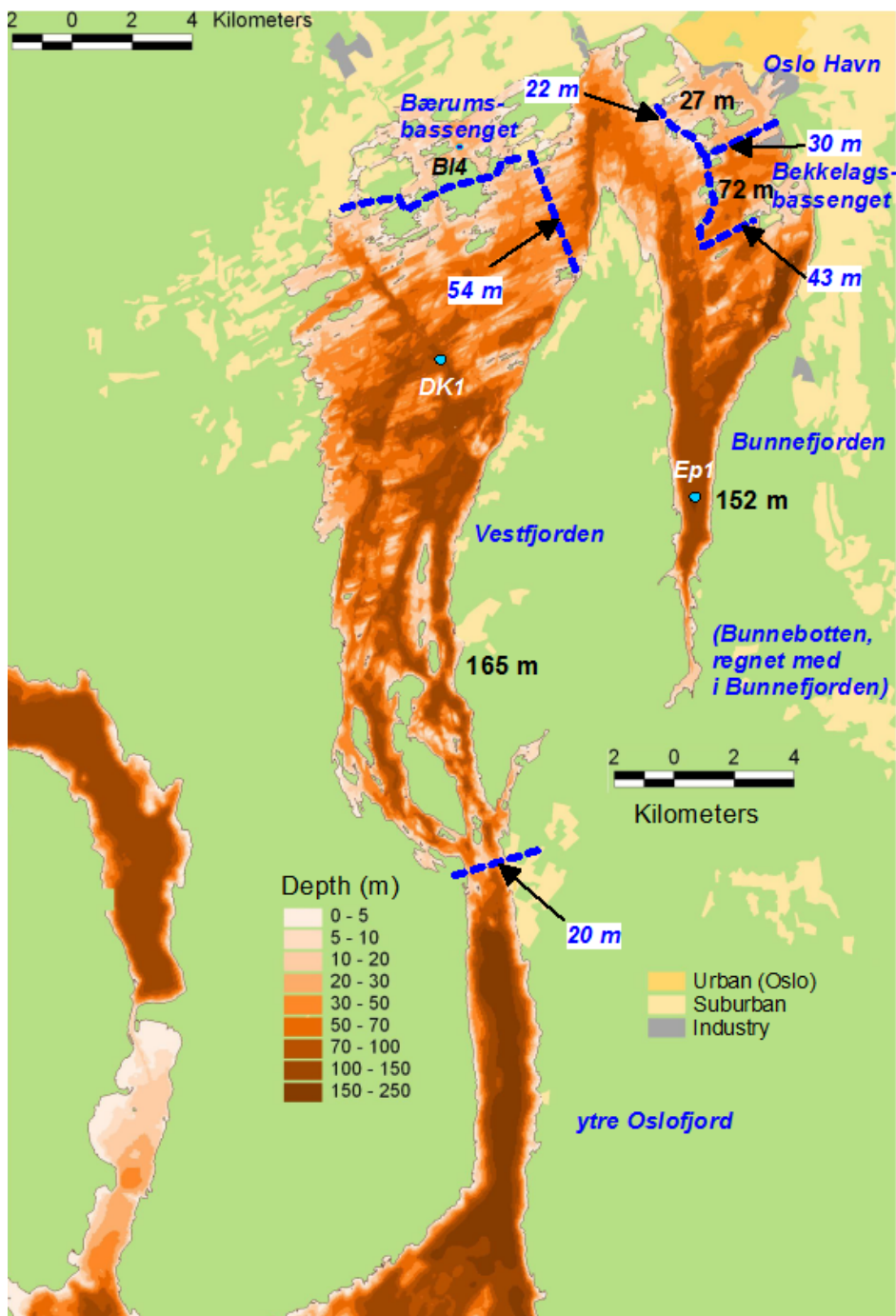


Strategi 2010. Effekter på indre Oslofjord av endrede tilførsler og tiltak analysert ved hjelp av NIVAs fjordmodell. Fagrådsrapport 110



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
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 Strategi 2010. Effekter på indre Oslofjord av endrede tilførsler og tiltak analysert ved hjelp av NIVAs fjordmodell. Fagrådsrapport 110	Løpenr. (for bestilling) 6216-2011	Dato 17.7.2011
	Prosjektnr. Undernr. 10397	Sider Pris 87
Forfatter(e) Birger Bjerkeng	Fagområde Marin eutrofiering	Distribusjon
	Geografisk område Oslo, Akershus og Buskerud	Trykket NIVA
Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord	Oppdragsreferanse Fagrådets bestillingsnr. 29-10, bestillingsbrev av 24.8.2010	

Sammendrag

NIVAs fjordmodell er kjørt for ulike scenarier for å analysere effekten på fjorden av ventet fremtidig økt mengde avløpsvann pga. befolkningsvekst i Oslo-området, og spesielt for å se på en del av de tiltakene som er foreslått i Fagrådets rapport Strategi 2010, med fokus på oksygeninnholdet i dypere lag. Med dagens renskapasitet kan økt belastning i 2050 forverre oksygenforholdene i dypvannet i Bunnefjorden merkbart, og bringe situasjonen halvveis tilbake i retning av den mye dårligere tilstanden en hadde på 1970-tallet. Ved å bygge ut renskapasitet i takt med økt vannmengde kan mye av denne forverringen i Bunnefjorden unngås og i fjorden ellers kan det bli noe bedre oksygenforhold. Dette skyldes bedre dypvannutskifting pga. større vannmengder.

Det er viktig å opprettholde dyputslippet i Bekkelagsbassenget, men en fordeling av økte vannmengder mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden (dyputslipp på 100-150 m) vil gi vesentlig forbedring av forholdene i Bunnefjorden.

Tilførsel av ferskvann til dypere lag av Bærumsbassenget kan forbedre oksygenforholdene der vesentlig. Det har ingen positiv virkning å flytte utslipp av rensert kommunalt avløpsvann fra indre Oslofjord utenfor Drøbaksterskelen. Dersom en kan forbedre rensingen av avløpsvannet vesentlig i forhold til i dag (nitrogen, fosfor og organisk karbon) kan den positive effekten av økte dyputslipp forsterkes betydelig.

Denne studien gjelder bare endringer i utslipp av nitrogen, fosfor og organisk stoff under dagens klimatiske forhold, og omfatter ikke virkninger av andre typer forurensning eller mulige klimaendringer.

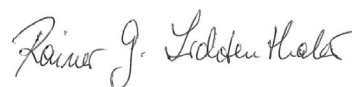
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Eutrofi	1. Eutrophication
2. Indre Oslofjord	2. Inner Oslofjord
3. Oksygen	3. Oxygen
4. Bassengmodell	4. Basin Model



Birger Bjerkeng
Prosjektleder



Dominique Durand
Forskningsleder



Rainer G. Lichtenthaler
Seniorforsker

Strategi 2010

Effekter på indre Oslofjord av endrede tilførsler og tiltak analysert ved hjelp av NIVAs fjordmodell

Forord

Denne rapporten er resultat av et oppdrag for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord, som oppfølging av arbeidet med Strategi 2010. Arbeidet ble påbegynt høsten 2010, og skulle vært avsluttet vinteren 2011, men viste seg å være mer krevende enn forutsatt, og det er derfor endelig avsluttet først nå. Modellresultater har vært presentert underveis på Fagrådets høstmøte 7. desember 2010, styremøte 3. mars 2011 og årsmøte 7. juni 2011. Gjennom disse møtene har det kommet verdifulle impulser og innspill til videre bearbeiding og drøfting av resultatene. Vi takker Fagrådet for godt samarbeid.

Oslo, 17. juli 2011

Birger Bjerkeng

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning.	10
2. Historisk utvikling i tilførsler og fjordtilstand – observasjoner og modellresultater	12
2.1 Historisk utvikling av tilførsler til fjorden	12
2.2 Endringer i fjordens tilstand over tid vist ved utvalgte overvåkningsdata og sammenlignet med modellkjøringer for historiske situasjoner.	13
2.2.1 Næringssalter i overflatelaget i hovedbassengene	13
2.2.2 Oksygeninnholdet i dypere lag i hovedbassengene	19
2.2.3 Oksygenforhold i Bærumsbassenget	29
3. Data og estimater for tilførsler – grunnlag for modellscenarier	31
3.1 Prognose for belastningsutvikling på renseanlegg fra Strategi 2010	32
3.2 Metode for beregning av tilførsler ved økt belastning på renseanleggene uten videre utbygging av rensekapasitet	32
3.2.1 Generell beskrivelse	32
3.2.2 Beregning av vannmengder i overløp og dyputslipp ved økt belastning	33
3.2.3 Beregning av stofftransporter i overløp ved økt belastning	34
3.2.4 Beregning av stofftransport i utslipp av behandlet vann etter økt belastning	35
3.3 Analyse av tilførselsdata for Bekkelaget renseanlegg (BRA)	36
3.3.1 Vannføring	36
3.3.2 Konsentrasjoner av næringssalter og oksygenforbruk	39
3.4 Analyse av tilførselsdata for Vestfjordens avløpsseksjon (VEAS)	43
3.4.1 Variasjon i vannmengder – fordeling på rensetrinn og utslipp	43
3.4.2 Konsentrasjoner og stofftransporter	48
3.5 Endring av tilførselstall ved økt belastning på Bekkelaget RA og VEAS med tilhørende overløp	52
4. Scenarier: spesifikasjoner og modellresultater	54
4.1 . Økning av tilførsler som tilsvarer situasjonen i 2030 og 2050	54
4.2 Endret dyp og geografisk plassering for utslipp av rensed avløpsvann	57
4.2.1 Utslipp til 100 og 150 meters dyp	57
4.2.2 Omplussing av utslipp til andre bassenger	60
4.3 Utslipp av ferskvann på dypt vann i Bærumsbassenget.	62
4.4 Andre scenarier med tiltak for reduksjon av tilførsler	63
4.5 Effekt av optimaliseringstiltak i avløpsnett og renseanlegg	67
5. Oppsummering og konklusjoner	69
5.1 Vurdering av modellen ut fra historiske situasjoner	69
5.1.1 Horisontal transport i overflatelaget - næringssalter i overflaten	69
5.1.2 Biologiske prosesser og dypvannsutskifting – oksygenforhold i dypere lag	69

5.2 Modellresultater for valgte scenarioer	70
5.3 Hovedkonklusjoner	73
6. Referanser	74
Vedlegg A. Forutsetninger og antagelser ved beregning av oksygenforbruk i modellen	75
Vedlegg B. Hovedtrekk ved måten tilførsler er spesifisert i modellen	76
Vedlegg C. Justering av tilførsler, samt endret fordeling pga. endret bassenginndeling	78
Vedlegg D. Justering av modelltilførsler ved ulike scenarioer for økt belastning på Bekkelaget RA og VEAS	79
Vedlegg E. Oversikt over modellscenarioer	81
Vedlegg F. Innlesing av modellparametre for scenarioer	82

Sammendrag

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord (Fagrådet) har bedt Norsk institutt for Vannforskning analysere effekten på fjorden av ventet økning av mengden kommunalt avløpsvann i perioden fram til 2050 pga. befolkningsveksten i Oslo-området, og i den sammenheng også en del av de tiltakene som er foreslått i Fagrådets rapport Strategi 2010. Analysen gjøres ved å kjøre NIVAs fjordmodell med ulike scenarioer som er gjennomgått i Strategi 2010.

Hvert scenario kjøres for en langvarig stasjonær tilstand mht. belastning på fjorden, dvs. uten tidstrend i tilførslene, bare med årstidsvariasjon og uregelmessige ("tilfeldige") variasjoner. Modellkjøringene tar altså sikte på å vise hva tilstanden ville bli over tid i ulike vedvarende uendrede tilførsels-situasjoner. Det er lagt vekt på oksygenforholdene i dypere lag i fjorden.

Historisk utvikling av tilførsler til indre Oslofjord

Tilførslene av fosfor (P) var på sitt høyeste omkring 1970 med omkring 700 tonn/år, men er siden redusert gjennom rens tiltak, slik at de nå er nede på samme nivå som rundt 1910-20, dvs. ca. 70 tonn/år. Tilførslene av nitrogen (N) er estimert å ha økt gradvis fra 600 tonn/år i 1910 til et maksimum på 5000 tonn/år omkring 1970, og siden redusert til omkring 2000-2500 tonn/år gjennom nitrogenfjerning på rensanleggene. Fram til første del av 1980-tallet gikk det meste ut i eller nær overflatelaget, slik at den biotilgjengelige delen av fosfor og nitrogen var tilgjengelig for algevekst, mens restutslippene fra rensanlegg nå går ut på 40-50 m dyp med innlagingsdyp 20-30 m. Utviklingen i utslipp av organisk stoff er ikke så godt kartlagt, men antas å ha hatt en lignende utvikling som nitrogen.

Sammenligning av modellresultat og historisk utvikling

Modellen er først kjørt for noen historiske situasjoner og resultatene sammenlignet med observerte data for å få grunnlag for å bedømme hvor troverdige modellresultatene er for de forskjellige fremtids-scenarioene. Det er da lagt vekt på forskjellen mellom utslippssituasjon på 1970-tallet og situasjonen etter år 2000, og det er sett spesielt på næringsstoffene N og P i overflatelaget og oksygeninnhold i dypere lag.

Modellresultatene for totalnitrogen i overflaten er 50-100 µg/l lavere enn observasjonene. Dette er omtrent som en må forvente, fordi modellen bare omfatter biologisk aktivt N, mens målingene av totalnitrogen også vil omfatte det som er lite biologisk aktivt. Når en tar hensyn til det, stemmer modellresultatene for totalnitrogen ganske godt med hensyn til nivåene, både for 1970-situasjonen og 2009-situasjonen.

For fosfor ligger modellkonsentrasjonene i 1970-situasjonen noe høyt, mens de stemmer godt for 2009-situasjonen. Det kan se ut til at modellen slik den er kjørt her ikke i tilstrekkelig grad gir nedtransport av fosfor til dypere lag ved store overflatetilførsler. Det peker på behovet for nærmere kalibrering av modellen for at den skal gjengi forskjellen mellom historiske situasjoner riktig.

For oksygen i dypere lag gir modellen i hovedtrekk en riktig beskrivelse av forskjellen mellom bassengene i fjorden og mellom ulike dyp, men forskjellen mellom 1970-situasjonen og 2009-situasjonen i modellresultatene er mindre enn det observasjonene gir et bilde av. Selv om det er usikkert hvor mye av de observerte endringene fra 1970-tallet til i dag som skyldes endrede tilførsler og utslippsforhold direkte, kan det være grunn til å anta at det er en underestimert endring i modellen. Hvis dette skyldes at modellen beregner for store oksygentilførsler til dyplagene, for eksempel pga. for stor vertikalblanding, vil vi vente at det samme gjelder forskjellen mellom fremtidsscenarioene. Hvis underestimeringen for de historiske situasjonene derimot skyldes for liten nedsynkning av oksygenforbrukende materiale ved store overflatetilførsler, vil det ikke gi samme feil i forskjellene mellom scenarioene, som stort sett dreier seg om endringer i dyputslipp. En eventuell underestimert med ca. 50 % ser særlig ut til å gjelde på mellomdyp, rundt ca. 40 m. På større dyp i Bekkelagsbassenget og i Bunnefjorden ser det ut til å være mindre avvik mellom observerte og modellsimulerte historiske endringer, mens det kan være et større avvik på stort dyp i Vestfjorden.

Analyse av tilførselsdata – faktorer for fremtidsscenarioer

I eksisterende modellversjon er tilførslene beskrevet med vannmengde og stofftilførsler gitt på månedsbasis som et midlere årsforløp, og med stokastiske ("tilfeldige") variasjoner for å gjenspeile realistiske variasjonsmønstre uten å gi noen reell historisk tidsserie. Disse tilførslene justeres med faktorer i de forskjellige scenarioene. Faktorene er bestemt ut fra en analyse av data fra perioden 2002-2009 for de to store renseanleggene, Bekkelaget renseanlegg på østsiden av fjorden og VEAS på vestsiden, med avløpsvannmengder i dag på hhv. 1300 og 3300 liter/s. Data omfatter vannstrømmer og stoffkonsentrasjoner i innløp, utløp og overløp. Sammen med prognoser for fremtidig utvikling i Strategi 2010 gir dette grunnlag for å sette opp fremtidsscenarioer for modellkjøringer. Prognosene tar hensyn til nylige utvidelser som er foretatt ved renseanleggene, og det er satt opp to alternative prognoser, en med videre utbygging av rensekapasitet i forhold til økt vannmengde, og en med større belastning på dagens anlegg uten videre utbygging.

For noen andre, mindre renseanlegg er det brukt samme faktorer som for Bekkelaget renseanlegg.

Tilførsler via elver og vassdrag utenom overløp er stort sett holdt som i dag i alle scenarioene, og de er derfor ikke analysert nærmere i denne rapporten. Mulige endringer i avrenning pga. fremtidig klimautvikling er ikke tatt med i beregningene; scenarioene har bare med virkningen av selve befolkningsøkningen under ellers uendrede forhold.

For Bekkelaget renseanlegg er det anslått at dyputslipp fra renseanlegget øker med ca. 67-110 % frem mot 2050, litt ulikt for vann og nitrogen, fosfor og organisk karbon og for alternativer med og uten videre utbygging av rensekapasitet. Etter at renseanlegget er utvidet fra 2010 kan overløpene pr. 2011 anslås til ca. 25 % av hva de var i perioden 2007-2009. De vil øke igjen frem mot 2050; til det dobbelte (50 % av overløp i 2007-2009) med videre utbygging av rensekapasitet og med en faktor 10 (til nesten 3 ganger overløpet i 2007-2009) uten økt rensekapasitet.

For VEAS er det anslått at dyputslippene øker med ca. 10-30 % frem mot 2050, varierende avhengig av utslippskomponent og utbyggingsalternativ. Etter at kapasiteten har blitt utvidet med et regnvannrensianlegg i 2009 kan overløpene pr. 2011 anslås til ca. 15 % av hva de var i perioden 2007-2008. De vil øke igjen frem mot 2050; med ca. 50 % (til 20-25 % av overløp i 2007-2008) med videre utbygging av rensekapasitet og med en faktor 5-7 (til omtrent det samme som overløpet i 2007-2009) uten økt rensekapasitet.

Modellresultater for fremtidsscenarioer

Økning av tilførsler frem til 2050 med dagens plassering av utslipp

I følge modellen får Bekkelagsbassenget litt bedre oksygenforhold ved økt belastning på Bekkelaget renseanlegg, med 0.2 til 0.4 ml/l, forutsatt at rensekapasiteten bygges ut i takt med belastningen. Det skyldes at vannmengden i dyputslippet øker, og derved også vannutskiftningen; dette påvirker dypvannet mer enn det økte oksygenforbruket pga. stofftilførsler.

I Bunnefjorden går resultatene litt i begge retninger, det kan bli en forverring på ca. 40 m dyp hvis det ikke bygges ut økt rensekapasitet, men en mulig forbedring hvis kapasiteten økes i takt med belastningen. På stort dyp kan en få økt H₂S-utvikling som tilsvarer oksyngjeld på ca. 1 ml/l, dvs. omtrent halvveis tilbake til det som forekom før år 2000, dersom det ikke bygges ut større rensekapasitet. Endringen kan reduseres til halvparten hvis rensekapasiteten bygges ut.

I Vestfjorden kan økte dyputslipp av rensset avløpsvann gi uendrede forhold eller litt bedre oksygenforhold i dypere lag, med opp mot 0.3 ml/l på ca. 40 m dyp dersom det er riktig at modellen underestimerer endringene med 50 %.

Utslipp av rensed avløpsvann til 100 og 150 meters dyp

I disse scenarioene sendes alt rensed avløpsvann ut på hhv. 100 eller 150 m dyp, i stedet for som i dag 40-50 m. Den geografiske fordelingen endres ikke, bortsett fra at utslippet fra Bekkelaget renseanlegg må flyttes over til Bunnefjorden fordi Bekkelagsbassenget bare er 70 m dypt.

Virkingen er størst i Bunnefjorden. Med utslippsdyp 100 m vil oksygenkonsentrasjonen i samme dyp holde seg over 1.5 ml/l, med årlige dypvannsfornyelser som i Vestfjorden. Hvis utslippsdypet øker til 150 m, blir forholdene på 100 m dyp enda noe bedre; da vil oksygenkonsentrasjonene holde seg over 2 ml/l. I Vestfjorden forutsier modellen mindre endringer; hovedvirkningen er at den årlige dypvannsutskiftningen kommer tidligere på året.

Scenarioene gir en klar forverring for Bekkelagsbassenget, fordi dyputslippet blir flyttet til Bunnefjorden, slik at den positive virkingen av økt vannutskiftning pga. dagens utslipp blir borte. Det er altså ikke tilrådelig å flytte alle dyputslipp ut av Bekkelagsbassenget, men det å flytte en del av utslippene i østre del av Indre Oslofjord ned på større dyp i Bunnefjorden kan være et effektivt tiltak for å forbedre forholdene der.

Omplassering av utslipp til andre bassenger

Det er kjørt tre ulike scenarioer, som går ut på å samle hovedutslippene fra renseanlegg i ett basseng, hhv. Vestfjorden, Bunnefjorden eller Bekkelagsbassenget, med omtrent uendret utslippsdyp, dvs. ca. 50 m. For samling i Vestfjorden innebærer dette alternativet økt utslippsdyp fra 42 m til 50 m.

Forskjellen mellom alternativene er størst for Bekkelagsbassenget. Samling av alt dyputslipp dit gir generelt en viss forbedring, med opp mot 0.3 ml/l på 60 m dyp, men noen år også lavere oksygeninnhold i Bekkelagsbassenget. Flytting av utslippene til ett av de andre bassengene gir vesentlig dårligere forhold i Bekkelagsbassenget enn i dag, med H₂S-utvikling slik en hadde før år 2000.

For Bunnefjorden er det mindre forskjeller, men forholdene blir noe bedre ved samling av utslippet i Bunnefjorden sammenlignet med samling i de to andre bassengene. Også for Vestfjorden blir forskjellene relativt små. For dette bassenget er det samling av utslipp i Bunnefjorden som gir best resultat.

Konklusjonen blir at det er viktig å beholde dyputslipp i Bekkelagsbassenget, og at det ikke er noen spesiell fordel for noen av de tre bassengene å samle utslippene i Vestfjorden. Det optimale kan være å omfordele avløpsvannet på østsiden av fjorden noe med en større andel til Bunnefjorden ettersom avløpsvannmengdene øker, evt. i sammenheng med et nytt Sentralrenseanlegg Øst.

Utslipp av ferskvann på dypt vann i Bærumsbassenget

Noen orienterende modellscenarioer er kjørt for å vise hvor store vannmengder som må pumpes ned for å forbedre forholdene i dypvannet. Resultatene indikerer at en kan få dominerende oksiske forhold ned til 16 m dyp ved å pumpe ned 0.12 m³/s. Med 0.48 m³/s blir det dominerende oksiske forhold ned til 26 m dyp.

Andre scenarioer med tiltak for reduksjon av tilførsler

Overføring av rensed avløpsvann til Ytre Oslofjord gir redusert oksygeninnhold i alle bassengene, med størst negativ effekt i Bekkelagsbassenget. Det har svært liten virkning å fjerne gjenværende overløp i følge modellen. Det å fjerne bare utslippet fra VEAS ser ikke ut til å ha noen positiv virkning for noen av bassengene.

Dersom rensegraden kan økes vesentlig både for nitrogen, fosfor og organisk stoff, vil den positive virkingen av dyputslippene gjennom økt vannutskiftning kunne øke, etter beregningene med opptil 0.6 ml/l økt oksygenkonsentrasjon i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, og ca. 0.4 ml/l i Vestfjorden på 38 m dyp. Det gjelder ved 100 % rensing av alle tre komponenter, sammenlignet med dagens rensegrad, og ved økt vannmengde som i 2050.

Optimaliseringstiltak i avløpsnett og renseanlegg

Det er her beregnet for scenarioer med forbedring av rensegrad fra 70 % til 90 % for nitrogen på VEAS og Bekkelaget renseanlegg, eller urinseparering som skissert i Strategi 2010 for 2050, med reduksjon 20-30 % av nitrogen og fosfor. Ingen av de to alternativene gir noen stor virkning på oksygenforholdene i fjorden. Modellresultatene gir økt oksygeninnhold med 0.025 til 0.05 ml/l. Forskjellen fra scenarioene med 100 % rensing av nitrogen, fosfor og organisk stoff er så stor at det tyder på at restutslippet av organisk stoff har vesentlig betydning sammenlignet med nitrogen og fosfor. Utslagene kan eventuelt være det dobbelte dersom modellen underestimerer responsen i fjorden slik det er tegn til.

Hovedkonklusjoner

Den økningen i belastning som er prognostisert frem til 2050, kan forverre oksygenforholdene i dypere lag i Bunnefjorden merkbart i forhold til dagens situasjon. Dersom det ikke bygges ut rensekapasitet, og den geografiske fordelingen av utslipp beholdes som i dag, kan økt belastning bringe situasjonen halvveis tilbake i retning av den mye dårligere tilstanden en hadde på 1970-tallet, med H₂S-utvikling i lange perioder. På mellomdyp kan det også bli en negativ utvikling som spiser opp noe av den forbedringen en har sett de senere tiår. Ved å bygge ut rensekapasitet i takt med belastningsøkningen kan mye av dette unngås, og en kan til og med få en viss forbedring i mellomdyp.

I fjorden ellers kan det bli noe bedre oksygenforhold ettersom avløpsvannmengdene øker, iallfall dersom rensekapasiteten bygges ut tilsvarende. Den mulige forbedringen skyldes at bedre vannutskiftning pga. større vannmengder i dyputslipp er den dominerende virkningen i fjorden av økt avløpsvannmengde, såfremt rensekapasiteten bygges ut i takt med belastningen.

Dyputslippet i Bekkelagsbassenget er en viktig årsak til den markerte forbedringen i oksygenforholdene i dette bassenget de siste 10 år, ved at det har økt vannsirkulasjonen over tersklene, og det er viktig å opprettholde et dyputslipp av rensset avløpsvann her. Samtidig kan det være grunn til å se på mulighetene for å fordele vann mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden når de totale vannmengdene i kommunalt avløp øker, og spesielt dersom et utslipp i Bunnefjorden kan legges ned på 100-150 m dyp; det vil gi en vesentlig forbedring av forholdene i Bunnefjorden.

Det bør også vurderes nærmere å sende ferskvann ned i dypere lag av Bærumsbassenget; det kan forbedre oksygenforholdene her vesentlig.

Med hensyn til geografisk plassering av utslippene ellers, er det samlet sett en fordel å øke utslippene i den østre del av fjorden fremfor å overføre mest mulig til Vestfjorden. Det har totalt sett ingen positiv virkning å flytte utslipp av rensset avløpsvann fra indre Oslofjord ut forbi Drøbaksterskelen. Det henger sammen med at dyputslippene bidrar til økt vannsirkulasjon og utskiftning, og derved til en viss grad motvirker de begrensningene som tersklene representerer. Dersom en kan forbedre rensingen av avløpsvannet vesentlig i forhold til i dag, både når det gjelder nitrogen, fosfor og karbon, kan denne positive effekten av dyputslippene forsterkes betydelig. Det ser ut til at reduksjon av organisk karbon spiller en vesentlig rolle her.

Tiltak som å redusere restutslippene fra renseanlegg av bare nitrogen og fosfor, eller minske utslippene fra overløp, ser sett ut til å ha liten virkning på oksygenforholdene i dyplagene ut fra de premissene som er lagt inn i modellkjøringene. Det kan være grunn til å se nærmere på de antagelsene dette bygger på, for eksempel når det gjelder reduksjon av fremmedvann, og det kan uansett være hensyn til lokale forhold som tilsier for eksempel reduksjon av overløp.

I de scenarioene som er beregnet her, er det antatt at variasjonsmønster og vannføring i overflateavrenning og gjennom elver og bekker er som i dag. Dersom fremtidige klimaendringer fører til mer nedbør og økt avrenning, vil det kunne bidra til å øke mengden som må gå i overløp i forhold til det som er beregnet. Klimaendringer kan også gi endret sesongfordeling av avrenning over året, for eksempel gjennom mildere vintre. Endret overflateavrenning vil i seg selv kunne endre forholdene i fjorden, uansett kommunale utslipp. Slike effekter er ikke med i de beregningene som er beskrevet i denne rapporten.

1. Innledning.

Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord (Fagrådet) har bedt Norsk institutt for Vannforskning analysere effekten på fjorden av ventet økt mengde avløpsvann pga. befolkningsøkningen i Oslo-området, og i den sammenheng også en del av de tiltakene som er foreslått i Fagrådets rapport Strategi 2010. Analysen gjøres ved å kjøre NIVAs fjordmodell med ulike scenarioer som er gjennomgått i Strategi 2010.

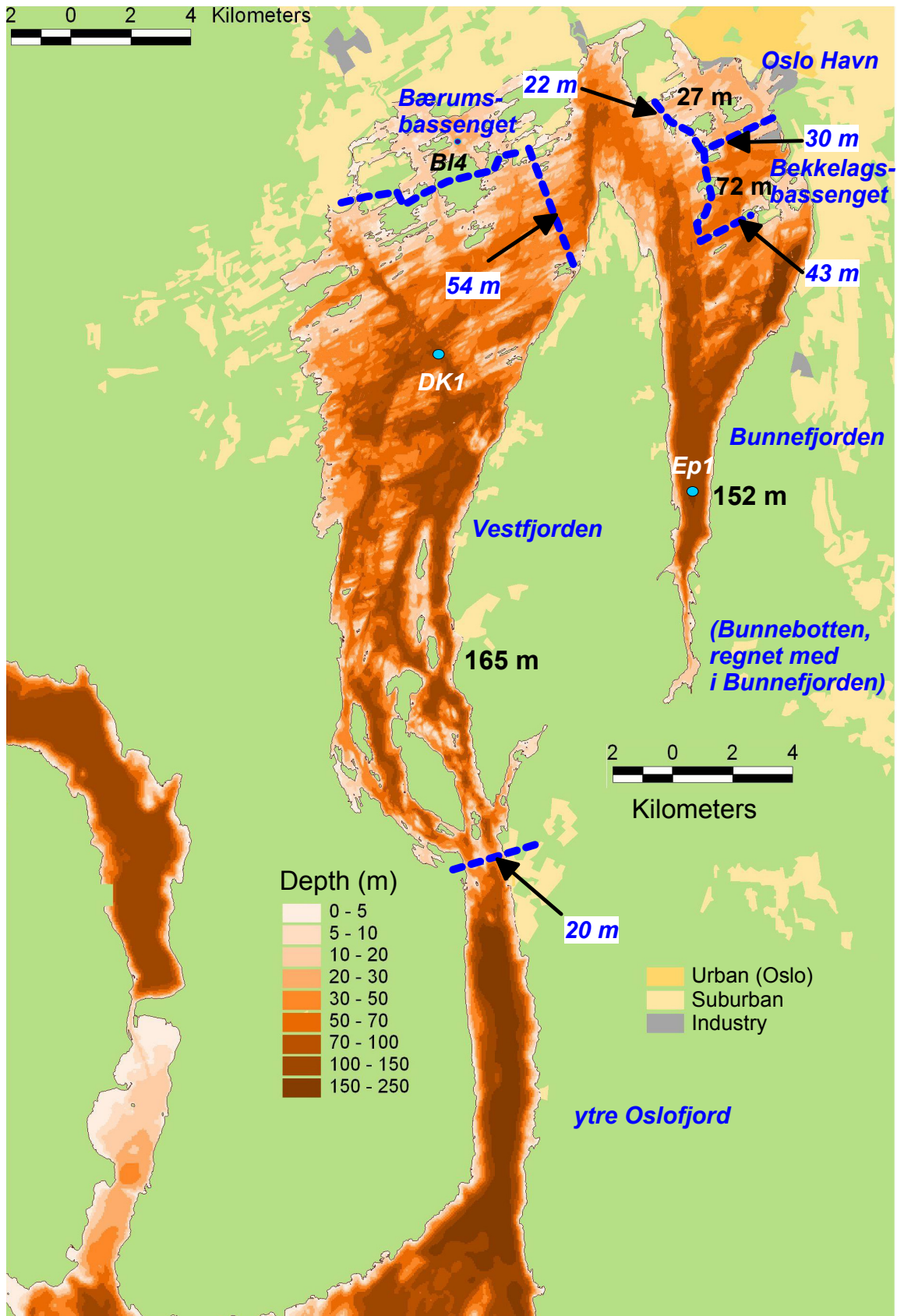
Modellen beskriver fjordens fysikk og kjemi samt simulerer de biologiske prosessene som har betydning for oksygenforholdene i fjorden (Bjerkeng, 1994b), med oppdeling i bassenger som vist i Figur 1.

Ytre påvirkning er ferskvannsavrenning værdata (temperatur, vind, solstråling, skydekke) samt hydrografi og hydrokjemi i ytre Oslofjord. Den blir først brukt for å simulere dagens forhold, og resultatene derfra kontrolleres mot observasjoner i fjorden (bl.a. oksygenkonsentrasjonen på ulike dyp og steder i fjorden). Det er også gjort simuleringer av historiske situasjoner med større tilførsler enn i dag (1950, 1970) og modellresultatene er sammenlignet med observasjoner fra aktuell periode for å se i hvilken grad modellen gir riktig respons på de endringer som har vært i tilførslene til fjorden fram til nå. Deretter holdes samtlige modellparametre og tidsserier med inndata (meteorologi, randbetingelser, naturlig ferskvannsavrenning) uendret fra kjøring til kjøring; bare tilførsler av avløpsvann varierer mellom scenarioene, med ulike rensegrad samt ulik plassering av utslipp for avløpsvannet (sted og dyp).

Hvert scenario kjøres for en langvarig stasjonær tilstand mht. belastning på fjorden, dvs. uten tidstrend i tilførslene, bare med årstidsvariasjon og uregelmessige ("tilfeldige") variasjoner. Modellkjøringene tar altså sikte på å vise hva tilstanden ville bli over tid i en vedvarende uendret tilførselssituasjon.

Effektene på fjorden av ulike tiltak bedømmes ved å sammenligne modellsimuleringer for dagens situasjon og modellresponsen for ulike historiske situasjoner med simuleringer av effekten av fremtidige aktuelle tilførsler. Simuleringene kjøres over 20 år; hvilket skulle fange opp mesteparten av naturlige svingninger. Alle scenarioene kjøres fra samme starttilstand og med samme sekvens av inputdata. De første 4-5 år av simuleringen kan være preget av starttilstanden, kanskje også lenger for tilstand i sedimentene¹, så det er særlig den siste delen av simuleringsforløpene som bør brukes. Når det gjelder fremtidsscenarioene er det lagt vekt på oksygenforholdene i dypere lag i fjorden, som også er det som har stått i fokus i Strategi 2010-dokumentet.

¹ Den reelle responstiden i sedimentene på endrede tilførsler kan være betydelig lenger, men modellen inneholder en mekanisme for å justere inn forholdene raskt til antatt langsiktig tilstand ut fra



Figur 1. Kart over Indre Oslofjord med den bassengoppdelingen som er brukt i modellkjøringene markert med stiptet blå linje. Noen terskel- og bassengdyp samt hydrokjemiske stasjoner er også vist. Kartgrunnlag: Norge Digitalt

2. Historisk utvikling i tilførsler og fjordtilstand – observasjoner og modellresultater

For å vurdere modellkjøringene er det naturlig å ta utgangspunkt i hvordan den faktiske historiske utviklingen har vært i tilførslene til fjorden og hvordan fjordens tilstand har endret seg i takt med det. Ved å kjøre modellen for noen historiske situasjoner og sammenligne med observerte data, kan en få grunnlag for å bedømme hvor troverdige modellresultatene er for de forskjellige fremtidsscenarioene. Modellresultatene bør stemme overens med observerte forskjeller, både mellom bassengene, mellom ulike dyp innenfor et basseng, og over tid ettersom tilførsler og andre forhold (avrenning, klima) endres. En slik sammenligning er ingen fullstendig usikkerhets/pålitelighetsanalyse av modellen, men det er i alle fall et skritt på veien dit.

Det kan også være relevant å sammenligne modellkjøringene for de historiske situasjonene med resultatene av fremtidsscenarioene. Siden hovedproblemstillingen er hvilke effekter en kan få av økte tilførsler pga. befolkningsøkning, vil en slik sammenligning gi en pekepinn om hvilken historisk situasjon ulike fremtidsscenarioer vil kunne ligne på når det gjelder fjordens tilstand. Det gjelder selv om forskjellene mellom modellresultater for ulike historiske situasjoner ikke fullt ut stemmer overens med tilsvarende forskjeller i observasjonene. Forutsatt at tilførslene for de ulike historiske situasjonene og fremtidsscenarioene er omtrent riktig beskrevet, vil forskjell i modellresultater mellom historiske situasjoner kunne ses som en form for grov skala eller tidslinje hvor fremtidsscenarioene kan plasseres inn. Hvis for eksempel et fremtidsscenario gir et modellresultat som tilsvarer modellresultatet for situasjonen omkring 1970, da utslippene var på det største, tyder det på at scenarioet vil kunne gi en tilstand som ligner på den observerte tilstanden omkring 1970, selv om det er forskjell mellom observasjoner og modellresultater. På den måten kan resultatene for historiske situasjoner kunne hjelpe til å korrigere de konklusjonene som trekkes av resultatene av fremtidsscenarioene. Det vil selvsagt være betydelig usikkerhet i en slik korreksjon, siden de ulike situasjonene og scenarioene varierer langs mange akser, og ikke kan ordnes på en enkel linje, men det kan likevel være av verdi å gjøre slike betraktninger.

I dette kapitlet skal vi derfor først oppsummere noen nøkkeltall for hvordan tilførslene til fjorden har endret seg over tid, og deretter se på overvåkningsdata, spesielt næringssalter og organisk stoff i overflatelaget og oksygenforhold og konsentrasjon av næringssalter i mellomlag og dyplag, og prøve å sette observerte endringer over tid i fjordens tilstand i sammenheng med utviklingen i tilførslene.

Tilstanden i Indre Oslofjord, både i overflatelaget og dypere ned, er et kombinert resultat av vannutvekslingen med Ytre Oslofjord og tilførsler og omsetning i Indre Oslofjord. Det er derfor viktig å tolke endringer over tid i sammenheng med hvordan forholdene har variert i Ytre Oslofjord. Spesielt er det viktig å se på hvordan forskjellen i vannkvalitet mellom Indre og Ytre Oslofjord har endret seg over tid, siden det er avgjørende for transporten mellom de to områdene, både av næringssalter og oksygen.

2.1 Historisk utvikling av tilførsler til fjorden

Data og estimater for tilførsler av nitrogen og fosfor til Indre Oslofjord over tid er oppsummert i overvåkningsrapporter, sist i Berge et al. (2010). Tilførslene av fosfor var på sitt høyeste omkring 1970, men er siden redusert gjennom rensertiltak, slik at de nå er nede på samme nivå som rundt 1910-20.

Vråle et al. (1977) anslo på basis av tilgjengelige data at tilførslene for 1975 var ca. 1.35 tonn P og 12.4 tonn N per døgn, dvs. ca. 500 tonn P og 4500 tonn N per år, men antyder at tilførslene fra rensesanlegg kan være høyere.

Bergstøl et al. (1981) estimerte at tilførslene av fosfor hadde økt fra 68 tonn P/år i 1920 til ca. 265 tonn P/år i 1950, og at de nådde en topp omkring 1970, da anslått tilførsel var ca. 700 tonn P/år. Deretter ble tilførslene redusert som følge av begynnende utbygging av rensesanlegg til ca. 510 tonn pr. år rundt 1980. Etter hvert som renskapasiteten ble bygd ut videre på 1980-tallet og senere, ble utslippene av fosfor kraftig redusert. I dagens situasjon er estimerte utslipp totalt ca. 70 tonn P/år, dvs. nede på omtrent samme nivå som i 1920.

Utslippene av nitrogen er anslått til å ha vært ca. 600 tonn/år i 1910, 3500 tonn/år rundt 1960, og 4000 tonn/år omkring 1990 (Berge et al. 2010). Etter innføring av nitrogenfjerning på de store rensesanleggene er tilførsler av nitrogen nå estimert til omkring 2000-2500 tonn/år. Det er estimert at tilførslene kan ha vært ca. 4400 tonn/år i 1975-80, med Bekkelaget og Lysaker rensesanlegg i drift, men før bygging av VEAS (Bjerkeng 1994a). I ”Strategi 2010” er nitrogen-tilførslene anslått til å ha vært på sitt høyeste omkring 1970, med ca. 5000 tonn N/år.

Fram til første del av 1980-tallet gikk det meste ut i eller nær overflatelaget, slik at den biotilgjengelige delen av fosfor og nitrogen var tilgjengelig for algevekst. Etter hvert er det innført dykking av restutslippene fra rensesanlegg til 40-50 m dyp med innlagingsdyp 20-30 m, slik at en mindre andel av det som slippes ut når opp i lag med nok lys til at det kan utnyttes av alger i primærproduksjonen av organisk stoff. Fosforet i restutslippet etter kjemisk fosforfjerning anses også mindre direkte biotilgjengelig enn urensset kommunalt avløp (Strategi 2010). Restutslipp av ammonium vil pga. dyputslippene i noe større grad enn før belaste oksygenforholdene på mellomdyp når det nitrifiseres til nitrat i fjorden, men bidrar til gjengjeld mindre til algevekst i overflatelagene.

Det er anslått at det har vært en svak økning av utslipp av fosfor og nitrogen de senere år pga. befolkningsveksten (strategi 2010).

Utviklingen i utslipp av organisk stoff er ikke så godt kartlagt, men antas å ha hatt en lignende utvikling som nitrogen.

2.2 Endringer i fjordens tilstand over tid vist ved utvalgte overvåkningsdata og sammenlignet med modellkjøringer for historiske situasjoner.

Som grunnlag for å vurdere modellresultatene fra fremtidsscenarioene er det her gjort en sammenligning av modellresultater for ulike historiske situasjoner med overvåkningsdata.

For å se om horisontalutvekslingen mellom bassengene er rimelig, kan vi se på forskjeller mellom næringskonsentrasjoner i overflaten i ulike bassenger, spesielt på vinterstid når den biologiske omsetningen er liten og næringskonsentrasjonene i stor grad er en direkte funksjon av tilførsler og vanntransporter.

