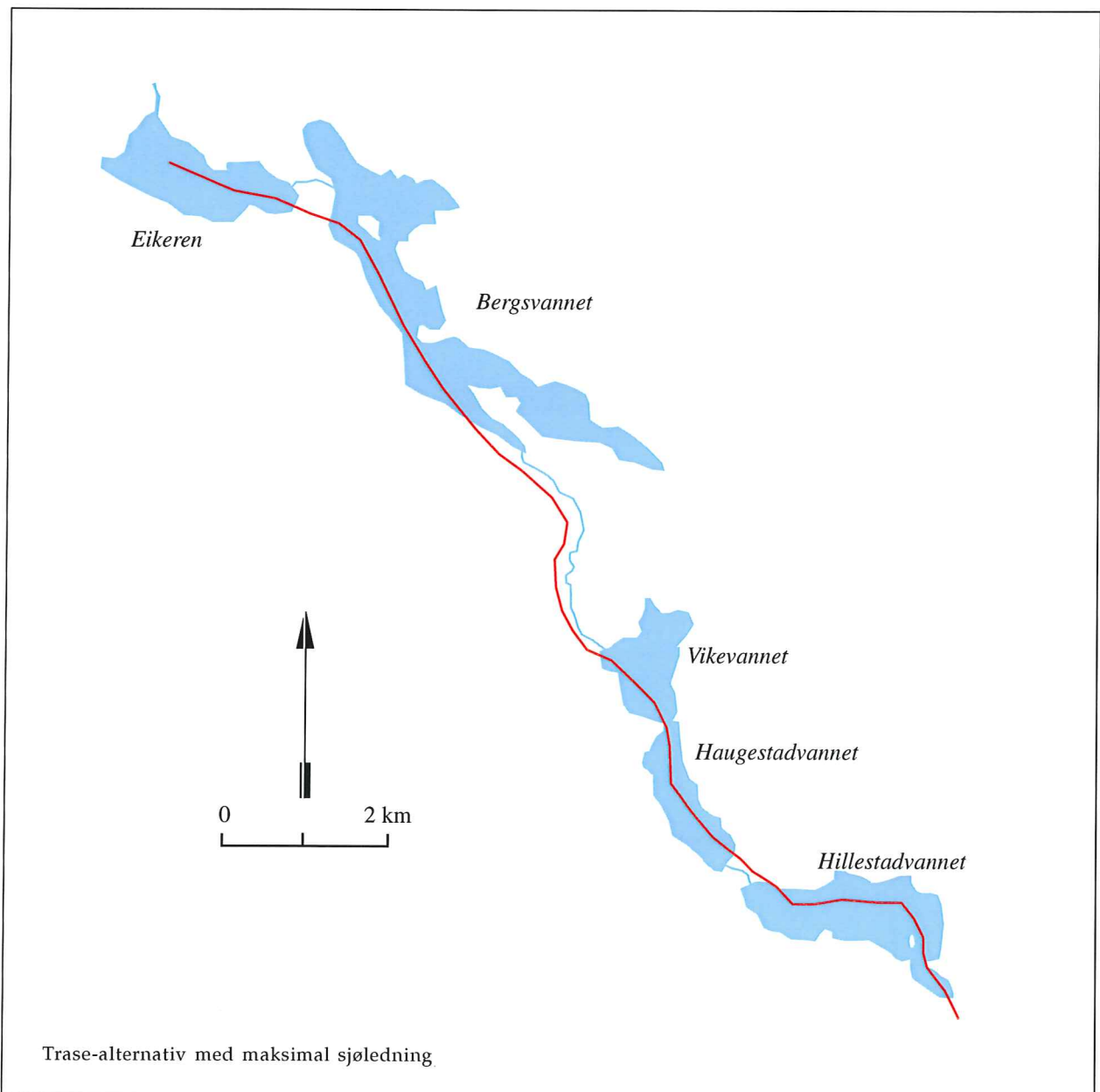


Eikeren som ny  
drikkevannskilde for Vestfold

## Miljøkonsekvenser av å grave ned vann- ledningen i vassdraget oppstrøms Eikeren



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

**Sørlandsavdelingen**  
Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

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

**Vestlandsavdelingen**  
Nordnesboder 5  
5008 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**  
9015 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel <b>Eikeren som ny drikkevannskilde for Vestfold</b>	Løpenr. (for bestilling) 4145-99	Dato 29.10.99
	Prosjektnr. Undernr. 99080	Sider Pris 29
Forfatter(e)  Dag Berge	Fagområde Hydrologi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vestfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Vestfold Interkommunale Vannverk (VIV)	Oppdragsreferanse Sverre Mollatt
------------------------------------------------------------	-------------------------------------

**Sammendrag**

I forbindelse med utbyggingen av Eikeren som ny vannkilde for Vestfold interkommunale vannverk er det aktuelt å legge vannledningen gjennom innsjøene Hillestadvannet, Haugestadvannet, Vikevannet og Bergsvannet. NIVA har gjennomført en analyse av hvilke konsekvenser dette har mht forurensning og akvatisk liv. Ledningen vil ikke synke mer enn 30-40 cm av seg selv i sedimentet i Hillestadvannet og Haugestadvannet, noe som betyr at den må graves ned langs hele traseen i disse grunne innsjøene. I de andre innsjøene må den bare graves ned i strandsonen ved ilandføringspunktene. Innholdet av miljøgiftene kvikksølv og PAH var lavt, og nær naturlig bakgrunnsnivå i alle innsjøene. Gravingen vil således ikke medføre noen remobilisering av tidligere tilførte miljøgifter. Innholdet av total fosfor var også lavt i sedimentene (<1 ‰). Kun en liten del av dette var biotilgjengelig. Oppvirvlingen av biotilgjengelig fosfor under graving (forutsatt vanlig gravemaskin) vil bli liten, (< 1% av årstilførsel) og vil stimulere algeveksten kun i liten grad. Dvs. det vil ikke bli merkbart for folk flest. Oppgrusning og tilslamming vil kun få helt lokale effekter. For innsjøen som helhet vil turbiditeten kunne øke med 10% i graveperioden, men vil avta til normale verdier umiddelbart etter at arbeidet er ferdig. Ved ilandføringspunktene vil man gjøre lokal skade på rike vegetasjonsbelter, men tatt i betraktning at det er rikelig med slike områder i de berørte innsjøer vil dette være av liten betydning. Dessuten vil skadene repareres relativt raskt i slike næringsrike innsjøer. Leggingen av vannledningen gjennom innsjøene ser således ikke ut til å medføre noen skade av betydning hverken mht forurensning eller på akvatisk liv.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Drikkevannsforsyning</li> <li>2. Sjøledning</li> <li>3. Sedimentforurensning</li> <li>4. Eikerenvassdraget</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Drinking water supply</li> <li>2. Submerged pipeline</li> <li>3. Sediment pollution</li> <li>4. The Eikeren Watercourse</li> </ol>
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

