

RAPPORT LNR 3810-98

Marinøkologisk
vurdering av utslipps-
sted - og innlagringsdyp
for utslippet til
Bekkelaget renseanlegg

FASE 1

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 32 88 33

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Marinøkologisk vurdering av utslippssted - og innlagringsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase I	Løpenr. (for bestilling)	Dato
	3810-98	9.2..98
Forfatter(e) Jan Magnusson Birger Bjerkeng	Prosjektnr. Undernr.	Sider Pris
	O-98017	23
Fagområde Eutrofi	Distribusjon	Fri
	Geografisk område AKE	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oslo -vann og avløpsverk	Oppdragsreferanse Lars Enander
--	-----------------------------------

Sammendrag
Rapporten beregner innlagring og fortykning av renset avløpsvann fra Bekkelaget renseanlegg ved ulike utslippsdyp. Ut fra resultatene diskuteres hvilke alternativer som foreløpig virker mest gunstige for resipienten. For en endelig bedømmelse av effekten av de ulike alternativene anbefales bruk av modellberegninger.

Fire norske emneord 1. Dyputslipp 2. Eutrofi 3. Avløpsvann 4.	Fire engelske emneord 1. Depth discharge 2. Eutrophication 3. Waste water 4.
---	--



Jan Magnusson
Prosjektleder

ISBN 82-577-3386-5



Bjørn Braaten
Forskningssjef

O-98017

Marinøkologisk vurdering av utslippssted - og
innlagersdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg.

Fase 1

Saksbehandler: Jan Magnusson

Medarbeider: Birger Bjerkeng

Norsk institutt for vannforskning

Forord

Oslo vann- og avløpsverk ba Norsk institutt for vannforskning å gjennomføre en vurdering av gunstigste innlagringsdyp (og mulige utslippsdyp) for avløpsvann fra det nye renselanlegget på Bekkelaget. Vurderingen er delt i to faser, hvorav første fase i hovedsak behandler avløpsvannets innlagring og fortynning, samt en problemanalyse til dette. Gjennomføring av fase 2, modellberegninger med NIVA's fjordmodell, blir vurdert gjennomført etter at fase 1. er avsluttet.

Oslo, 9.2.98

Jan Magnusson

Innhold

1. Innledning.	6
1.1 Formål	6
1.2 Gjennomføring.	6
2. Hensikt og muligheter for dyputslipp i Bekkelagsbassenget.	7
2.1 Generelt om dyputslipp.	7
2.1.1 Et dyputslipps funksjon.	7
2.1.2 Mulige sekundæreffekter av et dyputslipp.	8
2.1.3 Beregningenes nøyaktighet.	8
2.2 Direkte og indirekte effekter av dyputslipp i Bekkelagsbassenget.	9
2.3 Beregninger av innlagringsdyp og fortykning ved ulike utslippsdyp.	9
2.4 Valg av innlagringsdyp.	17
2.5 Fotosyntesesesonens dyp.	17
2.6 Økt vannutskiftning?	19
3. Diskusjon og anbefalinger.	22
4. Hva kan oppnåes ved en Fase II?	22
5. Litteratur.	23

Sammendrag

Utslipp av rensed avløpsvann fra det nye renseanlegget i Bekkelaget skal skje til Bekkelagsbassenget. I følge konsesjonen gitt av Fylkesmannen i Oslo- og Akershus skal det rensede avløpsvannet innlagres under sprangsjiktet. I et forprosjekt har Oslo - vann og avløpsverk (OVA) skissert en utslippsløsning. Med utgangspunkt i den skisserte løsningen er innlagrings- og fortynnings - beregninger (JETMIX) gjennomført på grunnlag av observasjoner fra Bekkelagsbassenget innsamlet i tidsrommet 1962-1997 (ca. 170 profiler). Diffusorkonfigurasjon og utslippsdyp er variert. Utslippsdyp er valgt etter topografien i Bekkelagsbassenget, hvor reelle valgmuligheter i prinsippet begrenses til ca. 40, 50 og 60 meters dyp.

Hensikten med en innlagring av det rensede avløpsvannet under sprangsjiktet er dels å oppnå stor fortynning og dels forhindre direkte tilførsler av fortynnet avløpsvann til nærområdets overflatevann. Hovedhensikten er å unngå forhøyede bakteriekonsentrasjoner som vil påvirke områdets rekreasjonsverdi (bl.a friluftsbadene), men der er også viktig å unngå større lokale tilførsler av næringssalter til fotosyntesesonen, som gir økt lokal begroing langs strendene og økt planteplanktonproduksjon i vannmassen.

Fotosyntesesonens dyp er ikke alltid sammenfallende med sprangsjiktets dyp. Den vil variere i løpet av året, men er som regel størst vinterstid og minst sommerstid. Bedømt ut fra siktedyp, oksygenmetning og nedre voksegrense for fastsittende alger, vil fotosyntesesonens dyp i Bekkelagsbassenget variere mellom 20 - 30 meter. For å begrense tilførselen av næringssalter til fotosyntesesonen bør det fortynnede avløpsvannet innlagres så ofte som mulig under 25 meters dyp.

Andre kriterier som kan brukes for valg av utslipps - og innlagringsdyp er å bruke den lavere egenvekten hos avløpsvann til å forbedre den lokale vannutskiftningen under terskeldyp og derved miljøforholdene på disse dyp. Imidlertid er det ikke innlysende at dette bare vil ha positive effekter på fjorden. For å bedømme de endelige effektene, ikke bare på selve Bekkelagsbassenget, men også på Bunnefjorden, må ytterligere analyser foretas (Fase II). Dette gjelder også lokale effekter på innlagringsnivå (oksygenkonsentrasjoner m.m.).

Innlagringsberegninger viser at for å oppnå størst sikkerhet mot gjennombrudd til overflatelaget og minimere tilførselen av næringssalter til fotosyntesesonen er utslipp på 50-60 meters dyp å foretrekke. En mulig positiv tilleggseffekt vil være økt dypvannsfornyelse i Bekkelagsbassenget. det oppnås best ved utslipp på 60 meters dyp og innlagring så nær terskeldyp (ca. 40 m) som mulig.

Utslipp på 40 meters dyp vil innebære en større risiko for tilførsler av næringssalter fra det rensede avløpsvannet til overflatelaget og fotosyntesesonen, samt noe hyppigere gjennombrudd til overflatelaget, også ved valg av en gunstig dimensjonering av diffusoren (hulldiameter 0.1 m og hullhastigheter på 1.5 m/s). Gjennombrudd vil vanligvis begrense seg til vinterhalvåret, mens tilførsler av næringssalter til nedre del av fotosyntesesonen kan skje gjennom hele året, med mulig unntak for juli-september.

I de gjennomførte beregningene er det ikke tatt hensyn til eventuelle interferenser med det planlagte dykkede overløpet til Bekkelagets renseanlegg (utslipp på 25 meters dyp).

For å bedømme effekten av og en eventuell forskjell mellom de ulike alternativene på fjorden og Bekkelagsbassenget, er modellberegninger nødvendige (Fase II). Da kan en også få med eventuelle virkninger av interferens med overløp.

1. Innledning.

Oslo kommune planlegger å bygge ut Bekkelagets renseanlegg (BRA) til å omfatte nitrogenrensing. Konesjonen for BRA inneholder et pålegg fra Fylkesmannen i Oslo - og Akershus om innlagring av det rensede avløpsvannet under sprangsjiktet. I et forprosjekt er det foreslått at utledning av avløpsvann skal skje på 50 meters dyp. Imidlertid er det kravet til innlagringsdyp og fortykning som fra resipientens synspunkt er det viktigste. Valg av utslippsdyp bør vurderes nærmere ut fra dette.

1.1 Formål

Formålet med prosjektet var å vurdere innlagring, fortykning og utslippsdyp til det rensede avløpsvannet for Bekkelaget renseanlegg med hensyn til å oppnå gunstige resultater både for nærmiljøet og for fjorden. I fase I skal det gjennomføres beregninger av innlagring og fortykning av det rensede avløpsvannet ved ulike alternative utslippsdyp med bruk av observasjoner fra fjorden. Hensikten er å synliggjøre ulike teknisk realistiske muligheter ut fra de gitte konsesjonskravene. Anbefaling vil bli gjort dersom et alternativ i utgangspunktet skiller seg klart ut som mest gunstig.

En fase II kan bli aktuell for å nærmere se på konsekvensene av et eller flere alternativer, ved å ta i bruk modeller (f.eks. fjordmodellen). Gjennomføringen av fase II vil bli vurdert av oppdragsgiver når fase I er ferdig.

Det er blitt diskutert å slippe ut overløpene til Bekkelagets renseanlegg på dypere vann. Statens forurensingstilsyn har godkjent utslipp på 25 m dyp. I denne rapport vil disse overløp ikke bli vurdert, men det er innlysende at et utslipp av overløpsvann på 25 m dyp kan influere på det innlagrede avløpsvannet når innlagringsdypet over en viss tid sammenfaller med overløpets utslippsdyp.

1.2 Gjennomføring.

Først blir det gjennomført en diskusjon omkring hva som kan oppnåes ved et dyputslipp i Bekkelagsbassenget. Deretter er det valgt noen alternativer for beregning av innlagring og fortykning av det rensede avløpsvannet med programmet JETMIX (Bjerkeng og Lesjø, 1973). JETMIX er et program som beregner fortykning og innlagring av avløpsvann fra dyputslipp ut fra observert sjiktning i resipienten. Beregningene bygger på observasjoner fra Bekkelaget gjennomført av NIVA i tidsrommet 1962-97. Sammenlagt er det brukt ca 170 observasjoner som grunnlag for beregningene. De ulike resultater er sammenlignet med stilte miljøkrav til utslippet. Til slutt blir behovet for eventuelt ytterligere vurderinger, spesielt behovet for å ta i bruk modellberegninger, tatt opp.