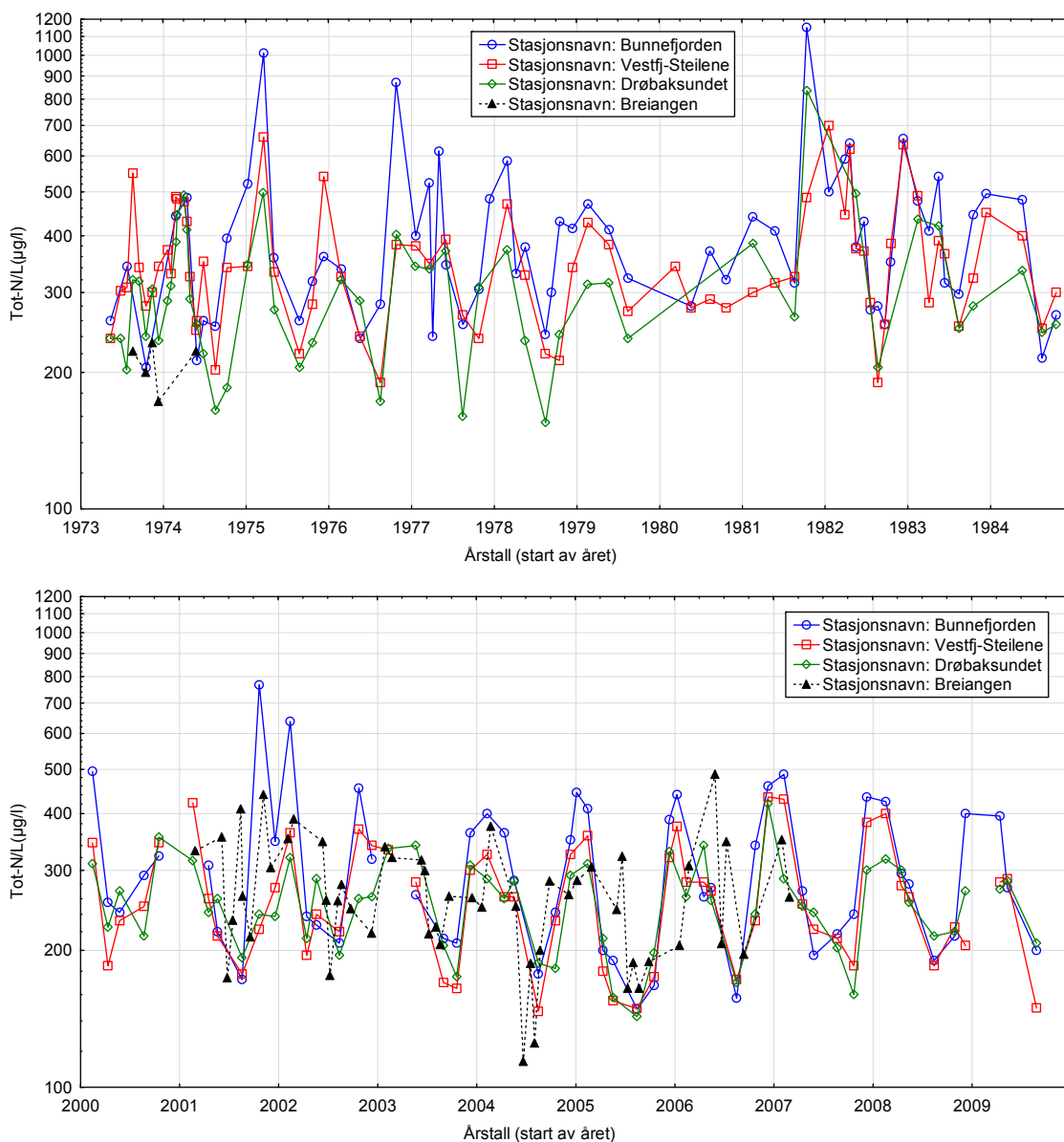
Når det gjelder virkningen av den biologiske omsetningen i sammenheng med vertikal blanding og vannutskiftninger er det naturlig å se på det nettoresultatet av disse prosessene som har stor betydning for økosystemet i Indre Oslofjord, nemlig oksygenkonsentrasjonene under sprangsjiktet, og spesielt dypvannet.

2.2.1 Næringsalter i overflatelaget i hovedbassengene

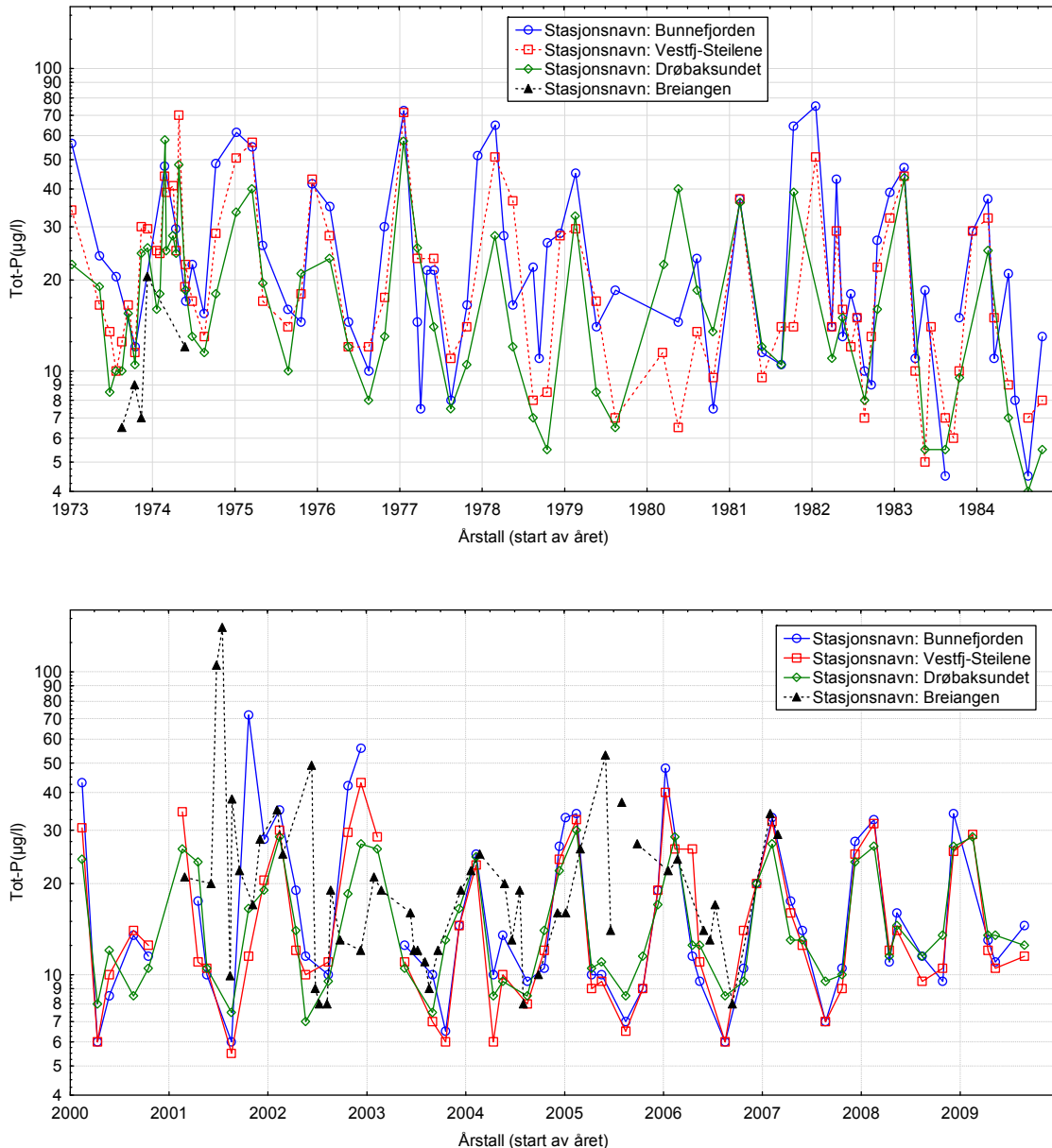
Ved store lokale tilførsler til overflaten i Indre Oslofjord må det ventes overkonsentrasjoner i forhold til konsentrasjoner i Ytre Oslofjord, spesielt i de periodene på året da den biologiske omsetningen er liten, slik at tilførte stoffer blir i overflatelaget over lengre tid uten å synke ut. Ved å se på konsentrasjonene av nitrogen og fosfor, som det finnes lange tidsserier for, kan vi se om endring i tilførslene kan spores i endringer i horisontale forskjeller.

Overvåkingsprogrammet for Indre Oslofjord omfatter Drøbaksundet utenfor Drøbaksterskelen (stasjon Im2) hvor forholdene i stor grad vil reflektere forholdene i Ytre Oslofjord. Konsentrasjonene kan imidlertid tenkes å være noe influert av det som tilføres fra indre fjord, og derfor er det også sett på data fra Breiangen, samlet inn i overvåkningen av Ytre Oslofjord. Her er det ikke så lange kontinuerlige dataserier, og det begrenser selvsagt sammenligningsgrunnlaget, men det har likevel verdi å ta det med i vurderingen.

Figur 2 viser total-nitrogen på 2 m dyp (gjennomsnitt av 0 og 4 m for Indre Oslofjord og Drøbaksundet, direkte observert i 2 m i noen data fra Breiangen). Figurene viser tidsserier for Bekkelagsbassenget, Bunnefjorden, Vestfjorden, Drøbaksundet og Breiangen for to ulike perioder: 1973-1984 da tilførselene antas å ha vært på sitt største, og 2000-2009, som representerer dagens situasjon etter kraftig reduksjon i tilførselene til overflaten. Tilsvarende figurer for totalfosfor er vist i Figur 3.

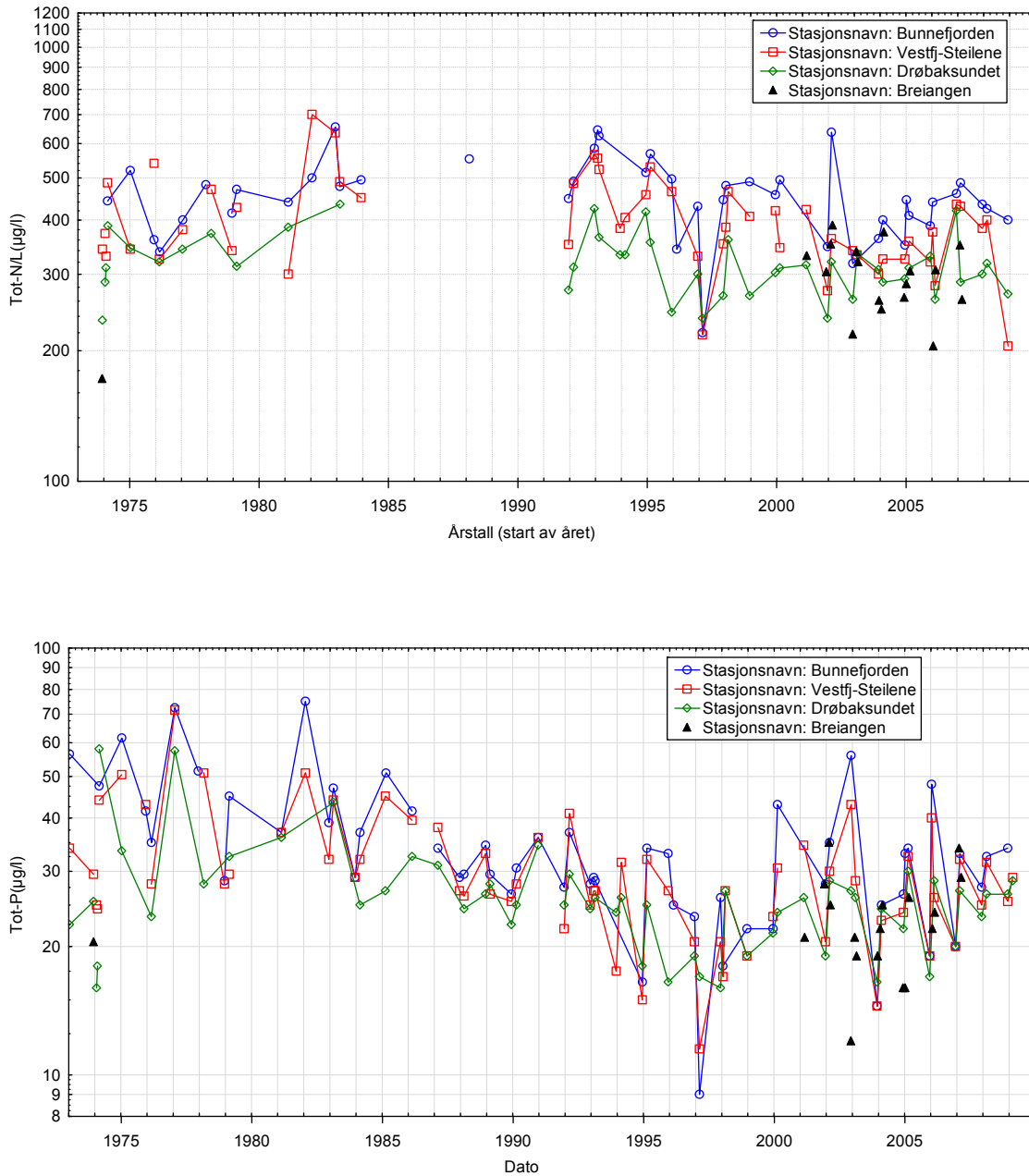


Figur 2. Målt totalnitrogen i 2 m dyp (gjennomsnitt av 0 og 4 m i indre Oslofjord og Drøbaksundet) i to historiske perioder. Det er brukt logaritmisk vertikalakse, slik at relative forskjeller vises med konstant avstand både for små og store konsentrasjoner.



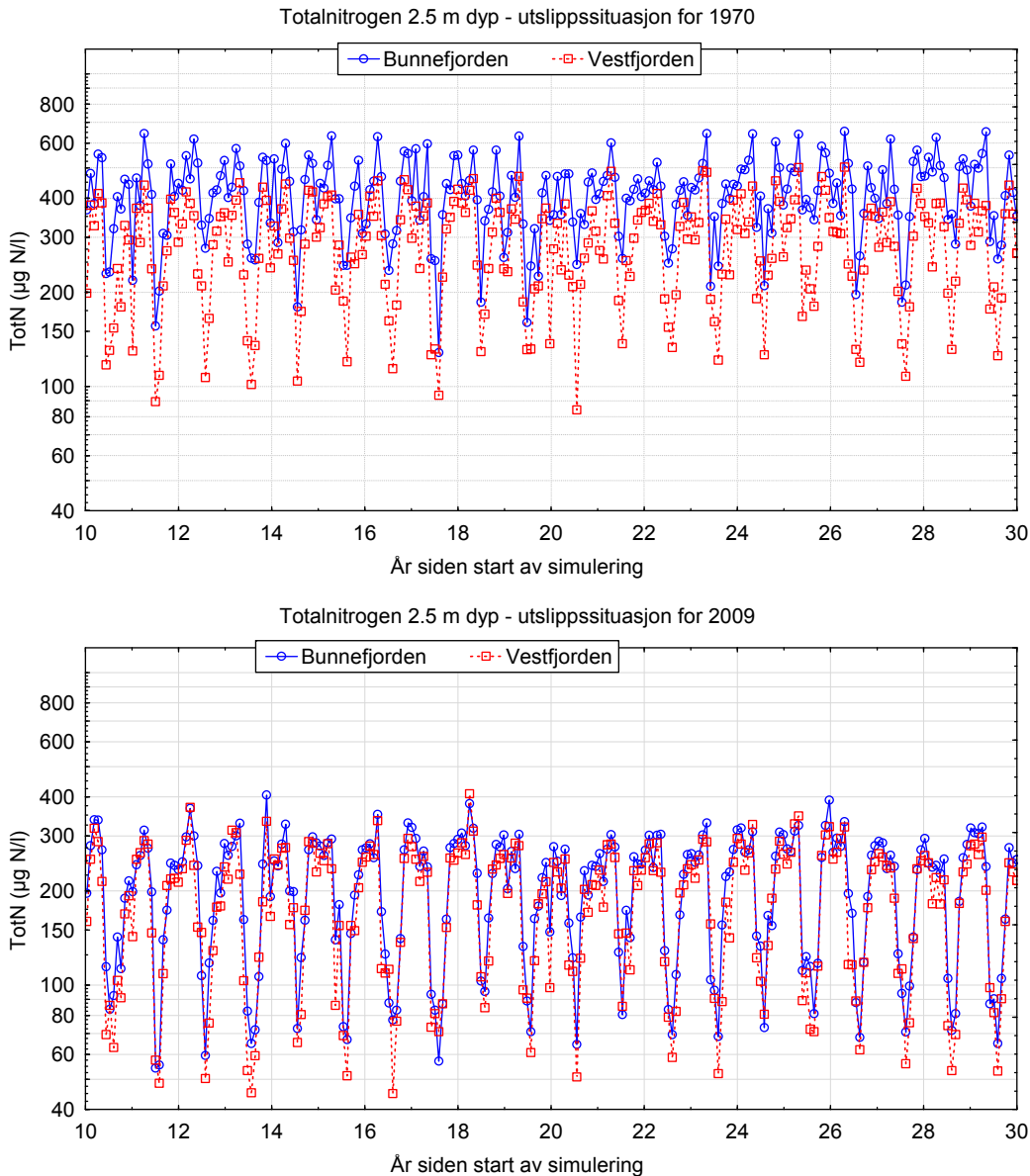
Figur 3. Målt totalfosfor i 2 m dyp (gjennomsnitt av 0 og 4 m i indre Oslofjord og Drøbaksundet) i to historiske perioder. Det er brukt logaritmisk vertikalakse, slik at relative forskjeller vises med konstant avstand både for små og store konsentrasjoner.

I Figur 2 og Figur 3 er data fra hele året tatt med. Figur 4 viser tilsvarende data fra hele perioden 1973-2009 i sammenheng, men da bare med observasjoner fra desember og februar. I perioden 1985 til 1990 mangler nitrogendata. Både for nitrogen og fosfor er det en tendens til at Bunnefjorden har de høyeste vinterkonsentrasjonene. I Drøbaksundet er det i gjennomsnitt enda noe lavere verdier. Det er større forskjeller mellom bassengene i perioden 1973-1985 enn i 2005-2009, og også større uregelmessige variasjoner. Etter 2000 er forholdene mer preget av regelmessige årstidsvariasjoner og ganske like forhold i indre Oslofjord og Drøbaksundet; og til dels med lavere konsentrasjoner enn i Breiangen. I Breiangen er det til dels høyere sommerkonsentrasjoner; forholdene her bestemmes i stor grad av påvirkningen fra Dramselva. Det er ikke grunnlag for å si at forholdene i Breiangen har endret seg over tid, mens forholdene i Drøbaksundet stort sett følger tidsutviklingen i indre Oslofjord. Det er imidlertid for lite data fra Breiangen til å si noe sikkert om det skyldes at Drøbaksundet er påvirket fra indre Oslofjord, eller om det har vært en til dels parallell endring over tid i indre og ytre Oslofjord.



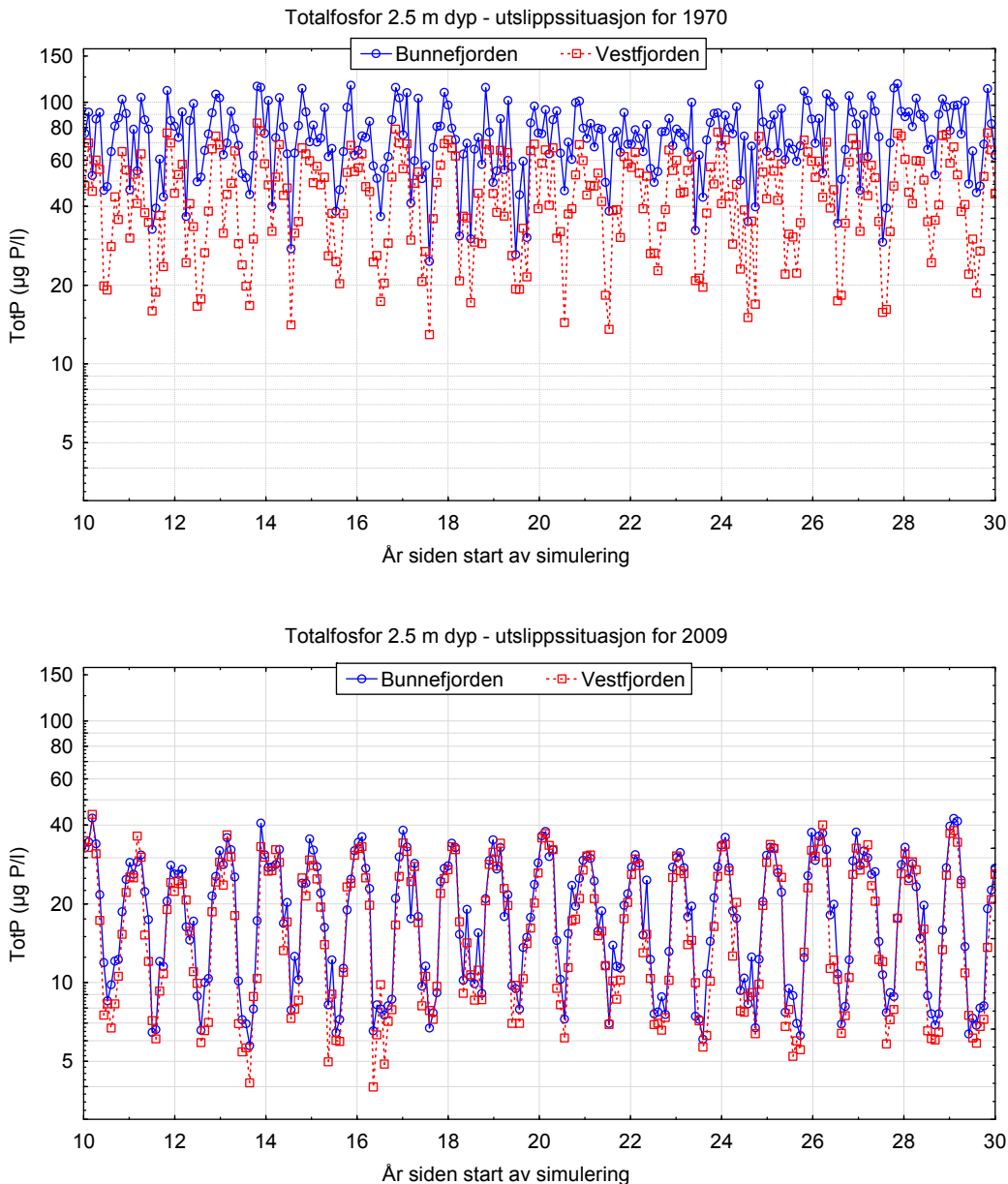
Figur 4. Vinterkonsentrasjoner (desember-februar) av totalnitrogen og totalfosfor i 2 m dyp (gjennomsnitt av 0 og 4 m i indre Oslofjord og Drøbaksundet) i perioden 1974-2009. Det er brukt logaritmisk vertikalakse, slik at relative forskjeller vises med konstant avstand både for små og store konsentrasjoner.

Modellresultater for Bunnefjorden og Vestfjorden på 2.5 m dyp er vist i Figur 5 for totalnitrogen og Figur 6 for totalfosfor. Det er de siste 10 årene av parallelle simuleringer over 40 år som er vist. Når figurene sammenlignes med observasjonene i Figur 2 og Figur 3 ser vi at det i 1970-situasjonen er en forskjell i riktig retning mellom bassengene, men forskjellen er mer systematisk enn i observasjonene.



Figur 5. Modellresultater, totalnitrogen i 2.5 m dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden for utslippssituasjon pr. 1970 og 2009

For nitrogen ligger modellresultatene for 1970-situasjonen lavere enn observasjonene fra 1970-årene, med årstidsvariasjon 150-500 $\mu\text{g N/liter}$ i Bunnefjorden og 100-400 i Vestfjorden, mens observasjonene i hovedsak varierer mellom 200 og 600, og med noen verdier opp i over 1000. Også for 2009-situasjonen ligger modellkonsentrasjonene lavere enn observasjonene, de varierer i hovedsak fra ca. 50-100 $\mu\text{g N/l}$ om sommeren til 300 $\mu\text{g N/l}$ om vinteren, mens observasjonene varierer til sammenligning fra 150 $\mu\text{g N/L}$ om sommeren til 400 $\mu\text{g N/l}$ om vinteren. Modellresultatene for totalnitrogen ligger altså i hovedsak 50-100 $\mu\text{g/l}$ lavere enn observasjonene. Dette avviket er omtrent som en må forvente, fordi modellen bare omfatter biologisk aktivt N, mens målingene av totalnitrogen også vil omfatte det som er lite biologisk aktivt. Observasjonene viser at dypvannet har et restinnhold på 50-100 $\mu\text{g N/l}$ som verken er nitrat eller ammonium. Konsentrasjonen av restnitrogenet på 80 m dyp er omtrent den samme i Bunnefjorden, Vestfjorden og Drøbaksundet under svært forskjellige oksygenforhold, og med små endringer over tid. Det kan ses som en indikasjon på at dette restinnholdet er en lite biologisk aktiv komponent av nitrogen i sjøvannet, som ikke er med i prosessene i modellen. Når en tar hensyn til det, stemmer modellresultatene for totalnitrogen ganske godt med hensyn til nivåene.



Figur 6. Modellresultater, totalfosfor i 2.5 m dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden for utslippssituasjon pr. 1970 og 2009

For fosfor ligger modellkonsentrasjonene i 1970-situasjonen noe høyt; maksimalkonsentrasjonene i Bunnefjorden om vinteren er 70-120 µg P/l i modellresultatene, mot 50-80 i observasjonene, og for Vestfjorden tilsvarende. Spesielt minimumkonsentrasjonene av fosfor om sommeren er for høye i modellen. Derimot stemmer modellresultatene for 2009-situasjonen godt med observasjonene: Maksimalkonsentrasjoner om vinteren er 30-40 µg/l og minste konsentrasjon om sommeren varierer fra 5 til 10, begge deler omtrent som i observasjonene. Det er også mye mindre forskjell mellom bassengene, slik som i observasjonene for de seneste år.

Ut fra disse resultatene kan det se ut til at modellen slik den er kjørt her ikke i tilstrekkelig grad gir nedtransport av fosfor til dypere lag ved de store overflatetilførslene omkring 1970. Det peker på behovet for nærmere kalibrering av modellen for at den skal gjengi forskjellen mellom historiske situasjoner riktig. Modellen slik den er kjørt her gir for stor forskjell for fosfor i overflatelaget mellom situasjonen på 1970-tallet og etter år 2000. Dersom det skyldes at modellen beregner for liten

nedsynkning av dødt algemateriale til dypere lag ved store overflatetilførsler, kan det være med på å forklare at det blir for liten forskjell mellom de ulike historiske situasjonene mht. oksygeninnholdet på dypere lag, se kapittel 2.2.2.

Det skal bemerkes at mens observasjonene indikerer at det også har skjedd endringer over tid i forholdene i Drøbaksundet, er modellresultatene basert på like forhold på den ytre randen i 1970- og 2009-situasjonen. Det kan tenkes at målte konsentrasjoner i Drøbaksundet (stasjon Im2) i stor grad er påvirket av forhold i indre Oslofjord, iallfall i den grad målingene er gjort på synkende vannstand etter en periode med utstrøm. Randbetingelsene i modellen vil da representere forholdene i Breianger, som kan ha vært mer konstante. Det vil være av interesse å studere forholdet mellom indre Oslofjord og ytre rand, dvs. Drøbaksundet/Breianger nærmere med de lange dataserier som nå foreligger i forhold til da modellen ble utviklet, for å forbedre beskrivelsen av interaksjonen mellom indre og ytre fjord gjennom Drøbaksundet.

Det at modellen gir mer regelmessig variasjon og mindre høye topper enn observert, kan ha å gjøre med at tilførslene i modellen er beskrevet på månedsbasis. Det er lagt inn en viss grad av korttidsvariasjon ved en numerisk stokastisk prosess rundt midlere årsforløp, men det kan være at det er utilstrekkelig. Et mer realistisk bilde av svingningene vil en kanskje få ved å legge inn tidsserier for utslipp med større tidsoppløsning basert på tilgjengelige reelle dataserier for tilførsler og ferskvannsavrenning, og derved også med skarpere topper i tidsforløpet.

2.2.2 Oksygeninnholdet i dypere lag i hovedbassengene

Oksygeninnholdet på mellomdyp og i dypere lag er en vesentlig parameter for eutrofitilstanden i fjorden. Det er viktig å merke seg at forholdene i dypere lag i Indre Oslofjord i stor grad er et resultat av naturgitte topografiske forhold, med to store dypbassenger etter hverandre stengt inne av terskler, og med mindre bassenger som også har terskler mot hovedbassengene.

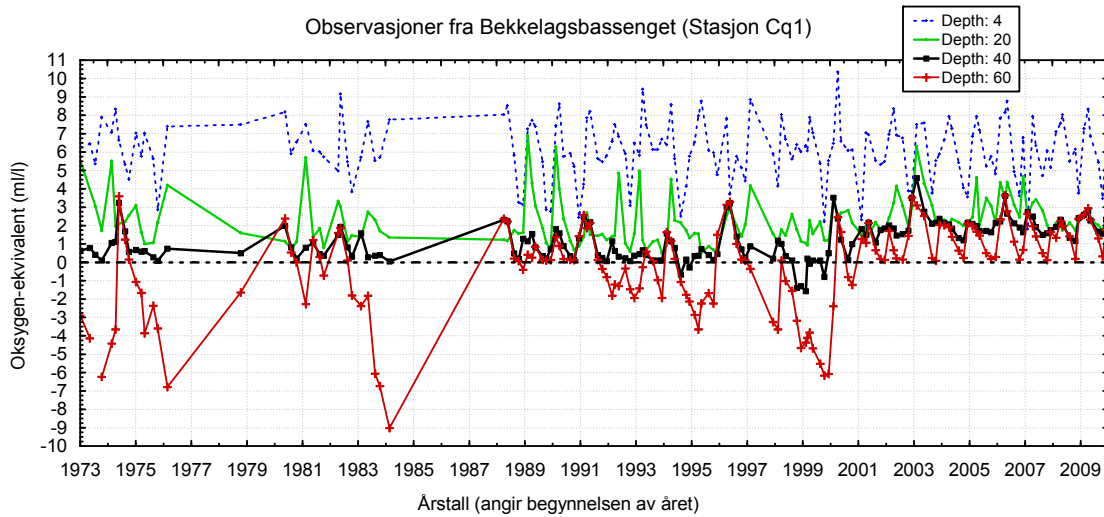
I hele den perioden hvor fjorden har vært løpende overvåket, dvs. fra 1973 til i dag, har hovedbassengene hatt ulikt variasjonsmønster for oksygeninnholdet i dypvannet under 60 m dyp.

Bekkelagsbassenget er avstengt i forhold til Bunnefjorden med terskler som går til 43 m på det dypeste. Her var det fram til 2001 ofte ganske stort H₂S-innhold (oksygengjeld) på 60 m dyp (Figur 7), og det var også regelmessig oksygenfritt på 40 m dyp. Etter 2001 har forholdene blitt markert mye bedre, med bare kortvarige perioder med oksygenfritt vann på 60 m hver høst, og stabile oksygennivåer på mer enn 1 ml/l på 40 m dyp.

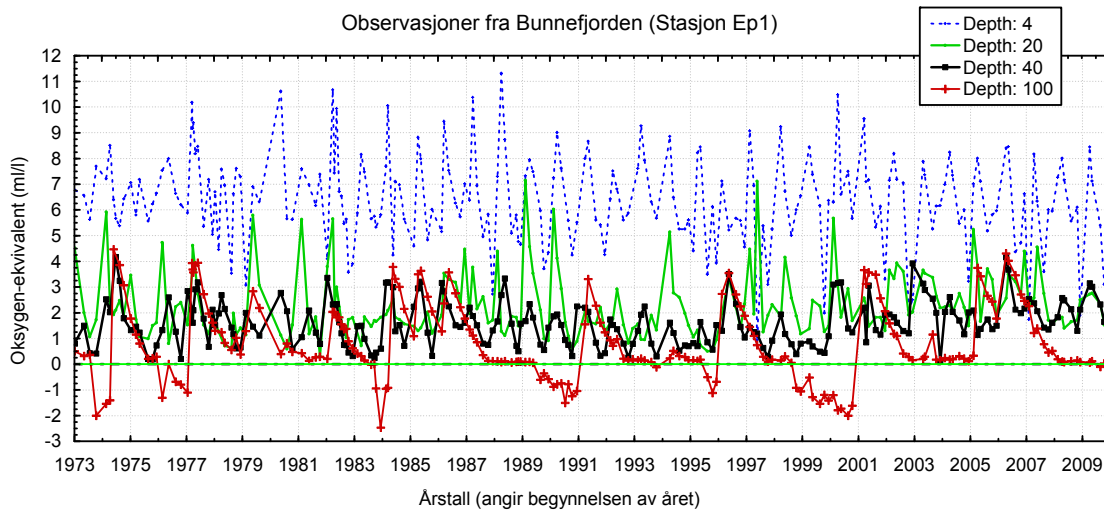
Også Bunnefjorden (Figur 8) er preget av langvarige episoder med oksygenfritt vann, og fram til år 2001 også med H₂S-utvikling i dypvannet, avbrutt av episoder med oksiske forhold i ett til to år etter store vannutskiftninger. Vannutskiftningene skjer typisk med 3 til 5 års mellomrom. Etter 2001 har det så å si ikke vært utvikling av H₂S på 100 m i Bunnefjorden, mens det tidligere kunne bli oksyngjeld på opptil 2.5 ml/l.

Dypvannet i Vestfjordens hovedbasseng (Figur 9) er konstant oksisk og har nokså regelmessig årstidsvariasjon, med oksygenivåer ned mot 1-2 ml/l om høsten, og 4-5 ml/l om vinteren etter vannutskiftning ved innstrømning over Drøbaksterskelen.

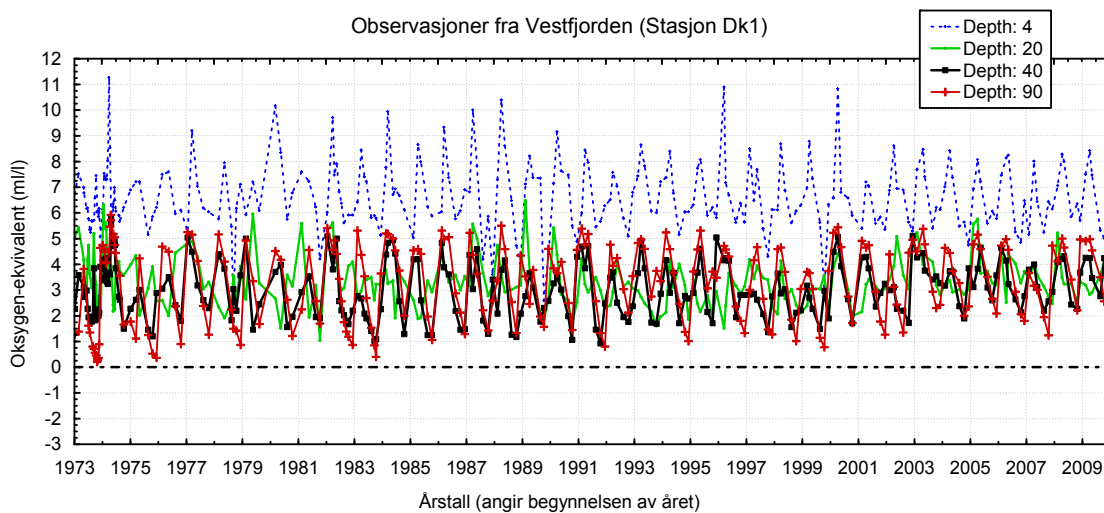
Forskjellen mellom dypvannet i Bunnefjorden og Vestfjorden skyldes at vertikalblandingen i Vestfjorden er ca. 5 ganger større enn i Bunnefjorden, slik at saltholdigheten hvert år blir lav nok til at det kommer inn nytt tyngre vann over Drøbaksterskelen. Forskjellen i vertikalblanding antas å skyldes at brytende interne bølger som skapes av tidevannsstrømmene frem og tilbake over Drøbaksterskelen gir blandingsenergi i Vestfjorden. Det spiller selvsagt også en viss rolle at Bunnefjorden ligger innenfor Vestfjorden, slik at dypvannutskiftningen må fylle opp Vestfjorden over terskelen på 50 m før nytt tyngre vann når inn i Bunnefjorden.



Figur 7. Observerte oksygenkonsentrasjoner (H_2S regnet om til oksygenekvivalenter) i utvalgte dyp i Bekkelagsbassenget.



Figur 8. Observerte oksygenkonsentrasjoner (H_2S regnet om til oksygenekvivalenter) i utvalgte dyp i Bunnefjorden.



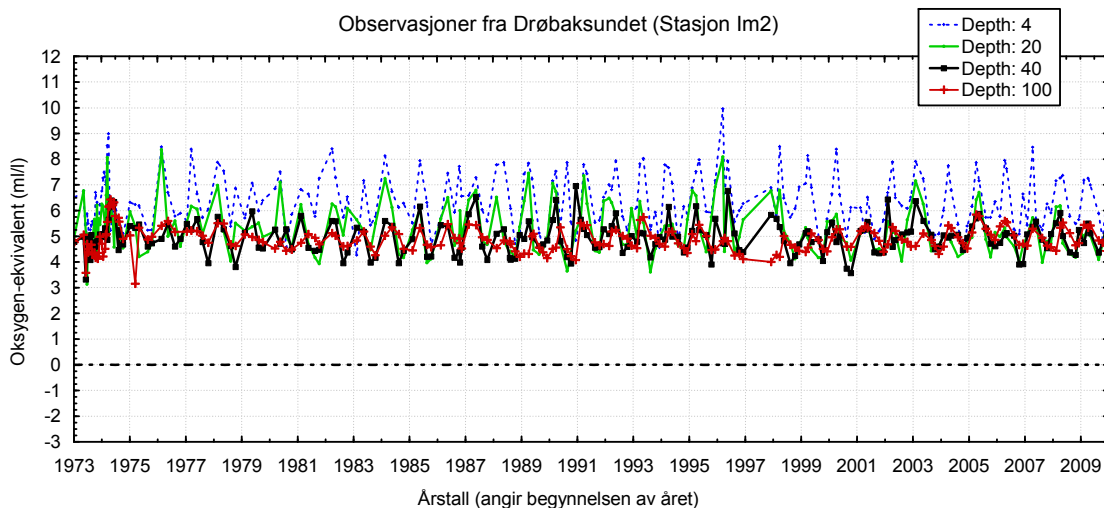
Figur 9. Observerte oksygenkonsentrasjoner i utvalgte dyp i Vestfjorden

På mellomdyp, dvs. rundt 40 m dyp, er oksygenforholdene i de tre bassengene mer like, mer dominert av årstidsvariasjon også i Bunnefjorden, men fortsatt med en viss systematisk forskjell mellom bassengene.

I Bunnefjorden på 40 m dyp har oksygeninnholdet siden år 2000 stort sett svingt mellom 1 og 3 ml/l, men kan komme opp i 4 ml/l rett etter store vannutskiftninger (for eksempel vinteren 2006). Maksimalkonsentrasjonene i løpet av året etter år 2000 er ikke så forskjellig fra forholdene tilbake til 1970-tallet, men tidligere forekom det ofte oksygenkonsentrasjoner under 0.5 ml/l om høsten på 40 m dyp, mens de etter år 2000 stort sett har holdt seg over 1.0 ml/l.

I Vestfjorden har oksygeninnholdet på 40 m dyp de siste årene svingt mellom minimumsverdier ca. 2-2.5 ml/l og maksimumsverdier 4 til 4.5 ml/l. Fra 1970-tallet og fram til slutten av 1990-tallet varierte det mer gjennom året, med minimumskonsentrasjon 1-2 ml/l og maksimumskonsentrasjoner 4-5 ml/l.

I alle de tre bassengene er oksygeninnholdet på 20-40 m dyp vesentlig lavere enn i overflatelaget (4 m dyp); stort sett er forskjellen ca. 5-6 ml/l i Bekkelagsbasenget og Bunnefjorden og 3-4 ml/l i Vestfjorden. I Drøbaksundet (Figur 10) er det mye mindre forskjell mellom dypene. På 40 m dyp varierer oksygenkonsentrasjonen typisk i området 4.0-5.5 ml/l, altså omkring maksimumsnivået i Vestfjorden, og gjennomsnittsnivået er ca. 1.5 ml/l lavere enn på 4 m dyp. Det er også mye mindre tydelige endringer over lang tid; oksygenforholdene etter år 2000 er ikke vesentlig annerledes enn på 1970-tallet, og iallfall ikke høyere enn før de siste 10 år; i 20 m dyp er de heller litt lavere.



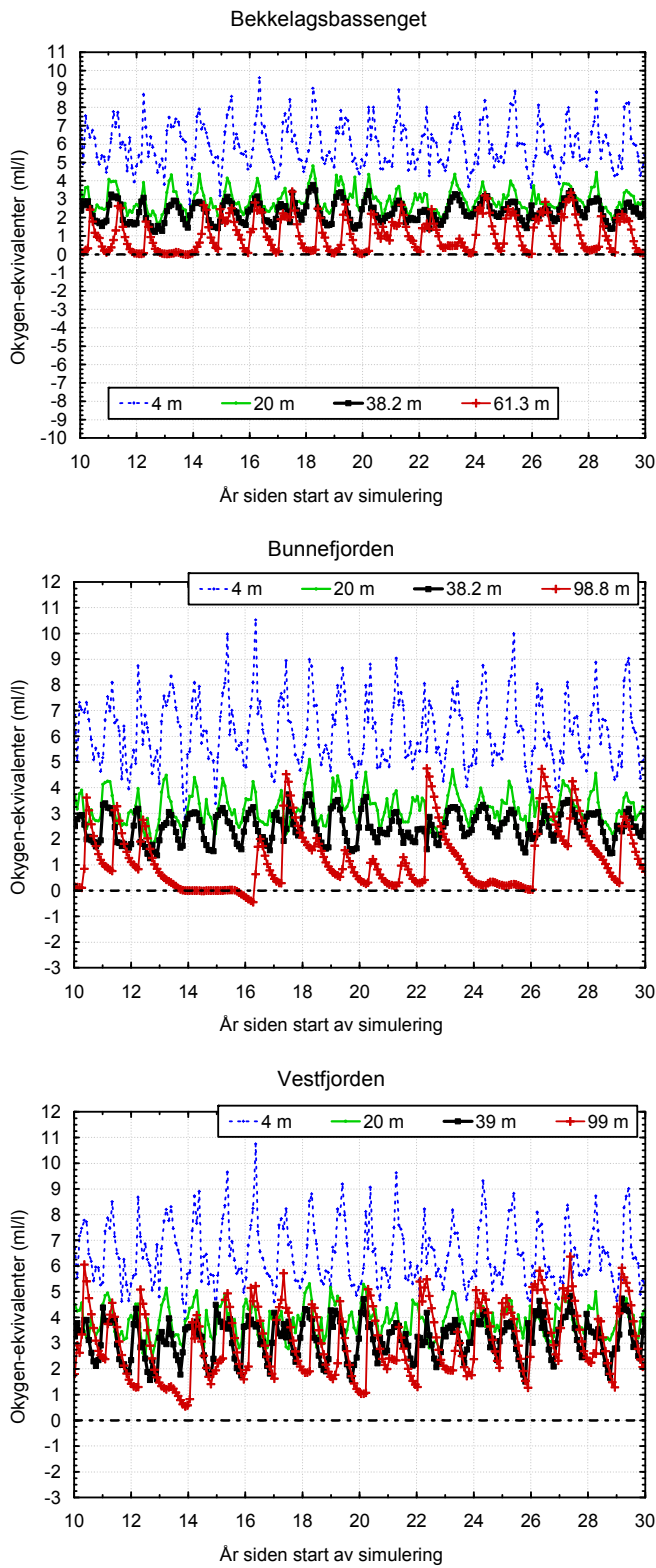
Figur 10. Observerte oksygenkonsentrasjoner i utvalgte dyp i Drøbaksundet.

Overvåkningsdata for oksygeninnhold viser altså både klare forskjeller mellom hovedbassengene og mellom Indre Oslofjord og Drøbaksundet, og indikerer en utvikling over tid i Indre Oslofjord som det kan være naturlig å se i sammenheng med endringer i forurensningstilførsler.

Tilsvarende figurer fra modellkjøringen for 2009-situasjonen for Bekkelagsbasenget, Bunnefjorden og Vestfjorden vises i Figur 11. Bare de siste 20 år av en simulering på 30 år er vist, slik at det representerer en situasjon etter at fjorden har innstilt seg på tilførselssituasjonen. Tidsskalaen er omtrent som i plottene av observasjoner over. Modellresultatene skal sammenlignes med de siste 8-10 år av observasjonene.

