

Vannutveksling og vannkvalitet i Hunnbunn Vurdering av utgravning av Thalbergsundet som tiltak for å forbedre vannkvaliteten



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

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Vannutveksling og vannkvalitet i Hunnbunn Vurdering av utgravning av Thalbergsundet som tiltak for å forbedre vannkvaliteten	Løpenr. (for bestilling) 5874-2009	Dato 21.12.09
	Prosjektnr. Undernr. O-28472	Sider Pris 51
Forfatter(e) André Staalstrøm Birger Bjerkeng Evgeny Yakushev Hartvig Christie	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

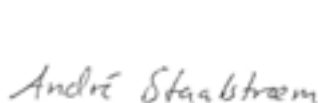
Oppdragsgiver(e) Fredrikstad kommune, avdeling miljørettet helsevern	Oppdragsreferanse Overingeniør Per Helge Kjerre-Ludviksen
--	--

Sammendrag

Hvalerområdet og Singlefjorden er preget av store tilførsler av ferskvann og næringssalter, særlig nitrat. Utslipps- og tilstandsdata tyder på at det er store næringssalttilførsler til enkelte steder i Hunnbunn, som er en avsnørt nordre del av Singlefjorden. Hunnbunn er forbundet med fjorden utenfor via en 2 km lang kanal med terskeldyp på ca. 1.2 m. NIVA har undersøkt lagdeling og vannkvalitet i Hunnbunn og utført målinger og modellering av vanntransport gjennom kanalen for å vurdere mulige tiltak, bl.a. en utdyping av kanalen for å forbedre vannutvekslingen. Under sprangsjiktet på 2.5 m dyp var det i mai 2009 et lag med svært høy oksygenkonsentrasjon som også var observert i august. Sammenligning med observasjoner fra 1999 kan tyde på at situasjonen har forverret seg de siste 10 årene. Konsentrasjonene av ammonium, fosfat og silikat er lave ned til det anoksiske laget som starter på omtrent 6 m dyp. Derfra øker det med dyptet til svært høye konsentrasjoner; som er sammenlignbare med porevannet i sedimenter. Den skarpe gradienten gjør at det vil være en stadig tilførsel av næring oppover i vannmassene fra bunnvannet. Vannstandsendingene inne i Hunnbunn er dempet til 85 % av svingningene på utsiden av kanalen. Volumet av vannet som strømmer inn og ut gjennom kanalen i løpet av en tidevannsperiode varierer mellom 165 000 og 417 000 m³. Hvis det ikke hadde vært noen dempning i kanalen kunne dette tallet vært 10-20 % større. NIVAs hydrauliske kanalmodell beregner at dersom kanalen fordypes i midten til 2.0 m, økes volumtransporten gjennom kanalen med 13 % i forhold til dagens nivå. Fordypes midten av kanalen til 2.5 m, økes volumtransporten med 18 %.

Virkingen av å grave ut kanalen slik at den blir dypere vil iallfall være begrenset, og det er usikkert om det vil få en positiv effekt på utskifting av det næringsrike bunnlaget eller på vannkvaliteten i Hunnbunn. Det vurderes som mer hensiktsmessig å prøve å forbedre forholdene ved å redusere de lokale næringssalttilførslene til Hunnbunn.

Fire norske emneord 1. Hunnbunn 2. Oksygensvikt 3. Vannutveksling 4. Utgravning	Fire engelske emneord 1. Hunnbunn 2. Oxygen deficiency 3. Water exchange 4. Dredging
--	---



André Staalstrøm
Prosjektleder



Dominique Durand
Forskningsleder



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

O-28472

Vannutveksling og vannkvalitet i Hunnbunn

Vurdering av utgravning av Thalbergsundet som tiltak
for å forbedre vannkvaliteten

Forord

Denne undersøkelsen er utført på oppdrag fra Fredrikstad kommune, avdeling for miljørettet helsevern, hvor overingeniør Per Helge Kjerre-Ludviksen har vært kontaktperson. Spørsmålet som ble stilt var om utgravning av Thalbergsundet vil bedre vannkvaliteten i Hunnbunn.

NIVA undersøkte vannkvaliteten i overflatelaget og bunnvegetasjonen i Hunnbunn i 2007, og resultatet av denne undersøkelsen ble beskrevet av Hartvig Christie og Are Pedersen i NIVA-notatet "Tilstandsundersøkelse av Hunnbunn, Fredrikstad kommune" datert 28. mai 2008. I notatet ble det anbefalt å gjøre nærmere vurderinger av hvilken effekt en mudring av Thalbergsundet kunne få for vannkvalitet og vannutskiftning i Hunnbunn. Det er gjort i dette oppfølgingsprosjektet, basert på målinger av tidevannsdempning og modellering av transporten gjennom Thalbergsundet ved alternative bunntopografier etter evt. utgravning. Det er også gjort nye målinger av vannkvaliteten i Hunnbunn sommeren 2009, der også dypere lag ble undersøkt.

For å få en samlet oversikt over problemstillingen er notatet fra undersøkelsen i 2007 blitt inkludert i denne rapporten, og dette utgjør hoveddelen av innholdet i kapittel 1 og 2.

I 2007 tok Fredrikstad kommune vannprøver som er analysert på NIVAs laboratorium. Videre har Fredrikstad kommune stilt kartmateriale, utslipps- og overløpsdata til rådighet, og også bidratt med båt og mannskap under algeinnsamlingen.

Simen Staalstrøm var med som feltassistent da Thalbergsundet ble oppmålt med ekkolodd i april 2009. Oleg Podymov var med som feltassistent under innsamling av hydrokjemiske data den 19. august 2009. Eli Rinde på NIVA har bidratt med kartmateriale og preparering av figur 2. Evgeny Yakushev har skrevet kapittel 4.2. Birger Bjerkeng har skrevet kapittel 6.

Oslo, 16. november 2009

André Staalstrøm

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	9
2. Tilstandsundersøkelse i overflatelaget i 2007	13
2.1 Metoder	13
2.2 Resultater og diskusjon	13
2.2.1 Næringsalter	13
2.2.2 Bunnvegetasjon	16
2.3 Anbefalinger	19
3. Bunntopografi	20
3.1 Tidligere oppmålinger av Hunnbunn	20
3.2 Oppmåling av Thalbergsundet	20
3.3 Utgravning	24
4. Hydrografi og hydrokjemi	26
4.1 Tidligere undersøkelser	26
4.2 Hydrofysiske og hydrokjemiske forhold i 2009	29
5. Vannutveksling i Thalbergsundet	33
5.1 Metoder	33
5.1.1 Beregning av volumtransport	33
5.1.2 Demping av vannstanden, teoretisk beskrevet.	34
5.2 Måleresultater	36
6. Modellering av strømming i Thalbergsundet	39
6.1 Beskrivelse av den hydrauliske modellen	39
6.2 Kalibrering av modellen mot målt vannstand	39
6.3 Resultater	40
7. Sammenfattende vurderinger	41
Referanser	43
Vedlegg A. Måledata 6. mai 2009	44
Vedlegg B. Måledata 19. august 2009	45
Vedlegg C. Beskrivelse av NIVAs kanalmodell	47

Sammendrag

Hunnbunn er et innelukket basseng som er forbundet med Singlefjorden av Thalbergsundet, som er en grunn og lang kanal. Problemstillingen i denne rapporten har vært om vannutvekslingen i Hunnbunn blir bedre ved utgravning av Thalbergsundet for å øke strømmingstverrsnitt og terskeldyp, og om dette vil forbedre vannkvaliteten. NIVAs undersøkelser og vurderinger tyder på at en utgravning av Thalbergsundet ikke vil føre til vesentlig bedre vannkvalitet i Hunnbunn. Det mest effektive tiltaket for å bedre vannkvaliteten vil være å samle og rense lokale utslipp fra bebyggelse.

Hvalerområdet og Singlefjorden er preget av store tilførsler av ferskvann og næringssalter (nitrogen og fosfor). Dette fører bl.a. til uønsket algevekst. Hunnbunn er spesielt ømfintlig for næringssalttilførsler fordi det er en svært avlukket del av fjordsystemet. Her kan det registreres akkumulering av næringsstoffer og oksygenfritt bunnvann. Utslipps- og tilstandsdata tyder på at det er betydelige tilførsler fra det lokale nedbørfeltet, og særlig høye verdier er funnet ved utløpet av Brandstorpbecken.

Tilførsler av næringsstoffer og vedvarende sjiktning av vannmassene forårsaker algeoppblomstring i sprangsjiktet på ca 2.5 m dyp, og det resulterer i et vannlag med svært høy oksygenkonsentrasjon. Under sprangsjiktet på 2.5 m dyp var det i mai 2009 et lag med svært høy oksygenkonsentrasjon, med ca. 250 % overmetning, og omtrent like høye oksygenkonsentrasjoner ble funnet i august 2009. Dette er en indikasjon på svært høy primærproduksjon som varer gjennom sommeren. Et slikt lag, med like stor overmetning av oksygen, ble også observert i juni 1999, men de høye oksygenkonsentrasjonene var da borte en måned senere. Målingene i 2009 indikerer altså en mer varig høy primærproduksjon gjennom sommeren enn i 1999, og det kan tyde på at situasjonen har forverret seg de siste 10 årene.

Konsentrasjonene av ammonium, fosfat og silikat var i 2009 lave ned til det anoksiske (oksygenfrie) laget som starter på omtrent 6 m dyp. Derfra økte konsentrasjonene med dypet til svært høye verdier, sammenlignbare med porevann i sedimenter andre steder. De høye konsentrasjonene i bunnvannet gjør at det vil være en stadig tilførsel av næringsalter oppover i vannmassene.

Oppmåling av kanalen med ekkolodd antydte at terskeldypet inn til Hunnbunn er på ca. 1.2 m. Det er en viss usikkerhet knyttet til dette, fordi kanalen ikke er oppmålt i stor detalj. De hydrografiske målingene viser at det er et skarpt sprangsjikt på 2.5 m dyp i Hunnbunn, noe som bør vise at terskeldypet i hvert fall er grunnere enn dette.

Vannstandsmålingene viser at vannstandsendingene inne i Hunnbunn er dempet til 85 % av svingningene på utsiden av kanalen. Høyvann på innsiden er forsinket med litt under en time, mens lavvannet på innsiden er noe mer forsinket (litt mer enn en time). Volumet av vannet som strømmer inn og ut igjen gjennom kanalen i løpet av en tidevannsperiode varierer mellom 65 000 og 417 000 m³. Hvis det ikke hadde vært noen demping av vannstandsendingene, kunne dette tallet vært 10-20 % større. NIVAs hydrauliske kanalmodell beregner at dersom kanalen fordypes i midten av kanalen til 2.0 m, økes volumtransporten gjennom kanalen med 13 % i forhold til dagens nivå. Dette innebærer å grave ut omtrent 17 000 m³ med masse. Fordypes midten av kanalen til 2.5 m, økes volumtransporten med 18 %. Dette innebærer å grave ut omtrent 33 000 m³ med masse. Dette gjelder ved meteorologisk middelvannstand ca. 20 cm under astronomisk middelvei. Effekten av utgravning vil være mindre ved høy meteorologisk vannstand, da dempingen er mindre med dagens topografi.

Selv om vannvolumet som transporteres inn og ut med tidevannet økes, så er det ikke sikkert at dette forbedrer vannkvaliteten i Hunnbunn, siden mye av næringen til det produktive laget sannsynligvis blir resirkulert fra vannmasser som befinner seg under det skarpe sprangsjiktet. En fordypning av terskeldypet i kanalen kan ha en positiv effekt ved at man da trekker med saltere og tyngre vann fra utsiden ved innstrømninger. Sprangsjiktet vil kunne flytte seg noe dypere ned, og kanskje med mindre tetthetsforskjell mellom overflatelag og dypere lag. Vertikalblandingen kan i så fall bli bedre.

På den annen side vil dypere kanal også kunne gi innstrømning av tyngre vann enn før i situasjoner som gir dypvannsfornyelse i Hunnbunn, slik at også dypvannet blir noe saltere og tyngre enn under dagens forhold; det kan virke i motsatt retning, eller i alle fall redusere effekten av saltene overflatelag. I hvor stor grad vannkvaliteten da vil forbedres er vanskelig å anslå, med tanke på de svært høye konsentrasjonene av næringssalter som fins i bunnelaget.

Det vil være mer sannsynlig at vannkvaliteten forbedres i Hunnbunn hvis de lokale tilførselene av næringssalter til Hunnbunn reduseres, enn om man graver ut kanalen uten å redusere utslippene. Det er trolig ikke mulig å restaurere Hunnbunn tilbake til naturlig tilstand med ålegras, tang og mange fine kransalger, men en kan sannsynligvis oppnå forbedringer ved å sette inn riktige tiltak. Det ser ut til at tiltak som reduserer næringssalt-tilførselene vil gi en positiv effekt for den økologiske tilstanden i Hunnbunn. Tiltak for å forbedre oksygenforholdene i bunnvannet (stimulere vertikal blanding) vil også kunne gi en positiv effekt.

Summary

Title: Water exchange and water quality in Hunnbunn – Evaluation of dredging in the Thalbergsund with regard to improved water quality

Year: 2009

Author: André Staalstrøm, Birger Bjerkgeng, Evgeny Yakushev and Hartvig Christie

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5609-3

Hunnbunn is an enclosed basin connected to Singlefjord outside through Thalbergsund, a shallow and long channel. The objective of this study has been to evaluate if dredging in Thalbergsund to increase flow cross-section area and sill depth will improve the water quality in the Hunnbunn. NIVA's investigations and assessments indicate that a dredging in Thalbergsund will not lead to substantial improvements of water quality in Hunnbunn. The most effective measure to improve water quality seems to be to reduce local nutrient emissions from the land area around Hunnbunn.

The Hvaler area and Singlefjord in general is impacted by large discharges of freshwater and nutrients (nitrogen and phosphorus). This leads to unwanted algal growth. Hunnbunn is especially sensitive to nutrient inflow because it is a very enclosed part of the fjord system, with accumulation of nutrients and anoxic deeper layers. Data indicate substantial discharges from the local runoff area, and particularly high values have been found near the outlet of the stream Brandtorpsbekken.

Nutrient loading and a permanent density stratification of the water body cause algal blooming in the pycnocline at about 2.5 m depth, resulting in a water layer with very high oxygen concentration. Extremely high super-saturation with oxygen at 2.5 m depth was measured in May 2009, with up to 250 % supersaturation, the same layer was also present in August 2009. Equally large supersaturation of oxygen was also measured in June 1999, but that year the super-saturation had disappeared about a month later. Thus, the measurements in 2009 show a more enduring high primary production than in 1999, and this may indicate that the water quality has deteriorated over the last 10 years.

Concentrations of ammonium, phosphate and silicate in 2009 were low down to the anoxic layer at 6 m depth. Below 6 m depth a sharp increase in the concentrations was observed, to levels comparable to sediment porewater concentrations found elsewhere. Such large vertical gradients results in a permanent flux of nutrient upwards from the anoxic zone.

Survey of the inlet channel with echo sounder suggests that the sill depth is 1.2 m. There is an uncertainty attached to this value, since the channel topography was not measured in great detail. The hydrographical measurements in Hunnbunn show a sharp pycnocline at 2.5 m in Hunnbunn, and this indicates that the sill depth is at least shallower than this depth.

Sea level measurements show that the sea level inside Hunnbunn is damped to 85 % of the sea level outside the channel. High tide inside Hunnbunn is delayed by a little less than one hour, and the low tide by a little more than one hour. The volume that flows through the channel during one tidal period varies between 165 000 and 417 000 m³. If there were no damping of water level variations through the channel, this number could have been 10-20 % higher.

According to the NIVA hydraulic channel model, the volume transport through the channel can be increased by 13 % compared the present situation if the channel is dredged to a sill depth of 2.0 m. Approximately 17 000 m³ of mass have to be dredged to achieve this depth. If the sill depth is increased to 2.5 m, the volume transport through the channel can be increased by 18 % compared the present situation. Approximately 33 000 m³ of mass has to be dredged in this case. This applies to a situation with meteorological mean water depth about 20 cm below astronomic mean level. The effect

of dredging will be smaller at meteorologically high water levels, since damping then will be smaller for the current topography.

Even if the tidal volume that flows through the channel is increased, this does not necessarily mean that the water quality is improved, since much of the nutrient supply to the productive layer probably is recirculated from water masses below the thermocline within Hunnbunn. If the sill depth is increased, this may have a positive effect, since saltier and heavier water will enter from outside the channel. The pyknocline might become located deeper down, and the density difference between the upper and lower layer might be reduced. In that case the vertical mixing may be improved.

On the other hand, a deepening of the channel might also lead to inflow of saltier and heavier water in situations with deep water renewals, so that also the water masses in the lower layer might get heavier than under current conditions. This process will have the opposite effect, or at least reduce the effect of a saltier surface layer. The extent of the water quality improvements is difficult to estimate, due to the very high concentrations of nutrients in the bottom layer.

If it is possible to reduce local discharges of nutrients to Hunnbunn, this will probably be more effective in improving water quality than dredging the channel without reduction in the local nutrient discharges. It does not seem possible to restore Hunnbunn back to a natural marine vegetation, but improvements can probably be achieved by appropriate measures. It seems that measures to reduce will have a positive effect for the ecological status of Hunnbunn. Measures to improve oxygen conditions in the bottom water (stimulate vertical mixing) may also have a positive effect..

1. Innledning

Hunnbunn er en innelukket poll på 985 daa på grensen mellom Fredrikstad og Sarpsborg kommune; 805 daa tilhører Fredrikstad. Den er ca 11 m dyp på det dypeste og er forbundet med utenforliggende sjøområder (Tosekilen/Torsøkilen) med en lang (1,8 km) og trang kanal, Thalbergsundet, med terskeldyp på mellom 1.0 og 1.5 m, se kartet i **Figur 1**.

Hunnbunn har de siste årene vært kraftig tilgrodd med trådformete alger i sommermånedene. Dette ansees negativt i sammenheng med at Hunnbunn benyttes som badeplass og småbåthavn. En slik gjengroing med alger er noe man gjerne forbinder med eutrofiering/overgjødning (forekomst av ugunstig høye mengder næringssalter, Bokn 1978; Harlin 1995). Slike forhold opptrer først og fremst i beskyttede områder (områder skjernet mot store bølger og sterk strøm, Pihl & Svenson 1999).

Det har vært nærliggende å tro at eutrofiering og tilgroing i Hunnbunn kan skyldes utslipp og overløp fra kommunalt avløp og tilsig fra nærliggende landbruk, og det kan da være aktuelt å sette inn lokale tiltak for å forbedre forholdene i Hunnbunn. Hunnbunn har et nedbørsfelt på ca 11 km² og det meste er jordbruksarealer (se **Figur 2**), mens noe er benyttet til bolig og hyttebebyggelse. Det renner to større bekker (Hunnbunnbekken og Brandstorpbekken) og fire mindre bekker ut i Hunnbunn. Målinger fra Fredrikstad og Sarpsborg kommune viser at vannet i de to største bekkene har høye konsentrasjoner av næringssalter, og kommunene opplyser om utilfredsstillende avløpsforhold fra både gårdsbruk, boliger og hytter både ved Hunnbunn og Tosekilen. Det finnes også en kommunal pumpestasjon for avløpsvann ved Hunnbunn, og Fredrikstad kommune kan dokumentere flere tilfeller av overløp. Dette betyr at ved perioder med høy avrenning vil kloakkvann renne ut i resipienten pga overløp. Den kvantitative betydningen av dette er usikker.

Det kan også tenkes at utenforliggende mer storskala faktorer har betydning for de dårlige forholdene i Hunnbunn. Kystovervåkingen (se Moy et al 2004, 2006) og overvåkingen av Ytre Oslofjord (Dragsund et al 2006) har påvist tilførsler fra Glomma og Iddefjorden som påvirker vannmassene utenfor Tosekilen (Singlefjorden og Hvalerområdet) som karakteriseres som dårlige. I tillegg påvirker også langtransporterte tilførsler av næringssalter Skagerrak og dermed hele dette området. Dersom det er tegn på at utenforliggende faktorer kan ha betydning på forholdene i Hunnbunn vil lokale tiltak ha mindre effekt.

Hunnbunn har vært studert ved flere anledninger (Klavestad 1957, 1964, Strøm & Klaveness 2003). Undersøkelsene viser at det gjennom flere tiår har vært en klar forverring av enkelte miljøparametre og biologiske forhold. Denne utviklingen er godt beskrevet av Strøm & Klaveness (2003). Hunnbunn har tidligere vært benyttet som østerspoll, men gradvis reduserte oksygenforhold i bunnvannet og opp mot det dypet der saltholdigheten blir for lav for østers ekskluderte denne arten rundt 1950-tallet. Hunnbunn har tidligere også hatt en rik flora av kransalger, tang og andre makroalger, samt ålegras som har vært vanlig på flere lokaliteter. Ålegras og annen makroalgevegetasjon har forsvunnet, sannsynligvis som følge av eutrofiering, og man tror ålegraset har blitt nedgrodd og fortrent av trådformete (epifyttiske) alger som blir favorisert av høye næringssalttilførsler. Strøm & Klaveness (2003) registrerte også at kransalgene var forsvunnet, bortsett fra et enkeltfunn. Disse artene er sjeldne og inkludert i DNs rødliste.