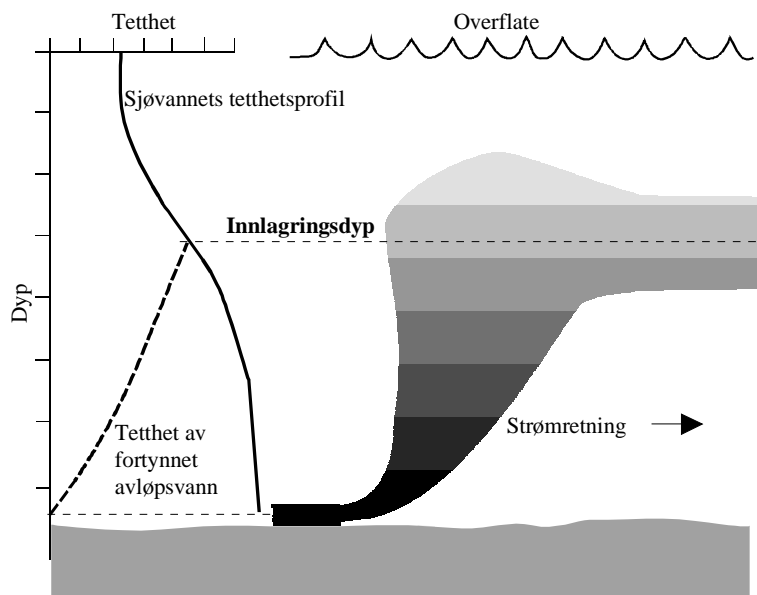
2. Hensikt og muligheter for dyputslipp i Bekkelagsbassenget.

2.1 Generelt om dyputslipp.

Hovedhensikten med utvidelse til nitrogenrensing ved BRA er å avlaste fjorden indirekte og direkte for organisk belastning på dypvannet, dvs. gi en forbedring av de kritiske oksygenforholdene i fjorden. Det er således selve rensingen som er sentral, mens dyputslipp taes i bruk for å oppnå eventuelle andre gunstige effekter som forbedret primærfortynning, samt begrense de direkte effekter av utslippet i nærområdet (beskyttelse av badeplasser m.m).

2.1.1 Et dyputslipps funksjon.

Et dyputslipp av kommunalt avløpsvann vil vanligvis hindre at avløpsvannet når opp til overflaten når det slippes ut i en sjiktet resipient. Når avløpsvannet slippes ut på dypt vann, vil den lavere egenvekten (sammenlignet med sjøvann) medføre at det straks begynner å stige opp mot overflaten mens det blander seg med det omkringliggende sjøvannet. Blandingsenergien kommer fra bevegelsesenergien i strålene ved utløpet og fra den potensielle energien som tilføres når mottrykket overvinnes i avløpsledningen. Volum og egenvekt av blandingsvannmassen (avløpsvann+sjøvann) øker i avløpsstrålen mens den beveger seg opp gjennom stadig lettere vannmasser, og tilslutt blir avløpsstrålens tetthet tilnærmet lik egenvekten til det omkringliggende sjøvannet i samme dyp. Da stopper den vertikale bevegelsen, og skyen av sterkt fortynnet avløpsvann begynner å bre seg horisontalt mens fortynningen stadig øker (figur 1). Vi sier at avløpsvannet da er innlagret. Utslippsvannets vertikale bevegelsesenergi gjør at det stiger noe forbi "likevektsdypet", før det synker tilbake og innlagres. I praksis er det som regel liten forskjell mellom innlagringsdypet og likevektsdypet.



Figur 1. Illustrasjon av hvordan avløpsvann innlagres i en sjiktet vannmasse.

Fortynningen fram til avløpsvannet er innlagret og har "forbrukt sin egenenergi" omtales oftest som primærfortynning. Den videre fortynning, sekundærfortynningen, foregår i første fase ved strålens horisontale egenbevegelse og ved gravitasjonsdrevet spredning, men bestemmes etterhvert i alt vesentlig av horisontale virvelbevegelser og horisontal og vertikal turbulent blanding i resipienten.

Tidligere innlagret avløpsvann vil følge vannmassenes bevegelser, og over tid vil utslippet derfor fordeles i vertikalprofilen, samtidig som det spres horisontalt. Egenspredningen er så rask at det normalt ikke vil gi noen forskjell i horisontalen mellom ulike utslippsteder i et område som Bekkelagsbassenget.

Dyputslipp plasseres typisk på 30-60 m dyp, med innlagring 5-30 meter høyere opp i vannsøylen. Den senterfortynning en oppnår ved dyputslipp kan typisk variere mellom 10 og 100. Den midlere fortynningen i den innlagrede skyen vil være 1.5-1.7 ganger senterfortynningen.

Innlagringsdyp og primærfortynning vil ofte variere sterkt over tid, dels som følge av varierende vannføringer i utslippet, men også varierende tetthetssjiktning. Ved svak sjikting vil gjennombrudd til overflatelaget kunne skje, men utslippet vil i slike tilfeller være sterkt fortynnet. Det er mulig å påvirke innlagringsdyp og fortynning ved samme utslippsdyp gjennom endringer i diffusorgeometrien. Ved å minske diameteren på strålene vil en for en gitt tetthetssjiktning få innlagring dypere ned, dvs. en kortere stighøyde, og med høyere fortynning. Strålene er som oftest horisontalt rettet i utløpet, og da kan også økt hastighet bidra til mer effektiv fortynning, men det kan også virke motsatt, avhengig av hvilket område hastigheten ligger i. For å holde hastigheten i strålene innenfor rimelige grenser, og for å få inn tilstrekkelig fortynningsvann fra sidene, er det ofte nødvendig at utslippet blir fordelt på flere stråler over en viss avstand (diffusor).

2.1.2 Mulige sekundæreffekter av et dyputslipp.

Et dyputslipp vil også tilføre ferskvann til området og derved kunne påvirke saltholdigheten (egenvekten) i vannmassene mellom utslippsdyp og innlagringsdyp. Dette kan en med tiden gi lokalt avtakende saltholdighet (egenvekt) og gi opphav til tetthetsdrevne¹ strømmer. Spesielt gjelder dette når alt avløpsvann innlagres under terskeldyp. Når egenvekten på vann over terskeldyp utenfor terskelen er større enn i bassenget, vil en vannfornyelse starte. Er utslippet av en viss størrelse vil en derfor kunne forkorte oppholdstiden på bassengvannet og dette kan også være en gunstig effekt for lokalmiljøet. I Bekkelagsbassenget er det ofte hydrogensulfidholdige vannmasser som følge av stor belastning i relasjon til vannets oppholdstid. Dette betyr at dypområdene mangler liv og at de kjemiske forhold forandres fra oksisk til anoksisk miljø. Herved vil næringssalter (spesielt fosfat) løses ut fra sedimentene og tilføres vannmassene. Ved å unngå dannelse av hydrogensulfid vil en med tiden kunne få oksiske sedimenter og mulighet for etablering av et dyreliv. Bekkelagsbassenget er intermittert anoksisk, dvs. av og til ved større dypvannsfornyelser i indre Oslofjord tilføres oksygenrikt vann, men ofte er forholdene anoksiske gjennom lengre tid. Imidlertid kan også en tilførsel av anoksiske vannmasser til oksisk miljø gi lavere oksygenkonsentrasjoner i denne vannmassen. Det kan derfor også tenkes at det er bedre å holde et lite lokalt område anoksisk, dersom et større område får bedre oksygenforhold.

2.1.3 Beregningenes nøyaktighet.

JETMIX er et program som er blitt brukt til å planlegge dyputslipp for avløpsvann siden 1970-tallet. Programmet gir ikke en detaljert dimensjonering av en diffusor, noe som tilhører detaljplanleggingen

¹ Strømmer drevet av egenvektforskjeller i vannmassene.

når utslippsted og topografien ved dette er nøye kartlagt. Programmet gir et realistisk bilde av innlagringsdyp. I indre Oslofjord er det brukt for å vurdere utslipps - og innlagringsforholdene til VEAS. I denne sammenheng ble det også kontrollert mot eksisterende dyputslipp i Lysakerfjorden (Bjerkeng m.fl, 1978). Resultatene viste at det ikke er noen vesentlig forskjell mellom beregninger og reelt innlagringsdyp. Beregnet høyeste opptrengningsnivå (EQS) viser seg å være konservativt sett ut fra at det forfynede avløpsvannet vanligvis ikke når dette nivå. Vanligvis varierer skyens innlagringsdyp rundt strålens senter med et par meter på begge sider.

2.2 Direkte og indirekte effekter av dyputslipp i Bekkelagsbassenget.

Den mest åpenbare *direkte* effekten av å velge dyputslipp med innlagring under sprangsjiktet og fotosyntesesonen, er at lokal påvirkning i strandsone og overflatelag i Bekkelagsbassenget ofte unngås. I stedet vil en få en sky av innlagret avløpsvann under sprangsjiktet med forhøyede konsentrasjoner. Bruk av dyputslipp kan således øke belastningen i vannlag hvor forholdene er kritiske fra før i forhold til hva en ville hatt med overflateutslipp. Det siste gjelder særlig for avløpsvann med høyt innhold av oksygenforbrukende stoffer, som kan forverre oksygenforholdene under sprangsjiktet hvis det innlagres der.

Innlagring av avløpsvann under sprangsjiktet i Bekkelagsbassenget vil ikke være helt effektivt. I området forekommer upwelling (oppstrømning) av dypere vann, spesielt i samband med nordlige vinder. I disse tilfellene kan innlagret avløpsvann strømme opp mot overflaten, men da generelt så forfynnet at det ikke gir noen direkte problemer. Imidlertid vil det kunne bli *indirekte* problemer ved at vann med lavt oksygeninnhold raskt tilføres overflatelaget, og ved slike tilfeller er det kjent at bl.a. fiskedød kan inntreffe (Kirkerud og Magnusson, 1977 , Magnusson m.fl., 1996).

En generelt positiv indirekte virkning av dyputslipp for selve utslippsområdet vil være en økt vannutskiftning. Det vannet som rives med av strålene og bringes opp i innlagringsdyp, må erstattes av nytt vann som strømmer inn fra omkringliggende områder. Dersom de berørte vannlagene ikke er innestengt av terskler, vil dyputslippet kunne bidra til en mer eller mindre kontinuerlig økning i vannutskiftningen. Det vil gi en gjennomstrømning, hvor vann trekkes inn mellom utslippsdyp og innlagringsdyp, og strømmer ut i innlagringsdyp. For Bekkelagsbassenget gjelder dette for utslipp på ca. 45 meters dyp.

