

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0 - 81001

VURDERING AV SIGEVANNSUTSLIPP TIL BUFJORDEN FRA
SØPPELFYLLPlass I SAULEKILEN (ALSAND) - GRIMSTADREGIONEN.

Brekke, 27. april 1981

Saksbehandler: J. Magnusson

Medarbeidere : T. Damhaug

T. Bakke

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: 0-81001
Undernummer:
Løpenummer: 1275
Begrenset distribusjon:

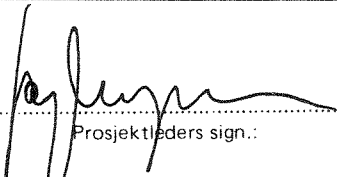
Rapportens tittel: Vurdering av sigevannsutslipp til Bufjorden fra søppelfyllplass i Saulekilen (Alsand) - GRIMSTADREGIONEN	Dato: 27. april 1981
Forfatter(e): Torgeir Bakke, Thorbjørn Damhaug og Jan Magnusson	Prosjektnummer: 0-81001
	Faggruppe: Fjordseksjon
	Geografisk område: Grimstad
	Antall sider (inkl. bilag): 23

Oppdragsgiver: Interkommunalt Selskap for Tekniske Anlegg i Arendal/Grimstadregionen (ITA).	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Konsentrasjonsnivåer for et eventuelt dyputslipp av sigevann fra en 23.000 m ² midlertidig søppelfyllplass (Saulekilen, Grimstadregionen) blir teoretisk beregnet og de miljømessige effekter i fjordområdet vurdert.
--

4 emneord, norske:
1. Sigevann
2. Dyputslipp
3. Sjøvann
4. Miljøeffekter

4 emneord, engelske:
1. Leachate
2. Submerged outlet
3. Sea-water
4. Environmental effects


Prosjektleders sign.:


Seksjonsleders sign.:


Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0385-0

INNHOOLD

	Side:
1. INNLEDNING	2
2. FORUTSETNINGER	2
3. TOPOGRAFI	2
4. BEREGNING AV FORURENSNINGSMENGDER	3
5. EFFEKTER AV UTSLIPP AV SIGEVANN I HAVET	6
5.1 Transporter og fortynninger av sigevannet	7
5.2 Effektvurdering	9
<u>Referanser</u>	22

Vedlegg: Uttalelse fra Statens Biologiske stasjon Flødevigen.

1. INNLEDNING

I møte 27.11.1980 med representanter for utbyggingsåvdelingen i Aust-Agder og interkommunalt selskap for tekniske anlegg i Arendal/Grimstadregionen (I.T.A) ble det diskutert et midlertidig søppeldeponi på Alsand/Stølekilen (se Fig. 1 og 2). Forutsetningene for søppeldeponi er gitt i referat fra dette møte som et vedlegg til brev fra I.T.A. av den 4.12.1980 med forespørsel om Norsk Institutt for Vannforskning kan utarbeide et problemnotat.

Denne rapport inneholder beregnede utslippsmengder fra søppelplasser og noen vurderinger omkring søppelfyllingen og utslippet, samt en anbefaling om utslippsted. Rapporten vil bli komplettert med en uttalelse fra Statens Biologiske Stasjon i Flødevigen om områdets følsomhet hva gjelder fiskerispørsmål. Rapporten er begrenset til å behandle eventuelle miljøproblemer i det marine miljø.

2. FORUTSETNINGER

Den midlertidige fyllplassen vil bli avstengt fra havet og være i funksjon i 4-5 år. Fyllingen skal legges ut på kapillærbrytende lag, dvs. sigevannet skal ikke trenge ned i grunnvannet. Grunnvannsnivået planlegges å bli senket til godt under fyllingens bunn. Sigevann og vann fra nedbørfeltet planlegges å bli pumpet ut i havet.

3. TOPOGRAFI

Alsand (Alshavn) ligger ved Bufjorden sørvest av Grimstad (fig. 1). Saulekilen (fig. 2) er en del av Stølekilen - en ca. 5 meter dyp og 240.000 m² stor poll med "terskeldyp" på ca. 3 meter i sør i et sund med mindre enn 100 meters bredde. Det totale nedbørfeltet inklusive Stølekilen er ca. 1.300.000 m².

Saulekilen har et areal på ca. 23.000 m² og i tillegg et nedbørfelt på ca. 125.000 m² (arealer og nedslagsfelt beregnet av I.T.A.). Saulekilen er således ca. 9% av hele Stølekilen. Kilen er fylt med sjøvann ved høyvann og delvis tørrlagt ved lavvann. Tidevannsforskjellen i området er ca. 10 cm, med variasjoner omkring det dobbelte ved spring. Imidlertid er meteorologiske forhold av større betydning for store variasjoner i vannstand. Samspillet mellom tidevann og stormflo gjør at fyllingen må sikres for vannstand opp mot 2 meter over middelvannstand.

Bufjorden utenfor Stølekilen er blitt opploddet av I.T.A. (Figur 3). Dypet utenfor kilen er vel 40 meter og er trolig den dypeste delen av Bufjorden. Området er relativt åpent med dyp ned i mot 70-80 meter ut mot havet. Sjøkartet viser at det trolig ikke er noen større topografisk hinder over 30 meter mellom havet og Bufjorden.

4. BEREGNING AV FORURENSNINGSMENGDER

Sigevann

Fyllingen forutsettes oppbygd til 2 meter lagtykkelser, og at endelig høyde bestemmes ut fra terrengmuligheter etc. (SFT 1978). Vi går ut fra følgende årlige avfallsmengder (NIVA 1980a).

Industriavfall	3.700 t/år	10.000 m ³ /år
Kommunalt avfall	10.000 "	20.000 "
Sum avfall	13.700 t/år	30.000 m ³ /år

Sigevannets sammensetning og mengde er beregnet ut fra oppgaver gitt i litteraturen.

Vi forutsetter at alt sigevann skriver seg fra nedbøren over de 23.000 m² som fyllplassen utgjør. Avrenningen fra den øvrige delen av nedbørfeltet forutsettes der ledet på en slik måte at det ikke vil infiltrere eller for øvrig påvirke fyllingen. Undersøkelser av Wigdel (1976) har vist at sigevannsandelen varierer mellom 10-45% av den totale nedbøren. Mengden er bl.a. avhengig av driften av fyllingen. I dette tilfellet antar vi at 30% av årsnedbøren kan gi realistiske mengder sigevann. Nedbøren varierer over året (Fig. 3), men den midlere nedbøren er ca. 1.3 meter, dvs. vi får 9.000 m³ sigevann per år.

Tabell 1 viser konsentrasjonen av ulike stoffer i sigevann. Tabellen er basert på data fra Johansen (1976) og Gismervik og Wigdel (1977). Videre er det beregnet utslipp av tungmetaller i kommunalt avløpsvann (Lygren og Balmer 1978).

Tabell 1. Utslippsmengder samt konsentrasjoner av forskjellige stoffer i sigevann, fortynnet sigevann, sjøvann og sjøvannsfortynnet sigevann.