  
Dag Berge  
Prosjektleder

  
Dag Berge  
Forskningsleder

  
Nils Roar Sælthun  
Forskningsjef

Norsk institutt for vannforskning  
Oslo

O-99080

Eikeren som ny vannkilde for Vestfold

**Miljøkonsekvenser av å grave ned vannledningen i vassdraget  
oppstrøms Eikeren**

Brekke 30.10.99

---

Saksbehandler:	Dag Berge
Medarbeider:	Torsten Källqvist
	Leif Lien

## Forord

*Undersøkelsen er en del av KU-utredningene i forbindelse med utbygging av Eikeren som ny vannkilde for Vestfold Interkommunale Vannverk. Undersøkelsen ble kontraktsfestet i mai 1999. Oppdragsgivers kontaktpersoner har vært direktør Sverre Mollatt og arkitekt Harald Schulze.*

*Feltarbeidet er utført av Dag Berge og Leif Lien, NIVA. Analysene er utført ved NIVA's laboratorier i Oslo. Biotestene for undersøkelse av hvor mye algetilgjengelig fosfor som frigjøres fra sedimentene er utført av Torsten Källqvist, NIVA.*

*Bearbeiding av dataene og rapportering er utført av Dag Berge, NIVA, som også har vært prosjektleder for undersøkelsen.*

*Oslo 29.10.99*

*Dag Berge  
Prosjektleder*

## 1 Konkluderende sammendrag

Ved å la en tyngde på 3 kg virke på en 100 cm<sup>2</sup> horisontal aluminiumsplate (tilsvarer vannledningens bunntrykk på 300 kg /m<sup>2</sup>), sank denne mellom 20-30 cm ned i sedimentet i Hillestadvannet og Haugestadvannet i løpet av 10 min. Dette indikerer at vannledningen ikke vil synke mer enn ca 30-40 cm ned i sedimentet, og at den således må graves ned langs hele traseen i disse 2 grunne vannene. I de andre vannene behøver den kun å graves ned ved ilandføringsstedene.

Alle innsjøene hadde vel mineraliserte sedimenter, grå-brune av farge. Innholdet av organisk materiale utgjorde rundt 10%.

Sedimentet i alle innsjøene hadde lave verdier av kvikksølv i sedimentet (0.05-0.14 µg Hg per gram tørt sediment). Dette er omtrent på bakgrunnsnivå i upåvirkede innsjøer. Verdiene for de polycykliske aromatiske hydrokarbonene (PAH) var også svært lave og på bakgrunnsnivå for upåvirkede innsjøer. Korrigert for perylen, som dannes naturlig, varierte innholdet av sum PAH fra 700-1600 µg/kg tv. Nedgravningen av vannledningen vil således ikke føre til noen remobilisering av miljøgifter fra sedimentene i innsjøene.

Innholdet av total fosfor i sedimentene varierte fra 700-1000 µg P/g tv. Dette er lavt og vitner om at sedimenterende materiale blir nærmest fullstendig mineralisert i disse grunne innsjøene. Dvs. fosfor akkumuleres i liten grad. Fosforinnholdet i bunnslammet i Hillestadvannet var f.eks. lavere enn i vanlig matjord i landbruket. Kun en liten del av fosforet var biotilgjengelig. Høyeste biotilgjengelighet av fosfor ble funnet i overflatesedimentet syd i Hillestadvannet på 16%. Ellers var kun ca 5% av fosforet i sedimentet biotilgjengelig for alger.

Beregninger antyder at frigivingen av algetilgjengelig fosfor blir nokså liten ved nedgravningen av vannledningen. Hvis vi antar at gravingen tar ca 1 mnd gjennom Hillestadvannet, vil det i denne perioden frigis en biotilgjengelig fosformengde fra sedimentet til vannmassene som utgjør mindre enn 1% av årlig fosfortilførsel fra nedbørfeltet. Økningen av algemengden som følge av dette vil være såpass liten at den neppe vil være merkbar. Effekten i Haugestadvannet vil være mindre enn i Hillestadvannet.

Med hensyn til oppgrusning og tilslamming er det beregnet at gravingen, hvis man bruker konvensjonell gravemaskin, vil medføre at konsentrasjonen av partikulært materiale øker med 2 mg/l. Sett i forhold til et midlere partikkelinnhold på ca 17 mg/l, vil dette knapt merkes av hverken planter eller dyr. Benyttes vannjet ved gravingen vil tilslammingen trolig kunne komme opp i nivåer hvor det kan påvirke fisk. Lokalt rundt traseen vil bunnfaunaen bli negativt påvirket, men da det påvirkede området er lite sammenliknet med det totale bunnareal, vil betydningen for bunnfaunaproduksjonen i innsjøen som helhet vil være liten.

Ved ilandføringspunktene vil gravingen lage sår i vegetasjonsbeltene, men erfaring viser at disse vokser relativt raskt til i slike eutrofe innsjøer. Dessuten er det rik forekomst av tilsvarende områder i de berørte innsjøene, slik at noen skade på sjeldne biotoper, eller nøkkelbiotoper, er det ikke snakk om.

Leggingen av vannforsyningsledningen gjennom innsjøene i øvre deler av Eikerenvassdraget synes således ikke å medføre noen skade av betydning hverken mht til forurensning eller akvatisk liv.