Dersom man skal vurdere forbedringstiltak, er det viktig å ha en oversikt over mulige årsaker til at Hunnbunnen gror igjen. For å opprettholde en gjengroing av området gjennom sommersesongen trengs tilførsler av næringssalter gjennom hele sesongen. Det har gjennom de siste ti-årene blitt målt økende eutrofi-effekter i Skagerrak og andre tilgrensende havområder (Moy et al 2004, 2006), og dersom tilstrekkelige tilførsler av næringssalter kan komme utenfra i sommersesongen, kan det bli vanskelig å få til forbedringer i Hunnbunn ved å sette i gang tiltak mot lokale forurensninger. NIVA, i samråd og samarbeid med Fredrikstad kommune, utførte derfor i 2007 undersøkelser som omfattet

måling av næringssalter og registrering av algevegetasjon inne i Hunnbunn og i sjøområdene på utsiden for å kunne gi mer utfyllende analyse av de nevnte problemstillingene. Vurderingene mht mulige lokale tilførsler bygger også på data som skaffes fra Fredrikstad kommune om nedslagsfelt, tilrenning og tilførsler av næringssalter.

Resultatene fra 2007 er omtalt i kapittel 2. Undersøkelsene og prøvene i Hunnbunn er her sammenliknet med tilsvarende prøver tatt utenfor i Tosekilen. Analysen trekker også inn data fra kystovervåkingsprogrammet/overvåking i Ytre Oslofjord for å vurdere i hvilken grad forholdene i Hunnbunn er av lokal karakter eller henger sammen med et større regionalt mønster. Der det foreligger tilstrekkelig informasjon vurderes også tiltak.

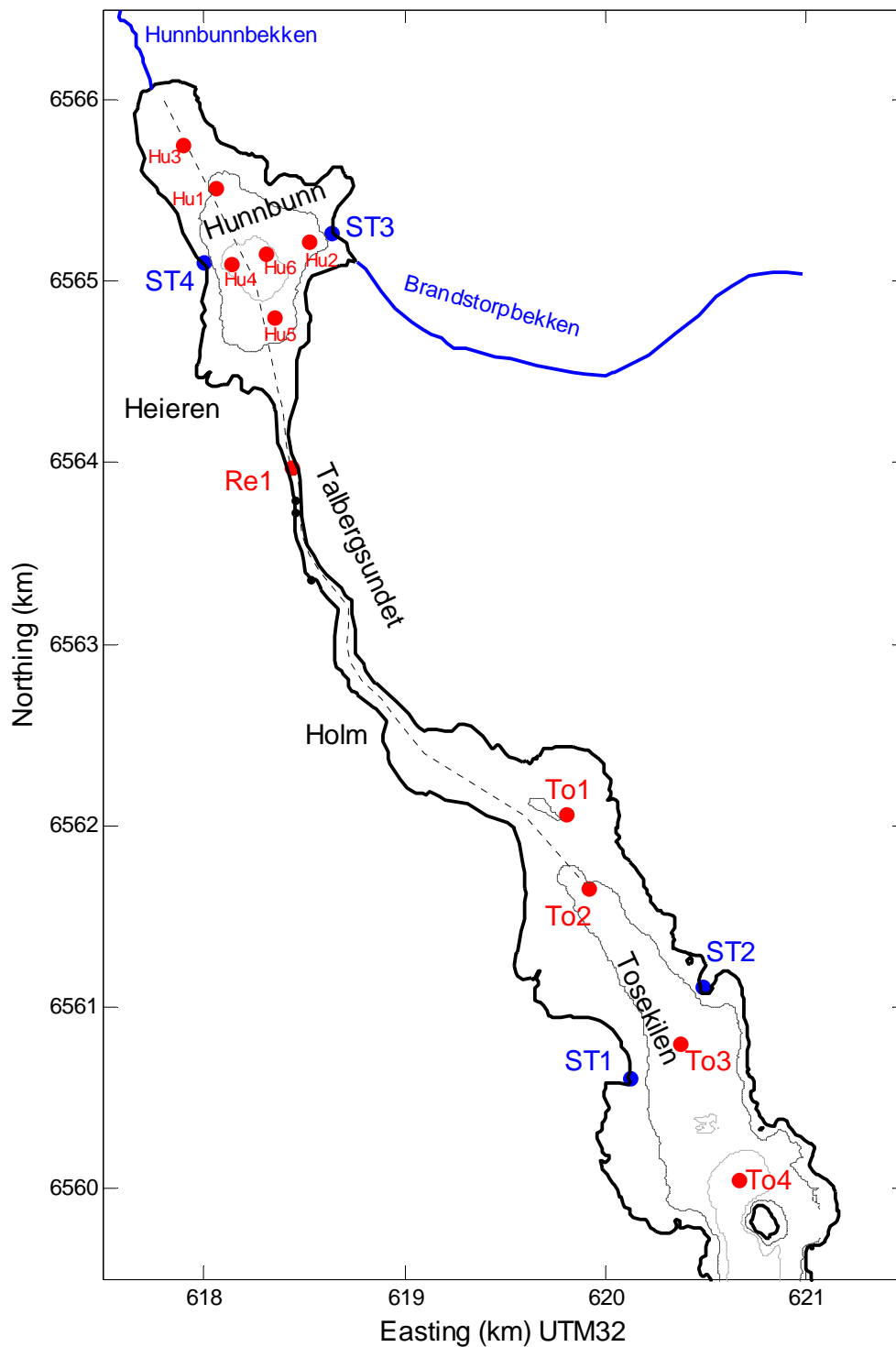
For å vurdere om utgravning av Thalbergsundet vil bedre vannkvaliteten i Hunnbunn, har NIVA våren og sommeren 2009 målt opp Thalbergsundet med ekkolodd, målt vannstand på innsiden og utsiden av kanalen samt målt hydrofysiske og hydrokjemiske parametre i vannsøylen i Tosekilen, Hunnbunn og i Thalbergsundet. Resultatene fra målingene i 2009 er beskrevet i kapittel 3 og 4. Vanntransporten gjennom kanalen er beskrevet teoretisk og ut fra målingene i kapittel 5. Numerisk modellering av vanntransporten og hvordan den kan ventes å endre seg ved en utdyping av kanalen er beskrevet i kapittel 6.

Sammenfattende vurderinger er gitt i kapittel 7.

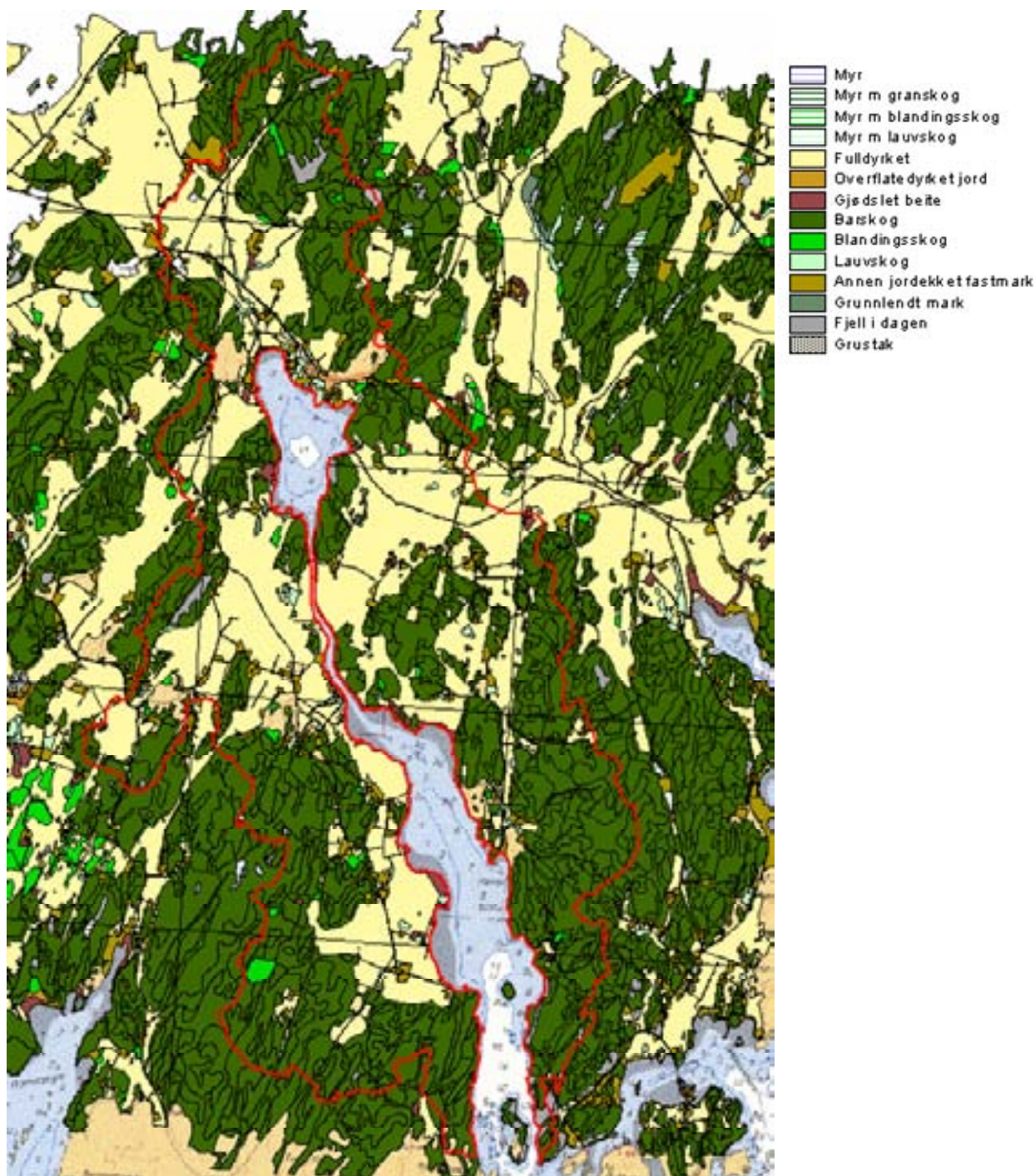
Posisjonene hvor målingene ble foretatt i 2007 og 2009 er listet i **Tabell 1** sammen med informasjon om hva som ble målt på ulike tidspunkter og stasjoner. Vannstand ble registrert kontinuerlig over en periode i 2009 med instrumenter plassert ut ved Holm i ytterenden av kanalen (24. april til 4. mai) og ved Heieren på innsiden (24. til 28. april). Alle måleposisjonene er vist på kart i **Figur 1**.

Tabell 1. Stasjonsposisjoner. Markering med stjerne i høyre kolonne viser hvor det ble målt vannkjemi i 2009.

Stasjon	Beskrivelse	Breddegrad	Lengdegrad	2007	CTD i 2009
Hu1	Hunnbunn, nord	N 59°12.723'	Ø 11°04.070'	vannkjemi overflata	
Hu2	Brandstorbekken	N 59°12.567'	Ø 11°04.547'	vannkjemi overflata	22/4, 19/8
Hu3	Hunnbunnbekken	N 59°12.865'	Ø 11°03.908'	vannkjemi overflata	22/4
Hu4	Hunnbunn, vest	N 59°12.51'	Ø 11°04.14'		22/4
Hu5	Hunnbunn, sør	N 59°12.345'	Ø 11°04.35'		22/4, 19/8
Hu6	Hunnbunn, midt i	N 59°12.533'	Ø 11°04.321'		22/4, 6/5*, 19/8*
Re1	Thalbergsundet	N 59°11.897'	Ø 11°04.419'		6/5
To1	Tosekilen, innerst	N 59°10.847'	Ø 11°05.790'	vannkjemi overflata	
To2	Tosekilen, nest innerst	N 59°10.623'	Ø 11°05.895'	vannkjemi overflata	22/4
To3	Tosekilen, midt i	N 59°10.157'	Ø 11°06.349'	vannkjemi overflata	
To4	Hammeren	N 59°09.744'	Ø 11°06.630'		6/5*
ST1	Tosekilen, vest	N 59°10.057'	Ø 11°06.083'	Alger	
ST2	Tosekilen, øst	N 59°10.321'	Ø 11°06.479'	Alger	
ST3	Hunnbunn, øst	N 59°12.592'	Ø 11°04.669'	Alger	
ST4	Hunnbunn, vest	N 59°12.517'	Ø 11°03.996'	Alger	



Figur 1. Kart over Hunnbunn og Tosekilen. Vannprøvetaking for næringssalter og saltholdighet i overflatelaget er foretatt ved stasjon Hu1, Hu2, Hu3, To1, To2 og To3 som er markert med røde sirkler. Hydrografi i hele vannsøylen er foretatt ved stasjon Hu2, Hu3, Hu4, Hu5, Hu6, To2 og To4. Blå sirkler viser stasjoner for alge/bunnvegetasjon-undersøkelse. Vannstandsmålinger ble foretatt ved Heieren og ved Holm. Algestasjonene er angitt som stasjon 1-4, se tabell 2. Dybdekontur for 5 og 10 m dyp er angitt med henholdsvis svarte og grå linjer.



Figur 2. Nedbørfelt (avgrenset med rød linje) og markslagskart over Hunnbunn. Arealene er i hovedsak utnyttet til jordbruk (markert med gule og brunlige fargetoner) og skog (markert som grønne flater, jf markslags-forklaringen). Målestokk 1:50 000.

2. Tilstandsundersøkelse i overflatelaget i 2007

2.1 Metoder

Det ble tatt tre næringssaltprøver i Hunnbunn og tre prøver i Tosekilen ved vinter, vår og forsommer. Prøvene i Hunnbunn er tatt utenfor utløpet av Hunnbunnbekken (Hu 3), litt ut i Hunnbunn på østsiden (Hu 1) og utenfor utløpet av Brandstorbekken (Hu 2, se kartet **Figur 1**). I Tosekilen er prøvene tatt i en gradient utover, (To 1-3). Prøvetaking ble gjort av Fredrikstad kommune den 26. februar, 30. mars og 24. mai 2007. Den første er en vintersituasjon med lite avrenning, den andre om våren midt under snøsmelting med mye avrenning, den tredje på forsommeren etter at de pelagiske og bentiske algeoppblomstringene potensielt skulle ha brukt opp næringssaltene. Prøvene er blitt analysert på NIVA for total fosfor (P) og total nitrogen (N), samt nitrat og ammonium for å få mer grunnlag for å si noe om mulige kilder (kloakk eller andre kilder). Det ble også tatt en prøve for måling av saltholdighet i overflatelaget i Hunnbunn og utenfor i Tosekilen ved hver innsamlingsdato.

Den 24. mai 2007 ble det foretatt befaring, analyse og innsamling av bunnalger i fjæra ved hjelp av dykking/snorkling på hardbunn eller blandingsbunn, Det ble også utført observasjoner med nedsenkbar kamera på bløtbunn fra fjæra og utover til 1-2 m dyp. Liknende undersøkelser ble utført to steder i Hunnbunn (østsiden ved utløpet av Brandstorbekken og på vestsiden) og på øst og vestsiden i Tosekilen på utsiden (se **Figur 1**). Mengden av ulike alger er beskrevet kvalitativt og semikvantitativt etter en skala brukt i kystovervåking langs Norskekysten (null, enkeltfunn, spredt, vanlig, dominerende). Det ble også gjort en beskrivelse av bunnforhold på grunt vann ut fra registreringer med nedsenkbar kamera. Fredrikstad kommune har også utført analyser av avrenning til området og forhold angående utslipp/overløp.

2.2 Resultater og diskusjon

2.2.1 Næringsalter

Om vinteren var overflatesaltholdigheten lavere i Hunnbunn enn i Tosekilen, hhv. 0,4 og 12,0 promille. I mars og mai viste resultatene litt høyere verdier inne i Hunnbunn enn utenfor (se Tabell 1), resultater som indikerer at det var liten forskjell i saltholdighet inne i Hunnbunn og i Tosekilen. Imidlertid var prøvene så få at en ikke kan trekke klare konklusjoner. Det er grunn til å tro at perioder med mye avrenning vil gi lave saltholdigheter i Hunnbunnens overflatelag slik det ble registrert i februar, men siden områdene utenfor er påvirket av Glomma og andre elver, vil vannet utenfor også være brakt i perioder med mye avrenning. Strøm & Klaveness (2003) viser relativt lave saltholdigheter i overflatevannet i Hunnbunn gjennom hele året, og med økende saltholdighet nedover i dypet.

Tabellen nedenfor (**Tabell 2**) angir næringssaltkonsentrasjoner i tre prøver fra Hunnbunn (Hu) og Tosekilen (To) ved de tre innsamlingsdatoene. Verdiene er klassifisert i henhold til SFTs klassifiseringssystem (SFT 1997). For totalfosfor, totalnitrogen og nitrat er grensverdiene beregnet for målt saltholdighet ved lineærinterpolering som angitt i SFT (1997) ut fra tabell for saltholdighetssområde 0-20. Det er antatt at saltholdighet målt på Hu1 og To2 også gjelder på de andre stasjonene i samme område; det betyr en usikkerhet i klassifiseringen. Der verdiene ligger svært nær en klassegrense er den dårligste klassen angitt. For ammonium har ikke SFTs klassifiseringssystem egne verdier for saltholdighet <20; her er verdiene for saltholdighet >20 brukt.

De målinger som er utført i denne undersøkelsen, viser til dels svært høyt innhold av særlig totalt nitrogen og nitrat og viser en tilstand som for total-nitrogen og nitrat må klassifiseres som *mindre god* (SFT-klasse III) selv i slutten av mai, når algeveksten normalt skal ha forbrukt næringssaltene som

tilføres overflatelaget med vinteromrøring og vårflo. Verdiene fra slutten av mars, som var midt i den mest intense snøsmeltingsperioden med mye avrenning, viser en tilstand som i stor grad må karakteriseres som *meget dårlig* (SFT klasse V), og i denne perioden var tilstanden til dels *meget dårlig* også for fosfor (stasjon Hu2 og To1). Det var også til dels høye verdier av ammonium, spesielt på stasjon Hu2 utenfor Brandstorbekken. Resultatene indikerer at tilførslene til Hunnbunn synes å være større og medføre dårligere tilstand enn de gjør i Tosekilen. Prøvene er tatt i overflaten og det er ikke usannsynlig at tilførsler til Tosekilen også kan komme fra Hunnbunn med en brakk overflatestrøm ut av systemet. Høye verdier av nitrat og stort sett mer moderate verdier for ammonium og fosfor tyder på at utslippene i stor grad kommer fra landbruket og mindre fra kloakk. Imidlertid er det målt veldig høye konsentrasjoner av ammonium og fosfor i mars på en av lokalitetene i Hunnbunn (Hu 2 utenfor Brandstorbekken) og det tyder på at det i perioder med høy avrenning kan forekomme overløp med kloakk. Målingene antyder at dette først og fremst kommer fra Brandstorbekken. Ved undersøkelsen i 2009 ble det riktignok også funnet svært høye verdier av fosfor og ammonium i det anoksiske laget under 6 m dyp. En kunne derfor tenke seg at de høye konsentrasjonene i mars 2007 til dels kunne skyldes oppblanding av slikt vann nedenfra; den høye saltholdighetsverdien på stasjon Hu1 kan tyde på slik oppblanding. Imidlertid er N:P-forholdet høyt (>30:1 på vektbasis) i overflatemålingene fra mars, og det stemmer mer med tilførsler fra land. Resultatene fra dyplagene i 2009 viser mye lavere N:P-forhold i dypvannet (ca. 10:1 på atombasis, dvs. ca. 5:1 på vektbasis). Det tyder på at det heller er avrenning fra land som har gitt så høye konsentrasjoner på Hu2 i mars. Saltholdigheten ble ikke målt på stasjon Hu2, og kan være mye lavere enn på Hu1, altså mer preget av ferskvann fra Brandstorbekken. Alt i alt tyder målingene på at tilførslene til både Hunnbunn og Tosekilen er relativt store, iallfall i perioder på året knyttet til stor avrenning.

Tabell 2. Oversikt over målinger av salinitet (promille saltholdighet) og næringsalter på tre stasjoner i Hunnbunn (Hu) og Tosekilen (To) ved tre anledninger i 2007. Konsentrasjoner av tot-P er oppgitt som $\mu\text{g P/l}$, mens konsentrasjoner av nitrogenforbindelser er oppgitt som $\mu\text{g N/l}$. Næringsaltdataene er klassifisert i forhold til SFTs klassifiseringssystem. Grønn er god tilstand (klasse I eller II), gul mindre god eller dårlig (klasse III eller IV) og rød meget dårlig (klasse V).

Næringssalt og dato	Hu 1	Hu 2	Hu 3	To 1	To 2	To 3
Salinitet 26. feb.	0,4				12,0	
Tot P 26. feb.	16	14	22	10	12	13
Tot N 26. feb.	395	400	805	385	410	435
NH4 26. feb.	29	33	55	13	12	8
NO3 26. feb.	195	190	515	190	210	220
Salinitet 30. mars	20,1				17,2	
Tot P 30. mars	26	163	24	109	26	26
Tot N 30. mars	820	6580	855	1800	585	605
NH4 30. mars	98	3186	5	131	48	47
NO3 30. mars	385	1150	515	1190	290	325
Salinitet 24. mai	12,4				10,6	
Tot P 24. mai	12	12	11	11	11	13
Tot N 24. mai	355	355	355	340	310	415
NH4 24. mai	8	12	8	8	7	16
NO3 24. mai	118	112	118	112	107	113

I program for overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord (Dragsund et al. 2006) er gjennomsnittlige nivåer for flere næringsalter, særlig tot-N og NO₃ i Hvaler og Singlefjord-området, funnet å være høyt gjennom de siste årene, og kan klassifiseres som mindre god og dårlig, mens tilstanden for fosfor er god. Verdiene for både N og P i områdene utenfor Tosekilen ligger i gjennomsnitt på de samme nivåer som vi fant i både Hunnbunn og Tosekilen i februar og mai (tot N mellom 300-400 og NO₃ mellom 100-200). Våre undersøkelser viser tydelig lokale tilførsler, særlig under perioden med stor avrenning i slutten av mars. Stor avrenning til hele området fra Glomma og andre lokale kilder vil føre til høye næringssaltnivåer i hele ytre området, særlig gjelder dette tot-N og NO₃.