Parameter	Utslipp fra ubehandlet sigevann		Konsentrasjon i sigevann (9000 m ³ /år) µg/l	Normalkonsentrasjon i havvann-kystvann µg/l	Konsentrasjon i vann fra nedslagsfeltet til Saulekilen µg/l	Konsentrasjon etter fortynning av sigevann med vann fra nedslagsfeltet (112500 m ³ /år) µg/l	Konsentrasjon etter fortynning ved dyputslipp i havet (40 - 60 ggr fort) µg/l	Ytterligere forrynningsbehov for å oppnå nivåer tilsvarende de i sjøvann	
	kg/år	tilsvarende antall p.e.						m ³ /s	Endelig konsentrasjon µg/l
BOF ₇ ^①	54.000	2.000	(-)6000 x 10 ³	6-9 x 10 ³ ②	~ 7 x 10 ³ ②	(-) 440 x 10 ³	(-) 0.3-3.8 x 10 ³	0.6 - 0.7	~ 5 x 10 ³ ②
Tot-N	2.700	600	300 x 10 ³	150 - 250	~ 300	~ 22 x 10 ³	600 - 900	0.5 - 1.8	~ 300
NH ₄ -N	2.520		28 x 10 ³	≤ 5 - 20	≤ 5	~ 20 x 10 ³	400 - 600	3.7 - 7.7	~ 30
Tot-P	45	50	5 x 10 ³	5 - 30	≤ 10	~ 360	12 - 40	-	≤ 40
Ca	3.600		400 x 10 ³	4.11 x 10 ⁵	5 - 10 x 10 ³	~ 28 x 10 ³	-	-	-
Tot-Cr	0.36		40	0.3 - 0.5			< 1.5		
Fe	2.250		250 x 10 ³	3 - 20	200 - 300	~ 18 x 10 ³	380 - 560	1.8 - 7.7	~ 30
Co	0.8		88	0.05-0.2					
Ni	0.45		50	1 - 2					
Cu	0.36	18	40	1 - 4	≤ 2	~ 5			
Zn	45	2.200	5 x 10 ³	3 - 10	10 - 20	~ 370	10 - 20		< 20
Cd	0.3	4.500	30	0.03 - 0.1	0.1 - 0.5	~ 3	0.08 - 0.2	~ 0.03	~ 0.12
Hg	0.02	16	2	0.02 - 0.05			< 0.08		
Pb	0.9	490	100	0.05 - 0.1	≤ 2	≤ 9	≤ 0.24	≤ 2	~ 0.12
PAH	0.27		30	0.1 - 0.3	~ 0.3	< 3	< 0.4		

① Her behandlet som negativ oksygenkonsentrasjon

② Oksygenkonsentrasjon

Øvrig tilførsel i nedbørfeltet

Øvrig tilførsel i området skjer fra hus og hytter. Tabell 2 viser beregnet forurensning fra hele nedslagsfeltet til Stølekilen. Det er antatt at alle hus har installert vannklosett og at hyttene har en brukstid på 2 måneder per år. Videre antas 4 personekvivalenter pr. hus/hytte. De spesifikke data er hentet fra PRA 20: "Rensing av avløpsvann fra spredt bolig- og fritidsbebyggelse."

Tabell 2.

Parameter	Beboelseshus 4 x 27 pe.		Fritidshus 4 x 42 pe.		Sum kg/år
	kg/p. år	kg/år	kg/p. år	kg/år ²⁾	
BOF ₇	27 ¹⁾	2916	14	392	3308
Tot-P	1.1	119	0.7	20	139
Tot-N	4.9	529	1.2	34	563

1) Beregnet ut fra 75 g/p.d. BOF₇

2) Brukstid 2 mnd./år.

5. MULIGE EFFEKTER AV UTSLIPP AV SIGEVANN I HAVET

De miljømessige konsekvenser av sigevannsutslippet kan være økt planktonproduksjon som følge av store konsentrasjoner av næringssalter - først og fremst ammonium. Sigevannets store oksygenbehov kan gi lave oksygenkonsentrasjoner, eller oksygensvikt og dannelse av hydrogensulfid (råttent vann) som er en dødelig gift for nesten alt marint liv. Store konsentrasjoner av bakterier vil kunne medføre helsemessige problemer, og endelig vil tilførselen av tungmetaller og organiske mikroforurensninger kunne gi økologiske effekter så vel som å utgjøre helserisiko ved konsum av høyere organismer (skalldyr, fisk) som følge av oppkonsentrering i næringskjeden.

Av Tabell 1 fremgår mengden av forskjellige stoffer i sigevannsutslippet sammenlignet med personekvivalenter fra kommunalt kloakkvann. Videre sammenlignes konsentrasjonen i sigevannet med konsentrasjon etter infiltrasjon fra nedslagsfeltet til Saulekilen. Ytterligere fortykning fåes ved utslipp på dypt vann (primærfortynning). Det er til slutt satt opp nødvendige transporter av sjøvann for å fortynne avløpsvannet ned mot sjøvannsnivået og konsentrasjonsnivået. Normal konsentrasjon av metaller i havvann-kystvann er hentet fra NIVA (1980b). Konsentrasjoner i infiltrasjonsvann er hentet fra Henriksen og Wright (1977) og Wright og Johannessen (1980) samt Wright (pers.medd.).

5.1 Transporter og fortynninger av sigevannet

Tabell 1 viser - som nevnt - en del fortynningsmuligheter som skulle kunne medføre mindre miljøproblemer. Ved å pumpe sigevannet fra fyllingen i en rørledning ut i Stølekilen til dypt vann i Bufjorden (se fig. 3), vil en kunne bruke et enkelt diffusorarrangement for å oppnå ytterligere fortynning. De mulige fortynninger ligger i dette tilfelle mellom 40-60 ggr., men vil variere med mengden vann som pumpes ut per. tidsenhet og den hydrografiske situasjonen (tetthetsfordelingen i vannmassen) ved gitt utslippsdyp. Endelig vil det fortynnete sigevannet ytterligere fortynnes og spres ved naturlige transporter i fjordområdet. Nå foreligger det oss bekjent, ingen hydrografiske observasjoner fra Bufjorden som kan indikere transporter, men vi antar at forholdene i tilsvarende områder utenfor Arendal og Kristiansand gir et representativt bilde av vannutskiftningen (NIVA 1976a og 1976b). Da vil vi få følgende spredningsmønster.

Når sigevannet pumpes ut av diffusoren på dypt vann, vil det stige mot overflaten (lavere egenvekt enn havvannet). Sigevannet vil nå rive med seg omkringliggende sjøvann inntil egenvekten mellom fortynnet sigevann og sjøvann er like. På dette nivå vil det fortynnete sigevannet innlagres i fjorden. Med 40-60 gangers fortynning vil innlagringsnivået variere mellom 4 og 15 meter ovenfor utslippsdyp (hvis utslippsdypet ikke er dypere enn 40 m). Deretter vil det fortynnete sigevannet ha en viss egenspredning for deretter å følge de naturlige transporter i området. Egenspredningen kan teoretisk beregnes. (Bjerkeng, Gøranson og Magnusson (1978)). Den er gitt av at egenvekten på utslippsvannet på innlagringsdyp gir en mer homogen vannmasse enn omkringliggende sjøvann. Egenvektsforskjellen driver utslippsvannet i en strømfri resipient radielt ut fra utslippsstedet.