## 2 Innledning

Det er aktuelt å legge VIV's nye vannledning fra Eikeren (1000 mm stålrør) gjennom innsjøene Bergsvannet, Vikevannet, Haugestadvannet, og Hillestadvannet.

Ved prosjektets start forelå det 2 alternativer for ledningsplassering:

I det ene alternativet (1) legges ledningen gjennom Hillestadvannet, tas på land i nordenden av Hillestadvannet og legges på land ned til Bergsvannet, hvoretter den legges i Bergsvannet fram til Eidsfoss. I det andre alternativet (2) legges ledningen gjennom Hillestadvannet, Haugestadvann og Vikevannet, på land fra Vikevannet og ned til Bergsvannet og deretter gjennom Bergsvannet fram til Eidsfoss. I denne utredningen skulle vi legge til grunn alternativ 2, det vil si det alternativ som hadde mest sjøledning.

I de grunne innsjøene, Hillestadvannet og Haugestadvannet, skal ledningen graves ned slik at den i det alt vesentlige vil ligge dekket av bunnslammet. På større dyp i Vikevannet og Bergsvann vil den bli lagt oppå sedimentet.

Som en del av KU-programmet for utbyggingen av Eikeren som drikkevannskilde for Vestfold har NIVA fått i oppdrag å utrede miljøkonsekvensene av å legge vannledningen gjennom innsjøene.

Følgende forhold skulle utredes:

1. Sedimentets fysiske bæreevne i Hillestadvannet og Haugestadvannet.
2. Tilgrusning og tilslamming, effekter for fisk, planter og annet akvatisk liv som følge av nedgravningen.
3. Oppvirvling av tidligere lagrede fosforreserver
4. Muligheter for reaktivering av gammel miljøgiftforurensning

Punkt 1 skulle gi en indikasjon på hvor dypt vannledningen vil synke av seg selv i Hillestadvannet og Haugestadvannet, dvs uten nedgraving.

Innsjøene det er snakk om å grave i har vært sterkt eutrofierte gjennom mange år. Betydelige mengde fosfor kan være lagret i sedimentene. Graving vil kunne bringe biotilgjengelig fosfor opp i det algeproduserende vannsjikt. Sedimentprøver er derfor analysert på total fosfor og algetilgjengelig fosfor.

Graving i sedimentet vil kunne reaktivere tidligere lagrete miljøgifter. Det har gjennom mange år pågått kvikksølvbeising av såkorn ved gamle møller, som f.eks. Sundbyfoss mølle. Tidligere har det vært registrert høye nivåer av kvikksølv i fisk, men nå i den senere tid har denne vist en avtagende tendens, kfr Økland (1989).

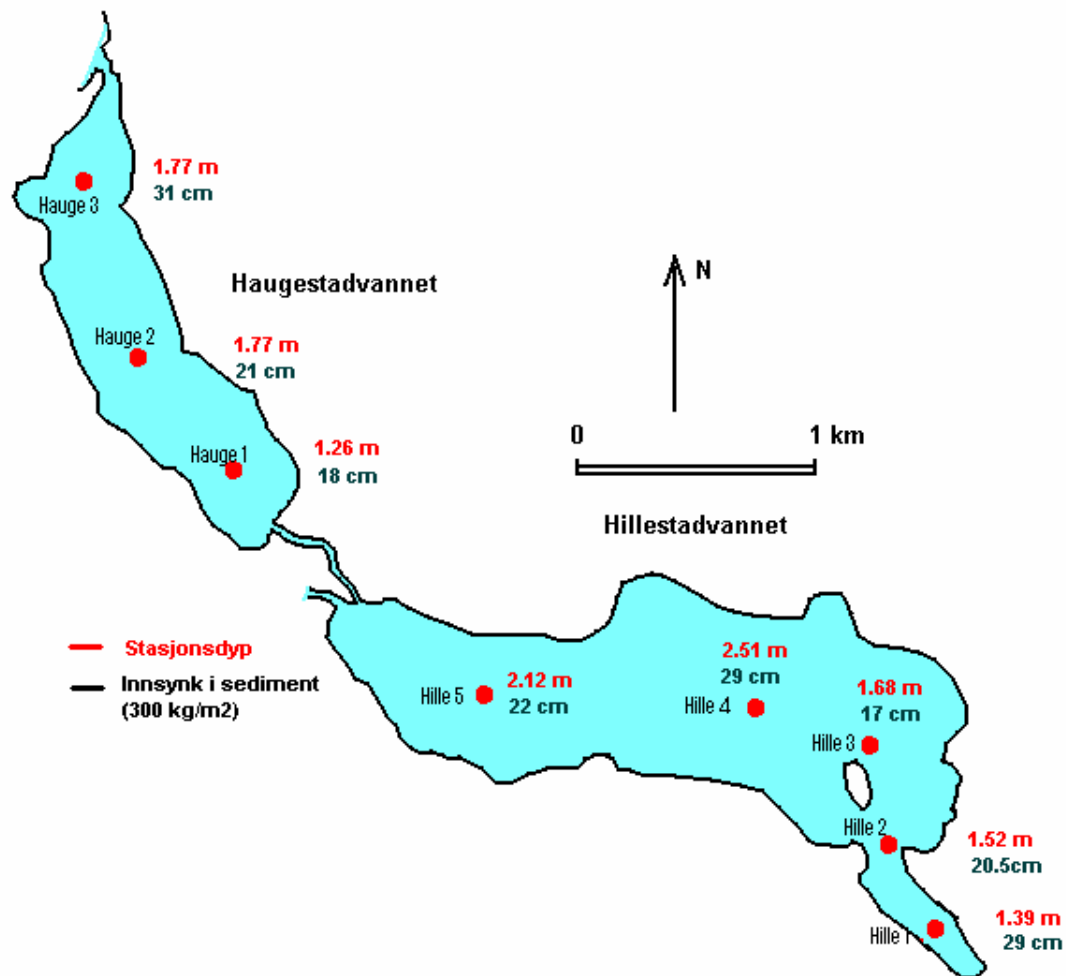
Eidsfoss Verk, opprinnelig jernverk fra ca 1650, senere støperibedrift mm, benyttet tidligere store mengder trekull. Dette ble brent i miler langs vassdraget. I sediment fra 17-1800 tallet er det tidligere funnet høye konsentrasjoner av en miljøgiftgruppe som kalles polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Bl.a. i sediment fra Farrisvannet ble det funnet mye av disse stoffene (Holtan 1995).