2.2.2 Bunnvegetasjon

Bunnvegetasjon på grunt vann består av makroalger, både brun-, grønn- og rødalger, samt høyere planter. Et felles navn for slike planter er makrofytter.

Stasjonene i Tosekilen viste en større artsrikhet enn de to stasjonene inne i Hunnbunnen (**Tabell 3**). I forbindelse med overvåking av Ytre Oslofjord har det for innelukkete områder vært foreslått å klassifisere lokaliteter med færre enn 10 arter makroalger til dårlig økologisk status (Dragsund et al 2006), og Hunnbunnen hadde under 10 arter makroalger. Det forekom svært få rødalger inne i Hunnbunnen, mens det ble funnet flere rødalgearter ute i Tosenkilen. Av arter karakterisert som følsomme (grisetang, blæretang, svartkluft, krusflik, rødkluft, se Dragsund et al 2006) er alle bortsett fra blæretang kun funnet utenfor Hunnbunn. Sammensetningen av grønnalgene inne i Hunnbunnen var også noe forskjellig fra sammensetningen ute i Tosekilen. Gyldengrønske som dominerte på steinene ute i Tosekilen var erstattet med vanlig tarmgrønske inne i Hunnbunnen. Dette kan i tillegg til eutrofiering også være en følge av forskjellig bølgeeksponering og saltholdighetsregime i de to områdene. Strøm & Klaveness (2003) rapporterte relativt lav saltholdighet i overflatelaget i Hunnbunn gjennom hele året. Våre resultater viser en meget lav verdi i februar, men for de andre to måletidspunktene var saltholdighet ganske lik. Tosekilen er preget av lave saltholdigheter i overflatelaget tilsvarende som for de øvrige store deler av området utenfor Tosekilen.

De registrerte forekomstene av makrofytter viser en dårligere økologisk tilstand i Hunnbunnen enn i Tosekilen. Hunnbunn har færre arter, og spesielt færre følsomme arter enn Tosekilen. Når det gjelder forskjeller i artssammensetning er denne vurdert subjektivt over. Det fins imidlertid mer objektive tester som viser hvilke arter som bidrar mest til forskjellene mellom områder. Testen SIMPER kan benyttes til å identifisere hvilke arter som bidrar mest til å forklare den ulike sammensetningen funnet i Hunnbunn og Tosekilen. De 15 algeartene listet nedenfor forklarer 90 % av ulikheten mellom områdene og rangeres etter viktighet eller bidrag til ulikheten. Artene som rangeres høyest i bidraget til ulikhetene er til dels de samme som er nevnt i avsnittet over, og verifiserer det inntrykket man får av å tolke **Tabell 3**.

1. *Gyldengrønske*
2. *Vanlig tarmgrønske*
3. *Svartkluft*
4. *Havsalat*
5. *Ålegress*
6. *Martaum*
7. *Takrør*
8. *Tarmgrønske*
9. *Småhavgras*
10. *Silkegrønndusk*
11. *Svart tangdokka*
12. *Krusflik*
13. *Rødkluft*
14. *Tynn rekeklo*
15. *Grisetang*

Imidlertid er algevegetasjonen i både Hunnbunn og Tosekilen preget av tilførsler. Begge steder dominerte den fine trådformete brunalgen perlesli, men brunslisli var også vanlig på alle stasjonene. I tillegg var forekomsten av grønnalger høy i begge områdene. Dette tilsier at begge områdene viser tegn på eutrofi – overgjødning. Hunnbunnen har sannsynligvis redusert utskifting med vann utenfra, og med bekker som dreneres til Hunnbunnen vil området være særs ømfintlig for tilførsel av næringssalter. En høy produksjon av grønnalger og fine trådformete brunalger krever mye oksygen når de brytes ned. Etter hvert som algene dør, vil de ble skylt på land eller havne på dyper vann inne i

Hunnbunnen. Bunnvannet får derfor økende problemer med et høyt oksygenforbruk som fører til oksygenfattige tilstander (se Strøm & Klaveness (2003)).

Observasjoner med nedsenkbart kamera på grunt vann viste dominans av bløtbunn med spredt eller vanlig algevegetasjon på. Innerst mot strandkanten var disse områdene i stor grad dekket av siv/takrør. I Tosekilen bestod bunnen av sand/mudder på begge de undersøkte stedene, og algene var dominert av grønn dusk og brun sli/perlesli. Det ble også gjort enkeltfunn av blæretang på bunnen. På østsiden i Hunnbunn nær utløpet av Brandstorpbecken var bunnen i stor grad dekket av grønn dusk og sli, mens det var friskere sandbunn med spor av gravende børstemark samt mye sli på vestsiden av Hunnbunn.

Totalt sett viser våre resultater fra registreringer av makroalger en dårligere tilstand inne i Hunnbunn enn utenfor i Tosekilen. Verken våre eller tidligere undersøkelser (Strøm & Klaveness 2003) fant ålegras i Hunnbunn. Vi fant imidlertid ålegras på en av lokalitetene i Tosekilen og dette tyder også på bedre forhold der enn i Hunnbunn. Begge områdene preges av å være beskyttede innelukkete områder med tilførsler av både ferskvann og næringssalter, noe som skiller dem fra mer rene marine kystnære lokaliteter. Strøm & Klaveness (2003) og våre undersøkelser viste som nevnt ingen tegn til ålegras inne i Hunnbunn, vi fant heller ingen kransalger og sparsomt med tang (store flerårige brunalger, Fucales). Dette betyr at den dårlige tilstanden som tidligere er beskrevet for Hunnbunn vedvarer. Også området utenfor Tosekilen (Singlefjorden, Hvaler) viser ifølge Dragsund et al. (2006) tegn på eutrofiering med hensyn til forekomsten av fastsittende alger. En artsrikhet på litt over 10 arter makroalger ble observert i Tosekilen og indikerer dårlig økologisk status, men allikevel noe bedre status enn i Hunnbunn.

Tabell 3. Forekomst av makrofytter (makroalger og høyere planter) i Tosekilen (Stasjon 1 og 2) og i Hunnbunn (stasjon 3 og 4) se også kart i Figur 1. Algene er beskrevet kvalitativt og mengden angitt semikvantitativt på hver stasjon etter en skala brukt i kystovervåking langs Norskekysten (null - blank, enkeltfunn - e, spredt - s, vanlig - v, dominerende - d).

Arter		Forekomst av alger			
		Stasjoner			
Latinsk navn	Norsk Navn	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4
Algae	Alger				
	Grønnalger				
<i>Blidingia minima</i>	Gyldengrønske	d	v/d		
<i>Ulva lactuca</i>	Havsalat	s	s		
<i>Enteromorpha cf. flexuosa</i>	Tarmgrønske	s	s	s	
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	Vanlig tamgrønske			v	v
<i>Cladophora sericea</i>	Silkegrønndusk	s	s	v	v
<i>Cladophora sp.</i>	Grønndusk	v	s	v	v
	Brunalger				
<i>Chorda filum</i>	Martaum	s	e		
<i>Pilayella littoralis</i>	Perlesli	d	v	d	d
<i>Ectocarpus siliquosus</i>	Brunslid	v	v	v	v
<i>Ascophyllum nodosum</i> <i>ecad. scorpioides</i>	Grisetang	s			
<i>Fucus vesiculosus</i>	Blæretang	s	s	s	s
<i>Fucus evanescens</i>	Gjevltang	e			
	Rødalger				
<i>Hildenbrandia rubra</i>	Fjæreblo	s	s	s	s
<i>Furcellaria lumbriacalis f.</i> <i>aegagrophila</i>	Svartkluft	v	s		
<i>Chondrus crispus</i>	Krusflik	s			
<i>Polyides rotundus</i>	Rødkluft	s			
<i>Ceramium virgatum</i>	Vanlig rekeklo	e			
<i>Ceramium cf. tenuicorne</i>	Tynn rekeklo	s			
<i>Polysiphonia stricta</i>	Røddokke	e			
<i>Polysiphonia fucoides</i>	Svart tangdokke			s	
Tot ant arter alger		18	11	9	7
Spermatophyta	Høyere planter				
<i>Zostera marina >1m dyp</i>	Ålegress		v		
<i>Ruppia maritima</i>	Småhavgras	v	v	s	s
<i>Phragmites communis</i>	Takrør	d	s	d	d

2.3 Anbefalinger

Undersøkelsene i denne studien viser, sammen med undersøkelser i hele Hvaler- og Singlefjordområdet, at dette er et område preget av store tilførsler av ferskvann og næringssalter, særlig nitrat. Rensing av lokale tilførsler til Hunnbunn vil ikke hindre påvirkning fra vannmasser utenfra med næringssalter som kan skape uønsket algevekst og eutrofi-effekter.

Imidlertid er Hunnbunn, som innerste og meget innelukket lokalitet, et spesielt ømfintlig område for næringstilførsler, og med et så stort nedbørsfelt og så mye jordbruksarealer og stedvis bolig- og hyttebebyggelse vil det være hensiktsmessig å redusere/minimalisere utslipp til området. Det er trolig ikke mulig å restaurere Hunnbunnen tilbake til naturlig tilstand med ålegras, tang og mange fine kransalger, men en kan sannsynligvis oppnå forbedringer ved å sette inn riktige tiltak (se nedenfor). Utslipps- og tilstandsdata tyder på at det er store tilførsler til enkelte steder i Hunnbunn, og særlig høye verdier er funnet ved utløpet av Brandstorpbecken.

Både Hunnbunn og områdene utenfor er som nevnt kraftig nitrogenforurensete, og dette stammer sannsynligvis i stor grad fra landbruk når det gjelder lokale kilder. Sannsynligvis går det en netto transport av nitrogen ut av Hunnbunn, men siden store områder utenfor også har høye verdier (og dårlig tilstand) når det gjelder nitrogen vil området neppe kunne bli nitrogenbegrenset ved rensing. Derimot har både Hunnbunn og områdene utenfor lave verdier og god tilstand når det gjelder fosfor (bortsett fra en kort periode med høy avrenning om våren). Det er derfor en mulighet å begrense algevekst og få bedre forhold i Hunnbunn ved å begrense fosfortilførselen. Mens nitrogenet i stor grad sannsynligvis stammer fra jordbruksområdene i nedbørsfeltet, vil fosfortilførslene først og fremst stamme fra kloakk. En slik konklusjon understøttes av høye verdier av ammonium samtidig med de høye verdiene av fosfor. Dersom fosfor kan begrenses vil også fytoplanktonproduksjonen begrenses og faren for anoksiske forhold i bunnvannet i Hunnbunnen reduseres. Dette vil igjen ha en positiv effekt ved redusert utlekking av fosfor fra bunnsedimentene. Det kan således se ut til at det vil gi en positiv effekt for Hunnbunnens økologiske tilstand ved å sette inn tiltak som reduserer fosfortilførslene til Hunnbunn. Tiltak for å forbedre oksygenforholdene i bunnvannet (stimulere omrøring) vil også kunne gi en positiv effekt. Dette er da tiltak som særlig gjelder avløpsforhold fra bebyggelse og således også overløp fra pumpestasjonen.

3. Bunntopografi

3.1 Tidligere oppmålinger av Hunnbunn

Bunntopografien til Hunnbunn innefor Thalbergsundet ble målt opp med ekkolodd i 1999 (Strøm, 2001). **Figur 3** viser bunntopografien. På grunnlag av dette kartet har et Coradi Planimeter blitt brukt til å måle det horisontale arealet i hvert dyp. Volumet har deretter blitt beregnet ved å benytte lineær interpolasjon mellom arealet i hvert dyp. Det har blitt antatt at det maksimale dypet er 11 meter. Det horisontale arealet er tegnet opp som en funksjon av dypet (Hypsografisk kurve) i **Figur 4**.

Tabell 4. Tabell over horisontalt areal og volum under hvert dyp.

Dyp (m)	Areal (km ²)	Volum (10 ⁴ m ²)
0	1,01	515
2	0,77	337
4	0,57	203
6	0,39	107
8	0,25	43
10	0,086	9,6
11	0,0095	0

3.2 Oppmåling av Thalbergsundet

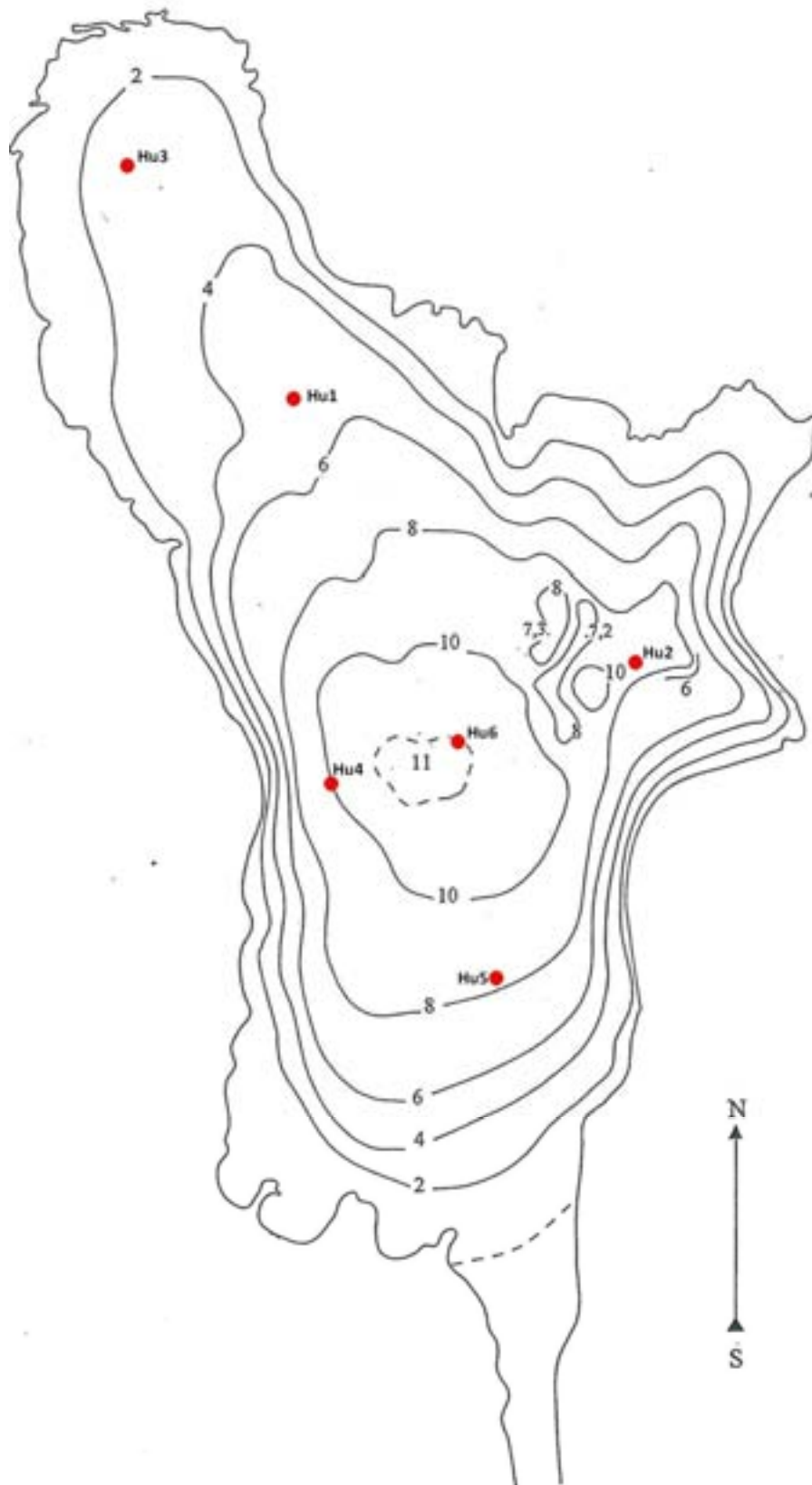
Den 22. april 2009 ble Thalbergsundet målt opp med ekkolodd. Det ble kjørt fire transekter på langs av sundet. Først ble det kjørt to transekter så nær land som mulig på hver side, og så ble det kjørt to transekter hvor det ble prøvd å holde seg henholdsvis litt vest og litt øst for senterlinja. Det ble definert en senterlinje, som er tegnet opp i **Figur 1**. Senterlinja starter i posisjon To2. Tverrsnittareal ble beregnet vinkelrett på denne senterlinja. Våt periferi og hydraulisk radius er også beregnet (se **Figur 5**).

La x_0 til x_5 være avstand fra senterlinja til henholdsvis, vestre bredde, transekt langs vestre bredde, transekt på vestsiden av midten, transekt på østsiden av midten, transekt langs østre bredde og østre bredde. La h_1 til h_4 være målt dybde langs de fire transektene. Tverrsnittarealet er da beregnet for hver femte meter på følgende måte

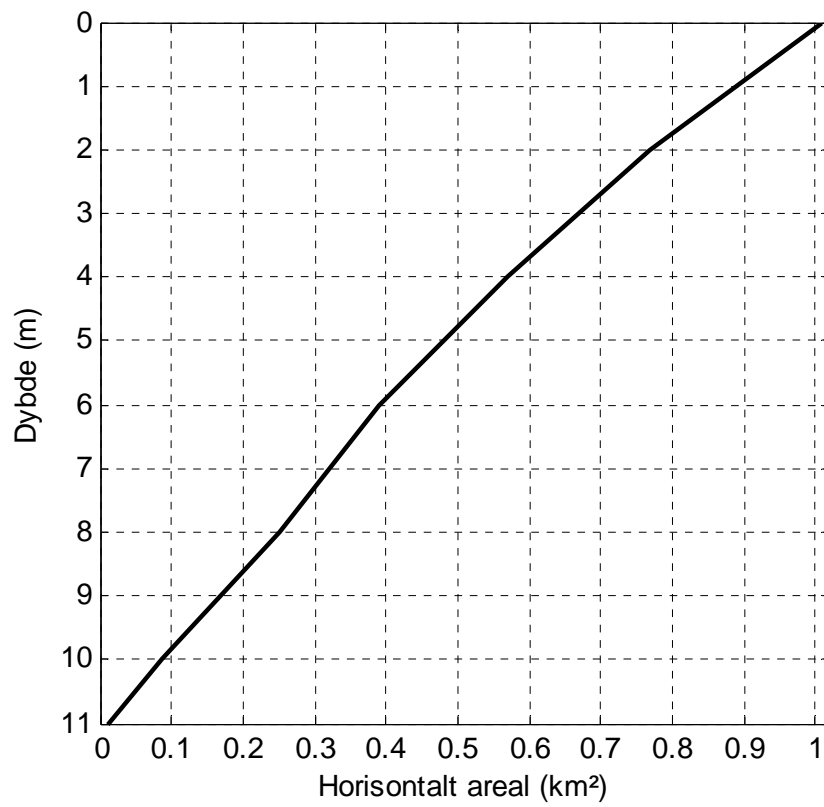
$$A = \frac{1}{2}(-x_0h_1 - x_1h_2 + x_2(h_1 - h_3) + x_3(h_2 - h_4) - x_4h_3 - x_5h_4) \quad (3.1)$$

Våt periferi P er beregnet å ta avstanden langs bunn fra den ene bredden til den andre. Hydraulisk radius er beregnet på følgende måte

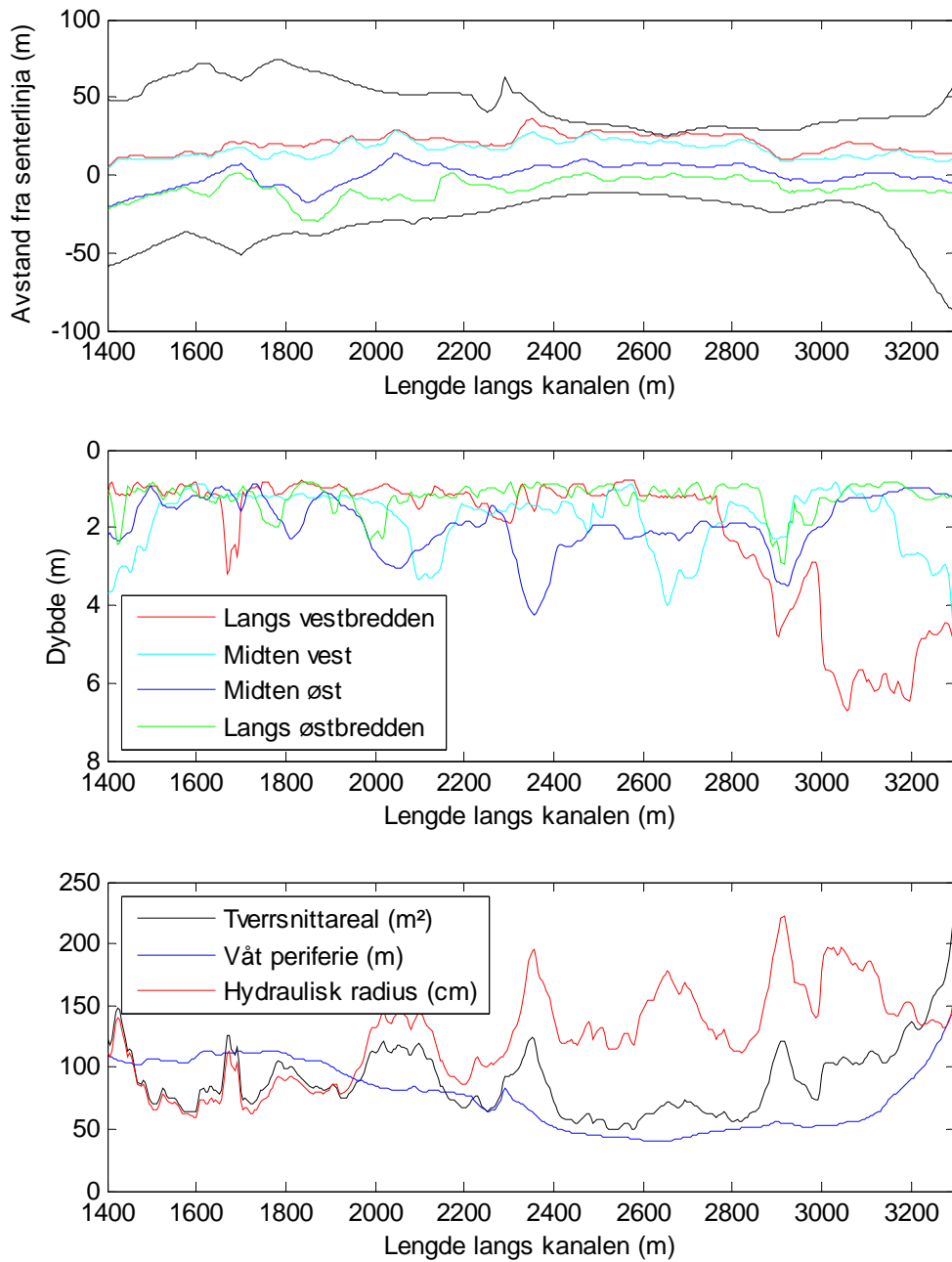
$$R = \frac{A}{P} \quad (3.2)$$



Figur 3. Dybdekart over Hunnbunn (Strøm, 2001). Stasjoner for måling av hydrografiske parametere er tegnet inn med røde sirkler,



Figur 4. Hypsografisk kurve for Hunnbunn. Denne kurven viser det horisontale arealet av Hunnbunn som funksjon av dypet.