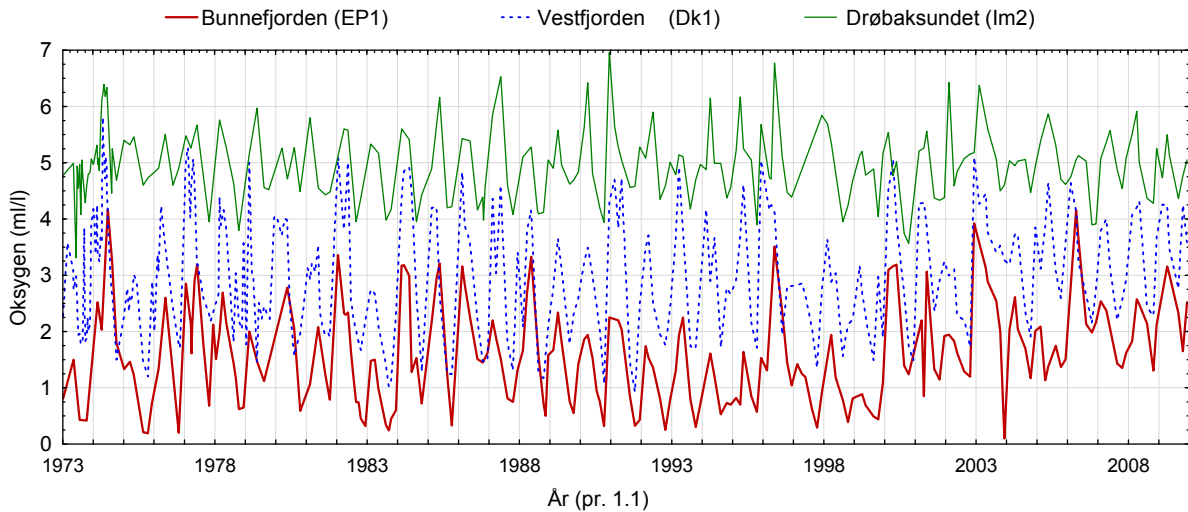
En sammenligning av Figur 11 med observasjonene fra de siste 10 år i Figur 7 til Figur 9 viser at modellen gir noenlunde riktig bilde av mønsteret for hvordan oksygeninnholdet varierer over årstid og mellom dyp, også med hensyn til variasjonsområde. men det er kanskje litt for liten forskjell mellom

20 og 40 m dyp i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, og litt for stor forskjell mellom 40 og 100 m dyp i Vestfjorden. I observasjonene ser det ut til at variasjonen på 40 m i Bunnefjorden er sterkere knyttet til dypvannsutsiftningene enn det som fremkommer i modellresultatene.



Figur 11. Modellresultater for oksygenkonsentrasjoner i utvalgte dyp i Bekkelagsbassenget, Bunnefjorden og Vestfjorden, for utslippsitasjon pr. 2009

Modellresultatene i Figur 11 viser bare situasjonene med utslipp slik de har vært etter 2000. For å sammenligne modell og observasjoner mer direkte når det gjelder respons på endringer i tilførselene, kan vi se nærmere på forholdene på ca. 40 m dyp. Figur 12 viser tidsserien av målinger fra 1973 til og med 2009 på 40 m dyp i Bunnefjorden, Vestfjorden og i Drøbaksundet. Mens det fram til slutten av 1999 jevnlig forekom verdier under 0.5 ml/l i Bunnefjorden i oktober, ser vi at det etter år 2000 nesten ikke har vært målt verdier under 1 ml/l; unntaket er én lav verdi ned mot 0 ml/l i slutten av 2003. Vi ser den samme tendensen i Vestfjorden, selv om utslagene er noe mindre; før 2003 kom oksygenkonsentrasjonene ofte ned i 1.5 ml/l om høsten, etter 2003 har de holdt seg over 2 ml/l.

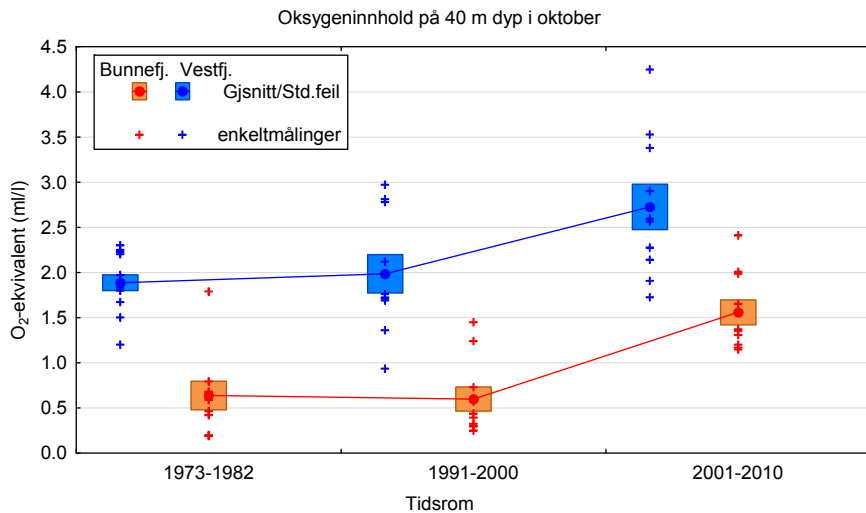


Figur 12. Målte oksygenkonsentrasjoner på 40 m dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden fra 1973 til 2009

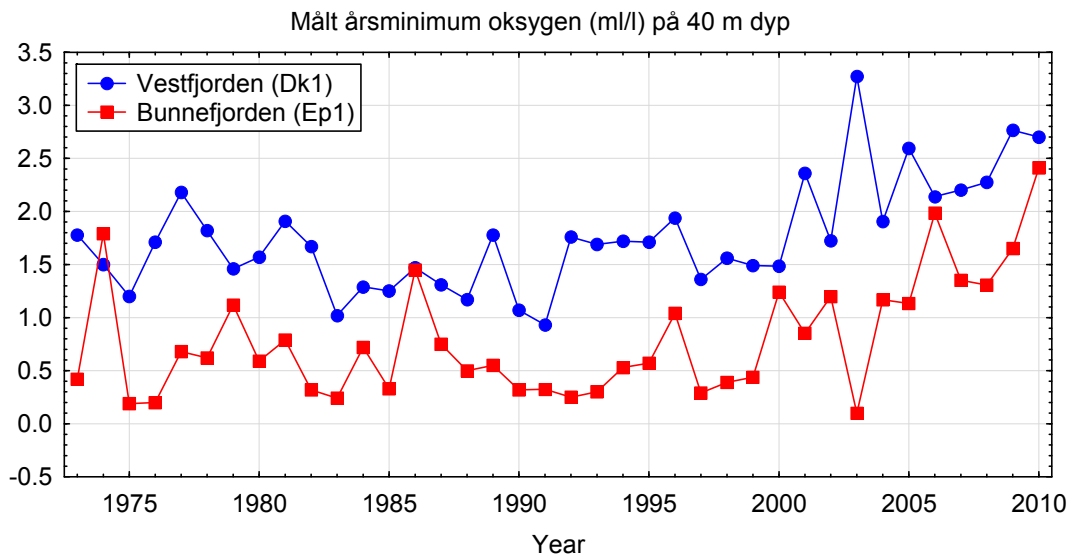
Figur 13 viser en statistisk sammenfatning av hvordan observert oksygeninnhold om høsten (oktober) på 40 m dyp i hhv. Bunnefjorden og Vestfjorden har endret seg over tid, ved å sammenligne tre tiårsperioder. I perioden 1990-2000 var gjennomsnittlig høstkonsentrasjon i Bunnefjorden ca. 0.5 ml/l, omtrent det samme som tidligere i 1973-1982; etter år 2000 har det ligget på i gjennomsnitt 1.5 ml/l. Vestfjorden viser en nesten like stor økning, fra 1.9 ml/l til 2.7 ml/l. Enkeltobservasjonene er også markert på figuren, de viser at også laveste konsentrasjon i løpet av 10-årsperioden har endret seg tilsvarende. Det forekommer noen avvikende høye verdier (>4 ml/l i Vestfjorden), som kan skyldes at dypvannsfornyelsen noen år allerede har startet i oktober.

Figur 14 gir et supplerende bilde av oksygenutviklingen ved å vise årsminimum uansett måned som tidsserier. De to kurvene gir et klart bilde av en økning av oksygennivåene over de siste ti år, og en kan også spore en tendens til motsatt rettet fluktusjon fra år til år i de to bassengene. Det er ikke så urimelig, fordi det i år med god dypvannsutskiftning i Bunnefjorden vil være mer gammelt dypvann derfra som løftes opp og strømmer over i Vestfjorden over terskeldypet på 50 m.

Det ser derfor ut til at det har skjedd en systematisk endring fra og med ca. år 2000, og det er nærliggende å sette det i sammenheng med at det nye Bekkelaget renseanlegg med dyputslipp i Bekkelaget ble satt i drift da. Det kan se ut som den økte vannsirkulasjonen dette setter opp, også kan ha gjort seg gjeldende i Bunnefjorden, og kanskje også indirekte i Vestfjorden. I Drøbaksundet på samme dyp har det ikke vært noen tilsvarende tydelig endring, så det kan virke sannsynlig at det er noe som har skjedd lokalt i indre Oslofjord.



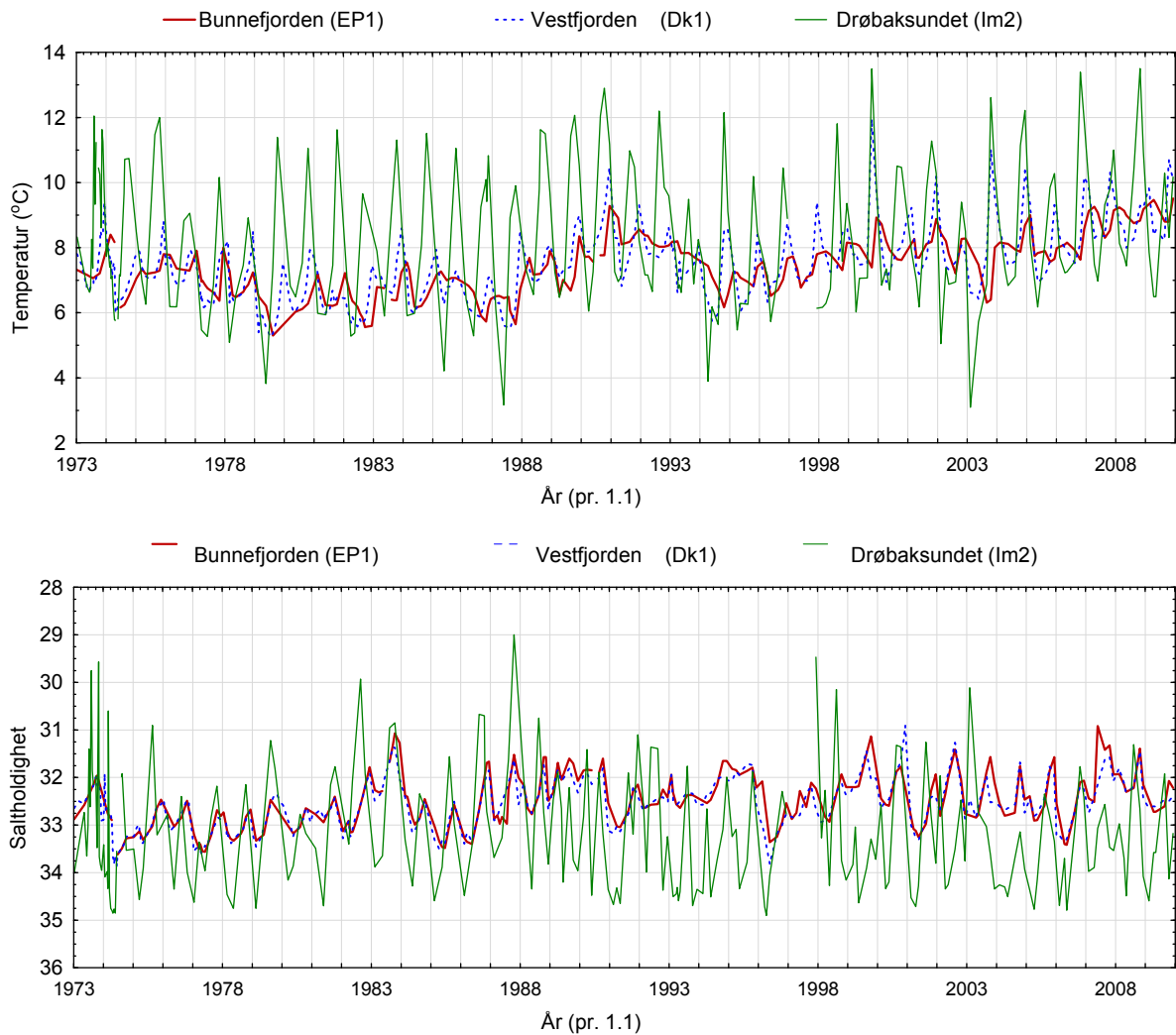
Figur 13. Statistikk for observert oksygeninnhold på 40 m dyp i oktober i Vestfjorden og Bunnefjorden før og etter år 2000.



Figur 14. Minste målte oksygenkonsentrasjon hvert kalenderår på 40 m dyp i Vestfjorden og Bunnefjorden.

Det må bemerkes at dersom en slik endring i vannsirkulasjon også innebærer en gjennomsnittlig forskyvning av når på året vannutskiftninger starter, vil statistikken ikke nødvendigvis gi et riktig bilde av reelle endringer i årsminimum, fordi plasseringen av overvåkingstoktene vil være litt annerledes enn før i forhold til mønsteret for variasjon i oksygenivåene.

Det er dessuten ikke sikkert at hele endringen skyldes forbedret vannsirkulasjon pga. dyputslipp. Det er ingen tilsvarende forandring i Vestfjorden rundt 1985 da dyputslippet fra VEAS ble satt i drift. Det kan skyldes at den naturlige vertikalblanding er større, slik at tilleggsvirkningen av dyputslippet blir relativt mindre og mer kamuflert av andre variasjoner i tid. Det kan også være naturlige variasjoner som ligger bak noen av de endringene vi ser over tid i observasjonene. Figur 15 viser tidsserier av målt temperatur og saltholdighet på 40 m dyp i tilsvarende plott som for oksygen i Figur 12.



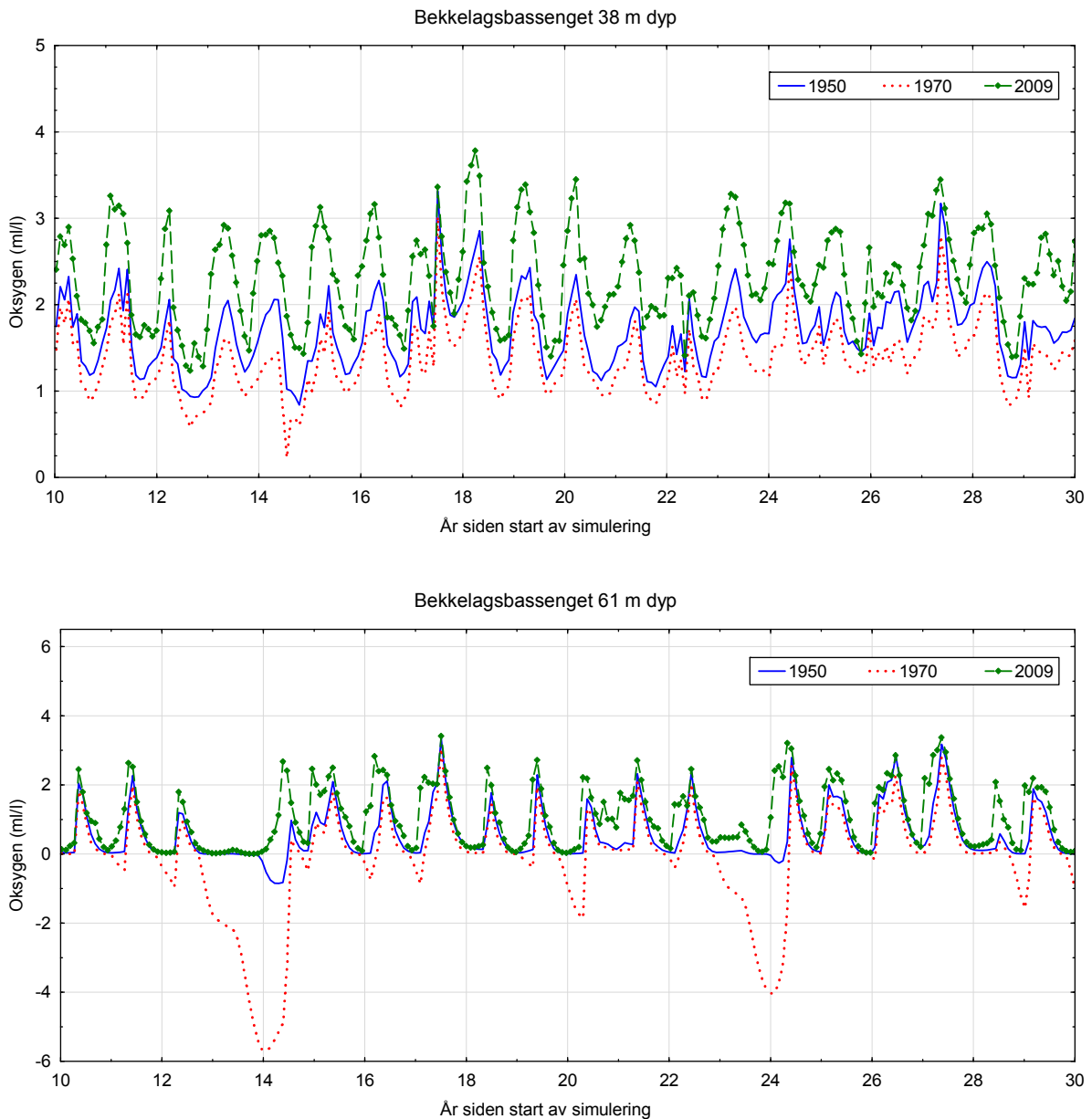
Figur 15. Temperatur og saltholdighet målt på 40 m dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden 1973-2009. Saltholdighetsaksen er reversert.

Det er en viss tendens til at temperaturen utenfor Drøbaksundet følger samme trend som i Indre Oslofjord, men med mye større årstidssvingninger. Temperaturen har variert i perioder, med særlig høye verdier rundt 1990 og de siste tre år; generelt er det høyere temperaturer etter 1990 enn i perioden før. Det er også en tendens til avtagende saltholdighet i perioden 1974-1990, til tross for noen markerte svingninger. Etter 1985 har saltholdigheten variert mer eller mindre i det samme intervallet med årstid, uten noen markert langtidstrend. Sammenligner vi observasjonene fra 1970-tallet med 2000-tallet, har saltholdigheten på 40 m dyp avtatt med i størrelsesorden 0.5. Noe av endringene vi ser kan skyldes endret vannsirkulasjon og vannutskiftning pga. dyputslipp av avløpsvann i Vestfjorden og senere også i Bekkelagsbassenget, men det meste er antagelig knyttet til variasjoner i ferskvannstilrenning, klima og hydrografi i ytre Oslofjord. Dette vil også påvirke oksygenforholdene, og det er derfor ikke sikkert at modellen skal fange opp de observerte forskjellene mellom historiske situasjoner i parallelle kjøring hvor slike variasjoner holdes uendret mellom kjøringene. Det kan imidlertid også være at endringer i tilførselene har gitt enda større virkninger, men at det motvirkes av naturlige endringer eller påvirkninger på ytre Oslofjord som virker motsatt vei.

For å prøve å skille fra hverandre ulike tendenser og isolere virkning av tilførselsendringer bedre kan det være aktuelt å gjøre grundigere analyser av overvåkningsdata og se det i sammenheng med meteorologi og vannføringsdata, men det ligger utenfor rammen for dette prosjektet.

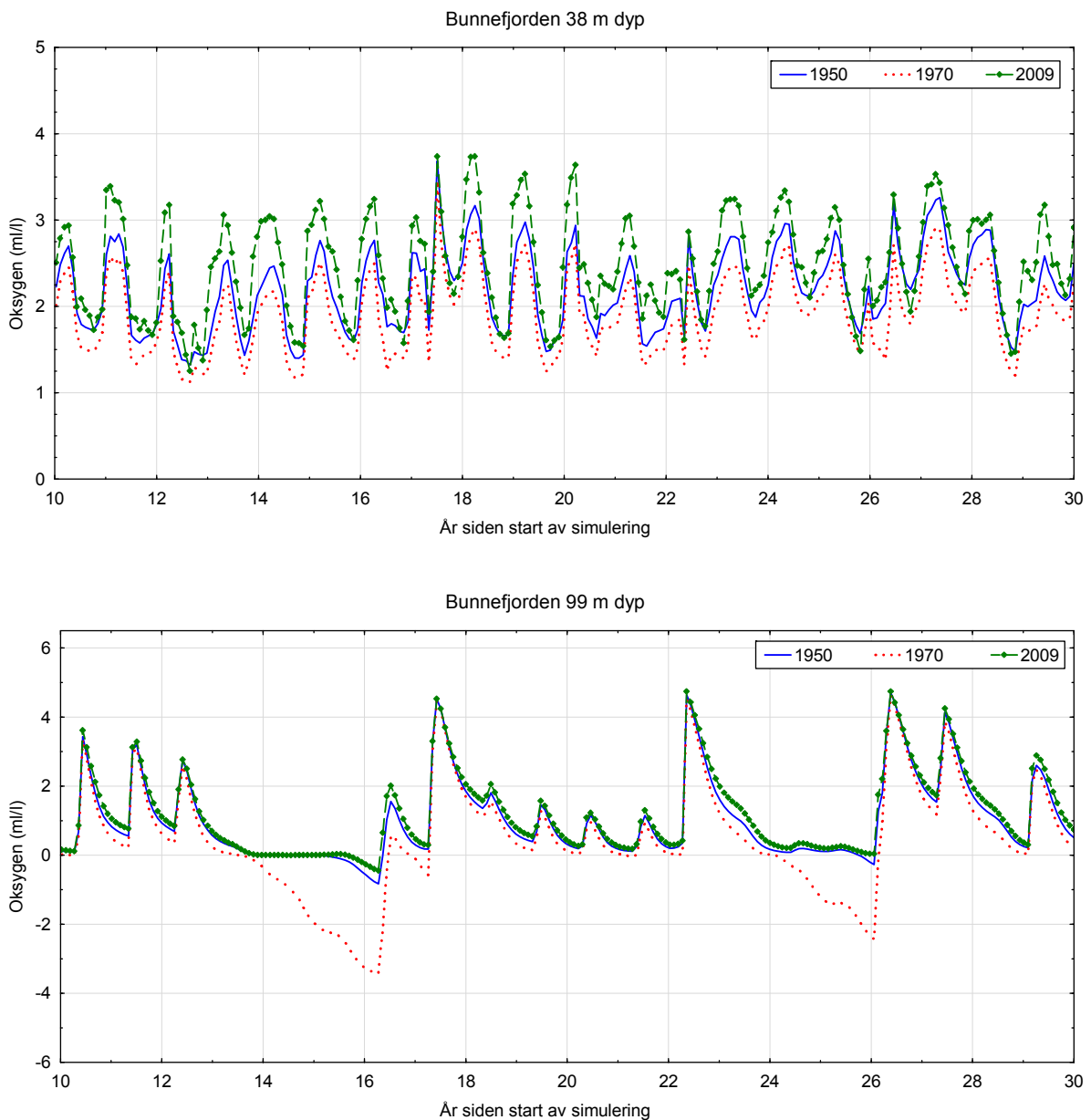
Samsvaret mellom modell og observasjoner når det gjelder virkning av utslippsendringer kan vurderes ut fra Figur 16 til Figur 18, som viser oksygeninnholdet på ca. 40 og 60 m dyp i Bekkelagsbassenget, og på 40 og 100 m dyp i Bunnefjorden og Vestfjorden. Hvert plott viser tre parallelle modellkjøringer med utslippssituasjoner for hhv. 1950, 1970 og 2009. Alle drivende krefter er like i de tre kjøringene, bare tilførselene er forskjellige. Kjøringen for 2009-utslipp er den samme som er vist i Figur 11.

Det er en markert årstidsvariasjon på samme måte som i observasjonene, med de høyeste verdiene om vinteren og de laveste verdiene om høsten. De uregelmessige variasjonene i drivende krefter over tid gir en variasjon mellom år som kan tilsvare de mer kortsiktige svingningene fra år til år i observasjonene, mens det er forskjellen mellom modellkjøringene som skal sammenlignes med observerte historiske endringer over lengre tid slik de kommer fram i Figur 12, spesielt mellom 1970-tallet og 2000-tallet.

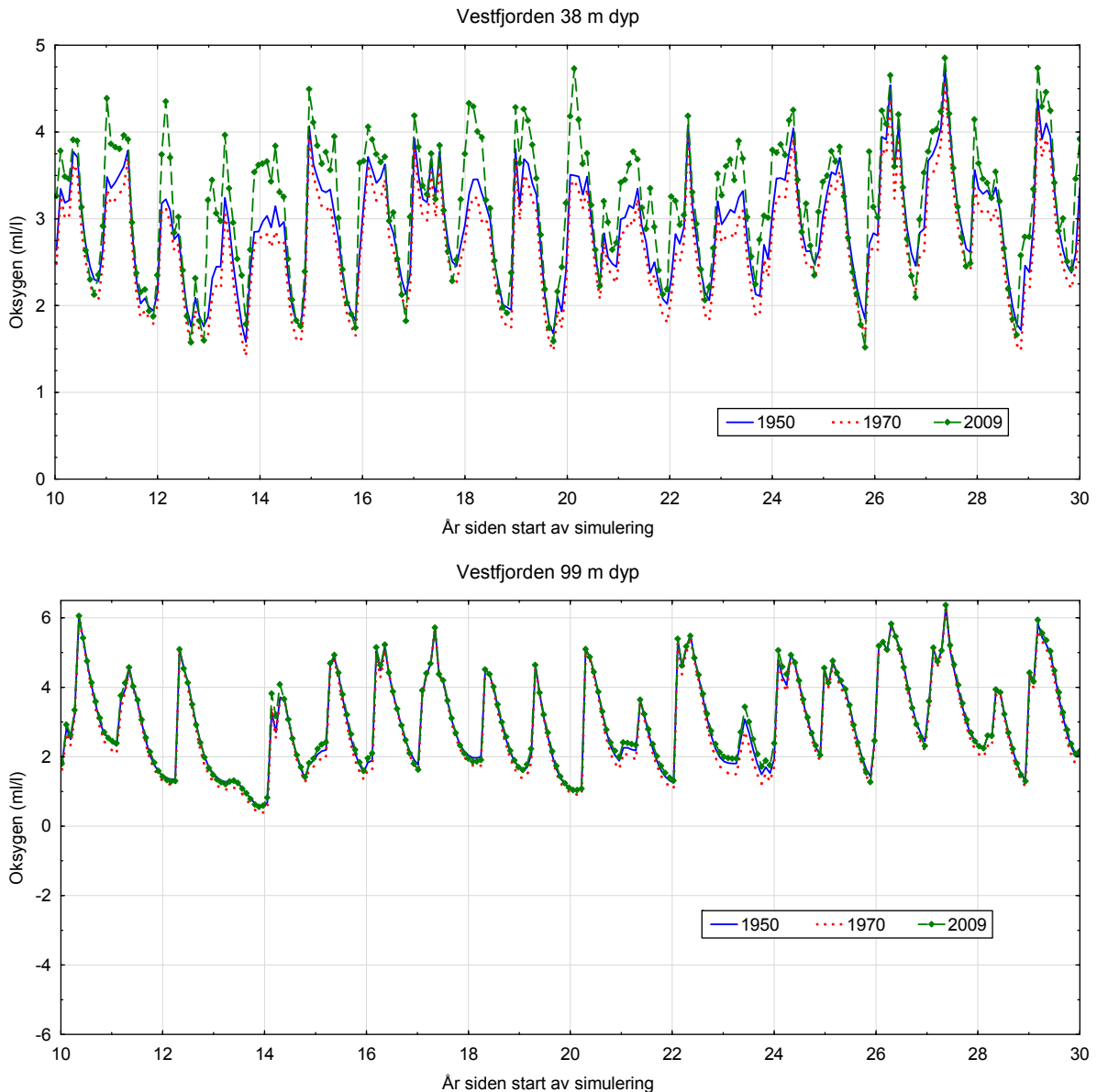


Figur 16. Modellresultater for oksygenkonsentrasjon i Bekkelagsbassenget for parallelle kjøring med utslippssituasjon for 1950, 1970 og 2009. Bemerk ulik vertikalakse i øvre og nedre del av figuren.

For dypvannet stemmer forskjellen mellom utslippsituasjonene ganske godt med observerte endringer i perioden fra 1973 til 2009 for Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden (Figur 7 og Figur 8). I Bekkelagsbassenget på 60 m dyp gir 1970-situasjonen H₂S-utvikling til en oksyngjeld på opptil 6 ml/l, mens det ikke er H₂S-utvikling for 2009-situasjonen. I Bunnefjorden på 100 m dyp har 1970-situasjonen opp mot 3 ml/l oksyngjeld omtrent som observert, mens det ikke er særlig H₂S-utvikling i 2009-situasjonen. I Vestfjorden på ca. 100 m er variasjonsområdet ganske riktig, iallfall når vi ser på 1970-situasjonen (kfr. Figur 9), med årstidsvariasjon stort sett mellom minimumsverdier fra 1 til 2 ml/l og maksimumsverdier fra 5 til 6 ml/l, men her er det for lite forskjell i modellresultatene fra ulike utslippsituasjoner sammenlignet med det en ser i Figur 9. Modellen gir en økning på ca. 0.2 ml/l på 100 m dyp i Vestfjorden, mens observasjonene viser en mye større økning, kanskje opp mot 1 ml/l, spesielt når det gjelder minimumskonsentrasjonene. Her er det altså et avvik som tyder på at modellen bør kalibreres bedre.



Figur 17. Modellresultater for oksygenkonsentrasjon i Bunnefjorden for parallelle kjøring med utslippsituasjon for 1950, 1970 og 2009. Bemerk ulik vertikal akse i øvre og nedre del av figuren.



Figur 18. Modellresultater for oksygenkonsentrasjon i Vestfjorden for parallelle kjøring med utlippssituasjon for 1950, 1970 og 2009.

På 38 m dyp er modellresultatene mye mer like i alle tre bassenger, slik som i observasjonene, men forskjellen mellom modellresultatene for de tre utlippssituasjonene er generelt mindre enn de observerte endringene fra 1973 til 2009 i Figur 12. Variasjonsområdet i modellresultatene når det gjelder svingninger gjennom året stemmer her best med 2009-situasjonen. For alle tre bassengene viser modellresultatene en tendens til at det er maksimumskonsentrasjonene om vinteren som øker mest når en går fra 1970-tallets utlipp til 2009-situasjonen. Denne tendensen er sterkest for Vestfjorden. Observasjonene tyder derimot på at det er minimumskonsentrasjonene om høsten som har økt mest over tid.

For Bekkelagsbassenget på 38 m dyp gir modellresultatene en økning fra 1970-utlipp til 2009-utlipp på 0.6 ml/l for midlere årsminimum og 0.8 ml/l for middelverdien over hele året. For Bunnefjorden er tilsvarende tall hhv. ca. 0.25 og 0.5 ml/l. I begge tilfeller er det i størrelsesorden 25 til 50 % av den endringen som observasjonene tyder på, men som nevnt kan det være usikkert hvor stor del av de

observerte endringene som er knyttet til endringer i tilførsler. For Vestfjorden på 38 m dyp gir modellresultatene en økning fra 1970 til 2009 på bare 0.04 ml/l i midlere årsminimum og ca. 0.4 ml/l i generell middelvei (som gjennomsnitt eller median), mens observasjonene tyder på at oksygeninnholdet på ca. 40 m dyp i Vestfjorden kan ha økt med ca. 0.7 ml/l.

Også for Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden på 38 m dyp ser det ut til at modellresultatene gir mindre endring i årsminimum enn i generell middelvei, mens det er omvendt for observasjonene. Det indikerer at det er et avvik i forløpet gjennom året mellom modell og observasjoner som gjør at endring i middelkonsentrasjon over hele året i modellen er noe mer representativ enn endringene i årsminimum, og det skal derfor i det følgende legges mest vekt på generell middelvei for oksygenkonsentrasjon.

Det skal bemerkes at noe av forskjellene mellom modell og resultater kan skyldes at modellresultatene er tatt ut med 1 måneds mellomrom fra simuleringen, dvs. dobbelt så stor frekvens som for det meste av observasjonene, med 6 tokt i året. Det kan særlig få betydning for maksimum og minimum gjennom året, mens middelværdien over hele året vil være mer sammenlignbar.

Dersom vi antar at observerte endringer i oksygenforhold i hovedsak skyldes utslippsreduksjoner og dyputslipp, ser det ut til at den oksygenreduksjonen modellen beregner i 40 m dyp sammenlignet med overflatelaget er i størrelsesorden $\frac{1}{4}$ til halvparten av hva det skulle være, og det ser også ut til at endringene i midlere oksygenkonsentrasjon over alle årstider er mer representative enn endringene i årsminimum i modellresultatene.

Underestimeringen i modellen kan tenkes å komme av at modellen har for stor vertikalblanding mellom overflaten og dypere lag, slik at virkningen av et gitt oksygenforbruk i dypere lag blir for lave. I så fall er det naturlig å regne med at det kan være en tilsvarende underestimering av forskjeller mellom fremtidsscenarioene som det en ser tegn til i forskjellen mellom de historiske situasjonene.

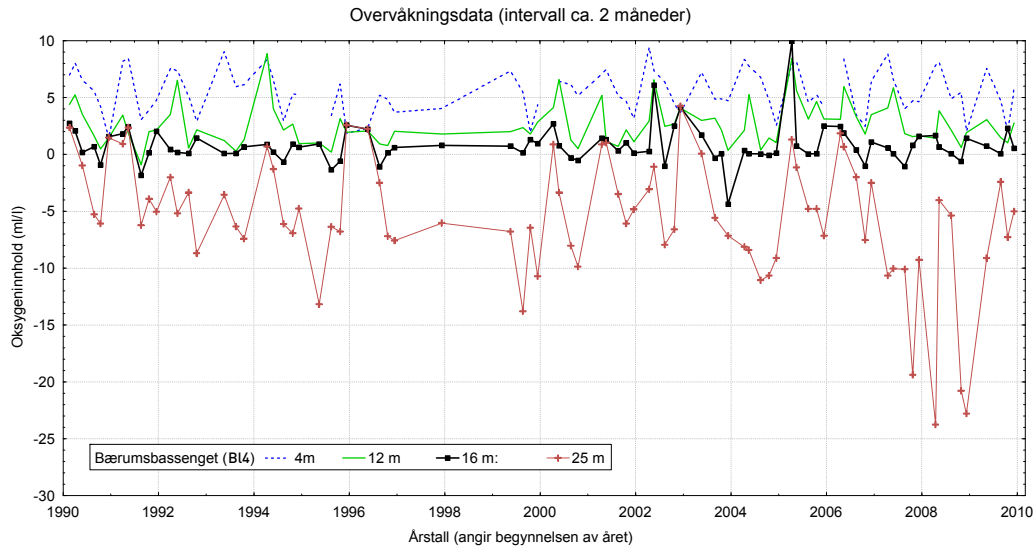
Det kan imidlertid også skyldes at modellen gir for lite nedsynkning av oksygenforbrukende materiale ved store overflatetilførsler som det en hadde rundt 1970. I så fall vil vi ikke vente at forskjellene mellom ulike fremtidsscenarioer skal være underestimert på samme måte, siden de i stor grad dreier seg om endringer i dyputslipp, dvs. tilførsler direkte til dypere lag.

Det bør studeres nærmere for å forbedre kalibreringen av prosessene i modellen. Det er i den forbindelse også nødvendig å ta i betraktning de naturlige variasjonene over tid i fjorden som skjer uavhengig av tilførsler av avløpsvann, og det er ikke uten videre klart hvordan modellen skal kalibreres mot data.

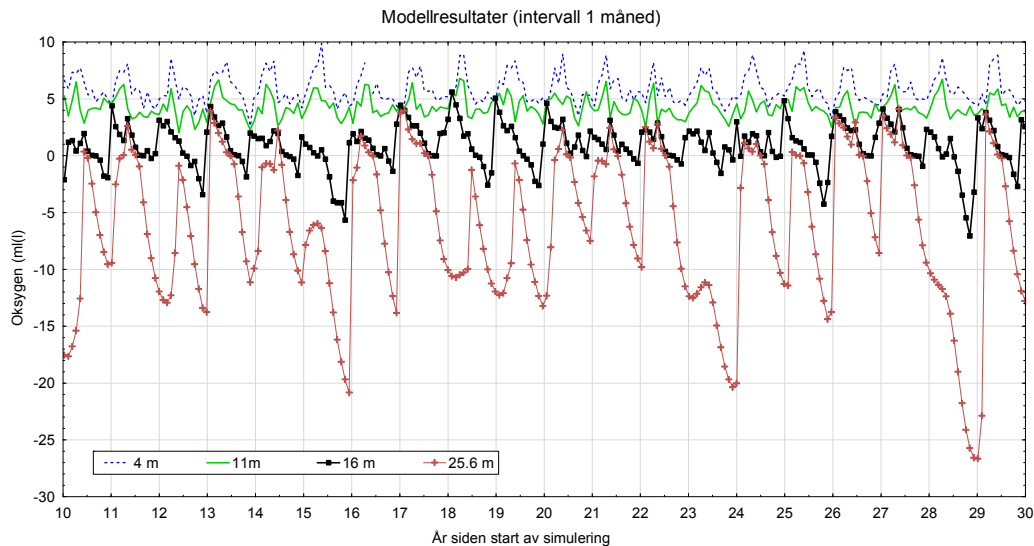
2.2.3 Oksygenforhold i Bærumsbassenget

De dypere lagene i Bærumsbassenget har vært permanent anoksiske så lenge overvåkningsprogrammet har gått, dvs. siden 1973, og det er ingen tegn til at dette er i ferd med å snu, snarere viser de seneste års data høyere H₂S-konsentrasjoner enn før på 25 m dyp. Forekomst av fossile skall fra en dyregruppe som kalles foraminiferer i aldersdaterte sedimenter fra Bærumsbassenget tyder på at det har vært H₂S på 25 m dyp helt siden 1700-tallet og dårlige oksygenforhold også tidligere (Alve et al. 2009). Det kan være verdt å se om en nedpumping av ferskvann til dypvannet kan bidra til raskere reduksjon av tettheten og øke vannutskiftningen, slik at en oppnår oksiske forhold.

Den versjonen av modellen som er kjørt her, har derfor Bærumsbassenget lagt inn som eget basseng. For å se hvordan modellen greier å gjenskape de observerte forholdene i dette bassenget kan overvåkningsdata fra perioden 1990-2010 (Figur 19) sammenlignes med modellresultater for utslippssituasjonen i 2009 (Figur 20). Tilførslene til Bærumsbassenget er spesifisert i modellen ved å splitte opp det som hittil har vært regnet som tilførsler til overflaten i Vestfjorden (kfr. Vedlegg A.).



Figur 19. Observerte oksygenkonsentrasjoner (H_2S regnet om til oksygenekvivalenter) i utvalgte dyp i Bærumssassenget.



Figur 20. Modellresultater for oksygenkonsentrasjoner i utvalgte dyp i Bærumssassenget for utslippssituasjon pr. 2009.

Sammenligningen viser at H_2S -utviklingen i 25 m dyp blir noenlunde riktig beskrevet, med årlig minimum som varierer mellom -10 og -25 ml/l oksygenekvivalenter. Også på 16 m dyp gir modellen et ganske riktig resultat mht. årlig minimum, dvs. stort sett omkring 0, med opp til 5 ml/l oksygen gjeld enkelte år. Imidlertid er årsmaksimum som modellen beregner for 16 m dyp stort sett noe for høye. I 11-12 m dyp gir modellen for høye og for lite varierende oksygenkonsentrasjoner, det samme gjelder til dels også 4 m dyp.

Slik modellen er satt opp her, gjengir den altså oksygenforholdene i de dypeste lagene riktig, men den får ikke med påvirkningen fra dypere lag oppover til 4-12 m dyp fullt ut. Det bør likevel være tilstrekkelig overensstemmelse mellom modell og observasjoner til at modellen kan brukes til å estimere potensialet for å forbedre forholdene i dyplagene ved nedpumping av ferskvann.

3. Data og estimer for tilførsler – grunnlag for modellscenarioer

Tilførslene er i eksisterende modellversjon beskrevet med vannmengde og stofftilførsler gitt på månedsbasis som et midlere årsforløp som gjentas gjennom hele simuleringen med noen stokastiske ("tilfeldige") variasjoner for å gjenspeile realistiske variasjonsmønstre uten å gi noen reell historisk tidsserie. Disse tilførslene justeres med faktorer i de forskjellige scenarioene, uavhengig for vannmengde, nitrogen, fosfor og organisk karbon, og separat valgt for hver tilførselskilde i modellen. For hver simulering gjelder et sett av faktorer som holdes konstante gjennom hele tidsforløpet, og de stokastiske variasjonene følger nøyaktig samme mønster i alle simuleringene, dvs. at relativt variasjonsmønster over tid er det samme i alle scenarioene.

I dette kapitlet presenteres bakgrunnen for å justere tilførsler i forhold til det som ligger i modellen for hovedscenarioene som skal beskrive økt belastning på renseanleggene, dvs. for å bestemme hvilke faktorer som skal legges inn på tilførslene for dagens situasjon. Dette bygger på en analyse av nyere data for vannstrømmer og stoffkonsentrasjoner i innløp, utløp og overløp ved de to store renseanleggene. Sammen med prognoser for fremtidig utvikling i Strategi 2010 gir dette grunnlag for å sette opp fremtidsscenarioer for modellkjøringer. Tilførsler via elver og vassdrag utenom overløp er stort sett holdt som i dag i alle scenarioene, og de er derfor ikke analysert nærmere.

Fra renseanleggene finnes et nokså detaljert datamateriale for vannmengder og stoffkonsentrasjoner i innløp og utløp på døgnbasis. Datasettene fra BRA og VEAS omfatter årene fra 2002 til 2009, med noe ulikt detaljeringsnivå for de to anleggene; det varierer også noe over tid hva som er målt. Disse data er analysert for å få et grunnlag for å kvantifisere hvordan utslippene av rensed avløpsvann og i overløp vil endre seg med økt belastning.

Det er beregnet for to scenarioer, som tilsvarer prognosen for 2030 og 2050 i Strategi 2010. Det tas da utgangspunkt i prognosene for vannføring. Det antas at innløpskonsentrasjon i de økte vannmengdene varierer over tid som i dag. Ut fra dette beregnes stoffmengder i utløp og overløp i en egen beregning, som er uavhengig av, men inspirert av, beregningene i Strategi 2010.

Det kan skisseres to hovedalternativer for hvordan økt belastning håndteres:

1. Rensekapasitet bygges ut i takt med økt belastning.

Det kan tenkes flere varianter, men en rimelig antagelse kan være at en får samme relative variasjon i vannføringer og stoffkonsentrasjoner som i dag, bare med større mengder, slik at en får samme rensegrad i anleggene som i dag. Det kan også være rimelig å anta at samme andel som i dag vil gå i overløp, og med samme stoffkonsentrasjoner. Modellscenarioene som beskriver dette er realisert ved at utslipp og overløp justeres med samme faktor for vann og stoff på alle renseanleggene, og trenger ingen nærmere beskrivelse.