For å belyse disse problemstillingene er det foretatt synkemålinger i sedimentet i Hillestadvannet og Haugestadvannet, samt at det er tatt 3 sedimentkjerner i hver innsjø, Hillestadvannet, Haugestadvannet, Vikevannet, Bergsvatn-S (søndre basseng) og Bergsvatn-N (nordre basseng). Disse sedimentkjernene er analysert for tørrstoff og vanninnhold, organisk og uorganisk materiale, total fosfor, algetilgjengelig fosfor, samt miljøgiftene kvikksølv og PAH.

Tilgrusning og tilslamming er belyst ved teoretiske beregninger sammenholdt med grenseverdier for effekter funnet i litteratur.

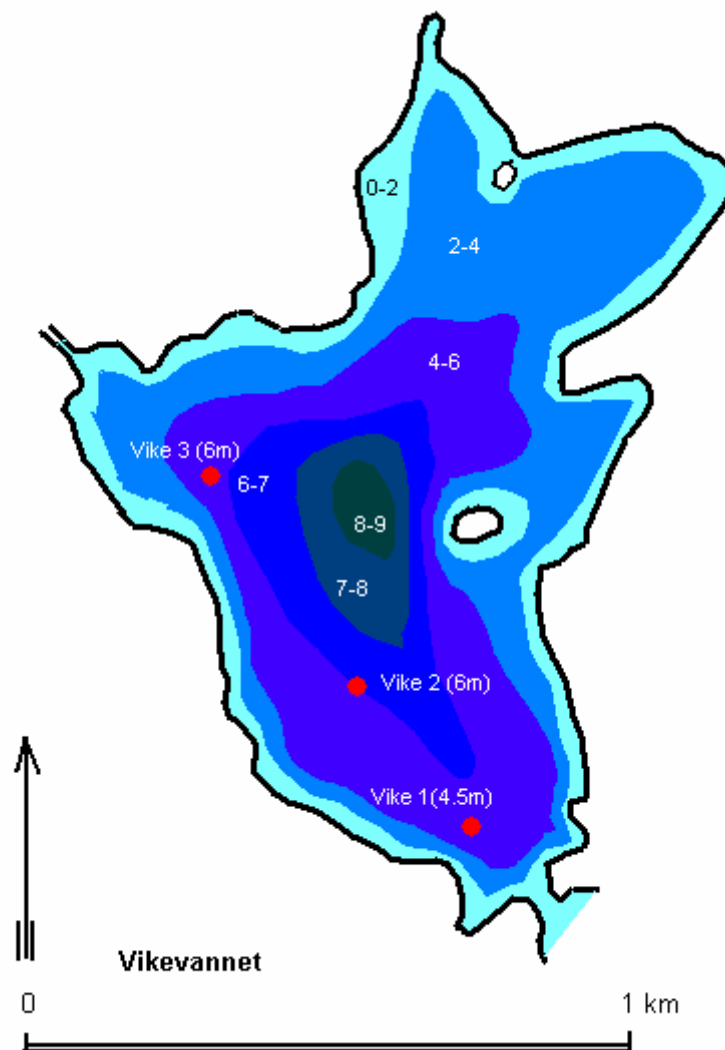
### 3 Undersøkelsespunkter

Undersøkelsespunktene i de 4 innsjøene er vist i Figur 3.1, Figur 3.2, og Figur 3.3.

