



RAPPORT LNR 5581-2008

**Vurdering av utslipp av
slam fra Rossevang
vannbehandlingsanlegg i
Sandvikdalsfjorden ved
Kristiansand**

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Vurdering av utslipp av slam fra Rosse vannbehandlingsanlegg i Sandvikdalsfjorden ved Kristiansand	Løpenr. (for bestilling) 5581-2008	Dato 25.mars 2008
	Prosjektnr. Undernr. O-28016	Sider Pris 27
Forfatter(e) Birger Bjerkg André Staalstrøm	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Kristiansand Kommune, Ingeniørvesenet v. Gunnar Vestølg	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Rosse vannbehandlingsanlegg skal bygges om slik at det fjerner farge, dvs. humus. På oppdrag av Kristiansand Ingeniørvesen har NIVA vurdert virkningen av å slippe ut slammet i Sandvikdalsfjorden på ca. 40 m dyp, ca. 400 m fra land. Beregninger viser at et slikt utslipp ikke vil berøre overflatelaget i fjorden i særlig grad, men stort sett innlagres mellom 15 og 35 meters dyp. I noen få tilfeller, spesielt om vinteren og høsten, kan det komme høyere opp, og i ekstreme tilfeller kan det komme til overflaten, men da sterkt fortynnet. Ut fra en vurdering av sannsynlige synkehastigheter og strømhastigheter kan antas at slammet vil spres over store deler av fjorden før det legger seg på bunnen. Utslipet kan ikke påvirke oksygenkonsentrasjonene i fjorden generelt, men det kan tenkes å gi redusert oksygenkonsentrasjon i bassengvannet under 50 m. Det er neppe fare for utvikling av oksygenfritt vann, men oksygenfrie forhold nede i slammet i et begrenset område kan ikke utelukkes. Hvis det spres over det meste av fjorden før det sedimenterer på bunnen, vil det antagelig bare utgjøre ca. 10-20 % av naturlig sedimentering. Dersom slammet sedimenterer raskt, kan jernhydroksidet bli dominerende i sedimentet over et begrenset område av fjorden. Hvis det konsoliderer til et kompakt lag, kan det tenkes å gjøre substratet på bunnen uegnet for bunnfauna i et begrenset område. Konklusjonene mht. påvirkning på bunnen har betydelig usikkerhet, på grunn av manglende data om strøm og tetthetsjiktning fra fjorden, og mangel på undersøkelser av slammets synkehastighet og utfellingsegenskaper i sjøvann under naturlige forhold.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Slamutslipp	1. Sludge discharge
2. Fjorder	2. Fjords
3. Fortynning	3. Dilution
4. Vest-Agder	4. Vest-Agder



Birger Bjerkg

Prosjektleder



Dominique Durand

Forskningsleder



Jarle Nygard

Fag- og markedsdirektør

O-28016

**Vurdering av utslipp av slam fra Rossevann
vannbehandlingsanlegg**

Forord

Denne rapporten inneholder en vurdering av virkninger av utslipp av slamholdig prosessvann fra Rossevann vannbehandlingsanlegg til Sandvikkalsfjorden ved Kristiansand. Vurderingen er utført på oppdrag for Ingeniørvesenet i Kristiansand kommune etter forespørsel fra Asplan Viak. Fylkesmannen i Vest-Agder har stilt krav om en slik vurdering i sin utslippstillatelse fra oktober 2007, Kontaktperson hos Asplan Viak har vært Fredrik Ording. Resultatet ble opprinnelig levert som notat 4. februar 2008, men er siden omarbeidet til rapport.

André Staalstrøm har utført hoveddelen av arbeidet, og har bl.a. beregnet og skrevet om topografi, strømforhold og vannutskiftning, samt fortykning og innlagring av utslippet. Han har også deltatt i beregninger og vurderinger ellers i notatet og i utarbeidelse av konklusjoner og anbefalinger. Birger Bjerkeng har vært prosjekt leder.

Oslo, 25. mars 2008

Birger Bjerkeng

Innhold

Sammendrag	5
1. Innledning	6
2. Bakgrunnsdata om utslippet.	6
3. Beskrivelse av området	7
3.1 Fjordens topografi – arealer, volumer og dybdeforhold	7
3.2 Ferskvannstilførsel	10
3.3 Tidevann	10
3.4 Vindforhold	11
3.5 Hydrografi	12
4. Beregninger	14
4.1 Fjordens vannutskiftning	14
4.1.1 Metodikk	14
4.1.2 Resultater	15
4.2 Anslag og beregning av strømforholdene i fjorden	16
4.3 Utslippets innlagringsdyp	17
4.3.1 Metodikk	17
4.3.2 Dimensjonering av rørdiameter	18
4.3.3 Resultater fra JETMIX	18
4.3.4 Resultater fra Visual PLUMES	20
4.4 Virkninger av slamvannet i resipienten	21
4.4.1 Spredning i vannmassene og på bunnen	21
4.4.2 Oksygenforbruk	22
5. Vurderinger	23
5.1 Utslippets virkning på overflata	23
5.2 Utslippets virkning på bunnforholdene	24
6. Konklusjoner og anbefalinger	25
Litteratur	26

Sammendrag

Rossevann vannbehandlingsanlegg skal bygges om slik at det fjerner farge, dvs. humus. På oppdrag av Kristiansand Ingeniørvesen har NIVA vurdert virkningen på Sandvikdalsfjorden av å slippe ut slammet der, på ca. 40 m dyp, ca. 400 m fra land.

Sandvikdalsfjorden har lite lokal ferskvannstilførsel, og tetthetssjiktning og vannkvalitet vil i stor grad være bestemt av forholdene i kyststrømmen utenfor og i Kristiansandsfjorden som mottar større avrenning og ferskvannsmengder. Oppholdstiden for vannmassene over terskeldypet på 50 meter er anslått til 1-2 dager, men fjorden har noen områder med større dyp som er avstengt av terskelen, og hvor utskiftningstiden er beregnet til maksimalt 5 måneder. Tetthetssjiktningen varierer sterkt over tid, bedømt ut fra målinger i Kristiansandsfjorden og i kyststrømmen ved Arendal, men det er nesten alltid en viss tetthetsforskjell mellom overflatelaget og dypere lag.

Beregninger av fortykning og innlagring på de tilgjengelige tetthetsprofilene viser at et utslipp på 40 meter som planlagt ikke vil berøre overflatelaget i fjorden i noe særlig grad. Slamvannet vil stort sett innlagres på mellom 15 og 35 meters dyp, og vil da være fortyknet i størrelsesorden 100 ganger. I noen få tilfeller, spesielt om vinteren og høsten, kan det komme høyere opp, og i ekstreme tilfeller av homogene vannmasser kan det komme til overflaten, men da ca. 500 ganger fortyknet, slik at konsentrasjonene vil være under 10 mg/l faststoff, og bare midlertidig i et lite område.

Slammet vil spre seg videre utover i fjorden mens det fortyknes ytterligere ved horisontal blanding og vil etter hvert synke ut. Ut fra en vurdering av synkehastigheter og strømhastigheter er det rimelig å anta at det vil spre seg over store deler av fjorden før det legger seg på bunnen. Oppholdstiden i Sandvikdalsfjorden over terskeldyp er ganske kort, og utslippet kan ikke påvirke oksygenkonsentrasjonene i fjorden generelt, uansett hvor raskt eller langsomt det brytes ned eller i hvilke dyp og geografiske områder det skjer. Imidlertid kan det påvirke oksygenkonsentrasjonene i bassengvannet under 50 m hvor oppholdstiden er mye lenger. Det er rimelig å anta 10 % av slammet kan samles opp og nedbrytes her, og da kan akkumulert oksygenforbruk mellom vannfornyelser bli ca. 1 ml/l. Det kan være tilstrekkelig til å redusere vannkvaliteten her med en tilstandsklasse i følge SFTs klassifiseringskriterier, for eksempel fra God til Mindre God. Det er neppe fare for utvikling av oksygenfritt vann, men hvis slammet akkumulerer over lang tid før det brytes ned kan det tenkes å bli oksygenfritt nede i slammet, med evt. omdanning til sulfider.

Dersom slammet sedimenterer raskt, kan jernhydroksidet etter hvert bli dominerende i sedimentet over et begrenset område av fjorden. Hvis det spres over det meste av fjorden før det sedimenterer på bunnen, vil det antagelig bare utgjøre et tillegg på ca. 10-20 % til den naturlige sedimenteringen. Jernhydroksid er i seg selv ganske inert, og har ingen direkte virkninger på biologien, men hvis det danner kompakte lag kan det tenkes å gjøre substratet på bunnen uegnet for bunnfauna i et begrenset område. Det kan derfor ikke utelukkes at utslippet kan få negative virkninger langs bunnen i begrensede deler av de dypeste områdene i fjorden.

Konklusjonene mht. påvirkning på bunnen har betydelig usikkerhet, på grunn av manglende data om strøm og tetthetssjiktning fra fjorden, og mangel på undersøkelser av slammets synkehastighet og utfellingsegenskaper i sjøvann under naturlige forhold. Dersom utslippet iverksettes, anbefales en oppfølgende undersøkelse når det har gått en tid, for å kontrollere om det er effekter som gjør at en bør revurdere løsningen. Hvis det ønskes en sikrere forhåndsvurdering, anbefales at det foretas nærmere undersøkelser med målinger i fjorden og utsyningsforsøk, og evt. mer avanserte modellberegninger av spredning, partikkeltransport og nedbrytning. En mer omfattende gjennomgang av litteratur for å få oversikt over erfaringer med utslipp av inert materiale på bunnfauna vil også kunne gi sikrere konklusjoner om biologiske virkninger.

1. Innledning

Rossevann vannbehandlingsanlegg, som produserer ca. 6 mill. kubikkmeter drikkevann i året for de vestlige delene av Kristiansand kommune, skal bygges om slik at det fjerner farge, dvs. humus. Fylkesmannen i Vest-Agder har gitt tillatelse til at slamholdig spylevann fra prosessen slippes ut i Sandvikdalsfjorden sørvest for Kristiansand, men har tatt forbehold om at det først må gjøres en vurdering av virkningen på resipienten av et akkreditert firma. Hvis en slik vurdering viser negative effekter, krever Fylkesmannen at spylevannet føres til Bredalsholmen renseanlegg. Hvis ikke, kan spylevannet slippes ut i Sandvikdalsfjorden, og Fylkesmannen krever da at det skal føres ut på 40 m dyp, ca. 400 m fra land.

Nedenfor gjøres en enkel vurdering av mulige virkninger av et utslipp til Sandvikdalsfjorden, basert på opplysninger om utslippet og det som kan sies om resipienten ut fra generell kunnskap og eksisterende data fra Kristiansandsfjorden og Sørlandskysten ellers. Det er også gjort vurderinger av hvordan utslippet kan utformes best mulig for å minske virkninger mest mulig.

