklares av prøvens lave pH-verdi (3.7).

Økningen i pH-verdier i de kulturer hvor vekst ble registrert skyldes at algene ved fotosyntesen assimilerer karbondioksyd og derved forskyver likevekten i karbonat-kulldioksyd systemet.

5.2.5 Konklusjon

Algetestene viste at prøven med lavest pH hadde en hemmende virkning på veksthastigheten av *Phaeodactylum tricornerutum*. Tester med sjøvann som var tilsatt syre til pH 4, 5 og 6 viste at veksthastigheten ble redusert mest ved lavest pH. Den hemmende virkning av prøver fra utvasking av surt residue kan derfor forklares av prøvens lave pH-verdi. I tester med vann fra utvasking av det nøytraliserte residuet var det ingen hemming av algenes veksthastighet.

Tabell 5.3 Analyser av vannprøver fra kolonneforsøk brukt i algetester

Vann- prøve	pH	Konsentrasjoner, µg/l							Anmerkninger
		Al	Fe	Cu	Zn	Ni	Cd	Pb	
S1	2.9	2900	800	37	17	5	0.2	1.6	Prøve PS-20-3.1 Tab.3.9
S2	6.7	< 20	9	8	1.3	0.8	0.2	<0.5	" " 3.3 " "
S3	7.3	< 20	3	7	0.7	<0.5	<0.2	<0.5	" " 3.5 " "
N1	7.1	40	8	14	26	6	1.2	<0.5	Prøve PN-20-3.1 Tab.3.10
N2	7.4	< 20	5	11	4	2	0.3	<0.5	" " 3.3 " "
N3	7.4	< 20	8	6	1	5	0.5	<0.5	" " 3.5 " "
Blind- prøve sjøvann	Ca.8.0	< 20	1.1	5.1	0.7	<0.5	<0.2	<0.5	Som Tabell 3.6

Tabell 5.4 Effekt av vannprøver fra utvasking av surt (S) og nøytralisert (N) residue på veksthastigheten til *Phaeodactylum tricorutum*.

Prøve	Veksthastighet i % av kontroll	pH* ved start	pH etter 3 døgn
Kontroll	100	6.9	8.5
20% S1	113	6.4	8.3
50% S1	45	5.4	7.4
100% S1	0	3.7	3.6
50% S2	92	6.6	8.3
100% S2	87	6.7	8.3
50% S3	104	6.8	8.5
100% S3	102	6.7	8.4
50% N1	97	6.8	8.5
100% N1	92	6.7	8.5
50% N2	100	6.8	8.5
100% N2	95	6.7	8.5
50% N3	103	6.8	8.5
100% N3	100	6.8	8.4

*) pH i 100% prøver avviker noe fra Tabell 5.3 pga. tilsetninger.

Tabell 5.5 Veksthastigheten til *Phaeodactylum tricornutum* i sjøvann ved forskjellige utgangs pH-verdier

pH ved start	pH etter 3 døgn	Veksthastighet (Doblinger/døgn)
3.0	2.9	0
4.0	3.8	0
5.0	6.9	1.19
6.0	8.2	1.59
7.0	8.6	1.81
7.5	8.6	1.76
8.0	8.4	1.42

6. BASSENGFORSØK MED SURT RESIDUE

6.1 Utførelse

En mengde på ca. 200 liter av det sure og grovkornede residuet ble i løpet av sommeren og høsten tilført sjøvann i et basseng ved NIVAs marine forsøksstasjon ved Solbergstrand. Residuet ble plassert i et jevnt lag med ca. 25 cm tykkelse i et plastbasseng. Residuet (5 sekker) var hentet ved IFE den 9. juni. Bassenget var 1.6 m langt og 0.6 m bredt (Figur 6.1 og 6.2). Sjøvann fra 40 m dyp i Oslofjorden ble pumpet gjennom bassenget med en hastighet på ca. 200 liter/time. Vannoverflaten i bassenget var ca. 30 cm over residuet. Et kontroll-basseng med sjøsand ble plassert ved siden av residue-bassenget (Fig. 6.1 og 6.2).