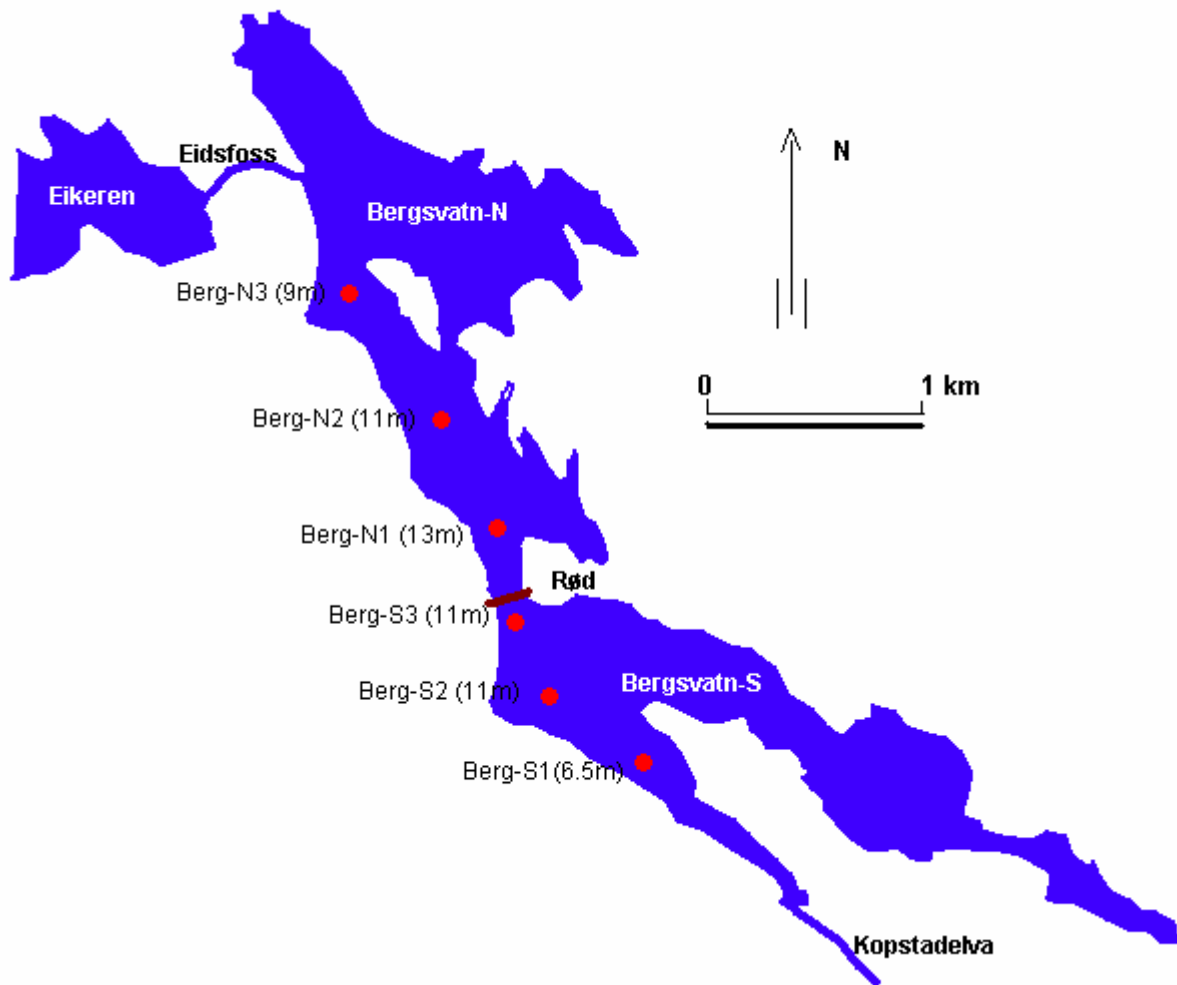


Figur 3.1 Sedimentprøvestasjoner i Hillestadvannet og Haugestadvannet 1999. De blå tallene angir hvor dypt en horisontal plate på  $100 \text{ cm}^2$  sank i sedimentet i løpet av 10 minutter når den ble belastet med 3 kg (ca tilsvarende vannledningens bunntrykk på  $300 \text{ kg/m}^2$ ).





Figur 3.2 Sedimentprøvestasjoner i Vikkevannet 1999.

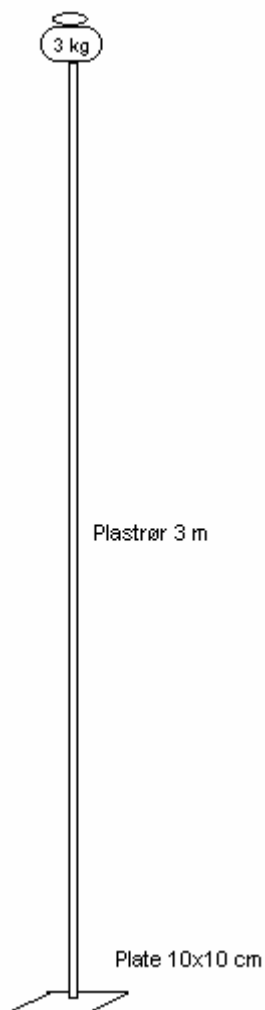


**Figur 3.3 Sedimentprøvestasjoner i Bergsvannet i Eidsfoss 1999.**

## 4 Sedimentets fysiske bæreevne i Hillestadvannet og Haugestadvannet

I de dypere innsjøene slik som Vikevannet, Bergsvannet og i Eikeren vil vannledningen bli lagt direkte oppå sedimentet. Den vil her bli liggende så dypt at det ikke vil være noe behov for å grave den ned annet enn ved ilandføringsstedene. Men i Hillestadvannet og Haugestadvannet som bare er ca 1-2 m dype, var det aktuelt å finne ut hvor dypt vannledningen ville synke hvis den ble lagt direkte oppå det tilsynelatende bløte sedimentet. Ville den feks synke så dypt at det bare var nødvendig å grave den ned i endene der den gikk ned i vannet, hhv opp av innsjøene. Trykket røret ville utøve på sedimentet var ca  $300 \text{ kg/m}^2$ .

For å svare på dette ble det laget et "apparat" som vist i [Figur 4.1](#) En aluminiumsplate på  $10 \times 10 \text{ cm}$  ble påmontert et plastrør på 3 m lengde. Det hele ble justert med isopor slik at det hadde nøytral vekt i vann. Dette ble satt forsiktig ned på sedimentoverflata og dybden ned til denne ble målt. Deretter ble røret belastet på toppen med 3 kg. Dette tilsvarer  $300 \text{ kg/m}^2$ . Etter 10 min ble det målt hvor dypt platen hadde sunket ned i sedimentet.



Synkedypet varierte mellom 17 og 31 cm. Bløtest sediment hadde man helt syd i Hillestadvannet og helt nord i Haugestadvannet hvor plata sank hhv 29 og 31 cm. Resultatene er gitt i [Figur 3.1](#), [Figur 3.2](#), og [Figur 3.3](#).

Resultatene viser at røret, som bygger mer enn 1 m i diameter, må graves ned gjennom hele Hillestadvannet og Haugestadvannet med ca 70 cm for bli noenlunde borte. Hvis røret stikker for mye opp fra sedimentet vil det lett kunne bli til hinder for både garnfiske og dorgefiske, aktiviteter som er populære i disse vannene.

**Figur 4.1** Redskap som ble benyttet for å måle hvor dypt den 1000 mm tykke drikkevannsledningen ville synke ned i sedimentet i Hillestadvannet og Haugestadvannet om den ble lagt direkte oppå bunnslaget.

## 5 Sedimentprøver

### 5.1 Prøvetaking

Sedimentprøvene ble tatt med en rørhenter, såkalt Skogheimhenter. Et plaksiglassrør med indre diameter på 6 cm, forsynt med vekter og en lukkemekanisme, ble firet ned fra båt og fikk synke ned i sedimentet til det stoppet. Det ble tatt 3 stasjoner langs hver innsjø som vist på Figur 3.1, Figur 3.2, og Figur 3.3.

De 5 øverste cm av sedimentkjernene fra hver innsjø ble blandet sammen til en blandprøve overflatesediment fra hver innsjø. På samme måte ble de 5 nederste cm av sedimentkjernene fra hver innsjø slått sammen.