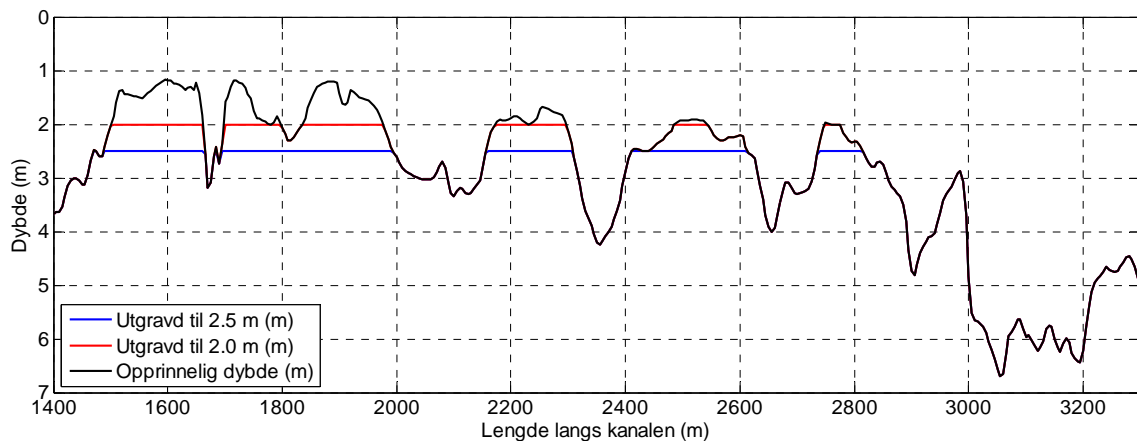


Figur 5. Oppmåling på langs av Thalbergsundet. Kystlinjene og transektene som det ble målt langs er projisert til et koordinatsystem som er vinkelrett på senterlinja til kanalen i den øverste figuren. I midten er målt dyp langs transektene tegnet opp. I den nederste figuren er beregnet tverrsnittareal, våt periferie og hydraulisk radius tegnet inn. Langs x-aksen er avstand langs senterlinja fra stasjon To2.

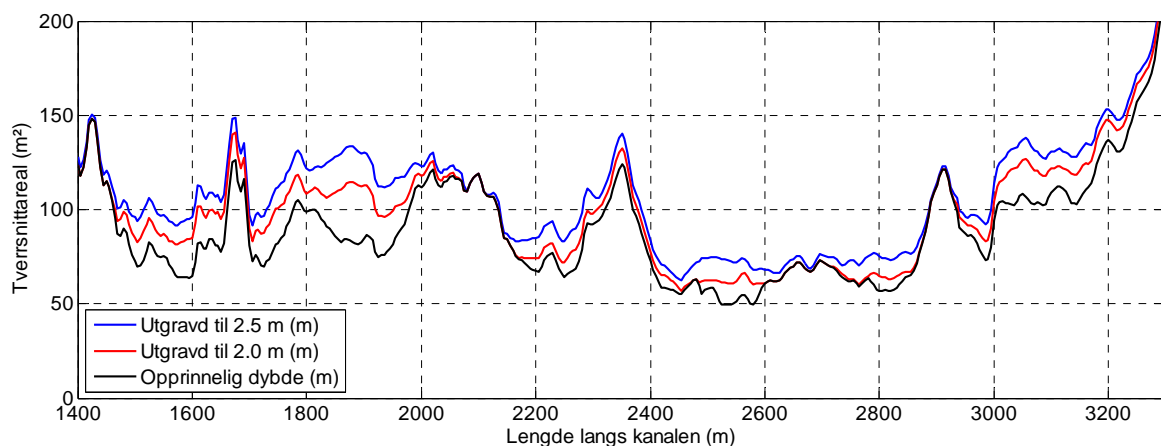
3.3 Utgravning

I **Figur 6** er største målte dyp i kanalen vist. Terskeldypet er 1.2 m i følge målingene. Det kan ha vært dyp på tvers av kanalen som var dypere enn det som er målt. Avstandene på den horisontale akse er målt langs omtrent midt i kanalen fra stasjon To2. Fra 1500 m til 2000 m er det tre partier hvor det er grunnere enn 2 m, og dette begrenser tverrsnittarealet som er omtrent 60 m² på det minste (**Figur 7**). Fra omtrent 2150 m til 2300 m er det største dypet litt mindre enn 2 m, og tverrsnittarealet er også her begrenset av dybden. Fra 2400 m til 2800 m varierer tverrsnittarealet lite og ligger på mellom 50-60 m², mens det største dypet varierer fra 2-4 m. Tverrsnittarealet er her mest begrenset av kanalens bredde, som er omtrent 40 m.

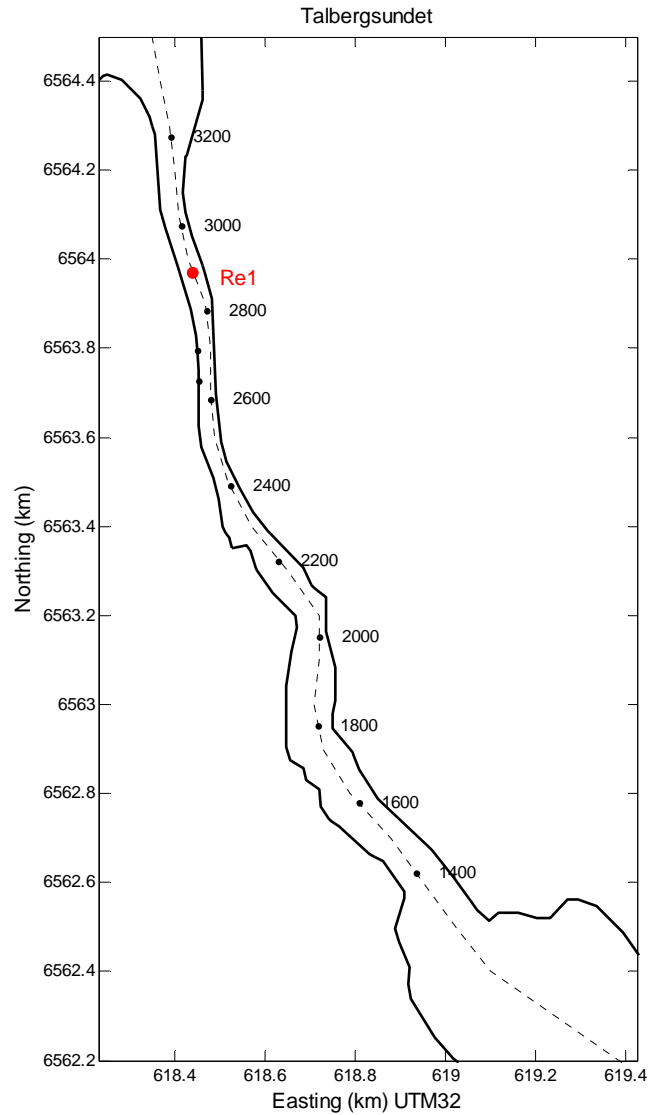
Tverrsnittarealet i kanalen kan beregnes ved hjelp av formel (1). Vi har her valgt å beregne tverrsnittarealet i kanalen hvis man øker det største dypet i kanalen til henholdsvis 2.0 og 2.5 m. Dybden økes da på de to midterste ekkolodd-transektene (h_2 og h_3), mens dybden av transektene langs land (h_1 og h_4) forblir uendret. Når dybden graves ut til 2.0 m langs de to midterste transektene er det fjernet omtrent 17 000 m³ med masse. Når dybden graves ut til 2.5 m langs de to midterste transektene er det fjernet omtrent 33 000 m³ med masse.



Figur 6. Største målte dyp på langs av kanalen er markert med en svart linje. Der hvor dybden er mindre enn 2 meter er dette markert med røde linjer. Hydraulisk radius er tegnet opp med blå linje.



Figur 7. Tverrsnittareal i kanalen. Der hvor det største dypet er mindre enn 2 meter er dette markert med røde linjer. Bredden til kanalen er tegnet opp med blå linje.



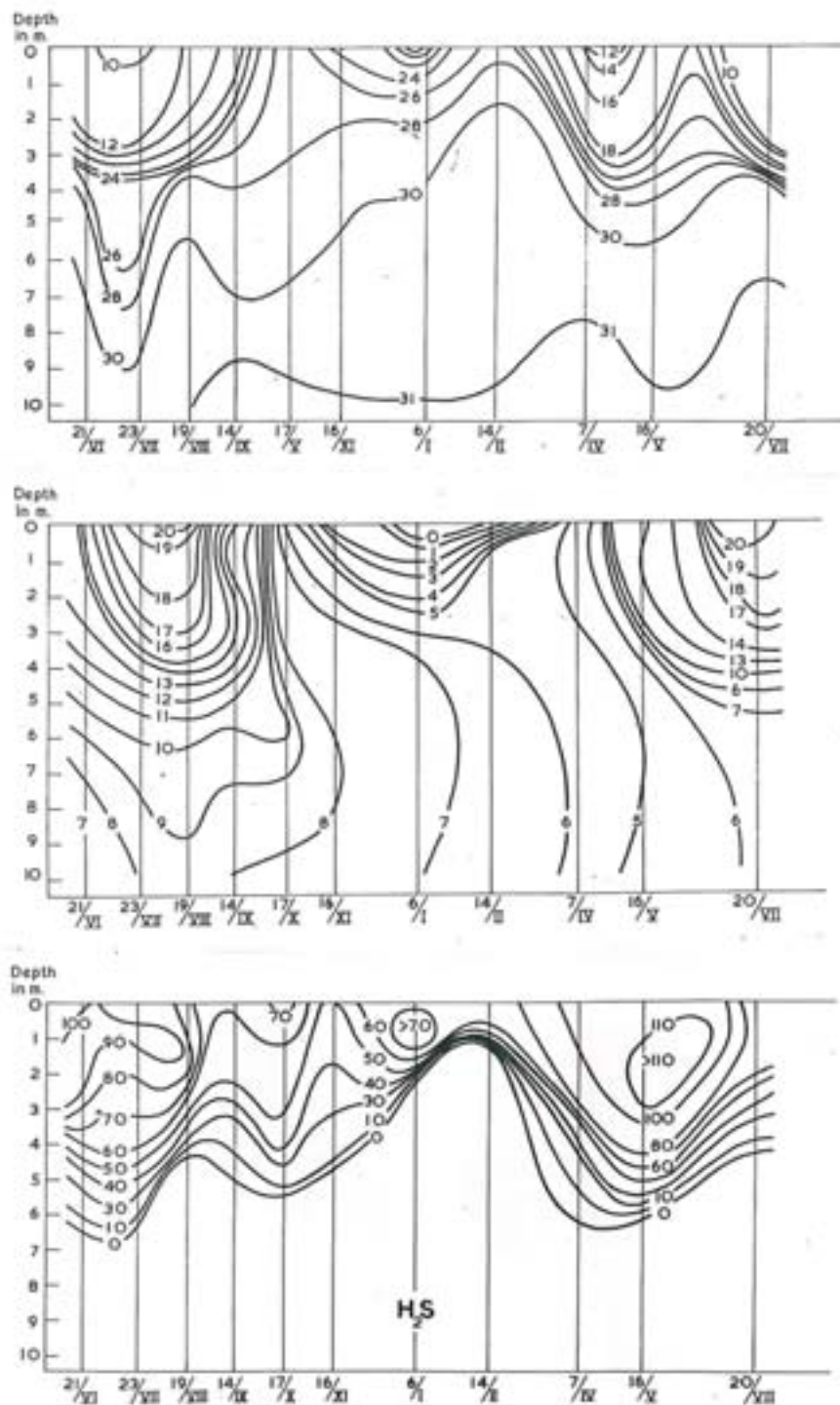
Figur 8. Kart over kanalen. Kanalens senterlinje er tegnet inn som en stiptet linje. Tallene som er markert langs denne linjen angir avstand i meter fra stasjon To2. I **Figur 5** til **Figur 7** er parametrene tegnet inn fra 1400 m til 3200 m. Ved stasjon Re1 (markert med rødt) ved 2900 m har kanalen en innsnevring i bredden som ikke er tatt med i **Figur 5** til **Figur 7**.

4. Hydrografi og hydrokjemi

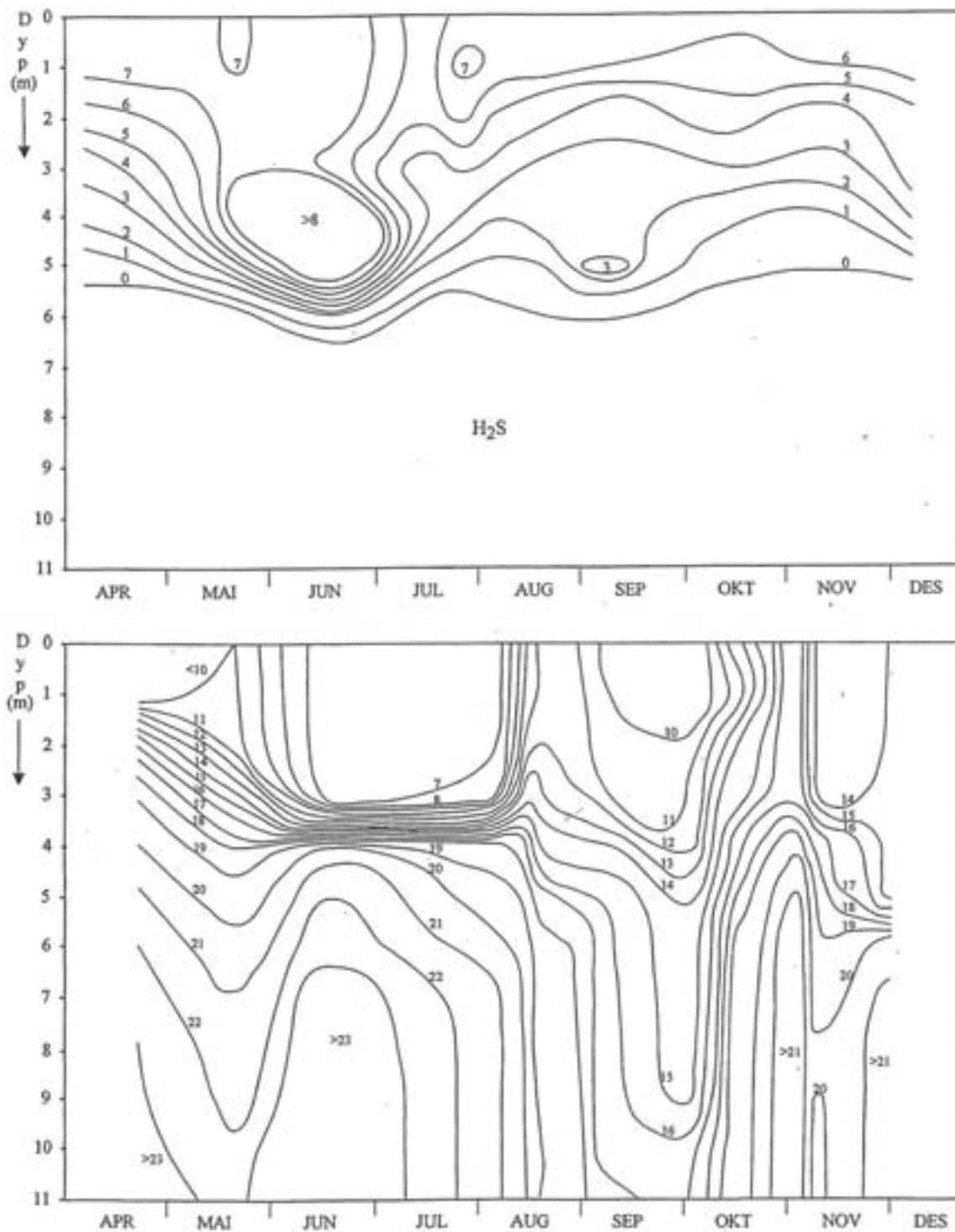
4.1 Tidligere undersøkelser

Det har tidligere vært gjennomført to store undersøkelser av hydrofysikken og hydrokjemien i Hunnbunn. Den første undersøkelsen ble gjennomført fra 21. juni 1952 til 20. juli 1953 i forbindelse med en hovedoppgave i botanikk ved Universitetet i Oslo (Klavestad, 1953). Det ble da blant annet målt temperatur, saltholdighet og oksygeninnhold på en stasjon midt i Hunnbunn hvor det var mer enn 10 meter dypt (**Figur 9**). Oksygenkonsentrasjon ble målt 11 ganger i 0, 1, 2, 4, 8 og 10 m dyp i løpet av 1952-53. Det er her målt oksygensvinn under 7 meter gjennom hele året. På vinteren blir det målt oksygensvinn over 2 meters dyp. I 16. mai 1953 ble det målt en overmetning av oksygen i 2 m på 119 %. Neste måling ble foretatt 20. juli 1953, og da var det ikke lenger noen overmetning av oksygen.

Den andre undersøkelsen ble gjennomført fra april til desember 1999 i forbindelse med en hovedoppgave i limnologi ved Universitetet i Oslo (Strøm, 2001). Det ble da blant annet målt temperatur, saltholdighet, oksygeninnhold, konsentrasjon av ammonium, summen av nitrat og nitritt og total mengde fosfat på en stasjon midt i Hunnbunn. Oksygenkonsentrasjon ble da målt 6 ganger med en meter vertikal oppløsning. Konsentrasjon av ammonium, nitrat og nitritt og total mengde fosfat ble målt med metoder beskrevet av Bøyum og Kaasa (1998). Det er her målt oksygensvinn under 6.5 meter i hele perioden. Den 19. mai 1999 ble det målt en overmetning på 119.1 % i 4 m dyp. Den neste målingen ble foretatt 17. juni 1999, og det var da en overmetning på hele 249.8 % i 4 m dyp, rett under et skarpt sprangsjikt mellom 3 og 4 m dyp. Ca. en måned senere (13. juli) var det ikke lenger overmetning av oksygen. **Figur 10** viser oksygenkonsentrasjonene interpolert ut fra målingene.



Figur 9. Isopleter for saltholdighet (øverst), temperatur i °C (midten) og oksygenmetning i % (nederst) målt 11 ganger mellom juni 1952 og juli 1953 i nærheten av stasjon Hu1 midt i Hunnbunn. Figurene er kopi av figur 7, 8 og 14 hentet fra Klavestad (1953).



Figur 10. Isopleter for oksygeninnhold i ml/l (øverst) og saltholdighet (nederst) målt mellom april og desember 1999 i nærheten av stasjon Hu1 midt i Hunnbunn. Figurene er kopi av figur 4.14 og 4.7 hentet fra Strøm (2001).

4.2 Hydrofysiske og hydrokjemiske forhold i 2009

I 2009 ble sjiktningen i Hunnbunn undersøkt to ganger om våren. Det ble foretatt målinger av temperatur, saltholdighet og turbiditet på 5 stasjoner i Hunnbunn og en stasjon i Tosekilen i forbindelse med utplassering av vannstandsmålere 22. april 2009 (se **Figur 11**). Det ble foretatt målinger av temperatur, saltholdighet, turbiditet, oksygeninnhold, konsentrasjon av ammonium, summen av nitrat og nitritt og total mengde fosfat på en stasjon i Tosekilen og en stasjon i Hunnbunn i forbindelse med optak av vannstandsmålerne den 6. mai (se **Figur 12** og **Figur 14**)

I tillegg ble det gjort målinger sent på sommeren (19. august) hvor både den generelle sjiktningen (**Figur 13**) og hydrokjemien (**Figur 15**) ble undersøkt.