2. Bakgrunnsdata om utslippet.

Humus skal felles fra drikkevannet med jernklorid som fellingskjemikalium. Det felles ut som jernhydroksid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) og tar med seg organisk stoff og partikler fra vannet. Slammet samles opp på et filter, som spyles av med mellomrom. Spylevannet går til en fortykker, hvor ca. 95 % av slammet sedimenterer ut fra vannfasen. Vannfasen føres tilbake til vannkilden, og det fortykkede slammet sendes som utslipp til resipient. I pilotforsøk er det vist at slammet felles ut fra spylevannet i løpet av ca. 30 - 90 minutter til et fortykket slam med tørrstoffinnhold på 2-4 g suspendert stoff (SS) pr. liter. Fortykket slam fra hver spyling, maksimalt ca. 10 m³, skal pumpes ut i resipienten i løpet av 20 minutter, dvs. med en volumstrøm på 8.5 liter/s.

Slamproduksjonen varierer over tid. Tabell 1 beskriver slammengde og sammensetning i middeldøgn og maksdøgn. Ved maksimal slamproduksjon vil slammet ikke bli så konsentrert som ved midlere forhold, og volumet øker derfor forholdsvis mer enn tørrstoffmengden. Mengde organisk stoff i fortykket slam, som er beregnet ved å trekke beregnet mengde jernhydroksid fra total slammengde, tilsvarer ca. 3.5 mg/l fjernet fra råvannet.

Tabell 1. Mengde og sammensetning av slam i utslippet

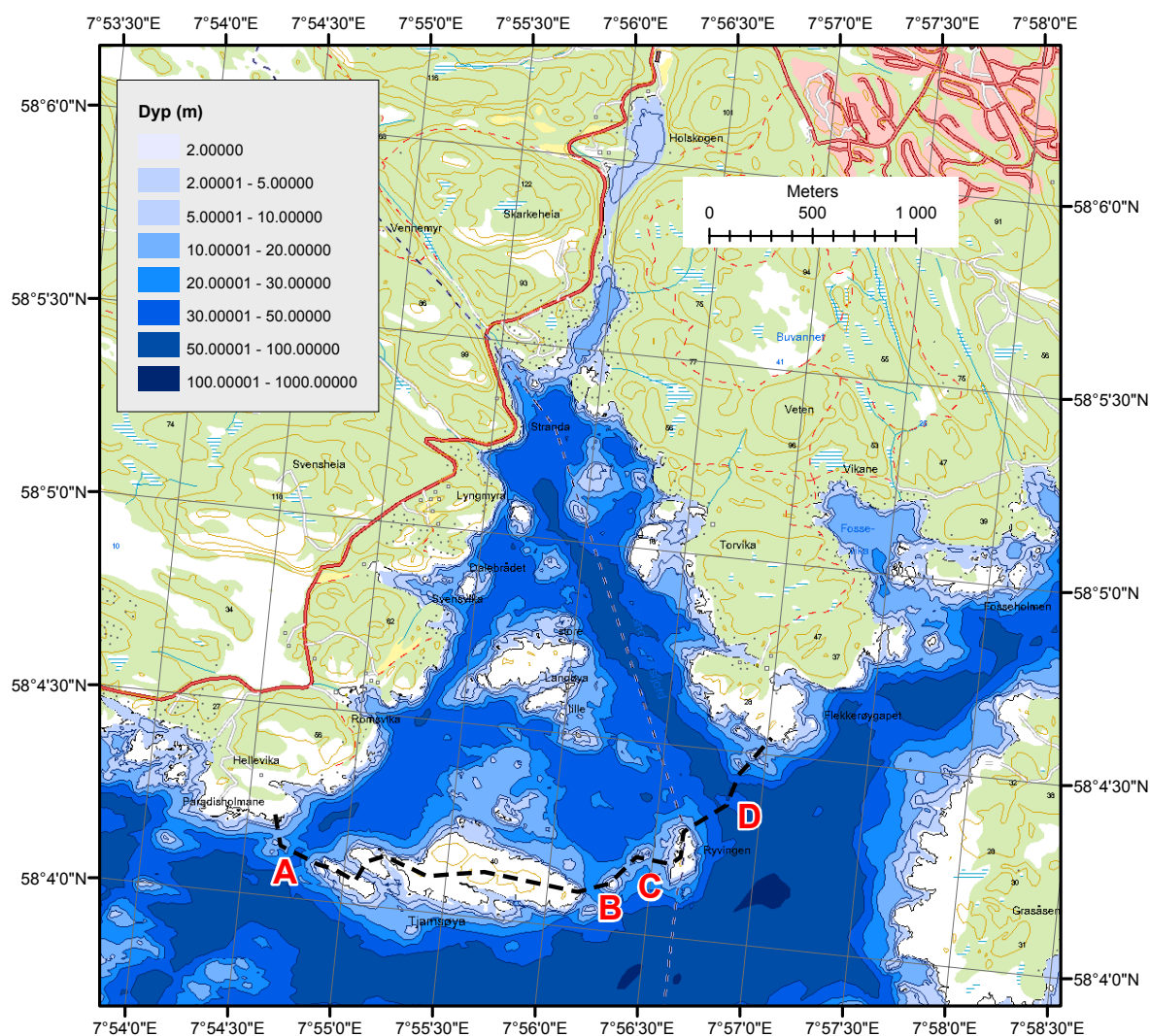
	Middeldøgn	Maksdøgn	
Slammengde (suspendert tørrstoff)	165	353	kg SS/d
Slamvolum	39	156	m ³ /d
Jernmengde	57.5	114	kg Fe/d
Beregnet mengde jernhydroksid	110	218	kg $\text{Fe}(\text{OH})_3$ /d
Beregnet mengde organisk stoff	55	135	kg org. stoff/d
Spesifikt tørrstoffinnhold i slamvannet	4.23	2.26	g SS/liter
Beregnet spesifikt organisk innhold i slamvannet	1.41	0.87	g org. stoff/l
Antall spylinger pr. døgn (å 8.5 liter/s i 20 minutter)	4	16	

Vannet i fjorden under 20 m dyp har saltholdighet mellom 28 og 35; tallet angir meget nær saltinnholdet i vekt-%, dvs. som g/liter. Som tabellen viser, er tørrstoffinnholdet i fortykket slam mindre enn 1/7 av saltinnholdet i dypere vannlag i fjorden. En del av dette er organisk stoff som i utgangspunktet holder seg svevende i ferskvann. Til tross for jernhydroksid-innholdet kan en derfor

anta at tetthetsforskjellen i forhold til sjøvann vil være som mellom ferskvann og sjøvann, dvs. at selv det fortykkede slammene er lettere enn sjøvann og stiger mot overflaten etter utslipp mens det fortynnes. For å unngå opptrengning til overflaten blir det viktig å få god fortynning på utslippet. Hvordan slammene oppfører seg i sjøvann etter fortynning og innlagring er ikke undersøkt. Fellingsforsøk gjort av Asplan Viak har vist at slammene i ferskvann har sunket ut fra en kolonne på ca. 20 cm høyde i løpet av 30 minutter (Fred-Arne Sivertsen pers. medd.); begynnende utsynking kan observeres etter 5 minutter, men det er ikke full utsynking før det er gått 30 minutter. Ut fra det kan det antas at synkehastigheten antagelig er større enn 0,4 m/time, men neppe mer enn 1 m/time.

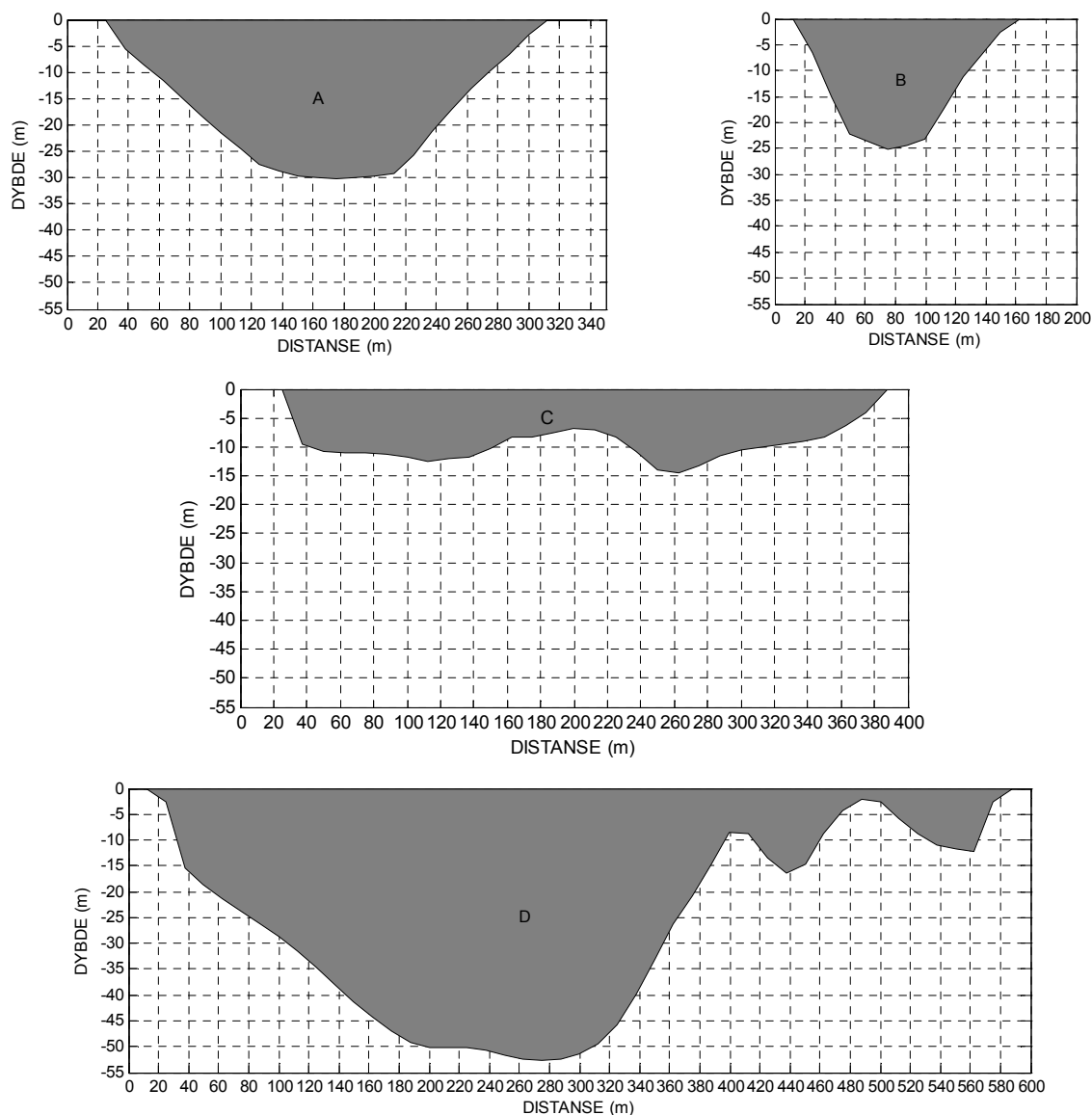
3. Beskrivelse av området

3.1 Fjordens topografi – arealer, volumer og dybdeforhold



Figur 1. Kart over Sandviktalsfjorden. Avgrensning mot havet utenfor er tegnet med stiplet linje, og ulike deler av tverrsnittet er merket med bokstaver.