### 5.2 Analyser

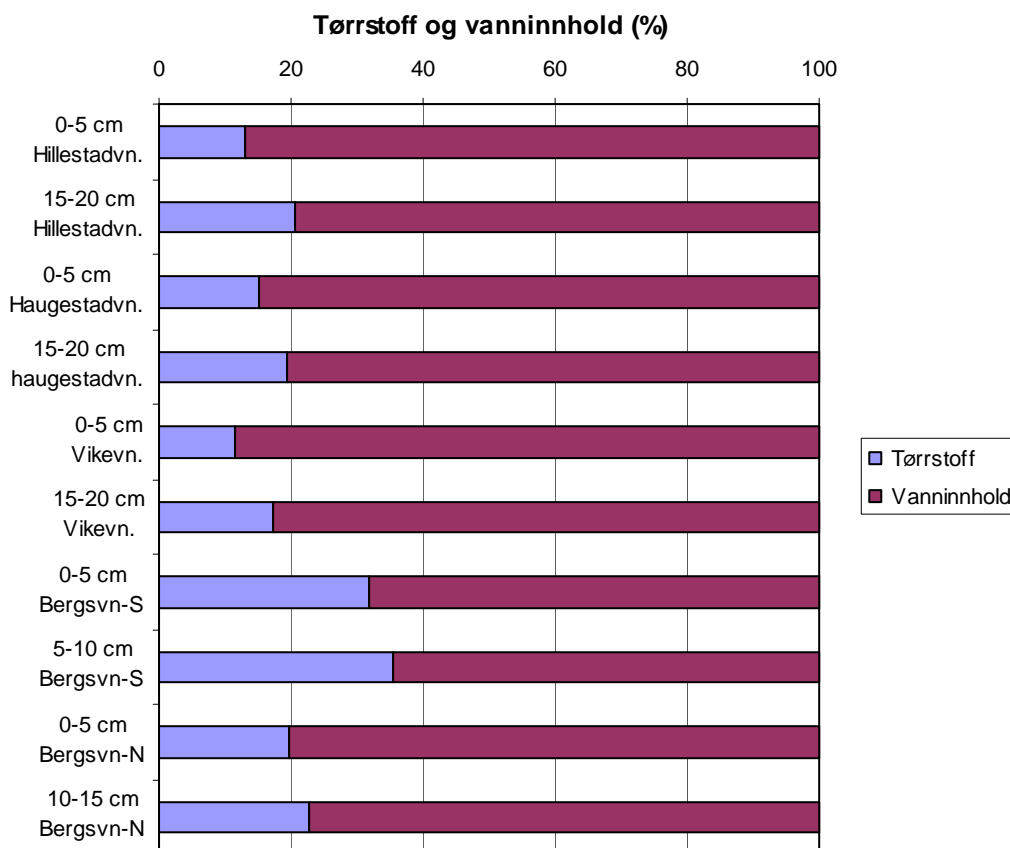
Sedimentene ble frysetørret og det ble målt tørrstoff- og vanninnhold. Det ble målt glødetap ( $\approx$  organisk innhold) og gløderest ( $\approx$  uorganisk innhold). Det ble videre målt på total fosfor, kvikksølv og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Disse prøvene ble analysert etter Norsk standard, og/eller etter annen akkreditert metode ved NIVA's lab.

Sedimentene ble også analysert for biotilgjengelig fosfor etter en metode som vil bli nærmere beskrevet i kapittel 5.3.4.

### 5.3 Resultater av sedimentanalyser

#### 5.3.1 Tørrstoff og vanninnhold

Sedimentenes tørrstoff og vanninnhold (Figur 5.1) gir uttrykk for sedimentets fasthet. I disse vannene var sedimentet grått og rimelig fast, såkalt gyttjesediment. Sediment med høyt vanninnhold er veldig "fluffy", f.eks slik som man har i myrtjern (dy-sediment). Sedimentet i søndre del av Bergsvannet var betydelig fastere enn de andre sedimentene. Her hadde sedimentet rester som kvist og bark fra innsjølagring av tømmer ved det nå nedlagte sagbruket Hof Sag. I tiden etter sagbruksperioden er det foretatt betydelige utfyllinger langs den sydvestre kysten av Bergsvatn-S for arealinnvinning. Det kunne se ut som om sedimentet også var påvirket av dette.



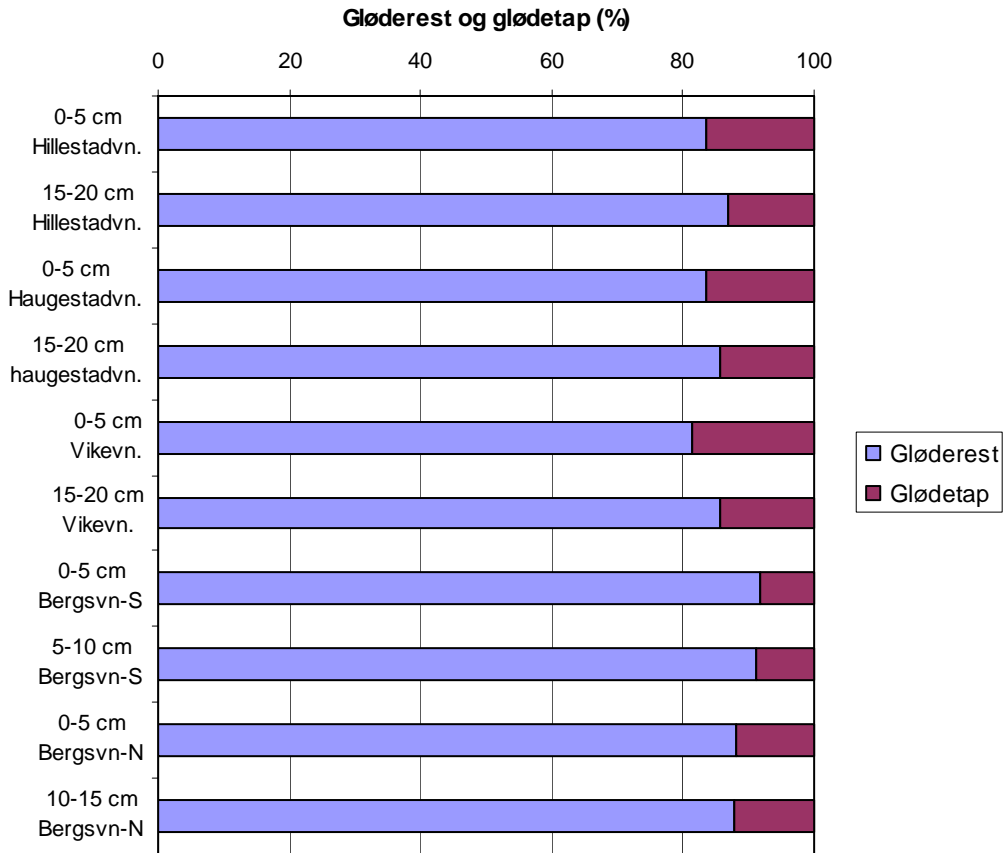
**Figur 5.1 Sedimentets tørrstoff- og vanninnhold ved de ulike stasjoner i Eikerensvassdraget 1999.**