Skjer utslipp og innlagring på dyp som er større enn terskeldyp vil det i stedet for en kontinuerlig utskiftning skje en nedblanding av innlagret vann over tid. Det betyr i første omgang at stoffene i utslippet akkumuleres i dypvannet, men de stadige tilførsene av ferskvann vil også minske tettheten i dypvannet og øke hyppigheten av periodiske innstrømninger av nytt vann over terskelen, slik at dyputslippet også her i middel bidrar til større vannfornyelse. Nedpumping av ferskvann eller lettere overflatevann kan tenkes som et separat tiltak nettopp for å øke vannfornyelsen. Modellkjøringer har vist at dette kan ha markert virkning på oksygenforholdene i indre Oslofjord (Bunnefjorden) og i Drammensfjorden (Bjerkeng, 1994, Sørensen m.fl, 1994). I Bekkelagsbassenget impliserer dette et utslipp på ca. 60 meters dyp og innlagring på ca. 45 meters dyp.

2.3 Beregninger av innlagringsdyp og forfynning ved ulike utslippsdyp.

Vannføringen i utslippsledningen vil variere med tilført mengde vann. Maksimal vannføring gjennom utslippet vil bli $3 \text{ m}^3/\text{s}$, mens normal vannføring vil være 1.3 til $1.5 \text{ m}^3/\text{s}$.

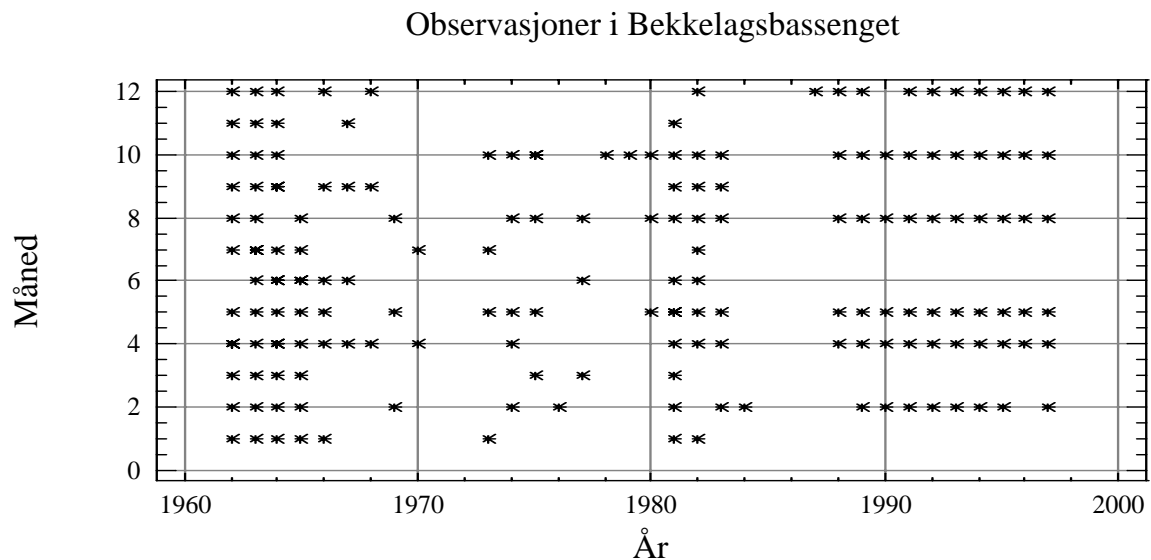
Ved dimensjoneringen av diffusoren vil antall hull med bestemt diameter og hastighet gjennom det enkelte hull kunne bestemmes ut fra at utslippet skal kunne håndtere opp til $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Dette arbeidet (deltalprosjektering av diffusoren) inngår ikke i vår vurdering, men erfaringer fra felteksperiment

(Bjerkeng m.fl., 1978) viser at forhold mellom stighøyde (utslippsdyp-innlagingsdyp) og hullavstand ikke bør være større enn 10:1 (5:1 eller lavere anbefales). Dette for å unngå interferens mellom enkeltstrålene. Her er alle beregninger foretatt på enkeltstråler.

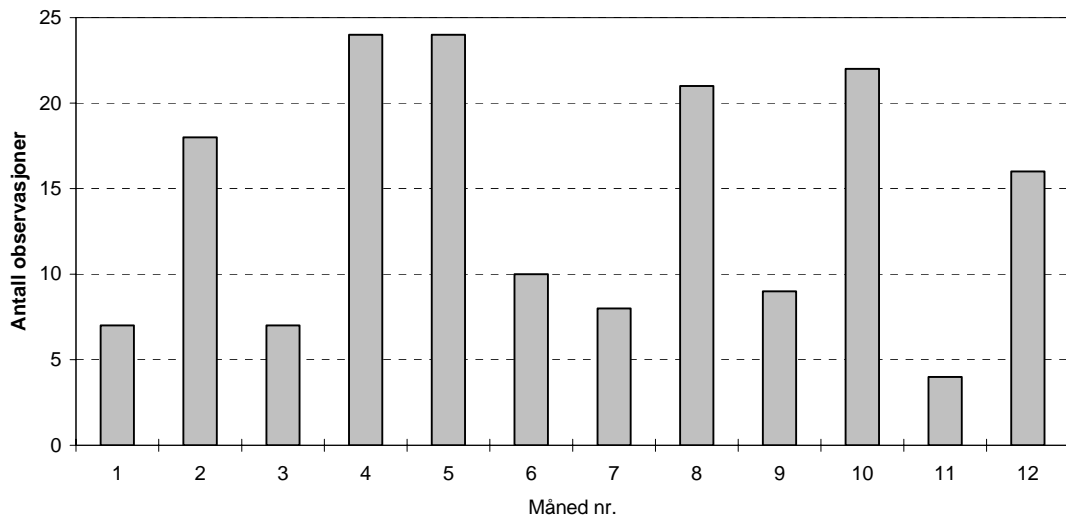
Beregningene gir innlagingsdyp og fortykning i senter av strålen. For å få gjennomsnittlig fortykning på innlagingsdyp multipliseres senterfortynningen med ca. 1.5-1.7. Variasjonen av innlagingsdyp vil være ca. 2 meter fra innlagingsdyp for senter av strålen.

Lengden på diffusoren bestemmes av ønsket maksimalvannføring og forholdet mellom stighøyde/hullavstand og utslippshullenes diameter. Men det er også nødvendig å sikre seg at transportkapasiteten for det innlagrede avløpsvannet er tilstrekkelig til å unngå direkte resirkulering av det innlagrede avløpsvannet (Bjerkeng m.fl, 1978). Hvis diffusoren plasseres i V- eller stjerneform utgjør periferilengden av hele diffusorarrangementets omkrets den "kritiske" lengde. Detaljene for dette vil først bli aktuelle å beregne når endelig valg av utslippsdyp og utslippsarrangement er gjort.

I de følgende beregninger er det brukt observasjoner innsamlet fra Bekkelagsbassenget i tidsrommet 1962 til 1997 (ca. 170 observasjoner). Fordelingen over årene er vist i **Figur 2** og fordelt på måned for hele perioden i **Figur 3**. Observasjonene representerer hele året, men med en klar overvekt fra de måneder overvåkingsprogrammet i de senere år har prioritert (februar, april, mai, august, oktober og desember).



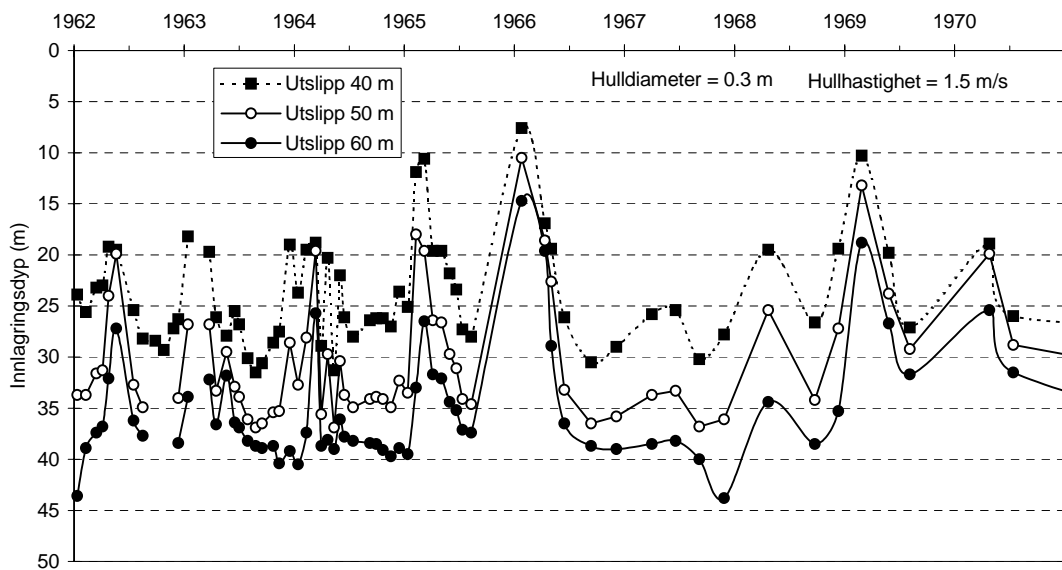
Figur 2. Observasjoner av temperatur og saltholdighet i Bekkelagsbassenget i tidsrommet 1962-1997 fordelt på måned. Ikke alle observasjoner dekker 0-60 meters dyp.