Tykkelsen (h) på utslippskyen ved en halvradiell spredning er gitt ved ligningen

$$h = \delta \left(\frac{Q}{N\pi \cdot r} \right)^{\frac{1}{2}}$$

hvor Q = transporten av primærfortynnet utslippsvann

r = radien

N = $\frac{g}{\rho} \cdot \frac{d \rho}{d z}$ hvor ρ = egenvekten
z = dypet

δ = koeffisient bestemt av feltmålinger

Fronthastigheten (u) gis av

$$u = -\frac{1}{\delta^2} \cdot N \cdot h$$

Hvis vi bruker egenvektsobservasjoner fra Arendalsområdet, blir fronthastigheten som vist i Tabell 3, dvs. meget tynne sjikt med meget små hastigheter etter kun 50 meters spredningsradie. Hvis vi i stedet regner med radiell spredning vil fronthastigheten bli under 0.1 cm/s etter en radie på 20 meter.

Tabell 3. Teoretisk egenspredning av primærfortynnet sigevann i strømfri resipient.

$$Q = 0.15 - 0.20 \text{ m}^3/\text{s}, \quad \delta = 20, \quad N^2 = 24-15 \times 10^{-4} \text{ s}^{-2}$$

r (m)	u (cm/s)	h (m)
10	~ 0.8 - 0.7	~ 0.6 - 0.7
20	~ 0.5 - 0.4	~ 0.4 - 0.5
50	~ 0.3	~ 0.3
100	~ 0.2	~ 0.2

Den midlere strømhastighet i august-september 1975 utenfor Hisøy-Arendal var mellom 5-6 cm/s på 15-20 meters dyp. Samme strømsstyrker kan regnes med i Bufjorden. Spredningen av primærfortynnet sigevann vil således bli bestemt av retningen og styrken på strømmene. For en videre vurdering av dette må det foretas strømmålinger.

Spredningsbildet av utslippsvannet blir således at vi får vannsjikt på kanskje 1 meters tykkelse med konsentrasjoner lavere enn primærfortynningsnivået og som spres på forskjellige nivåer etter varierende sjiktning i forskjellige retninger etter strømforholdene. Den direkte påvirkningen over tid vil være begrenset til et sirkelareal med ca. 50 meters radie, hvor det foreligger en mulighet ved meget svake strømmer og stabil sjiktning til en stadig påvirkning av samme område. For øvrig kan andre områder bli utsatt for kontinuerlig påvirkning, hvis strømforholdene er meget spesielle, men dette kan først avklares ved observasjoner på stedet.

Det fortynnede sigevannet transporteres omkring i området inntil det skjer en vannutskiftning (se nedenfor).

Figur 5 viser saltholdighetsvariasjonene utenfor Hisøy i Arendal som trolig er representativ også for Bufjorden. Figuren viser store variasjoner over kort tid, og oppholdstiden på vannet har blitt vurdert til mellom en uke til 14 døgn (NIVA 1976a). Omtrent tilsvarende oppholdstider har blitt beregnet for Korsviksfjorden ved Kristiansand (NIVA 1976b). Vannutskiftingens størrelse over de øverste 50 metrene varierte mellom 30-500 m³/s med en middelvei omkring 100 m³/s, hvilket blir ca. 2 m³/s for hver meter i dypet. Da vannutskiftningen er større nærmere overflatelaget (bl.a. vindens drivende krefter har større effekt), vil denne transport sannsynligvis være lavt for de her aktuelle vannmasser over 30 meters dyp.

En relativt vanlig vannutskiftningsprosess er at tyngre havvann presses opp langs kysten (upwelling). I dette tilfellet vil dypvannet i fjorden og derved det innlagrede utslippsvannet, løftes opp til overflaten. I en slik prosess kan utslippsvannet bli transportert inn i Saulekilen, eller til andre områder. Imidlertid vil det bli kraftig fortynnet da transporten i slike situasjoner er meget stor.

Tabell 1 viser størrelsen på de konsentrasjoner som kan forekomme i det fortynnede utslippsvannet etter primærfortynning. Utslippet er så lite at vi ikke bedømmer det som noen risiko for resirkulering, dvs. at utslippsvann fortynnes i "gammelt" utslippsvann. Primærfortynningskonsentrasjoner vil imidlertid kunne måles ved tilfeller av meget dårlig vannutskiftning, men begrenset i volum. Normalt bør vannutskiftningen med en størrelse omkring 2 m³/s gi de konsentrasjoner mellom primærfortynning og de som i tabell 1 kalles endelige konsentrasjoner. Vi vil imidlertid alltid kunne risikere tilfeller med konsentrasjoner omkring primærfortynningsnivået i dyp omkring innlagringsdyp, dvs. for utslippsdyp 40 meter mellom 35 - 25 og for utslippsdyp på 30 meter mellom 25 - 15 meter.

5.2 Effektvurdering

Det er i vurderingen tatt utgangspunkt i primærfortynningskonsentrasjonene av de ulike komponenter som et verst tenkelig tilfelle. Med områdets antatt gode vannutskiftning vil videre fortynning skje ganske raskt ved horisontal og til dels vertikal spredning.

Sigevannet vil etter utslipp kunne virke direkte på de frie vannmassers organismer: plankton og pelagisk fisk. Sistnevnte vil, med sin høye evne til å sanse systemfremmede stoffer og stor egenbevegelse, kunne unnvike ugunstige miljøforhold. Fisken kan likefullt bli tiltrukket av et utslipp, og således ta opp stoffer ved å holde seg i nærheten av utslippet. Dersom det drives fiske av betydning i utslippsområdet, bør man vurdere å ta stikk-prøver av denne fisken for kontroll av metallinnhold og PAH (poly-sykliske aromatiske hydrokarboner) etter at anlegget er kommet i drift, subsidiert i første rekke en kontroll av selve sigevannet.

Planktonorganismene, spesielt mikroalger, har liten egenbevegelse, og vil være underlagt de samme transportmekanismene som utslippsvannet. Kontakt-tiden plankton-utslippsvann kan følgelig være lang, dvs. størrelsesorden en uke til 14 døgn (vannutskiftningstiden), og organismene vil i verste fall bli utsatt for konsentrasjoner tilsvarende utslippet etter primærfor-tynning. Kontakttiden for dyreplankton vil være kortere enn for plante-plankton da de fleste artene har en døgnlig vertikalvandring. Tabell 4 viser konsentrasjoner av ulike stoffer etter dyputslipp tatt fra Tabell 1, samt nedre grense for antatt økologisk betydningsfulle effekter ut fra litteraturdata. Sistnevnte angivelse er basert på en rekke kilder (bl.a. NIVA 1980b, Oshida et.al. 1976, og Reish et.al. 1978). Tallene er til dels skjønsmessige og det er ikke tatt hensyn til organismetype, eksponerings-måte, varighet av påvirkning, eller den form giftstoffene har ved ekspone-ringen: i eller på partikler, kolloidalt eller kompleksbundet, eller oppløst og i ioneform. Giftvirkning er også avhengig av miljøforhold (temperatur, saltholdighet, oksygennivå, andre stressfaktorer), av organis-menes stadium i utvikling og fysiologiske tilstand og hvordan kontakten organisme-giftstoff skjer, f.eks. over hud eller via mat. For de fleste stoffene har vi et mangelfullt generelt kjennskap til økologiske viktige negative effekter og variasjoner i disse under naturlige forhold til for-skjellige årstider.