2. Dagens renseanlegg opprettholdes uten videre utbygging av renskapasitet.

Da vil kapasiteten for behandling av avløpsvann oftere overskrides, og en større andel av vannet vil gå ut urensset eller bare med mekanisk rensing. Dette er ikke noe helt veldefinert scenario, fordi det er flere måter å håndtere økte vannmengder gjennom eksisterende avløpsnett og renseanlegg. En kan øke gjennomstrømmingen i renselinjene, slik at mest mulig kjøres gjennom rensing og til dyputslipp, men med kortere oppholdstider og lavere rensegrad, eller sende økte mengder i overløp eller direkte til utslipp utenom renseprosessene og begrense vannmengden gjennom rensetrinnene for å beholde høy rensegrad. Det er derfor ikke opplagt hvordan en skal sette opp tilførselsbeskrivelsen for et scenario uten utbygging av renskapasitet. For modellkjøringene er det lagt til grunn at fordelingen av vann på ulike rensetrinn og i overløp følger samme mønster som i dag som funksjon av total vannføring. Hvordan dette alternativet håndteres er beskrevet nedenfor i kapittel 3.2.

For modellkjøringene er det gjort en kanskje noe pessimistisk antagelse mht fremmedvann for begge typer scenarioer, nemlig at alle døgnvannføringer økes med samme prosent. Det innebærer at den variable fremmedvannmengden øker i takt med tørrværsavrenningen. Dette er også lagt til grunn i kapasitetsanalysen i Strategi 2010. En mer optimistisk variant ville være å anta at mengden fremmedvann blir omtrent uendret, og at økt belastning fra befolkningsvekst i hovedsak kommer som en økning av tørrværsvannføringen. Det ville kreve at utbygging av nye boliger og næringsbygg bare bidro med økt mengde reelt avløpsvann, evt. at arbeidet med å redusere inntrengning av fremmedvann i hele ledningsnettet er omfattende nok til å oppveie de tilskuddene av fremmedvann som følger med ny utbygging. Sammenlignet med den pessimistiske antagelsen vil en større andel av den økte stoffbelastningen da bli behandlet i renseanlegg, og selv om både restutslipp fra renseanlegg og mengden som går i overløp kan øke sammenlignet med i dag, vil økningen bli mindre enn om en antar at også fremmedvannmengden øker proporsjonalt. I denne rapporten er det ikke gjort noen beregninger direkte ut fra en slik antagelse, men det er beregnet for ett scenario som beskriver kraftig reduksjon av utslipp via overløp.

3.1 Prognose for belastningsutvikling på renseanlegg fra Strategi 2010

Prognose for økning i tilførsler til renseanlegg ut fra moderat/realistisk anslag for befolkningsvekst i regionen er gjengitt i Tabell 1 (fra tabell 4.3 i Strategi 2010). I følge denne prognosen vil det meste av økningen i vannmengde fram til 2050 belaste VEAS, men fordi VEAS allerede tar mye større vannmengder enn de andre renseanleggene til sammen, vil den prosentvise økningen være størst på Bekkelaget renseanlegg og Nordre Follo. Stofftransporten til renseanleggene er i Strategi 2010 antatt å øke noe mer enn vannføringen. Nøkkeltallene som brukes ved oppsett av modellscenarioer er vist med fet skrift i tabellen; det er den prosentvise økning i vannmengde fra i dag og til hhv. 2030 og 2050 inn til ledningsnettet til VEAS, Bekkelaget renseanlegg (BRA) og Nordre Follo Renseanlegg (NFR).

Tabell 1. Prognoser fra tabell 4.3 i Strategi 2010 for økning i tilførsler til renseanlegg.

År	Tilførsler til renseanleggene samlet (tonn per år) / % økning fra 2009			Vannføring mill. m ³ per år / % økning fra 2009			
	P	N	C	VEAS	BRA	NFR	Sum
2009	580	4100	12800	109	42	4.4	155.4
2020	690 19%	5000 22%	15300 20%	123 13%	53 26%	5.6 27%	181.6 17%
2030	780 34%	5600 37%	17200 34%	133 22 %	61 45%	6.0 36 %	200 29%
2050	930 60%	6600 61%	20000 56%	150 38 %	72 71%	7.0* 60 %	229 47%

*: Økning anslått ved sammenligning med BRA

3.2 Metode for beregning av tilførsler ved økt belastning på renseanleggene uten videre utbygging av renskapasitet

3.2.1 Generell beskrivelse

For de to store renseanleggene, VEAS og Bekkelaget renseanlegg, beregnes hvilke faktorer som skal brukes for ulik grad av økt belastning ut fra en analyse av data fra de siste årene. Utgangspunktet er en tidsserie med døgnverdier for vannmengde og konsentrasjon inn til og ut fra renseanlegget, samt vannmengde og konsentrasjon i overløp. Det antas at alle totalvannføringer i tidsserien øker med en viss prosent, som spesifisert i Tabell 1, slik at den relative variasjonen over tid blir uendret. Det lages

så en justert tidsserie hvor fordeling av den økte vannmengden på renseanlegg og overløp anslås for hvert døgn, ut fra en modell for hvordan overløpet avhenger av totalvannføringen. Det beregnes også hvordan konsentrasjoner av næringsstoffer N og P samt organisk karbon kan ventes å endre seg i en slik justert tidsserie, både i utløp fra renseanlegget og i overløp. Den konkrete beregningsmodellen som brukes for hvert døgn i serien er beskrevet nedenfor i kapittel 3.2.2.

Deretter summeres vanntransporter og stofftransporter over tid. Forholdet mellom summene for den justerte tidsserien for økt belastning og den faktisk målte tidsserien gir de faktorene som modelltilførslene må endres med for å beskrive ulike scenarier.

Det er altså ikke de justerte tidsseriene for tilførsler som brukes i modellkjøringene direkte, men en forenklet justering hvor alle tilførsler endres med samme faktor, slik at gjennomsnittet blir som i den justerte tidsserien. Analysen av data viser for begge anleggene at det er stor variasjon mellom ulike tidspunkter med omtrent samme totalvannføring mht. om det går vann i overløp, og eventuelt hvor mye. Det er også store variasjoner i innløpskonsentrasjoner ved omtrent samme totalvannføring, og stor variasjon i utløpskonsentrasjon ved omtrent samme vannføring og innløpskonsentrasjon.

Beregningen for økt belastning på eksisterende anlegg baseres på faktisk observert variasjon i overløpsmengde, men anvender midlere observerte trender for endringer i vannfordeling og konsentrasjoner ut fra vannføring hvert døgn, og prøver ikke å gi et realistisk bilde av hvordan forholdene reelt sett vil variere fra døgn til døgn. Målet er bare å gi et best mulig estimat for hvordan gjennomsnittlig utslipp i overløp og fra renseanlegg vil endre seg med økt belastning.

Resultatet bygger på grove og usikre antagelser og på det en kan estimere ut fra eksisterende data, og det kan være grunn til å vurdere om det burde gjøres en mer detaljert modellering av tilførslene basert på kunnskap om vannfordeling og regulering av renseprosesser ved økt belastning.

3.2.2 Beregning av vannmengder i overløp og dyputslipp ved økt belastning

For å estimere hvordan økt belastning vil endre vannføring og stofftilførsler i dyputslipp og overløp, beregnes først justerte døgnvannføringer totalt for hvert døgn i den faktiske dataserien. Alle døgnvannføringene reguleres med samme prosent, som spesifisert for Bekkelaget renseanlegg og VEAS i Tabell 1. Deretter beregnes en forventet fordeling på overløp og dyputslipp med de økte totalvannføringene for hvert døgn i serien.

Når gjennomsnittlig totalvannføring øker, må det forventes at gjennomsnittlig andel som går i overløp også blir større. En kan imidlertid ikke regne med at det bare er den delen av vannføringen som overstiger en bestemt grense for et gitt døgn som går i overløp. Data fra renseanleggene viser i stedet at det på døgnbasis er en gradvis overgang til hyppigere og større overløp ettersom vannføringen øker rundt kapasitetsgrensen for renseanlegget. Ut fra de originale dataseriene beregnes derfor en statistisk sammenheng som gir gjennomsnittlig overløp for en gitt restkapasitet (=kapasitet – totalvannføring) i form av en interpoleringstabell. For hvert døgn i serien interpoleres det i denne sammenhengen med oppjustert totalvannføring som inngangsverdi, slik at vi får en tilsvarende tidsserie med forventet mengde i overløp hvert døgn ved økt belastning.

Matematisk kan det uttrykkes som nedenfor, med V = vannføring, merket med ovl for overløp og tot for totalvannføring. Symboler med stjerne (*) angir justert verdi for økt belastning, mens de uten stjerne angir historisk verdi i datasettet. Funksjonen $v_{ovl}(V_{kap} - V_{tot})$ er den nevnte interpoleringsfunksjonen for midlere overløpsvannføring. I argumentet for denne funksjonen inngår V_{kap} som er en nominell kapasitetsgrense, dvs. at gjennomsnittlig vannføring i overløp varierer som en funksjon av forskjellen mellom kapasitet og total vannføring.

Beregningen tar hensyn til at kapasiteten kan være en annen for det tenkte scenario med økt vannføring enn for den perioden data er fra. Utgangspunktet er målte tidsserier $V_{tot}(t)$ og $V_{ovl}(t)$ hvor t = dag nr. Så beregnes for hver dag (t) i dataserien

$$V_{tot}^*(t, p) = (1 + p/100) \cdot V_{tot}(t) \quad \text{Vannføring økt med } p \text{ prosent}$$

$$I_{ovl}^*(t, p) = v_{ovl} (V_{kap}^* - V_{tot}^*(t, p)) \quad \text{Interpolert overløpsvannføring etter økning av totalvannføringen, med kapasitetsgrense for det scenario som skal beregnes.}$$

$$I_{ovl}(t) = v_{ovl} (V_{kap} - V_{tot}(t)) \quad \text{Interpolert overløpsvannføring ved gitt totalvannføring før økning med gjeldende kapasitetsgrense for den perioden data er fra.}$$

$$V_{ovl}^*(t, p) = I_{ovl}^*(t, p) \frac{\sum_t V_{ovl}(t)}{\sum_t I_{ovl}(t)} \quad \text{Estimert overløpsvannføring, korrigert for systematisk avvik pga. stykkevis lineær interpoleringsfunksjon.}$$

$$V_{RA}^*(t, p) = V_{tot}^*(t, p) - V_{ovl}^*(t, p) \quad \text{Estimert vannføring gjennom renseanlegget, beregnet for hvert døgn som forskjellen mellom totalvannføring og overløp i justert tidsserie.}$$

På den måten blir det beregnet en tidsserie med midlere forventet mengde i overløp for hvert døgn. Den justerte overløpsserien har gjennomsnittet riktig justert, men er jevnere fordelt over tid enn den reelle serien.

Faktorer for justering av overløpsvannføring i modellen beregnes som forholdstallet mellom summen av overløp før og etter økning av vannføring

$$F_{V,ovl} = \frac{\sum_t V_{ovl}^*(t, p)}{\sum_t V_{ovl}(t)} = \frac{\sum_t I_{ovl}^*(t, p)}{\sum_t I_{ovl}(t)}$$

3.2.3 Beregning av stofftransporter i overløp ved økt belastning

For den faktiske tidsserien beregnes overløpstransporten ut fra målt eller antatt konsentrasjon C_{ovl} kombinert med den faktiske serien av overløpsvannføringer:

$$A = \sum_t C_{ovl} V_{ovl}(t)$$

Ved økt belastning vil overløpstransporten øke både fordi det blir mer vann som går i overløp (større andel av økt totalmengde), og fordi en større andel av overløpene kommer ved relativt mye mindre fremmedvann, dvs. med større innslag av avløpsvann med høy konsentrasjon. Dataserien kan ikke brukes direkte til å anslå hva konsentrasjonene i overløp blir ved økt belastning, men det antas at sammenhengen mellom vannføring og innløpskonsentrasjoner kan gi en pekepinn. Innløpskonsentrasjonen til renseanlegget er påvirket av fortykning med fremmedvann. Når det blir økt andel i overløp pga. økt belastning i forhold til renseanleggets kapasitet, blir det også mer overløp i situasjoner med høy innløpskonsentrasjon.

Det er derfor gjort en teoretisk beregning av hva transporten vil være dersom vannet som går i overløp hadde innløpskonsentrasjon, basert på beregnet estimat for midlere forventet overløpsvannmengde hvert døgn ($I_{ovl}(t), I_{ovl}^*(t,p)$). Dvs. vi får to estimater for overløpstransport før og etter økt belastning:

$$B = \sum_t C_{innløp} I_{ovl}(t)$$

$$B^* = \sum_t C_{innløp} I_{ovl}^*(t,p)$$

Det antas nå at forholdstallet B^*/B for den hypotetiske beregningen med innløpskonsentrasjoner også kan brukes som grovt mål på den relative økningen av den reelle overløpstransporten. Faktoren $F_{S,ovl}$ for økning av stofftransport i utløp for et scenario med økt belastning beregnes som

$$F_{S,ovl} = B^*/B$$

Dvs. at den økte transporten beregnes som

$$A^* = A \cdot B^*/B$$

3.2.4 Beregning av stofftransport i utslipp av behandlet vann etter økt belastning

Stofftransporten med utslippet fra renseanlegget beregnes ut fra empiriske sammenhenger mellom vannføring gjennom renseanlegget og utløpskonsentrasjon.

Økt belastning vil bety at en større vannmengde går gjennom anlegget, med i gjennomsnitt større andel på renselinjer med dårligere rensing, eller kortere oppholdstid i de ulike renselinjene. Det kan gi som resultat at utløpskonsentrasjon øker med vannføringen for en gitt innløpskonsentrasjon.

Det kan også tenkes at utløpskonsentrasjon avtar når innløpskonsentrasjon blir mindre. Siden innløpskonsentrasjonen i gjennomsnitt avtar med økende vannføring som en fortynningseffekt, kan det delvis arte seg som en tendens til at utløpskonsentrasjonen avtar med økt vannføring.

Det må derfor skilles mellom tilsynelatende variasjon med vannføring som egentlig er en sammenheng mellom innløps- og utløpskonsentrasjon og en reell variasjon med vannføring for gitt innløpskonsentrasjon. Bare den siste typen variasjon skal være med når en faktisk dataserie for vannmengde og konsentrasjon skal regnes om til et scenario hvor vannføringene gjennom renseanlegget øker, mens innløpskonsentrasjonene er de samme.

For stoffkomponenter hvor utløpskonsentrasjon C_{ut} varierer reelt med vannføringen V_{RA} gjennom renseanlegget antas det nå at variasjonen kan beskrives som en funksjon

$$C_{ut}(t) = c_v(V_{RA}(t)) \cdot c_x(C_{inn}; X)$$

Her er c_x en funksjon av innløpskonsentrasjon og andre forhold som ikke har direkte med vannføringen å gjøre. Da kan stofftransporten T i utløpet estimeres ved å multiplisere den oppjusterte vannføring med målt utløpskonsentrasjon, justert for virkningen av økning av total vannføring med p prosent:

$$T_{ut}^*(t,p) = V_{RA}^*(t,p) \left[C_{ut}(t) \frac{c_{ut}(V_{RA}^*(t,p))}{c_{ut}(V_{RA}(t))} \right]$$

Det som står i hakeparentes er utløpskonsentrasjon C_{ut}^* for det aktuelle døgnet, justert for økt vannføring. Beregningen tar altså med korttidsvariasjonene i den opprinnelige dataserien, gitt ved

døgnverdier for V_{RA} og C_{ut} , men justerer døgnverdiene ut fra de midlere sammenhengene mellom totalvannføringer og overløpsvannføring og mellom vannføring gjennom renseanlegget og utløpskonsentrasjon.

Selv når beregningen gjøres for $p=0$, altså uten noen økning, og med den kapasiteten som gjaldt for måletidsrommet, vil den gi et litt annet resultat enn den originale tidsserien

$$T_{ut}(t) = V_{RA}(t)C_{ut}(t)$$

Det skyldes at reell fordeling på overløp og renseanlegg gjøres ut fra midlere forventet overløp i hvert døgn, og at interpoleringen i overløpsfunksjonen er stykkevis lineær. For å kompensere for det beregnes faktoren $F_{S,ut}$ for økning av stofftransport i utløp i forhold til den reelle dataserien

$$F_{S,ut} = \frac{\sum_t T_{ut}^*(t, p)}{\sum_t T_{ut}^*(t, 0)}$$

For de stoffkomponentene hvor det ikke er funnet noen reell empirisk sammenheng mellom vannføring og utløpskonsentrasjon, benyttes målt konsentrasjon i dataserien C_{ut} direkte, dvs. at $c_{ut}(V_{RA})$ er en konstant.

3.3 Analyse av tilførselsdata for Bekkelaget renseanlegg (BRA)

Den fullstendige renseprosessen på Bekkelaget renseanlegg består av følgende hovedtrinn:

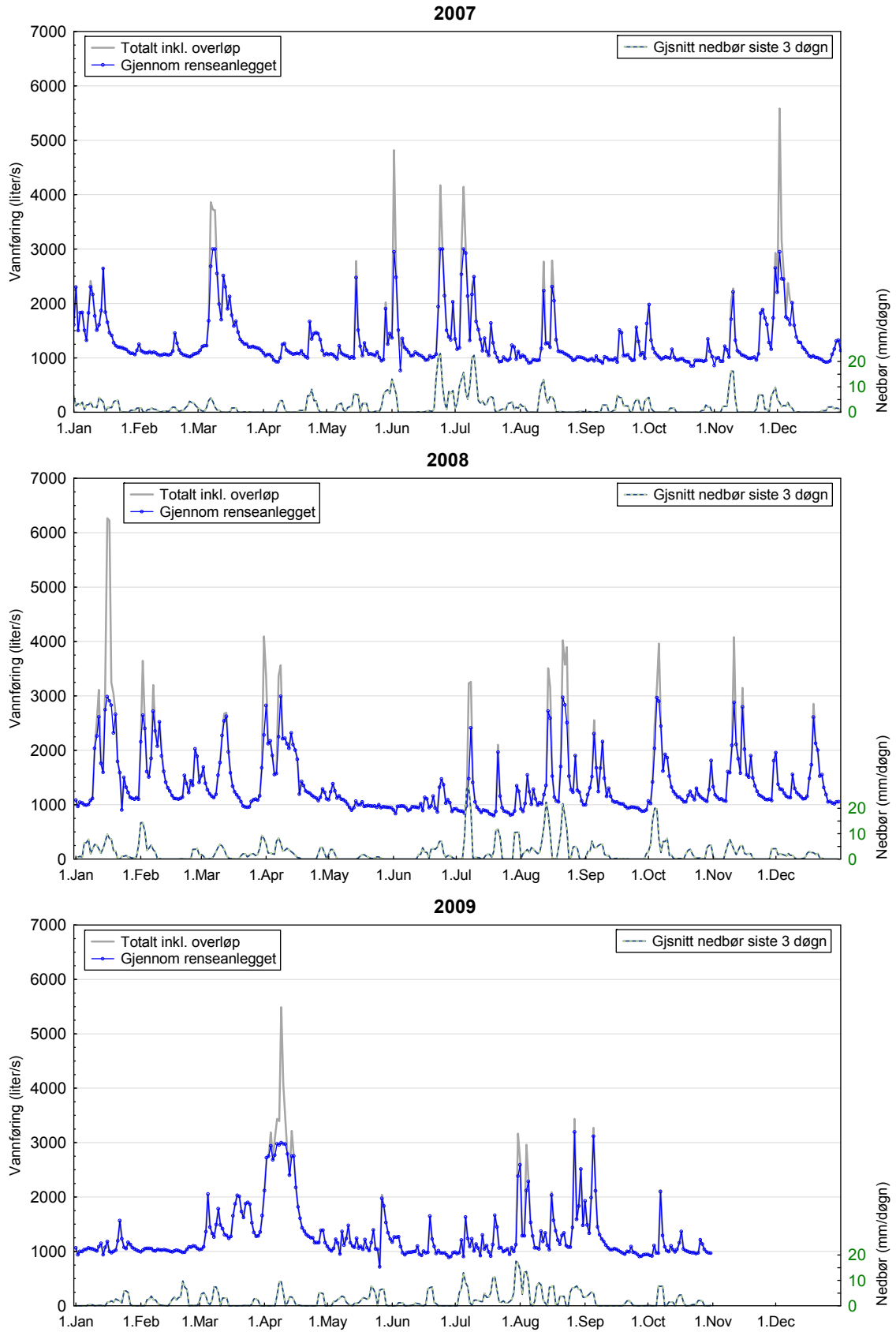
- grovrensing gjennom rister og sandfang
- forsedimentering
- biologisk N-fjerning
- ettersedimentering
- filtrering

Netto kapasitet for fullrensing, justert for returstrømmer i anlegget, er angitt til 138 000 m³/døgn (Strategi 2010), dvs. 1 600 liter/s. Netto tilleggs kapasitet for kjemisk rensing er angitt til 181 000 m³/døgn eller 2 100 liter/s.

Datasettet for Bekkelaget renseanlegg dekker perioden fra januar 2002 til november 2009, det vil i hovedsak si fra perioden før siste utvidelse. Datasettet har døgngjennomsnitt for vannføring gjennom renseanlegget totalt, i overløp over rist/sandfang og i overløp ved Kværner. Fordelingen på biologiske og kjemiske renselinjer er ikke gitt i datasettet. I tillegg er det målt stoffkonsentrasjoner.

3.3.1 Vannføring

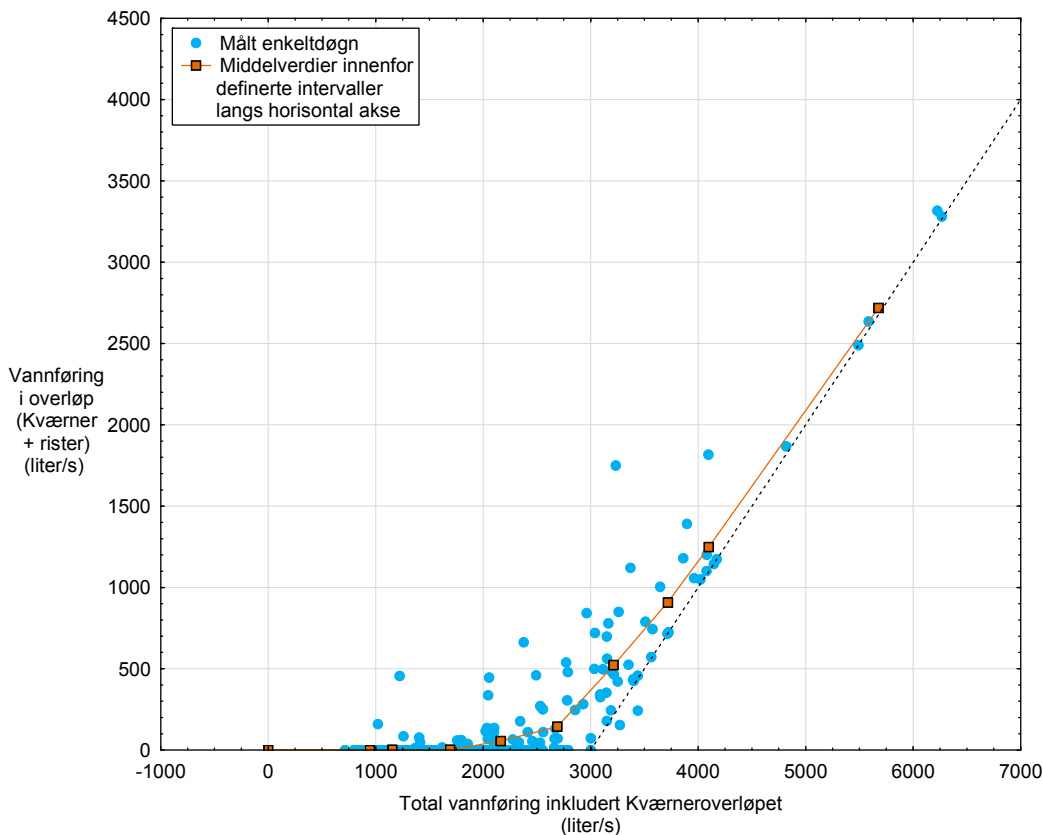
Figur 21 viser hvordan total vannføring varierer i tid for årene 2007-2009 og hvor mye som går gjennom renseanlegget. Nederst i hver figur vises en tilsvarende kurve for gjennomsnittlig nedbør på Blindern foregående 3 døgn. Vannføringstoppene samsvarer godt med nedbøren, iallfall når det gjelder starttidspunkt og varighet. Forhold mellom vannføringstoppens størrelse og mengden nedbør varierer mer; det vil selvfølgelig være lokale geografiske variasjoner i nedbørmengde som gjør at målinger på Blindern ikke nødvendigvis er noe godt mål på nedbør i avrenningsområdet til Bekkelaget renseanlegg.



Figur 21. Tidsforløp for fordeling av samlet vannføring på overløp og renseanlegg for Bekkelaget renseanlegg for årene 2007-2009. Nedbør siste 3 døgn (Blindern) er vist nederst i hvert plott mot høyre akse, for sammenligning med vannføringen.

Data er i hovedsak fra perioden før siste utvidelse av anlegget, og figuren bekrefter at øvre grense for vannføring gjennom rensanlegget var ca. 3000 liter/s som gjennomsnitt over døgnet. Ved vannføring opp til 2500 liter/s gikk som regel alt gjennom rensanlegget, men figuren viser at det i noen situasjoner kunne gå vann i overløp² også ved lavere vannføringer.

Dette fremgår også tydelig av Figur 22, som viser sammenhengen mellom total vannføring og overløp mer direkte; overløp har forekommet ved vannføringer på bare 1000-1500 liter/s. I praksis ser det ut til å være en gradvis overgang til at vann oftere går i overløp ettersom vannføringen øker fra 2/3 av kapasitetsgrensen. Tabell 2 viser gjennomsnitt for totalvannføring og overløp ved BRA når data grupperes etter total vannføring. Denne midlere sammenhengen mellom totalvannføring og overløp er også lagt inn i Figur 22. For å få data som er mest mulig relevant for dagens situasjon er bare årene 2007-2009 tatt med.



Figur 22. Sammenheng mellom total vannføring til Bekkelagsområdet, inkludert overløp over rister og ved Kværner, og mengde i overløp for årene 2007-2009. Samlet nominell kapasitet for kjemisk + mekanisk rensing var ca. 3000 liter/s fram til august 2009, og stiplet linje angir hvor mye denne grensen overskrides ved gitt total vannføring.

Tabell 2 definerer en interpoleringskurve for overløp for beregning av scenarioer med økt belastning uten utbygd renskapasitet på BRA, som beskrevet i kapittel 3.2.2. Ved en slik beregning tas det hensyn til at data er fra perioden før siste utvidelse av anlegget fra 3000 liter/s til 4000 liter/s. Strategi 2010 tar utgangspunkt i utvidet kapasitet til 4000 liter/s nominelt, og antas at overløpsfunksjonen har en tilsvarende overgang rundt den nye kapasitetsgrensen, så interpoleringen for scenarioene gjøres ut fra sammenheng mellom restkapasitet (beregnet i Tabell 2) og overløp, og med restkapasiteten for justert vannføring regnet i forhold til nominell kapasitet 4000 liter/s.

² Det meste av overløpet går over ristene; Kværneroverløpet er relativt ubetydelig.

Tabell 2. Midlere sammenheng mellom overløp og total vannføring inkludert overløp, beregnet som middelvei innenfor definerte intervaller for vannføring. Statistikken er beregnet på data for 2007-2009, med nominell kapasitet 3000 liter på Bekkelaget RA. Alle tall er liter/s.

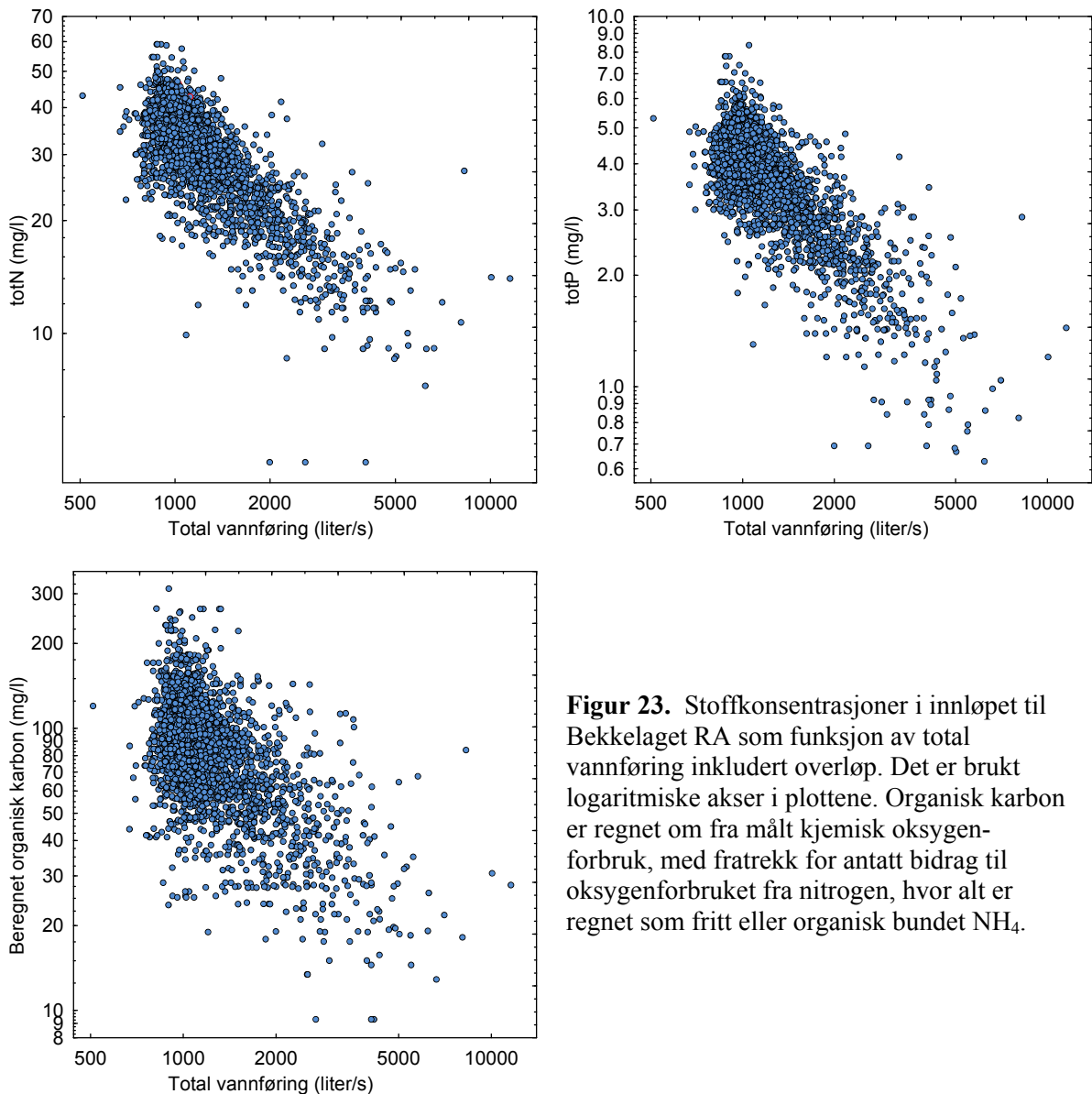
Intervall for total vannføring	Middelveier innenfor intervaller av totalvannføring		
	Total vannføring Q_{tot}	Restkapasitet i forhold til nominell grense	Vannføring i overløp q_{ovl}
<1000	947	2053	0
1000-1500	1155	1845	1
1500-2000	1691	1309	2
2000-2500	2161	839	55
2500-3000	2689	311	144
3000-3500	3214	-214	523
3500-4000	3717	-717	909
4000-4500	4099	-1099	1248
>4500	5677	-2677	2719

3.3.2 Konsentrasjoner av næringsalter og oksygenforbruk

Totalfosfor, totalnitrogen og kjemisk oksygenforbruk er målt omtrent daglig både i innløp og utløp gjennom hele perioden. Ortofosfat er målt i utløp de fleste dager gjennom hele perioden (229 til 252 dager pr. år); i innløp stort sett daglig i 2002-2004 og i deler av november-desember 2008 og januar-februar 2009. Ammonium er målt i innløp omtrent daglig fra 1. januar til 20. september 2002, og deretter mer sporadisk fram til 19. mars 2003; i utløp de fleste dager i årene 2002-2004 og i 2008, og i et fåtall dager de andre årene. Nitrat er målt i utløp de fleste dager i januar-september 2002, deretter med noe mindre hyppig til årsskiftet 2003/ 2004, og så bare 1-5 ganger pr år senere. Det er også målt konsentrasjoner i innløp til det biologiske anlegget og inn til det siste filtreringstrinnet, dessuten er oksygenforbruk til dels også målt på filtrert vann, men det er ikke brukt i denne analysen. Noen dager med driftsstans høsten 2006 er det sett bort fra i beregningene. Noen få avvikende verdier i datasettet er strøket eller rettet etter nærmere vurdering.

Innløp

Figur 23 viser sammenheng mellom innløpskonsentrasjoner og totalvannføring i ledningsnett, inkludert det som går i overløp. Disse konsentrasjonene er det som brukes som C_{inn} ved beregning av konsentrasjon i økt overløp. Det er stor variasjon i innløpskonsentrasjonene mellom døgn med omtrent samme vannføring, men samtidig er det en klar midlere sammenheng med avtagende konsentrasjon når vannføringen øker, fordi økt vannføring i stor grad er knyttet til fortynning med renere regnvann og overflatevann. Det er også tatt med et anslag for organisk karbon, beregnet ut fra målt kjemisk oksygenforbruk med fratrek for antatt forbruk pga. nitrogeninnholdet (For detaljer, se Vedlegg A. Nitrat er ikke målt i innløpet, men i strømmen inn til biotrinnet, og der er det bare ca. 3 % som finnes som nitrat.) Det er derfor regnet med at alt nitrogen i innløpet er på redusert form som NH_4 , enten som fritt ammonium eller bundet i organisk materiale



Figur 23. Stoffkonsentrasjoner i innløpet til Bekkelaget RA som funksjon av total vannføring inkludert overløp. Det er brukt logaritmiske akser i plottene. Organisk karbon er regnet om fra målt kjemisk oksygenforbruk, med fratrukk for antatt bidrag til oksygenforbruket fra nitrogen, hvor alt er regnet som fritt eller organisk bundet NH_4 .

Overløp

Datasettet inneholder ikke tall for konsentrasjoner i overløp. Transporten i overløp er derfor beregnet på bakgrunn av tall i Oslo kommunes tilførselsregnskap (Oslo kommune VAV-etaten, 2008 og 2009). Der er overløpene fra rensanleggene antatt å inneholde 1-2 mg P/l og 10-17 mg N/l som middelverdi over overløpsvolumet. I tråd med dette er det brukt konsentrasjoner på hhv. 1.5 mg P/l og 14 mg N/l ved beregning av overløpstransporten i perioden 2007-2009 (stofftransport A i kapittel 3.2.3). Konsentrasjonen av organisk karbon er antatt å stå i samme forhold til totalnitrogen som i innløpet, hvor organisk karbon er beregnet som beskrevet ovenfor ut fra målt kjemisk oksygenforbruk og nitrogenkonsentrasjon.

Utløp fra rensanlegget

Utløpskonsentrasjonen fra rensanlegget varierer også sterkt over tid, men bare en mindre del av denne variasjonen kan knyttes til variasjon i innløpskonsentrasjon eller vannføring.

For **totalfosfor** er konsentrasjonen i utløpet vanligvis mellom 0.05 og 0.5 mg/l, stort sett uavhengig av både innløpskonsentrasjon og vannføring, men det er en viss tendens til økende konsentrasjoner med økt vannføring, som tyder på at det er en reell sammenheng som må tas hensyn til ved beregning for scenarier. Ut fra data er det beregnet en glattet interpoleringskurve for midlere fosforkonsentrasjon som funksjon av vannføringen gjennom rensanlegget (kjemiske+biologiske linjer), den er vist i Tabell 3. Siden interpoleringskurven er basert på data fra før 2010, da kapasiteten var 3000 liter/sekund, blir justerte vannføringer for fremtidsscenarier skalert ned med $\frac{3}{4}$ for beregning av forventet P-konsentrasjon i utløpet.

Tabell 3. Interpoleringsfunksjon for totalfosfor som funksjon av vannføring gjennom Bekkelaget rensanlegg, basert på data fra 2007-2009, dvs. at den gjelder for kapasitet 3000 liter/s.

Beregnet gjennomsnitt		Glattet funksjon
Vannføring (liter/s)	totP i utløp (mg/l)	totP i utløp (mg/l)
690	0.147	0.150
930	0.157	0.150
1103	0.188	0.188
1361	0.223	0.223
1615	0.245	0.230
1870	0.223	0.230
2112	0.263	0.230
2350	0.233	0.230
2609	0.194	0.230
2903	0.214	0.230

Innholdet av **totalnitrogen** i utløpet varierer stort sett mellom 5 og 15 mg/l. Det er ingen variasjon hverken med vannføring eller innløpskonsentrasjon når en ser på sammenhengene hver for seg, men når en ser på de to faktorene sammen finnes en kombinert avhengighet på formen:

$$c_{ut} = K \cdot C_{inn}^a Q_{RA}^b$$

Når koeffisientene K , a og b bestemmes empirisk ved minimering av kvadratavvik for nitrogentransporten, blir resultatet at utløpskonsentrasjonen av nitrogen i middel øker proporsjonalt med innløpskonsentrasjonen ved en eksponent $a = 0.24$, og med vannføringen ved en eksponent $b = 0.22$.

Kombinert betyr det at variasjonen av utløpskonsentrasjon over tid i datasettet er omtrent uavhengig av vannføring, fordi innløpskonsentrasjonen i middel avtar når vannføringen øker, slik at de to tendensene motvirker hverandre. Når belastningen øker, antas det som nevnt i innledningen til kap. 3 at innløpskonsentrasjonen vil være uendret fordelt over tid, mens vannføringene blir større. Da må det forventes en økning av utløpskonsentrasjonene som er proporsjonal med vannføringsøkningen opphøyd i eksponent 0.22. For å regne om tidsserien for nitrogentransporten i utløpet som beskrevet i kapittel 3.2.4 brukes altså en sammenheng

$$c_{ut}(V_{RA}) = c_x \cdot V_{RA}^{0.22}$$

mellom vannføring og nitrogenkonsentrasjon, hvor c_x inneholder variasjon som ikke er systematisk knyttet til vannføring.

Andel ammonium av det løste nitrogenet i utløpet beskrives i modellspesifikasjonene som en konstant som kan varieres fra simulering til simulering. Datasettet viser at andelen av løst nitrogen i utløpet som finnes som ammonium varierer systematisk med vannføring; fra litt over 10 % ved vanlige vannføringer og til over 50 % ved høy vannføring. For enkelhets skyld antas at andelen ammonium i utløpet ikke påvirkes av totalkonsentrasjonen av nitrogen, men har en viss systematisk variasjon med vannføring (kortere oppholdstid, mindre andel gjennom biotrinnet). I så fall bør spesifisert andel ammonium økes når vannføringene økes pga. økt belastning i forhold til kapasiteten. Målet er å få til en riktigst mulig gjennomsnittlig justering, ikke simulere hvordan relative variasjoner over tid vil endre seg. For å få til det er det gjort en beregning i flere trinn.

Først er det beregnet gjennomsnittsverdier av vannføring innenfor valgte vannføringsintervaller, og tilsvarende gjennomsnitt på andel løst nitrogen av totalen og andel ammonium av løst nitrogen. Statistikken er bare basert på tidspunkter hvor det finnes verdi for totalnitrogen, ammonium og nitrat i utløpet, dvs. bare en mindre del av dataserien. Det gir sammenhenger som vist i Tabell 4.

Deretter er disse sammenhengene brukt til å beregne en teoretisk mengde ammonium for hvert døgn, gitt ut fra målt totalnitrogen i utløpet og andel løst N og andel ammonium av det løste, begge deler interpolert for gitt vannføring for hvert døgn. Denne beregningen gjøres både for vannføringer i datasettet og for vannføringer ved økt belastningen, justert som beskrevet i kapittel 3.2.2.

Så summeres mengden NH_4N beregnet på denne måten over tid, og det beregnes hvor mye det utgjør som andel av mengden totalnitrogen. Resultatet av denne beregningen er at summert mengde NH_4N utgjør 26 % av totalnitrogen i utløpet for dagens situasjon, mens det øker til hhv. 37 og 43 % ved økt belastning i følge prognosene for 2030 og 2050 som er lagt til grunn her.

Siden andel ammonium knytter seg mest til den biologiske rensingen, er det ikke lagt inn noen justering av dette pga. økt kapasitet for kjemisk rensing. Interpoleringskurven brukes på tilsvarende måte som for stoffkonsentrasjonene.

Tabell 4. Interpoleringskurve for andel ammonium som funksjon av vannføring gjennom rensanlegget (biologiske og kjemiske renselinjer). Punktene representerer gjennomsnittsverdier innenfor definerte intervaller for vannføringen.

Vannføring gjennom rensanlegget Q_{RA}	Andel løst N (nitrat+ammonium) av totN	Andel ammonium av løst N
liter/s	%	%
≤ 922	68	11
1173	67	20
1704	66	35
2156	65	50
≥ 2919	60	56

Organisk karbon i utløpet er anslått ut fra målinger av kjemisk oksygenforbruk, med fratrukk for det som kan tilskrives oksydering av det nitrogenet som ikke foreligger som nitrat. For innløpet ble nitratmengden neglisjert, men for utløpet er det ikke neglisjerbart og må tas hensyn til.

3.4 Analyse av tilførselsdata for Vestfjordens avløpsseksjon (VEAS)

Hovedrenseanlegget til VEAS består av 8 parallelle linjer; 6 av dem har full kjemisk og biologisk rensing med nitrogenfjerning, mens de to andre bare har mekanisk/kjemisk rensing. I følge Strategiplan 2010 er reell kapasitet for full kjemisk/biologisk rensing, justert for interne returstrømmer³, ca. 400 000 m³/døgn, eller ca. 4 600 liter/s. Reell tilleggskapasitet for kjemisk rensing er ca. 145 000 m³/døgn eller ca. 1 700 liter/s, dvs. at det er en total kapasitet på 6 300 l/s for hovedanlegget.

Fra 2008 har VEAS i tillegg et regnvannrenseanlegg (RVR), som har en linje med kjemisk rensing (Actiflo) og kapasitet 2 000 liter/s, og en linje med bare mekanisk rensing (rist/sandfang). Hvis kapasiteten for den kjemiske linjen justeres ned på samme måte som for hovedanlegget, mens vi antar at reell kapasitet på mekanisk linje i RVR er 2 000 liter/s, skulle total kapasitet for anlegget i dag være 10 000 liter/s: 4 600 liter/s biologisk rensing med nitrogenfjerning i hovedanlegget, 3 400 liter/s kjemisk rensing fordelt likt på hovedanlegg og RVR og 2 000 liter/s mekanisk rensing i RVR.

Det datasettet fra VEAS som er brukt her omfatter døgnvannføringer fra 2002-2009 (med noe varierende grad av oppdeling på deler av anlegget) samt vannmengder i overløp. Data innhentet direkte fra VEAS gir vannmengder fordelt på hovedanlegg, RVR og overløp. Dette er supplert med data som ble brukt i prosjektet Strategi 2010, hvor det er spesifisert vannmengder i kjemiske linjer 5 og 6 i hovedanlegget og med fordeling av vannføringen til RVR på kjemisk og mekanisk linje for deler av perioden. Ut fra dette datasettet ser det ut til at den mekaniske linjen i RVR ble tatt i bruk fra og med juli 2008, mens den kjemiske linjen først kom i drift fra midten av november 2008. Stofftransporter som er oppgitt på døgnbasis er beregnet ut fra ukemidler for stoffkonsentrasjon inn til og ut fra hovedanlegget, og mer sporadiske målinger i overløpene.