Forsøkene startet 11. juni. På grunn av lynnedslag i pumpe ble ikke bassengene tilført vann fra 12. - 16. juni. Deretter ble sjøvann tilført bassengene omtrent kontinuerlig i løpet av sommeren og høsten.

Temperatur og pH på inn- og utløp av begge bassengene ble målt daglig i de første månedene. Det ble også tatt prøver av inn- og utløpsvann. Enkelte prøver ble tatt ca. 5 cm under residue-overflaten. I tillegg ble det tatt prøver av begroingen i bassengene.

I løpet av sommeren ble enkelte små fisk og krepsdyr tilført bassengene. Denne del av forsøkene var ikke planlagt på forhånd, og det ble ikke foretatt systematiske registreringer av dyrenes utvikling. Noen interessante observasjoner ble imidlertid gjort (kap. 6.3).

6.2 Kjemisk-fysiske forhold i bassengene

Tømmingen av residuet uti bassenget med sjøvann førte umiddelbart til en kraftig blakking av vannet. Det var store mengder med finstoff i sekkene med residue som særlig forårsaket dette. En del av denne turbiditeten kan også skyldes fnokker av aluminium- og jernhydroksyd. Sikten i karet bedret seg forholdsvis raskt ettersom partiklene sedimenterte. Etterhvert dannet det seg et voluminøst hvitt fnokkete slam med svak brunfarge i residue-bassenget. Brunfargen skyldes sannsynligvis jernhydroksyd i aluminiumoksyd-fnokkene.

Fotografiene (Fig. 6.1 og Fig. 6.2) viser hvordan bassengene så ut etter henholdsvis ca. 1 uke og ca. 2 måneder. Det første bildet (Fig. 6.1) viser at det var et voluminøst brun-hvitt slam i residue-bassenget. Fig. 6.2 viser at mesteparten av dette slammet er borte, for det ble sakte transportert ut av bassenget pga. gjennomstrømningen. Bildet viser også at det har etablert seg alger i residue-bassenget. Bildet gir et inntrykk av at lysforholdene var noe bedre i residue-bassenget enn i bassenget med sjøsand. Lysmålinger har bekreftet dette.

pH i utløpet av residue-bassenget var gjennomgående noe lavere enn i innløpet. Denne forskjellen var størst de første dagene og laveste målte pH i utløpet var 4.9 mens innløpets pH var 7.8 - 8.0.

Etterhvert nøytraliserte det innpumpede sjøvannet syren i overflaten av residuet og det var ingen påvisbar pH-reduksjon etter ca. 2 måneders drift (Tabell 6.1).

Vann som sto mellom kornene nede i residuet var forholdsvis surt (pH 4.6 - 2.9), (Tabell 6.2). Undersøkelsene tydet også på at pH sank i dette porevannet i løpet av de 3 månedene prøvene ble tatt.

Tabell 6.3 viser at innholdet av aluminium og jern i utløpet fra residue-bassenget var meget høyt i den første uken. Analysene ble gjort på ufiltrede prøver, og en stor del av metallene forelå i partikulær form. Da turbiditeten avtok i utløpsvannet, avtok også metallinnholdet. Innholdet av nitrogen- og fosforforbindelser i innløpsvannet var forholdsvis høyt (Tabell 6.4).

Temperaturen i bassengene varierte fra ca. 8°C ved forsøkets begynnelse til et maksimum på 14.7°C i midten av august og avtok så noe mot slutten av forsøket (til ca. 10°C). Forskjellen mellom inn- og utstrømmende vann var stor de første dagene (3-6°C temperaturøkning), men den stabiliserte seg og var stort sett mindre enn 1°C resten av forsøket.