Under forutsetning av at Tabell 4, med de forbehold som er nevnt, indikerer den nedre grense for effekter av økologisk betydning, fremgår det at sink, jern, PAH, NH_3 og muligens total-krom og kvikksølv vil kunne foreligge i konsentrasjoner opp mot nedre effektgrense, og i verste fall ha noe gift-virkning. Jern vil tilføres i store mengder, og felles ut til sedimentet. Dette metallet har imidlertid en betydelig naturlig omsetning og inngår i en rekke viktige biologiske molekyler, (f.eks. hemoglobin). Giftvirkningen er meget lav.

Tabell 4.

	NH ₄ ⁻ N µg/l	NH ₃ µg/l	Tot-Cr µg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Hg µg/l	Pb µg/l	PAH µg/l
Konsentrasjon µg/l etter fortynning v/dyputslipp	400-600	8-12 ¹⁾	<1.5	380-560	0.1	10-20	0.08-0.20	<0.4	0.24-0.40	<0.4
Nedre antatte grense for negative effekter (µg/l)	-	10	(1)10-100 ²⁾	100-1000	1-10	5-50	<0.1-1	<0.1-1	<10-100	0.1-1 ³⁾

1) I likevekt med NH₄⁺

2) Cr⁺⁶

3) Enkelte PAH-forbindelser

Total-krom består vesentlig av Cr^{+3} , mens giftighetsnivået gjelder Cr^{+6} .

Kobber foreligger normalt i sjøvann i samme størrelsesorden som i selve utslippet (Tabell 1) så en økning på 0.1 $\mu\text{g}/\text{l}$ har neppe betydning.

De rapporterte effekter av lave mengder sink har vært unnvikelsesreaksjon hos regnbueørret ved ca. 6 $\mu\text{g}/\text{l}$ og redusert fødeopptak og vekst hos zooplankton ved 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ over 5-10 dager (Sprague 1968). Øvrige grenser for sinkeffekter ligger fra 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ og oppover. Tilsvarende er det rapportert effekt på celledeling hos en mikroalgeart ved PAH (benzanthrone) på 0.1 $\mu\text{g}/\text{l}$, mens effektgrensen forøvrig er 5 $\mu\text{g}/\text{l}$ og oppover.

Mengdene $\text{NH}_4\text{-N}$ på 400-600 $\mu\text{g}/\text{l}$ er relativt høye, og ammonium har vist seg å ha skadevirkning på akvatiske organismer. Den giftige formen amoniakk (NH_3) står i likevekt med ionisk ammonium (NH_4^+). Likevekten er temperatur- og pH-avhengig. Ved en midlere vanntemperatur på 10°C i de aktuelle vannlag og en pH på ca. 8 vil rundt 2% foreligge som ammoniakk, dvs. 8-12 $\mu\text{g}/\text{l}$. Nedre risikogrense ligger rundt 10 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Summert må det konkluderes med at det er liten fare for giftvirkning av de enkelte metaller og PAH på plankton selv over utslippet og i den nære sone av innlagersdypet. Med et såvidt komplekst utslipp kan det likevel ikke utelukkes at flere stoffer i lavere konsentrasjoner virker negativt samtidig, enten additivt eller synergistisk. Mangel på bakgrunnsdata om slike effekter gjør at man ikke kan ta stilling til om dette vil skje ved utslippet til Bufjorden. Den korte oppholdstiden tilsier imidlertid at slike eventuelle effekter blir meget lokale, og vil neppe redusere planktonproduksjonen i slik grad at det f.eks. influerer på næringsgrunlaget for fisk i regionen. Fiskelarver er imidlertid også en del av planktonsamfunnet, og kan følgelig tenkes å bli direkte påvirket lokalt. Hvilke konsekvenser dette kan få for lokale fiskebestander er avhengig av Bufjordens rolle som gyte- og oppvekstområde for egnens fiskeforekomster. Imidlertid vil som nevnt bare mindre deler av resipientens vannmasser berøres av skadelige konsentrasjoner.

Tilførselen av total nitrogen gir beregnet konsentrasjon på 600-900 $\mu\text{g}/\text{l}$ i innlagersnivå. Dette representerer et betydelig lokalt tilskudd av næringsalter.

Hvorvidt tilskuddet fører til øket primærproduksjon er avhengig av to faktorer:

- At utslippsvannet kommer opp i produserende lag i betydelig grad. I dette området må vi regne med stor produksjon i vårperioden helt ned til minst 30 meter (jfr. Sand 1979). Et utslipp på 30 meter med innlagring på 25-15 meter vil følgelig gi nitrogentilskudd i produserende vannlag.
- At øvrige næringssalter, spesielt fosfor, tilføres i proporsjonale mengder. Utslippsvannets forventede fosforinnhold er i samme størrelsesorden som sjøvannet forøvrig, og vil følgelig ikke bety et tilskudd. Det må derfor antas at fosfor vil virke begrensende for produksjonen lenge før nitrogenkilden kan utnyttes fullt.

Videre fortykning tilsier at øket produksjon av betydning bare vil kunne forekomme i innlagringsdyp lokalt rundt utslippet.

Den gode vannutskiftningen og bunnens jevne topografi mot åpent hav tilsier at produksjonen ikke vil resultere i oksygenmangel ved bunnen i noen del av området.

Utslippets innhold av organisk, oksyderbart stoff tilsvarer et totalt biokjemisk oksygenforbruk på $0.3-3.8 \cdot 10^3$ µg/l etter dyputslipp (Tabell 1).

I løpet av en uke til 14 døgn får fjordområdet således et vannvolum på mellom 100.000 - 280.000 m³ med primærfortynningskonsentrasjoner. Hvis vannpakken har en tykkelse på 1 meter, vil den dekke et areal fra utslippet med 170-300 meters radie. Dette teoretiske spredningsvolum forutsetter en strømfri fjord. Vanntransporten i fjorden har tidligere blitt vurdert til ca. 2 m³/s og meter hvilket innebærer at fjorden per meter tilføres like mye oksygen på 14 timer som utslippet genererer av oksyngjeld i 14 døgn. Tabell 1 viser at en tilførsel på 0.6 - 0.7 m³/s og meter er nok for å opprettholde oksygenbalansen i fjorden. Over tid vil det således ikke innebære noen problemer med oksygenbalansen i fjorden, spesielt som utslippsvannet innlagres i fotosyntesesonen som vil gi ekstra produksjon av oksygen. Allikevel må vi alltid regne med at oksygenfrie vannmasser kan forekomme kortere tid ved spesielt strømfrie forhold. Maksimalt kan forhold som skissert ovenfor tenkes, men mer normalt burde det være vannvolumer med relativt lavt oksygeninnhold i området. FAO (1969) setter grense for mulige negative effekter ved 4.9 mg/l, men effekter av betydning antas å forekomme for konsentrasjoner under 2.8 mg/l.

Transport av organisk stoff og metaller til bunnen ved sedimentering må regnes som sannsynlig. Særlig gjelder dette jern, men tildels også andre metaller som sink og bly, som kan rives med av jernet. Utfelling av disse vil skje under den øyeblikkelige fortykning av utslippet med sjøvann. PAH har også vist akkumulasjon i sedimenter. Tilførselsområdets størrelse kan vanskelig anslås, og er avhengig av bl.a. avstand, innlagringsdyp-bunn, vannmassenes horisontale stabilitet, strømhastigheter og synkehastighet for det utfelte stoff. I en strømfri fjord vil tilførselsområdet trolig begrenses til 20-50 meters radie fra utslippet. Strømmer kan imidlertid forandre dette bilde.