Tabell 5. Oversikt over nominell rensekapasitet på VEAS renseanlegg i dag, justert for returstrømmer

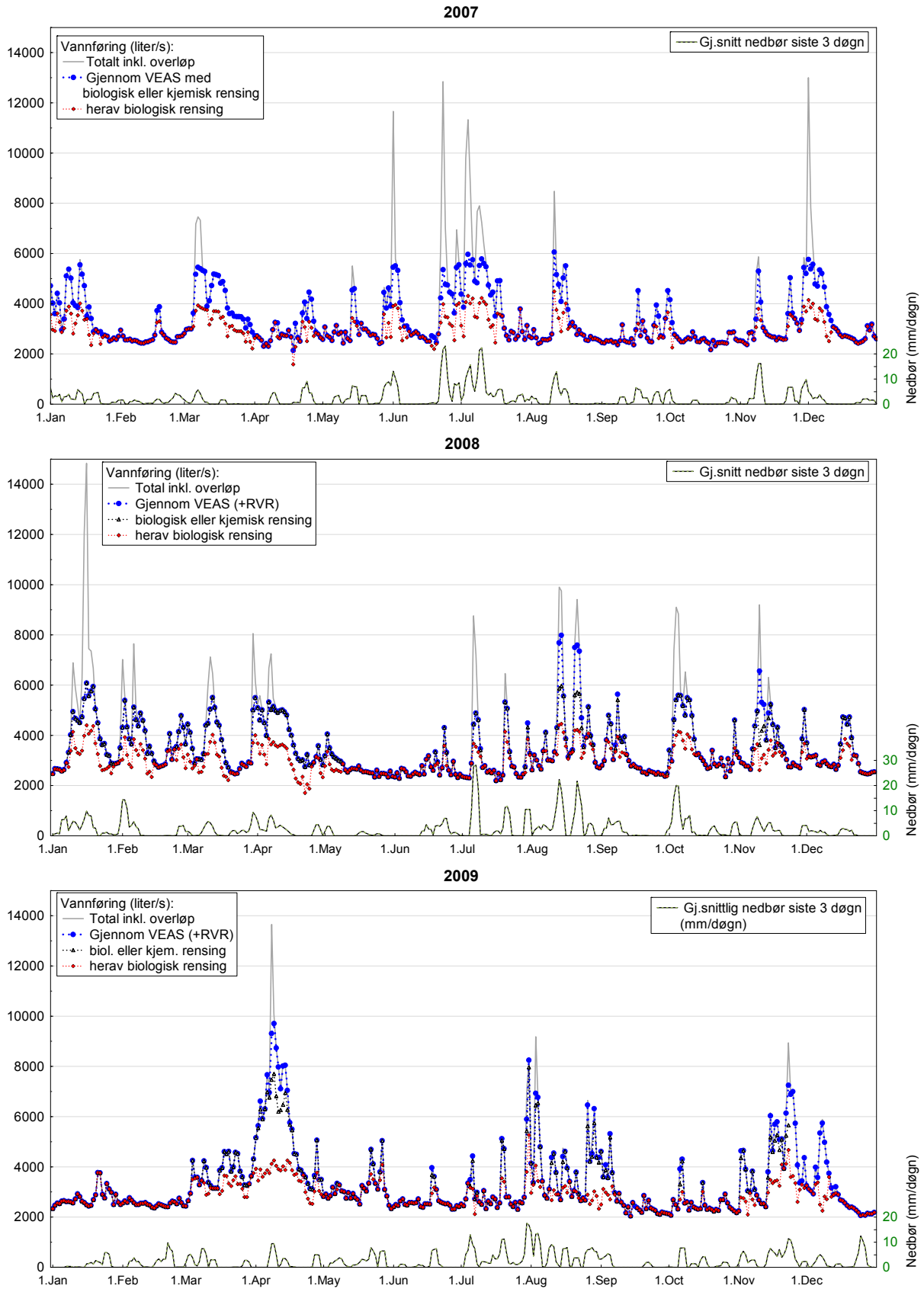
Renseprosess	VEAS hovedanlegg	Regnvannrenseanlegg (fra 2009)	Totalt (fra 2009)
Biologisk	4 600		4 600
Kjemisk	1 700	1 700	3 400
Mekanisk		2 000	2 000
Samlet	6 300	3 700	10 000

3.4.1 Variasjon i vannmengder – fordeling på rensetrinn og utslipp

Total vannføring til tunnelsystemet som gjennomsnitt pr. døgn varierer mellom 2 000 og 15 000 liter/s, inkludert overløp ved Lysaker og Røyken. Gjennomsnittet for årene 2002-2009 er ca. 3 450 liter/s, og i ca. 85 % av tiden ligger døgnvannføringen innenfor angitt reell kapasitet for fullrensing på 4 600 liter/s. Data viser imidlertid at en ikke kan regne med at de linjene som renser mest alltid blir maksimalt utnyttet selv om døgnvannføringen er stor.

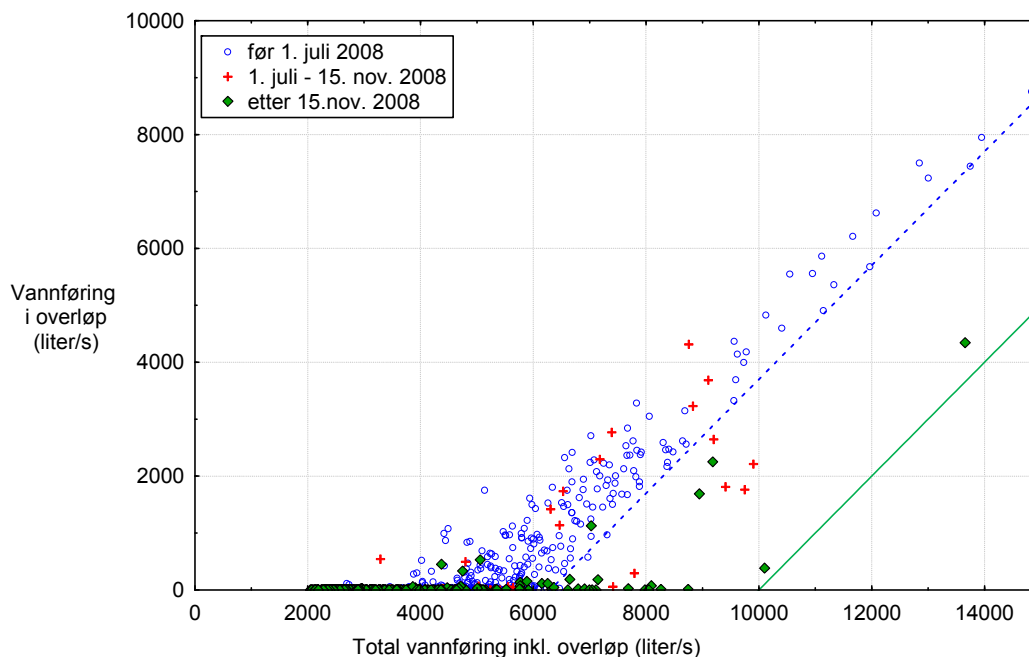
Plott av tidsforløp for vannføring for årene 2007, 2008 og 2009 er vist i **Figur 24** sammen med gjennomsnitt av nedbør på Blindern foregående 3 døgn. Toppene i vannføring er godt korrelert med nedbøren siste 3 døgn, både når det gjelder tidspunkt og varighet, med noen unntak i vintermånedene som rimelig er pga. snøakkumulering og snøsmelting. I praksis ser det ut til å være en praktisk kapasitetsgrense på omkring 3000-3500 liter/s for den biologiske rensingen med nitrogenfjerning. Ettersom RVR har kommet i drift (fra hhv. 1. juli og 15. november 2008) håndterer anlegget samlet større topper enn før, og mindre går i overløp.

³ I Strategiplan 2010 er det justert for 16 % returstrømmer for VEAS, slik at reell kapasitet er satt til 84 % av angitt brutto kapasitet.



Figur 24. Tidsforløp for fordeling av samlet vannføring på ulike behandlinger for årene 2007-2009. Nedbør siste 3 døgn (Blindern) er vist nederst i hvert plott mot høyre akse for sammenligning med vannføringen.

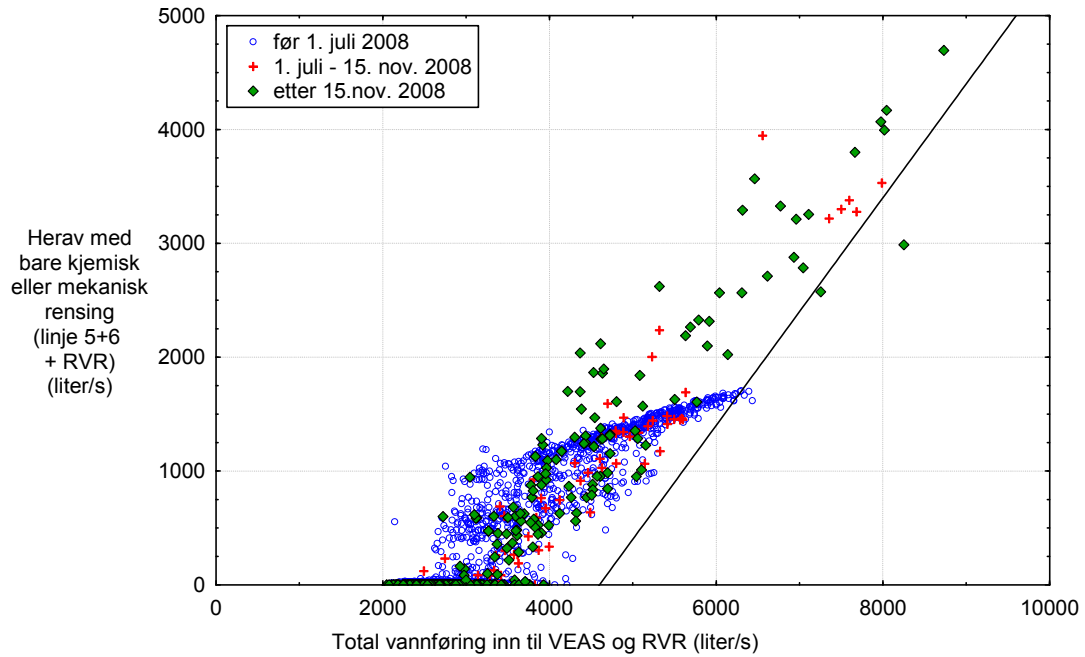
Det er imidlertid fortsatt slik at overløpene kan tre i funksjon selv om total vannføring på døgnbasis ligger under den samlede kapasiteten for rensanlegget. Dette framgår mer tydelig av Figur 25, som viser sammenhengen mellom total vannføring og overløp direkte. Før RVR ble bygd kunne overløpene være i funksjon selv om total vannføring var så lav som 3 000 liter/s i snitt over døgnet. Fram til og med juli 2008 kunne det gå opp til 1 000 liter/s i overløp selv om total vannføring var innenfor 4 600 liter/s. Fra midten av november 2008, med både kjemisk og mekanisk linje på RVR i bruk, kan det fortsatt gå noe til overløp ved totalvannføring rundt 5 000 liter/s, altså langt under anleggets totale nominelle kapasitet når RVR regnes med. I gjennomsnitt ser det ut til at mengden i overløp er 500-1000 liter/sekund større enn det anleggets kapasitet skulle tilsi rent teoretisk.



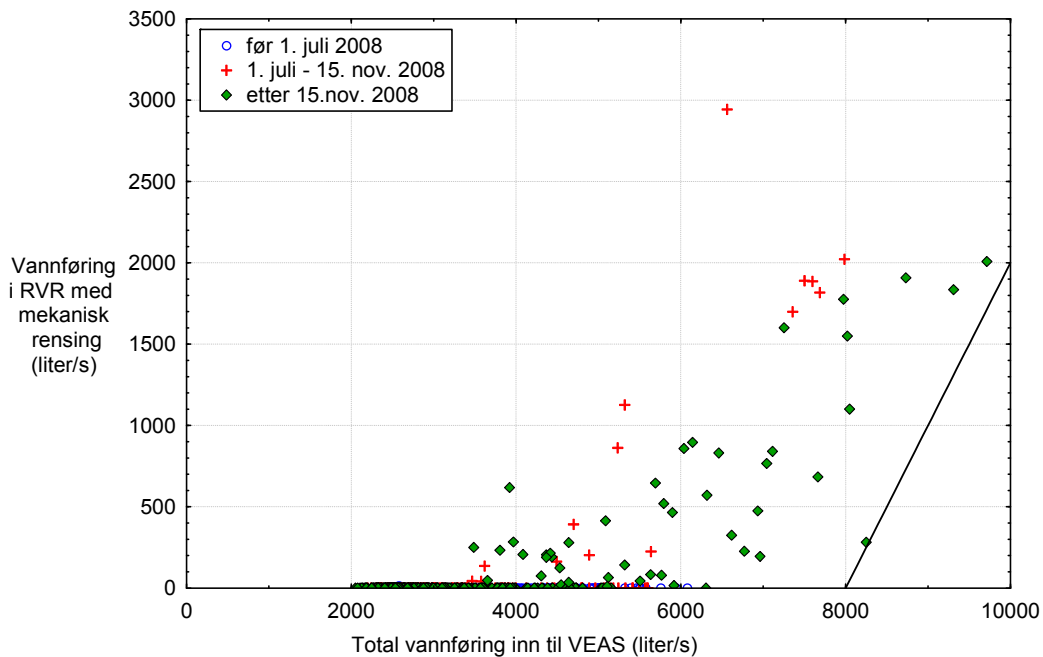
Figur 25. Sammenheng mellom total vannføring til VEAS, inkludert overløp, og mengde i overløp. Overskridelse av angitt kapasitet er vist med stiplet linje for hovedanlegget før RVR, og med hel linje for hovedanlegg og RVR samlet.

Fordeling av vann mellom biologisk rensing og kjemisk/mekanisk rensing for hele anlegget samlet (Figur 26) viser at en ikke alltid har full utnyttelse av nominell kapasitet for biologisk rensing. Ved samlet vannføring gjennom anlegget på ca. 3 000 liter/s kan det i sjeldne tilfeller være opp til 1/3 som går utenom den biologiske rensingen og bare renses kjemisk eller mekanisk, og ved nominell grense for biologisk rensing på 4 600 liter/s kan ca. halvparten gå via kjemisk eller mekanisk rensing. Det kan også gå vann gjennom mekanisk linje i RVR selv om total vannmengde er innenfor kapasiteten for biologisk eller kjemisk rensing (Figur 27). I 2008 var det bare mekanisk rensing i RVR som var i drift i følge vannføringsdata, men også i 2009 kunne det gå nesten 2 000 liter/s gjennom mekanisk linje i RVR selv om samlet vannføring ikke overskred nominell kapasitet 8 000 liter/s for biologisk eller kjemisk rensing inkludert RVR.

Det må antas at slik tilsynelatende underutnyttelse av anlegget skyldes driftstekniske begrensninger i ledningsnett og tunnelsystem, evt. driftstekniske problemer i anlegget (det er nevnt i VEAS' årsrapport for 2009 for RVR), eller at det er kortvarige topper som ikke fanges opp av datasettet som bare inneholder døgngjennomsnitt. Uansett årsak må det tas i betraktning når en skal si noe om hvordan en økning i belastningen på VEAS vil slå ut i fordeling av vannføring og stoffmengder på ulike renselinjer og på overløp.



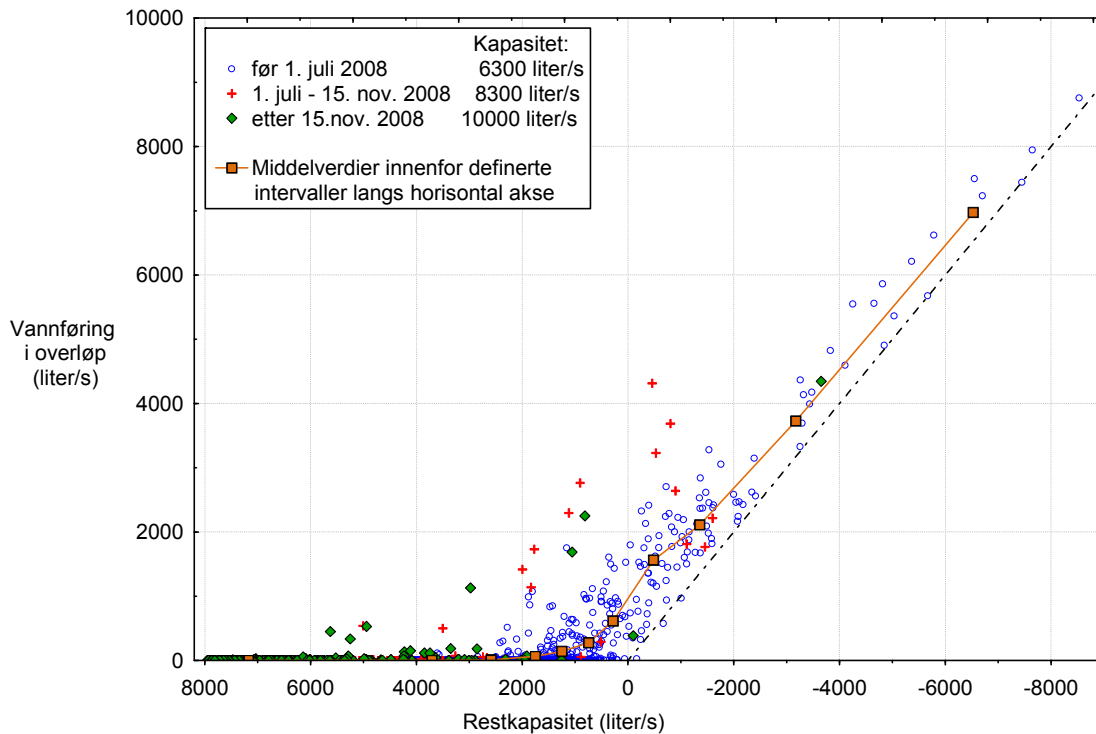
Figur 26. Sammenheng mellom total vannføring gjennom anlegget og vannføring med bare kjemisk eller mekanisk rensing i hovedanlegget og RVR. Overskridelse av angitt samlet kapasitet for biologisk rensing er vist med heltrukken linje.



Figur 27. Sammenheng mellom total vannføring gjennom VEAS + RVR og vannføring i RVR-linje med mekanisk rensing. Overskridelse av nominell kapasitet for biologisk eller kjemisk rensing er vist med heltrukken linje.

Figur 28 viser vannføring i overløp mot restkapasitet. Restkapasiteten er beregnet som forskjellen mellom kapasiteten i ulike perioder og total vannføring inkludert overløp. Figuren viser samme data som Figur 25, men punktene fra de tre periodene er forskjøvet horisontalt i forhold til hverandre ut fra endringer i kapasiteten på anlegget pga. RVR. Det er angitt i figuren hvilken restkapasitet som er brukt for forskjellige perioder. Det er også lagt inn en kurve for gjennomsnittlig overløp som funksjon av

restkapasiteten. Det er gjort ved å beregne midlere overløp og midlere totalvannføring med oppdeling i ulike intervaller langs x-aksen. Tallene bak kurven i Figur 28 er vist i Tabell 6. Så lenge restkapasiteten er 3000 liter eller mer går det svært lite i overløp; selv om det forekommer noen få tilfeller med overløp opp i 1000 liter/s. Ved vannføringer omkring den teoretiske kapasiteten er overløp mye mer hyppig, og ligger i snitt på ca. 1300 liter/s, inkludert de tilfellene hvor det ikke går noe i overløp.



Figur 28. Vannføring i overløp som funksjon av nominell restkapasitet. Horisontalaksen er snudd slik at totalvannføringen øker mot høyre innenfor hver periode. Stiplet linje markerer hvor mye som må gå i overløp dersom kapasiteten blir fullt utnyttet ved ulike totalvannføringer.

Tabell 6. Overløp som funksjon av restkapasitet for VEAS, beregnet som middelerverdier innenfor definerte intervaller av restkapasiteten. Tabellen er basert på alle data fra 2002-2009, og med nominell kapasitet for ulike tidsperioder regnet som vist i Figur 28.

Intervall for teoretisk restkapasitet (liter/s)	Middelerverdier innenfor angitt intervall	
	Restkapasitet (liter/s)	Overløp (liter/s)
<-5000	-6524	6972
-5000 til -2000	-3173	3728
-2000 til -1000	-1357	2112
-1000 til 0	-481	1560
0 til 500	281	617
500 til 1000	744	277
1000 til 1500	1249	141
1500 til 2000	1755	66
2000 til 3000	2586	10
3000 til 6000	3708	2
≥ 6000	7173	1

3.4.2 Konsentrasjoner og stofftransporter

På VEAS analyseres totN, totP og TOC (totalt organisk karbon) på ukeblandprøver av innløp og utløp, med ukestart mandag kl. 08. Ukeblandprøven er satt sammen av mengdeproporsjonale prøver fra mandag, tirsdag, onsdag og torsdag, samt en 3-dagers blandprøve for fredag-lørdag-søndag. (Pers. medd. Pia Ryrfors ved VEAS). Nitrat er målt i utløpet for alle tre år og i innløpet i 2008.

Datsettet fra VEAS inneholder beregnede transporter ut fra døgnverdier av vannføring og ukeverdier av konsentrasjon. For denne dataanalysen er transport beregnet tilbake til konsentrasjoner, og det er beregnet ukemidler (mandag-søndag) av både vannføring og konsentrasjon.

Konsentrasjon av fosfor, nitrogen og organisk karbon i innløpet til renseanlegget varierer i stor grad som funksjon av vannføringen (Figur 29). Det er disse innløpskonsentrasjonene i dataserien fra 2009 som brukes til å beregne overløp ved økt belastning slik som beskrevet i kapittel 3.2.3. Hovedtrekkene i sammenhengen mellom konsentrasjon C og vannføring Q fanges opp rimelig bra av funksjoner som beskriver fortykning av en gitt stofftransport M i en varierende vannføring Q som har basiskonsentrasjon C_0 :

$$C = \frac{M + QC_0}{Q}$$

Tilpassede funksjoner etter denne modellen, med minimering av kvadratavvik for transport $C \cdot Q$, er vist i figuren. For alle stoffene er det samtidig stor variasjon rundt en slik sammenheng, mest ved lave vannføringer. Spredningen rundt trenden er minst for totN.

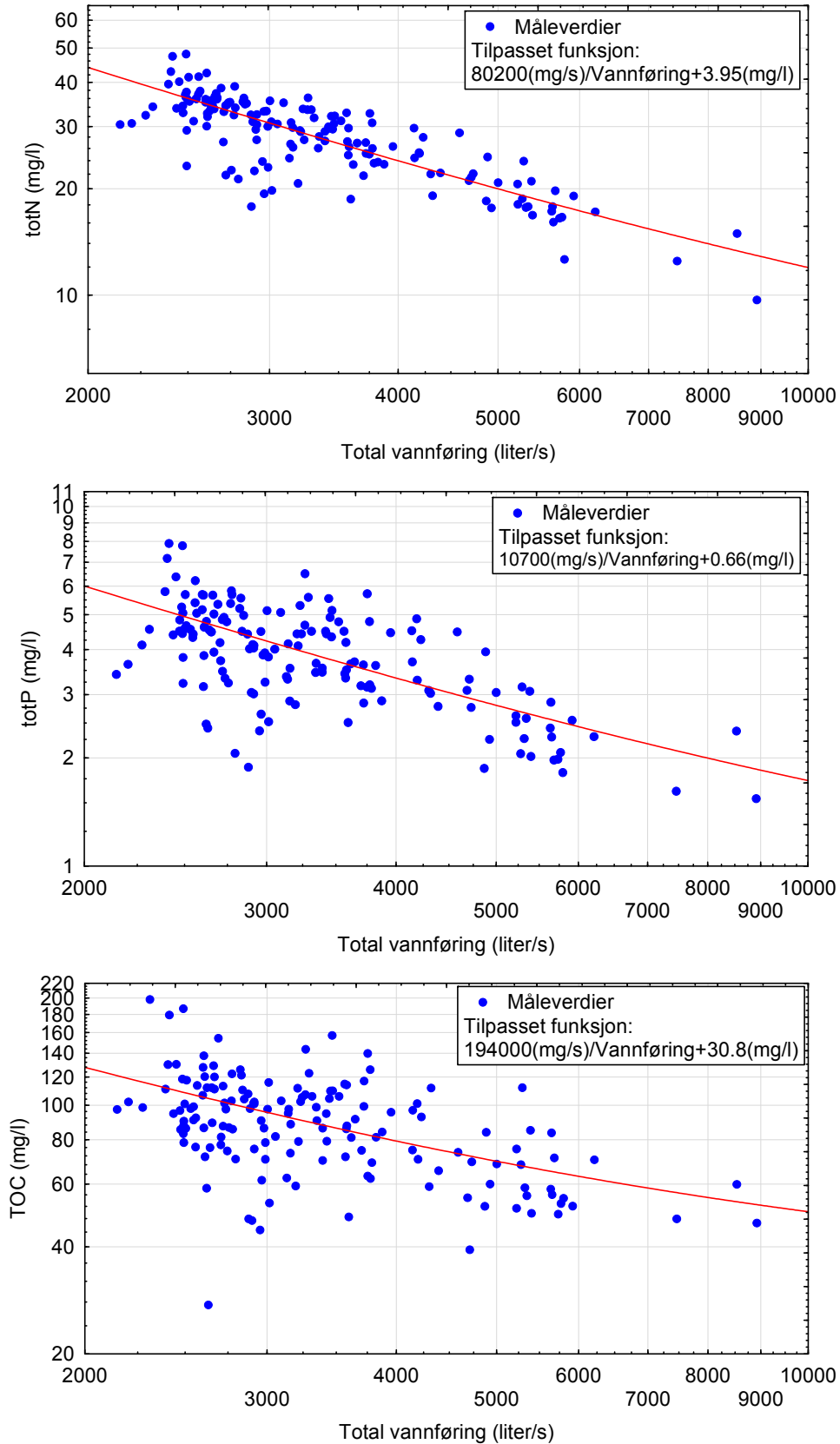
Figur 30 viser utløpskonsentrasjoner mot innløpskonsentrasjon. Punktene er markert med ulike symboler ut fra en grov inndeling etter total vannføring gjennom anlegget (inkludert RVR fra 2008-2009). Figuren viser en mer eller mindre klar positiv korrelasjon mellom konsentrasjoner i innløp og utløp, men med stor spredning, og gir ikke noe klart bilde av en sekundær sammenheng med vannføring. De høyeste utløpskonsentrasjonene forekommer ved lav vannføring med tilsvarende høy innløpskonsentrasjon, og det indikerer at utløpskonsentrasjonen er mer bestemt av innløpskonsentrasjon enn av oppholdstiden i anlegget.

For totN varierer utløpskonsentrasjonen noe mer enn innløpskonsentrasjonen, og det er ganske klar sammenheng med innløpskonsentrasjon, og også noen indikasjoner på sammenheng med vannføring. For eksempel er det for innløpskonsentrasjoner i området 25-35 mg/l gjennomgående høyere utløpskonsentrasjoner ved vannføring >3000 liter/s, og for innløpskonsentrasjoner mellom 18 og 25 mg/l er det klart høyere utløpskonsentrasjoner med vannføring >4000 liter/s.

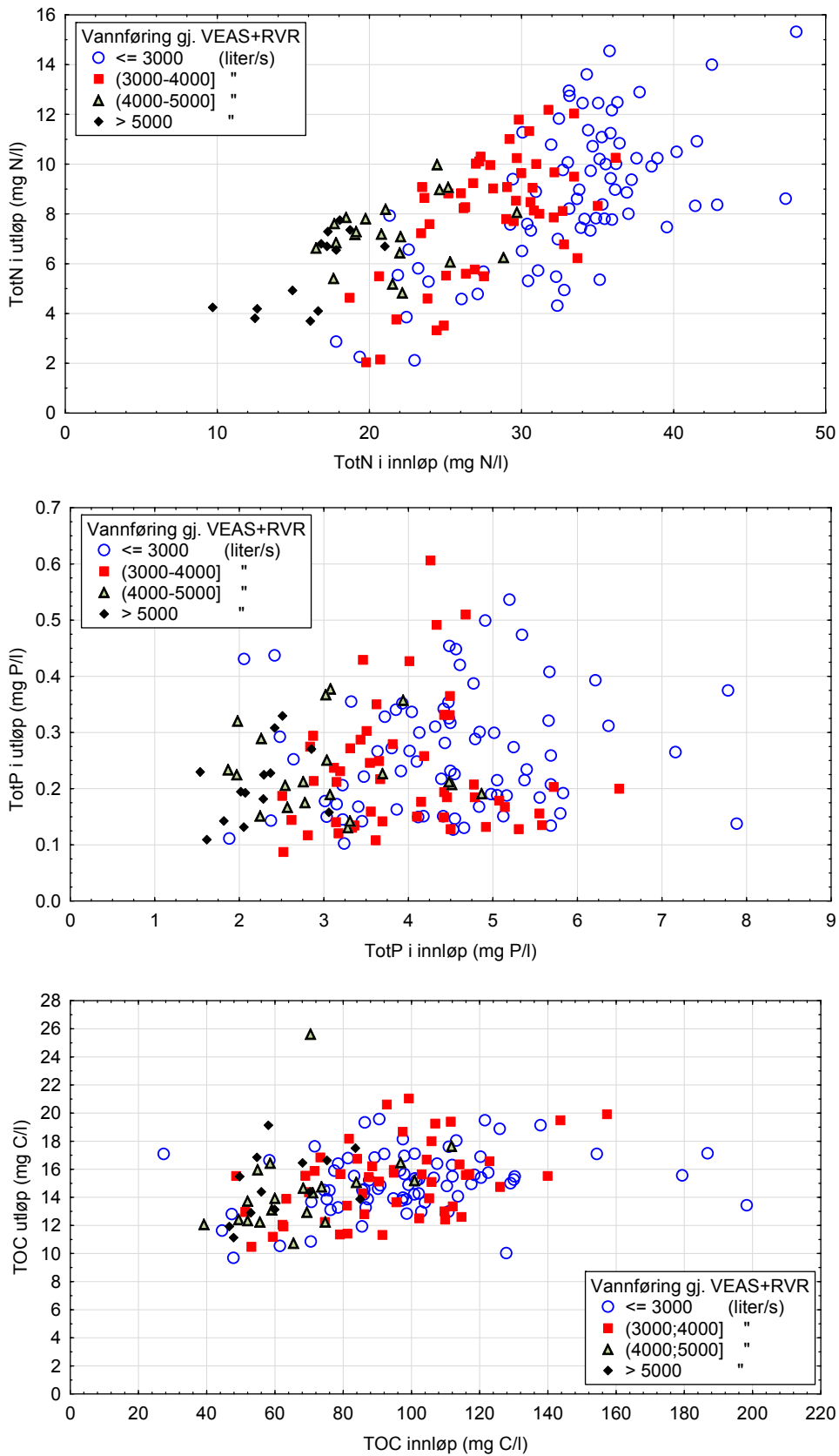
Også for totP varierer utløpskonsentrasjon noe mer enn innløpskonsentrasjon, sammenhengen med innløpskonsentrasjon er tydelig for lavere og midlere innløpskonsentrasjoner, men ikke så tydelig som for totN, og det er ikke noen indikasjon på sekundær sammenheng med vannføring ved gitt innløpskonsentrasjon.

For TOC varierer utløpskonsentrasjonene mye mindre enn innløpskonsentrasjonene, slik at det er en klar tendens til at rensegraden er høyere ved høyere innløpskonsentrasjoner. Heller ikke her er det noen forskjeller mellom lav og høy vannføring ved gitt innløpskonsentrasjon.

Det visuelle inntrykket bekreftes av forsøk på multipl-regresjon for å beskrive utløpskonsentrasjon som funksjon av innløpskonsentrasjon og vannføring gjennom anlegget når analysen begrenses til vannføringer som forekommer relativt hyppig (<5000 liter/s) og intervaller for innløpskonsentrasjon med stor overlapping for ulike vannføringsintervaller: 16-34 mg/l for totN, 2.5-4.5 mg/l for totP og 50-120 mg/l TOC. For totN gir det som resultat at utløpskonsentrasjon ser ut til å øke både med innløpskonsentrasjon og vannføring i anlegget, mens det for totP og TOC ikke er noen signifikant sammenheng med vannføring, bare med innløpskonsentrasjon



Figur 29. Konsentrasjoner (ukemidler) i innløpet til VEAS mot total vannføring inkl. overløp for årene 2007-2009. Det er brukt logaritmiske akser med samme relative variasjonsområde.



Figur 30. Sammenheng mellom konsentrasjoner i innløp og utløp, med gruppering etter vannføring gjennom rensanlegget (VEAS+RVR). Ukemidler for årene 2007-2009.

I den beregningen vi skal gjøre for scenarier med økt belastning er det bare sammenhengen med vannføring ved gitt innløpskonsentrasjon som har betydning. En supplerende tilpasning av alle data for totalnitrogen med en ikke-lineær matematisk modell gir som resultat for totN at utløpskonsentrasjonen i middel varierer som

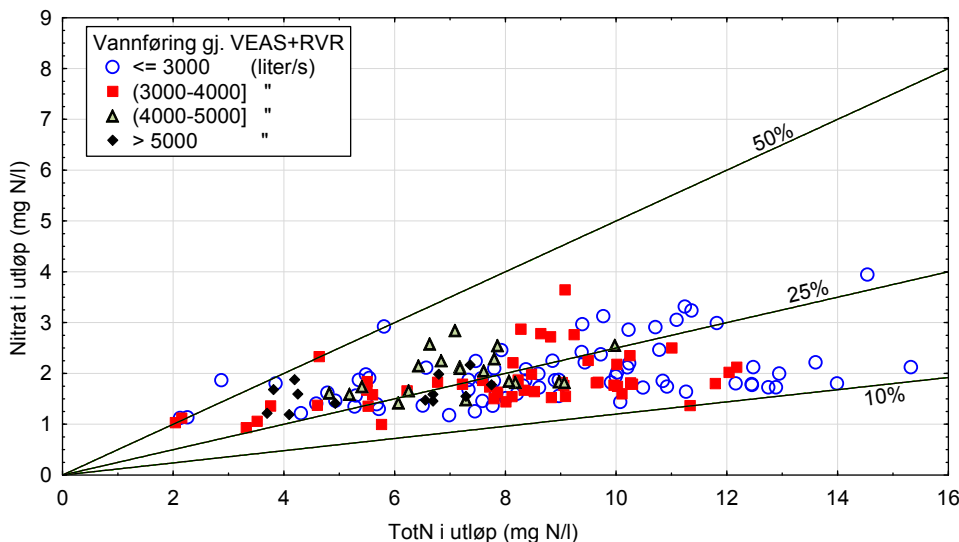
$$C_{ut} = 0.0075 C_{inn}^{1.08} Q^{0.41}$$

Denne modellen vil brukes for å justere utløpskonsentrasjon ved beregning av utløp av nitrogen fra VEAS i scenarioene med økt belastning uten utbygging av renskapasitet. Tilsvarende modelltilpasning for totP og TOC gir eksponent nær 0 for vannføringen, og eksponent rundt 0.2 for innløpskonsentrasjonen. Det underbygger indikasjonen på at utløpskonsentrasjon av fosfor og organisk karbon varierer uavhengig av vannføring.

Stofftransportene i overløpene er estimert med betydelig usikkerhet. Det fremgår av data at samme sett av konsentrasjoner er brukt for flere etterfølgende datoer med overløp, dvs. at én måling er brukt for flere datoer. For de tilfeller hvor det ser ut til å være målt på alle overløpene som er i drift, slik at verdiene representerer reelt målt gjennomsnitt for vannføringen den aktuelle dagen varierer totN i overløp mellom 7 og 21 mg/l, totP mellom 0.7 og 2.7 mg/l, og TOC mellom 20 og 80 mg/l. De største konsentrasjonene tilsvarer omtrent de høyeste innløpskonsentrasjonene ved vannføringer omkring 5500 liter/s, og de laveste verdiene ligger i underkant av de laveste innløpskonsentrasjonene. Økt belastning med eksisterende kapasitet vil føre til at både vannmengde og konsentrasjon i overløpene vil øke. For beregning av overløp ved økt belastning basert på reell dataserie (estimat A i kapittel 3.2.3) benyttes overløpskonsentrasjonene slik de er satt opp i VEAS' datasett.

Fordeling av løst nitrogen på ammonium og nitrat.

I utløpet utgjør nitrat mellom 10 og 50 %, med majoriteten av ukemidlene mellom 15 og 40 %. Konsentrasjonen av nitrat øker i middel med konsentrasjonen av totalnitrogen, men varierer mindre, slik at det er høyest andel ved lav totalnitrogen-konsentrasjon. Det er ingen signifikant sekundær sammenheng med vannføring (Figur 31).



Figur 31. Sammenheng mellom konsentrasjon av nitrat og totalnitrogen i utløpet fra VEAS, med gruppering etter vannføring.

I overløpene er det ut fra VEAS' data stort sett fra 10 til 30 % nitrat, majoriteten av tilfellene mellom 10 og 20 %. Det er også noen tilfeller med høye totalnitrogenkonsentrasjoner som har mindre enn 10 % nitrat; det er antagelig overløp med relativt stort innslag av avløpsvann. Hvis overløpene øker i mengde og får større innslag av avløpsvann i forhold til regnvann, som antatt i scenarioene med økt belastning, må det ventes at andelen nitrat vil bli mindre enn i dag.

Til bruk i scenarioene antas skjønnsmessig at midlere andel nitrat vil halveres fra 25 % i utløpene ved økt belastning fram til 2050, og at det motsvares av en tilsvarende økning i ammoniumandelen. I VEAS' data er forskjellen mellom totalnitrogen og nitrat beregnet som Kjeldahlnitrogen, som i denne sammenheng kan betraktes som samlet mengde oksygenforbrukende nitrogen. I modellkoden er det antatt at 90 % av løst nitrogen er ammonium i utslipp fra renseanlegg; det justeres skjønnsmessig til 60 % for VEAS i 2009, og til 75 % i 2030 og 2050 uten utbygd renskapasitet.

3.5 Endring av tilførselstall ved økt belastning på Bekkelaget RA og VEAS med tilhørende overløp

Tabell 7 og Tabell 8 sammenfatter resultatet av beregningene for ulike scenarioer med økt vannføring pga. befolkningsvekst etter den metoden som ble beskrevet i kapittel 3.2. Beregningene bygger på datagrunnlaget for Bekkelaget renseanlegg og VEAS beskrevet henholdsvis i kapittel 3.3 og 3.4.

Prosent-tallene for økt vannmengde i venstre kolonne i Tabell 7 og Tabell 8 er de samme som er vist i Tabell 1 (kapittel 3.1), og er hentet fra Strategi 2010.

I midtre kolonner i hver tabell gis vannføringer og årlige stofftransporter for ulike situasjoner, både historiske situasjoner med tilførsler direkte beregnet ut fra data, og ulike scenarioer. For begge anleggene er det målinger av totalfosfor og totalnitrogen. For Bekkelaget renseanlegg er organisk karbon anslått ut fra målinger av kjemisk oksygenforbruk og nitrogeninnhold; for VEAS er organisk karbon målt direkte.

I høyre del av tabellene er tilførslene regnet om til endringsfaktorer, dvs. forholdstall mellom de endrede tilførslene og tilførsler i den situasjonen som kan regnes som mest representativ for de senere års overvåkningsresultater. Dette er kalt scenario 2009. For Bekkelaget renseanlegg er data fra perioden 2007-2009 brukt som utgangspunkt, dvs. fra før siste utvidelse av anlegget til kapasitet 4000 liter/sekund. For VEAS er det tatt utgangspunkt i data fra 2007-2008, dvs. fra før regnvannrensing ble satt i ordinær drift i 2009. Tabellene inkluderer et scenario 2011, som skal representere den aktuelle situasjonen etter de siste utvidelsene av renseanleggene, men med totaltilførsler som i situasjonen rett før disse utvidelsene. Forskjellen mellom dette scenarioet og scenario 2009 ligger altså bare i de siste utvidelsene av anlegget. De senere scenarioene, 2030a og b og 2050 a og b, inkluderer virkningen av de siste utvidelsene fram til nå.

I følge de to tabellene vil det i dagens situasjon, etter de siste utvidelsene, gå mye mindre i overløp enn det som har vært vanlig de siste årene av overvåkingen hittil. Stofftilførslene i overløp reduseres litt mer enn vannmengden, fordi overløp i større grad er knyttet til stor fortykning av avløpsvannet med store mengder fremmedvann. For Bekkelaget er det til gjengjeld estimert en liten økning av det som går ut i dyputslippet, mens det på VEAS også er beregnet en viss reduksjon av dyputslippet. Det må her tas forbehold om at beregningene bygger på ganske kort måletidsrom, og at det kan være en følge av usikkerhet i beregningsmåten anvendt på korte dataserier hvor forskjell fra år til år gjør sammenligning usikker. Det kan derfor tenkes at resultatet blir noen annerledes hvis en sammenligner data for noe lengre tidsrom før og etter utvidelsen.

Ved scenarioene for 2030 og 2050 øker mengden i overløp igjen, men hvis renskapasiteten bygges ut i takt med økt belastning, vil overløpene fortsatt ha mye mindre omfang i 2050 enn det som var vanlig fram til 2009. Bare for scenarioer uten videre utbygging av renskapasitet vil overløpene komme opp i samme størrelse som før de siste utvidelser. For Bekkelaget renseanlegg uten videre utbygging etter 2011 vil overløpene i 2030 være ca. 50 % høyere enn omkring 2007-2009 og i 2050 opp mot 3 ganger høyere. For VEAS vil overløpene i 2050 være tilbake til omtrent samme størrelse som i 2007-2008 uten videre utbygging.

For å realisere de forskjellige scenarioene i modellen tas det utgangspunkt i tilførselstall som er lagt inn i modellkoden, spesifisert som månedsverdier. For de ulike situasjoner justeres disse tilførslene med faktorer som gis inn til modellen som modellparametre. Da blir faktorene noe annerledes enn i tabellene her. For detaljer angående dette henvises til Vedlegg D.

Tabell 7. Vannføring og stofftransporter ved Bekkelaget renseanlegg for ulike utslippssituasjoner, med relativ endring fra situasjonen i 2007-2009 som faktorer.

Utslippssituasjon (% økning av vannføring, rensekapasitet i liter/s)	Utslippstype	Vann- føring (liter/s)	Tonn/år			Endring fra dagens situasjon (faktor)			
			P	N	C [#]	Vann- føring	P	N	C
Fra data 2002- 2009	dyputslipp	1269	8.08	354	503.0				
	overløp	66	3.14	29.3	106.9				
Scenario 2009 (data 2007- 2009, kapasitet 3000 l/s)	dyputslipp	1318	7.92	336	421.0	1.00	1.00	1.00	1.00
	overløp	48	2.27	21.2	77.2	1.00	1.00	1.00	1.00
Scenario 2011 (ingen økning, kapasitet 4000 l/s)	dyputslipp	1352	8.18	347	434.3	1.03	1.03	1.03	1.03
	overløp	14.1	0.52	5.1	18.8	0.29	0.23	0.24	0.24
Scenario 2030a (45 % økning, kapasitet 5800 l/s)	dyputslipp	1960	11.86	503	629.8	1.49	1.50	1.50	1.50
	overløp	20.5	0.76	7.5	27.2	0.43	0.33	0.35	0.35
Scenario 2030b (45 % økning, kapasitet 4000 l/s)	dyputslipp	1906	13.46	528	660.6	1.45	1.70	1.57	1.57
	overløp	74	3.39	32	115.8	1.54	1.50	1.50	1.50
Scenario 2050a (71 % økning, kapasitet 6840 l/s)	dyputslipp	2311	13.99	593	742.7	1.75	1.77	1.76	1.76
	overløp	24.2	0.89	8.8	32.1	0.50	0.39	0.42	0.42
Scenario 2050b (71 % økning, kapasitet 4000 l/s)	dyputslipp	2202	16.52	629	787.6	1.67	2.09	1.87	1.87
	overløp	133	6.49	60	220.0	2.79	2.86	2.85	2.85

[#]: C beregnet ut fra kjemisk oksygenforbruk og nitrogendata

Tabell 8. Vannføring og stofftransporter ved VEAS for ulike utslippssituasjoner, med relativ endring fra situasjonen i 2007-2008 som faktorer.