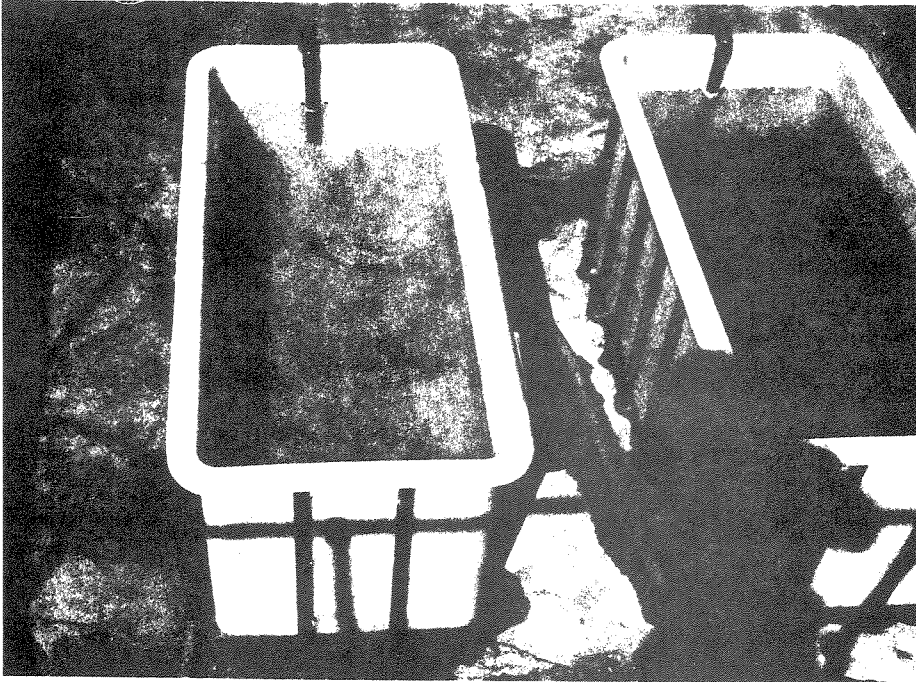


Fig. 6.1 Basseng med residue (venstre) og med sjøsand (høyre) etter ca. 1 uke med tilførsel av sjøvann.

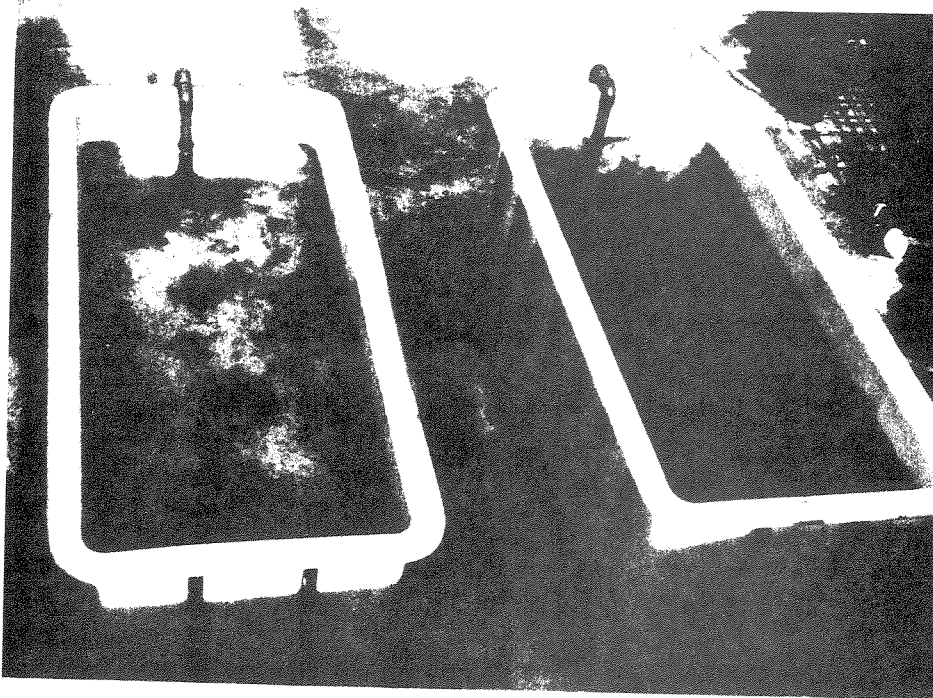


Fig. 6.2 Algebegroing i bassengene etter ca. 2 måneder med tilførsel av sjøvann fra 35 m dyp i Oslofjorden, Solbergstrand.