Bunndyr i influensområdet er lite bevegelige og må følgelig tåle en gradvis anrikning av de stoffene som tilføres. Mange bunndyr, spesielt muslinger, er rapportert å akkumulere enkelte metaller og PAH til konsentrasjoner langt over omgivelsene. Oppkonsentreringsfaktorer på $10^3 - 10^5$ i forhold til vannet, er rapportert hos albueskjell for en serie metaller (Preston & al., 1972) under naturlige forhold, og eksperimentell oppkonsentrering av PAH (dibenzothiofen) 10^4 ganger i forhold til vann hos blåskjell og sandskjell (*Dosinia*). (Staveland & al. unpubl.). Selv om muslinger har evnen til å lagre metaller i ikke toksisk form i cellene, og å skille dem ut ved ekskresjon, vil fisk som tar sin næring fra bunnen i utslippsområdet, kunne konsumere relativt store mengder av metaller og PAH. Forhøyet nivå av metaller og PAH i fiskekjøtt er følgelig et potensielt problem i den grad det drives fiske på bunnlevende fisk (torsk, flatfisk) i selve utslippsområdet.

En mulig effekt av den store tilførselen av partikulært jern er at filterere og sediment-eterer vil få "fortynnet" sin føde med store mengder partikulært materiale uten næringsverdi og således utsettes for sult. På lengre sikt vil dette kunne redusere populasjonene av slike organismetyper.

Før fortykning med vann fra nedslagsfeltet er sigevannet beregnet å ville ha i størrelsesorden $1 \cdot 10^5$ celler/ml total kim og 50 celler/ml koliforme bakterier. Bakterieinnholdet i vann fra nedslagsfeltet forøvrig er ikke anslått, men antar man i verste fall samme totale kimtall som i sigevannet, vil utslippet etter minst 40 x primærfortyning i utslippet inneholdet høyst

$3.5 \cdot 10^3$ celler/ml total kim. Tilsvarende verdier fra antatt upåvirket kystvann er $10^3 - 10^4$ celler/ml (Thingstad unpubl.). Det synes følgelig som økningen i total bakterieinnhold ved utslippet selv i verste fall er av liten betydning.

Tilførsel av fekale koliforme bakterier fra vannet i nedslagsfeltet antas å være lite. Ser man bort fra disse vil utslippet etter primærfortynning (minst 40 x) ha i størrelsesorden 100 celler/l. Badevannskriteriet i Norge ligger ved 50 celler per. 100 ml (500 celler/l). Følgelig bør man også kunne se bort fra negative hygieniske forhold som følge av utslippet.

Til slutt bør en påpeke at eventuelle flytestoffer som fettpartikler etc. vil komme til overflaten ovenfor utslippet. Dette vil ikke utgjøre noen store mengder sett ut fra et forurensningssynspunkt, men er mer et estetisk problem. Dominerende sydvestlige vinder sommerstid vil sannsynligvis gi en hovedsakelig transport mot de åpnere områdene.

Anlegget i Saulekilen er beregnet å være i drift i 4-5 år. Deretter vil utslippet reduseres. Oksygenbehovet vil være nede på ca. 10% i løpet av 2-3 år og tilførsel av nitrogenforbindelsene vil bli redusert til 30% i løpet av ca. 5 år. Reduksjonen av de øvrige stoffenes tilførsel vil sannsynligvis ligge mellom reduksjonstidene for oksygen og nitrogen (Ehrig 1980).

Det er liten grunn til å tro at de eventuelle negative effekter utslippet i denne tiden må ha hatt på plante- og dyresamfunnet i området er av et irreversibelt omfang, selv like i nærheten av utslippet. Planktonsamfunnet vil gjenopprettes nesten umiddelbart. Tid for gjenopprettelse av bunnsamfunnene er avhengig av graden av forstyrrelse, tid for jern og andre akkumulerte utslippsstoffer til å vaskes ut av sedimentet til under effektnivå eventuelt til å bli dekket av nytt sedimentert materiale, samt artssammensetningen som igjen bestemmer rekrutteringshastighet og økologisk stabilitet. Sannsynligvis vil et naturlig samfunn være gjenopprettet innen ca. 5 år etter at rekruttering til området er startet.

Konklusjoner og anbefalinger

De her gjennomførte vurderinger baserer seg på i mange tilfeller helt teoretiske beregninger og usikkerheten er stor i bl.a. utslipps- og fortynningsdata. Disse er basert på midlere nedbør og vil således variere fra tørrvær

til regnværsituasjoner. Større fordamping sommerstid vil også redusere utslippet denne årstid relativt til vinterhalvåret.

Et dyputslipp på ca. 30 meter i Bufjorden vil allikevel kun ha begrenset effekt på miljøforholdene. I overflaten vil flytestoffer samles over utslippsstedet og transporteres videre i hovedsak i vindens retning. Vi regner ikke med andre miljøeffekter enn estetiske. I de frie vannmasser vil fortynnet sigevann kunne oppeholde seg i området en uke til 14 døgn og derved kunne påvirke planktonorganismer. Det foreligger liten fare for giftvirkning, men det kan ikke utelukkes at et utslipp som dette med flere stoffer som kan virke additativt eller synergistisk, også kan gi negative effekter. Mangel på bakgrunnsdata om slike effekter gjør at en ikke kan ta stilling til om dette vil skje i Bufjorden. Den korte oppholdstiden på vannmassene i området vil redusere denne risiko for negative effekter. Konsekvenser for lokale fiskebestander vil bli vurdert av Statens Biologiske Stasjon i Flødevigen.

Det foreligger en klar mulighet for nedsatt oksygeninnhold i en mindre del av fjordens vannmasser, dvs. hvor utslippsvannet har fortynningsvolum ned mot primærfortynningsnivå. Teoretisk kan en tenke seg en vannmasse på en meter tykkelse og en radius på 170-300 meter ved strømfrie forhold opp mot 14 døgn. Normalt risikeres vannvolumer med nedsatt oksygeninnhold i vannmasser av mindre volum enn dette. Fjordområdet tilføres betydelig mer oksygen enn behovet hos utslippet, slik at den totale oksygenbalansen ikke blir stort forandret.

Bunnområdene kan bli noe påvirket ved en viss utfelling av jern, sink, bly og sannsynligvis også andre metaller. Utfellingen skjer i primærfortynningsfasen og er trolig begrenset til et område av 20-50 meter fra selve utslippet, hvis ikke spesielle strømforhold eksisterer. I den grad det drives fiske på bunnlevende fisk, (torsk, flatfisk) i selve utslippsområdet kan nivået av metaller og PAH bli et potensielt problem. En bør derfor vurdere undersøkelser etter utslippstart på fisk fra området og utføre kontroll av selve sigevannet. Til slutt kan tilførselen av partikulært jern gradvis kunne redusere populasjonen av filtrerere og sedimentetere.