Utslippssituasjon (% økning av vannføring, rensekapasitet i l/s)	Utslippstype	Vann- føring (liter/s)	Tonn/år			Endring fra dagens situasjon (faktor)			
			P	N	C [#]	Vann- føring	P	N	C
Scenario 2009 (Data fra 2007-2008)	dyputslipp	3354	29.48	901	1619.6	1.00	1.00	1.00	1.00
	overløp	202	7.64	66.7	206.8	1.00	1.00	1.00	1.00
Scenario 2011 (data fra 2009, kapasitet 10 000 l/s)	dyputslipp	3353	24.32	817	1582.2	1.00	0.82	0.91	0.98
	overløp	34.7	1.03	9.8	33.3	0.17	0.13	0.15	0.16
Scenario 2030a (22 % økning, kapasitet 12 200 l/s)	dyputslipp	4090	29.67	997	1930.3	1.22	1.01	1.11	1.19
	overløp	42.3	1.26	12.0	40.6	0.21	0.16	0.18	0.20
Scenario 2030b (22 % økning, kapasitet 10 000 l/s)	dyputslipp	4024	29.03	1065	1899.0	1.20	0.98	1.18	1.17
	overløp	109	3.54	34	108.1	0.54	0.46	0.51	0.52
Scenario 2050a (38 % økning, kapasitet 13 800 l/s)	dyputslipp	4627	33.56	1128	2183.5	1.38	1.14	1.25	1.35
	overløp	47.8	1.42	13.6	45.9	0.24	0.19	0.20	0.22
Scenario 2050b (38 % økning, kapasitet 10 000 l/s)	dyputslipp	4472	32.12	1246	2111.7	1.33	1.09	1.38	1.30
	overløp	203	6.80	66	205.9	1.01	0.89	0.98	1.00

4. Scenarier: spesifikasjoner og modellresultater

I det følgende presenteres de modellscenarioene som er kjørt i henhold til det som ble skissert i Strategi 2010 og i prosjektforslaget for modellkjøringer. Det er valgt å beskrive resultatene i direkte sammenheng med presentasjonen av hvert enkelt scenario, eller gruppe av scenarier. I hvert underkapittel presenteres derfor først forutsetninger og parameterspesifikasjon for modellkjøringene, deretter vises og drøftes resultatene.

Utgangspunktet for scenarioene er utslippssituasjonen i 2006-2008, det som er beskrevet som Scenario 2009 i kapittel 3.5. Dette er referansescenariet i prosjektet, og refererer til dyputslipp og overløp som er mest representative for de siste årene av overvåkingen hittil. Tilførselene for dette scenariet settes i hovedsak opp på samme måte som i tidligere kjøringene i sammenheng med miljømål Bunnefjorden, men justert i henhold til det som er satt opp i Strategi 2010, og ut fra de estimatene som er gjort ellers i kapittel 3. Tilførselsoppsettet er også justert for å tilpasses annen bassenginnledning. Dette er beskrevet mer detaljert i Vedlegg C.

Resultater fra denne kjøringen (Scenario 2009) samt to eldre kjøringene som skal illustrere forholdene rundt hhv. 1950 og 1970 er vist tidligere i kapittel 2.2. Scenario 2009, og til dels også Scenario 2011 som representerer nåtilstand etter de siste utvidelsene ved BRA og VEAS, brukes som sammenligningsgrunnlag for andre scenarier som gjennomgås i etterfølgende underkapitler.

Alle scenarioene er kjørt fra samme utgangstilstand, som er slutttilstand etter å ha kjørt modellen over et visst antall år med dagens tilførsler. Scenarioene med andre tilførsels- og utslippssituasjoner er kjørt for kvasi-stasjonær tilstand, dvs. at tilførselene varierer med årstid og med noe uregelmessig variasjon rundt midlere årsforløp, men uten noen langtidstrend i løpet av simuleringen. Den relative variasjon med årstid og de uregelmessige variasjonene følger identisk mønster for alle scenarioene, bare de konstante gjennomsnittsverdiene for tilførsler fra kommunalt avløp varierer mellom de forskjellige scenarioene.

Scenarioene representerer tenkte alternative forløp, hvor naturlig avrenning, klimavariasjoner og variasjoner på den ytre randen varierer likt over tid. Tilførsler av rensert eller urensert kommunal kloakk varierer også over tid etter samme mønster, men rundt ulike gjennomsnittsverdier som tilsvarer ulike situasjoner mht. befolkning, renskapasitet, utslipparrangement og plassering, og de holdes konstante gjennom hver simulering. Det er altså ikke gjort kjøringene hvor den underliggende tilstanden endrer seg kontinuerlig over tid. Scenarioene tar derfor ikke sikte på å vise hvordan fjorden reelt vil utvikle seg over tid, men i stedet hva tilstanden i fjorden vil bli etter noen år med en gitt konstant utslippssituasjon. På den måten rendyrkes virkningen av endring i tilførselssituasjonen. Det ville også være interessant å sammenligne ulike scenarier for kontinuerlig utvikling over tid i utslippssituasjonen, for eksempel gradvis økende befolkning, men det krever videre utvikling av modulene for innlesning av inndata til modellen.

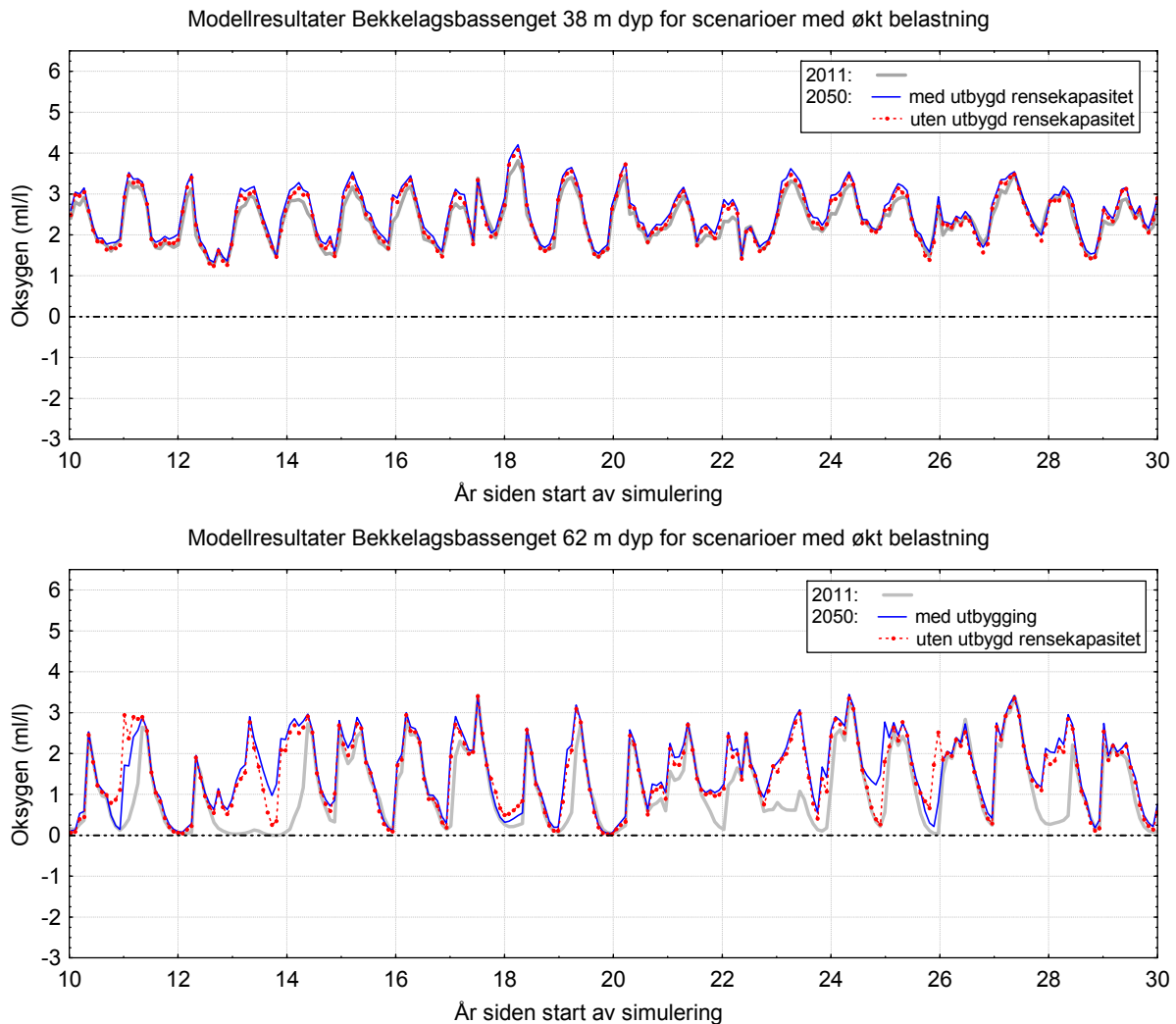
4.1 . Økning av tilførsler som tilsvarer situasjonen i 2030 og 2050

I følge de prognosene som er satt opp, vil ikke situasjonen i 2020 være så mye endret i forhold til dagens situasjon, så i det følgende er det bare vist resultater for 2030 og 2050. Scenarioene er gjennomført ved å legge inn justeringsfaktorer på tilførselene i 2006-2009. To varianter er kjørt, en hvor det antas proporsjonalt utbygd renskapasitet slik at rensgraden opprettholdes, og en med renskapasitet som i dag. Den siste varianten antas ikke å være reell, men er tatt med for å se hva som ville være konsekvensene.

For de scenarioene hvor det antas videre utbygging av renskapasitet, er relativ fordeling av vann mellom dyputslipp og overløp holdt uendret som i dag, etter de siste utvidelsene av rensanleggene som er foretatt pr. 2010-2011. For scenarier uten videre utbygging av rensanlegg vil andelen som går urensert i overløp øke i forhold til i dag. I tillegg til at totaltilførselene øker noe, vil da en større

andel gå til utslipp nærmere overflaten og med større sannsynlighet kunne bidra til økt algevekst. Detaljene er beskrevet i kapittel 3, se spesielt kapittel 3.5. Det er ikke lagt inn videre utbygging av selve utslippsarrangementene,

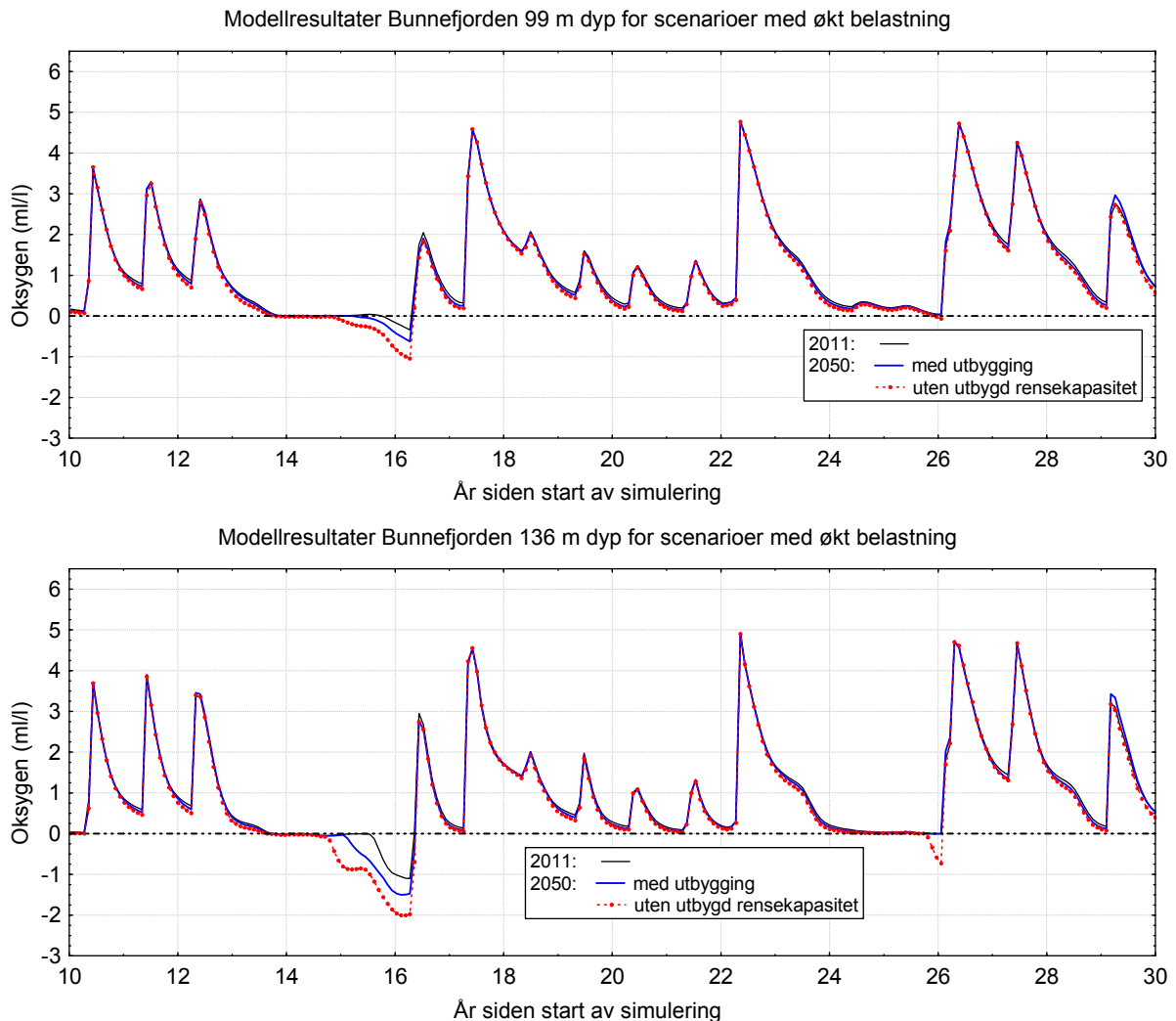
Utvalgte resultatet er vist i figurer nedenfor. Figur 32 viser oksygenkonsentrasjoner på 50 og 60 m dyp i Bekkelagsbassenget for utslippssituasjonen i 2050 med og uten utbygd renskapasitet, og Figur 33 tilsvarende for 100 og 130 m dyp i Bunnefjorden. Situasjonen for 2011 er brukt som sammenligningsgrunnlag. Endringer fra 2011 til 2030 er ikke vist spesifikt; de er stort sett ca. 2/3 av endringene fra 2011 til 2050.



Figur 32. Modellresultater for scenarier med økt belastning på rensanleggene; oksygenkonsentrasjon i dypvannet i Bekkelagsbassenget

I følge modellen får Bekkelagsbassenget faktisk litt bedre oksygenforhold ved økt belastning på Bekkelaget rensanlegg. Det skyldes nok at vannmengden i dyputslippet øker, og derved også vannutskiftningen; dette påvirker dypvannet mer enn det økte oksygenforbruket pga. stofftilførsler (næringsalter, ammonium og organisk stoff). På 38 m dyp blir i følge modellen den midlere oksygenkonsentrasjonen ca. 0.2 ml/l høyere rundt 2050 sammenlignet med i dag, dersom renskapasiteten bygges ut. Hvis det ikke bygges ut større renskapasitet, blir det fortsatt litt høyere oksygeninnhold enn for 2009-situasjonen, men endringen er bare ca. halvparten av det en får for alternativet med utbygd renskapasitet. Midlere årsminimum av oksygen blir omtrent uendret; 0.06 ml/l høyere for alternativ med utbygd renskapasitet, og 0.03 ml/l lavere uten. På 62 m dyp blir

forbedringen mer markert, her øker midlere oksygenkonsentrasjon med 0.42 ml/l forutsatt økt renskapasitet og 0.34 ml/l uten utbygging, mens midlere årsminimum øker med hhv. 0.28 og 0.17 ml/l.



Figur 33. Modellresultater for scenarier med økt belastning på rensanleggene; oksygenkonsentrasjon i dypvannet i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden

I Bunnefjorden går det litt i begge retninger. På 38 m dyp (ikke vist) gir modellen midlere årsminimum som er ca. 0.1 ml/l lavere enn i dag hvis det ikke bygges ut renskapasitet. Med utbygging av renskapasitet blir det omtrent ingen endring. Gjennomsnittlig oksygenkonsentrasjon øker med ca. 0.1 ml/l hvis renskapasiteten bygges ut, mens det blir omtrent uendret dersom det ikke bygges ut renskapasitet. På ca. 60 m dyp i Bunnefjorden blir oksygenkonsentrasjonene redusert med ca. 0.02 til 0.04 ml/l hvis renskapasiteten bygges ut, og med ca. 0.1 ml/l ved samme renskapasitet som i dag. På stort dyp (100-130 m dyp) blir det større tendens til at det utvikles H₂S i langvarige stagnante perioder (se Figur 33), med opptil 1.0 ml/l mer oksygen gjeld på 130 m dyp enn i dag. Selv med utbygd renskapasitet kan det bli økt tendens til H₂S-utvikling, men økningen blir bare ca. halvparten av det en får uten slik utbygging.

I Vestfjorden gir ikke modellen merkbare endringer i dypere lag, og det er derfor ikke vist figurer for dette bassenget. På 100 m dyp gir modellen omtrent uendrede oksygenkonsentrasjoner for 2050-situasjonen dersom det ikke bygges ut renskapasitet, og en svak økning på opp mot 0.03 ml/l dersom renskapasiteten bygges ut. I følge resultatene for de historiske situasjonene kan dette være kraftig

underestimert. På 38 m dyp gir modellen en økning av midlere oksygenkonsentrasjoner med ca. 0.15 ml/l fram til 2050, forutsatt at renskapasiteten bygges ut. Hvis modellen underestimerer endringene, kan det tenkes at det i praksis blir det dobbelte. Modellresultatene for Vestfjorden med utbygging av renskapasitet ligger ca. 0.05 ml/l høyere enn uten.

Resultatene av modellkjøringene må vurderes ut fra hva som er sagt om overensstemmelsen med historiske situasjoner i kapittel 2.2. Ut fra at modellen ser ut til å gi ca. halvparten av det den skal i oksygenreduksjon på mellomdyp ved økte tilførsler, vil en vente at den reelle virkningen på mellomdyp kan bli omtrent det dobbelte av det som er sagt ovenfor. Dvs. at økt belastning i 2050 uten utbygging av renskapasitet kan gi en reduksjon på 0.2 ml/l i laveste oksygenkonsentrasjon over året på ca. 40 m dyp i Bunnefjorden. Med proporsjonal utbygging av renskapasitet vil reduksjonen i oksygenkonsentrasjoner bli omtrent uendret.

Virkningene er altså begrenset, men det betyr at spesielt Bunnefjorden bringes noe tilbake mot situasjonen omkring 1970 da forurensningstilførslene var på sitt største. Den gang var fosfortilførslene nesten 10 ganger større enn i dag, og nitrogentilførslene var 2-3 ganger større, og det meste gikk til overflaten. Selv om økt belastning pga. befolkningsvekst vil øke tilførslene igjen, dreier det seg om en økning på i verste fall ca. 50 % i forhold til i dag. Utslippene vil fortsatt ligge langt under det en hadde i 1970, og mye av utslippet går nå til dypere lag, slik at fosfat, nitrat og ammonium-utslipp i mye mindre grad bidrar til algevekst enn det gjorde rundt 1970. Dagens dyputslipp fører riktignok til at ammonium tilføres mellomdyp og gir opphav til oksygenforbruk som beskrevet i Strategi 2010. Det vil det imidlertid også ha gjort tidligere, da det ga grunnlag for algevekst i overflatelaget i store deler av året, og var inkludert i biomasse som sank ned i dypere lag og ga oksygenforbruk.

Oksygenforbruket fra nedbrytning av død biomasse vil i hovedsak skyldes organisk bundet karbon, og bare sekundært oksidering av ammonium. Det er derfor rimelig at virkningen av den prognostiserte økningen på ca. 50 % bare gir en virkning som er ca. 30 % av den tross alt begrensede forbedringen en kan spore i dypvannet i Bunnefjorden pga. tilførselsreduksjonene siden 1970. Som beskrevet er det ellers delvis snakk om en videre positiv utvikling pga. økt utslipp, forutsatt at rensgraden kan opprettholdes ved økt renskapasitet.

Oksygenunderskuddet i dypere lag i Indre Oslofjord er mye betinget av de topografiske forholdene. Det at det blir så vidt små virkninger av økt utslipp skyldes som vi har vært inne på at vannmengdene i dyputslippene samtidig øker, og derved blir vannutskiftningen i dypere lag forbedret, dvs. at en får bedre vannfornyelse enn de topografiske forholdene tilsier. Den økningen i oksygenkonsentrasjon dette gir, blir motvirket av økt stoffutslipp, men ikke mer enn at nettoresultatet kan være en viss forbedring. Det diskuteres nærmere lenger ut i rapporten i forbindelse med scenarier som viser hva en ville oppå ved å fjerne utslipp fra indre Oslofjord, se kapittel 4.4.

4.2 Endret dyp og geografisk plassering for utslipp av rensed avløpsvann

Her er det kjørt to sett av scenarier med endringer i dyputslippene fra rensaneanleggene, først ett med økt utslippsdyp fra 50 m til hhv. 100 og 150 m, og så ett med endret geografisk plassering, men utslippsdyp 50 m som i dag. Det er antatt å være mest interessant å se hvordan virkningen kan bli i en fremtidig situasjon med økt belastning, og scenarioene er derfor kjørt som endringer av 2050-situasjonen. Det er scenarier med proporsjonal utbygging av renskapasitet som er lagt til grunn, siden det antas å være mest realistisk.

4.2.1 Utslipp til 100 og 150 meters dyp

Hensikten med disse scenarioene er å se om det å sende utslippet ned på større dyp enn i dag vil ha merkbar effekt på dypvannsfornyelsen, spesielt i Bunnefjorden. Disse scenarioene er kjørt med samme geografiske lokalisering av utslippene som i dag, bortsett fra at utslippet fra Bekkelagsbassenget rensanlegg er flyttet til Bunnefjorden ved utslippsdyp 100 og 150 m, siden maksimalt dyp i

Bekkelagsbassenget er 70 m. Resultatene sammenlignes med dagens utslippsarrangement, med utslippsdyp som i hovedsak er 40-50 m. Det er ikke kjørt noen eget scenario med alle dyputslipp til eksakt 50 m; det ville være lite forskjellig fra dagens situasjon.

Forventet virkning av et slikt tiltak vil gå i to retninger:

- Bedre dypvannsfornyelse ventes å gi positiv virkning på oksygenforhold i dyplagene.
- Restmengder av ammonium i dyputslippene vil i større grad belaste dypvannet med oksygenforbruk når utslippsdypet øker, og det trekker i motsatt retning.

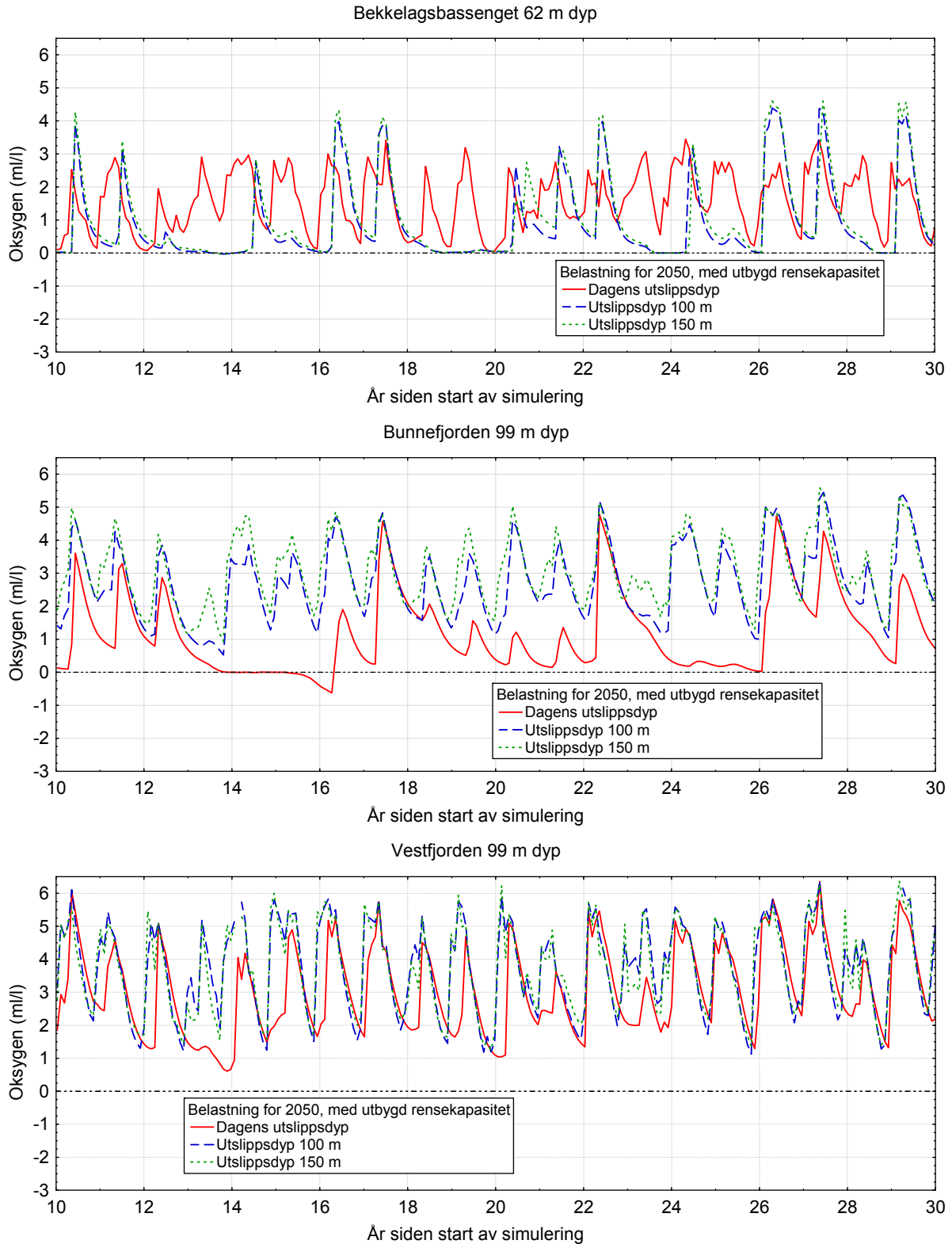
Modellresultatet fra disse kjøringene er vist i Figur 34, med oksygenkonsentrasjonene på 100 m dyp.

Virkingen av å øke utslippsdypene på denne måten er størst i Bunnefjorden, hvor forholdene blir markert forbedret. En økning av utslippsdypet for alle renseanleggene til 100 m dyp gjør at oksygenkonsentrasjonen på 100 m dyp stort sett holder seg over 1.5 ml/l, med årlige dypvannsfornyelser som i Vestfjorden. Det er en kvalitativ vesentlig forbedring fra dagens utslippsdyp (rød kurve), hvor en har lange perioder uten oksygen i dypvannet og tendens til utvikling av H₂S av og til. Hvis utslippsdypet øker til 150 m, blir forholdene på 100 m dyp enda noe bedre; da vil oksygenkonsentrasjonene stort sett holde seg over 2 ml/l. Da oppnår en også omtrent like stor forbedring for lagene dypere enn 100 m.

I Vestfjorden forutsier modellen mindre endringer pga. økt utslippsdyp. Hovedvirkingen er i følge modellen at den årlige dypvannsutskiftningen kommer tidligere på året. Det skal bemerkes at modellscenarioene med dagens utslippsdyp gir dypvannsutskiftning i Vestfjorden noe senere i forhold til årsskiftet enn det overvåkningsdata viser, men den relative forskjellen mellom scenarioene bør likevel være riktig.

Virkingen for Bekkelagsbassenget på 62 m dyp er også vist i Figur 34. Scenarioene innebærer at utslippet fra Bekkelaget renseanlegg må flyttes over til Bunnefjorden, og resultatene blir en klar forverring for Bekkelagsbassenget, med hyppigere og mye mer langvarige perioder av oksygenfritt vann, fordi den positive virkingen av økt vannutskiftning pga. dagens dyputslipp blir borte. Det blir likevel ikke et tilbakefall til H₂S-utvikling slik en hadde før år 2000, delvis fordi stoffutslippet en hadde før 2000 også blir borte, men antagelig først og fremst fordi forholdene i Bunnefjorden blir forbedret pga bedre vannutskiftning når det kommer et utslipp på stort dyp der. I alle fall er resultatet for Bekkelagsbassenget ikke så negativt som ved flytting av utslippet vekk fra Bekkelaget i det neste settet av scenarioer som presenteres i kapittel 4.2.2, hvor utslippene flyttes geografisk men fortsatt går ut i 50 m dyp.

Det er altså ikke tilrådelig å flytte alle dyputslipp ut av Bekkelagsbassenget, selv om det kombineres med utslipp på større dyp i Bunnefjorden. Det kan imidlertid være fornuftig å flytte en del av utslippene i østre del av Indre Oslofjord ned på større dyp i Bunnefjorden for å forbedre forholdene der. Det kan være aktuelt å flytte deler av utslippet fra et utvidet Bekkelaget renseanlegg, eller utslipp fra et nytt Hovedrenseanlegg Øst som tillegg til Bekkelaget, dersom det anses aktuelt. De forenklede scenarioene som er presentert i Figur 34 må ses som en første pekepinn om hva en maksimalt kan oppnå i Bunnefjorden.



Figur 34. Oksygenkonsentrasjon i dypere lag beregnet av modellen ved flytting av utslipp fra rensanleggene til 100 og 150 m dyp, med overføring av utslipp fra Bekkelaget RA til Bunnefjorden. Det er beregnet for belastning ved år 2050 med proporsjonalt utbygd renskapasitet.

4.2.2 Omplussing av utslipp til andre bassenger

Her er det kjørt tre ulike scenarier, som alle går ut på å samle hovedutslippene fra renseanlegg i ett basseng, hhv. Vestfjorden, Bunnefjorden eller Bekkelagsbassenget, med omtrent uendret utslippsdyp i forhold til i dag. For alle scenarioene er det lagt inn en stor diffusor på 50 m dyp med 150 hull og strålediameter 13 cm for å håndtere det samlede utslippet. Alternativet med alt utslipp i Vestfjorden inkluderer derfor at også dagens utslipp fra VEAS flyttes ned fra 42 m dyp til 50 m dyp.

Disse scenarioene må også betraktes som hypotetiske tilfeller, som ikke anses helt reelle. De representerer en foreløpig grov skalering av hvor stor virkning det kan ha å endre permanent geografisk fordeling av utslipp på ulike måter, eventuelt også variere utslippsmengder mellom bassengene over tid, for å oppnå optimale forhold i hele fjorden. Hvordan en eventuelt skal gjøre dette i praksis, må i tilfelle vurderes nærmere.

Figur 35 viser modellresultater for oksygeninnhold i dyplagene i Bekkelagsbassenget (62 m), Bunnefjorden og Vestfjorden (99 m dyp). Plasseringen av dyputslipp har mest å si for Bekkelagsbassenget.

Overføring av alle dyputslipp til Bekkelagsbassenget gir en viss tilleggsforbedring der, med opp mot 0.3 ml/l økning i oksygeninnhold på 60 m dyp, noe mindre på 40 m dyp, men noen år gir modellen faktisk også lavere oksygeninnhold enn med dagens geografiske fordeling. Det har relativt liten virkning på Bunnefjorden og Vestfjorden i forhold til dagens geografiske fordeling. Modellen antyder en forbedring innenfor 0.07 ml/l på 38 m dyp i Bunnefjorden og 0.02 ml/l på 38 m dyp i Vestfjorden, og omtrent ingen virkning i 60 til 100 m dyp i disse to bassengene.

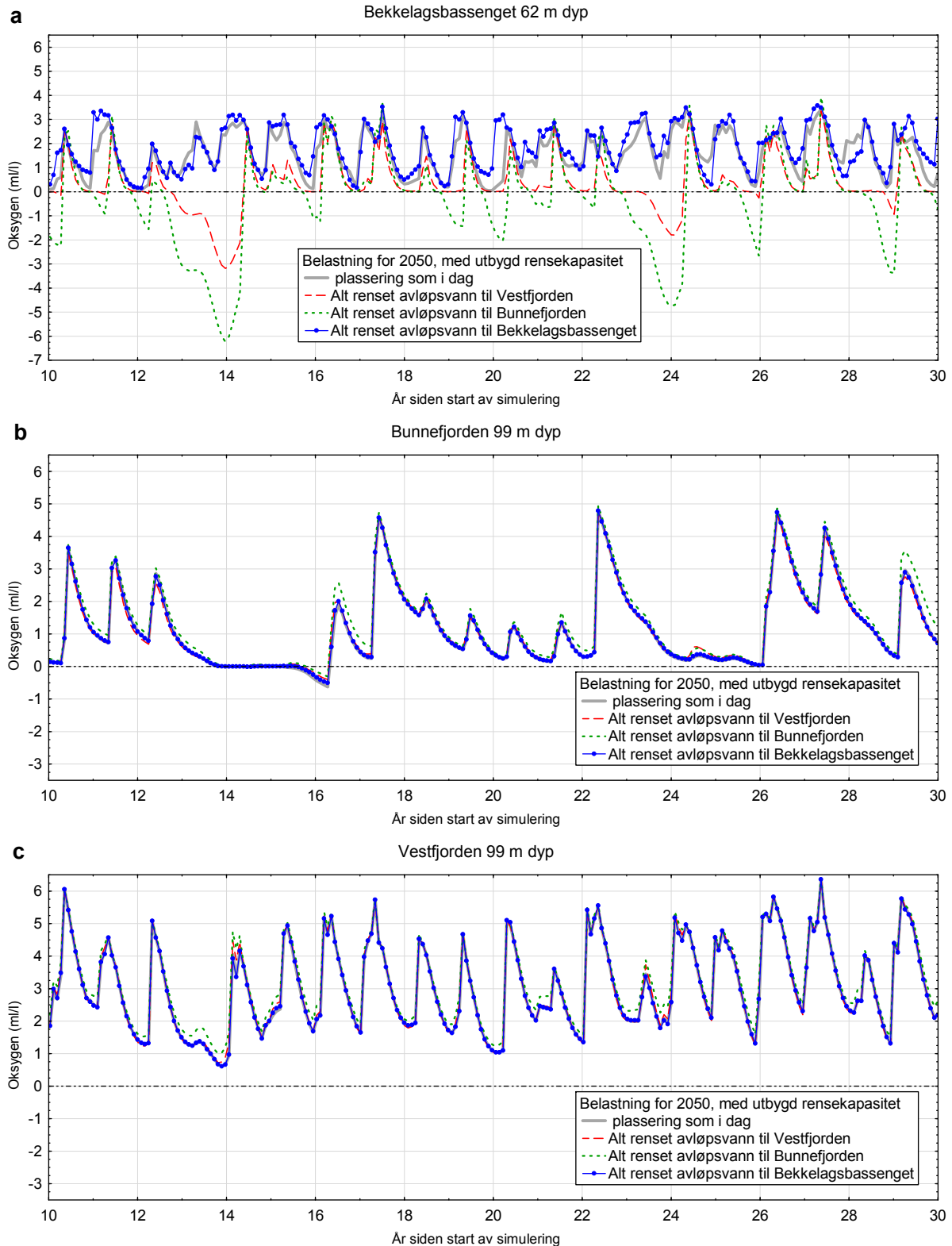
Overføring av alt utslipp til Bunnefjorden vil i følge modellen gi ca. 0.4 ml/l høyere oksygeninnhold på 60 m dyp både i Bunnefjorden og Vestfjorden sammenlignet med dagens geografiske fordeling, og ca. 0.25 ml/l på 100 m dyp. Til gjengjeld gir det en markert forverring i Bekkelagsbassenget, med H₂S-utvikling slik en hadde før år 2000.

Overføring av alt utslipp til Vestfjorden gir en klar forverring i 40-60 m dyp i Bekkelagsbassenget og resultatene antyder også en forverring på 40 m dyp i Vestfjorden; det vises heller ingen klare positive virkninger ellers, verken i Bunnefjorden eller Vestfjorden.

For Bekkelagsbassenget (Figur 35 a) går resultatet altså i samme retning som ved den utredningen som ble gjort ved planleggingen av utslippet fra det nye Bekkelaget renseanlegg før det ble satt i drift i 2000 (Bjerkeng og Magnusson 1999). Oksygenforholdene blir mye bedre med et dyputslipp her, sammenlignet med en situasjon helt uten dyputslipp i Bekkelagsbassenget. Resultatet viser at den økte vannsirkulasjonen fra dyputslipp er mye viktigere enn belastningen av tilførsler av nærings salt og oksygenforbrukende stoffer lokalt. Samling av alt utslipp i Bunnefjorden er det som gir de dårligste forholdene i Bekkelagsbassenget av disse tre scenarioene, med stor utvikling av H₂S på 50 m dyp. Hvis utslippet først skal flyttes ut av Bekkelagsbassenget, er det noe bedre resultat hvis det flyttes til Vestfjorden, men det blir uansett dårlige forhold i Bekkelagsbassenget uten et dyputslipp der.

For Bunnefjorden er forskjellene mindre (Figur 35 b), og har ikke så stor betydning for faunaen, iallfall ikke på 100 m dyp hvor det uansett blir oksygenfritt i lange perioder. Resultatet i Bunnefjorden blir marginalt bedre når utslippene samles der. Også for Vestfjorden er forskjellene også relativt små (Figur 35 c), men de kan likevel ha en viss betydning for hvor store vannvolumer eller arealer i Vestfjorden som er egnet for ulike typer marin fauna, fordi årsminimum i dypvannet er i nærheten av terskelverdier for organismer.

Noen av de beregnede forskjellene er såpass små at det kan virke tvilsomt om det er et pålitelig resultat mht. hvilken vei forskjellene går. Hvis resultatet er en netto virkning av flere ting som trekker i forskjellige retninger, skal antagelig ikke modellparametrene justeres så mye før forskjellene kan gå motsatt vei.

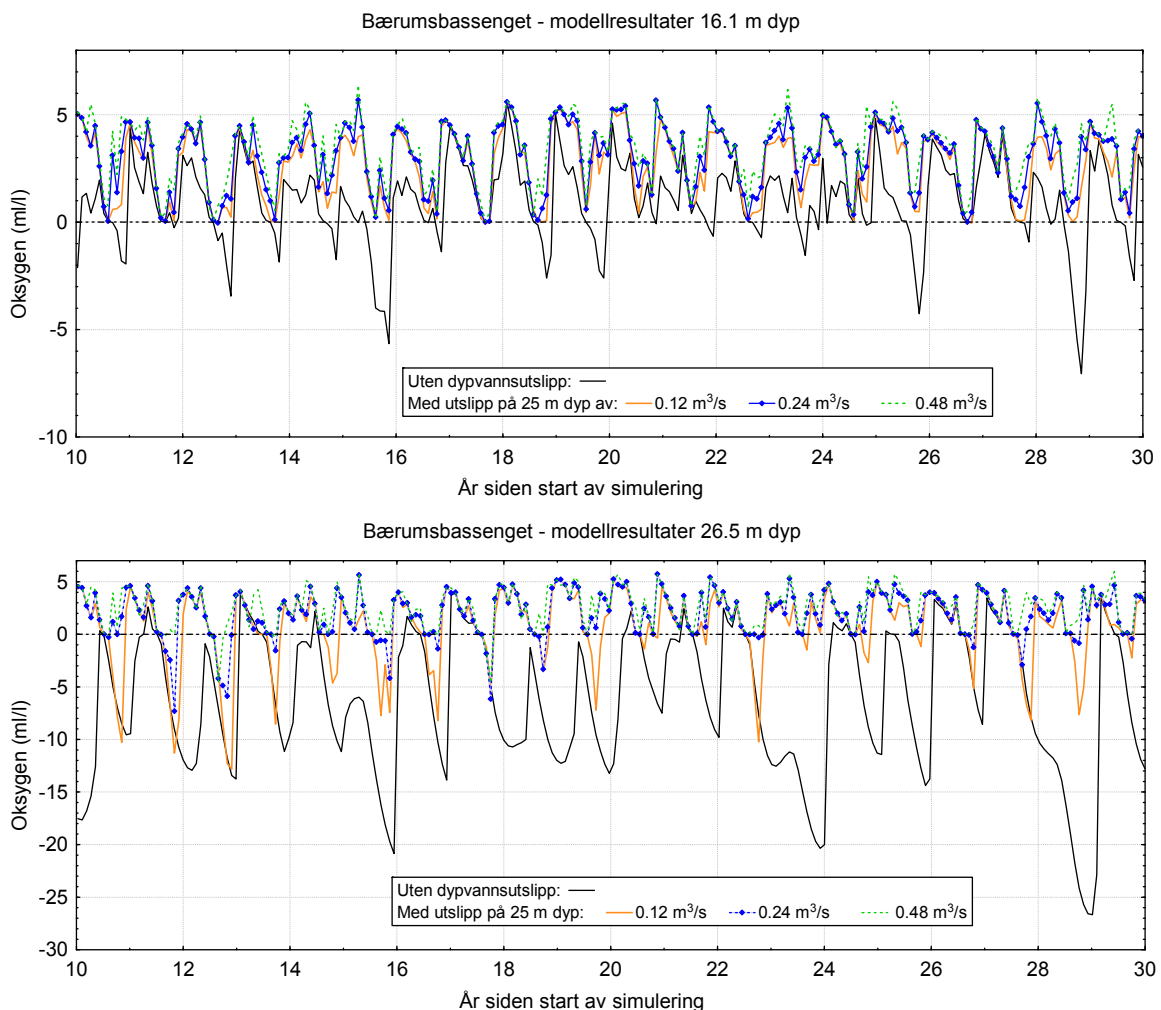


Figur 35. Modellresultater for oksygeninnhold i dyplagene i (a) Bekkelagsbassenget, (b) Bunnefjorden og (c) Vestfjorden for scenarier med samling av alle utslipp i ett basseng i én stor diffusor på 50 m dyp.

Konklusjonen ut fra disse hypotetiske scenarioene blir at det er viktig å beholde dyputslipp i Bekkelagsbassenget, og at det ikke er noen spesiell fordel for noen av de tre bassengene å samle utslippene i Vestfjorden. Det ser heller ikke ut til at det gir noen stor ytterligere forbedring å samle en større andel av utslippene på østsiden av fjorden til Bekkelagsbassenget. Det kan tenkes at det heller kan omfordeles noe i retning av større andel til Bunnefjorden, dersom avløpsvannmengdene øker og det er aktuelt å bygge et nytt Sentralrenseanlegg Øst. Aktuelle utdypende scenarier vil være å prøve forskjellige måter å fordele vann mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, og eventuelt øke utslippsdypet, spesielt på det som slippes til Bunnefjorden, som beskrevet i kapittel 4.2.1.