Sandvikdalsfjorden ligger rett vest for Kristiansandsfjorden. Figur 1. viser et kart over området. Fjorden har form av en trekant og ligger som en kile mellom Indre Flekkerøy og Svensheia. Flekkerøygapet forbinder de to fjordene. Ytterst i Sandvikdalsfjorden ligger de to øyene Tjamsøya og Ryvingen. Disse øyene sammen med en del holmer deler av fjorden fra havet utenfor. Store Langøya midt i fjorden danner et delvis skille mellom en nordlig og en sørlig del. Forbindelsen mellom fjorden og havet utenfor er her delt opp i fire tverrsnitt. Tverrsnitt A går fra Hellevika til holmene vest for Tjamsøya. Mellom disse holmene og Tjamsøya er det to små forbindelser til havet utenfor, men tverrsnittet er lite og de er ikke tatt med her. Mellom Tjamsøya og Ryvingen ligger det en liten øy som kalles Lille Ryvingen. Tverrsnitt B er lagt mellom Tjamsøya og Lille Ryvingen. Tverrsnitt C er lagt mellom Lille Ryvingen og Ryvingen. Tverrsnitt D er lagt mellom Ryvingen og fastlandet (Indre Flekkerøy). Figur 2. viser disse tverrsnittene. Tabell 2. viser beregnet tverrsnittareal.

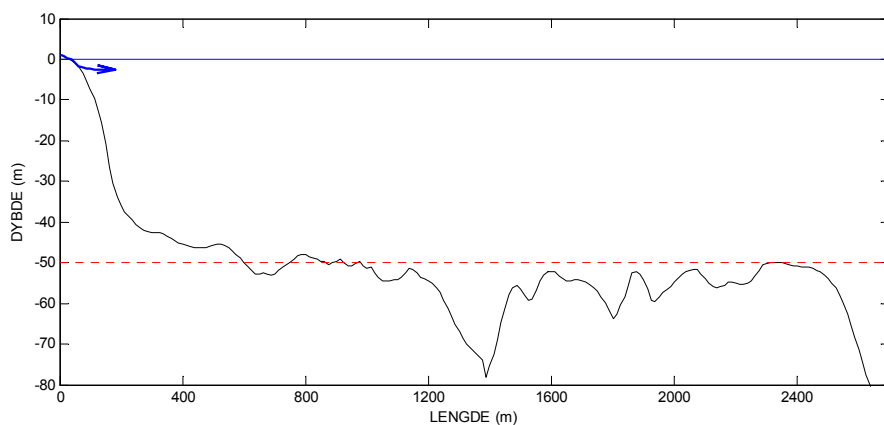


Figur 2. Tverrsnitt A til D, basert på topografien som er vist i Figur 4 nedenfor. Snitt D er lagt i en rett linje tvers over sundet, og det passerer dybder som er større enn terskeldypet på 50 meter. Tverrsnittareal i Tabell 2. er derfor litt mindre enn det som er vist på denne figuren.

Tabell 2. Oversikt over tverrsnittene.

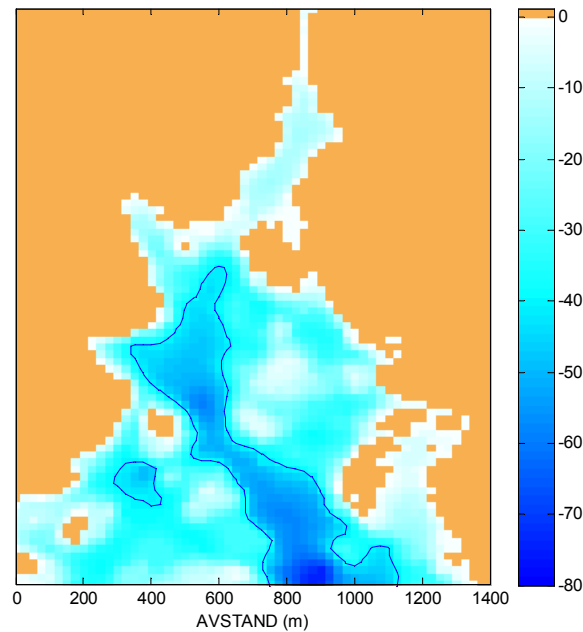
Snitt	Tverrsnitt (m ²)	Bredde (m)	Maksdyb (m)
A	5463	275	30
B	2227	138	25
C	3504	350	15
D	15478	563	50
Samlet	26672	1326	50

Sandvikdalsfjorden er en åpen fjord. Den dypeste forbindelsen med havet utenfor er 50 meter. Dette betyr at vannet over dette terskeldypet er preget av kystvannet utenfor. Figur 3 viser den langsgående profilen fra innerst i fjorden til utenfor terskelen mellom Ryvingen og Indre Flekkerøy. Det totale volumet av vannet i fjorden er omtrent 78 millioner m³. Av dette volumet er bare 1.4 millioner m³, altså 1,8 %, en del av terskelbassenget. Terskelbassenget er den del av vannmassen som befinner seg under terskeldypet. Det meste av dette volumet befinner seg i ytre del av fjorden, med det dypeste området nordøst for store Langøya (Figur 1.), 800-1200 m sør for det planlagte utslippspunktet.



Figur 3: Dybdeprofil som følger Sandvikdalsfjordens største dybder fra innerst i fjorden til terskelen mellom Ryvingen og fastlandet.

I utslippstillatelsen fra fylkesmannen i Vest-Agder er det satt som betingelser at utslippet skal være på minst 40 meters dyp og minst 400 meter fra land. Det er også satt som særlig vilkår at utslippspunktet skal ligge minst 400 m fra Sandvikdalsfjordens indre begrensning. Det antas her at med indre begrensning menes Holskogkilen. Figur 4 viser et dybdekart over den indre delen av fjorden.



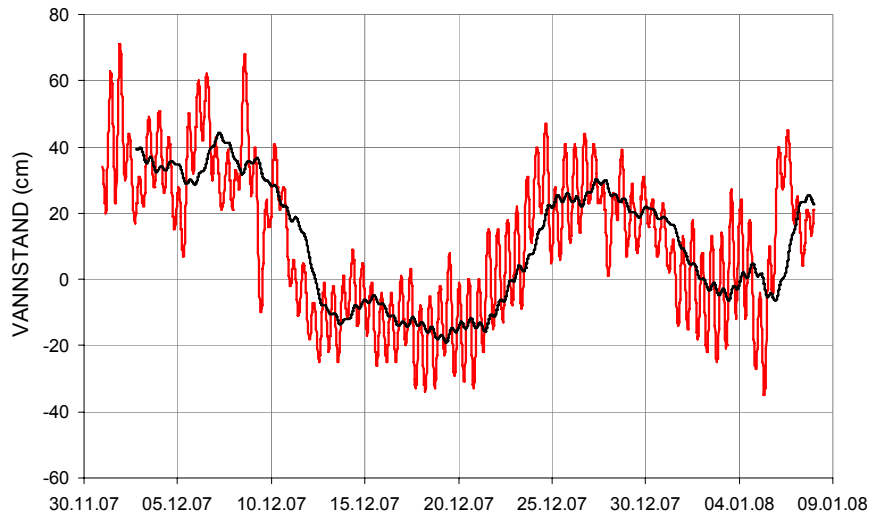
Figur 4: Dybdekart over den innerste delen av Sandvikdalsfjorden med 25 meters oppløsning. Fargeskalaen angir dybden i meter. Dybdekoten for 40 meter er tegnet inn som en blå linje. (Kilde?: Olex??)

3.2 Ferskvannstilførsel

Ferskvannstilførselen til Sandvikdalsfjorden er forholdsvis liten. I følge topografiske kart og NVEs nedbørsfelt-inndeling har Rosse vann nord for Sandvikdalsfjorden avrenning mot nordvest inn i Høllenvassdraget, og berører ikke Sandvikdalsfjorden. Tilrenning til Sandvikdalsfjorden kommer bare fra de små vannene sør for Rosse vann med samlet nedbørsfelt 3.4 km^2 (REGINE nedbørsfelt 022.11Z), og fra et areal rundt fjorden på $2.5\text{-}3 \text{ km}^2$. Det samlede nedbørsfeltet som drenerer til fjorden er derfor omtrent 6 km^2 . I tillegg kommer selve fjordarealet på 3 km^2 . Med samlet nedbørareal 9 km^2 og spesifikk avrenning på ca. $0,02 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ blir midlere ferskvannstilrenning på i underkant av $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$. I perioder med mye regn ($300 \text{ mm}/\text{mnd}$) kan ferskvannstilførselen komme opp i $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$.

3.3 Tidevann

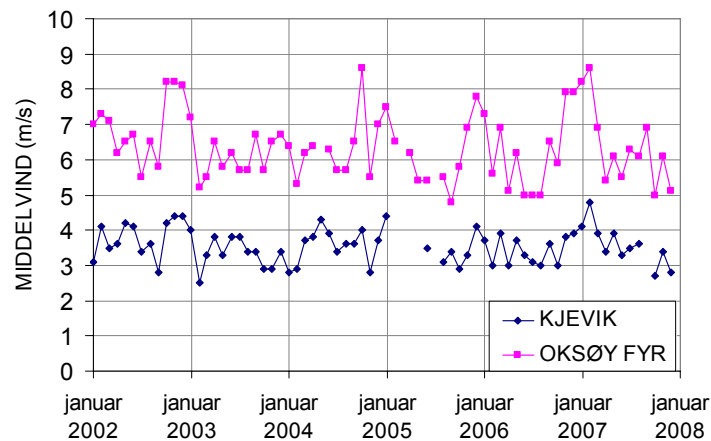
Tidevannet er relativt svakt i området slik som resten av Sørlandskysten. Forskjellen mellom høyvann og lavvann varierer mellom omtrent 16 og 33 cm, ved henholdsvis nipp og springflo. Figur 5 viser vannstanden rett utenfor Sandvikdalsfjorden fra 1. desember 2007 til 8. januar 2008. I tillegg til tidevannsvariasjonen har meteorologiske faktorer en betydelig virkning på vannstanden. I denne perioden svinger den midlede vannstanden opp og ned 50 til 60 cm i løpet av 18 til 20 dager.



Figur 5: Vannstand i posisjon 58°04' Nord og 07°56' Øst. Data er observert vannstand ved Tregde korrigert for tids- og høydekorreksjon for den aktuelle posisjonen. (Kilde: Sjøkartverkets hjemmeside)

3.4 Vindforhold

Vindforholdene i fjorden er viktige for blanding av vannmassene. Er vinden sterk, blandes overflatevannet dypere ned og overflatelaget blir tykkere enn om vinden er svakere. Figur 6 viser månedsmiddelet av vindstyrken ved Kjevik og Oksøy fyr. Dette kan sees på som en nedre og en øvre grense for middels vindstyrke. Middels vindstyrke for Sandvikkalsfjorden kan antas å ligge mellom 3 og 6 m/s. Sannsynligvis er vindstyrken i fjorden mest lik verdien ved Kjevik.