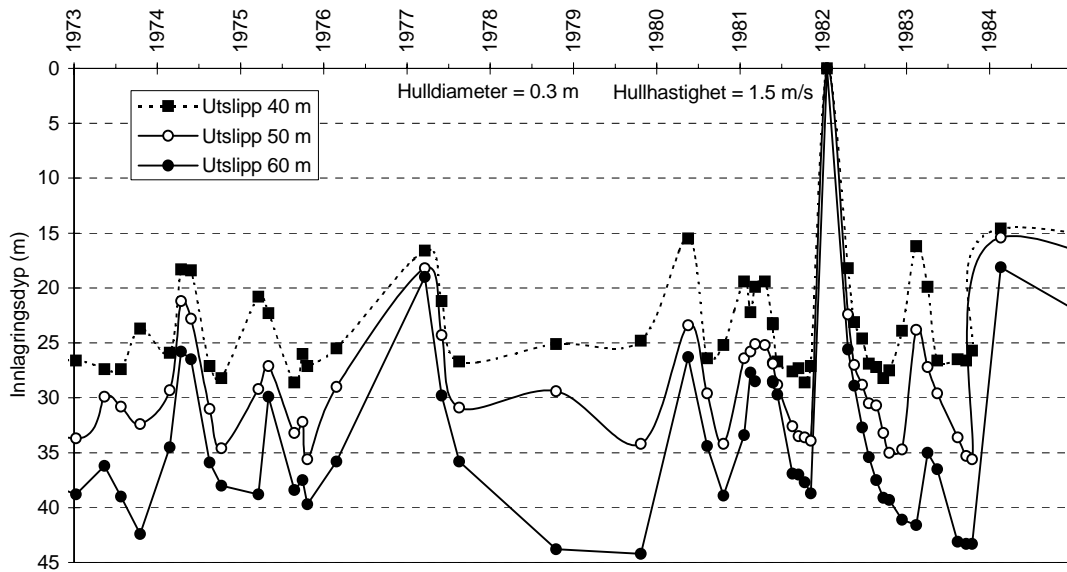
Figur 3. Antall observasjoner i 1962 til 1997 fordelt på måned.

For å få en oversikt over samtlige data med de utslippsspesifikasjoner som i utgangspunktet er gitt, er beregninger gjort for tre ulike utslippsdyp. Programmet JETMIX er brukt. Ut fra topografien i Bekkelagsbassenget er det valgt utslippsdyp på 40, 50 og 60 meters dyp. Huldiameter var oppgitt til 0.3 m i diameter og hastigheten ut av diffusorhullet er valgt til 1.5 m/s. Helningsvinkelen til utslippstrålen er satt horisontalt.

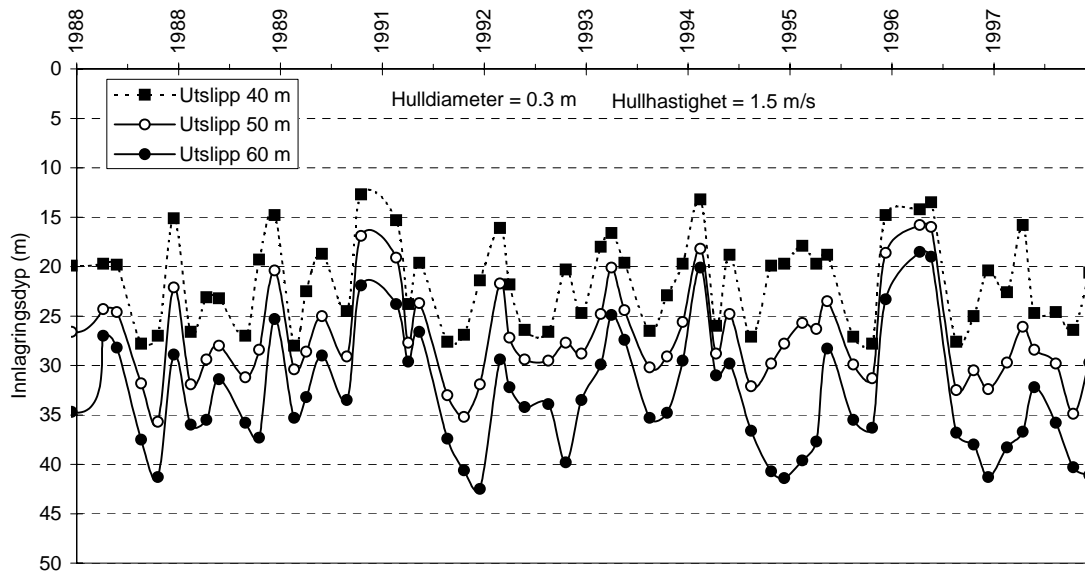
Beregnet innlagingsdyp for de tilgjengelige tetthetsprofilene er vist som funksjon av tid i figur 4 - Figur 6 for de tre utslippsdypene - 40, 50 og 60 m dyp.



Figur 4. Innlagingsdyp (m) ved utslipp på 40, 50 og 60 meters dyp 1962-1970.



Figur 5. Innlagingsdyp (m) ved utslipp på 40, 50 og 60 meters dyp 1973-84.

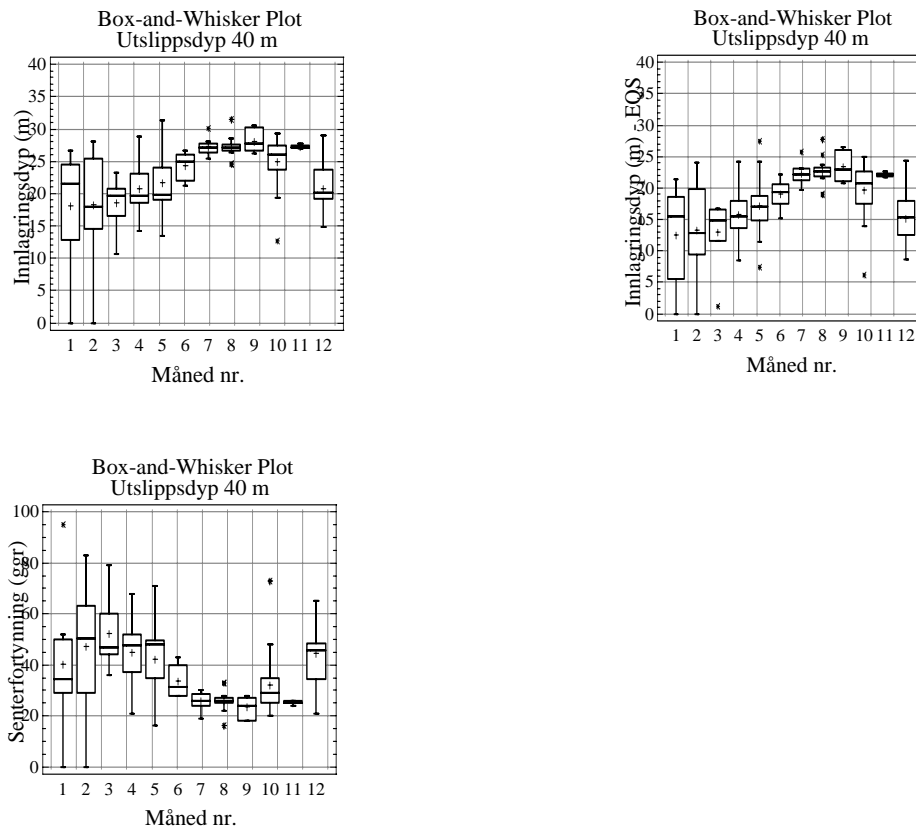


Figur 6. Innlagingsdyp (m) ved utslipp på 40, 50 og 60 meters dyp 1988-97.

I figur 7 er resultatene fra hele perioden sammenfattet for hver måned i "Box - og Whiskerplott" for 40 meters dyp. Plottet deler inn dataene i 4 områder med samme frekvens. 50 % av observasjonen ligger innenfor rektangelet (boksen), med medianverdien avmerket som heltrukket linje tvers over boksen, og middelverdien som et kryss. De vertikale linjene (whiskers) løper fra enden av hver boks og er trukket fra nedre (eller øvre) kvartil til den laveste (høyeste) verdi innenfor 1.5 interkvartile avstander fra boksen. Observasjoner som faller utenfor dette er avmerket som outliers med stjerne (ekstremverdier).

Samtlige eksempler viser at det er en klar risiko for at det fortyndede avløpsvannet, uansett utslippsdyp, vil innlagres i overflatelaget i enkelte tidsperioder. Risikoen for direkte gjennombrudd til

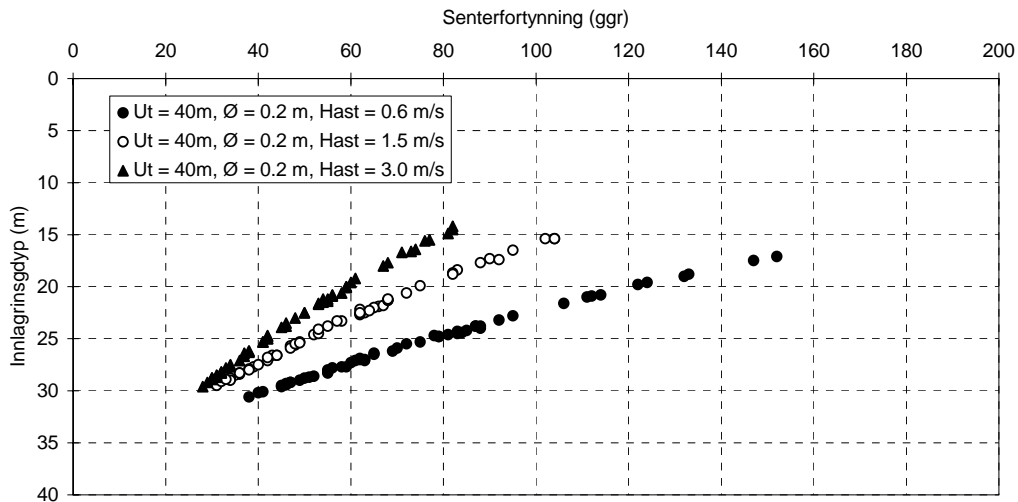
overflaten i slike perioder er stor. Tidspunktene for slike gjennombrudd er normalt begrenset til vintermånedene (januar og februar), men i enkelte tilfeller også i mars - mai og oktober - desember. Den dypeste innlagringen fås om sommeren når sjiktningen er som gunstigst. Fortynningen i senter av strålen er imidlertid relativt beskjeden med de verdier på diffusoren som her er valgt. For utslipp på 40 meters dyp varierer senterfortynningen fra litt over 20 ggr. om sommeren til 50 - 60 ggr om vinteren (figur 7). For å begrense gjennombrudd til overflaten må diffusoren endres fra de oppgitte mål ($\varnothing = 0.3$ m).