Planlagt driftstid av anlegget er 4-5 år og det er beregnet en gradvis reduksjon av utslippet i 3-8 år etter dette. Normaltilstand i bunnsamfunnene er antatt gjenopprettet innen ca. 5 år etter at rekruttering til de eventuelt belastede områdene er startet.

Det må stilles strenge krav til klargjøring og driften av området for å hindre ukontrollert utslipp av sigevann. For at utløsningen av forurensninger fra fyllingen skal bli minst mulig må avfallet ikke tilføres mer vann enn høyst nødvendig. Under opparbeidningen sørges det for effektiv oppdemning av kanalene mellom Saulekilen og sjøen slik at fyllingen sikres mot lekkasje av sjøvann inn i fyllingen og ut til Saulekilen. Det bør kontrolleres at grunnforholdene består av tette jordarter eller fjell, og dessuten må det sørges for senkning av grunnvannstanden i fyllingsområdet ved hjelp av pumpebrønner. Dette vann bør kunne brukes til fortynning av sigevannet. Videre bør utslippsledning utformes med diffusor slik at en oppnår de fortynninger som er blitt beregnet i denne rapport. Utslippsdypet bør ligge på ca. 30 meters dyp, men eksakt posisjon er av mindre betydning, sett ut fra vårt kjennskap til bruken av området.

Vi anbefaler også at utslippet overvåkes ved en dykkerbefaring etter at anlegget har vært i drift et par år, med en enklere prøvetaking fra bunn med analyser på organisk materiale og jern.

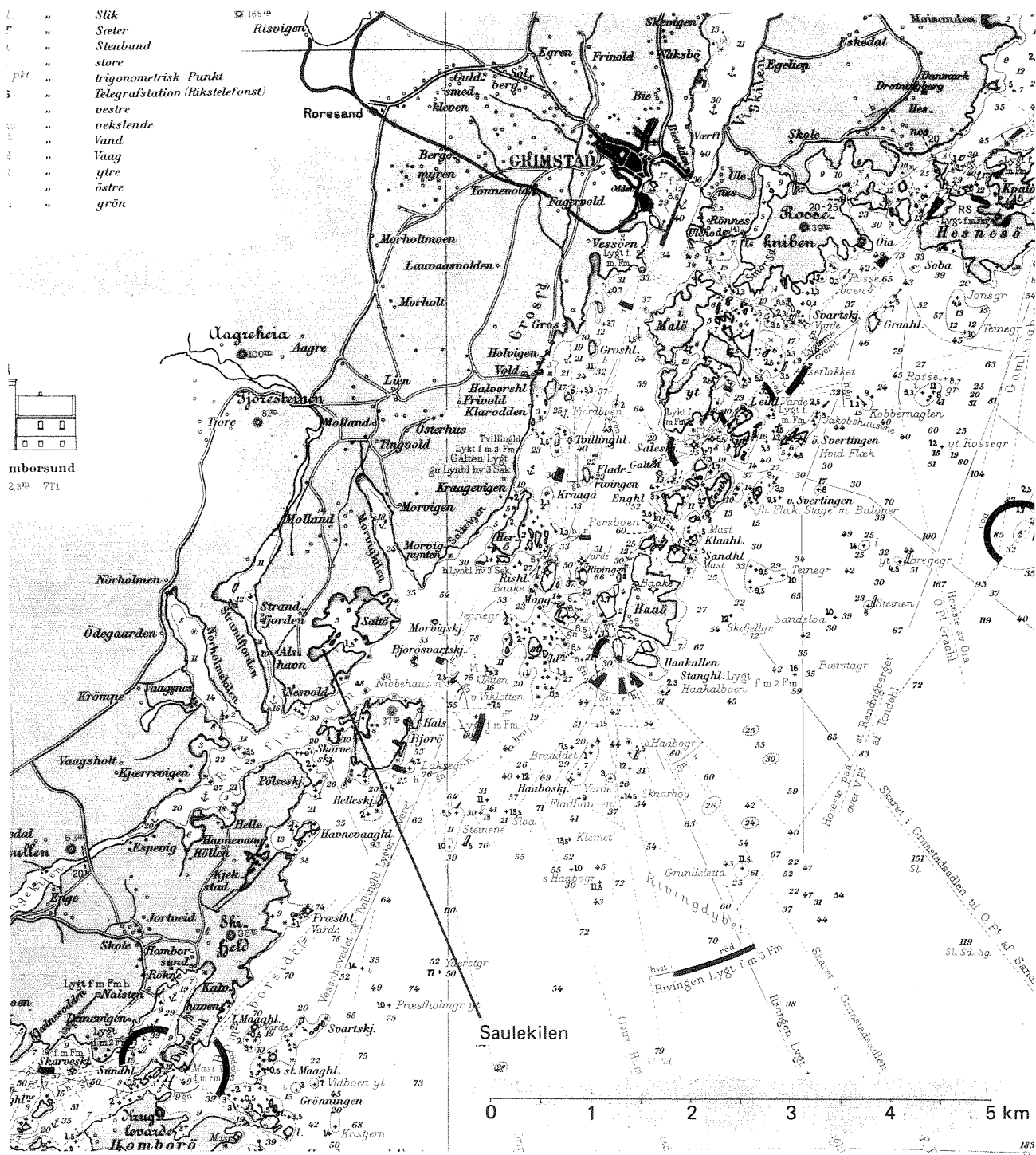
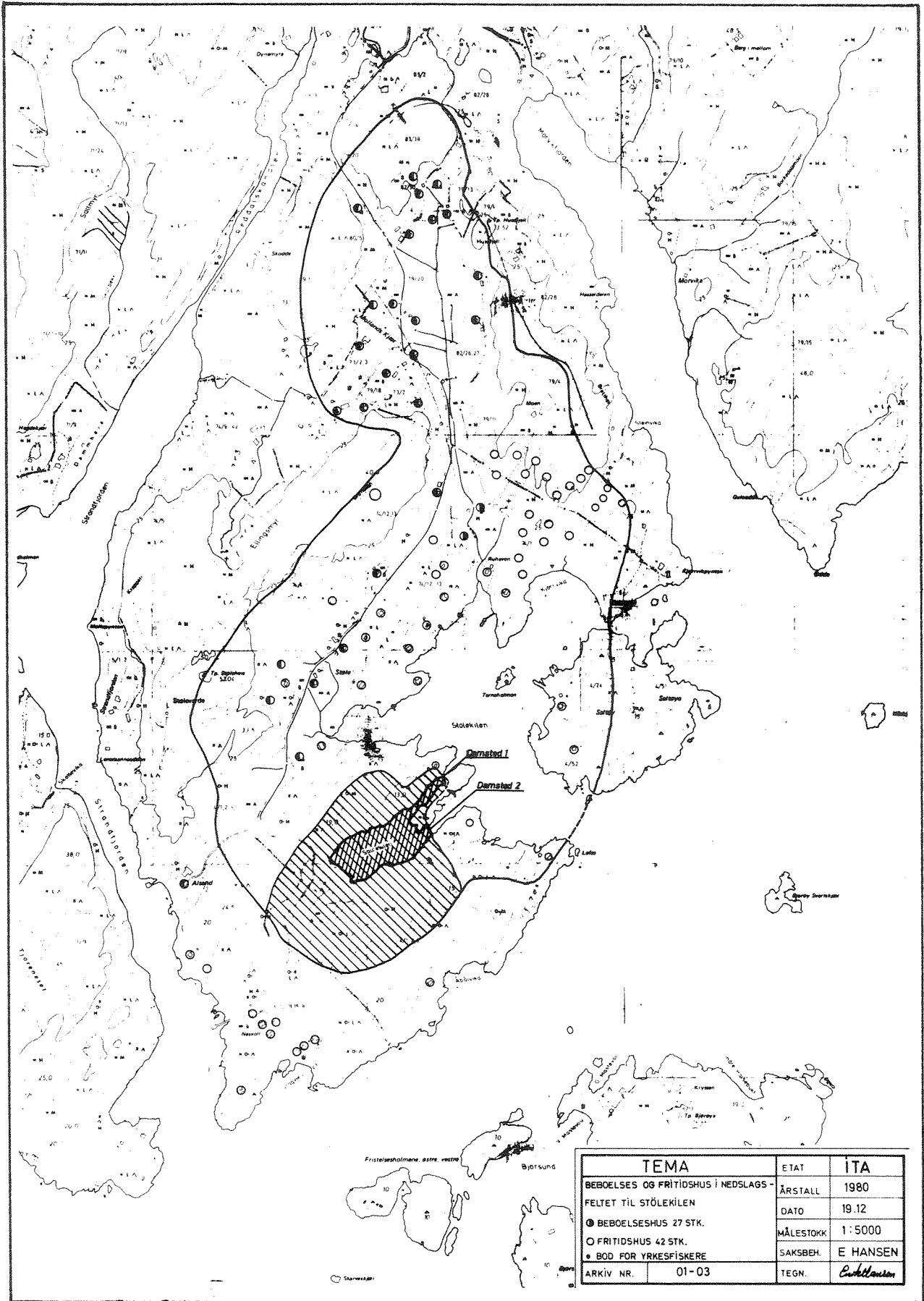