Figur 6: Månedsmiddel for vindstyrken ved Kristiansands flyplass og Oksøy fyr fra 2002 til 2007.

3.5 Hydrografi

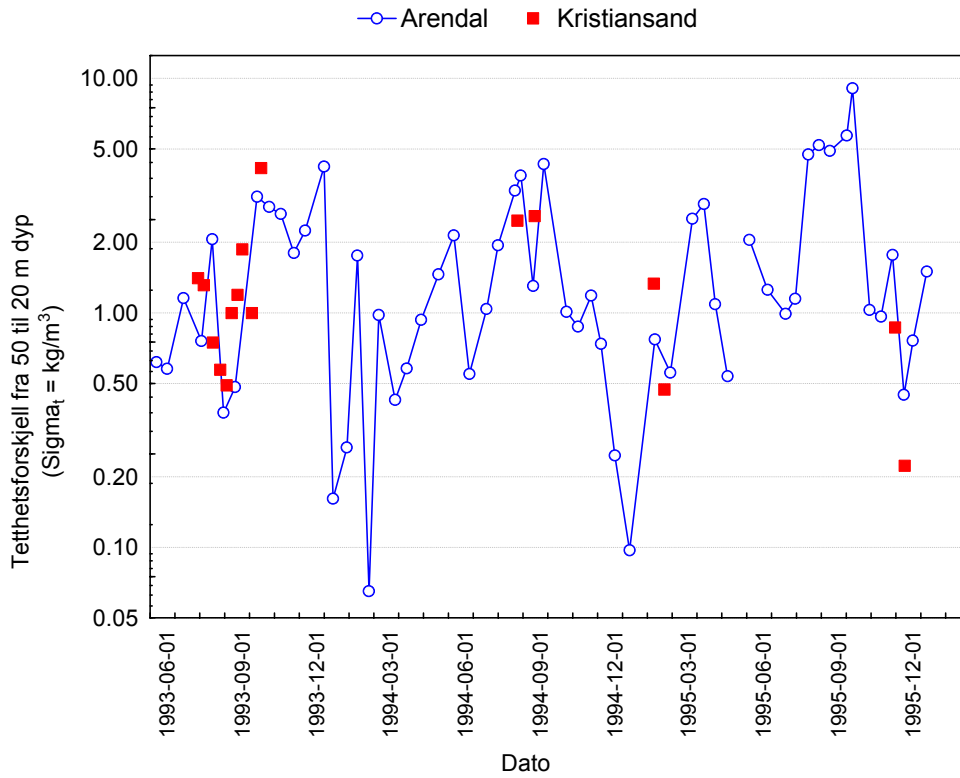
Målinger av saltholdighet og temperatur som funksjon av dypet brukes til å beregne vannets tetthet. Det fins ingen slike hydrografiske data fra Sandvikdalsfjorden, men det er gjort en del målinger tidligere i Kristiansandsfjorden. Avstanden mellom den aktuelle stasjonen (K7) ytterst i Sandvikdalsfjorden er omtrent 7 km. Kristiansandsfjorden og Sandvikdalsfjorden forbindes gjennom Flekkerøygapet hvor dybden er over 40 meter hele veien, og begge områdene har nokså åpen forbindelse til kyststrømmen utenfor. Det kan derfor antas at sjiktningen i de to fjordområdene er ganske like, iallfall når en kommer under det overflatelaget som er påvirket direkte av ferskvannstilførselen til Kristiansandsfjorden og Topdalsfjorden innenfor. Siden det er et mål å få innlagring godt under overflatelaget, bør profilene fra Kristiansandsfjorden kunne brukes til å beregne fortykning og innlagring i Sandvikdalsfjorden.

Datamaterialet fra Kristiansandsfjorden er i hovedsak fra 1980-tallet, i tillegg til noen data fra 1993-1995. For den siste perioden er det også interessant å sammenligne Kristiansandsfjorden med kyststrømmen utenfor Arendal, hvor det er målt sjiktning regelmessig hver 14. dag siden 1990. Arendal ligger oppstrøms i den kyststrømmen som går sørvestover langs Sørlandskysten, og det er grunn til å tro at sjiktningen kan være omtrent den samme. Figur 7 viser en slik sammenligning mellom Arendal St.2 og tilgjengelige profiler fra Kristiansandsfjorden, fra stasjon K7, fra stasjon K1 lenger inn og fra Korsvikfjorden. Figuren viser forskjellen i tetthet mellom 50 og 20 meters dyp. Sammenlignet med variasjonen over tid er det godt samsvar mellom sjiktningen i de to områdene. Det gir grunnlag for å anta at sjiktningens data fra Arendal er representative for hele det nedstrøms området, og da også Sandvikdalsfjorden. Det gjelder iallfall under 20 m dyp; nær overflaten kan det være større lokale avvik.

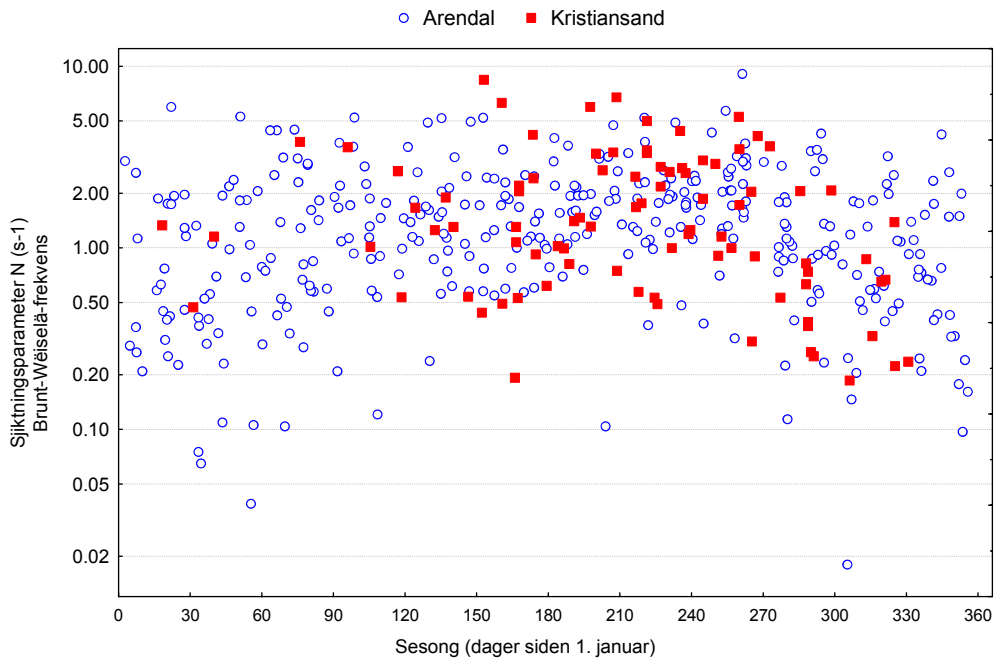
Figur 8 sammenligner hele det tilgjengelige datamaterialet fra Arendal og Kristiansandsfjorden ved å vise observert sjiktning mellom 10 og 30 meter dyp som funksjon av årstid. Her gis det bare grunnlag for en statistisk sammenheng av spredningsmønsteret, siden data dekker ulike tidsrom. Figuren viser Brunt-Wäisälä-frekvensen N , definert som

$$N = \sqrt{\frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}}$$

hvor g = gravitasjonskonstanten, z er dypet, og ρ er tettheten. Figuren viser at sjiktningen er svært variabel uansett årstid, men generelt større i sommerhalvåret, og den bekrefter at de to områdene har omtrent samme variasjonsmønster for sjiktningen.



Figur 7. Sammenligning av tetthetsjiktning i kyststrømmen ved Arendal med målinger fra Kristiansandsfjorden



Figur 8. Sjikning mellom 20 og 30 m dyp som funksjon av årstid i data fra Kristiansand og Arendal, angitt ved Brunt-Weisälä frekvensen N.

4. Beregninger

4.1 Fjordens vannutskiftning

4.1.1 Metodikk

FjordEnvironment er en modell som omkring 1990 ble utviklet som et redskap for å vurdere konsekvenser av endrede tilførsler av næringssalter og organisk stoff på oksygenforhold og siktedyp i terskelfjorder (Stigebrandt 2001). Foruten en del som beskriver vannkjemiske forhold inneholder modellen også en del som beskriver hvordan endringer i ferskvannstilførsel og vind kan påvirke de hydrofysiske forholdene i fjorden. Modellen er ofte brukt i vurderinger av miljøforhold langs norskekysten og det faglige grunnlaget er også funnet å passe for forholdene langs Skagerrakkysten.

Vannutskiftningen i fjordvannet over terskeldyp blir beregnet i modellen som et resultat av tre forskjellige effekter. Den første er **estuarin sirkulasjon**. Ferskvannet som renner ut i fjorden strømmer ut i overflatelaget. På veien ut river det med seg underliggende vann. Dette balanseres av en kompensasjonsstrøm dypere i vannmassene. Den estuarine sirkulasjonen er definert som den mengden nytt vann som på denne måten kommer inn i fjorden.

Den andre effekten kalles **tidevannspumping**. Vannstanden inni fjorden går opp og ned, og dette resulterer i strømmer som går inn og ut igjen av fjorden i løpet av en tidevannsperiode (~12 timer). Vannstanden varierer også som følge av meteorologiske effekter, men det foregår langsommere og bidrar ikke vesentlig til vannutskiftningen.

Den tredje og viktigste effekten kalles **intermediær sirkulasjon**. Litt forenklet så kan det forklares med at det på grenseflaten mellom lettere vann som ligger over tyngre vann kan dannes interne bølger. Denne grenseflaten kalles sprangsjiktet. Når sprangsjiktet svinger opp, vil det strømme vann ut i overflaten og inn ved bunnen. Når sjiktet svinger ned, vil det strømme vann inn i overflaten og ut ved bunnen. Denne sirkulasjonen blir estimert fra fjordens topografi og variasjon i sjiktningen utenfor fjorden. I *FjordEnvironment* ligger det sjiktningensdata for kystvannet for hele norskekysten. Her blir også variasjonen i sjiktningen beregnet fra 42 profiler i Kristiansandsfjorden som ble målt fra juni 1981 til november 1983.

Modellen beregner også **dypvannsfornyelsen**. Vannet under terskeldyp blir bare erstattet av nytt vann utenfra når det kommer vann inn over terskelen som er tyngre enn vannet i terskelbassenget. I periodene mellom dypvannsfornyelsene får dypvannet gradvis mindre tetthet ettersom lettere vann blandes inn ovenfra. Denne blandingsprosessen er styrt av hvor mye ”blandingsenergi” som dannes av strømmene i fjorden. Dypvannsfornyelsen skjer når dypvannet har blitt lett nok til at det kan oppstå en ny situasjon hvor tyngre vann kan komme opp over terskeldyp på utsiden. Modellen beregner omtrentlig hvor mange måneder denne prosessen vil ta. Siden dypvannet også fornyes ved vertikalblanding i mellomliggende periode, vil ikke den effektive oppholdstiden mht. oksygenforbruk bli så lang, men det kan brukes som en øvre grense på oppholdstid.