### 5.3.2 Tørrstoff og gløderest

Sedimentenes innhold av organisk (glødetap) og uorganisk (gløderest) materiale er vist i Figur 5.2.

Sedimentene i disse innsjøene må karakteriseres som minerogene, uorganiske sedimenter. I en undersøkelse av sedimentene 210 innsjøer fordelt over hele landet, fant Rognerud og medarb. (1999) et gjennomsnittlig innhold av organisk materiale på 35%, noe som er langt mer enn det som ble funnet i disse innsjøene. Det er påfallende at de hypertrofe innsjøene Hillestadvannet og Haugestadvannet som har meget høy produksjon av organisk materiale, allikevel har så lite organisk materiale i bunnslammet. Når innsjøene blir så grunne at de ikke sjiktes, får de høy overflatetemperatur (opptil 20 °C) i sedimentet og da skjer det en svært effektiv nedbrytning. Vi ser noe av det samme i andre grunne eutrofe Vestfoldsjøer, som f.eks. Akersvannet ved Tønsberg (Berge 1986). I tillegg skjer det en del erosjonsavrenning fra høstpløyde jorder som også bidrar til å gi sedimentet den sterke uorganiske karakteren.

Uorganiske sedimenter har lavt oksygenforbruk, noe som er en fordel mht oksygenvinn om vinteren og utlekking av næringssalter.

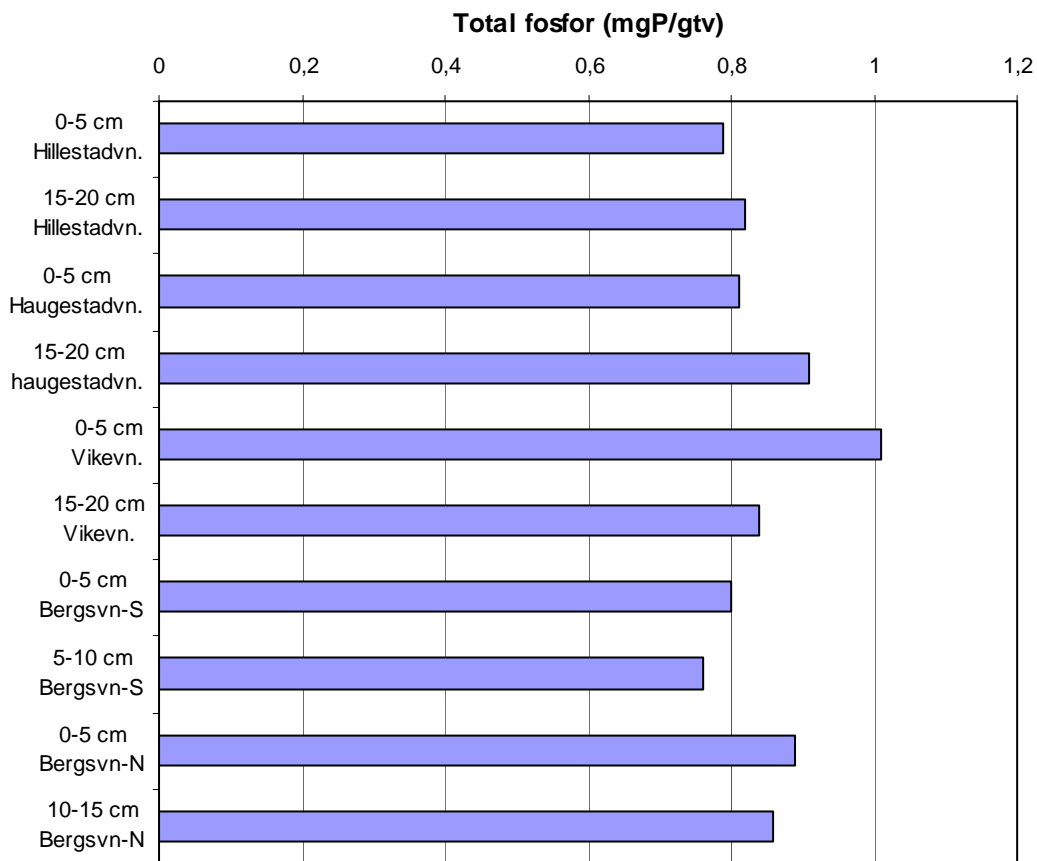


**Figur 5.2 Sedimentenes innhold av organisk (glødetap) og uorganisk (gløderest) materiale.**

### 5.3.3 Fosfor i sedimentet

Innsjøer som har vært høy-eutrofe (hypertrofe) i lang tid, slik som Hillestadvannet og Haugestadvannet, kan akkumulere store reserver av fosfor i sedimentet. Dette kan under gitte betingelser, gjerne ved høy pH i vannet, og lite oksygen i vannet, begynne å lekke ut og gjødsle innsjøen. Fenomenet kalles for indre gjødsling.

Sedimentenes innhold av total fosfor er gitt i Figur 5.3.