6.3 Biologiske forhold i basseng med residue og sjøsand

I løpet av de 4 månedene forsøket varte ble det registrert en sterk algevekst både i bassenget med residue og kontrollbassenget med sjøsand. Begroingen ble første gang registrert etter 19 døgn med gjennomstrømmende vann. Artsutvalget av de fastsittende alger (Tabell 6.5) var praktisk talt det samme i begge bassenger. Veksten var imidlertid raskere i bassenget med residue. Dette kan skyldes to forhold. Bassenget med residue var plassert lengst fra bygningene, og en kontroll viste at det fikk noe mer lys enn kontrollbassenget. Bunnen var nesten hvit, noe som også kunne bidra til bedre lysforhold. Et annet moment er at pH gjennomgående var litt lavere i "residue-bassenget". Selv om dette bare dreide seg om 1-3 tiendedeler (Tabell 6.1), vil det ha gitt høyere partialtrykk av CO_2 i vannet, noe som også kan ha gitt økt vekst. Etter 2-3 uker under de rådende forhold, med residuet liggende rolig på bunnen og en kontinuerlig utskiftning av vannet over, var det altså ikke noe som tydet på giftvirkninger overfor alger.

Fisk og krepsdyr som mer eller mindre av nysgjerrighet ble sluppet opp i karene, viste varierende reaksjoner. Stingsild så ut til å klare forholdene noenlunde bra og overlevde minst 1 måned i "residue-bassenget". Det ble også registrert forsøk på redebygging av stingsild. Skrubbeyngel og strandkrabbe greide seg også en god stund i "residue-bassenget". Flyndrene i "residue-bassenget" skiftet farge etter underlaget og gravde seg dels ned i aluminiumoksydfnökkene. Små ålekvabber derimot overlevde bare 1/2 til 2 døgn. Dette kan imidlertid være et resultat av temperatursjokk.

Konklusjonen på disse iakttagelser må bli at residuet i forsøksbassenget etter å ha ligget 2-3 uker med kontinuerlig utskiftning av det overliggende vann, hadde fått en såvidt nøytral overflate, og øvde såvidt liten påvirkning på vannet at det tillot algevekst og i hvertfall kortere tids opphold av enkelte fisk og krepsdyr. Siden avfallet var surt nede i bunnelaget, må det imidlertid anses som lite tilgjengelig for gravende dyr (mange arter, spesielt av børstemark og muslinger).

6.4 Konklusjoner

Bassengforsøk med surt residue har vist at det etablerer seg alger i karet når sjøvann pumpes inn i det over en lengre periode. Artsutvalget av fastsittende alger var praktisk talt det samme i residuebassenget som i kontrollbassenget med sjøsand.

Utløpsvannets pH var i starten noe lavere enn inntaksvannets, men etter hvert nøytraliserte det innpumpede sjøvannet syren i overflaten av residuet og det var ingen påvisbar pH-reduksjon etter ca. 2 måneders drift. Vann som sto nede i residuet var forholdsvis surt.

Stingsild og skrubbeflyndre levde i residuebassenget i minst 1 måned. Skrubbeflyndren skiftet farge etter underlaget og gravde seg delvis ned i aluminiumoksydfnökkene. Små ålekvabber overlevde bare en kort tid, noe som kan skyldes temperatursjokk.