4.1.2 Resultater

Estuarin sirkulasjon

Tabell 3 viser beregnet estuarin sirkulasjon for fire vindstyrker ved gjennomsnittlig og høy ferskvannstilførsel. Sirkulasjonen er veldig avhengig av vindstyrken. Ved økt ferskvannstilførsel minker sirkulasjonen fordi kompensjonstrømmen da blir svakere. Ferskvannstilførselen er vanligvis lav, og en middels vindstyrke vil antageligvis ligge nær vindstyrken ved Kjevik (3-4 m/s). **En typisk verdi for den estuarine sirkulasjonen i Sandvikdalsfjorden kan derfor sies å være 78 m³/s.** At verdien er så høy sammenlignet med ferskvannstilførselen, viser at det er stor sjøvannsinnblanding i fjorden, og kan ses som bekreftelse på at sjiktningen i stor grad vil være styrt av forholdene utenfor.

Tabell 3: Resultater fra beregninger av estuarin sirkulasjon fra *FjordEnvironment*.

Ferskvanns-tilførsel (m ³ /s)	Vindstyrke (m/s)	Estuarin sirkulasjon (m ³ /s)
0,2	3	46
0,2	4	110
0,2	5	214
0,2	6	370
1,0	3	17
1,0	4	38
1,0	5	74
1,0	6	127

Tidevannspumping

Fjordens overflateareal er 3,09 km² og mellom 0,5 og 1,0 millioner m³ pumpes ut og inn av fjorden i løpet av en tidevannsperiode. ***FjordEnvironment* beregner den tidevannsdrevne vannutskiftningen for fjorden til 11,4 m³/s.**

Intermediær sirkulasjon

FjordEnvironment benytter historiske data fra kystvannet til å beregne variasjonen i sjiktningen langs Norskekysten. **Den beregnede intermediære sirkulasjonen blir ut fra dette beregnet av modellen til 354 m³/s.** Ved å benytte målte verdier fra Kristiansandsfjorden med samme beregningsmetode som i *FjordEnvironment* beregnes den intermediære sirkulasjonen omtrent dobbelt så stor. **Verdien blir da 709 m³/s.**

Oppholdstiden til vannmassen over terskeldyp kan beregnes ved å se på hvor lang tid den totale sirkulasjonen bruker på å fylle opp volumet av fjorden over terskeldypet. Modellen beregner den totale sirkulasjonen til 444 m³/s, og oppholdstiden blir da 2,0 dager.

Ved også å ta hensyn til meteorologiske effekter samt å bruke sjiktningdata fra Kristiansandsfjorden blir den totale sirkulasjonen 848 m³/s. Oppholdstiden blir da 1,2 dager.

Det kan konkluderes med at alt vannet over terskeldyp som regel er skiftet ut i løpet av 1 til 2 dager.

Dypvannsfornyelse

***FjordEnvironment* beregner at vannet i terskelbassenget vil være fornyet i løpet av 4,9 måneder.** Dette er et konservativt estimat, i den betydning at dette er den lengste oppholdstiden som bassengvannet vil ha. Vann som er rett under terskeldypet vil ha kortere oppholdstid.

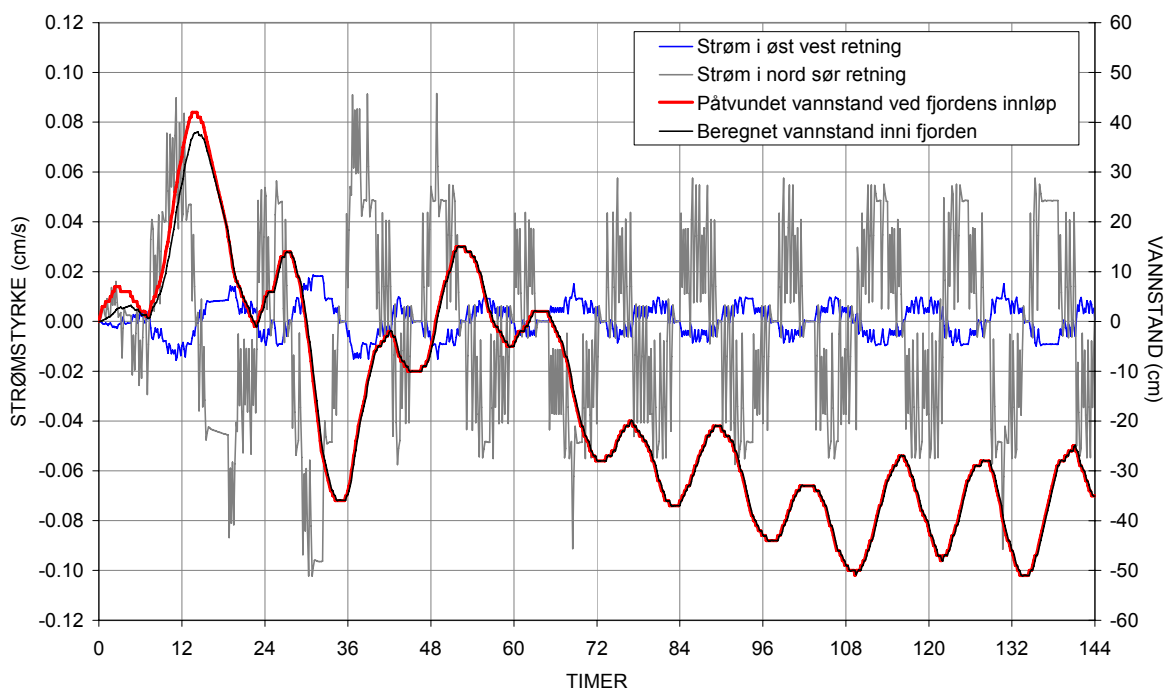
4.2 Anslag og beregning av strømforholdene i fjorden

Strømforholdene i fjorden vil være bestemt av de prosessene som er kort beskrevet i forrige kapittel. I tillegg vil kyststrømmen og vindforholdene påvirke strømforholdene. En del av de vannmassene som strømmer ut av Kristiansandsfjorden gjennom Flekkerøygapet, vil sannsynligvis passere på innsiden av Tjamsøya. Dette vil skape virvler som påvirker strømforholdene lenger inne i fjorden.

Tidevannstrømmen kan anslås ved å anta at 1 million m³ vann passerer gjennom det samlede tverrsnittarealet til fjordens munning i løpet av en halv tidevannsperiode. Resultatet blir da 0,2 cm/s. Dette vil da være den midlede strømmen over fjordens fire hovedinnløp ytterst i fjorden. Tidevannsstrømmen er relativt svak i forhold til kyststrømmen, og den sistnevnte vil kunne dominere strømbildet. Dette gjør det vanskelig å anslå strømhastigheten i fjorden med noen særlig stor grad av sikkerhet uten å foreta strømmålinger.

For å anslå strømstyrken lenger inne i fjorden nærmere utslippspunktet, har den todimensjonale tidevannsmodellen FJORD2D blitt satt opp for de indre delene av Sandvikdalsfjorden. Modellen er beskrevet i Staalstrøm (2005) og blir drevet av den observerte vannstanden ved fjordens innløp fra 8. til 13. desember 2007 (Figur 5). Figur 9 viser at strømstyrken i området rundt utslippspunktet vil være omtrent 0,03 cm/s som følge av vannstandsendringer. Det er da antatt vindstille forhold, ingen vannføring og ingen horisontale tetthetsvariasjoner i vannmassene. Dette er derfor et anslag på den minste strømstyrken som kan forventes i området under stille forhold, og er ikke representativt for forventede gjennomsnittlige strømforhold.

Det største bidraget til vannutskiftningen i fjorden fra *FjordEnvironment* er den intermediære sirkulasjonen. Fordeles det største anslaget over tverrsnittarealet til fjordens munning blir strømstyrken 2,7 cm/s. Dette kan sees på som et anslag på en normalt sterk strømstyrke i fjorden.

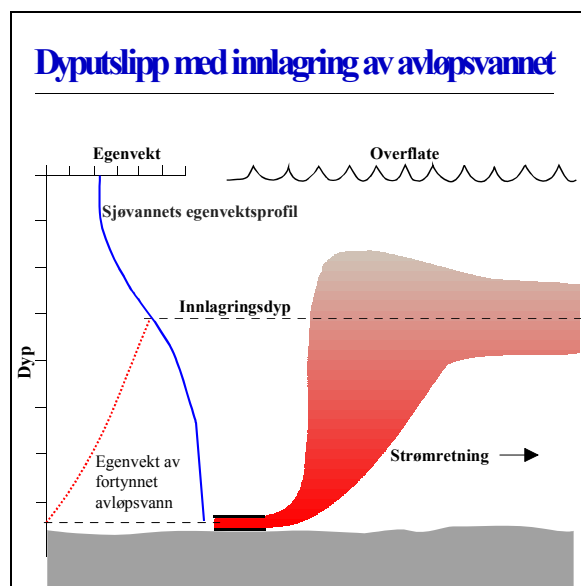


Figur 9: Resultat fra FJORD2D.

4.3 Utslippets innlagringsdyp

4.3.1 Metodikk

Avløpsvannet har i praksis omtrent samme egenvekt som ferskvann og er dermed lettere enn sjøvann. Det vil derfor begynne å stige mot overflata samtidig som det fortynnes raskt med omkringliggende sjøvann. Hvis sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet), fører dette til at egenvekten til blandingen av avløpsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar, og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se Figur 10.). Da har ikke lenger blandingsvannmassen noen positiv oppdrift, men har fortsatt vertikal bevegelsesenergi og vil vanligvis stige noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres. I en fjord er det vanligvis en vertikal sjiktning i sjøvannet, og fortynnet avløpsvann kan da innlagres uten å nå overflaten. Etter innlagringen vil avløpsvannet spres horisontalt både ved utflating av skyen pga. gravitasjonskrefter og med naturlige strømmer og virvler, samtidig som det fortynnes videre.



Figur 10. Prinsippkisse som viser hvordan et dyputslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal sjiktning).

Dette innlagringsdypet kan beregnes, og vi har brukt to forskjellige numeriske modeller. Visual PLUMES er utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001) og er god til å studere hvordan utslippene blir påvirket av strømshastigheten i fjorden. JETMIX er utviklet av NIVA (Bjerkeng og Lesjø, 1973), og egner seg godt for å analysere et stort antall av profiler. Begge modellene beskriver utslippet som en turbulent stråle som river med seg og fortynnes i omgivende vann mens det stiger i gravitasjonsfeltet.

JETMIX er her brukt for å beregne innlagringsdyp for 58 profiler fra Kristiansandsfjorden og 358 profiler fra kystovervåkningsprogrammet (Arendal). I kapittel 3.5 ble det vist at sjiktningen i Kristiansandsfjorden i stor grad varierer som i kyststrømmen ved Arendal. Visual PLUMES er brukt for å analysere nærmere de mest kritiske profilene (de med minst sjiktning).