4.3 Utslipp av ferskvann på dypt vann i Bærumsbassenget.

De dypere lagene i Bærumsbassenget har vært permanent anoksiske så lenge overvåkningsprogrammet har gått, dvs. siden 1973, og det er ingen tegn til at dette er i ferd med å snu. Snarere viser de seneste års data høyere H_2S -konsentrasjoner enn før på 25 m dyp (Figur 19 på side 14). Selv om disse forholdene kan være naturgitt, har det interesse å se om en nedpumping av ferskvann til dyppvannet kan bidra til raskere reduksjon av tettheten over tid, og derved hyppigere vannutskifting med nytt, tyngre vann utenfra over terskelen, slik at en kan oppnå oksiske forhold. Det har vært nevnt at det er aktuelt å se både på bruk av dagens utslipp av overvann utenfor Høvikodden og ved Holtekilen og henting av ferskvann fra Sandvikselva.



Figur 36. Modellresultater for oksygeninnhold i dyplagene i Bærumsbassenget ved nedpumping av ferskvann til 25 m dyp. Legg merke til at det er brukt ulik vertikal skala i de to plottene, tilpasset variasjonsområdet på hhv. 16.1 og 26.5 m dyp

I denne omgangen er det bare kjørt noen orienterende modellscenarier for å vise hvor store vannmengder som må pumpes ned for å forbedre forholdene i dypvannet. Det spesifiseres da kun at en del av dagens ferskvannstilrenning til Bærumsbassenget (fra Sandvikselva og Øverlandelva) føres ned på 25 m dyp gjennom en diffusor. I grunnscenariet for 2009-situasjonen er alt utslipp til Bærumsbassenget ført til overflatelaget. Scenarioene med nedpumping av vann i Bærumsbassenget består i at en andel av dette utslippet i stedet føres ut på 25 m dyp gjennom en diffusor med 10 cm strålediameter og hastighet ca. 3.8 m/s. Det er beregnet med tre alternativer: nedpumping av 0.12, 0.24 og 0.48 m³/s fordelt på hhv. 4, 8 og 16 stråler. Resultatet er vist i Figur 36. Grunnscenariet for 2009 uten nedpumping av ferskvann er tatt med som referanse. På 16 m dyp gir selv den minste vannmengden dominerende oksiske forhold, selv om konsentrasjonen går ned mot 0 om høsten hvert år. Med nedpumping av større vannmengder blir minimumskonsentrasjonen ofte noe høyere, opp til 1-2 ml/l enkelte år med nedpumping av 0.48 m³/s, men mange år vil det uansett bli oksygenfritt. Når det gjelder forholdene på 26 m dyp er det bare den største av de tre alternative vannmengdene som gir sulfidfrie forhold, men mengden av H₂S som dannes reduseres sterkt også med 0.24 m³/s.

De tre scenarioene må betraktes bare som en foreløpig grov skalering av hva det er mulig å oppnå ved å pumpe ned ferskvann. Ingen av de tre scenarioene gir stabile oksygenforhold på linje med det en har i Vestfjorden, men resultatene indikerer at det kan være verdt å studere disse mulighetene nærmere. Før det gjøres, bør det arbeides mer med å sette opp og kalibrere modellen med Bærumsbassenget som eget basseng ved å sammenligne med overvåkningsdata.

4.4 Andre scenarioer med tiltak for reduksjon av tilførsler

Her er det gjort noen modellkjøringer for mer hypotetiske alternativer som nok ikke er realistiske å gjennomføre, men som er gjort for å vise potensialet i forandringer i retning av det som er skissert i scenarioene. De er kjørt som endringer av 2050-scenariet med proporsjonal utbygging av renskapasitet (SC2050A), og tar altså sikte på å vise hva som kan oppnås ved slike tiltak i tillegg til en utbygging i takt med økt befolkning, ikke som alternativer til økt kapasitet.

- a. **Overføring av rensset avløpsvann med utslipp til Ytre Oslofjord (Scenario SC2050N1).** Dette simuleres som om Indre Oslofjord ikke hadde noen utslipp fra rensanlegg, men at alt ble overført til Ytre Oslofjord. Overløpene blir liggende uendret i disse scenarioene. Det er ikke gjort noen endringer i randbetingelsene i Drøbaksundet, dvs. at en regner med at utslippene føres så langt ut at de fortynnes videre i Ytre Oslofjord og utenforliggende områder uten å gi merkbar påvirkning på forholdene i Drøbaksundet. Slik sett vil resultatene ha en tendens til å representere en øvre grense for hva en kan oppnå ved en slik overføring.
- b. **Effekt av tiltak mot overløp og vassdrag (Scenario SC2050N2).** Her tas utgangspunkt i Strategi 2010, bl.a. Vedlegg 11. Mulige tiltak er her drøftet, men ikke kvantifisert i særlig grad. For å se på potensialet er det kjørt et modellscenario hvor både overløp og dyputslipp fra rensanleggene er fjernet. Effekten av overløpene kan ses ved å sammenligne med SC2050N1 hvor bare dyputslippene av rensset avløpsvann er tatt vekk.
- c. **Opprettholde dyputslipp, men med sterk forbedring av renseseffekten, både på N, P og C (Scenario SC2050N3).** Dyputslippene fra rensanleggene er her opprettholdt som i dag, men med 100 % rensing, dvs. at det er rent ferskvann som slippes ut. Dette scenarioet vil vise maksimalt potensial for forbedring dersom en kan oppnå forbedring av renseseffekten ettersom vannmengdene øker frem mot 2050. En sammenligning med alternativ a (SC2050N1) vil vise nettoeffekten av den endrede vannsirkulasjonen som dyputslippene gir.
- d. **Effekten av å fjerne VEAS-utslippet fra indre Oslofjord (Scenario SC2050VS).** Her beregnes et scenario hvor utslippet fra VEAS er tatt vekk (tenkt overført til Ytre Oslofjord uten tilbakevirkning på Indre Oslofjord), mens utslipp fra de andre rensanleggene, bl.a. Nordre Follo og Bekkelaget r.a., holdes uendret som i 2050-scenariet. Dette scenarioet representerer en delvis gjennomføring av scenario a, og det var spesielt betydningen for Bunnefjorden som er nevnt i Strategi 2010-dokumentet.

Resultater fra disse kjøringene er vist i Figur 37 og Figur 38, med oksygenkonsentrasjoner på hhv. 38 og 62 m dyp i Bekkelagsbassenget, Bunnefjorden og Vestfjorden. I Tabell 9 er resultatet oppsummert statistisk som midlere endring i oksygenkonsentrasjon på 38 m dyp.

Alternativ a (eller b) gir redusert oksygeninnhold i alle bassengene, med størst negativ effekt i Bekkelagsbassenget og minst i Bunnefjorden. Det er så å si ingen forskjell mellom alternativ a og b, dvs. at virkningen av overløp isolert sett er svært liten i følge modellen. Modellen gir en oksygenreduksjon på 0.25-0.6 ml/l, altså en forverring som er omtrent halvparten av den forbedringen overvåkningsresultatene tyder på at vi har hatt fra 1970-tallet til i dag. Det er altså ingenting å vinne ved å flytte dyputslipp ut av Indre Oslofjord.

Selv med den økte belastningen frem til 2050 vil nettoeffekten av dyputslippene i følge modellen være positiv dersom en kan opprettholde dagens rensegrad ved utbygging av rensekapasiteten, fordi virkningen av økt vannfornyelse dominerer over de negative utslagene av stoffutslippet.

Alternativ c viser at dersom rensegraden kan økes vesentlig for nitrogen, fosfor og organisk karbon, vil denne positive virkningen av dyputslippene kunne bli enda større, etter beregningene med opptil 0.6 ml/l i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, og ca. 0.4 ml/l i Vestfjorden på 38 m dyp. Det er da ikke justert for at modellen kan underestimere virkninger av økt vannutskiftning, slik det er sett tegn til. Hvis det er riktig at det er en slik underestimering, kan utslagene tenkes å bli det dobbelte. I dette alternativet tenkes alle stoffutslippene fjernet fra dyputslippene, inkludert organisk karbon. I kapittel 4.5 presenteres noen spesifikke tiltak som bare omfatter delvis reduksjon av nitrogen og/eller fosfor, og ingen reduksjon av organisk karbon; de gir mye mindre virkning.

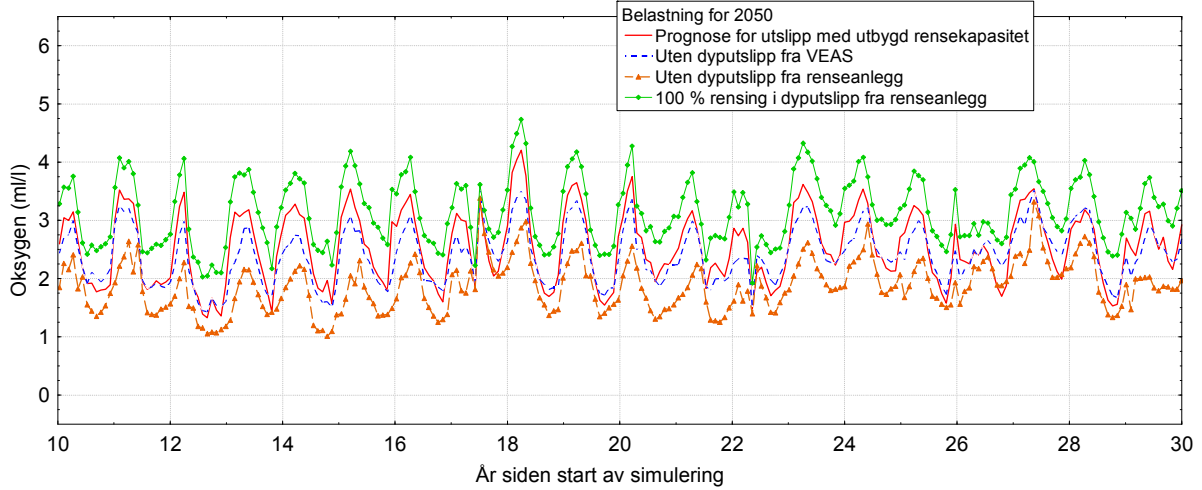
Alternativ d, dvs. å fjerne bare utslippet fra VEAS, ser ikke ut til å ha noen positiv virkning for noen av bassengene. Oksygeninnholdet beregnes i stedet å avta med inntil 0.1 ml/l i Bekkelagsbassenget og Vestfjorden, og kanskje også bli litt redusert i Bunnefjorden.

Tabell 9. Modellresultater for endring i midlere oksygenkonsentrasjoner på 38 m dyp i de tre største bassengene i Indre Oslofjord ved fjerning av utslipp og overløp til Indre Oslofjord

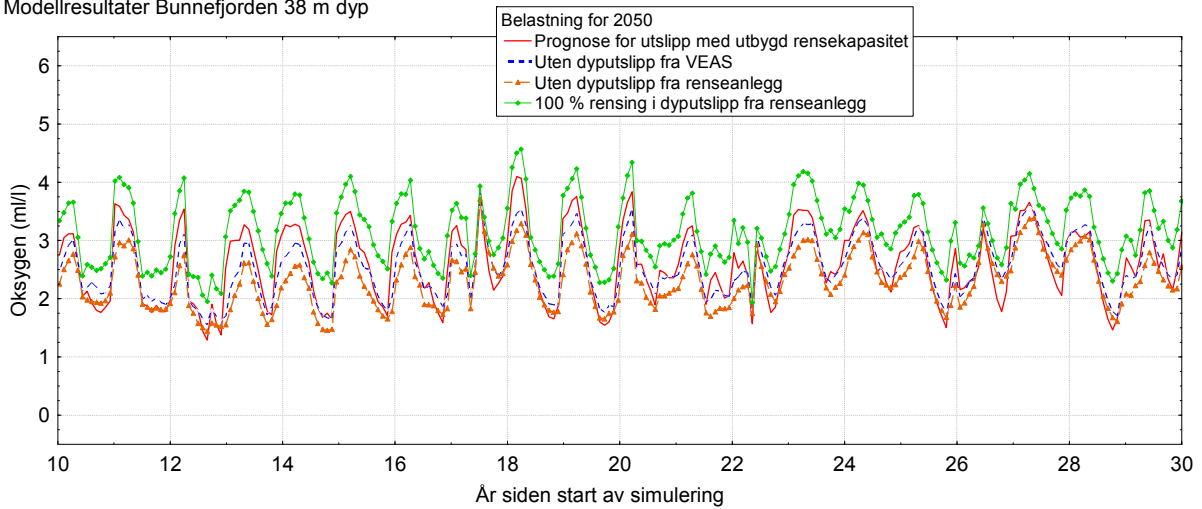
Tiltak	Endring i midlere årsminimum for oksygen (ml/l) sammenlignet med SCN2050A		
	Bekkelagsbassenget	Bunnefjorden	Vestfjorden
a,b: Utslipp av rensed avløpsvann og evt. også overløp fjernet fra indre Oslofjord (Scenario SC2050N1, SC2050N2)	-0.61	-0.24	-0.35
c. Bare utslipp av rent vann fra rensesanleggene, dvs. 100 % rensing (Scenario SC2050N3)	0.59	0.54	0.39
d. Uten dyputslippet fra VEAS (Scenario SC2050VS)	-0.10	-0.02	-0.13

Det skal understrekes at endringene vist i Tabell 9 gjelder spesifikt omkring 40 m dyp; på større dyp er det mye mindre endringer å se av disse tiltakene, slik en ser av forskjellen mellom Figur 37 og Figur 38. Det kan også være grunn til å se nærmere på detaljer i utslippsbeskrivelse og modellforutsetninger og resultater for å se hvor pålitelige disse resultatene er.

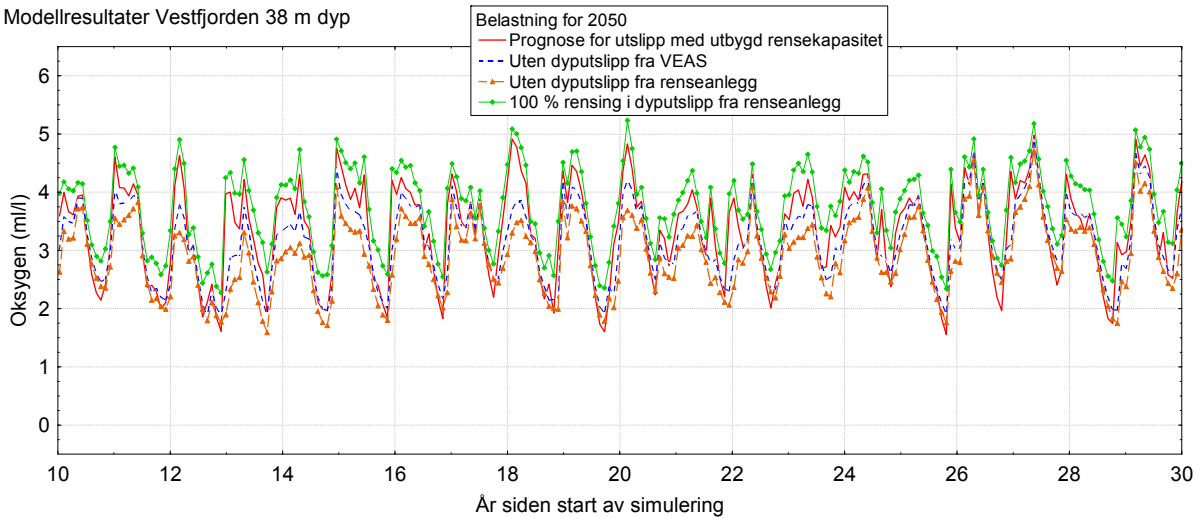
Modellresultater Bekkelagsbassenget 38 m dyp



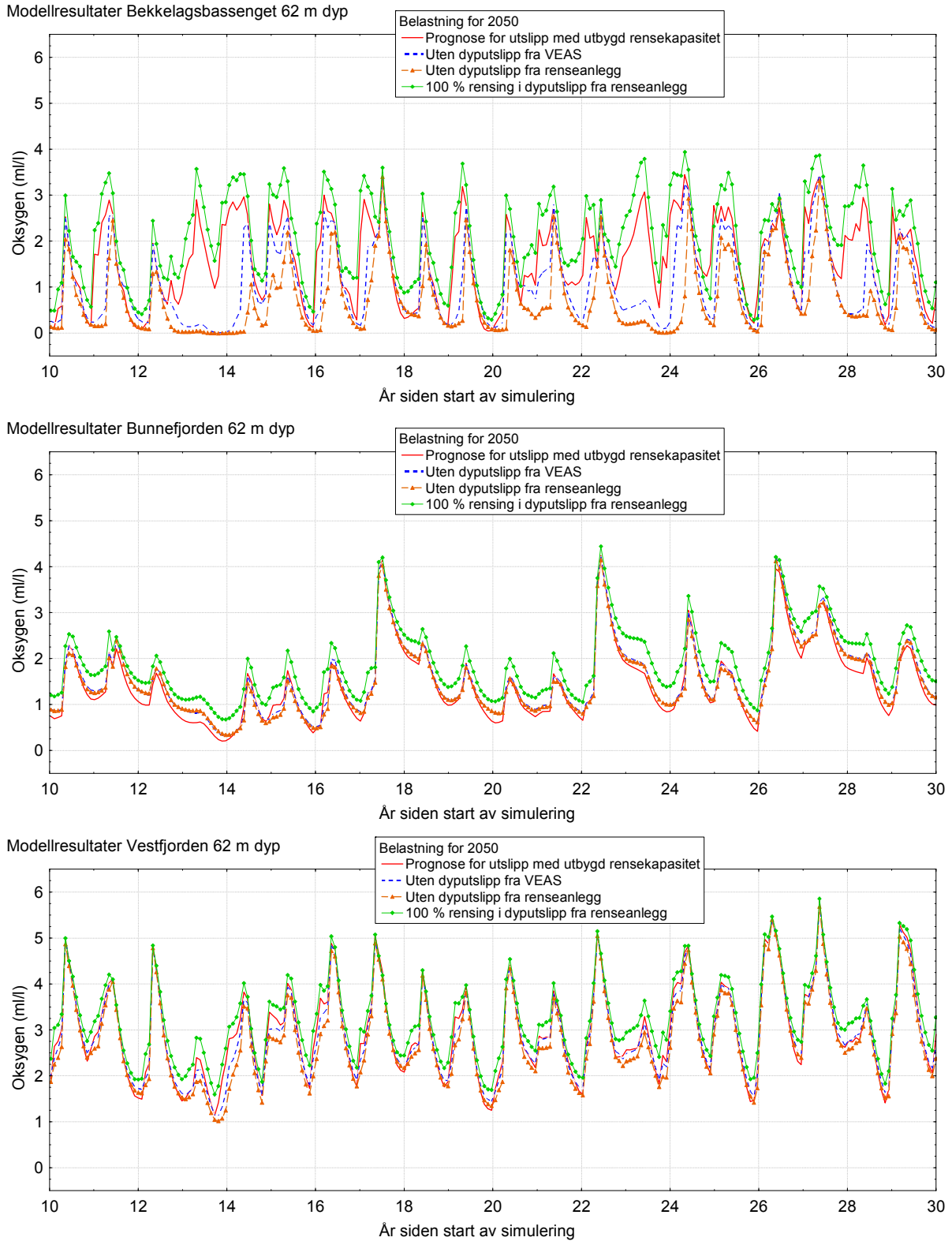
Modellresultater Bunnefjorden 38 m dyp



Modellresultater Vestfjorden 38 m dyp



Figur 37. Oksygeninnhold på 38 m dyp - modellresultater fra teoretiske scenarier med reduksjon/fjerning av tilførsler fra renseanlegg og/eller overløp fra Indre Oslofjord.



Figur 38. Oksygeninnhold på 62 m dyp - modellresultater fra teoretiske scenarier med reduksjon/fjerning av tilførsler fra rensanlegg og/eller overløp fra Indre Oslofjord.

4.5 Effekt av optimaliseringstiltak i avløpsnett og renseanlegg

Her er det kjørt tre scenarier. Siden de gjelder tiltak som kan betraktes som langsiktige og mulige alternativer til utvidet rensekapasitet, er de kjørt som modifikasjoner av scenarioet for år 2050 uten videre utbygging av rensekapasitet og uten spesielle tiltak på ledningsnettet (SC2050B), og sammenlignet med dette scenarioet. Følgende scenarier er kjørt⁴:

- e. **90 % rensing av nitrogen på VEAS og Bekkelaget renseanlegg i stedet for dagens ca. 70 % (Scenario SC2050C).**
Samtidig reduseres andelen ammonium i løst nitrogen i utslippet fra ca. 43 % til 27 % for BRA og NFR, og fra 75 % til 27 % for VEAS
- f. **Sterk reduksjon av fremmedvann inn til renseanleggene (Scenario SC2050P).**
I dette scenarioet er det lagt inn som en sterk reduksjon av vann og stoffmengder i overløp i forhold til grunnscenario for 2050 uten utbygging av rensekapasitet (Scenario SC2050B). I SC2050B var det antatt at overløp ved Bekkelaget vil øke ca. 10 ganger med 300 % for vann og 450-486 % for stofftransport i forhold til 2011, mens det med tiltak mot fremmedvann er regnet med økning på bare 60 %. For overløpet ved Lysaker var det i grunnscenarioet lagt inn økning på 86 % vann og 150-183% for stofftransport i forhold til 2009, mens det med tiltak mot fremmedvann bare blir 30 %.
- g. **Urinseparering som skissert i Strategi 2010 for 2050, med reduksjon på 30 % for total-nitrogen og 20 % for fosfor i utslipp fra renseanlegg og overløp (Scenario SC2050U).**
Samtidig reduseres spesielt andelen ammonium av løst nitrogen i utslipp fra renseanlegg og i overløp, fra 43 % til 7 % på BRA og NFR, og fra 75 % til 30 % på VEAS.

Resultatet av disse kjøringene er vist i Figur 39, sammen med det grunnlagsscenarioet det bygger på, dvs. belastningsprognose for 2050 uten utbygging av renseanlegg. Som det fremgår av figuren gir tiltakene i følge modellkjøringene liten effekt på oksygenforholdene; de parallelle forløpene er ikke til å skille fra hverandre visuelt. Resultatene for midlere oksygenminimum i løpet av året på 40 m dyp er oppsummert i Tabell 10. Hvis vi igjen legger til grunn at modellen kan vise endringer på ca. halvparten av det reelle, tyder disse modellresultatene på at en vil kunne oppnå forbedring på ca. 0.08 til 0.10 ml/l i Bekkelagsbassenget og 0.06 til 0.08 ml/l i Bunnefjorden ved forbedret nitrogen eller urinseparering. For Vestfjorden er det urinseparering som ser ut til å kunne ha noen effekt, med opp mot 0.05 ml/l, under samme forutsetning. Reduksjon av gjenværende overløp i seg selv (SC2050P) synes å ha liten betydning, etter de utvidelsene som har skjedd i 2009-2010 med regnvannrensing på VEAS og økt kapasitet på Bekkelaget. Imidlertid vil reduksjon av fremmedvann også kunne påvirke rensegraden i anleggene pga. at avløpsvannet blir mindre fortynt; den effekten er ikke tatt med her.

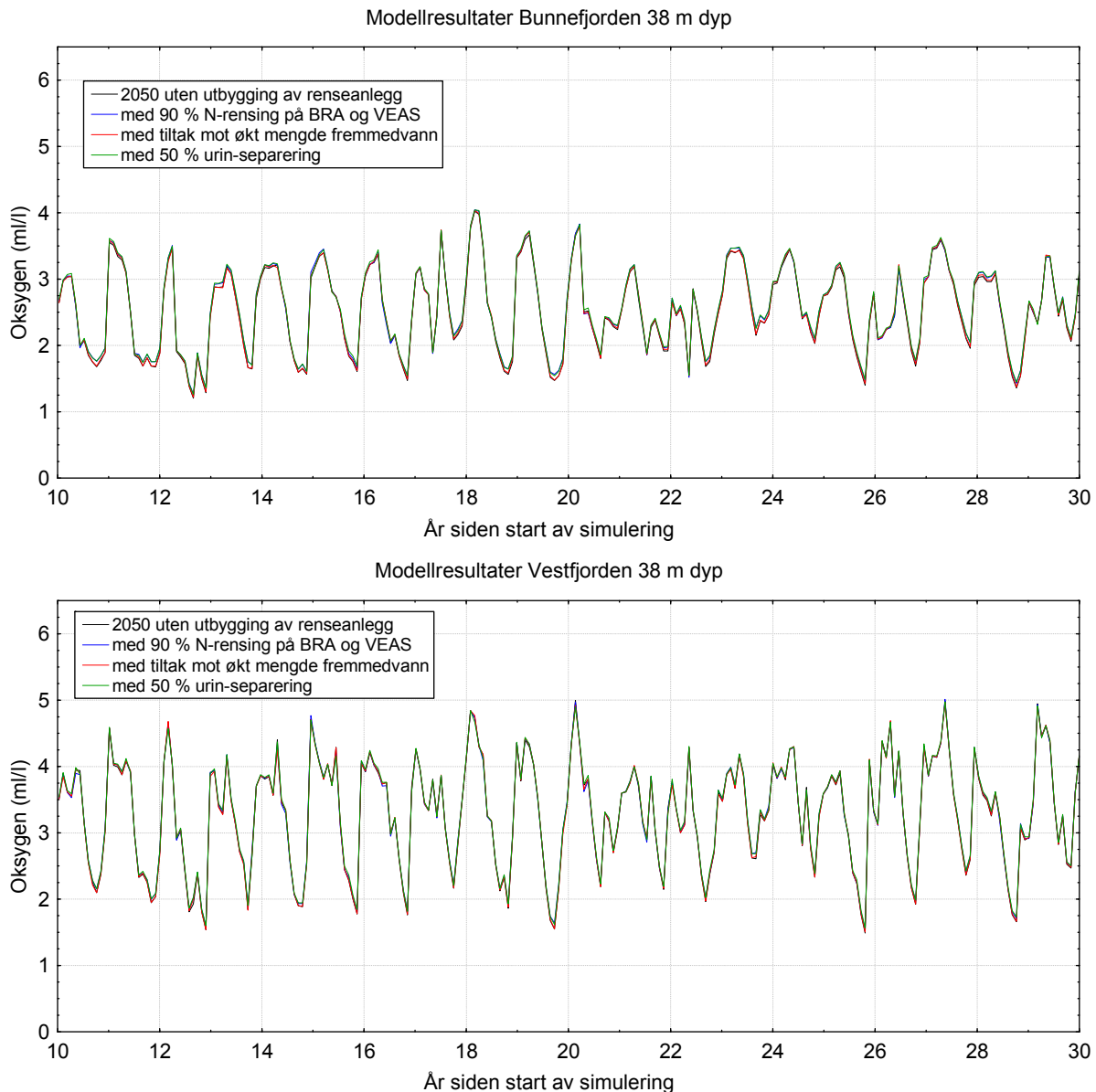
Tabell 10. Modellresultater for økning i midlere oksygeninnhold på 38 m dyp i utvalgte bassenger i Indre Oslofjord ved optimaliseringstiltak på renseanlegg og ledningsnett.

Tiltak:		Økning i midlere årsminimum for oksygen (ml/l) sammenlignet med scenario SC2050B		
		Bekkelagsbassenget	Bunnefjorden	Vestfjorden
e.	Økt nitrogenrensing (SC2050C)	0.042	0.030	0.010
f.	Reduksjon av fremmedvann (SC2050P)	0.017	0.011	0.002
g.	Urinseparering (SC2050U)	0.054	0.043	0.024

Det er altså beskjedne virkninger av disse tiltakene, selv etter at modellresultatene er justert for mulig underestimert av virkning av tiltak. Samtidig har vi sett at 100 % rensing av restutslippet fra renseanleggene kan ha en vesentlig positiv virkning (Kapittel 4.4). En delvis reduksjon av bare

⁴ Alfabetisk nummerering fortsatt fra kapittel 4.4

nitrogen og/eller fosfor som skissert i tiltak e. og g. bare utgjør en liten del av det totale teoretiske potensialet for forbedringer ved redusert restutslipp fra renseanleggene også for organisk stoff. Noe av denne forskjellen skyldes at det er snakk om hhv. 100 % og delvis reduksjon, men forskjellen er så stor at den tyder på at restutslippet av organisk stoff har vel så stor betydning som fosfor og nitrogen, inkludert ammonium. Det kan være grunn til å studere modellens oppførsel litt nærmere, og gjøre noen kontrollberegninger, før en konkluderer endelig på dette punktet. Når det gjelder reduksjon av fremmedvann kan det også være grunn til å se nærmere på hvordan det innvirker på rensegrad og overvannsmengde ut fra et nærmere studium av tilførselsdata. Scenarioet her omfatter ikke eventuelle virkninger på selve renseanlegget, bare mengden i overløp. Ut fra modellkjøringene slik de er gjort nå, ser det likevel ikke ut til at dette er spesielle virkningsfulle tiltak isolert sett, iallfall når det gjelder å forbedre oksygenforholdene i fjorden, og det kan ikke komme i stedet for en generell utbygging av rensekapasitet. Om de er lønnsomme å gjennomføre vil selvsagt likevel være et kost/nytte-spørsmål.



Figur 39. Modellresultater for scenarier med tiltak på avløpsnett og renseanlegg; oksygenkonsentrasjon på 40 m dyp.

5. Oppsummering og konklusjoner

5.1 Vurdering av modellen ut fra historiske situasjoner

For å vurdere modellkjøringene for fremtidsscenarioene, er modellen først kjørt for noen historiske situasjoner og sammenlignet med observerte data. En slik sammenligning er ingen fullstendig usikkerhets/pålitelighetsanalyse av modellen, men det er iallfall et skritt på veien dit. Vurdering av modellresultatene for historiske situasjoner kan også være en hjelp til å vurdere hvor realistiske forskjellene mellom scenarioene er, og hvordan en kan vente at reelle endringer vil avvike fra modellresultatene.

For de historiske situasjonene er det sett spesielt på to elementer. For å se om horisontalutvekslingen mellom bassengene er rimelig, er det sett på forskjeller mellom næringssaltkonsentrasjoner i overflaten i ulike bassenger. Når det gjelder virkningen av biologiske omsetning i sammenheng med vertikal blanding og dypvannutskiftninger er det sett på oksygenkonsentrasjonene under sprangsjiktet.

5.1.1 Horisontal transport i overflatelaget - næringsalter i overflaten

Modellresultatene for totalnitrogen i overflatelaget viser seg å stemme godt med observerte endringer over tid fra 1970 til i dag, men ligger generelt noe lavere enn observasjonene. Det er omtrent som en må forvente, fordi modellen bare omfatter biologisk aktivt N, mens målingene av totalnitrogen også vil omfatte det som er lite biologisk aktivt. Nitrogenobservasjonene i dypvannet tyder på et restinnhold på 50-100 µg N/l som er lite biologisk aktivt. Når en tar hensyn til dette, stemmer modellresultatene for totalnitrogen ganske godt.

Modellresultatene for fosfor i overflaten viser høyere verdier enn observert for 1970-situasjonen, mens modellresultatene for 2009-situasjonen stemmer godt med observasjonene. Det tyder på at modellen slik den er kjørt her ikke i tilstrekkelig grad gir nedsynking av næringsstoffer og organisk stoff til dypere lag i modellen ved store overflatetilførsler, og det peker på behovet for nærmere kalibrering av modellen.

5.1.2 Biologiske prosesser og dypvannutskiftning – oksygenforhold i dypere lag

Modellen gir et noenlunde riktig bilde av mønsteret for hvordan oksygeninnholdet varierer over årstid og mellom dyp, og også mellom ulike bassenger, men det er noen kvantitative avvik mellom observasjoner og modellresultater.

Observerte endringer i oksygeninnhold på mellomdyp i Bunnefjorden og Vestfjorden er ikke nødvendigvis noe direkte resultat av utvikling i eutrofitilstand. Måledata fra overvåkingen av Indre Oslofjord tyder på at det er skjedd endringer i blandings- og sirkulasjonsforhold i fjorden, som i seg selv kan ha endret oksygenforholdene, uavhengig av endring i tilførsler av næringsalter og organisk stoff. Men dersom observerte endringene i oksygenforhold i hovedsak skyldes utslippsreduksjoner og dyputslipp, er den responsen modellen beregner i ca. 40 m dyp på endringer i tilførsler ca. ¼ til halvparten av hva den skulle være. Dette gjelder alle de tre bassengene, Bekkelaget, Bunnefjorden og Vestfjorden. Endringer i generelt årsmiddel for oksygeninnhold ser ut til å være mer representativt for hva en kan vente seg i praksis enn modellberegnet årsminimum. For generelt årsmiddel kan en anta at endringene kan bli omtrent dobbelt så store som beregnet. På stort dyp i Vestfjorden kan det være at endringer er enda mer underestimert, mens det kan se ut som det er mer riktig i dyplagene i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden.

Avviket mellom modell og observasjoner kan i tilfelle tenkes å skyldes at modellen har for stor vertikalblanding mellom overflaten og dypere lag, slik at virkningen av oksygenforbruk i dypere lag blir for liten i disse vannlagene. Det kan også henge sammen med at modellen gir for lite nedsynkning av organisk materiale ved store overflatetilførsler. Dette er punkter hvor det er ønskelig å forbedre

kalibreringen av prosessene i modellen. Inntil videre er det naturlig å regne med at forskjeller mellom scenarioene i oksygeninnhold på mellomdyp også er tilsvarende underestimert som forskjellene mellom historiske situasjoner, slik at en altså kan vente omtrent dobbelt så store forskjeller som modellen beregner når en ser på midlere oksygenkonsentrasjon.

Modellen gjengir oksygenforholdene i de dypeste lagene i Bærumsbassenget riktig, men får ikke med oksygenreduksjonen oppover til 4-12 m dyp fullt ut. Det bør likevel være tilstrekkelig overensstemmelse mellom modell og observasjoner til at modellen kan brukes til å estimere potensialet for å forbedre forholdene i dyplagene ved nedpumping av ferskvann.

5.2 Modellresultater for valgte scenarioer

Scenarioene representerer tenkte alternative forløp, hvor naturlig avrenning, klimavariasjoner og variasjoner på den ytre randen varierer likt over tid, og tilførsler av rensert eller urensert kommunal kloakk varierer over tid etter samme mønster, men rundt ulike gjennomsnittsverdier. Gjennomsnittsverdiene tilsvarer ulike tilstander mht. befolkning, renskapasitet og utslipparrangement og plassering, og holdes konstante gjennom hver simulering. Det er altså ikke gjort kjøring hvor den underliggende tilstanden endrer seg kontinuerlig over tid. Scenarioene tar derfor ikke sikte på å vise hvordan fjorden reelt vil utvikle seg over tid, men i stedet hva tilstanden i fjorden vil bli etter noen år med en gitt konstant utslippskonsentrasjon. På den måten rendyrkes virkningen av endring i tilførselssituasjonen.

For alle scenarioene er oksygenkonsentrasjon i dypere lag brukt som kriterium for å bedømme forskjellene fra dagens situasjon.

Økning av tilførsler som tilsvarer situasjonen i 2030 og 2050

Scenarioene er gjennomført ved å legge inn justeringsfaktorer på tilførselene i 2006-2009. Scenarioene er sammenlignet med en nå-situasjon som representerer tilstanden i 2011 etter nylige utvidelser av anleggenes kapasitet. To varianter er kjørt, én hvor det antas proporsjonalt utbygd renskapasitet slik at rensgraden opprettholdes, og en med renskapasitet som i dag. Den siste varianten antas ikke å være reell, men er tatt med for å se hva som ville være konsekvensene. I det første alternativet øker vannmengder og stoffmengder like mye; i det andre er det sterkere økning av stoffmengder, og mer enn proporsjonal økning av mengder til overflaten i overløp. Den geografiske fordelingen av utslipp er beholdt som i dag, og det er ikke lagt inn videre utbygging av selve utslippsarrangementet.

Modellresultatene viser at for Bekkelagsbassenget vil oksygenkonsentrasjonene i dypere lag øke noe (0.2 til 0.4 ml/l i følge modellen) dersom renskapasiteten bygges ut i takt med belastningen, fordi vannsirkulasjonen forbedres pga. økt vannmengde i dyputslippet. Forbedret vannsirkulasjon dominerer over virkningen av økte tilførsler av næringsstoffer og oksygenforbrukende komponenter (organisk karbon og ammonium). Hvis det ikke bygges ut videre renskapasitet, kan det ikke ventes noen store endringer i mellomdyp, men fortsatt en forbedring på stort dyp.

Oksygenkonsentrasjonen i Bunnefjorden på mellomdyp kan øke litt omkring 40 m dyp hvis renskapasiteten bygges ut, og avta noe hvis den ikke bygges ut, men det kan også bli omtrent uendret. Mulige endringer når en justerer for at modellen kan underestimere virkningene, ligger innenfor ca. 0.2 ml/l begge veier. Oksyngjelden som H₂S på stort dyp kan i perioder bli ca. 1 ml/l større enn nå dersom det ikke bygges ut renskapasitet, mens med proporsjonal utbygging av renskapasitet vil økningen av oksyngjelden bli ca. halvparten av dette.

I Vestfjorden gir ikke modellen store endringer i resultatene, men de tilsier en viss forbedring, kanskje så mye som 0.3 ml/l på ca. 40 m dyp dersom renskapasiteten bygges ut. Også her vil forbedringen skyldes at økt vannfornyelse pga. større vannmengder i dyputslipp er den dominerende effekten.

Virkingen er altså begrenset, og delvis positiv, men Bunnefjordens dyplag vil bringes noe tilbake mot situasjonen omkring 1970 da forurensingstilførselene var på sitt største. Tilførselene vil fortsatt ligge

langt under det en hadde da, og mye går nå til dypere lag. Utslippene bidrar derfor mindre til algevekst enn det gjorde rundt 1970, selv om restmengder av ammonium tilføres mellomdyp fra dyputslippene og gir opphav til oksygenforbruk. Virkningen av den prognostiserte økningen på ca. 50 % gir en negativ virkning i dyplagene i Bunnefjorden som er ca. 30 % av den tross alt begrensede forbedringen en kan spore i dypvannet pga. tilførselsreduksjonene siden 1970, og det virker som et rimelig resultat.

Oksygenunderskuddet i dypere lag i Indre Oslofjord er mye betinget av de topografiske forholdene. Det at det blir så vidt små virkninger av økt utslipp skyldes som vi har vært inne på at vannmengdene i dyputslippene samtidig øker, og derved blir vannutskiftningen i dypere lag forbedret.

Endret utslippsdyp til 100 og 150 meters dyp

Hensikten er å se om det å sende utslippet ned på større dyp enn i dag vil ha merkbar effekt på dypvannsfornyelsen, spesielt i Bunnefjorden. Scenariene er kjørt for tilførselssituasjonen for 2050 med utbygd rensing. Det er brukt samme geografiske lokalisering av utslippene som i dag, bortsett fra at utslippet fra Bekkelagsbassenget renseanlegg er flyttet til Bunnefjorden, fordi maksimalt dyp i Bekkelagsbassenget er 70 m.

Virkingen er størst i Bunnefjorden. Med utslippsdyp 100 m vil oksygenkonsentrasjonen i samme dyp holde seg over 1.5 ml/l, med årlige dypvannsfornyelser som i Vestfjorden. Det er en kvalitativ vesentlig forbedring fra dagens utslippsdyp hvor en har lange perioder uten oksygen i dypvannet og tendens til utvikling av H₂S av og til. Hvis utslippsdypet øker til 150 m, blir forholdene på 100 m dyp enda noe bedre; da vil oksygenkonsentrasjonene holde seg over 2 ml/l. I Vestfjorden forutsier modellen mindre endringer; hovedvirkningen er at den årlige dypvannutskiftningen kommer tidligere på året.

Scenariene gir en klar forverring for Bekkelagsbassenget, fordi dyputslippet blir flyttet til Bunnefjorden, slik at den positive virkningen av økt vannutskiftning pga. dagens utslipp blir borte. Det er altså ikke tilrådelig å flytte alle dyputslipp ut av Bekkelagsbassenget, men det å flytte en del av utslippene i østre del av Indre Oslofjord ned på større dyp i Bunnefjorden kan være et effektivt tiltak for å forbedre forholdene der.

Omplassering av utslipp til andre bassenger

Det er kjørt tre ulike scenarier, som går ut på å samle hovedutslippene fra renseanlegg i ett basseng, hhv. Vestfjorden, Bunnefjorden eller Bekkelagsbassenget, med omtrent uendret utslippsdyp, dvs. ca. 50 m. For samling i Vestfjorden innebærer dette alternativet økt utslippsdyp fra 42 m til 50 m. Det er tenkt lagt inn en stor diffusor tilpasset samlet vannmengde.

Forskjellen mellom alternativene er størst for Bekkelagsbassenget. Samling av alt dyputslipp i Bekkelagsbassenget gir generelt en viss forbedring, med opp mot 0.3 ml/l på 60 m dyp, men noen år også lavere oksygeninnhold i Bekkelagsbassenget. Flytting av utslippene til ett av de andre bassengene gir vesentlig dårligere forhold i Bekkelagsbassenget enn i dag, med H₂S-utvikling slik en hadde før år 2000. Forverringen blir marginalt mindre ved flytting til Vestfjorden, men forskjellen er nok så uvesentlig.

For Bunnefjorden betyr ikke den geografiske plasseringen like mye som for Bekkelagsbassenget, men forholdene her blir noe bedre ved samling av utslippet i Bunnefjorden sammenlignet med samling i de to andre bassengene.

Også for Vestfjorden blir forskjellene relativt små. For dette bassenget er det samling av utslipp i Bunnefjorden som gir best resultat.

Konklusjonen blir at det er viktig å beholde dyputslipp i Bekkelagsbassenget, og at det ikke er noen spesiell fordel for noen av de tre bassengene å samle utslippene i Vestfjorden. Det ser ikke ut til at det

gir noen stor ytterligere forbedring å samle en større andel av utslippene fra østsiden av fjorden til Bekkelagsbassenget sammenlignet med i dag. Det kan tenkes at det heller kan omfordeles noe i retning av større andel til Bunnefjorden, dersom avløpsvannmengdene øker og det f.eks. er aktuelt å bygge et nytt Sentralrenseanlegg Øst. Aktuelle utdypende scenarioer vil være å prøve med ulik fordeling av vann mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, og evt. øke utslippsdypet, spesielt på det som slippes til Bunnefjorden.

Utslipp av ferskvann på dypt vann i Bærumsbassenget

Noen orienterende modellscenarioer er kjørt for å vise hvor store vannmengder som må pumpes ned for å forbedre forholdene i dypvannet. Scenarioene innebærer at en del av dagens ferskvannstilrenning til Bærumsbassenget føres ned på 25 m dyp gjennom en diffusor.

Resultatene indikerer at en kan få dominerende oksiske forhold ned til 16 m dyp ved å pumpe ned 0.12 m³/s. Med 0.48 m³/s blir det dominerende oksiske forhold ned til 26 m dyp. Det kan være verdt å studere disse mulighetene nærmere.

Andre scenarioer med tiltak for reduksjon av tilførsler

- a. Overføring av rensset avløpsvann med utslipp til Ytre Oslofjord
- b. Som a, men dessuten med fjerning av alt overløp
- c. Opprettholde dyputslipp, men med rent vann (100 % rensing)
- d. Overføring av utslippet fra VEAS til Ytre Oslofjord

Alternativ a (eller b) gir redusert oksygeninnhold i alle bassengene, med størst negativ effekt i Bekkelagsbassenget og minst i Bunnefjorden. Det er så å si ingen forskjell mellom alternativ a og b, dvs. at virkningen av overløp isolert sett er svært liten i følge modellen.

Det å fjerne bare utslippet fra VEAS (alternativ d) ser ikke ut til å ha noen positiv netto virkning for noen av bassengene, oksygeninnholdet beregnes i stedet å avta litt.