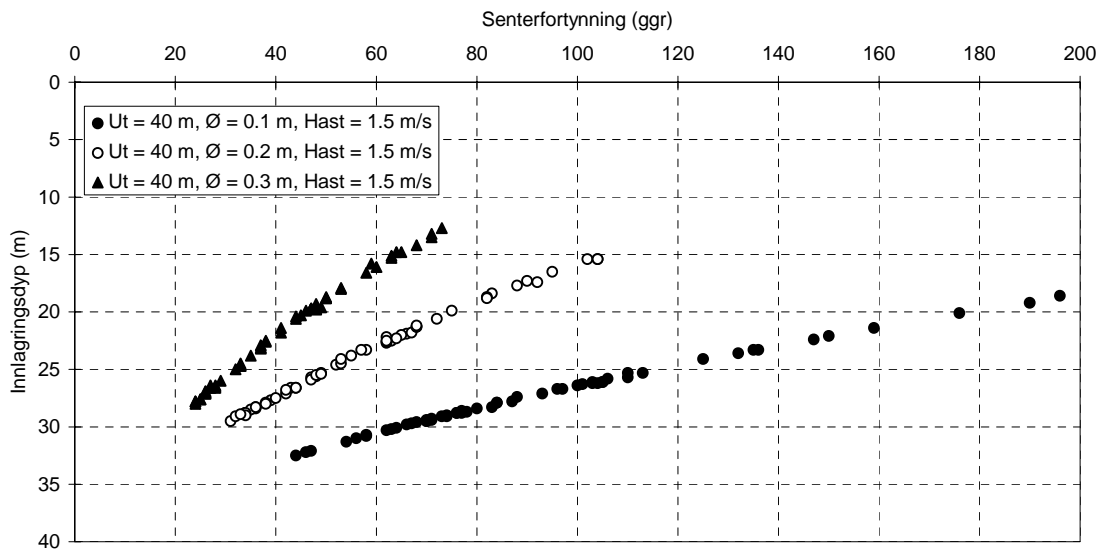
Figur 7. Innlagringsdyp (normalt og sannsynlig maksimalt (EQS)) og senterfortynning på innlagringsdyp ved utslipp fra 40 meters dyp.

For å illustrere mulighetene for å påvirke innlagringsdyp og fortynning av det innlagrede avløpsvannet er det valgt et utslippsdyp på 40 meter og deretter er hastigheten gjennom diffusorhullet variert, mens hulldiametere er holdt konstant. I andre beregninger er hastigheten holdt konstant mens hulldiametere er endret. Hastigheten er variert fra 0.6 til 3 m/s og hulldiametere er her satt til 0.2 m (figur 8). Deretter er hulldiametere variert fra 0.1 til 0.3 m med konstant hastighet (1.5 m/s) (figur 9). Det er bare brukt et utvalg av observasjoner fra 1988-97 (57 observasjoner).

Innlagringsdyp og fortynning er mest følsom for endringer i hulldiametere. Hvis valget av utslippsdyp blir 40 meter, bør hulldiametere være ca. 0.1 m og hullhastigheten ikke overstige 1.5 m/s (se kap 4.3).

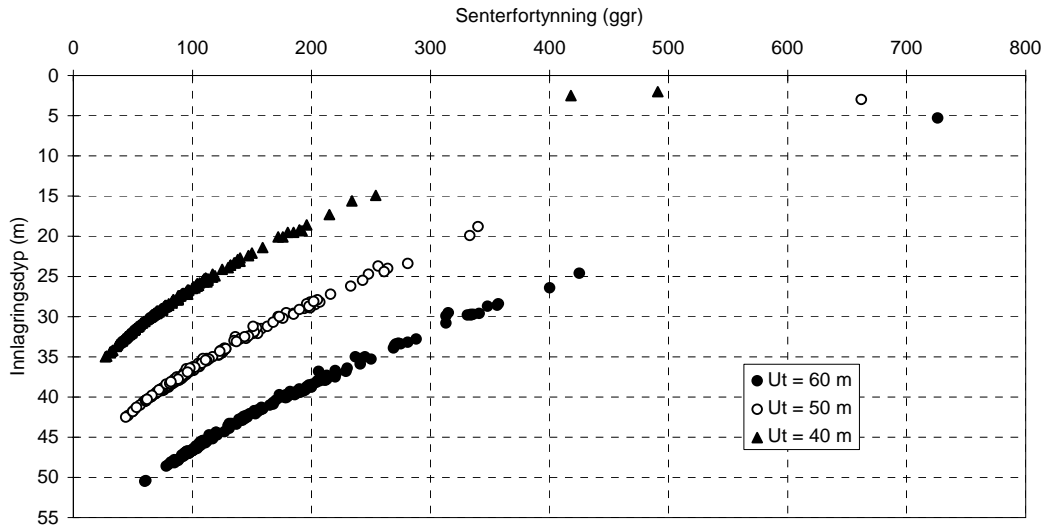


Figur 8. Innlagringsdyp (m) og senterfortynning (ggr) ved utslippsdyp 40 m og hulldiameter 0.2 m, hullhastighetene 0.6, 1.5 og 3.0 m/s.

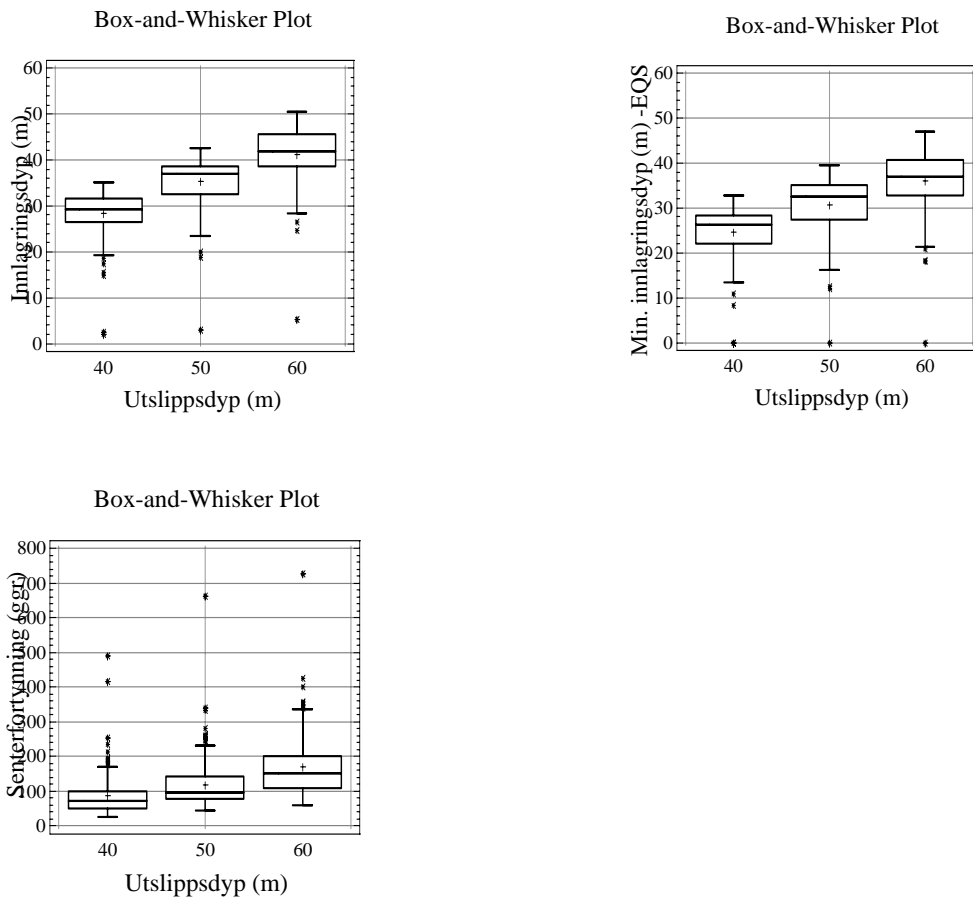


Figur 9. Innlagringsdyp (m) og senterfortynning (ggr) ved utslippsdyp 40 m, hullhastighet 1.5 m/s og hulldiameter 0.1, 0.2 og 0.3 m.

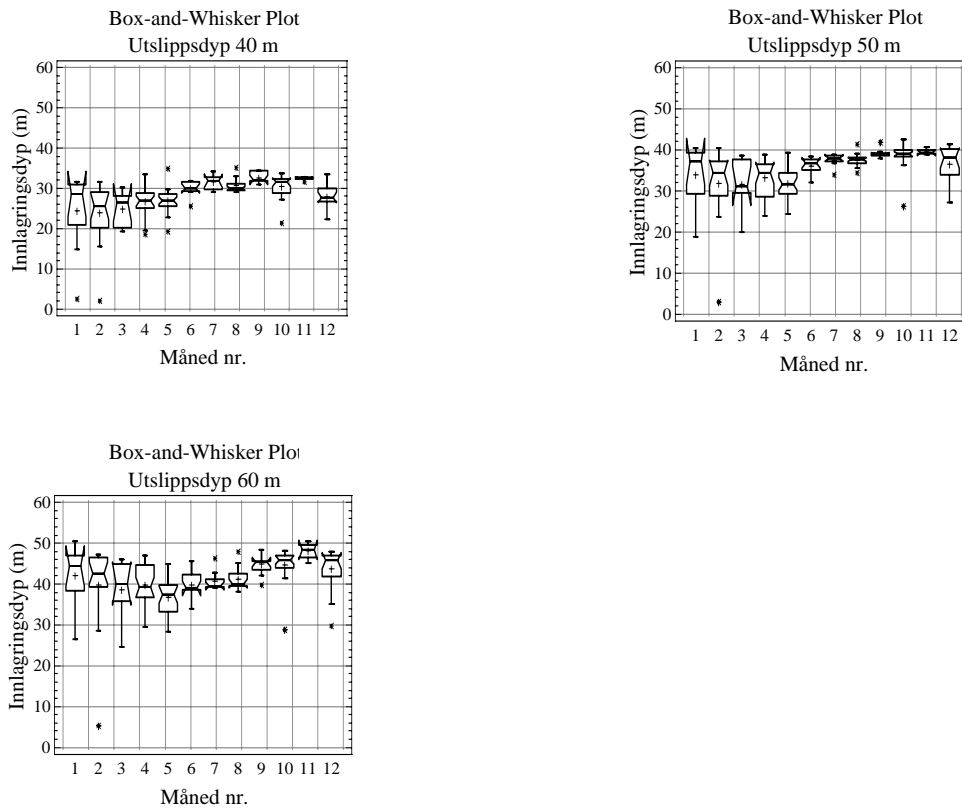
For å se på hvilke innlagringsdyp og fortynningsforhold som kan oppnås ved varierende utslippsdyp er samtlige profiler fra 1962 til 1997 brukt med en hulldiameter på 0.1 m og en hullhastighet på 1.5 m/s. Figur 10 - Figur 13 viser resultatet av beregningen. Realistiske innlagringsdyp varierer i middel gjennom året omkring 25-55 meters dyp for de ulike alternativene, med høyeste opptrengning "normalt" mellom 20 og 32 meters dyp. I enkelte situasjoner i januar og februar er det risiko for gjennombrudd til overflaten, størst ved utslipp fra 40 meters dyp. Den beste senterfortynningen oppnåes ved utslipp på 60 meters dyp. Det er mulig å få innlagringsdyp mellom 35 og 50 meters dyp mesteparten av året ved å legge utslippet på 60 meters dyp, eller mellom ca. 30 og 40 meters dyp ved utslipp på 50 meters dyp, samt mellom 20 og 35 meters dyp ved utslipp på 40 meters dyp.