Fig. 1. Bufjorden med Saulekilen.



TEMA		ETAT	ITA
BEBØELSE OG FRITIDSHUS I NEDSLAGS- FELTET TIL STØLEKILEN		ÅRSTALL	1980
● BEBØELSESHUS 27 STK.		DATO	19.12
○ FRITIDSHUS 42 STK.		MÅLESTOKK	1:5000
● BOD FOR YRKESFISKERE		SAKSBEH.	E HANSEN
ARKIV NR.	01-03	TEGN.	<i>E. HANSEN</i>

Fig. 2. Søppelfylling (dobbel skravert) og nedbørfelt.

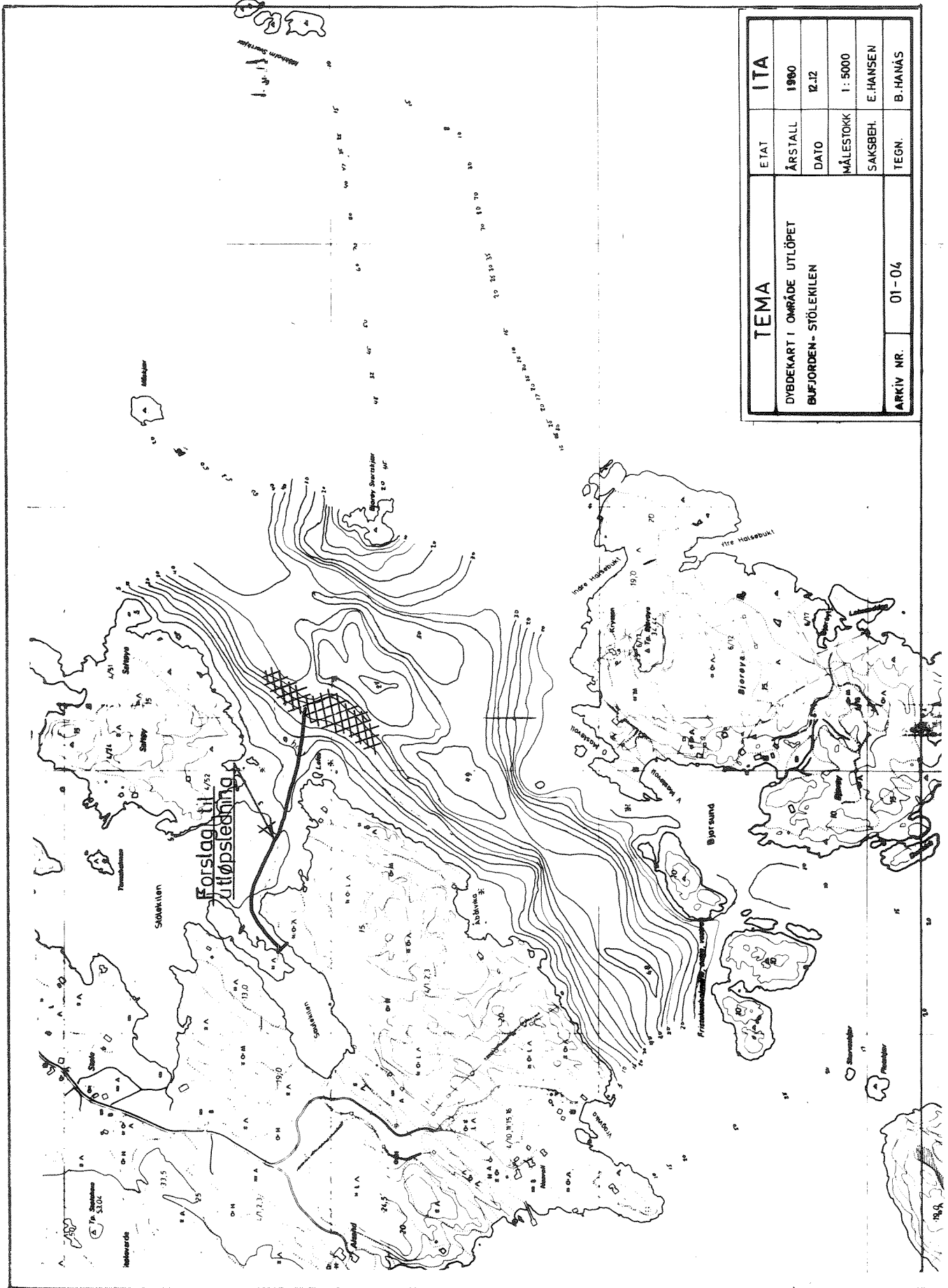


Fig. 3. Topografi og forslag til utslippsområde (skravert).

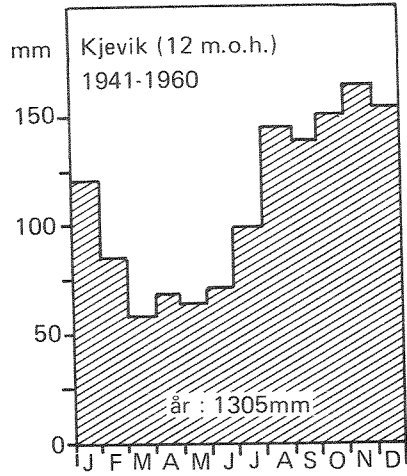


Fig. 4. Nedbør ved Kjevik, Kristiansand.