Tabell 6.1 Bassengforsøk Solbergstrand. pH i inn- og utløp

Dato 1980	RESIDUE Basseng I		SJØSAND Basseng II		Anmerkn.
	pH inn	pH ut	pH inn	pH ut	
11.6.	7.8	6.2	-	-	Turbid
12.6.	7.8	5.2	-	-	Pumpe ute av drift
15.6.	7.8	4.9	-	-	Stillestående vann
16.6.	7.9	5.3	-	-	Pumpe startet
17.6.	7.8	7.1	-	-	Bass. II startet kl. 11
"	7.8	7.7	7.8	7.8	Jevn pumping
18.6.	7.9	7.7	7.9	8.0	Normalt
"	7.9	7.6	7.9	7.9	"
19.6.	7.8	7.6	7.8	8.0	"
20.6.	7.9	7.8	7.9	7.9	"
23.6.	7.9	7.9	7.9	8.0	"
25.6.	7.7	7.6	7.7	7.8	"
27.6.	7.9	7.8	7.9	7.8	"
30.6.	8.0	8.0	8.0	8.1	"
2.7.	8.0	7.95	8.0	8.1	"
4.7.	8.0	8.0	8.0	8.2	Begroing startet i bas. I
11.7.	8.0	7.8	8.0	8.1	Økende algevekst
18.7.	7.9	7.8	7.9	7.9	Begroing også i bass. II
25.7.	8.0	7.9	8.0	8.1	Målt lysforhold
4.8.	8.0	7.5	8.0	8.1	Pumpe stanset. Ordnet
11.8.	8.0	7.8	8.0	8.0	
18.8.	8.1	8.0	8.1	8.2	Renset bass. I for begr.
25.8.	8.0	8.15	8.0	8.25	
1.9.	8.0	8.0	8.0	8.1	Pumpe stanset i 4 timer
8.9.	8.0	8.0	8.0	8.1	Sterk begroing i I og II.
15.9.	7.9	7.9	7.9	8.0	Renset I+II for begroing
23.9.	8.0	8.0	8.0	8.1	Størst begr. i bass. I
30.9.	8.0	8.0	8.0	8.1	----- " -----
3.10.	8.0	8.0	8.0	8.0	----- " -----
10.10.	8.0	8.0	8.0	8.0	----- " -----
14.10.	8.0	8.1	8.0	8.1	Også begroing i II.
27.10.	8.0	8.0	8.0	8.0	----- " -----

Tabell 6.2 Bassengforsøk. pH i vannprøver tatt nedi residuet

Dato	pH nedi residue *)
17.6.	4.6
18.6.	3.9
23.6.	3.9
18.8.	3.5
12.9.	2.9

*) Prøver sugd opp med pipette, ca. 5 cm nede i residuet.

Tabell 6.3 Analyser av inn- og utløp av residue-basseng (ufiltrerte prøver).

Komponent	Innløp	Utløp			
	11.6.	11.6.	13.6.	16.6.	20.6.
pH	7.8	6.3	4.7	5.3	7.8
Turbiditet,	0.2	47	12	52	0.35
Aluminium, mg Al/l	0.18	28.3	2.6	8.5	0.25
Jern, mg Fe/l	0.12	9.1	-	15.6	-

Tabell 6.4 Næringssalter i sjøvann tilført bassengene

Komponent	Dato, 30.7.1980
Total nitrogen $\mu\text{g N/l}$	165
Nitrat "	110
Ortofosfat $\mu\text{g P/l}$	17.5

Tabell 6.5 Grov oversikt over dominerende vegetasjonsformer i basseng med residue og sjøsand på Solbergstrand, 1980

	14. juli	18. juli	24. juli	8. august	22. august	29. august	8. septem.	10. septem.	12. septem.	22. septem.	26. septem.	3. oktober	30. oktober
BASSENG I Residue	Fragilaria sp.	Fragilaria sp.	Fragilaria sp.	Orenet grønnalge	Schizonema-stadium av pennat diatomé	Schizonema-stadium av pennat diatomé Parenkyma-tisk grønnalge	Parenkyma-tisk grønnalge Schizonema-stadium av pennat diatomé Rødalge (Porphyra)	Melosira sp.	Schizonema-stadium av pennat diatomé	Schizonema-stadium av pennat diatomé Parenkyma-tisk grønnalge	Schizonema-stadium av pennat diatomé Parenkyma-tisk grønnalge Enteromorpha intestinalis Rødalge (Porphyra)	Schizonema-stadium av pennat diatomé Parenkyma-tisk grønnalge	Schizonema-stadium av pennat diatomé
BASSENG II Sjøsand	Ingen prøve	Ingen prøve	Ingen prøve	Ingen prøve	Schizonema-stadium av pennat diatomé Parenkyma-tisk grønnalge	Schizonema-stadium av pennat diatomé Parenkyma-tisk grønnalge	Parenkyma-tisk grønnalge Schizonema-stadium av pennat diatomé	Schizonema-stadium av pennat diatomé	Parenkyma-tisk grønnalge Schizonema-stadium av pennat diatomé	Parenkyma-tisk grønnalge Schizonema-stadium av pennat diatomé Enteromorpha intestinalis	Schizonema-stadium av pennat diatomé Enteromorpha intestinalis	Schizonema-stadium av pennat diatomé	Schizonema-stadium av pennat diatomé