Det ble brukt en spesiell teknikk for å ta vannprøver, som er designet for å ta prøver med høy vertikal oppløsning på grenseflaten til anoksiske lag. Vannet blir pumpet opp fra prøvetakingsdyp gjennom en slange til instrumenter og tappeslange ombord i en lettboat. I enden av slangen er det festet en trykksensor og to skiver som henger horisontalt. Vann suges inn i slangen i en tynn sprekk mellom disse skivene, og på denne måten tas det prøver fra et svært tynt vannlag. Prøvevannet er beskyttet mot påvirkning fra atmosfærisk oksygen. De analytiske undersøkelsene av vannprøvene ble foretatt på NIVAs kjemilaboratorium etter nasjonalt og internasjonalt akkrediterte metoder (Grasshoff med flere, 2009). I tillegg ble det benyttet en Anderaa Optode som måler oksygeninnhold uavhengig av de kjemiske analysene.

Under undersøkelsene 6. mai 2009 ble oksygen-, fosfat-, nitrat- og ammoniumkonsentrasjon målt. Målingene av oksygenkonsentrasjon med høy vertikal oppløsning (se **Figur 14**) gjør det mulig å identifisere et lag overmettet med oksygen (med et maksimum på 14.9 ml/l, som svarer til en overmetning på 229 %). Dette er et bevis på veldig høy primærproduksjon. Et slikt lag ble også funnet ved gjentatt prøvetaking i august, med overmetning ca. 200 % (**Figur 15**). Tidligere undersøkelser har ikke vist så langvarige tegn på høy primærproduksjon. Ved undersøkelsen i 1953 var den høyeste målte overmetningen 119 % (målt i mai, se **Figur 9**) som er mye lavere enn det som ble målt i mai 2009. Ved undersøkelsen i 1999 ble det målt like høye maksimalverdier som i 2009 (15.9 ml/l i 4 m dyp den 17. juni 1999), men ca. en måned senere, 13. juli 1999 ble det ikke funnet spesielt høye oksygenkonsentrasjoner. Målingene i 2009 indikerer altså en mer varig høy primærproduksjon gjennom sommeren enn målingene i 1999, og dette kan tolkes som en generell økning i primærproduksjon, og derfor også en økning i graden av eutrofi. Det må likevel understrekes at det ikke er grunnlag for en sikker konklusjon om dette, siden vi ikke har noe bilde av hvor mye forholdene kan endres fra år til år i forhold til en mer varig trend.

Den vertikale hydrokjemiske strukturen i **Figur 14** og **Figur 15** er typisk for områder hvor det er anoksiske forhold i vannmassene. Disse forholdene oppstår når det ikke er balanse mellom tilførsel av oksygen og oksygenforbruket ved forråtnelse av det organiske materialet som tilføres bunnlaget. Oksygenet blir da brukt opp og resultatet er at det blir et overskudd av organisk materiale for forråtnelse. Forråtnelsen fortsetter via reduksjon av nitrat (dvs. forbruk av oksiderte former for nitrogen, nitrat og nitritt) og videre ved reduksjon av sulfat som er en vanlig bestanddel av sjøvann. Denne prosessen fører til produksjon av hydrogen sulfid, som er giftig for høyere livsformer og har en besværlig lukt hvis det avgis til atmosfæren.

Konsentrasjonen av oppløst uorganisk nitrogen ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$) i overflata i mai 2009 var høy ($5\mu\text{M}^1$) og konsentrasjonen av fosfat var lav ($0.06\mu\text{M}$). Rett under oksygenmaksimumet i 4 m dyp, økte konsentrasjonen av fosfat til $6.5\mu\text{M}$ mens konsentrasjonen av oppløst uorganisk nitrogen sank til

¹ Konsentrasjon i μM (mikromol) multiplisert med molekylvekten for vedkommende forbindelse gir konsentrasjon som mikrogram pr. liter. For fosfor og nitrogenforbindelser multipliseres konsentrasjon i μM med atomvekten på hhv 30.974 og 14.007 for å regne om til enheter $\mu\text{g P/l}$ og $\mu\text{g N/l}$ som er brukt i **Tabell 2**,

0.4 µM. Det var ingen målinger av næringssalter nær oksygenmaksimumet (**Figur 14**) i mai 2009, men det er rimelig å anta at det fantes tilstrekkelig næringssalter for en høy primærproduksjon.

I august ble både næringssalter og oksygen målt med høy vertikal oppløsning. Det høyeste oksygennivået var nå lavere enn målt i mai (10.7 ml/l mot 14.7 ml/l), men overmetningen var mer enn 194 %. Dette er en klar indikasjon på at det fortsatt er veldig høy primærproduksjon selv sent på sommeren. I laget hvor det var overmetning av oksygen, var fosfatkonsentrasjonen 0.33 µM, konsentrasjon av oppløst uorganisk nitrogen 1.2 µM og silikatkonsentrasjonen 10 µM. Fosfatkonsentrasjonen endret seg i dypet med mer enn 5 µM/m og konsentrasjonen av oppløst uorganisk nitrat med 12 µM/m. Slike høye vertikale gradienter av næringssalter gjør at det er en stadig tilførsel av næring fra det anoksiske laget til laget med høy primærproduksjon. Dette er nok til å opprettholde den svært høye primærproduksjonen gjennom hele året. Høye vertikale gradienter av næringssalter ble også målt i 1999, men det ble da ikke satt i sammenheng med svært høy primærproduksjon i et lag rett under sprangsjiktet (3-4 m dyp).

Dataene fra august 2009 gjør det mulig å vise at under det dypet hvor oksygenet og nitraten forsvinner, i det anoksiske bunnlaget, fins det reduserte former for sulfat (hydrogensulfid, H₂S), nitrogen (ammonium), mangan (Mn(II)) og jern (Fe(II)). Konsentrasjonen av hydrogensulfid øker til mer enn 600 µM i 10 m dyp. Til sammenligning er konsentrasjonen av H₂S 380 µM på 2000 m dyp i Svartehavet, som er det største eksempelet på et anoksiske basseng som fins. Konsentrasjonene av ammonium og fosfat nær bunn i Hunnbunn er særs høyt og tilsvarer konsentrasjonene i porevannet i sedimentene fra produktive områder. Alt dette er klare indikasjoner på at konsentrasjonen av organisk materiale i sedimentene og bunnlaget i Hunnbunn er svært høy.

Konsentrasjonene av de reduserte formene for mangan (Mn) og jern (Fe) er typisk for områder med anoksiske forhold. Mangan akkumuleres ikke i det organiske materialet, og dets fordeling er bestemt av tilførselen fra sedimentene hvis vannet over er anoksiske. Derfor er konsentrasjonene av Mn(II) i Hunnbunn (12 µM) sammenlignbare med det man finner i Svartehavet (10-12 µM) og i Østersjøen (5-30 µM). Vanligvis finner man ikke mangan i den delen av vannmassen hvor det er oksygen, for de oksiderte formene for partikulær mangan (Mn(IV)) synker til bunns etter at de dannes. I Hunnbunn er det målt signifikante konsentrasjoner mangan og jern i det oksygenrike laget (se **Figur 15**). Dette indikerer at det er stor tilførsel fra kystlinja rundt Hunnbunn, som også har blitt observert i andre kystområder.

Figur 11-Figur 13 viser at i alle undersøkelsene fra 2009 er det observert et maksimum i turbiditet i det dypet hvor det anoksiske vannet begynner. Turbiditet er et mål på hvor mye partikler det er i vannet, og slike maksima er typisk for områder med anoksiske forhold. Beskaffenheten til dette partikkelrike laget er foreløpig ikke beskrevet fullstendig, men det er kjent at det kan finnes partikulære former for sulfat, mangan, jern og også bakterier. I de tilfeller hvor grenseflaten mellom oksygenrikt og anoksiske vann er i den fotiske sonen, slik som det er i Hunnbunn, vil en stor del av disse partiklene bestå av fotosyntetiske bakterier, som kan oksidere hydrogensulfid ved hjelp av lys. Disse befinner seg vanligvis i den øvre del av det partikkelrike laget, og noen ganger kan det observeres at turbiditeten har to maksima slik som er observert i mai 2009 (**Figur 12**).

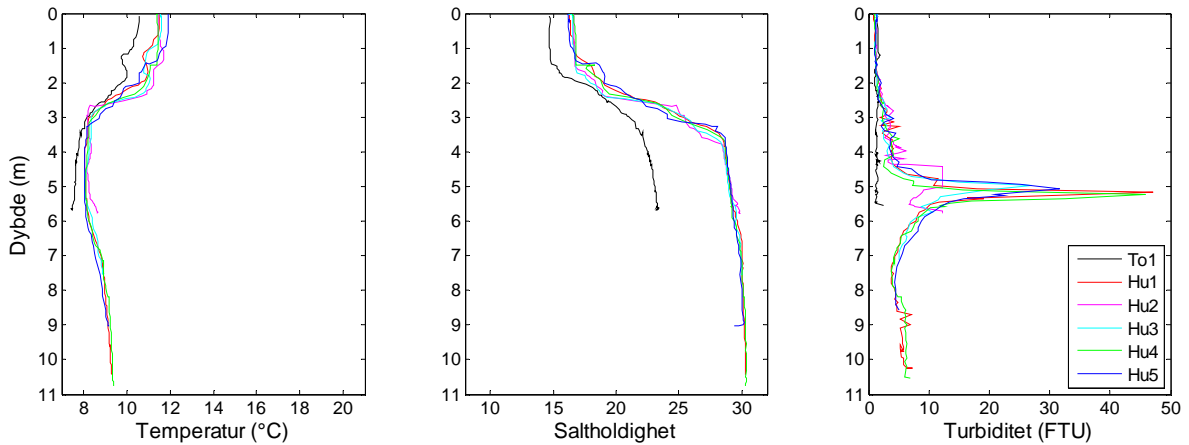
Turbiditetsmaksimumet i Hunnbunn kan tenkes å være et "kombinert maksimum", hvor turbiditetsmaksimum i redoks-laget, dvs. der det anoksiske laget begynner, inkluderer det maksimum en har pga fytoplankton i overflatelagene generelt.

I dagens situasjon vil det organiske materialet som dannes på grunn av primærproduksjon i Hunnbunn øke forbruket av oksygen og produksjonen av hydrogensulfid. Dette er en selvforsterkende prosess som igjen vil øke tilførselen av næringssalter fra bunnlaget til den fotiske sonen.

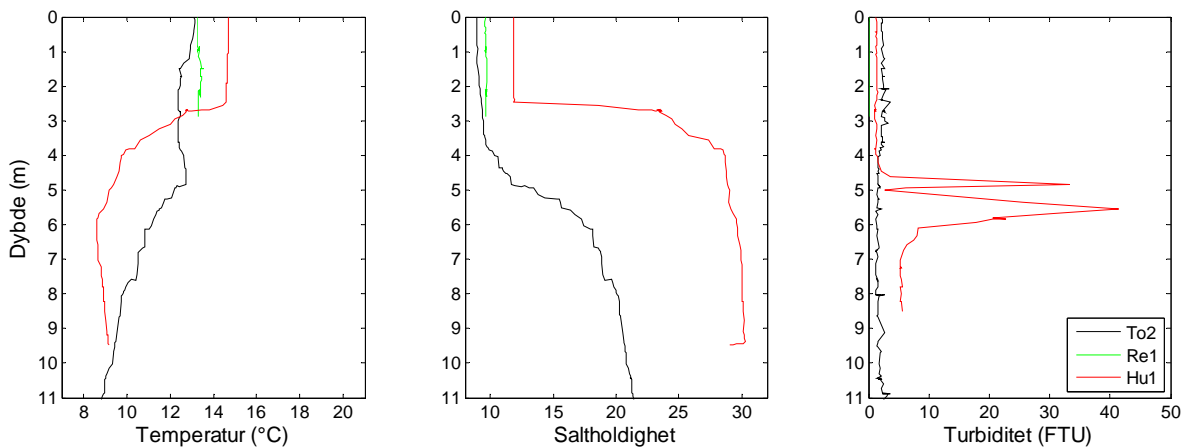
I områder hvor det er anoksiske forhold kan bunnvannet bli fornyet ved at tungt, kaldt og oksygenrikt vann fortrenger det oksygenfattige vannet i løpet av vinteren. Hvor lang tid det går mellom hver gang dette skjer varierer mye fra for eksempel en gang i året (Elefis Bay i Middelhavet), noen år (Bærumsbassenget) til noen tiår (Framvaren). Hyppigheten av bunnvannsfornyelser avhenger av topografi,

sjiktning og klima (værforhold om vinteren). Det permanente skarpe sprangsjiktet man finner i 2-4 m dyp i Hunnbunn gjør at bunnvannet fornyes sjelden.

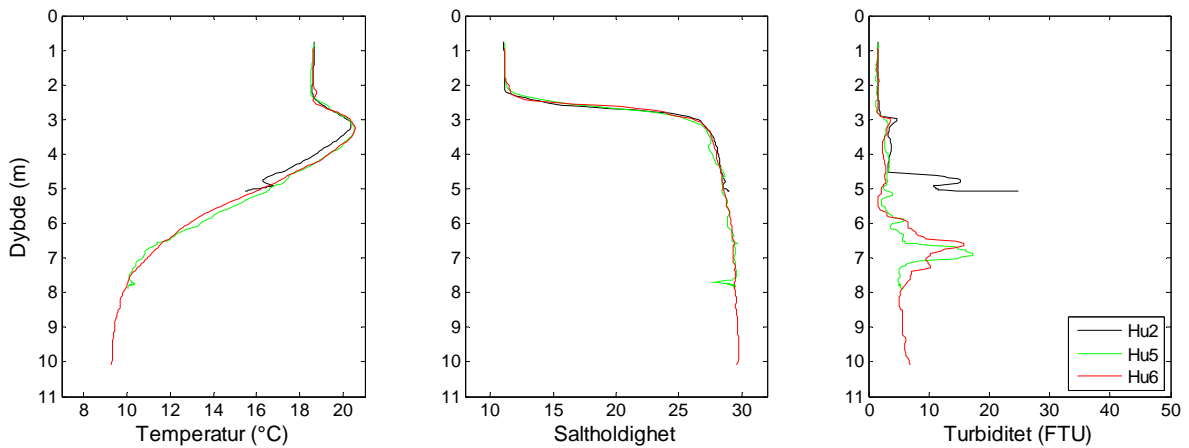
En fordypning av terskelen i Thalbergsundet kan bidra til å øke sannsynligheten for bunnvannsfornyelser om vinteren, og derfor forbedre forholdene.



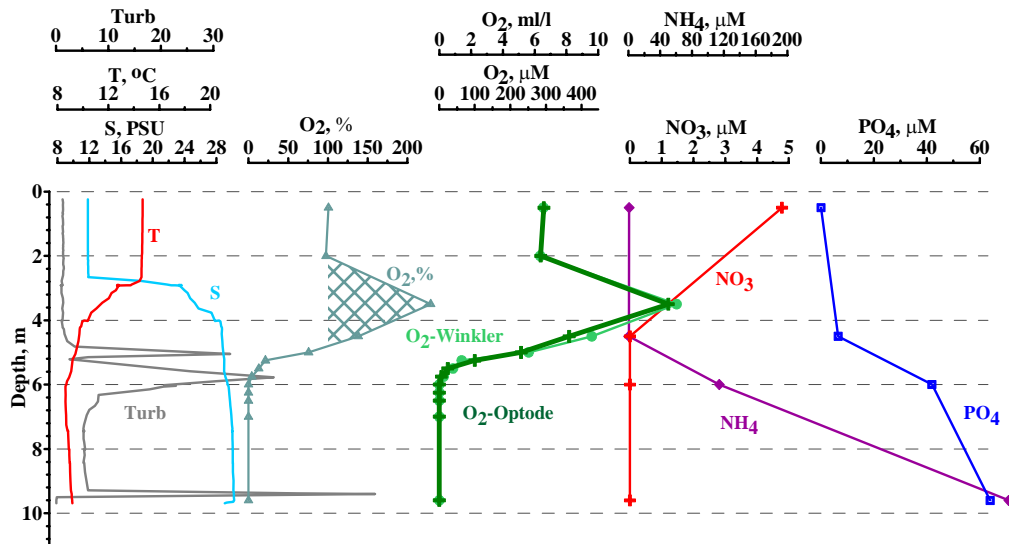
Figur 11. Måling av temperatur, saltholdighet og turbiditet den 22. april 2009.



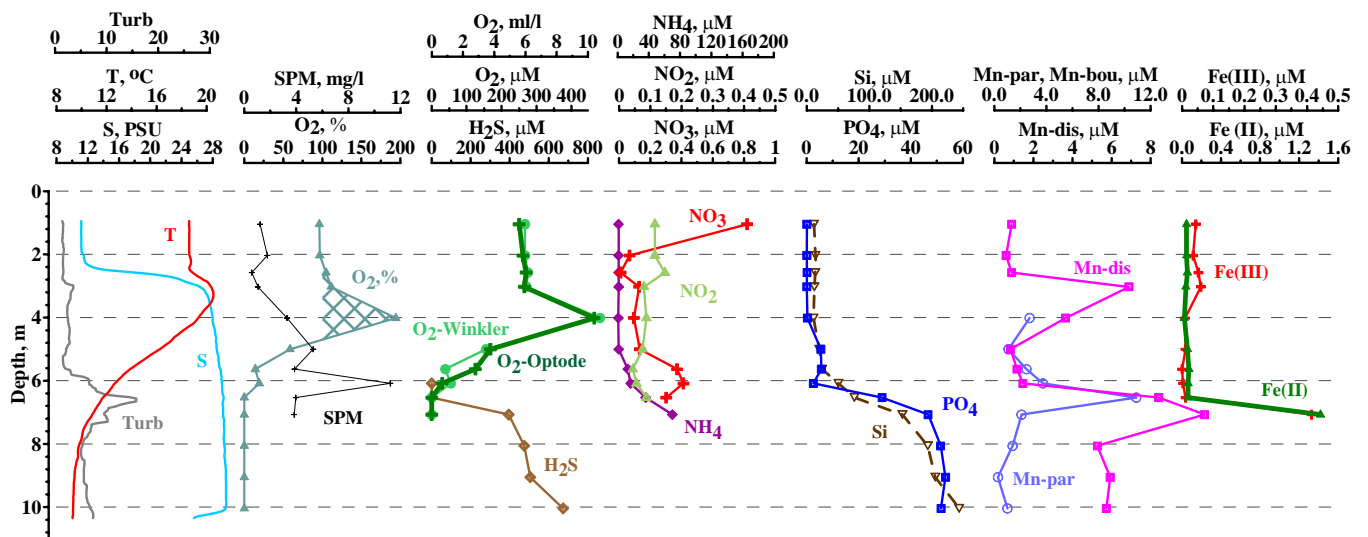
Figur 12. Måling av temperatur, saltholdighet og turbiditet den 6. mai 2009.



Figur 13. Måling av temperatur, saltholdighet og turbiditet den 19. august 2009.



Figur 14. Vertikal hydrokjemisk struktur i Hunnbunn 06.05.2009. T- temperatur, S – salinitet, Turb – Turbiditet, O₂% - oksygenmetning, O₂-Winkler – oppløst oksygen bestemt med Winkler-teknikk, O₂-Optode – oppløst oksygen bestemt med AANDERAA Optode, NO₃ – nitrat, NH₄- ammonium, PO₄ - fosfat.



Figur 15. Vertikal hydrokjemisk struktur i Hunnbunn 19.08.2009. T- temperatur, S – salinitet, Turb – Turbiditet, O₂% - oksygenmetning, SPM- suspendert partikulært stoff O₂-Winkler – oppløst oksygen bestemt med Winkler-teknikk, O₂-Optode – oppløst oksygenbestemt med AANDERAA Optode, H₂S- hydrogen sulfid, NO₃ – nitrat, NO₂ – nitritt, NH₄- ammonium, PO₄ – fosfat, Si – silikat, Mn-dis – oppløst mangan, Mn-part – partikulært mangan, Fe(III) - oppløst treverdige jern, Fe(II) - oppløst toverdige jern.

5. Vannutveksling i Thalbergsundet

5.1 Metoder

5.1.1 Beregning av volumtransport

Hvor mye vann som går ut og inn av kanalen er avhengig av vannstandsendingene inne i Hunnbunn og omvendt. Hvis F er overflatearealet, h_i er vannstanden på innsiden og t er tiden, vil volumtransporten i kanalen Q_T gis av følgende formel

$$Q_T = F \frac{dh_i}{dt} \quad (5.1)$$

Det er tidevannsvariasjonene som bidrar mest til denne transporten, og denne formen for vannutveksling kalles derfor tidevannspumping.

Ferskvannstilførsel vil gi en netto volumtransport ut av Hunnbunn. Ferskvannstilførselen til Hunnbunn er liten (mindre enn 0.1 m³/s i årlig middel), så denne effekten blir liten i forhold til tidevannspumpinga.

Generelt kan det også forekomme vannutveksling mellom to områder ved at vann strømmer inn i et lag og ut i et annet. Måling av sjiktning i Thalbergsundet viser at vannet i kanalen er godt blandet, og at strømmen i kanalen kan betraktes som enlagsstrøm.

Hvis Hunnbunn hadde vært åpent knyttet mot Glommaestuariet på utsiden, ville målt vannstand inne i Hunnbunn vært svært lik målt vannstand på Sjøkartverkets målestasjon Vikar. Siden Thalbergsundet er langt og har et begrenset tverrsnittareal, med friksjonstap langs kanalen, kreves det vannstandsforskjell mellom Tosekilen og Hunnbunn for å drive strøm mellom de to områdene, og det er forventet at vannstanden inne i Hunnbunn er dempet i forhold til vannstanden utenfor. Hvis man benytter vannstanden på utsiden, h_u , i formel (1) vil man beregne den volumtransporten man ville hatt i kanalen uten demping. Dette representerer den maksimale volumtransporten man kan få pga. tidevannspumping.