For beregningene av innlagringsdyp og spredning behøves opplysninger om

1. diameter for utslippsrøret
2. vannmengde
3. vertikale profiler av temperatur og saltholdighet
4. strømforhold i innlagringsdypet

Hastigheten av strømmen mellom utslippsdyp og innlagringsdypet har betydning både for innlagringsdypet og for spredningen av det fortynnede avløpsvannet. Simuleringene med Visual PLUMES er kjørt med lav (0,03 cm/s) og høy (2,7 cm/s) strømhastighet for fjorden.

4.3.2 Dimensjonering av rørdiameter

Utslippvannets hastighet er gitt av vannmengden og diameteren til åpningen til utslippsrøret. For at ikke saltvann skal trenge inn i utslippledningen, bør utslippsvannets bevegelsesenergi være større enn den potensielle energien til vannet i røret. For å unngå saltinntrengning ved en vannmengde på 8,5 liter/s bør diameteren være mindre enn 10 cm. Tabell 4 viser hastighet og nødvendig trykkehøyde for å gi denne hastigheten, i tillegg til det som skal til for å overvinne friksjon og andre tap.

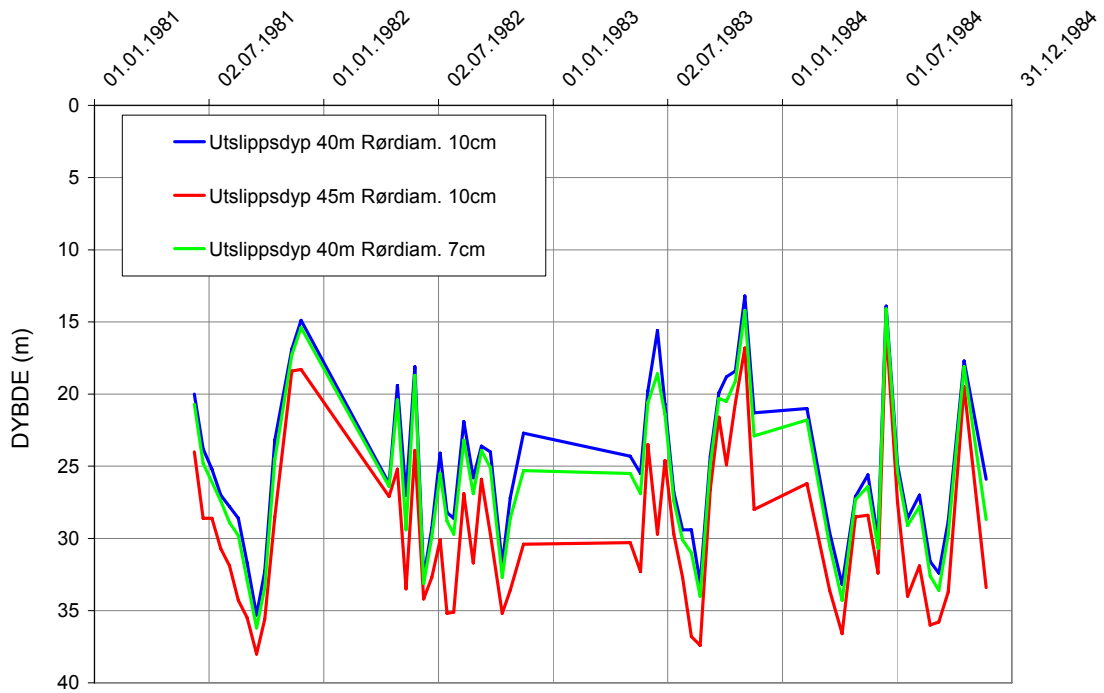
Tabell 4. Alternative utslippsdimensjonerer for utslipp gjennom ett hull

Strålediameter (cm)	Hastighet (m/s)	Trykkehøyde (cm vannsøyle)
10	1,08	6
7	2,21	25
4	6,76	233

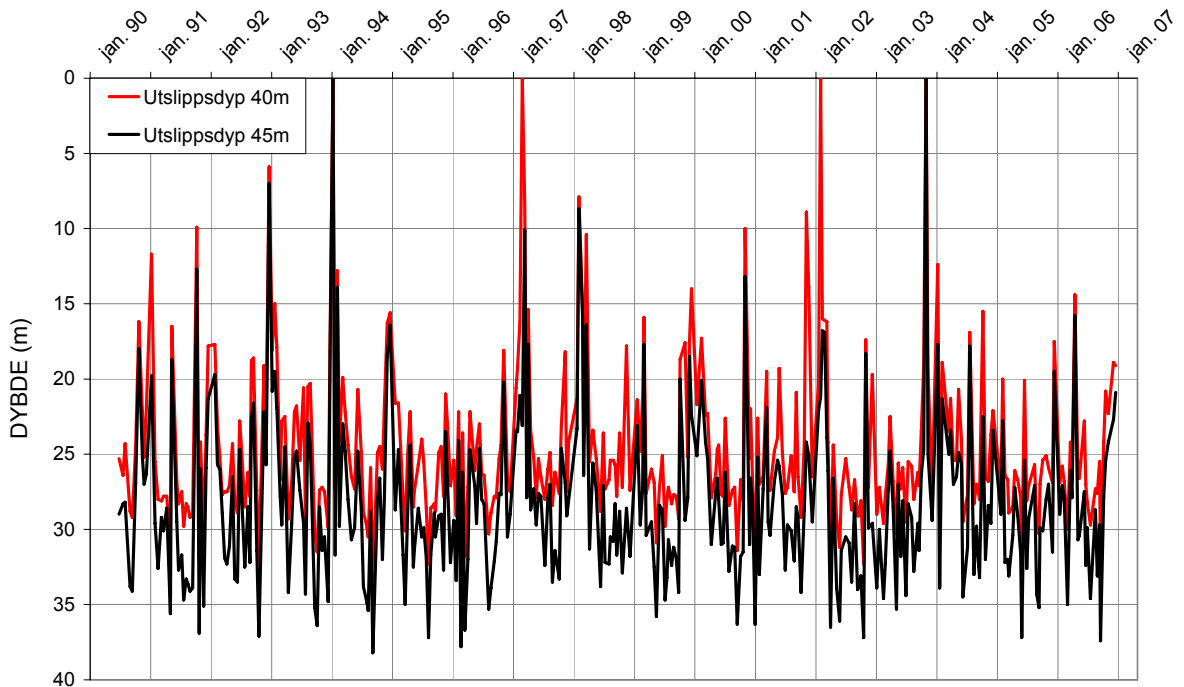
4.3.3 Resultater fra JETMIX

Figur 11 viser resultater fra JETMIX. Det er utslippsvannets høyeste opptrengning som er vist i tabellen. Innlagringsdypet vil ligge noe dypere enn dette. Data for vannets sjiktning er hentet fra Kristiansandsfjorden. Utslippsskyen kommer aldri over 13 meters dyp i følge disse beregningene. De fire profilene som gir grunnest innlagringsdyp er i tillegg analysert med Visual PLUMES. Ved lav strømhastighet i resipienten kan opptrengning av utløpsvannet likevel forekomme ut fra resultatene fra PLUMES.

Figur 12 viser resultater fra JETMIX med inngangsdata fra SFT-kystovervåkningsprogrammet, Arendal stasjon 2 (Moy et al. 2007). Med utslipp på 40 meters dyp trenger utslippsvannet opp til overflata for fire av de 358 profilene som er analysert. Målinger av sjiktningen er blitt gjort med to til tre ukers mellomrom over en periode på 17 år. Legges utslippet på 45 meters dyp trenger utslippsvannet opp til overflata kun to ganger i løpet av 17 år. De mest kritiske profilene er analysert med Visual PLUMES.



Figur 11: Resultater fra kjøring av JETMIX med inngangsdata fra Kristiansandsfjorden. Figuren viser dyp for høyeste opptrengning av senteret i strålen

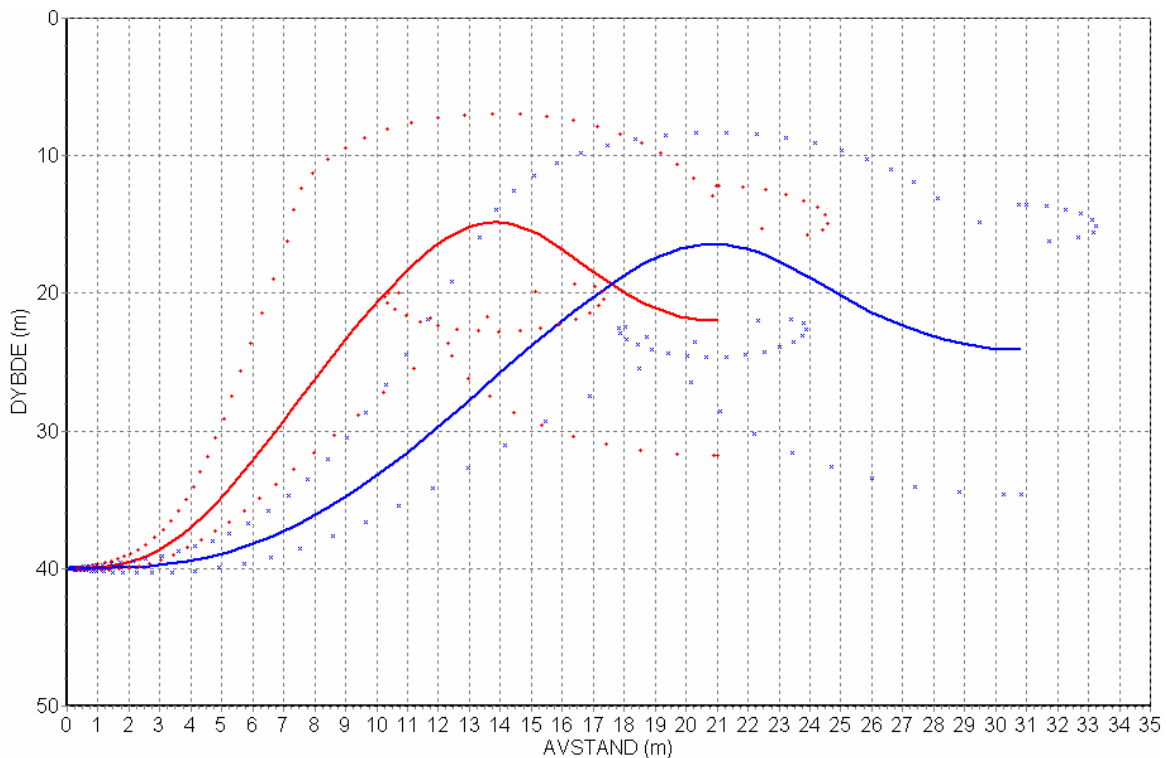


Figur 12: Resultater fra kjøring av JETMIX med inngangsdata fra Arendal stasjon 2. Rørdiameteren er 10 cm. Figuren viser dyp for høyeste opptrengning av senteret i strålen