7. REKOLONISERINGSFORSØK I OSLOFJORDEN

Den 11. juni 1980 ble ca. 700 kg av det sure og grovkornede residuet plassert på 27 m dyp i Oslofjorden ved Drøbak. Stoffet ble senket til bunns på en treplattform (2 m x 4 m). Residuet ble spredt utover plattformen, og den ble holdt nede av noen store steiner. Bunnen besto hovedsakelig av små og store stein. Hellningen var 10-15°.

Ved utplasseringen av stoffet ble de omgivende vannmasser sterkt turbide på grunn av finfordelte partikler. Sikten i vannet bedret seg forholdsvis raskt.

Formålet med disse forsøkene var å få svar på om residuet vil koloniseres av bunndyr etter at det er plassert i sjøen. Forsøket gikk ikke som planlagt, for ved dykkerbefaring 27. august var nesten alt residuet forsvunnet. Bare noen spredte rester av stoffet ble funnet mellom steinene. Det var en utgående strøm som hadde feiet residuet bort fra deponeringsstedet. Eventuelle nye forsøk må derfor foretas på steder med mindre strøm.

8. REFERANSER

- McLaughlin, R.T. jr., 1959: The settling properties of suspensions. Journal of the hydraulics division, ASCE, Vol. 85, No. HY 12, Proc. Paper 2311, Dec., 1959, pp. 9-41.
- Muniz, I.P. & Leivestad, H., 1980: Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta* L. Pp.320-321 in Drabløs, D. & Tollan, A. (eds.) Ecological impact of acid precipitation. SNSF project, Oslo and Ås.
- NIVA, 1977: XK-22. Metode for måling av sedimenteringsegenskaper til suspensjoner. Saksbehandler: Ø. Tryland. 12 sider, 27.12.1977.
- NIVA, 1978: DI-04. Fremdriftsrapport. Sedimenterings hastighet til suspensjoner. Metodikk og databehandling. Saksbehandler: Ø. Tryland. Medarbeider: E. Støren. 31 sider, 14.12.1978.
- NIVA, 1978 (1): O-77054. Vannforurensningsproblemer ved produksjon av aluminiumoksyd fra anorthositt. Rapport 1. Topografiske forhold og tidligere undersøkelser av vannutskiftning, vannkvalitet og bunnsedimenter i Sognefjordområdet. Saksbehandler: R.T. Arnesen. Medarbeidere: J. Molvær og J. Skei. 42 sider, 22.6.1978.
- NIVA, 1978 (2): O-77054. Vannforurensning ved produksjon av aluminiumoksyd fra anorthositt. Rapport 2. Kjemisk-fysiske undersøkelser av avfallstoffer fra forsøksanlegg, nov. 1977 - febr. 1978. Saksbehandler: Ø. Tryland. Medarbeider: T. Kristoffersen, 60 sider, 4.7.1978.
- NIVA, 1979 (3): O-77054. Vannforurensning ved produksjon av aluminiumoksyd fra anorthositt. Rapport 3. Befaring av området rundt Lutelandet og Sognefjorden i april 1978. Resipientvurderinger. Prosjektleder: R.T. Arnesen. Saksbehandlere: J. Molvær, B. Rygg, J. Skei. 63 sider, 26.3.1979.
- Sveen, B., 1981: Informasjon om aktuelle saker: Industriavfall. Norges Industriforbund. Innlegg på Industriforbundets Miljøvernkonferanse, Skien, 26.-27.1.1981.