Det totale volumet som strømmer inn i Hunnbunn er summen av volumtransporten fra det starter å strømme inn på stigende tidevann til strømmen snur utover med synkende vannstand. La t_i^n være starten på alle innstrømningene mellom 22. april og 6. mai, og la t_u^n være de etterfølgende tidspunktene når vannet snur. Indeks n er nummer på innstrømningene. Volumet i tidevannspumping for innstrømning nr. n i en tidsrekke av tidevannsperioder blir da

$$V_T^n = \int_{t_i^n}^{t_u^n} Q_T dt \quad (5.2)$$

Noe av vannet som strømmer inn i Hunnbunn blir ført ut igjen i løpet av etterfølgende periode med strøm utover. På samme måte vil noe av innstrømningen i hver periode også være vann som har strømmet ut av Hunnbunn i foregående utstrømning. Derfor vil ikke hele volumet V_T^n være med på å fornye vannet i overflatelaget i Hunnbunn. Bare en fraksjon av dette volumet vil være den effektive vannutskiftningen.

La S_i^n være saltholdigheten inne i Hunnbunn før tidevannsperiode n , og S_u^n være saltholdigheten på utsiden. Volumet av det øverste blandede laget i Hunnbunn, typisk de øverste 2.5 m, betegnes $V_{2.5m}$. Effektiviteten til tidevannspumpingen f_T kan da beregnes på følgende måte.

$$f_T = \frac{V_{2.5m}(S_i^n - S_i^{n+1})}{V_T^n(S_i^{n+1} - S_u^n)} \quad (5.3)$$

Vi vet ikke hvordan saltholdigheten har variert mellom 22. april og 6. mai, men hvis vi antar at vannføringen i Glomma har vært konstant i perioden, vil en lineær variasjon av saltholdigheten mellom de to tidspunktene være en god tilnærming.

5.1.2 Demping av vannstanden, teoretisk beskrevet.

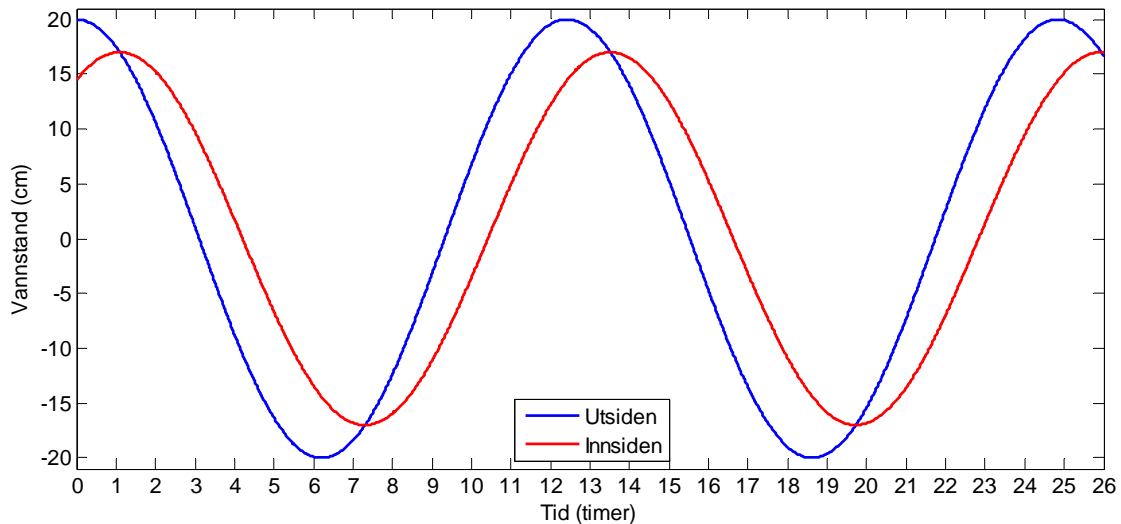
Hvis vi forenklet antar at vannstanden på utsiden h_u varierer som en sinuskurve med amplitude a og periode T kan den skrives

$$h_u = a \cos\left(\frac{2\pi}{T}t\right) \quad (5.4)$$

Vannstanden på innsiden h_i er dempet med en faktor γ i forhold til a og har en faseforsinkelse ϕ .

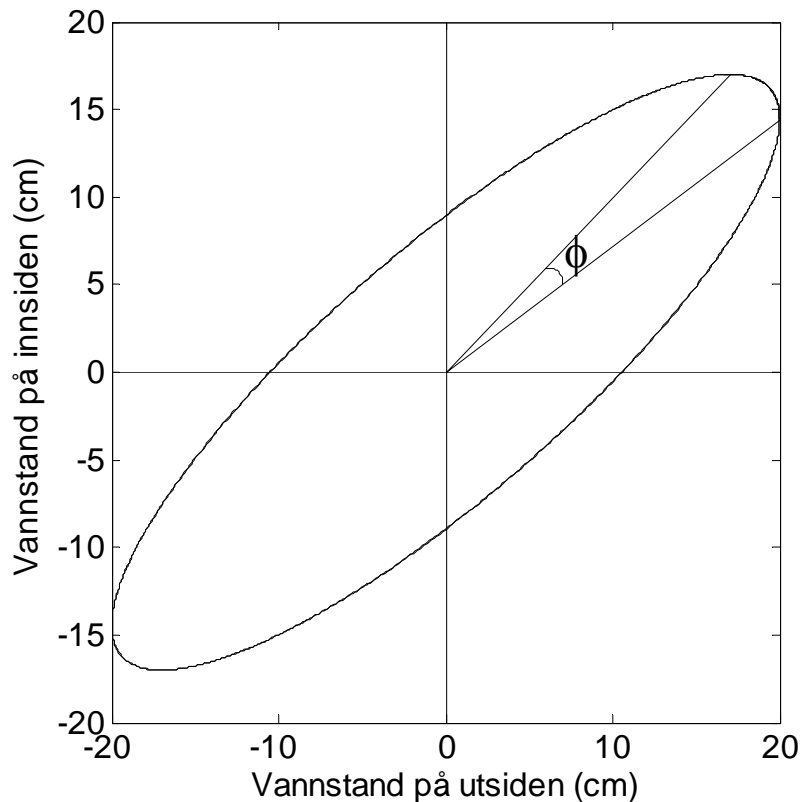
$$h_i = \gamma a \cos\left(\frac{2\pi}{T}t - \phi\right) \quad (5.5)$$

Vann vil strømme inn i Hunnbunn hvis vannstanden er større på utsiden enn på innsiden. Hvis vi starter ved et tidspunkt hvor det ikke er noen vannstandsforskjell, vil ikke vannstanden på innsiden stige. Når vannstanden på utsiden begynner å stige, vil også vannstanden på innsiden begynne å stige, men på grunn av demping i kanalen vil den stige saktere. Når vannstanden på utsiden når sitt toppunkt og begynner å synke, vil det fortsatt være en differanse som gjør at det strømmer vann inn i Hunnbunn. Vannstanden på innsiden vil ikke begynne å synke før differansen er null. Resultater fra formlene (4) og (5) er tegnet i **Figur 16**.



Figur 16. Teoretisk dempning av vannstandsvariasjon, vist ved et regneeksempel med 83 % dempning av sinusformet variasjon.

Forholdet mellom dempning og faseforsinkelse er ut fra dette gitt av $\gamma = \cos\phi$. Hvis for eksempel vannstanden på innsiden er dempet til 83 % av vannstanden på utsiden, vil den teoretisk være 1.2 timer forsinket hvis perioden på tidevannsvingningen er 12.42 timer. **Figur 17** viser de samme kurvene som i **Figur 16**, men nå med verdiene på innsiden som funksjon av verdi på utsiden ved samme tidspunkt. Bevegelse fra venstre mot høyre i **Figur 16** tilsvarer en rotasjon mot sola langs ellipsen i **Figur 17**.



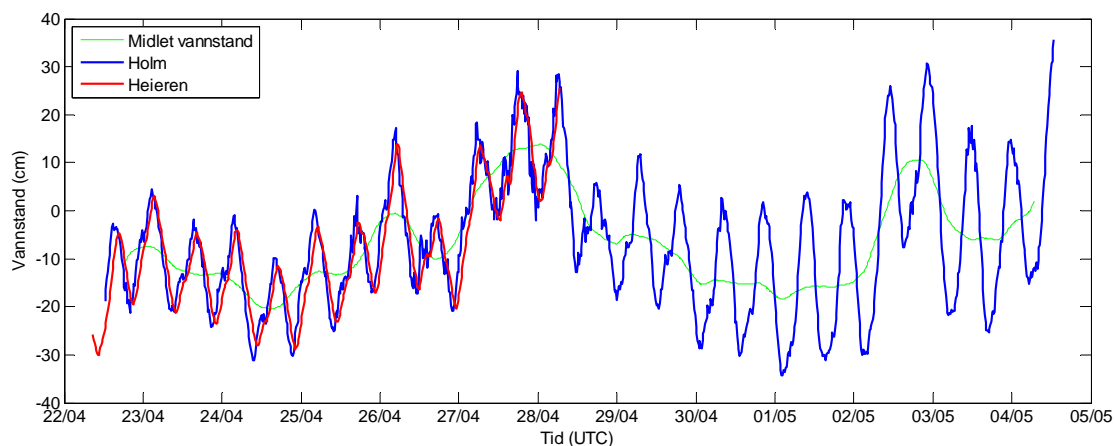
Figur 17. Vannstanden på innsiden som en funksjon av vannstanden på utsiden ved teoretisk vannstandsvariasjon som i **Figur 16**.

5.2 Måleresultater

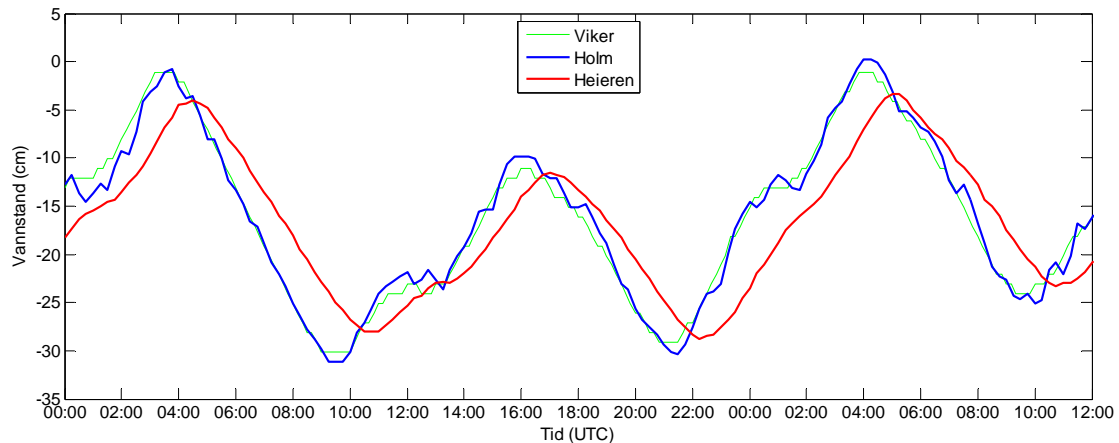
Vannstandsmålingene (**Figur 18** og **Figur 19**) viser at vannstandsendingene inne i Hunnbunn er dempet til 85 % av svingningene på utsiden av kanalen. Volumet av vannet som strømmer inn og ut igjen gjennom kanalen i løpet av en tidevannsperiode varierer mellom 165 000 m³ og 417 000 m³, med et gjennomsnitt på 268 000 m³. Hvis det ikke hadde vært noen dempning i kanalen ville dette tallet vært omtrent 10-20 % større (gjennomsnitt 15 %).

Forløpet er ikke rent sinusformet; av figurene ses at den målte vannstandsvariasjonen har skarpere overgang mellom stigende og synkende vannstand og mer rettlinjert variasjon mellom vendepunktene. Høyvann på innsiden er forsinket litt under en time, 52 minutter i gjennomsnitt. Lavvann på innsiden er forsinket litt over en time, 65 minutter i gjennomsnitt.

Som **Figur 18** viser, er forskjellen mellom etterfølgende lavvann og høyvann i Hunnbunn stort sett innenfor 35 cm (måleserie fra Heieren). Målingene på innsiden av kanalen gikk bare frem til 28.4, men hvis en ser på forlengelsen av måleserien på utsiden (ved Holm), og antar samme forhold mellom variasjon på utsiden og innsiden, ses at det kan ha forekommet forskjeller opp i 40-45 cm mellom etterfølgende høyvann og lavvann (2. og 3. mai). **Figur 19** viser at vannstanden på utsiden også har noen kortperiodiske fluktasjoner som spesielt er tydelige midt i innstrømningsperiodene; de viser seg sterkt dempet på innsiden som en svak variasjon i stigningsraten for vannstand der

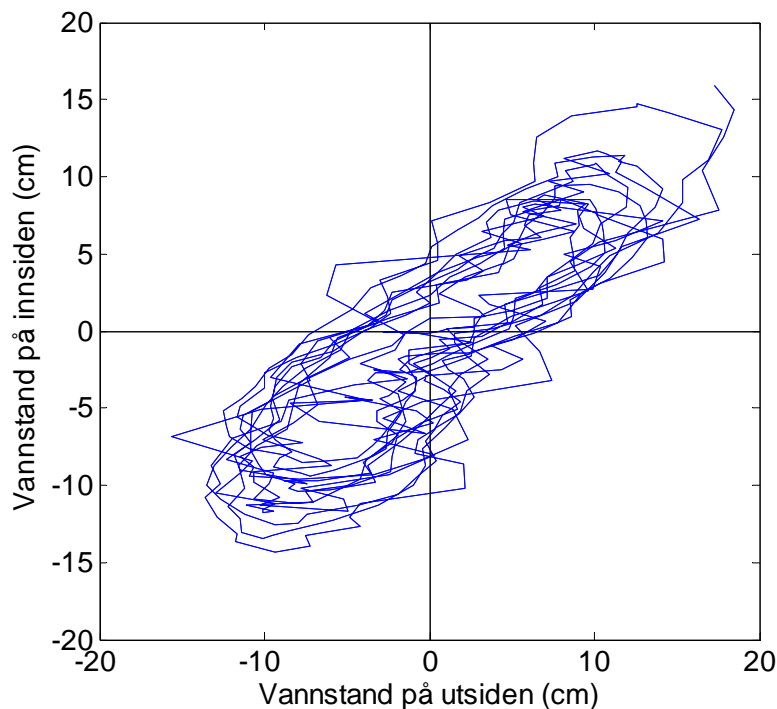


Figur 18. Målt vannstand i ytterenden av kanalen (Holm) og den indre enden (Heieren). Målingene er vist sammen med *gjennomsnittlig vannstand ved Viker*.



Figur 19. Vannstand, start 24 apr. Klokkeslett er UTC-tid (Coordinated Universal Time, 2 time etter norsk sommertid).

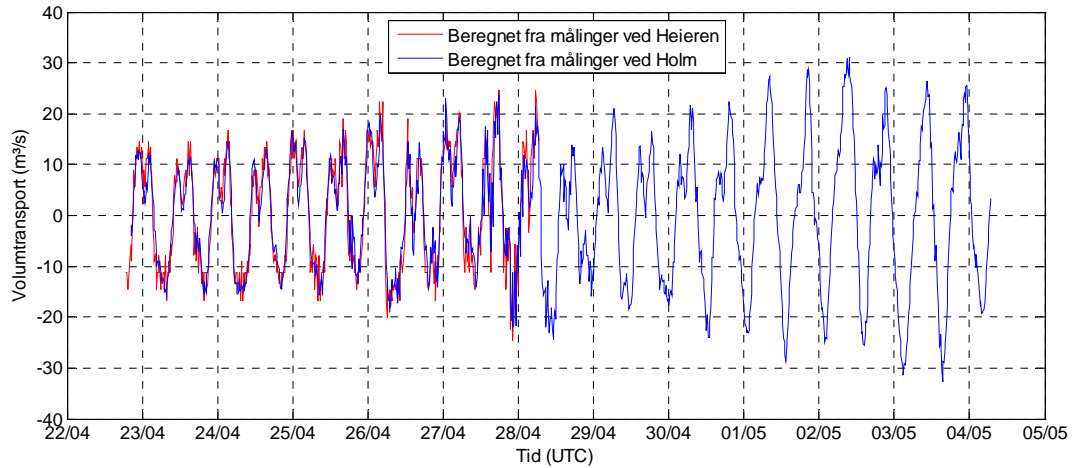
Figur 20 viser for de reelle måledata det samme som **Figur 17** for de teoretiske vannstandskurvene, dvs. samvariasjon mellom vannstand på utsiden og innsiden. Det nedre båndet av kurver viser innstrømningsperiodene, og det øvre båndet av kurver utstrømningsperiodene. Bildet er mer uregelmessig for reelle data, men har de samme hovedtrekkene i begge figurene.



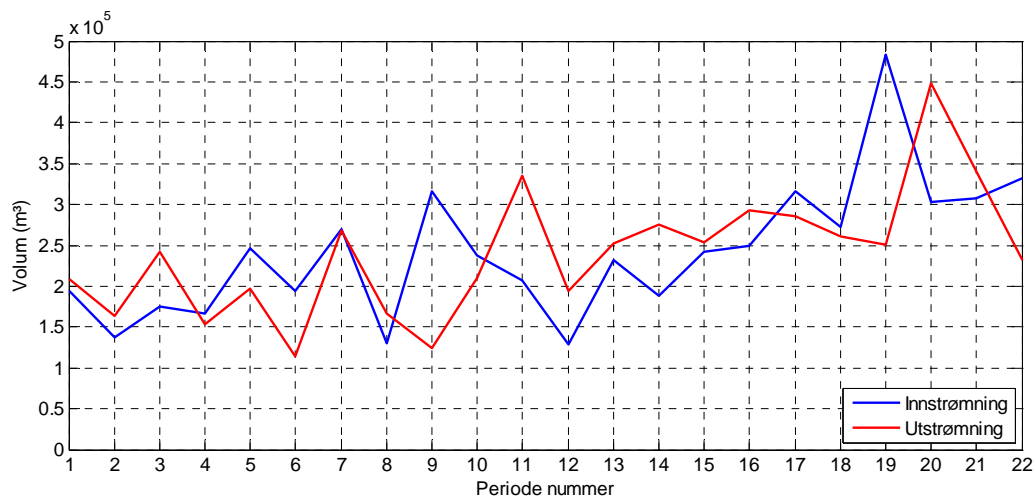
Figur 20. Sammenheng mellom målt vannstand på utsiden (Holm) og innsiden (Heieren).

Figur 21 viser beregnet volumtransport beregnet ut fra vannstandsvariasjonen med formel (5.1) ut fra etterfølgende observasjoner (10 minutters intervaller). Typiske verdier for volumtransporten ligger omkring $15 \text{ m}^3/\text{s}$ i den første uka da det ble målt i Hunnbunn, med $24 \text{ m}^3/\text{s}$ som absolutt maksimum. Fra 28. april til 2. mai er volumtransporten beregnet ved å bruke målt vannstandsvariasjonen på utsiden og anta samme dempning som i den første uka. Beregnet volumtransport de siste dagene har da noe større maksimalverdier, opp til $32.7 \text{ m}^3/\text{s}$ for utstrømning og $31.2 \text{ m}^3/\text{s}$ for innstrømning. Fordi dempning generelt vil forventes å bli større jo større vannstandsvariasjonen på utsiden er, kan de reelle maksimumstransportene være noe lavere enn det.

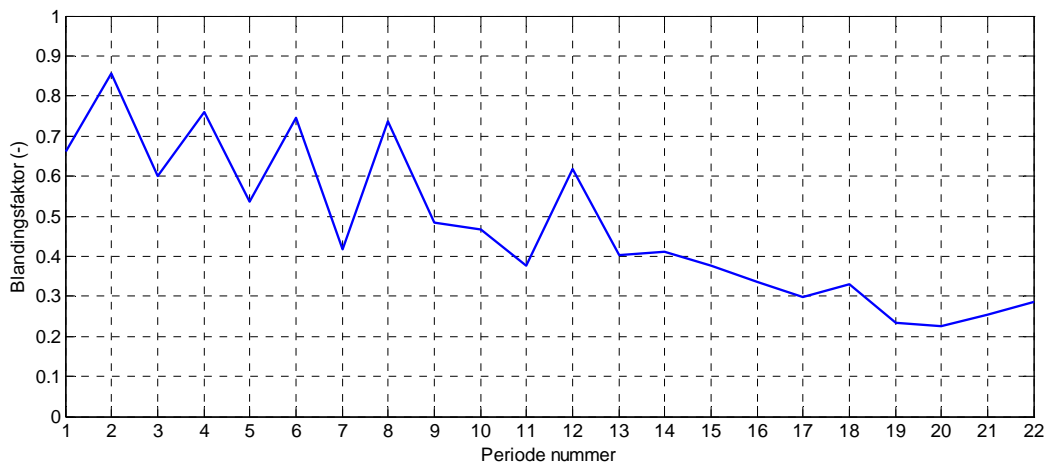
Figur 22 viser samlet volumtransport gjennom kanalen for hver periode med innstrømning og utstrømning, beregnet ut fra formel 5.1 og 5.2. Resultatet viser en omtrent lineært økende volumtransport gjennom perioden. I **Figur 23** er blandingsfaktoren f beregnet, den viser en motsatt trend, med mindre effektiv blanding i siste del av perioden.



Figur 21. Volumtransport gjennom Thalbergsundet, beregnet ut fra målt vannstandsvariasjon .



Figur 22. Beregnet volum med vann som pumpes ut og inn av kanalen i løpet av en tidevannsperiode.