Alternativ c viser at dersom rensegraden kan økes vesentlig for nitrogen, fosfor og organisk stoff, vil den positive virkningen av dyputslippene av rensset avløpsvann kunne øke vesentlig. Etter beregningene kan 100 % rensing av alle tre komponenter gi ytterligere økning i oksygeninnholdet på opptil 0.6 ml/l i Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden, og ca. 0.4 ml/l i Vestfjorden på 38 m dyp, sammenlignet med dagens rensegrad ved økt belastning. På samme måte som andre forskjeller kan det være underestimert med 50 %.

Effekt av optimaliseringstiltak i avløpsnett og renseanlegg

- e. 90 % rensing av nitrogen på VEAS og Bekkelaget renseanlegg.
- f. Sterk reduksjon av fremmedvann inn til renseanleggene.
- g. Urinseparering som skissert i Strategi 2010 for 2050.

Disse tiltakene gir i følge modellkjøringene liten effekt på oksygenforholdene. Modellresultatene gir en forbedring av midlere oksygeninnhold på ca. 0.04 til 0.05 ml/l i Bekkelagsbassenget og 0.03 til 0.04 ml/l i Bunnefjorden ved forbedret nitrogenrensing eller urinseparering. For Vestfjorden er det urinseparering som ser ut til å kunne ha noen effekt, med opp mot 0.025 ml/l. Dersom det er riktig at modellen underestimerer utslagene med 50 %, kan utslagene i praksis bli det dobbelte.

Alternativ e. og g. gjelder delvis reduksjon bare av nitrogen og/eller fosfor. Beregnet virkning av dette er mye mindre enn det som beregnes ved 100-% rensing både av N, P og organisk stoff (alternativ a og c ovenfor). Forskjellen er så stor at den tyder på at også dagens restutslipp av organisk stoff har vesentlig betydning sammenlignet med nitrogen og fosfor. Det kan være behov for et nærmere studium av dette i sammenheng med reviderte koeffisienter for nedbrytbarhet og oksygenforbruk knyttet til ulike utslippskomponenter.

Reduksjon av fremmedvann (alternativ f) gir ikke stort utslag når en ser bare på reduksjon av gjenværende overløp, men det er da ikke tatt hensyn til at redusert fortykning også kan forbedre rensingen på renseanleggene,

5.3 Hovedkonklusjoner

Modellen slik den er kjørt her gir resultater som kan brukes til å si noe om forventet virkning av fremtidige endringer. Det er tegn til at modellen underestimerer virkningen av tilførsler til overflatelaget på oksygenforholdene dypere lag, kanskje med omkring 50 %. Hvis det skyldes at det er for stor blanding mellom overflatelag og dypere lag, slik at oksygentilførslene er for store, kan det bety at det samme gjelder forskjellene mellom fremtidsscenarioene, slik at de kanskje i realiteten vil bli omtrent dobbelt så store som modellen beregner.

Den økningen i belastning som er prognostisert frem til 2050, kan bringe oksygenforholdene i dypere lag i Bunnefjorden noe tilbake i retning av det en hadde på 1970-tallet, dersom det ikke bygges ut renskapasitet. Det kan gi en negativ utvikling som spiser opp anslagsvis 30 % av den forbedringen en har sett de senere tiår. Ved å bygge ut renskapasitet i takt med belastningsøkningen kan mye av dette unngås. I fjorden ellers kan det bli noe bedre oksygenforhold ettersom avløpsvannmengdene øker, iallfall dersom renskapasiteten bygges ut tilsvarende, fordi bedre vannutskifting pga. større vannmengder i dyputslipp er den dominerende virkningen.

Dyputslippet i Bekkelagsbassenget er en viktig årsak til den markerte forbedringen i oksygenforholdene i dette bassenget de siste 10 år, ved at det har økt vannsirkulasjonen over tersklene, og det er viktig å opprettholde et dyputslipp av rensset avløpsvann her. Samtidig kan det være grunn til å se på mulighetene for å fordele vann mellom Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden når de totale vannmengdene i kommunalt avløp øker, og spesielt dersom et utslipp i Bunnefjorden kan legges ned på 100-150 m dyp; det vil gi en vesentlig forbedring av forholdene i Bunnefjorden.

Det bør også vurderes nærmere å sende ferskvann ned i dypere lag av Bærumsbassenget; det kan forbedre oksygenforholdene her vesentlig.

Med hensyn til geografisk plassering av utslippene ellers, er det samlet sett en fordel å øke utslippene i den østre del av fjorden fremfor å overføre mest mulig til Vestfjorden. Det har totalt sett ingen positiv virkning å flytte utslipp av rensset avløpsvann fra Indre Oslofjord ut forbi Drøbaksterskelen. Det henger sammen med at dyputslippene bidrar til økt vannsirkulasjon og utskifting, og derved til en viss grad motvirker de begrensningene som tersklene representerer. Det veier tyngre enn at stofftilførslene blir minsket ved å flytte utslippene ut av fjorden. Dersom en kan forbedre rensingen av avløpsvannet vesentlig i forhold til i dag, både når det gjelder nitrogen, fosfor og organisk karbon, kan denne positive effekten av dyputslippene forsterkes betydelig. Det ser ut til at reduksjon av organisk karbon spiller en vesentlig rolle her.

Tiltak som å redusere restutslippene fra renseanlegg av bare nitrogen og fosfor, eller minske utslippene fra overløp, ser sett ut til å ha liten virkning på oksygenforholdene i dyplagene ut fra de premissene som er lagt inn i modellkjøringene. Det kan være grunn til å se nærmere på de antagelsene dette bygger på, for eksempel når det gjelder reduksjon av fremmedvann, og det kan uansett være hensyn til lokale forhold som tilsier for eksempel reduksjon av overløp.

I de scenarioene som er beregnet her, er det antatt at variasjonsmønster og vannføring i overflateavrenning og gjennom elver og bekker er som i dag. Dersom fremtidige klimaendringer fører til mer nedbør og økt avrenning, vil det kunne bidra til å øke mengden som må gå i overløp i forhold til det som er beregnet. Klimaendringer kan også gi endret sesongfordeling av avrenning over året, for eksempel gjennom mildere vintre. Endret overflateavrenning vil i seg selv kunne endre forholdene i fjorden, uansett kommunale utslipp. Slike effekter er ikke med i de beregningene som er beskrevet i denne rapporten.

6. Referanser

Alve, E., Helland, A. og Magnusson, J., 2009: Bærumbassenget et naturlig anoksisk basseng? NIVA-rapport l.nr. 5735. ISBN 978-82-577 5470-9, 30 sider.

Berge, J.A., Amundsen, R., Bjerkeng, B., Bjerknes, E., Espeland, S.H., Gitmark, J. K., Holth, T. F., Hylland, K., Imrik, C., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Magnusson, J., Nilsson, , H. C., Rohrlack, T., Sørensen, K. Walday, M., 2010: Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2009. NIVA-rapport 5985, ISBN 978-82-577 5720-5, 145 sider.

Bergstøl, P.O, Feldborg, D., Olsen, J.G. , 1981: Indre Oslofjord. Forurensningstilførsler 1920-1980. Tilførsel av fosfor. NIVA-rapport 1325, ISBN 82-577-0426-1, 124 sider.

Bjerkeng, B., 1994a: Eutrofimodell for Indre Oslofjord. Rapport nr. 1: Praktisk utprøving på indre Oslofjord. NIVA-rapport lnr. 3112, ISBN 82-577-2543-6, 96 sider.

Bjerkeng, B., 1994b: Eutrofimodell for Indre Oslofjord; Rapport 2:Faglig beskrivelse av innholdet i modellen. NIVA-rapport lnr. 3113, ISBN 82-577-2526-5, 134 sider.

Bjerkeng, B., 1994c: Eutrofimodell for Indre Oslofjord; Rapport 3: EDB-teknisk beskrivelse og brukerveiledning. NIVA-rapport lnr. 3114, ISBN 82-577-2635-4, 105 sider.

Bjerkeng, B. og Magnusson, J., 1999: Marinøkologisk vurdering av utslippsted - og innlagringsdyp for utslippet til Bekkelaget renseanlegg. Fase 2. Modellkjøringer og vurderinger. NIVA-rapport 3996, ISBN 82-577-3593-0, 51 sider.

Strategi 2010: Strategiplan Hovedavløpssystemet for Indre Oslofjord, juli 2010. Utarbeidet for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord av et rådgivningskonsortium bestående av Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Universitetet for Miljø- og Biovitenskap (UMB), Norsk institutt for by- og regionforskning (NIBR) og Meteorologisk institutt (met.no). Prosjektleder: Helge Liltvedt, NIVA. Fagrådsrapport 107. 183 sider.

Vråle, L., Lien, O., Urdal, T.O. , 1977: Forurensningstilførsler til Indre Oslofjord. Systemopplegg og kartlegging for 1975. NIVA-rapport 0999, ISBN 82-577-0002-9, 59 sider.

Vedlegg A. Forutsetninger og antagelser ved beregning av oksygenforbruk i modellen

Oksygenforbruk ved nedbrytning av organisk stoff under oksiske forhold beregnes ut fra en forenklet kjemisk formel $\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 = \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ som teoretisk gir et oksygenforbruk på 2.67 g O_2 per g C (O:C vektforhold 32:12). Ut fra målte resultater funnet i litteraturen for nedbrytning av plankton ble det lagt inn i modellen en justering av dette med en empirisk faktor 1.2 (se Bjerkeng 1994).

Oksygenforbruk ved nitrifisering av ammonium til nitrat beregnes av en kjemisk formel $\text{NH}_3 + 2\text{O}_2 = \text{H}^+ + \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$ som teoretisk gir et oksygenforbruk på 4.57 g O_2 per g C (O:N vektforhold 64:14).

Dette brukes også til å beregne organisk karbon ut fra kjemisk oksygenforbruk og nitrogenkonsentrasjoner ved analysen av data fra Bekkelaget renseanlegg (Kapittel 3.3.2). For utløpet brukes formelen:

$$[\text{Org.karbon}] = \frac{[\text{Kjemisk oksygenforbruk}] - ([\text{totN}] - [\text{NO}_3\text{N}]) * 4.57}{2.7}$$

hvor alle størrelser i hakeparentes [...] er konsentrasjoner i mg/l (C, O eller N).

Vedlegg B. Hovedtrekk ved måten tilførsler er spesifisert i modellen

Tilførslene er i utgangspunktet satt opp i tabeller i modellkoden. Den versjonen som er brukt i prosjektet stammer fra 2006-06-07 (Fil RNF_ALL.FOR). Filen inneholder flere alternative tabellsett, men det aktive settet er angitt med 'Oslofj_2006' og representerer antatte utslipp pr. 2004, satt opp for prosjektet miljømål Bunnefjorden. Disse tabellene har 15 kilder, og tilførslene er spesifisert for hver måned og hver kilde med vannføring og totalmengder av fosfor, nitrogen og organisk karbon. De 15 tilførslene som er lagt inn i modellkoden er:

Overflatetilførsler:

1. Bunnebotten
2. Bunnefjorden, Akershus
3. Bunnefjorden, Oslo
4. Bekkelagsbassenget, Oslo
5. Oslo havn, Oslovassdrag
6. Lysakerfjorden, Oslovassdrag
7. Vestfjorden eksl. VEAS

Dykkede utslipp fra renseanlegg:

8. Bekkelagsbassenget, Bekkelaget r.a., 50 m
9. Bekkelagsbassenget, Bekkelaget r.a. overløp, dykket 25 m
10. Vestfjorden, VEAS, dykket 42 m
11. Lysakerfjorden, overløp VEAS, dykket 25 m
12. Bunnefjorden, Nordre Follo r.a., dykket 50 m
13. Bunnefjorden, Buhrestua r.a., dykket 22 m
14. Bunnefjorden, Kirkevika r.a., dykket 22 m
15. Vestfjorden, Fagerstrand og Aaros r.a., dykket 25 m

De ulike scenarioene som kjøres, realiseres ved å legge inn justeringsfaktorer på de tabellerte tilførslene. Vannføring, samt total mengde fosfor, nitrogen og organisk karbon justeres ved at de multipliseres med faktorer som kan endres for hver kjøring. Faktorene settes uavhengig for hver kilde, men kan ikke varieres mellom måneder slik modellen er satt opp nå⁵. Faktorene som er brukt for tilførsler 8-15 for å beskrive økt belastning på renseanleggene og overløpene er beskrevet nærmere i Vedlegg D. Det er også gjort noen tilpasninger til endret geografisk oppdeling, hvor Bærumsbassenget inngår i stedet for Bunnebotten som eget basseng; det er beskrevet i Vedlegg C.

⁵ Dette blir mer fleksibelt når modellen er modernisert.

Fordelingen på partikulær fraksjon og ulike løste fraksjoner skjer slik:

1. Tilførselen av totalt organisk karbon (TOC) fordeles med en spesifisert andel som partikulært organisk karbon, gitt ved en justerbar faktor QDETF på totalmengden, som er felles for alle kildene⁶. Resten legges inn i tilførslene som løst organisk karbon.
2. Også for nitrogen og fosfor fordeles totaltilførselen på partikulært organisk og løste næringssalter. Andelen partikulært organisk N og P begrenses både av mengden partikulært organisk karbon, ut fra øvre grenser for N:C- og P:C-forhold i partikulært materiale (QNCDET og QPCDET), og av spesifiserte øvre grenser for hvor stor andel av N og P som er knyttet til partikulær fase (faktorer QNDETF_i og QPDETF_i, spesifisert for hver kilde *i*).
3. For fosfor regnes at alt det resterende er løst ortofosfat. For nitrogen blir det som ikke er partikulært fordelt på nitrat og ammonium. Andel ammonium beregnes som produktet av en tabellert koeffisient QFNH4_TAB som er gitt i modellkoden og en justeringsfaktor QFNH4; begge angis separat for hver kilde. Uansett spesifikasjon vil andelen ammonium alltid holdes mellom 0 og 1.

For karbon, nitrogen og fosfor-komponentene beregnes først stoffmengde pr. kilde og tidsenhet; konsentrasjoner følger av det ved å dividere med vannføringen. Silikat er spesifisert som konsentrasjon, og mengdene beregnes ved å multiplisere med vannføringen.

Tilførslene er som nevnt spesifisert som månedsgjennomsnitt. For hvert tidspunkt i modellkjøringene hentes verdier for tilførsler pr. tidsenhet i øyeblikket ved syklisk lineær interpolering mellom månedsverdier, som antas å gjelde midt i måneden⁷.

⁶ I tillegg kan det legges inn en spesifisert basistilførsel av partikulært organisk karbon, men den er satt =0 i oppsettet for Indre Oslofjord.

⁷ Tilførselsverdier fra kjøring av modellen er sjekket mot koden i angitt tilførselsfil.

Vedlegg C. Justering av tilførsler, samt endret fordeling pga. endret bassenginndeling

Etter en sammenligning mellom modellspesifikasjonene og resultatene av Strategi 2010 er det valgt å øke alle overflatetilførsler (nr. 1 til 7) med en faktor 1.1 for scenario 2009 i forhold til det som ligger i modellkoden, altså øke med 10 %. Det er dessuten lagt inn en faktor 2.1 på vannføringen i tilførsel nr. 7, som er overflatetilførsler til Vestfjorden (ikke medregnet overløp) i forhold til det som ligger i modellkoden. Her var det i kjøringene for prosjektet "Miljømål Bunnefjorden" lagt inn for liten vannføring, 3.8 m³/s i stedet for 8.0 m³/s. Feilen berører bare vannføringen, og ikke stofftransportene, og har ikke stor betydning for resultatene.

Bassenginndelingen ved modellkjøringene tar utgangspunkt i den som ble brukt for prosjektet Miljømål Bunnefjorden. Fordi kjøringene av tidshensyn er gjort med gammel modellkode uten rekompilering, er det en begrensning til 5 bassenger, og det er da valgt å legge inn Bærumsbassenget i stedet for Bunnebotten som basseng nr. 4. I de topografiske inngangsdata (areal som funksjon av dyp) er Bunnebotten følgelig lagt til Bunnefjordens hovedbasseng, mens Bærumsbassenget er skilt ut fra Vestfjorden. Den inndelingen som er brukt er vist i Figur 1.

Modelloppsettet opererer med et antall definerte tilførsler (kilder), som kan fordeles via koeffisienter på utslipp med definert geografisk plassering og utslippsdyp. For å tilpasse tilførselsbeskrivelsen til endret bassenginndeling er det gjort følgende justeringer gjennom overføringskoeffisienter:

1. Tilførsel nr. 1, som er avrenningen til Bunnebotten, i hovedsak fra Årungselva, og tilførsel nr. 2, som er avrenning til Bunnefjorden fra Akershus, overføres til utslipp nr. 3 som går ut i overflaten i Bunnefjorden og også mottar tilførsel nr. 3, dvs. avrenningen fra de vassdragene i Oslo som går til Bunnefjorden. På den måten frigjøres utslipp nr. 1 og 2 til utslipp til Bærumsbassenget.
2. Utslipp nr. 1 og 2, som altså i utgangspunktet var koblet til hhv. tilførsel nr. 1 og 2, tilordnes nå basseng 4, dvs. Bærumsbassenget. Utslipp 1 går til overflaten, og utslipp 2 til 25 m dyp ved en diffusor.
3. 50 % av tilførsel nr. 7, dvs. overflatetilførslene til Vestfjorden, overføres til utslipp nr. 1 for alle scenarioer unntatt de som skal simulere nedpumping av ferskvann til Bærumsbassenget.
4. For scenarioer flyttes noe av tilførsel nr. 7 også til utslipp 2 (25 m dyp i Bærumsbassenget), slik at det gir spesifisert ferskvannsmengde, og det som flytte til utslipp 1 reduseres tilsvarende, slik at summen av det som flyttes fra tilførsel nr. 7 blir 50 %.

Vedlegg D. Justering av modelltilførsler ved ulike scenarier for økt belastning på Bekkelaget RA og VEAS

Tabell 7 og Tabell 8 i kapittel 3.5 viser beregnede tilførsler fra Bekkelaget renseanlegg og VEAS med tilhørende overløp for ulike situasjoner, både direkte basert på data og for scenarier. Tabellene viser også relativ endring av tilførslene i forhold til situasjonen de siste år av overvåkningsperioden fram til 2009, angitt som forholdstall mellom tilførsel for det aktuelle scenarioet og nylig historisk situasjon, dvs. årene 2007-2009 for Bekkelaget og 2007-2008 for VEAS.

Som nevnt inneholder modellen i eksisterende versjon tilførsler som månedsverdier direkte lagt inn i programkoden, og de reguleres ved faktorer som leses inn som modellparametre for hver simulering. Tilførslene i modellkoden avviker noe fra det som er beregnet for de siste årene i denne rapporten, og det må derfor brukes litt andre faktorer enn de som står i tabellene i kapittel 3.5. Nedenfor vises som et supplement de faktorene som er lagt inn i modellkjøringene for å justere tilførslene fra det som ligger i modellkoden til riktige verdier for de ulike scenarioene. Tabell 11 viser årlige summer av tilførsler lagt inn i modellkoden, og Tabell 12 gir de faktorene som må brukes på disse tilførslene for å få de tilførselstallene for scenarioene som er gitt foran i Tabell 7 og Tabell 8.

For de andre renseanleggene (tilførsel 12-15) brukes for enkelhets skyld samme faktorer som for Bekkelaget RA, og eventuelle overløp neglisjeres.

Tabell 11. Tilførsler lagt inn i modellkoden for Bekkelaget renseanlegg og VEAS.

	Utslipps- type	Vann liter/s	P	N tonn/år	C
Bekkelaget renseanlegg med overløp (i hovedsak over rist, med utslipp på 25 m dyp)	dyputslipp	1500	5.64	342	200
	overløp	40	1.77	19	62.96
VEAS med overløp, i hovedsak til Lysakerfjorden	dyputslipp	3260	25.2	720	1246
	overløp	100	5.2	43	141

Tabell 12. Faktorer for justering av vannføring og stofftransporter ved Bekkelaget rensesanlegg og VEAS fra tilførsler i modellkode til ulike situasjoner og scenarier

	Utslippssituasjon	Utslippstype	Justeringsfaktorer for tilførsler i modellkoden			
			Vann	P	N	C
Bekkelaget rensesanlegg med overløp (i hovedsak over rist, med utslipp på 25 m. dyp)	Scenario 2009 – data fra 2007-2009	dyputslipp	0.88	1.40	0.98	2.10
		overløp	1.20	1.28	1.11	1.23
	Scenario 2011 (ingen økning i vannmengde) kapasitet 4000 liter/s	dyputslipp	0.90	1.45	1.01	2.17
		overløp	0.35	0.30	0.27	0.30
	Scenario 2030a (45 % økning i vannmengde) med økt renskapasitet	dyputslipp	1.31	2.10	1.47	3.15
		overløp	0.51	0.43	0.39	0.43
	Scenario 2030b (45 % økning i vannmengde) uten økt renskapasitet	dyputslipp	1.27	2.39	1.54	3.30
		overløp	1.85	1.92	1.67	1.84
Scenario 2050a (71 % økning i vannmengde) med økt renskapasitet	dyputslipp	1.54	2.48	1.73	3.71	
	overløp	0.60	0.51	0.46	0.51	
Scenario 2050b (71 % økning i vannmengde) uten økt renskapasitet	dyputslipp	1.47	2.93	1.84	3.94	
	overløp	3.34	3.67	3.17	3.49	
VEAS med overløp, i hovedsak til Lysakerfjorden	Scenario 2009 – data fra 2007-2008	dyputslipp	1.03	1.17	1.25	1.30
		overløp	2.02	1.47	1.55	1.46
	Scenario 2011 (ingen økning i vannmengde) kapasitet 10000 liter/s	dyputslipp	1.03	0.97	1.14	1.27
		overløp	0.35	0.20	0.23	0.24
	Scenario 2030a (22 % økning i vannmengde) med økt renskapasitet	dyputslipp	1.25	1.18	1.39	1.55
		overløp	0.42	0.24	0.28	0.29
	Scenario 2030b (22 % økning i vannmengde) uten økt renskapasitet	dyputslipp	1.23	1.15	1.48	1.52
		overløp	1.09	0.68	0.79	0.77
Scenario 2050a (38 % økning i vannmengde) med økt renskapasitet	dyputslipp	1.42	1.33	1.57	1.75	
	overløp	0.48	0.27	0.32	0.33	
Scenario 2050b (38 % økning i vannmengde) uten økt renskapasitet	dyputslipp	1.37	1.27	1.73	1.69	
	overløp	2.03	1.31	1.52	1.46	

Vedlegg E. Oversikt over modellscenarier

Nedenfor finnes en liste over kjørte scenarier, og sammenhengen mellom dem. Til høyre er det angitt hvilket scenario som er brukt som direkte utgangspunkt for modifikasjoner. Alle varianter kan beskrives som direkte eller indirekte modifikasjoner av hovedscenarioet. For eksempel er SC2050U basert på SC2050B, som igjen er basert på SC2050A, og dette scenarioet er basert på hovedscenario SC2009A. De scenarioene som danner utgangspunkt for modifikasjon i andre scenarier er markert med fet skrift.

Identifikasjon i resultatfil og kjørefil	Beskrivelse	Utgangspunkt for modifikasjon:
SC2009	Hovedscenario, situasjon de siste år inntil 2009	
SC1950	Tilnærmet 1950-situasjon	SC2009
SC1970	Tilnærmet 1970-situasjon	
SCBBS0	Som 2009 med 0.12 m ³ /s til 25 m i Bærumsbassenget	
SCBBS1	Som 2009 med 0.24 m ³ /s til 25 m i Bærumsbassenget	
SCBBS2	Som 2009 med 0.48 m ³ /s til 25 m i Bærumsbassenget	
SC2011	Situasjon pr. 2011, etter siste utvidelser av renseanleggene	
SC2030A	2030 med utbygging av rensekapasitet	
SC2050A	2050 med utbygging av rensekapasitet	
SCNO3N	2009a med bare NO ₃ N fra renseanlegg eller overløp	SC2030A
SCNH4N	2009a med bare NH ₄ N fra renseanlegg eller overløp	
SC2030B	2030 uten utbygging av rensekapasitet	SC2030A
SC2050B	2050 uten utbygging av rensekapasitet	SC2050A
SC2050D1	2050 med utbygd rensekapasitet og alt utslipp av renset avløpsvann til 100 m	
SC2050D2	2050 med utbygd rensekapasitet og alt utslipp av renset avløpsvann til 150 m	
SC2050GV	2050 med utbygd rensekapasitet og med alt utslipp av renset avløpsvann til Vestfjorden	
SC2050GB	2050 med utbygd rensekapasitet og med alt utslipp av renset avløpsvann til Bunnefjorden	
SC2050GK	2050 med utbygd rensekapasitet og med alt utslipp av renset avløpsvann til Bekkelagsbassenget	
SC2050N1	2050 uten hovedutslipp fra renseanlegg	
SC2050N2	2050 uten utslipp fra renseanlegg eller overløp	
SC2050N3	2050 bare rent vann uten stoffinnhold fra renseanleggene, dvs. 100 % rensing	
SC2050VS	2050 uten utslipp fra VEAS	
SC2050C	Som år 2050 uten generell utbygging av rensekapasitet, men med forbedring til 90 % nitrogenrensing	SC2050B
SC2050P	Som år 2050 uten utbygging av rensekapasitet, men med sterk reduksjon av overløp (mindre fremmedvann)	
SC2050U	Som år 2050 uten utbygging av rensekapasitet, med 50 % urinseparering	

Vedlegg F. Innlesing av modellparametre for scenarier

I dette vedlegget dokumenteres innholdet i de kommandofilene som er brukt i modellkjøringene til å sette modellparametre. For detaljer om bakgrunnen, se Bjerkeng (1994 a,b,c). For alle scenarier settes først modellparametre som angitt i punkt F.1 nedenfor, fordelt på to kommandofiler. Deretter leses de relevante kommandofilene for det aktuelle scenarioet.

F.1 Generelle modellparametre for alle scenarier

File 1:

```

S cefac=1.0
S IRFRAC = 0.4, ICEFAC = 1.0
S RADFAC(3) = 0.5
s oxsfac = 1.0
s oxbubl = 1.0
s OXCFAC = 1.3
S DSRATE = 0.02, 0.8
S DSNINV = 1.3
S DSNEXP = 4.0
S DSCLIM = 10
S PLUXUS = 1.0
S F2SINK = 0, F2RIZE = 0
S Pcopt = 2*0.027, pcmmin=2*0.0027
S GMX20 = 2.5, 1.9
s FDEATH = 0, 1.2
S FDCSAT = 10000, 400
S FDNUTR = 0, 0.2
S FTRESP = 0.06, 0.06
S NFIXRR = 0
S CZOOIN = 10.0
S ZRESP = 0.05, ZTRESP = 0.06
S ZOODR = 1.0, 0.1
S ZCCRIT = 10.0, 1000.0
S ZOXMN = 1.0, ZOXP = 1.5
s ZMIGRV = 10
S ZFMX20 = 1.4
S ZCFMIN = 10
S ZCFSAT = 500
s grzfyt = 1.0, 1.0, grzbac = 0.2
S ZOOEFF = 0.5, 1.0, 1.0
S ZFCOMP = 0.0
S ZDCYCL = 0.0, ZGCYCL = 0.0
s grmfyt = 1.0, 1.0, grmbct = 0.2, grmzoo = 0.2
s mfwfac = 1, mfiltn = 0.3, 0.3
s MXDETR = 0.0
s MCFMIN = 20.0
s MUSLDR = 1.0, 0.0, 0.0, 1.0
s MSAGMX = 10.0
s TMSETL = 200
s TMSPWN = 15.0
S MSERMN = 0.9
S MSREXP = 0.33
S MSINDW = 0.007, 0.35
S MSWR = 3.0
S MSQW = 1.0, 0.7
S MSBW = 1.0, 0.7
S MSEASS = 0.5, 1.0, 1.0
S MSVC = 0.2
S MSCREQ = 300
S MSCWXP = 0.00
S MRSP15 = 0.000007
S MRASSF = 0.15
S MTRESP = 0.065
s RESUSP = 0.1
s sedvel = 3.0, 0.00
s BURIAL = 0.2, 0.15
S BACTIN = 1.0, EXCRF=0.1, 0.2
S GMX20B = 0.5
S BACDET = 0.05
S DGNFAC = 1.5, DGPFAC = 1.0, DGSFAC = 1.0
S DGDETZ = 0.10
S DGRATE = 0.6, 0.1, 0.01
s ACCLRC = 2.0, ACCLXP= 0.0
s DGCMAx = 1000.0, 10000.0
S DGWSF = 0.5
S DOXBRR = 0.3, 0.5, DOXKB = 0.5, DOXKM = 1.0
S DOXKS = 0.05
S DOXLIM = 1.0
S DNITRR = 0.5, DNITKS = 50, KOXN=300, DNITF =
0.01, DNITXP = 1.0
S DNOXFR = 0.5
S FDNH3 = 0.9
S SULFRR = 1.0, SULFOX = 0.1, 0.2, SULFXP = 1.0
s ASEDMX = 180
s ASEDLR = 0.02, 20.0
s ASEDox = 0.2
s ASOXTL = 0.0
s PPAMAX = 0.8
s PPRMAX = 0.05
s PPOXEX = 1.0
s PPOXMX = 0.1
s PADRET = 0.5
s PADMAX = 3000
s PADRLS = 0.002
s PADASD = 180
s PSBURF = 0.05
s RAMMOX = 0.02
s KAMMOX = 0.1

```

Fil 2:

```

S GMIXDC = 1.0e+20, GMIXDX=0.0
S MIXEXP = 1.4
S MIXFAC = 1.0
S MIXCF = 1.5e-5,1.5e-5, 2.25e-5, 0.5e-5, 0.8e-4
S SFMIXC = 0, 0, 0, 0, 0
S SFMIXZ(1,1) = 12.0, 12.0, 12.0, 1, 12.0
S SFMIXZ(1,2) = 5.0, 5.0, 5.0, 1, 5.0
S GMIXFR = 5* 0.0
S DPEFF = 0.5, 0.5, 0.5, 0.5, 0.5, 0.5
S HTRMIX = 5*0.0
S WVFAC = 6*0.03
S WVHMIN = 6*5.0
S EXTBIO = 0.9, 0.0
S FIXTMP = .true.
S CMUSIN = 1.0e12
S MCOVER = 0, 4*0.5
S MFILTM = 5*0.3
S OXCFAC=1.1

```

F.2 Spesifikasjoner for enkelt-scenarier – endringer fra angitt utgangspunkt i Vedlegg E.

Her vises de modifikasjoner som gjøres for hvert scenario av det utgangspunktet som er angitt i Vedlegg E.

SC2009

```

set qfw(7) = 2.1
set qfp = 7*1.1
set qfn = 7*1.1
set qfc = 7*1.1
set qfw(8) = 0.88, 1.20, 1.03, 2.02, 4*0.88
set qfp(8) = 1.40, 1.28, 1.17, 1.47, 4*1.40
set qfn(8) = 0.98, 1.11, 1.25, 1.55, 4*0.98
set qfc(8) = 2.10, 1.23, 1.30, 1.46, 4*2.10
set qfnh4 = 7*0.1
set qfnh4(8) = 0.303
set qfnh4(12) = 0.303
set qfnh4(10) = 0.66
set qfnh4(9) = 1.05, qfnh4(11) = 1.05
set QCDETF = 7*0.2, 0.0, 0.2, 0.0, 5*0.0
set QNDETF = 15*0.3
set QPDETF = 7*0.8, 0.72, 0.63, 0.72, 0.63, 4*0.72
set QNCDET = 0.15, QPCDET = 0.01
SET RANDFACTOR = 7*1.0, 0.3, 1.0, 0.3, 1.0, 4*0.3
set qtrndx(1,1)=0
set qtrndx(1,2)=0
set qtrndx(1,3)=0
set qtrndx(1,4)=0
set qtrndx(1,5)=0
set qtrndx(1,6)=0
set qtrndx(1,7)=0
set qtrndx(1,8)=0
set qtrndx(1,9)=0
set qtrndx(1,10)=0
set qtrndx(1,11)=0
set qtrndx(1,12)=0
set qtrndx(1,13)=0
set qtrndx(1,14)=0
set QDIAM = 7*2.5, 0.23, 2.5, 0.13, 0.1, 0.08, 0.16,
0.25, 0.16
set NHOLE = 7*1, 20, 1, 100, 5, 25, 1, 1, 2
set DEPTHQ(1,1) = 7*0.0, 50, 25, 42, 25, 50, 22, 22,
25
set DEPTHQ(1,2) = 15*0.0 !(k,1): Outlet depths
set QMIXIN = 15*0.0
SET AIRTQF = 7*1.0, 8*0.0
SET DTJETM = 0.5
set BASINQ = 4, 4, 3, 2, 1, 3, 5, 2, 2, 5, 3, 3, 3, 3, 5
set qtrndx(1,1) = 3,0
set qtrf(1,1) = 1
set QTR_Times(1,1) = 0.0, QTR_Times(1,2)=365.0
set qtrndx(1,2) = 3,0
set qtrf(1,2) = 1
set QTR_Times(1,1) = 0.0, QTR_Times(1,2)=365.0
set qtrndx(1,7) = 1,0
set qtrf(1,7) = 0.5
set QTR_Times(7,1) = 0.0, QTR_Times(7,2) = 365.0

```

SC1950

set qfp(8) = 9.5, qfp(10)= 7.8,qfp(12)= 9.5
 set qfn(8) = 1.55, qfn(10)= 1.98,qfn(12)= 1.55
 set qfc(8) = 3.32, qfc(10)= 2.05,qfc(12)= 3.32

! only surface outlets:

set QDIAM(8) = 8*2.5
 set NHOLES(8) = 8*1
 set DEPTHQ(8,1) = 8*0.0

! Transfer 70 % of enlarged discharge from VEAS (10,11) and Bekkelaget (8,9)
 ! to Oslo harbour (to outlet number 5).

! final zero value terminates transfer specification
 ! for each source (2.index)

!(First index is transfer spec. number)

set qtrndx(1,8) = 5, qtrf(1,8) = 0.7, qtrndx(2,8) = 0
 set qtrndx(1,9) = 5, qtrf(1,9) = 0.7, qtrndx(2,9) = 0
 set qtrndx(1,10) = 5, qtrf(1,10) = 0.7, qtrndx(2,10) = 0
 set qtrndx(1,11) = 5, qtrf(1,11) = 0.7, qtrndx(2,11) = 0

SC1970

set qfp = 7*11
 set qfn = 7*2.2
 set qfc = 7*2.2

set qfp(8) = 14.1, 15.5, 11.7, 14.7, 4*14.1
 set qfn(8) = 1.96, 2.34, 2.5, 3.1, 4*1.96
 set qfc(8) = 4.2, 2.56, 2.6, 2.92, 4*4.2

! keep nh4n fraction unchanged at 90 %:

set qfnh4(8) = 8*1.0

! only surface outlets:

set QDIAM(8) = 8*2.5
 set NHOLES(8) = 8*1
 set DEPTHQ(8,1) = 8*0.0

! Transfer 70 % of enlarged discharge from VEAS (10,11) and Bekkelaget (8,9)
 ! to Oslo harbour (to outlet number 5).

! Transfer 15 % of enlarged discharge from VEAS
 ! to Baerumsbassenget (outlet number 1)

! final zero value terminates transfer specification
 ! for each source (2.index)

!(First index is transfer spec. number)

set qtrndx(1,10) = 5,1,0, qtrf(1,10) = 0.7,0.15
 set qtrndx(1,11) = 5,1,0, qtrf(1,11) = 0.7,0.15
 set qtrndx(1,8) = 5,0, qtrf(1,8) = 0.7
 set qtrndx(1,9) = 5,0, qtrf(1,9) = 0.7

SC2011

set qfw(8) = 0.90, 0.35, 1.03, 0.35, 4*0.90
 set qfp(8) = 1.41, 0.30, 0.97, 0.20, 4*1.41
 set qfn(8) = 1.01, 0.27, 1.14, 0.23, 4*1.01
 set qfc(8) = 2.17, 0.30, 1.27, 0.42, 4*2.17

SC2030A

set qfw(8) = 1.31, 0.51, 1.25, 0.42, 4*1.31
 set qfp(8) = 2.10, 0.43, 1.18, 0.24, 4*2.10
 set qfn(8) = 1.47, 0.39, 1.39, 0.28, 4*1.47
 set qfc(8) = 3.15, 0.43, 1.55, 0.29, 4*3.15

SC2050A

set qfw(8) = 1.54, 0.60, 1.42, 0.48, 4*1.54
 set qfp(8) = 2.48, 0.51, 1.33, 0.27, 4*2.48
 set qfn(8) = 1.73, 0.46, 1.57, 0.32, 4*1.73
 set qfc(8) = 3.71, 0.51, 1.75, 0.33, 4*3.71

SCBBS0

set qtrndx(1,7) = 1,2,0
 set qtrf(1,7) = 0.485,0.015
 set QTR_Times(7,1) = 0.0, QTR_Times(7,2) = 365.0
 set QDIAM(2)= 0.1, NHOLES(2)=8, DEPTHQ(2,1)=25

SCBBS1

set qtrndx(1,7) = 1,2,0
 set qtrf(1,7) = 0.47,0.03
 set QTR_Times(7,1) = 0.0, QTR_Times(7,2) = 365.0
 set QDIAM(2)= 0.1, NHOLES(2)=8, DEPTHQ(2,1)=25

SCBBS2

set qtrndx(1,7) = 1,2,0
 set qtrf(1,7) = 0.44, 0.06
 set QTR_Times(7,1) = 0.0, QTR_Times(7,2) = 365.0
 set QDIAM(2)= 0.1, NHOLES(2)= 16, DEPTHQ(2,1)=25

SCNO3N

set qfnh4 = 7*0.1
 set qfnh4(8) = 8*0
 et QNDETF= 7*0.3,8*0.0

SCNH4N

set qfnh4(8) = 2.5, 1.11, 2.5, 1.11, 2.5, 3*1.11
 set QNDETF= 7*0.3,8*0.0

SC2030B

set qfw(8) = 1.27, 1.85, 1.23, 1.09, 4*1.27
 set qfp(8) = 2.39, 1.92, 1.15, 0.68, 4*2.39
 set qfn(8) = 1.54, 1.67, 1.48, 0.79, 4*1.54
 set qfc(8) = 3.30, 1.84, 1.52, 0.77, 4*3.30
 ! from 90 to 40.2 % at BRA and NFR (0.447=40.2/90)
 set qfnh4(8) = 0.447
 set qfnh4(12) = 0.447
 ! NH4 from 90 % (model code) to 75 % at VEAS
 ! compared to 60 % in 2009
 set qfnh4(10) = 0.83

SC2050B

set qfw(8) = 1.47, 3.34, 1.37, 2.03, 4*1.47
 set qfp(8) = 2.93, 3.67, 1.27, 1.31, 4*2.93
 set qfn(8) = 1.84, 3.17, 1.73, 1.52, 4*1.84
 set qfc(8) = 3.94, 3.49, 1.69, 1.46, 4*3.94
 ! from 90 to 45.7 % at BRA and NFR (0.508=45.7/90)
 set qfnh4(8) = 0.508
 set qfnh4(12) = 0.508
 ! NH4 from 90 % (model code) to 75 % at VEAS
 ! compared to 60 % in 2009
 set qfnh4(10) = 0.83

SC2050D1

set DEPTHQ(1,1) = 7*0.0, 100, 25, 100, 25, 100, 22, 22, 25
 ! overfoerer Bekkelaget RA til Bunnefjorden
 s BasinQ(8) = 3

SC2050D2

set DEPTHQ(1,1) = 7*0.0, 150, 25, 150, 25, 150, 22, 22, 25
 ! overfoerer Bekkelaget RA til Bunnefjorden
 s BasinQ(8) = 3

SC2050GV

Set qtrndx(1,8)=10,0 , QTRF(1,8)=1.0
 set qtrndx(1,12)=10,0 , QTRF(1,12)=1.0
 set qtrndx(1,13)=10,0 , QTRF(1,13)=1.0
 set qtrndx(1,14)=10,0 , QTRF(1,14)=1.0
 set qtrndx(1,15)=10,0 , QTRF(1,15)=1.0
 set NHOLES(10) = 150, QDIAM(10)=0.13, DEPTHQ(10,1)=50

SC2050GB

Set qtrndx(1,8)=12,0 , QTRF(1,8)=1.0
 set qtrndx(1,10)=12,0 , QTRF(1,10)=1.0
 set qtrndx(1,13)=12,0 , QTRF(1,13)=1.0
 set qtrndx(1,14)=12,0 , QTRF(1,14)=1.0
 set qtrndx(1,15)=12,0 , QTRF(1,15)=1.0
 set NHOLES(12) = 150, QDIAM(12)=0.13, DEPTHQ(12,1)=50

SC2050GK

Set qtrndx(1,10)=8,0 , QTRF(1,8)=1.0
 set qtrndx(1,12)=8,0 , QTRF(1,12)=1.0
 set qtrndx(1,13)=8,0 , QTRF(1,13)=1.0
 set qtrndx(1,14)=8,0 , QTRF(1,14)=1.0
 set qtrndx(1,15)=8,0 , QTRF(1,15)=1.0
 set NHOLES(8) = 150, QDIAM(8)=0.13, DEPTHQ(8,1)=50

SC2050N1

set qfw(8)=0.0 , qfn(8)=0.0 , qfn(8)=0.0 , qfc(8)=0.0
 set qfw(10)=0.0, qfn(10)=0.0, qfn(10)=0.0, qfc(10)=0.0
 set qfw(12)=0.0, qfn(12)=0.0, qfn(12)=0.0, qfc(12)=0.0
 set qfw(13)=0.0, qfn(13)=0.0, qfn(13)=0.0, qfc(13)=0.0
 set qfw(14)=0.0, qfn(14)=0.0, qfn(14)=0.0, qfc(14)=0.0
 set qfw(15)=0.0, qfn(15)=0.0, qfn(15)=0.0, qfc(15)=0.0

SC2050N2

set qfw(8)= 8*0.0, qfp(8)=8*0.0, qfn(8)=8*0.0, qfc(8)=8*0.0

SC2050N3

set qfn(8)=0.0, qfn(8)=0.0, qfc(8)=0.0
set qfn(10)=0.0, qfn(10)=0.0, qfc(10)=0.0
set qfn(12)=0.0, qfn(12)=0.0, qfc(12)=0.0
set qfn(13)=0.0, qfn(13)=0.0, qfc(13)=0.0
set qfn(14)=0.0, qfn(14)=0.0, qfc(14)=0.0
set qfn(15)=0.0, qfn(15)=0.0, qfc(15)=0.0

SC2050VS

set qfw(10) = 0.0, qfp(10) = 0.0, qfn(10) = 0.0, qfc(10) = 0.0

SC2050C – økt N-rensing

set qfn(8) = 0.61 ! fra 1.84
set qfn(10) = 0.58 ! fra 1.73
set qfn(12) = 0.61 ! som BRA
set qfnh4(8) = 0.30 ! from 0.508 at BRA
set qfnh4(12) = 0.30 ! from 0.508 at NFR
set qfnh4(10) = 0.30 ! from 0.83 at VEAS

SC2050P – sterk reduksjon av fremmedvann

set qfw(9) = 0.35, qfw(11)= 0.35
set qfp(9) = 0.30, qfw(11)= 0.20
set qfn(9) = 0.27, qfw(11)= 0.23
set qfc(9) = 0.30, qfw(11)= 0.42

SC2050U - urinseparering

set qfp(8) = 2.34, 2.93, 1.02, 1.05
set qfn(8) = 1.29, 2.22, 1.21, 1.07
set qfnh4(8) = 0.075
set qfnh4(12) = 0.075
set qfnh4(10) = 0.33

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