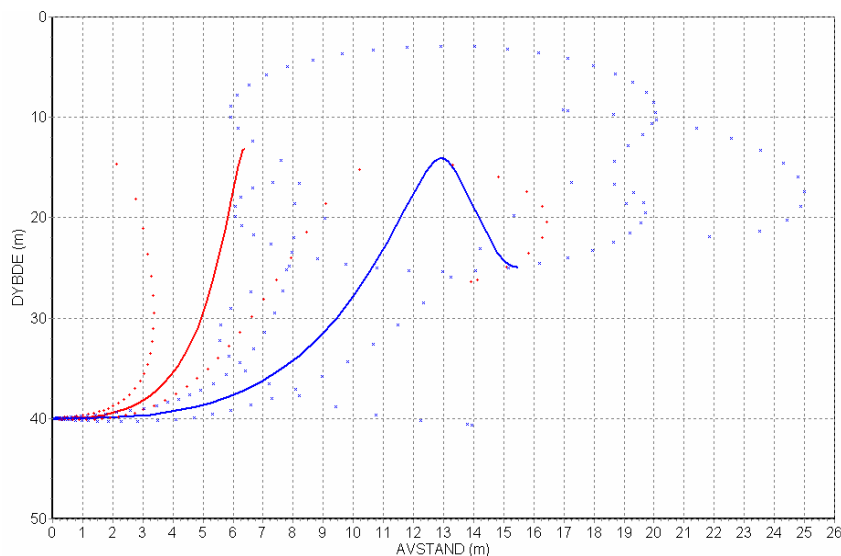
4.3.4 Resultater fra Visual PLUMES

Figur 13 og Figur 14 viser resultatene fra beregninger med Visual PLUMES for strømhastighet henholdsvis 2,7 cm/s og 0,03 cm/s i resipienten. Heltrukken kurve viser banen for senteret av strålen, mens de prikkede kurvene markerer ytterkant av strålene. Programmet avslutter beregningen når overkant av skyen beregnes å ha nådd overflaten. Den røde senterkurven i Figur 14 går derfor ikke helt opp til overflaten. Resultatene må tolkes slik at noe av vannet fra overkanten av skyen kan nå overflaten, mens hoveddelen kan stoppe lenger nede. Den profilen fra Kristiansandsfjorden som hadde minst sjiktning ble brukt. Når strømhastigheten er høy, er det ingen fare for opptrengning til overflata. Er derimot strømhastigheten lav, kan dette forekomme hvis røråpningens diameter er 7 cm. Rørdiameteren må ned i 4 cm for at fortynningen skal bli stor nok til at opptrengning ikke forekommer. Det har liten virkning å legge utslippet dypere enn 40 meter.

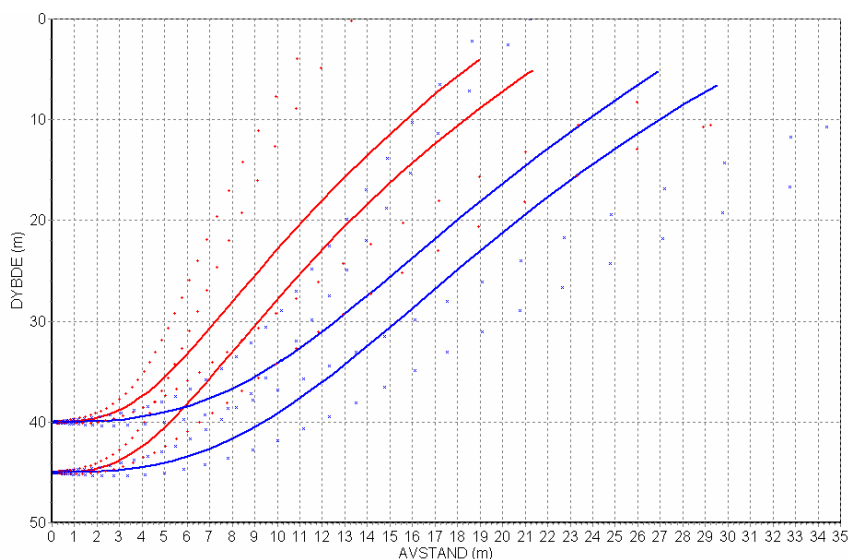
Figur 15 viser et tilfelle hvor det ikke er noen sjiktning i vannmassene. Denne profilen ble målt ved Arendal 1. november 2003. Strømhastigheten er her 2,7 cm/s. Verken større utslippsdyp eller redusert røråpning kan hindre opptrengning til overflata. Vannmengden i utslippet er såpass liten at å ha flere hull i rørledningen vil redusere utstrømningshastigheten, slik at fortynningen ikke blir noe særlig større. Lavere strømhastigheter i fjorden vil øke faren for opptrengning til overflata ytterligere. Dette er det verst tenkelige scenarioet, men slike situasjoner forekommer svært sjelden i kystvannet.



Figur 13: Innlagringsdyp beregnet for den tetthetsprofilen fra Kristiansandsfjorden som hadde minst sjiktning. Strømhastigheten i fjorden er her 2,7 cm/s. Rød kurve viser utslipp med 7 cm røråpning, og den blå kurven viser utslipp med 4 cm røråpning.



Figur 14: Innlagringsdyp beregnet for den tetthetsprofilen fra Kristiansandsfjorden som hadde minst sjiktning. Strømhastigheten i fjorden er her 0,03 cm/s. Rød kurve viser utslipp med 7 cm røråpning, og den blå kurven viser utslipp med 4 cm røråpning.



Figur 15: Banen til utslippsvannet beregnet for den tetthetsprofilen fra kystovervåkningsprogrammet som hadde minst sjiktning. Strømhastigheten i fjorden er her 2,7 cm/s. Rød kurve viser utslipp med 7 cm røråpning, og den blå kurven viser utslipp med 4 cm røråpning. Utslippsdypet er 40 og 45 meter.

4.4 Virkninger av slamvannet i resipienten

4.4.1 Spredning i vannmassene og på bunnen

Slammet består av organisk stoff, bl.a. humus, felt med jern. Skyen av avløpsvann som dannes i innlagringsdypet vil bestå av slamvann ca. 100-200 ganger fortynnet, dvs. med slamkonsentrasjoner på 10-40 mg/l, ca. 2/3 er jernhydroksid og resten i hovedsak organisk stoff. Hver utpumping av 10 m³ vil danne et volum på 1000-2000 m³ med en slik konsentrasjon, som så spres og fortynnes videre inntil neste utslipp 2 til 6 timer senere, samtidig som partiklene i slammet synker ut. Hvordan fnokking og

utsynking blir i sjøvann er ikke kjent, men det antas at saltinnholdet vil bevirke raskere utfelling enn i ferskvann. Utslippet vil skje i et område hvor dybden er 40-50 m.

Synkehastigheten i sjøvann er ikke kjent, men hvis en regner med at slammet synker med hastigheter mellom 0,5 og 1 m/time som anslått foran ut fra fellingsforsøk i ferskvann, og er innlagret ca. 25 m over bunnen, vil det ta 1-2 døgn før det har lagt seg på bunnen. Hvis horisontal spredningshastighet er ca. 0,3 cm/s, dvs. 10 m pr. time, kan slammet spres på bunnen innenfor en avstand på ca. 300-600 m. Det betyr at det i hovedsak vil legge seg på bunnen over eller omkring terskeldyp i indre del av fjorden. Hvis det er større hastigheter, på 3 cm/s, kan det spres over hele fjorden.

Det ble ovenfor beregnet oppholdstider for vannet over terskeldyp på 1-2 døgn. Siden det er av samme størrelsesorden som anslått utsynkingstid for slammet, skulle det bety at en god del av slammet kan være transportert ut av fjorden før det når bunnen.

4.4.2 Oksygenforbruk

Tidligere forsøk med slamvann fra Grimstad vannverk viste et oksygenforbruk pr. tørrstoffinnhold på 350 mg O₂/g SS ved 30 gangers fortykning (Kroglund et al. 2007). Med en tilførsel på 165 til 353 kg SS/døgn blir det et forbruk på mellom 60 og 120 kg O₂/døgn. Oppholdstiden over terskeldyp er anslått til 1-2 dager. Hvis en konservativt antar at oksygeninnholdet i alle fall er 6 mg/liter¹ og antar en nedre grense for vannutskiftningen på 300 m³/s, vil det bety en oksygentransport på 156 tonn O₂/døgn med vannutvekslingen. Siden oksygenforbruket ligger godt innenfor 1/1000 av dette, kan det ikke få noen virkning på gjennomsnittlige oksygenforhold i vannmassene over terskeldyp, selv om alt slam skulle akkumulere på bunnen og nedbrytes lokalt over tid. Selv om oksygenforbruket vil være konsentrert til en begrenset del av vannvolumet, i hovedsak dypere enn 20-30 m, vil virkningen på vann over terskeldyp antagelig bli liten.

Det er umulig å anslå nøyaktig hvor mye av slammet som vil havne i terskelbassenget og dermed belaste direkte de vannmassene som har lengst oppholdstid i fjorden. De delene av fjorden som har dybder større enn terskeldypet utgjør 7 % av det samlede arealet. Spørsmålet er om slammet synker så sakte at det rekker å spre seg utover hele fjorden før det synker ut.

Sannsynligvis synker det relativt raskt. Sprer slammet seg 300 m ut fra det planlagte utslippspunktet, vil ikke noe slam sedimentere direkte i terskelbassenget. Rekker slammet å spre seg 700 m før det sedimenterer, vil omtrent 5-10 % kunne havne i terskelbassenget.

Volumene under terskeldypet på 50 m er 1,4 mill. m³. Hvis en som verste tilfelle antar at 10 % av alt slam (omtrent 35 kg pr. døgn) sedimenterer og etterhvert ved resuspensjon og videre spredning og nedsynkning havner på bunnen under terskeldyp før det nedbrytes, med gjennomsnittlig oksygenforbruk på 12 kg/døgn, eller 360 kg O₂/måned, vil det tilsvare en oksygenreduksjon på 0,26 mg O₂/liter pr. måned. Ut fra beregnet oppholdstid for bassengvannet på 4,9 måneder fra *FjordEnvironment* vil det kunne gi et akkumulert oksygenforbruk på 1,3 mg/l, eller ca. 0,9 ml/l, i forhold til fornyingsvannet utenfra. Imidlertid vil det i løpet av en slik periode også bli tilført oksygen ved vertikal blanding med friskt vann ovenfor, så det blir ikke så stor reduksjon over tid i oksygenkonsentrasjonene. En mer detaljert modellberegning basert på målinger av vertikalblanding og oksygenforhold ville kunne svare bedre på hvor stor oksygenreduksjon som kan ventes.

¹ Laveste målte konsentrasjon i data fra Kristiansandsfjorden er 3,93 ml/l, og alle andre målinger >4,4 ml/l, og konverteringskoeffisienten er 0,7 ml/mg

Det er to vesentlige usikre faktorer i denne vurderingen:

- Hvor stor del av slammet vil synke ut og legge seg under terskeldyp og nedbrytes der?
- Hvor lang er oppholdstiden i bassengvannet og i vannet ned mot terskeldyp?