Figur 10. Innlagringsdyb og senterfortynning ved utslipp på 40, 50 og 60 meters dyp. Hulldiameter 0.1 m og hullhastighet = 1.5 m/s. Analysen er basert på samtlige observasjoner fra Bekkelagsbassenget i tidsrommet 1962-97.

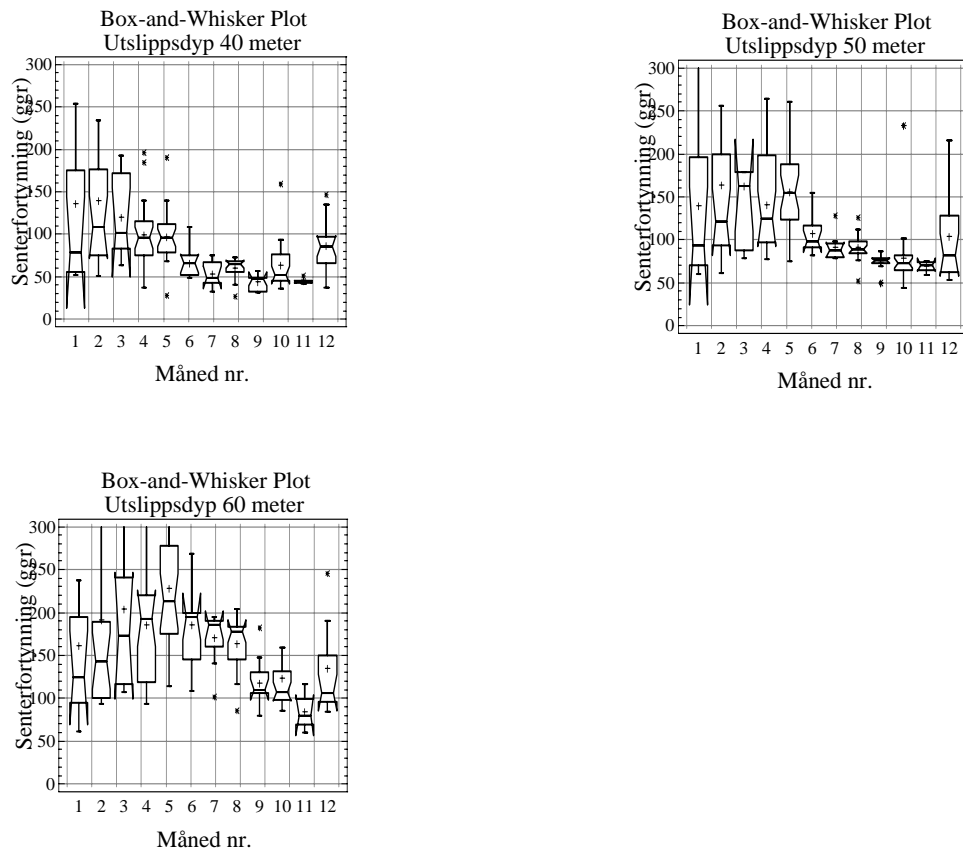


Figur 11. Innlagringsdyb (m), minimalt innlagringsdyb (EQS) samt senterfortynning (ggr) for hele observasjonsperioden (1962 - 1997) ved utslipp på 40, 50 og 60 meters dyp. Konstant hulldiameter (0.1 m) og hullhastighet (1.5 m/s).



Figur 12. Innlagringsdyp (m) gjennom året ved utlipp på 40, 50 og 60 meters dyp². Konstant hulldiameter (0.1m) og hullhastighet (1.5 m/s).

² På denne figuren er lagt inn en "notch" (innsnevring). Innsnevringen dekker 95 % konf.int. omkring medianen. Hvis to innsnevringer overlapper hverandre er det ikke noen signifikant forskjell mellom medianverdiene.



Figur 13. Senterfortynning (ggr) i ulike måneder beregnet på observasjoner i tidsrommet 1962-97 ved utslipp på 40, 50 og 60 meters dyp. Konstant hulldiameter (0.1 m) og hullhastighet (1.5 m/s).

2.4 Valg av innlagringsdyp.

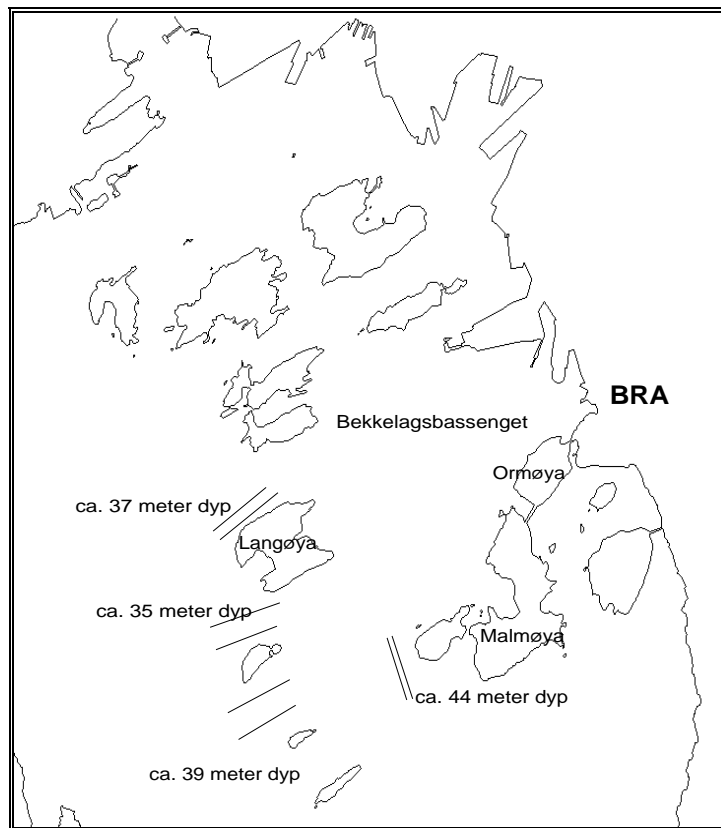
Bekkelagsbassenget er en avgrenset del av Indre Oslofjord med største dyp 72 meter og hovedforbindelse med Bunnefjorden. Den dypeste terskelen ligger på ca. 44 meters dyp (figur 14) (48 meters dyp i følge A.T.Andersen, 1968). Vannfornyelsen i Bekkelagsbassenget skjer i hovedsak samtidig som i Bunnefjorden, og over terskeldyp er det relativt god forbindelse med Bunnefjorden, spesielt mellom overflaten og 30 meters dyp. Vannmassen mellom 45 meters dyp og bunn vil være avstengt fra direkte forbindelse med Bunnefjorden og vannfornyelse skjer derfor mer sjelden.

2.5 Fotosyntesesonens dyp.

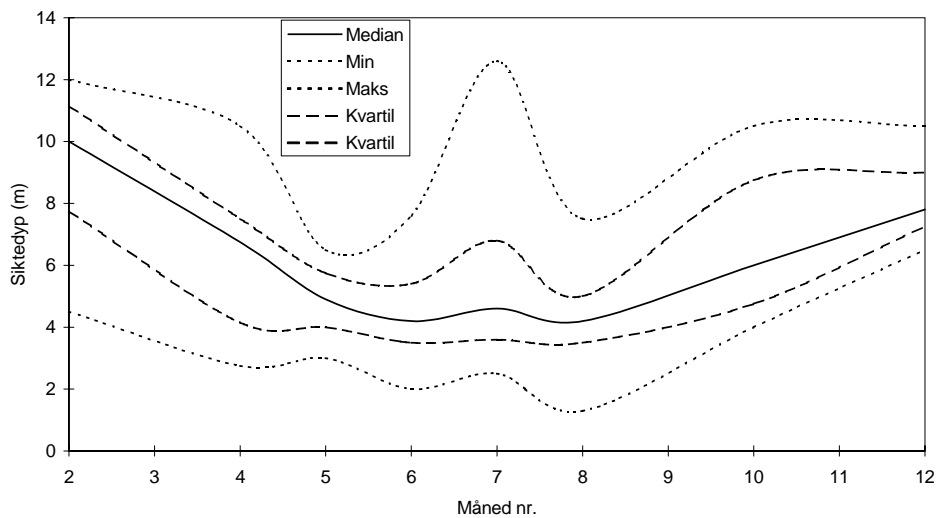
Ved å slippe det rensede avløpsvannet ut på dypt vann (under sprangsjiktet) vil en unngå overkonsentrasjoner av bakterier i overflatevannet og derved beskytte badeplasser for påvirkning. Samtidig vil restmengdene av næringssaltene kunne innlagres under fotosyntesesonen og begrense tilførsel av næringsalter til det produktive overflatelaget. Fotosyntesesonens dyp varierer i området over året, mest som følge av planteplanktonbiomassen. Nedre grense for fotosyntesesonen kan grovt settes til ca. 2.5 x siktedypet. figur 15 viser at siktedypet varierer fra 2 til 12 meter i bassenget, med

største siktedyp vinterstid, eller i samband med dypvannsfornyelser. Med betydelig bedre rensing av avløpsvannet i relasjon til dagens situasjon kan siktedypet bli noe bedre i området, men for å avgjøre dette må beregninger foretaes (modellberegninger, f.eks. fjordmodellen). Grovt sett, ut fra dagens observasjoner, bør fotosyntesezonens nedre grense kunne ligge ved ca. 25-30 meters dyp. Sommerstid vil siktedypet normalt være litt lavere og fotosyntesezonens dyp varierer sannsynligvis "normalt" mellom 10 og 18 meters dyp.