Figur 23. Blandingsfaktoren beregnet med formel 5.3. Denne faktoren forteller om hvor stor del av volumet som pumpes ut og inn av kanalen i løpet av en tidevannsperiode som er nytt vann.

6. Modellering av strømning i Thalbergsundet

6.1 Beskrivelse av den hydrauliske modellen

Kanalmodellen beregner tidsforløpet for vannstandsvariasjon i et innelukket basseng på innsiden av en kanal som funksjon av vannstandsendinger på utsiden. Vannstandsvariasjonen på utsiden spesifiseres som funksjon av tid som inngangsdata til modellen. Strømmen ut eller inn gjennom kanalen beregnes for hvert tidspunkt som funksjon av vannstandsforskjellen på innsiden og utsiden av kanalen ved hjelp av en hydraulisk kanalstrømmodell. Endring i vannstanden på innsiden av kanalen beregnes ved å integrere strømmen inn i og ut av bassenget over mange små tidsskritt; endret vannstand etter hvert tidsskritt brukes som grunnlag for å beregne strømmen i neste tidsskritt.

Modellen forutsetter at kanalen har lite overflateareal sammenlignet med området innenfor, slik at strømmen gjennom kanalen tilpasser seg raskt. Strømmen blir da omtrent det samme som for en stasjonær situasjon, dvs. hvis en tenker seg uendelig overflateareal på hver side, slik at vannstandsnivåene ikke endres over tid. Det vil si at volumtransporten er omtrent den samme i alle tverrsnitt ved et gitt tidspunkt. Strømmen gjennom kanalen går ved hvert tidspunkt fra høyeste til laveste vannstand, og volumtransporten inn i kanalen drives av et trykkfall pga. fall i vannstand ved kanalåpningen. Derfra varierer vannstanden videre gjennom kanalen slik at den horisontale trykkgradienten hele veien svarer til energitap ved friksjon mot bunn og sider (dissipert ved turbulens i vannet) og variasjoner i hastighet pga. endret strømningstverrsnitt. Det gjøres ved en integrasjon langs kanalen.

Strømningstverrsnittene beregnes ut fra den oppmålte bunntopografien som er beskrevet i kap. 3. Friksjonstapet beskrives ved en hydraulisk ruhet (mål på effektiv størrelse på ujevnheter i bunn og sider). Ruheten antas konstant langs hele kanalens lengde. Tallverdien for ruheten er bestemt ved empirisk tilpasning til observert dempning med dagens kanaltopografi. Modellen har ikke med en eksplisitt beskrivelse av energitapet ved den brå innsnevringen som finnes i kanalen ved målepunkt Re1 (**Figur 8**), men det står antagelig for en liten del av energitapet og dempningen, og siden ruheten er empirisk bestemt, vil effekten av innsnevringen likevel bli inkludert. Antagelsen om konstant ruhet langs kanalen er uansett en forenkling, og topografien er heller ikke helt fullstendig.

For hvert tidspunkt gjør modellen en serie slike integrasjoner langs kanalen på en slik måte at den leter seg fram til den volumtransporten som tilsvarende et vannstandsfall gjennom kanalen som stemmer med vannstands-forskjellen mellom de to bassengene. Denne volumtransporten brukes til å integrere vannstand over tid. De beregningsmessige detaljene er beskrevet nærmere i Vedlegg C.

6.2 Kalibrering av modellen mot målt vannstand

Sammenhengen mellom vannstandsforskjell og strøm er i hovedsak bestemt av turbulent friksjonstap knyttet til virvler som oppstår ved bunnen og på sidene av kanalen. Friksjonstapet øker med økende hastighet, og spesifiseres ved en effektiv "ruhet" med dimensjon lengde, som kan sies å representere størrelsen på ujevnheter som genererer turbulens.

For å kalibrere modellen er det beregnet tidsforløp med ulike verdier på ruheten inntil løsningen viser en dempning omtrent som observert. Ved disse beregningene er det benyttet den kanaltopografien som er beskrevet i kap. 3.2, med en midlere vannstand på -0.2 m i forhold til oppgitt null-nivå. Valg av midlere vannstand er basert på **Figur 19** for 24. april, da vannstanden varierte omkring dette nivået, og dempningen var ca. 20 %, dvs. at variasjon på innsiden er ca. 80 % av variasjon på utsiden.

En slik dempning oppnås i modellen når ruheten settes til 0.15 m. Denne ruheten brukes også for de andre beregningene.

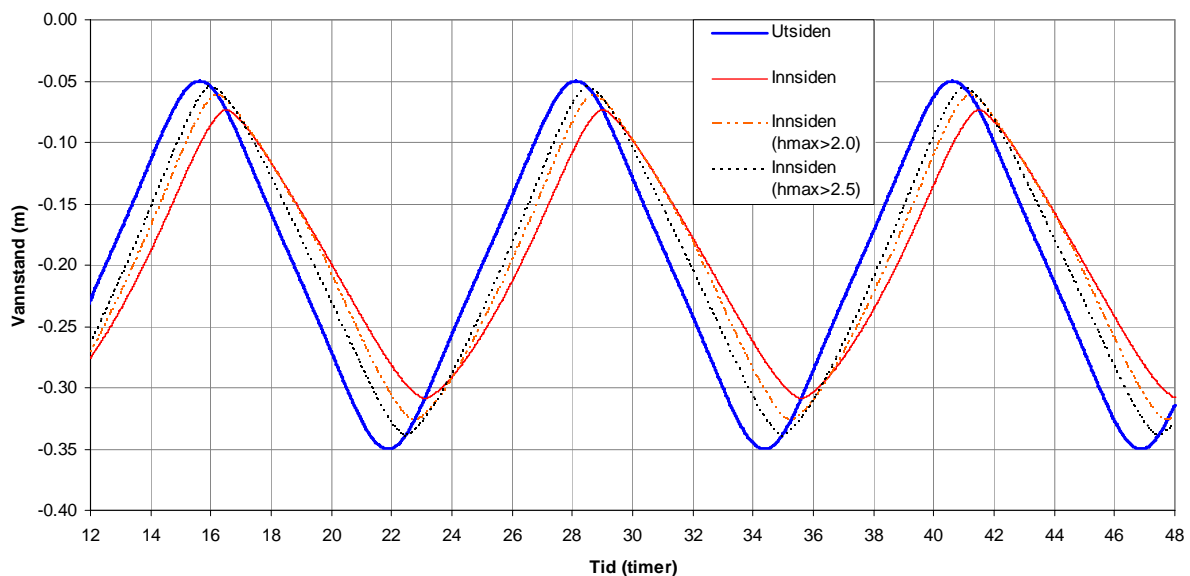
6.3 Resultater

For å se hvordan en utdyping av kanalen kan påvirke vannskiftningen er modellen også kjørt for endret kanaltopografi, med utdyping til minste dyp hhv. 2.0 og 2.5 m dyp under 0-nivå, slik det er beskrevet i kapittel 3.3. Alle andre spesifikasjoner er holdt uendret, også ruheten på 0.15 m.

Beregningene viser at med utdyping til minste dyp 2 m i rennen midt i kanalen, altså med utgraving av 17 000 m³, vil dempningen avta fra 20 til 10 %, dvs. at vanntransporten kan antas å øke med 13 % i forhold til det en har med dagens topografi (se **Figur 24**). Utgraving av 33 000 m³ til minste dyp 2,5 m i renna vil gi dempning ca. 5 %, altså 19 % økning av vanntransporten i forhold til i dag.

Det kan tenkes at en utdyping av grunne partier ville gi jevnere bunn og mindre turbulent energitap, slik at virkningen i form av redusert dempning kan bli noe bedre enn beregnet her. Det er imidlertid ikke mulig å si om det vil være noen merkbar effekt, så resultatene kan tas som et estimat for det en realistisk kan regne med å oppnå i form av større vanntransport. For beregnet scenario for middelvannstand og vannstandsvariasjon kan forbedringen uansett høyst bli 25 %, tilsvarende ingen dempning i det hele tatt.

Dempningen med dagens topografi, og derved også mulig forbedring ved utdyping, vil avhenge av midlere vannstand og størrelsen på vannstandsvariasjonene i Tosekilen, og vil derfor variere over tid. Ved normalvannstand vil dempningen være anslagsvis halvparten av det som er vist i **Figur 24** for dagens bunntopografi, og forbedringspotensialet ved utdyping av kanalen tilsvarende mindre.



Figur 24. Resultater fra beregning av vannstand inne i Hunnbunn fra den hydrauliske kanalmodellen. Den blå kurven viser vannstanden på utsiden av Hunnbunn. Rød kurve er beregnet vannstand på innsiden med dagens kanaltopografi. Oransje kurve viser beregnet vannstand på innsiden når kanalen er gravd ut til 2 m terskeldyp. Grønn kurve viser beregnet vannstand på innsiden når kanalen er gravd ut til 2.5 m terskeldyp.

7. Sammenfattende vurderinger

Problemstillingen i denne rapporten har vært om vannutvekslingen i Hunnbunn blir bedre ved utgravning av Thalbergsundet, og om dette vil forbedre vannkvaliteten.

Først må det sies noe om den nåværende vannkvaliteten. I undersøkelsene fra overflatelaget fra 2007 (se kapittel 2) ble det trukket følgende konklusjoner:

1. Hele Hvaler og Singlefjordområdet er et område preget av store tilførsler av ferskvann og næringssalter, særlig nitrat. Rensing av lokale tilførsler til Hunnbunn vil ikke hindre påvirkning fra vannmasser utenfra med næringssalter som kan skape uønsket algevekst og eutrofieffekter.
2. Hunnbunn er et spesielt ømfintlig område for næringstilførsler.
3. Utslipps- og tilstandsdata tyder på at det er store tilførsler til enkelte steder i Hunnbunn, og særlig høye verdier er funnet ved utløpet av Brandstorpbecken.
4. Det vil være hensiktsmessig å redusere/minimalisere utslipp til området, spesielt utslipp av fosfor, da det fins en mulighet for å fosforbegrense primærproduksjonen.

De hydrokjemiske undersøkelsene i 2009 (se kapittel 4) viser et bilde av vannkvaliteten også i resten av vannmassene.

5. Under sprangsjiktet på 2.5 m er det i mai 2009 et lag med svært høy oksygenkonsentrasjon som også er til stede i august. Dette er en indikasjon på svært høy primærproduksjon. Et slikt lag ble også observert i juni 1999, men var da borte en måned senere. Det at målingene i 2009 viser en mer langvarig situasjon med høy primærproduksjon kan tyde på at situasjonen har forverret seg de siste 10 årene, selv om det er for lite data til å si noe sikkert om dette; det ville ha fordret et mer systematisk og langvarig måleprogram.
6. Konsentrasjonen av ammonium, fosfat og silikat er lav ned til det anoksiske laget som starter på omtrent 6 m. Etter dette øker det voldsomt til konsentrasjoner som er sammenlignbare med porevannet i sedimentene andre steder. Den skarpe gradienten gjør at det vil være en stadig tilførsel av næring oppover i vannmassene fra bunnlaget.

Dette siste punktet gjør at det kanskje ikke er mulig å fosforbegrense primærproduksjonen, men viser at det absolutt vil være hensiktsmessig å minimalisere næringstilførselen til bunnlaget.

Oppmåling av kanalen med ekkolodd antydte at terskeldypet inn til Hunnbunn er på 1.2 m. Det er en viss usikkerhet knyttet til dette, i og med at det ikke er helt sikkert at man målte det dypeste dypet på tvers av kanalen med de fire langsgående transektene. De hydrografiske målingene viser at det er et skarpt sprangsjikt i 2.5 m dyp, noe som antyder at terskeldypet i hvert fall er grunnere enn dette.

Vannstandsmålingene viser at vannstandsendingene inne i Hunnbunn er dempet til 85 % av svingningene på utsiden av kanalen. Høyvann på innsiden er forsinket med litt under en time, mens lavvannet på innsiden er enda noe mer forsinket (med litt over en time). Volumet av vannet som strømmer inn og ut igjen gjennom kanalen i løpet av en tidevannsperiode varierer mellom 165 og 417 000 m³. Hvis det ikke hadde vært noen demping i kanalen, kunne dette tallet vært 10-20 % større. NIVAs hydrauliske kanalmodell beregner at dersom kanalen fordypes i midten av kanalen til 2.0 m, økes volumtransporten gjennom kanalen med 13 % i forhold til dagens nivå år vannstanden er slik at dempingen i dag er ca. 20 %. Dette innebærer å grave ut omtrent 17000 m³ med masse. Fordypes midten av kanalen til 2.5 m, økes volumtransporten med 18 %. Dette innebærer å grave ut omtrent 33 000 m³ med masse.

Selv om det volumet som pumpes inn og ut av Hunnbunn med tidevannet økes, så er det ikke sikkert at dette forbedrer vannkvaliteten, siden mye av næringssaltene som gir algevekst i det produktive laget

sannsynligvis kommer fra vannmasser som befinner seg under det skarpe sprangsjiktet inne i Hunnbunn. En fordypning av terskeldypet i kanalen kan få en positiv effekt ved at man da trekker med saltere og tyngre vann fra utsiden ved innstrømninger. Sprangsjiktet vil da kunne bli noe dypere, og kanskje med mindre tetthetsforskjell mellom overflatelag og dypere lag. Vertikalblandingen kan i så fall bli bedre, og hvis det anoksiske laget får mindre omfang (volum og bunnareal), vil det redusere frigjøringen av fosfor i dyplagene. På den annen side vil dypere kanal også kunne gi innstrømning av tyngre vann enn før i situasjoner som gir dypvannsfornyelse i Hunnbunn, slik at også dypvannet blir noe saltere og tyngre; det kan virke i motsatt retning, eller iallfall redusere effekten av saltere overflatelag. I hvor stor grad vannkvaliteten da vil forbedres er vanskelig å anslå, med tanke på de svært høye konsentrasjonene av næringssalter som fins i bunnlaget. Målingene kan tyde på at situasjonen har forverret seg fra 1999 til 2009, og det kan tenkes at situasjonen forverres ytterligere hvis det ikke settes inn tiltak. Hvis det er mulig å redusere tilførselen av næringssalter til Hunnbunn, vil det være mer sannsynlig at vannkvaliteten forbedres, enn om man graver ut kanalen men ikke reduserer utslippene.

Referanser

Bokn, T. (1978). "Use of benthic algae classes as indicators of eutrophication in estuarine and marine waters." Aarb. Norsk Inst. Vannforsk. **59**(1979).

Chadwick, A, Morfett, J. og Borthwick, M (2004): Hydraulics in Civil and Environmental Engineering, Fourth edition, Spon Press.

Dragsund E et al. (2006). Overvåking av eutrofitilstanden i Ytre Oslofjord, femårsrapport 2001-2005, Rapport Nr 2006-0831, Det Norske Veritas

Harlin, M. M. (1995). Changes in major plant groups following nutrient enrichment. Eutrophic shallow estuaries and lagoons. A. J. McComb. Boca Raton, Fl (Usa), Crc Press: 173-187.

Klavestad N. (1954) En undersøkelse av vegetasjonen og hydrografiske forhold I Hunnbunnen I Østfold, Hovedoppgave i botanikk, Universitetet i Oslo, sider 172.

Klavestad N. (1957). An ecological study of the vegetation in Hunnbunn, an old oyster poll in south-eastern Norway. Nytt Magasin for Botanikk 5: 63-100.

Klavestad N (1964). Further observations on the algal vegetation in Hunnbunn, south-eastern Norway. Nytt Magasin for Botanikk 11: 143-150.

Moy F, Aure J, Dahl E, Green N, Johnsen TM, Lømsland ER, Magnusson J, Omli L, Olsgaard F, Oug E, Pedersen A, Rygg B, Walday M. 2004. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Årsrapport for 2003. SFT-rapport 901/04. TA-2025/2003. NIVA-rapport 4841. 79s.

Moy FE, J Aure, E Dahl, T Falkenhaus, N Green, T Johnsen, E Lømsland, J Magnusson, A Pedersen, B Rygg, M Walday og H Nilsson. 2006. Langtidsovervåking av miljø-kvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2005. TA-2196/2006. NIVA-rapport 5286.

Pihl, L., A. Svenson, et al. (1999). "Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure." J. Sea Res. **41**(4): 281-294.

Strøm, T.-E. (2001) Hydrografi og masseoppblomstring av stresstolerante grønnalger i Hunnbunnen en poll i Østfold, Cand. Scient-oppgave i limnologi, Universitet i Oslo.

Strøm, T.-E. and D. Klaveness (2003). Hunnebotn: a seawater basin transformed by natural and anthropogenic processes. Estu.Coast. Shelf Sci. - **56**(- 5-6): 1177 - 1185.

Vedlegg A. Måledata 6. mai 2009

Tabell 5. *Vannprøver analysert ved NIVAs laboratorium.*

Stasjon	Navn	Dato	Tid	Bredde	Lengde	Dybde (m)	PO4-P- Sj (µg P/l)	NH4-N-Sj (µg N/l)	9NO3+NO2- N (µg N/l)
To4	Tosekilen	06.05.2009	11:30	59.1624	11.1105	0.5	2	23	150
						5	2	21	135
						6	2	23	82
						9.8	4	39	59
Hu6	Hunnbunn	06.05.2009	13:30	59.20868	11.07035	1.1	2	12	67
						4.5	202	6	<1
						6.1	1300	1600	<1
						9.7	1980	6700	<1

Tabell 6. *Oksygenprøver tatt 6. mai 2009 på stasjon Hu6.*

Dybde (m)	O2 flasknr.	O2 Winkler	O2 Optode
9.6	1	-1.3	0.27
7	2	-1.3	0.13
6.5	3	-1.3	0.04
6.25	4	-1.3	-0.007
6	5	-0.3	-0.16
5.75	6	12.4	6
5.5	7	38.6	24
5.25	8	63.0	100
5	9	251.3	230
4.5	10	428.6	365
3.5	11	667.1	644
2	12	283.7	285
0.5	13	292.8	294

Vedlegg B. Måledata 19. august 2009

Tabell 7. Kjemiske prøver tatt 19. august 2009 på stasjon Hu6 i Hunnbunn.

Flaske nr.	Trykk (dBar)	Temperatur (°C)	Saltholdighet	Tetthet (σ -t)	Oksygen (μ M) Optode	Oksygen (μ M) Winkler	Fosfat PO4 (μ M)	Silisium Si (μ M)	Nitrat NO3 (μ M)	Nitritt NO2 (μ M)	Ammonium NH4 (μ M)	Hydrogen-sulfid H2S (μ M)
1	1.05	18.609	11.161	6.975	250	266.792	0.13090	11.2809	0.82001	0.11455	1.15072	
2	2.04	18.722	11.547	7.243	261	266.792	0.09817	13.6647	0.06717	0.11455	1.18745	
3	2.58	19.095	19.007	12.820	270	275.042	0.14181	13.5203	0.00961	0.14615	1.24866	
4	3.03	20.543	27.076	18.592	265	270.917	0.08727	11.9833	0.12868	0.07900	1.28538	
5	4.02	19.183	28.005	19.639	465	481.297	0.33816	10.6117	0.09482	0.08690	0.97934	
6	5.01	15.545	28.703	21.008	168	155.374	5.44324	19.7509	0.13263	0.07505	1.32211	
7	5.64	13.622	29.093	21.702	125	39.0708	5.62868	24.4706	0.37191	0.04345	13.03746	
8	6.09	12.425	29.185	22.000	30	54.5152	2.57436	50.3576	0.41198	0.05530	16.64878	0.51572
9	6.53	11.477	29.270	22.236	0	0	28.96151	76.0395	0.30250	0.08690	35.99074	0.74862
10	7.07	10.812	29.331	22.397	0	0	46.63294	152.859			70.08401	395.105
11	8.06	9.744	29.531	22.726			51.43259	193.445				474.126
12	9.05	9.417	29.679	22.892			53.34154	205.421				505.318
13	10.04	9.300	29.741	22.958			51.59621	243.709				673.758

Tabell 8. Kjemiske prøver tatt 19. august 2009 på stasjon Hu6 i Humnbunn.

Flaske nr.	Trykk (dBar)	Temp-eratur (°C)	Salt-holdighet	Tetthet (σ -t)	Fe(II) (μ M)	Fe(III) (μ M)	SPM (mg/l)	Oksygen (ml/l)	Oksygen overmetning (%)	Oppløst mangan Mn-dis (μ M)	Partikulært mangan Mn-par (μ M)
1	1.05	18.609	11.161	6.975	0.04783	0.04384	1.21	5.97	96.24	0.88149	
2	2.04	18.722	11.547	7.243	0.04783	0.03551	1.77	5.97	96.68	0.60102	
3	2.58	19.095	19.007	12.820	0.05580	0.05254	0.58	6.16	104.96	0.88149	
4	3.03	20.543	27.076	18.592	0.03986	0.06014	1.05	6.07	111.46	6.89164	
5	4.02	19.183	28.005	19.639	0.02391	0.00942	3.29	10.78	194.08	3.64616	2.70457
6	5.01	15.545	28.703	21.008	0.05580	0.01087	5.29	3.48	58.60	0.82139	1.08183
7	5.64	13.622	29.093	21.702	0.07174	0.00000	3.87	0.87	14.20	1.16196	2.46416
8	6.09	12.425	29.185	22.000	0.06377	0.00290	11.22	1.22	19.33	1.46247	3.72630
9	6.53	11.477	29.270	22.236	0.06377	0.01123	3.96	0.00	0.00	8.41422	10.89841
10	7.07	10.812	29.331	22.397	1.41884	0.41449	3.83	0.00	0.00	10.75818	2.08352
11	8.06	9.744	29.531	22.726				0.00	0.00	5.26890	1.40237
12	9.05	9.417	29.679	22.892				0.00	0.00	5.93002	0.28047
13	10.04	9.300	29.741	22.958				0.00	0.00	5.72968	1.00169

Vedlegg C. Beskrivelse av NIVAs kanalmodell

Innledning – generell beskrivelse

Kanalmodellen beregner tidsforløpet for vannstandsvariasjon i et innelukket basseng på innsiden av en kanal som funksjon av vannstandsendinger på utsiden. Trykkdrevet transport mellom et ytre område og et avlukket område innenfor drives av varierende vannstand på utsiden. For et ganske åpent system vil vannstanden på innsiden følge vannstanden på utsiden med liten dempning. Hvis det er en kanal som begrenser transporten, vil variasjonen på innsiden være dempet og forsinket i forhold til variasjonen på utsiden. Strømmen ut eller inn gjennom kanalen er bestemt av vannstandsforskjellen mellom området på innsiden og utsiden. Vannstanden på innsiden av kanalen beregnes ved å integrere strømmen inn i og ut av bassenget over tid.