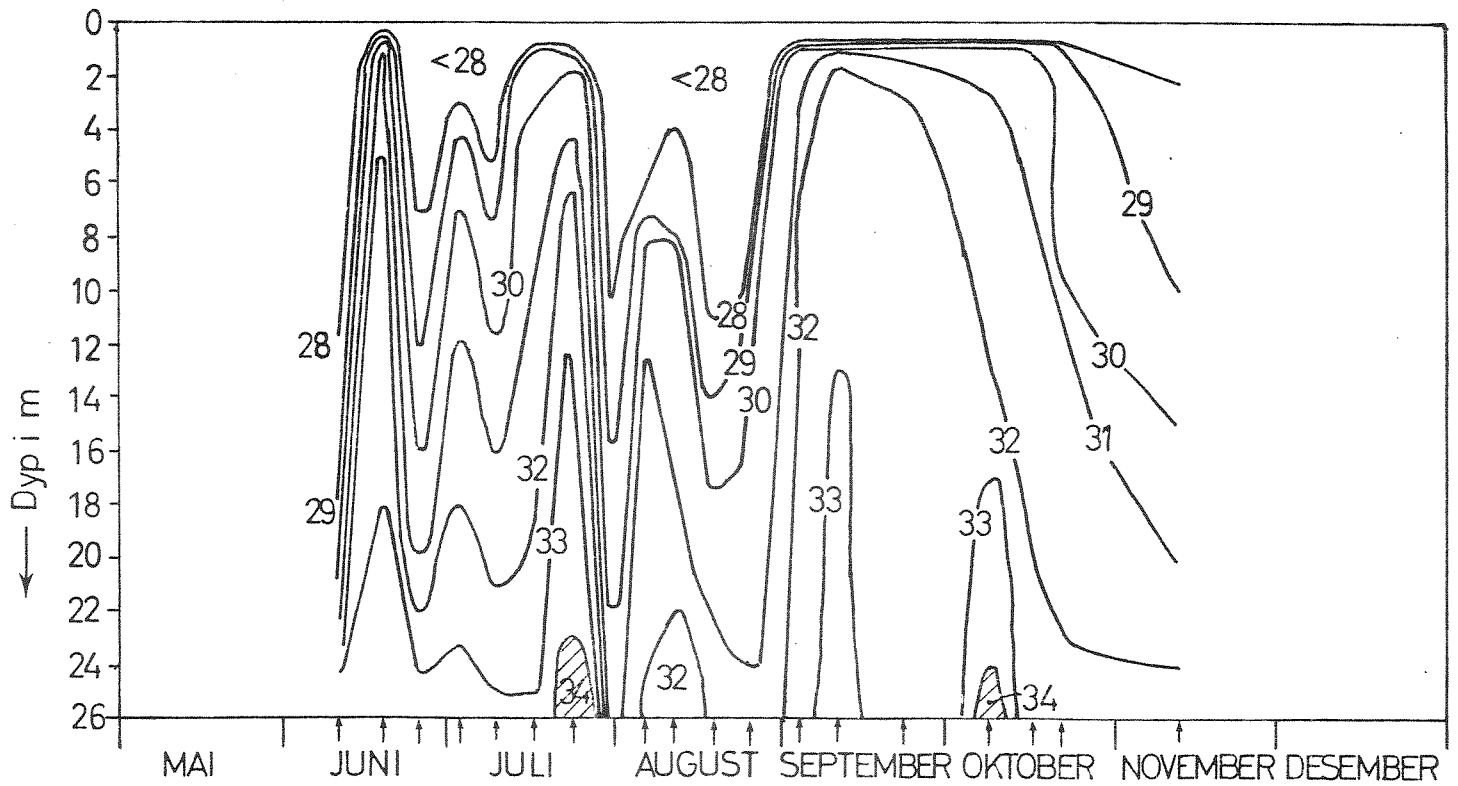


Fig. 5. Salinitetsvariasjon juni-november 1975. Hisøy, Arendal.

Referanser

Bjerkeng, B., Gøranson, C-G., Magnusson, J. (1978): Undersøkelse av alternative utslippssteder for avløpsvann fra Sentralrenseanlegg Vest. O-132/76. Norsk Institutt for Vannforskning/Samfunnsteknikk. Grøner.

Ehrig, H.J. (1980): Beitrag zum Quantitativen und Qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien. Tekn. Univ. Braunschweig. Heft 26.

FAO, (1969): Fishery technical paper no. 94. Rome.

Gismervik, S., Wigdel, G. (1977): "Deponering av avfall - Undersøkelse av sigevannsproblemet ved norske fyllplasser". Utvalg for vast avfall, UFA Prosjektnr. 4.3.16.

Henriksen, A. and Wright, R.F. (1977): Concentrations of heavy metals in small Norwegian Lakes. Water Research Vol. 12, pp. 101-112.

Johansen, O.J. (1976): "Rensing av sigevann". PRA 16 ISBN 82-90180-10-1.

Lindbak, P.E. (1978): "Rensing av avløpsvann fra spredt bolig- og fritidsbebyggelse". PRA 20.

Lygren, E., Balmer, P. (1978): "Avløpsvannets mengde og sammensetning". PRA 1.1 NIVA O-73/76 ISBN 82-577-0064-9.

NIVA (1976a): Strømundersøkelser ved Utnes, Arendalsområdet. J. Magnusson, O-84/75.

NIVA (1976b): Resipientundersøkelse i Korsvikfjorden, Kristiansand. J. Magnusson. O-110/74.

NIVA (1980a): Industrifyllplass i Arendal-Grimstadregionen. T. Damhaug, H. Holtan. O-80016.

NIVA (1980b): O-79086. Evaluation of Ecological Consequences of Seawater Scrubber Effluent from the Fläkt-Hydro Sulfur Dioxide Removal Process when Applied to a 1200 MWe Coal Fired Power Plant. B.Bjerkeng, J.Knutzen. 10/4 1980, 81 s.

- Oshida, P.S. & al. (1976): The effects of hexavalent and trivalent chromium on *Neanthes arenaceodentata* (Polychaeta: Annelida). Southern California Coastal Water Research Project, TM 225. Ed Segrends. California. 57 pp.
- Preston, A., Jefferies, D.F., Dutton, J.W.R., Harvey, P.R. & Steel, A.K. (1972): British isles coastal waters: the concentrations of selected heavy metals in sea water, suspended matter and biological indicators - a pilot survey. *Environ. Pollut.*, 3, 69-82.
- Reish, D.J. & al. (1978): Marine and estuarine pollution. J. Water Pollution Control Federation, Washington, D.C. Juni 1978.
- Sand, N.P. (1979): En fysisk kjemisk helårsundersøkelse i Arendalsområdet (1976-1977). Upublisert hovedoppgave. Universitetet i Oslo.
- Sprague, J.B. (1968): Avoidance reactions of rainbow trout to zink, sulphate solutions. *Water Research*, 2, 367-372.
- SFT (1978): "Veiledende retningslinjer for deponering av kommunalt avfall i fylling". Statens forurensningstilsyn.
- Wigdel, G. (1976): "Sigevann fra fyllinger". *Fast Avfall*, Nummer 1, s. 27.
- Wright, R.F. and Johannessen, M. (1980): Input-output budgets of major ions at gauged catchments in Norway. *Proc. Int. conf. ecol. impact acid precip. Norway 1980*.