Ved Ormøya i Bekkelagsbassenget ble nedre voksegrense for skorpformete alger (fastsittende alger) registrert på 14 meters dyp i 1991, noe som også indikerer at beregningene etter siktedyp er relativt riktige. For å sikre seg at det fortynnede avløpsvannet vil være innlagret under fotosynteseonen bør avløpsvannet i hovedsak innlagres under ca. 25 meters dyp.



Figur 14. Bekkelagsbassenget med de viktigste tersklene antydnet.



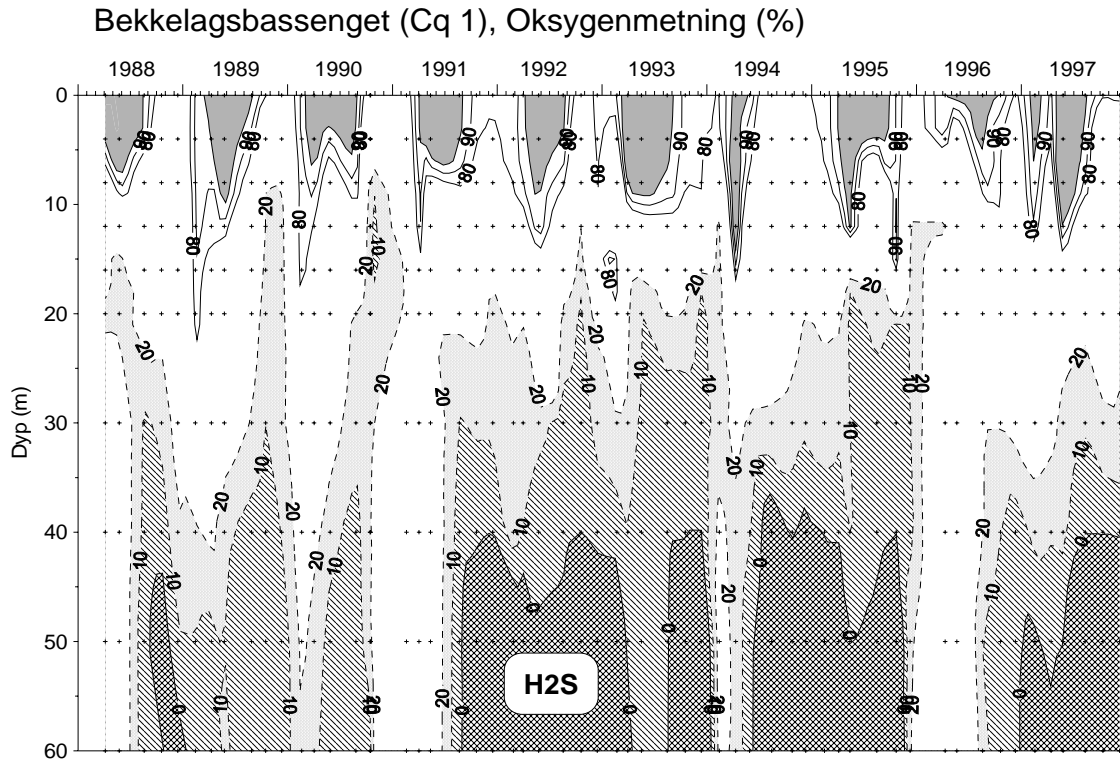
Figur 15. Siktedyp (m) i Bekkelagsbassenget - observasjoner fra 1990-97.

Når avløpsvannet innlagres under sprangsjiktet og under fotosyntesesesonen, vil det påvirke oksygenforholdene på innlagringsdyp. Restmengder av organisk stoff skal brytes ned i dette lag, og nitrifikasjon vil også bidra til oksygenforbruket. Oksygenforholdene i Bekkelagsbassenget er vist i figur 16- figur 17. Her er det bare brukt observasjoner fra perioden 1988-97, dvs. observasjoner innsamlet etter at de siste store renseanleggene med utslipp til indre Oslofjord ble bygget ut for kjemisk rensing. Oksygenmetningen viser overmetning ned til 10-15 meters dyp, dvs. her er det en større planteplanktonproduksjon. Alle næringssalter som tilføres dette lag vil bli brukt i primærproduksjonen. Lengre ned i vannmassen avtar effektiviteten men tilførte næringssalter kan allikevel bli brukt, om enn i mindre grad. Innlagringsberegningene viser at også ved valg av utslipp på 60 meters dyp vil en ikke unngå tilførsel av fortennet avløpsvann til fotosyntesesesonen. Hovedsaken må være at dette ikke skjer ofte.

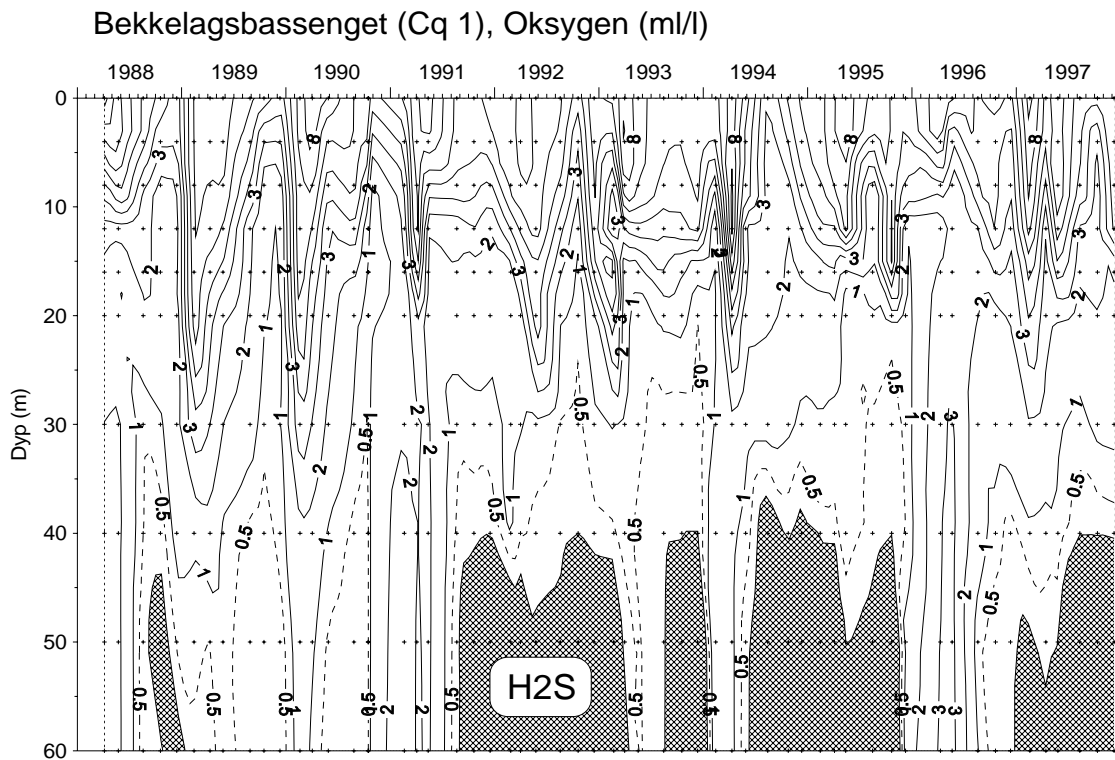
2.6 Økt vannutskiftning?

Figurene 16 - 18 viser også at vannutskiftningen med Bunnefjorden er klart bedre over ca. 40 meters dyp, ved at det relativt sjelden forekommer hydrogensulfidholdig vann på dyp mindre enn dette. figur 19 viser også at saltholdighetsvariasjonen er betydelig større på 30 og 40 enn på 50 og 60 meters dyp. Vannutskiftningen er relativt uhindret fra overflaten til 40 meters dyp, men klart begrenset for dyp større enn 40 m. Dette betyr at en tilførsel av avløpsvann til vannmassene under terskeldyp med tiden vil gi lavere saltholdighet (egenvekt) og derved kunne bidra til kortere oppholdstid for disse vannmasser, sammenlignet med dagens forhold.