Hvis kanalen har lite overflateareal sammenlignet med området innenfor, vil strømmen gjennom kanalen tilpasse seg raskt, slik at strømmen er omtrent stasjonær ved hvert tidspunkt. Det vil si at volumtransporten er omtrent den samme i alle tverrsnitt, slik at endring av vannvolumet i kanalen er langsom sammenlignet med volumtransporten gjennom kanalen. Strømmen gjennom kanalen går ved hvert tidspunkt fra høyeste til laveste vannstand, og strømmen inn i kanalen drives av et fall i vannstand ved kanalåpningen. Derfra varierer vannstanden videre slik at trykkgradienten svarer til energitap ved friksjon mot bunnen (dissipert ved turbulens i vannet) og variasjoner i hastighet gitt av variasjon i strømmingstverrsnitt.

Stasjonært strømbilde ved gitt vannstand på utsiden og innsiden beregnes ved å iterere til en gjennomstrømning hvor det samlede vannstandsfallet svarer til forskjellen mellom det ytre og indre området. Det gjøres ved å variere vannstandsfallet ved innstrømningen inn i kanalen. Ved å øke fallet vil også fluksen øke, inntil en evt. får kritisk strøm på et punkt i kanalen. En situasjon med kritisk strøm representerer en maksimal fluks gjennom kanalen.

Ved stasjonær strøm gjennom en kanal uten friksjon og energi tap skal summen av kinetisk energi og potensiell energi være konstant. I et reelt tilfelle, med bunnfriksjon som gir turbulens og energitap, skal summen av kinetisk og potensiell energi avta i strømrørningen slik at reduksjonen tilsvarer energitapet. Det formuleres slik:

$$\frac{d}{dx} \left(\rho g h + \rho \frac{\alpha V^2}{2} \right) = -f \rho \frac{V^2}{2R}$$

Venstre side viser hvor mye samlet energi endres pr. avstand x i strømrørningen, mens høyre side er friksjonstapet. Første ledd i parentes på venstre side er den potensielle energien, mens det andre leddet er kinetisk energi. I denne ligningen er:

ρ = vannets tetthet (masse/volum)

g = gravitasjonskonstanten (9.81 m/s²)

h = høyden av overflaten i forhold til et (vilkårlig) konstant nivå

α = Formfaktor for hastighetsprofilen², ofte mellom 1.05 og 1.15

V = midlere strømhastighet over strømtverrsnittet (m/s)

f = friksjonskoeffisient (dimensjonsløst forholdstall)

R = hydraulisk radius, som er forholdet mellom tverrsnittsareal og våt periferi langs bunn og sider på tvers av kanalen. For et bredt rektangulært tverrsnitt er R tilnærmet lik dybden av vannstrømmen.

Koeffisienten f må bestemmes ved iterasjon som implisitt funksjon av V og R . Det er beskrevet senere, i et eget underkapittel.

Trykktap ved brå tverrsnittsutvidelser eller brå endringer av strømrøtning, som begge kan gi spesielt stor turbulens med dissipering av energi, er ikke tatt hensyn til. Det måtte eventuelt modelleres som hydrauliske sprang eller diskrete tapsledd.³

Ved å dele alle ledd på den konstant faktoren ρg (variasjoner i vannets tetthet neglisjeres), blir ligningen:

$$\frac{dh}{dx} + \frac{\alpha}{2g} \frac{dV^2}{dx} = -f \frac{V^2}{2gR}$$

Vi regner med at gjennomstrømmingen er mye større enn endring av samlet vannvolum i kanalen over tid, dvs. at vi antar samme volumgjennomstrømning Q (m³/s) i alle tverrsnitt over hele kanalens lengde. Kanalens strømtverrsnitt A er gitt som en variabel funksjon av vannstand og posisjon langs kanalen, og ved å sette inn $V = Q/A$ i ligningen får vi:

$$\frac{dh}{dx} - \frac{\alpha Q^2}{gA^3} \frac{dA}{dx} = -f \frac{V^2}{2gR}$$

eller

$$\frac{dh}{dx} - \frac{\alpha Q^2}{gA^3} \left(\frac{\partial A}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial h} \frac{dh}{dx} \right) = -f \frac{V^2}{2gR}$$

Her er dh/dx endring i vannstand pr. lengde i x-retning, $\partial A/\partial h$ er endring av tverrsnittsareal med hensyn på h for gitt x , og $\partial A/\partial x$ er endring av tverrsnittsareal i x-retning når vannstand h holdes konstant. Endring i kinetisk energi langs kanalen er altså en funksjon av hvordan tverrsnittsarealet varierer i x-retningen, og det er sammensatt av hvordan arealet endres ved konstant vannstand (bredde/dyp), og hvordan arealet avhenger av vannstanden.

² Formfaktoren er en korleksjon for å ta hensyn til at hastigheten ikke er konstant, men avtar mot bunn og mot sidene av kanalen, slik at gjennomsnittshastigheten ikke gir et helt riktig mål på bevegelsesenergien.

³ Selv om Thalbergsundet har en markert innsnevring på ett sted, anslås det å ikke bety så mye for det samlede energitapet, og effekten blir inkludert tilnærmet likevel fordi friksjonen tilpasses empirisk til observert demping.

Ligningen kan omorganiseres til

$$\left(1 - \frac{\alpha V^2}{gA} \cdot \frac{\partial A}{\partial h}\right) dh = \left(\frac{\alpha V^2}{gA} \cdot \frac{\partial A}{\partial x} - f \frac{V^2}{2gR}\right) dx \quad ; \quad \text{hvor hastigheten } V = \frac{Q}{A^2}$$

og den kan da brukes til å integrere vannstandsvariasjonen gjennom kanalen for stasjonær strøm med konstant volumfluks Q langs kanalen.

Hvis tverrsnittsarealet, og dermed hastigheten er konstant i x -retningen, dvs. $dA/dx = 0$, har strømmen sin naturlige dybde, dvs. at endringen i trykkenergi svarer nøyaktig til friksjonstapet:

$$\frac{dh}{dx} = -f \frac{V^2}{2gR}$$

For en rektangulær kanal med konstant bredde B og bunnhelning $\partial z_0/\partial x = I_0$ er $\partial A/\partial h = B$ og $\partial A/\partial x = BI_0$. Ligningen kan da skrives som den vanlige hydrauliske differensialligningen for total høyde $H = h + z_0$ av vannoverflaten over bunnen (Bunndyp z_0 er definert så den øker nedover fra samme null-nivå som for h , som øker oppover):

$$\left(1 - \frac{\alpha V^2}{gH}\right) dH = \left(I_0 - f \frac{V^2}{2gR}\right) dx$$

Beregning av vannstandsvariasjon ved integrasjon av volumtransport over tid

Vannstand på utsiden av kanelen er spesifisert som en funksjon av tid, og er derfor kjent ved alle tidspunkt. I modellberegningene er det brukt en modifisert sinusfunksjon som gir skarpere vendepunkter og mer rettlinjert forløp mellom vendepunktene enn en ren sinusfunksjon. Det stemmer bedre med det observasjonene viser. Funksjonen er

$$h(t) = h_0 + A \cdot \sin(2\pi t/T) \cdot \left(\frac{c-1}{c + \cos(4\pi t/T)}\right)^{0.6} \quad \text{hvor } c=4$$

Vannstand på innsiden integreres over tid som funksjon av strømmen gjennom kanalen. Til å integrere over tid brukes en 2. ordens Runge-Kutta metode, såkalt forbedret Euler-integrasjon⁴:

1. For hvert tidsskritt beregnes først strøm ved begynnelsen av tidsskrittet ut fra gitte verdier av vannstand på utsiden og innsiden.
2. En foreløpig verdi for vannstand på innsiden ved slutten av tidsskrittet bestemmes ved 1. ordens integrasjon av strømmen fra trinn 1 over tidsskrittet.

⁴ Differensialligningen $dy/dt = f(t, y)$ integreres numerisk ved $y_{t+\Delta t} = (f(t, y_t) + f(t + \Delta t, y_t + f(t, y_t)\Delta t))\Delta t/2$

3. Foreløpig vannstandsverdi på innsiden fra trinn 2 brukes sammen med gitt vannstand på utsiden til å beregne en foreløpig verdi for strømmen ved slutten av tidsskrittet.
4. Beregnet strøm ved start og slutten av tidsskrittet fra trinn 1 og 3 kombineres i en mer nøyaktig 2. ordens beregning av vannstanden på innsiden ved slutten av tidsskrittet.

I punkt 1 og 3 beregnes strømmen gjennom kanalen som øyeblikksverdier ved gitt vannstand på innsiden og utsiden. Dette er nærmere beskrevet i neste avsnitt.

Beregning av strøm ved gitte vannstands nivåer

Stasjonær strøm gjennom kanalen med gitt vannstand på utsiden og innsiden beregnes ved en iterativ interpolasjonsprosess som leter frem en løsning hvor vannstandsvariasjon langs kanalen stemmer overens med vannstand i de to bassengene.

Strømmen inn i kanalen drives av en trykkforskjell pga. senkning av vannspeilet fra området med høyest vannstand inn i starten av kanalen; reduksjonen i potensiell energi pga. vannspeilsenkningen omsettes i kinetisk energi. Hastigheten i det området vannet strømmer inn fra antas å ikke bety noe for energibalansen. Med gitt vannspeilsenkning er volumfluksen inn i kanalen bestemt, og vannstandsvariasjonen videre innover langs kanalen beregnes da ved å integrere differensialligningen for dh/dx i x -retning med konstant volumfluks Q . En slik integrasjon ender med en beregnet vannstand i den enden av kanalen hvor det strømmer ut.

Jo mer vannspeilet senkes ved innstrømningen, jo større blir volumfluksen, og jo større blir også den videre vannstandssenkningen langs kanalen ved stasjonær strøm. Iterasjonsprosessen søker en løsning hvor vannstand ved utstrømning av kanalen er den samme som i det området strømmen går til. Dette gjøres ved å variere senkning av vannstand ved innstrømning, slik at øvre og nedre grenser for vannspeilsenkning og strøm bestemmes, og deretter innsnevre dette intervallet ved suksessiv interpolasjon, inntil løsningen til slutt er definert med spesifisert nøyaktighet.

Beregning av vannstandsvariasjon langs kanalen for en valgt verdi av vannstandsinkingen i innstrømmende ende gjøres som beskrevet i neste avsnitt.

Beregning av vannstandsvariasjon langs kanalen ved stasjonær strøm

Utgangspunktet er en gitt senkning Δh av vannspeilet fra bassenget med høyest vannstand h_0 inn i kanalen. Det gir en hastighet $V_0 = \sqrt{2g \cdot \Delta h}$ i innstrømningstverrsnittet i kanalen, og en volumfluks $Q_0 = V_0 A(0, h_0 - \Delta h)$ hvor $A(x, h) =$ strømtverrsnitt ved posisjon x for vannstand h .

Vannstandsvariasjonen videre langs kanalen ved stasjonær strøm, dvs. konstant volumfluks langs kanalen, er gitt av den hydrauliske ligningen som er beskrevet tidligere. Den kan skrives

$$(1 - F^2) \cdot dh = E \cdot dx \quad \text{med} \quad F^2 = \frac{\alpha Q^2}{gA^3} \cdot \frac{\partial A}{\partial h} \quad \text{og} \quad E = \frac{Q^2}{gA^2} \left(\frac{\alpha}{A} \cdot \frac{\partial A}{\partial x} - \frac{f}{2R} \right)$$

Så lenge $F < 1$ kan vannstanden integreres langs x ; ved enkel Euler-integrasjon blir det:

$$h(x + dx) = h(x) + \left(\frac{E}{1 - F^2} \right) dx$$

Arealet endres i lengderetning som funksjon av kanalens topografi og vannflatens helning:

$$\frac{dA}{dx} = \frac{\partial A}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial h} \frac{dh}{dx} = \frac{\partial A}{\partial x} + \frac{\partial A}{\partial h} \frac{E}{1-F^2}$$

Skrittlengden Δx begrenses slik at relativ endring av hastighet (Q/A) ved 1. ordens integrasjon holdes innenfor en definert grense r :

$$\left| \frac{d}{dx} \left(\frac{Q}{A} \right) \Delta x \right| = \left| \frac{Q}{A^2} \frac{dA}{dx} \right| < r \frac{Q}{A}$$

dvs.

$$|\Delta x| < r \frac{A}{dA/dx}$$

og slik at F ikke endres ut over kritisk strøm.

Endring av F med x :
$$\frac{dF}{dx} = \frac{\alpha Q^2}{gA^3} \left(-\frac{3}{A} \frac{dA}{dx} \frac{\partial A}{\partial h} + \frac{d}{dx} \left(\frac{\partial A}{\partial h} \right) \right)$$

Hvis $F < 1$ er det underkritisk strøm⁵. Vannspeilet heller oppover i x -retning hvis arealet ved gitt vannstand øker tilstrekkelig med x slik at overgangen fra kinetisk til potensiell energi er større enn friksjonstapet. Hvis ikke, vil vannspeilet helle nedover, og da kan F øke med x , dersom friksjonen er sterk nok.

Integrasjonen går skrittvis innover i kanalen:

- I starten av hvert lengdeskritt hentes verdier for A , $\partial A/\partial x$, $\partial A/\partial h$ og $\partial A/\partial h$ fra den topografiske beskrivelsen
- Deretter beregnes F og E Hvis $F \geq 1 - \varepsilon$, hvor ε er en liten numerisk toleranse, avbrytes videre integrasjon, og spesifisert vannstandssenkning ved innstrømning brukes videre som en øvre grense. Dette drøftes nærmere nedenfor.
- Hvis $F < 1$ beregnes dA/dx , og tillatt tidsskritt beregnes ut fra begrensning på relativ hastighetsendring, eller ut fra avstand til neste punkt i topografitabellen vis det er kortere.
- Vannstand h integreres langs lengdeskrittet ved 2.ordens integrasjon.
- Topografiske data hentes for slutten av lengdeskrittet, og ny verdi på F beregnes.
- Hvis integrasjonen gir $F > 1$ i slutten av et tidsskritt det beregnet på nytt fra starten av tidsskrittet med kortere skrittlengde, og det justeres inntil en får en F som er $\leq 1 + \varepsilon$.

⁵ For et rektangulært tverrsnitt med høyde H er F det vanlige Froude-tallet: $F = V/\sqrt{gH}$

Dersom det for en verdi av vannspeilsenkningen blir kritisk strøm på et punkt i kanalen, vil det si at det er et kontrollerende tverrsnitt ved gitt volumfluks, og en slik strøm kan bare realiseres dersom det ikke er noen tilbakevirkning fra området nedstrøms dette punktet. Den beregnede volumfluksen er da en ny øvre grense for hva som kan strømme gjennom kanalen. Prosedyren vil fortsette med å variere vannspeilsenkning og strøm under denne grensen, og kan eventuelt støte på nye punkter med kritisk strøm lenger ut i strømrørningen. Iterasjonen vil uansett stoppe når det blir tilstrekkelig liten forskjell mellom nedre grense og øvre grense. Nedre grense vil alltid være en situasjon med underkritisk strøm i alle tverrsnitt.

Beregning av friksjonskoeffisient

Overgang mellom laminær og turbulent strøm i en åpen kanal styres av Reynolds tall $\mathbf{R}=VR/\nu$, hvor V =hastighet, R =hydraulisk radius, og ν = kinematisk viskositet. For $\mathbf{R}\leq 500$ regnes strømmen alltid å være laminær, og for $\mathbf{R}>1000$ er den alltid turbulent (Chadwick et al. 2004). Vannets viskositet er omtrent $\nu\cong 1.2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, dvs. at strømmen er turbulent hvis $V\cdot R > 0.0012 \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Det vil være tilfelle såfremt $V > 1 \text{ cm/s}$ og $R > 12 \text{ cm}$, dvs. for de fleste interessante situasjoner.

For laminær strøm beregnes friksjons-koeffisienten direkte til å være $f = 5/\mathbf{R}$ (tallverdien varierer mellom 4 for rørstrømning og 6 for strøm i en plan spalte), dvs. at $f \cdot V^2 = 5\nu \cdot V/R$.

For turbulent strøm er friksjonskoeffisienten f gitt som funksjon av hydraulisk radius (R), absoluttverdien av hastigheten (V) og viskositet (ν) og ruhet (k) ved den implisitte formelen:

$$\sqrt{\frac{2}{f}} = 6.4 - 2.45 \ln\left(\frac{k}{R} + \frac{4.7\nu}{VR\sqrt{f}}\right)$$

Siden friksjonskoeffisienten multipliseres med kvadratet av hastigheten i uttrykket for friksjonstapet, er det like greit å skrive om formelen til en ligning for størrelsen $S = V\sqrt{f}$ og iterere til S direkte. Ligningen blir da:

$$\frac{S_0}{S} = \left(a - b \cdot \ln\left(1 + \frac{c}{S}\right) \right)$$

med positive konstanter $S_0 = V \cdot \sqrt{2}$; $a = 6.4 + b \cdot \ln(R/k)$; $b = 2.45$; $c = 4.7\nu/k$

En øvre grense for S finnes ved å utnytte at $\ln(1+x) < x$ for $x > 0$; det betyr at løsningen S må oppfylle ulikheten $(a - b \cdot c/S) < S_0/S$, som medfører at $S < (S_0 + bc)/a$.

Nedre grenser for S kan finnes på flere måter. For det første må $S > 0$, og det betyr at også høyre side i ligningen for S er > 0 , altså må $S > c/(\exp(a/b) - 1)$. En kan også utnytte at $\ln(1+x) > 0$ for $x > 0$, det gir ulikheten $a > S_0/S$, altså må $S > S_0/a$. Den største av disse to verdiene brukes som utgangspunkt for iterasjonen. Øvre og nedre grense S_{\min} , S_{\max} innskrenkes ved å beregne nye grenseverdier:

$$S_1 = \sqrt{S_{\min} S_{\max}} \quad \text{og} \quad S_2 = S_0 / [a - b \cdot \ln(1 + c/S_1)]$$

De to verdiene vil ligge på hver sin side av sann verdi, men nærmere, og erstatter S_{\min} , S_{\max} før neste iterasjonstrinn.

Beskrivelse av lednings- eller kanal-tverrsnitt

Modellen trenger informasjon om tverrsnittsareal, hydraulisk radius, største dyp og middeldyp for ulike punkter langs ledningen eller kanalen, og for vilkårlig vannstand.

Det antas nedenfor at variasjonen er gradvis, slik at den ikke gir diskontinuitet i form av hydrauliske sprang eller diskrete tap, og at friksjonsformelen er som for stasjonær strøm i konstant tverrsnitt.

Innlest beskrivelse av kanaltopografi

Kanalen beskrives ved en tabell hvor hver linje inneholder:

$$x, y_0, [(y_i, z'_i), i=1,n], y_{n+1}$$

x = avstand langs kanalen

y_0 og y_n er lateral posisjon for kanalbreddene ved normalvannstand 0.

y_i, z'_i er posisjon og dyp for n punkter i kanaltverrsnittet.

Preprosessering av kanalbeskrivelse

Kanalbeskrivelsen leses inn og preprosesserer for hvert tverrsnitt:

Først lages et array z_k av alle ulike z -verdier i beskrivelsen av tverrsnittet, med z_0 = maksimalt dyp, og ellers sortert etter avtagende dyp, avsluttet av $z=0$ (maksimalt $n+1$ verdier).

Deretter beregnes:

- Brekke B_k og våt periferi P_k ved alle dyp z_k
- Endring av våt periferi med dyp $(dP/dz)_{k-1}$ for alle intervaller $[z_{k-1}, z_k]$
- Økning av bredde med dyp $(dB/dz)_{k-1}$ for alle intervaller $[z_{k-1}, z_k]$
- Tverrsnittsareal A_k under z_k for all k .
- Ovenfor minste dyp ($z < z_0$) antas loddrett sidevegg: $(dP/dz)_{-1} = 2$ og $(dB/dz)_{-1} = 0$

Beregning underveis i simuleringen

De tabellene som er beregnet i preprosesseringen brukes underveis i simuleringen til å beregne areal, bredde og hydraulisk radius for vilkårlig z . Hvis $z_{k-1} < z \leq z_k$:

$$\text{Areal:} \quad A(z)_{k-1} = A_k + \left(B_k + \left(\frac{dB}{dz} \right)_{k-1} \frac{(z_k - z)}{2} \right) \cdot (z_k - z)$$

$$\text{Våt periferi:} \quad P(z)_{k-1} = P_k + \left(\frac{dP}{dz} \right)_{k-1} (z_k - z)$$

$$\text{Bredde:} \quad B(z)_{k-1} = B_k + \left(\frac{dB}{dz} \right)_{k-1} (z_k - z)$$

Hydraulisk radius beregnes som Areal/Våt periferi.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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