Utsynkingsforsøk med slammet i sjøvann og målinger av hydrografi, strøm og hydrografi i dypere lag i Sandvikdalsfjorden ville gi grunnlag for sikrere vurderinger.

Inndeling i vannet over terskeldyp og bassengvann under terskeldyp er en forenkling; i virkeligheten vil det være en mer gradvis overgang rundt terskeldyp mellom vann som utveksles hyppig med skiftende hydrografiske forhold, og bassengvann hvor utskiftningen er mer avhengig av vertikalblanding med vannet ovenfor.

5. Vurderinger

5.1 Utslippets virkning på overflata

Faren for opptrengning til overflata er bestemt av to risikomomenter:

1. Lav strømhastighet i fjorden
2. Liten vertikal sjiktning i vannmassene

Strømforholdene i fjorden blir diskutert først.

To forskjellige modeller er blitt brukt for å beregne innlagingsdypet for utslippsvannet. Den ene, JETMIX, beregner utslippsskyens høyeste opptrengning ved å anta strømstille forhold i fjorden. JETMIX bruker Fan og Brooks modell for en turbulent utslippsstråle med oppdrift som er beskrevet i Bjerkeng og Lesjø (1973). Skyen sprer seg bare horisontalt på grunn av utstrømningshastigheten til utløpsvannet. Denne modellen har blitt brukt i mange år, og har erfaringsmessig vist seg å stemme bra.

Den andre modellen, Visual PLUMES, bruker en tredimensjonal modell hvor strømhastigheten i fjorden inngår som en viktig komponent. Denne har også blitt brukt med bra resultater i flere år. Ved å sette en svært lav strømhastighet i Visual PLUMES så stemmer de to modellene ikke helt overens.

Settes strømhastigheten lik 2,7 cm/s i Visual PLUMES, beregner begge modellene innlagingsdypet til som oftest å ligge under 20 m dyp, men beregningene fra Visual PLUMES antyder at det er fare for opptrengning til overflata hvis strømhastigheten er lav (~0,03 cm/s) og utløpsrørets åpning har en diameter på 7 cm. **Faren for dette kan unngås ved å redusere åpningsdiameteren til 4 cm ved hjelp av et blinflokk i enden av ledningen.** Dette kan da øke faren for blokkering av røret. I hvor stor grad slike lave strømhastigheter forekommer i fjorden kan det ikke sies noe om med noen særlig stor grad av sikkerhet.

Data fra kystovervåkningsprogrammet kan belyse hvor ofte liten vertikal sjiktning forekommer i vannmassene. Det er vist at det er en relativt god overensstemmelse mellom data fra Kristiansandsfjorden og Arendal. 358 profiler fra Arendal har blitt analysert. Dette er målinger som har blitt foretatt med noen ukers mellomrom gjennom hele året i en periode på 17 år. Av alle disse profilene så er det bare 4 som gir opptrengning til overflata. **Faren for opptrengning til overflata vil forekomme svært sjeldent som følge av liten vertikal sjiktning.**

5.2 Utslippets virkning på bunnforholdene

Tabell 5 viser tilstandsklassifisering for oksygen, etter SFT-klassifiseringssystemet. Oksygenforbruket til den delen av slamvannet som sedimenterer i terskelbassenget kan redusere vannkvaliteten med en tilstandsklasse. Dersom dypvannet i dag har bra forhold på linje med det en finner i Kristiansandsfjorden, dvs. 4 ml/l eller mer, (Meget god eller God), vil vannkvaliteten iallfall i perioder kunne bli på grensen til Mindre god mht. oksygen i dypbassenget i Sandvikdalsfjorden.

Tabell 5: Tilstandsklassifisering for oksygen (fra Molvær m.fl 1997).

Tilstandsklasser	I	II	III	IV	V
	Meget god	God	Mindre god	Dårlig	Meget dårlig
Oksygen, ml/l	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5

Slammet vil i stor grad bestå av jernhydroksid. Det er meget tungt løselig, og vil akkumulere over tid i de områdene hvor slammet sedimenterer. Det vil sette preg på bunnen med et rødbrunt belegg. Siden deler av det organiske stoffet kan være ganske tungt nedbrytbart, må en regne med at det også vil akkumulere noe organisk stoff på større dyp. For å anslå hvor mye som vil finnes på bunnen må nedbrytningsraten på lengre sikt kvantifiseres; det ligger utenfor rammen for denne vurderingen.

Det kan imidlertid gjøres noen orienterende anslag for hvordan akkumuleringen av jernhydroksid vil sette preg på bunnen ut fra data om sedimenteringsrater fra litteraturen. I 2006 ble sediment fra to stasjoner i indre havn i Kristiansandsfjorden datert med Pb^{210} , og det ble estimert akkumulasjonsrater for to stasjoner K17 i Fiskåbukta og og K18 midt i sentrale Vesterhavn på hhv. 1.5 ± 0.4 og 0.8 ± 0.3 $kg/m^2/år$ (Berge et al. 2007). Dette er i områder som er påvirket av utslipp fra industrien i området, og disse sedimenteringsratene må forventes å være vesentlig høyere enn det som forekommer naturlig i området. Sommerfeldt (2006) har samlet data for sedimenteringsakkumulasjon med ulike dateringsmetoder (C^{14} , Pb^{210} , Cs^{137}) og med sedimentfeller for flere kystområder på det amerikanske kontinentet, mer eller mindre påvirket av avrenning og mer eller mindre åpne, og på ulike dyp fra 10 m til flere hundre meters dyp. Anslagene varierer sterkt, men de laveste estimatene er 0.02 $g/cm^2/år$, dvs. 0.2 $kg/m^2/år$.

Ut fra dette kan det virke rimelig å anslå sedimenteringen i Sandvikdalsfjorden til i størrelsesorden 0.4 $kg/m^2/år$, selvsagt med en god del usikkerhet. Hvis slammet sedimenterer ganske raskt, og det meste legger seg i et område på 100×100 m, vil utslippet av jernhydroksid på 110 kg/d over et slikt areal utgjøre ca. 4 $kg/m^2/år$. Hvis det holder seg svevende lenger, og fordeles over ca. 1 km^2 , dvs. hele arealet med dyp større enn 34 m i Sandvikdalsfjorden, vil jernhydroksidet utgjøre 0.04 $kg/m^2/år$. Jernhydroksidet kan altså tenkes å sette sterkt preg på bunnen i et begrenset område, men utgjør sannsynligvis innenfor $10-20$ % av sedimentert materiale i fjorden som helhet.

Hvilke biologiske virkninger dette kan få, vil avhenge av flere faktorer. Utslipp av inert materiale som steinstøv kan påvirke bunnfauna i retning av mer opportunistiske arter, men vil ofte ha en begrenset virkning. Dersom jernhydroksidet konsoliderer og danner et kompakt lag, kan det gjøre bunnen uegnet som substrat for gravende organismer og derved gjøre bunnområder mer eller mindre livløse. Erfaringer med slike utslipp kan søkes i litteraturen, men det ligger utenfor omfanget av denne vurderingen. Hovedkonklusjonen må derfor bli at det er usikkert i hvor stor grad en vil finne bunnområder som er preget av slamavsetninger, og hvor store de biologiske virkningene vil bli, men at det sannsynligvis bare vil gjelde et begrenset område av fjorden.

6. Konklusjoner og anbefalinger

Beregninger av fortykning og innlagring på de tilgjengelige tetthetsprofilene viser at et utslipp på 40 meter som planlagt ikke vil berøre overflatelaget i fjorden i noe særlig grad. Utslipet kan ikke påvirke oksygenkonsentrasjonene i fjorden generelt, uansett hvor raskt eller langsomt det brytes ned eller i hvilke dyp og geografiske områder det skjer.

I bassengvannet under 50 m, hvor oppholdstiden er mye lenger, kan akkumulert oksygenforbruk mellom vannfornyelser være tilstrekkelig til å redusere vannkvaliteten med en tilstandsklasse i følge SFTs klassifiseringskriterier, for eksempel fra God til Mindre God. Det er neppe fare for utvikling av oksygenfritt vann, men hvis slamm akkumulerer over lang tid før det brytes ned kan det tenkes å bli oksygenfritt nede i slamm, med evt. omdanning til sulfider.

Dersom slamm sedimenterer raskt, kan jernhydroksidet etter hvert bli dominerende i sedimentet over et begrenset område av fjorden. Hvis det spres over det meste av fjorden før det sedimenterer på bunnen, vil det antagelig bare utgjøre et tillegg på ca. 10-20 % til den naturlige sedimenteringen. Jernhydroksid er i seg selv ganske inert, og har ingen direkte virkninger på biologien, men hvis det danner kompakte lag kan det tenkes å gjøre substratet på bunnen uegnet for bunnfauna i et begrenset område. Det kan derfor ikke utelukkes at utslippet kan få negative virkninger langs bunnen i begrensede deler av de dypeste områdene i fjorden.

Konklusjonene mht. påvirkning på bassengvann under 50 m dyp og på bunnen har betydelig usikkerhet, på grunn av manglende data om strøm og tetthetssjiktning fra fjorden, og mangel på undersøkelser av slammets synkehastighet og utfellingsegenskaper i sjøvann under naturlige forhold.

Dersom utslippet iverksettes, anbefales en oppfølgende undersøkelse når det har gått en tid, for å kontrollere om det er effekter som gjør at en bør revurdere løsningen.

Hvis det ønskes en sikrere forhåndsvurdering, anbefales at det foretas nærmere undersøkelser med målinger i fjorden og utsyningsforsøk med slamm i sjøvann, og evt. mer avanserte modellberegninger av spredning, partikkeltransport og nedbrytning. En mer omfattende gjennomgang av litteratur for å få oversikt over erfaringer med utslipp av inert materiale på bunnfauna vil også kunne gi sikrere konklusjoner om biologiske virkninger.

Litteratur

- Bjerkeng, B. og Lesjø, A., 1973. Mixing of a jet into stratified ambient environment, Computas rapport 73-3, NIVA rapport, løpenr. 0580
- Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. "Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.
- Kroglund, T., Molvær, J. og Liltved, H. 2007. Vurdering av sørfjorden ved Risør som resipient for slamvann fra vannbehandlingsanlegg NIVA-rapport løpenr. 5351.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann, Statens forurensingstilsyn. Veiledning 97:03.
- Moy, F, Aure, J, Falkenhaus, T., Johnsen, T, Lømsland, E., Magnusson, J., Norderhaug, K.M., Pedersen, A., Rygg, B. (2007). Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2006. STF TA-rapport 2286/2007, NIVA-rapport 5455.
- Sommerfeldt, C.K. 2006: On sediment accumulation rates and stratigraphic completeness: Lessons from Holocene ocean margins. *Continental Shelf Research* 26 (2006) 2225–2240
- Staalstrøm, A., 2005. Volumtransport i Drøbaksundet og vannstandsendringer i indre Oslofjord, Hovedoppgave i geofysikk, Universitetet i Oslo, Institutt for geofag MetOs.
- Stigebrandt, A., 2001. "FjordEnv – A water quality modell for fjords and other inshore waters, Report C40 2001, Earth Sciences Centre, Göteborg University, Göteborg.