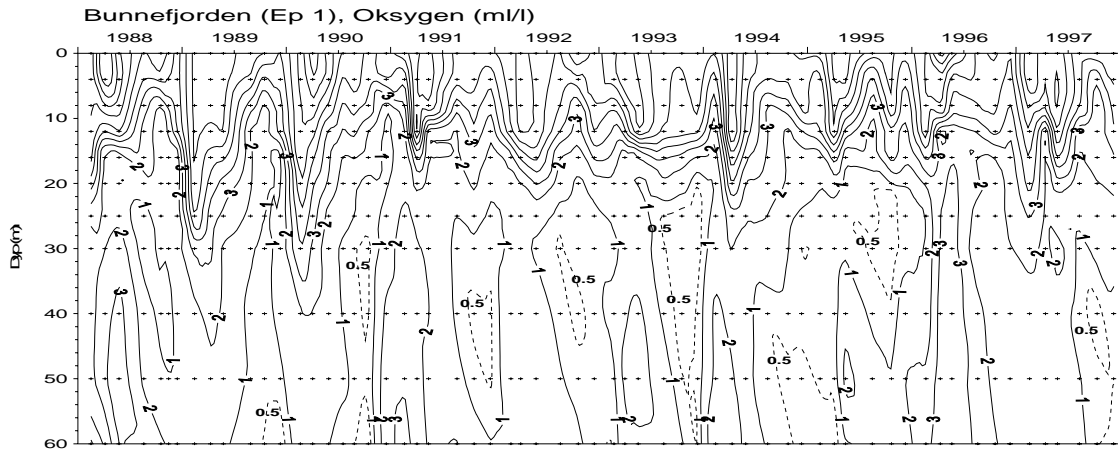
Volumet av Bekkelagsbassenget fra 40 - 60 meters dyp er ca. 40.4 mill. m³. Med en midlere ferskvannstilførsel på 1.5 m³/s gir dette en total ferskvannstilførsel på ca. 47 mill. m³ i året. Oppholdstiden ville avta sammenlignet med dagens situasjon, og derved skulle også muligheten foreligge for å begrense hyppigheten og mengden av hydrogensulfidholdige vannmasser, fordi vannet som strømmer inn fra Bunnefjorden normalt har bedre oksygenforhold (figur 18). Med oksygen i Bekkelagsbassengets bunnvann vil forholdene bli gunstigere for etablering av en bunnfauna i bassenget. Dette skulle tale for et utslipp på 60 meters dyp og en innlagring så dypt som mulig. For å beregne effekter og konsekvenser av en slik løsning må det foretas mer detaljerte beregninger.



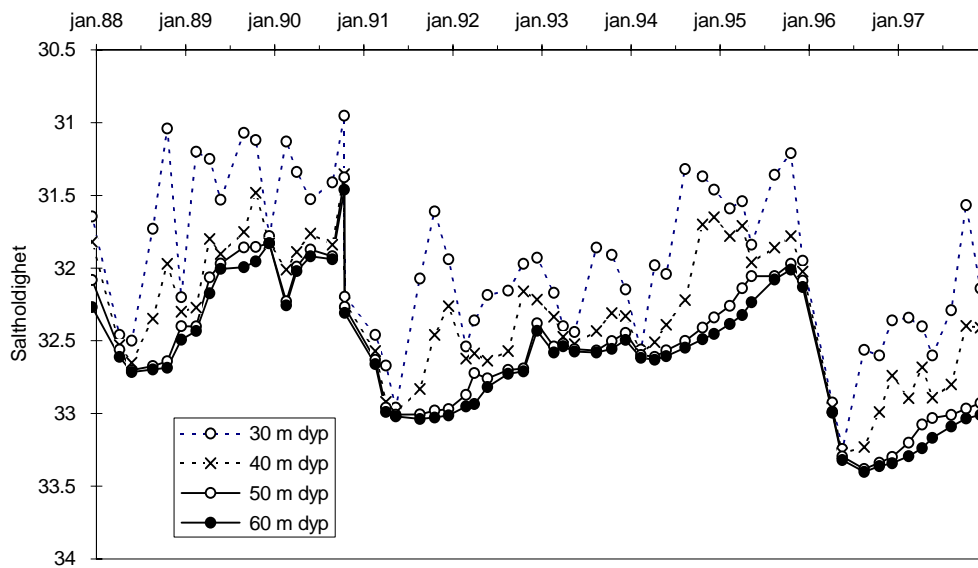
Figur 16. Oksygenmetning (%) i Bekkelagsbassenget 1988-97. (Ikke alle isolinjer er markert).



Figur 17. Oksygen/hydrogensulfid (ml/l) i Bekkelagsbassenget (Cq 1) 1988-1997.



Figur 18. Oksygen i Bunnefjorden 1988-1997.



Figur 19. Saltholdighet i Bekkelagsbassenget 1988-97 på 30, 40, 50 og 60 meters dyp.

3. Diskusjon og anbefalinger.

Med normal innlagring av fortynnet avløpsvann under fotosyntesesonen bør ikke avløpsvannet innlagres høyere opp i vannmassen enn ca. 20 - 25 meters dyp. For mest mulig å unngå gjennombrudd til overflatelaget (som ikke kan unngås fullt ut til alle tider) må en velge utslipp på 50 - 60 meters dyp. Hvis en ønsker å ivareta muligheten for å forbedre dypvannsfornyelsen under terskeldyp (ca. 44 m) i Bekkelagsbassenget, bør utslippsledningen også ligge så dypt som mulig.

Det fortynnede avløpsvannet vil slippes ut i en vannmasse som idag ofte er anoksisk, eller har meget lite oksygen. Dette gjelder mer eller mindre for alle utslippsalternativene, men utslipp på 40 meters dyp vil for en stor del skje i oksisk vann. Når avløpsvannet stiger opp mot innlagringsdyp "river" det med seg vann fra utslippsdyp og med de egenskaper dette vannet har. Dette kan bety lokalt lavere oksygenkonsentrasjon på innlagringsdyp, noe som vil kunne øke risikoen for fiskedød i området. Imidlertid vil økt rensesgrad på avløpsvannet gi generelt bedre oksygenforhold, og derved eventuelt kunne balansere mengden vann med lavt oksygeninnhold. For å beregne konsekvensene av dette på Bekkelagsbassenget og også effektene på Bunnefjorden og indre Oslofjord i sin helhet må det foretas ytterligere beregninger (f.eks. bruk av fjordmodell).

Med utslipp på 40 meters dyp vil diffusoren kunne konstrueres slik at det rensede avløpsvannet oftest forblir under sprangsjiktet. Det er risiko for gjennombrudd i vinterhalvåret. Innlagring i nedre del av fotosyntesesonen vil bli hyppigere enn for andre alternativer og kunne foregå fra desember til mai., dvs. også i en periode hvor produksjonen ikke er lysbegrenset.

For å vurdere forskjeller mellom de ulike alternativer som er benyttet i denne rapport, er det ønskelig med ytterligere beregninger (fase II). I slike beregninger bør de her ulike alternativene inkluderes.

4. Hva kan oppnåes ved en Fase II?

I en fase II vil ulike utslippsscenarier (innlagrings-og fortynning av det rensede avløpsvannet) bli lagt inn i en modell (Bjerkeng, 1994). Til nå har modellen vært oppdelt i tre bassenger (Drøbaksundet, som ytre rand, Vestfjorden og Bunnefjorden). For å beskrive utslippet til Bekkelagsbassenget bedre vil denne fjorddelen legges inn som eget basseng. Hvordan dette arbeidet blir gjennomført er en avveining mellom kostnader og forventet informasjonsverdi. Bekkelagsbassenget har sin dypeste forbindelse med Bunnefjorden og den enkleste tilnærmelsen er å legge inn bassenget som en fjorddel med den samlede terskeltopografien til Bunnefjorden som ett sund. En sannsynligvis mer realistisk løsning er å opprette flere bokser, en for Lysakerfjorden, en for Havnebassenget og en for Bekkelagsbassenget med flere forbindelser tilpasset reell topografi. Modellen har vist seg å fungere bra med flere bokser, men er stort sett utprøvd på systemer hvor boksene ligger i rekke, selv om den er laget for en mer generell konfiguransjon av bokser. Det kan derfor bli nødvendig å utvikle fjordmodellen ytterligere dersom en velger å benytte et system med flere "parallele" bokser som er koblet i et nettverk. I utgangspunktet vil vi anbefale den enklere metoden.

Modellen vil bli kjørt med eksisterende data for Oslofjorden, hvor det "nye" utslippet legges inn. Modellen inkluderer de samme beregninger av fortynning og innlagringsdyp som JETMIX. De spørsmål som vil stilles er følgende:

Hva betyr de ulike innlagringsdypene for:

- a. Bekkelagsbassenget
- b. Bunnefjorden
- c. indre Oslofjord generelt

Konkret vil følgende faktorer undersøkes.

Vannutskiftning

Siktedyp og primærproduksjon.

Oksygenforhold på ulike dyp.

All sammenligning vil bli gjort i forhold til en standardsituasjon. Klimaforhold og tilførsler vil ha samme tidsforløp, slik at det bare er endringer i innlagingsdyp og fortykning som varieres mellom forskjellige modellberegninger. Utslippet fra BRA vil naturligvis bli brukt med den nye effektiviteten. Spørsmålet om overløpet skal inn i modellen er det foreløpig ikke tatt stilling til, men det byr ikke på vesentlige problemer å ta det med.

Dersom en utslippsløsning gir bedre forhold i alle deler av fjorden vil den selvsagt bli bedømt som gunstigst. Men hvis en løsning gir best effekter i de store vannmassene, men noe mindre gunstig effekt i Bekklagsbassenget, kan den bli betraktet som mest gunstig.

5. Litteratur.

Andersen. T.A., 1968. En kjemisk-hydrografisk helårsundersøkelse (1966-1967) av et forurenset basseng i indre Oslofjord. Hovedfagsoppgave ved Institutt for marin biologi, avd. A/C. Universitetet i Oslo.

Bjerkeng, B. 1994. Eutrofimodell for indre Oslofjord. Rapport 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. Norsk institutt for vannforskning. I-nr. 3112/94.

Bjerkeng, B og Lesjø, A., 1973: Mixing of a jet into stratified environment. (Users' Manual). Norsk institutt for vannforskning og Computas A/S. Computas -rapport nr. 73-3, NIVA-rapport O-126/72. Prosjektkomiteen for rensing av avløpsvann, PRA 5.7.

Bjerkeng, B. Gøransson, C.G. og Mangusson, J., 1978: Undersøkelser av alternative utslippsteder for avløpsvann fra Sentralrenseanlegg Vest. Del I og II. Norsk institutt for vannforskning. O-132/76.

Kirkerud, L., og Magnusson, J., 1977. Fiskedød i Oslofjorden. Norsk institutt for vannforskning. Årebok 1976. s 43.

Magnusson, J. Lømsland, E.R. og Johnsen, T., 1996. Overvåking av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 1995. Norsk institutt for vannforskning. I-nr. 3487-96.

Sørensen, J., Bjerkeng, B., Bratli, J.L., Knutzen, J., Magnusson, J., 1994. Miljøsmål for Drammenselva og - fjorden. Norsk institutt for vannforskning. I-nr. 3198/94.