**Figur 5.3 Innholdet av total fosfor i sedimentet i de angitte innsjøer i Eikerenvassdraget 1999.**

pH-betinget fosforfrigiving skjer ved at pH stiger som følge av høy algeproduksjon. I Hillestadvannet har det vært målt pH helt opp i 10 (Berge 1976). Ved høy pH mister sedimentpartiklene sin bindingskapasitet til fosforionet og tidligere sedimentbundet fosfor diffunderer ut i vannmassen. Dette skjer fra epilimniske sedimenter i vekstsesongen, dvs sedimenter som de sirkulerende vannmasser er i kontakt med. I Hillestadvannet er de sirkulerende vannmasser i kontakt med hele bunnarealet, og det observeres derfor en kraftig midtsommerstopp i fosforkonsentrasjon.

Anaerob frigiving av fosfor skjer fra bunnsedimentet når oksygenkonsentrasjonen i sedimentoverflaten nærmer seg null. Dette skjer gjerne i dypvannssedimenter som blir eksponert for nytt oksygen kun under høst- og vårsirkulasjonen. Innsjøer som er plaget av dette får gjerne en kraftig våroppblomstring og høstoppblomstring av alger. Om vinteren kan det skje utlekking også fra grunne sjøer ved at isen stenger for ny oksygentilførsel.

Ofte er anaerob frigivelse av fosfor fra sedimentet sammenfallene med at sjiktede høyeutrofe innsjøer har lagret store mengder organisk materiale og fosfor i sedimentet. Dvs. den store algeproduksjonen som sedimenterer er ikke blitt nedbrutt etterhvert, slik den tydeligvis blir gjort i Eikerenvassdragets grunne innsjøer, se foregående kapittel om organisk innhold i sedimentet.

Som det fremgår av Figur 5.3 ligger fosforkonsentrasjonen i sedimentet i de undersøkte innsjøene stort sett rundt 0.8-0.9 mg P/gtv (milligram fosfor per gram tørt sediment). Dette er lave verdier. Til sammenlikning kan nevnes at det eutrofe Kalvsjøtjern i Lunner på Hadeland, som har problemer med anaerob forforfrigiving fra sedimentet, har en fosforkonsentrasjon i

sedimentet på 2.9 mgP/gtv (Faafeng og Skulberg 1993). I de hypereutrofe Horpestadvatn og Frøylandsvatn på Jæren var fosforkonsentrasjonen i sedimentet hhv 3.3 og 6.3 mgP/gtv (Faafeng et al 1985).

Fosforinnholdet i jord ligger oftest mellom 0.8-1.5 mgP/gtv (kfr GEFO-Handlingsplan mot landbruksforurensninger). Sedimentet i Hillestadvannet ville således ikke bidra til særlig gjødslingseffekt hvis det ble mudret og disponert på jordene.

### 5.3.4 Frigiving av biologisk tilgjengelig P fra sedimentet som følge av gravingen

Et av hovedspørsmålene som skulle avklares var hvor mye biotilgjengelig fosfor som ville frigjøres fra sedimentene under leggingen av vannledningen. Spørsmålet var særlig aktuelt i de innsjøene der vannledningen måtte graves ned.

For å svare på dette ble det utført et biotestopplegg med den vanlig forekommende ferskvannsalgen *Selenastrum capricornutum*. 2 gram/l sediment (våtvekt) ble tatt ut av hver sedimentprøve og ristet på gyngebord over natten. Prøvene ble tilsatt 10% næringsløsning Z8 uten fosfor. Deretter ble prøvene sentrifugert i 10 min ved 5000 RPM for at partiklene skulle sedimentere. Prøvevannet ble så podet med 1 mill celler per liter av *Selenastrum capricornutum* fra en fosfor-sultet kultur. Algene ble talt i 10 døgn. Biotilgjengelig fosfor ble beregnet fra cellutbyttet som beskrevet i Källqvist & Berge (1990). I praksis betyr dette at man sammenliknet med det celleutbyttet man fikk med en tilsvarende mengde 100 % tilgjengelig ortofosfat.

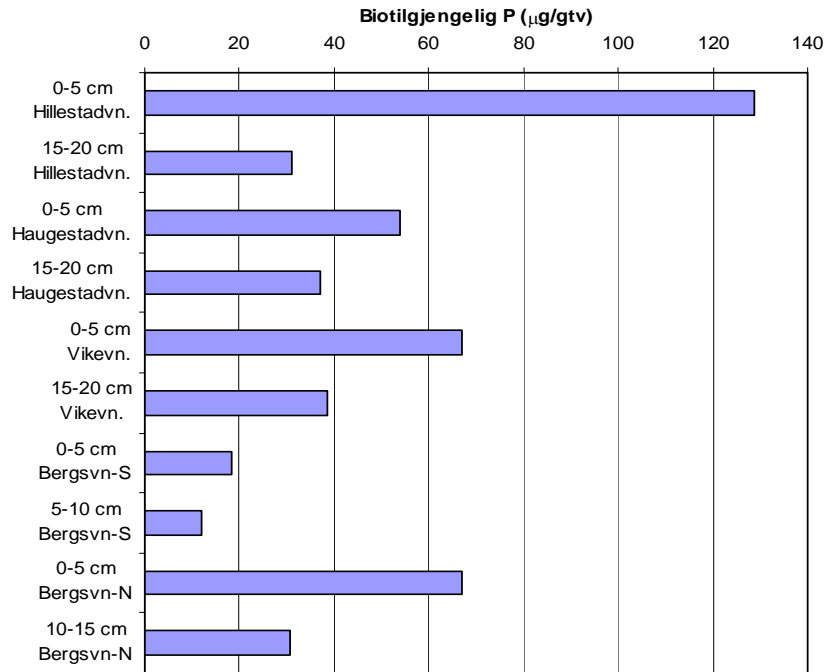
Resultatene, dvs. hvor mye biotilgjengelig fosfor som blir frigitt fra hvert gram fosfor som slemmes opp ved graving, er fremstilt i Figur 5.4. Figur 5.5 viser den prosentvise andelen det biotilgjengelige fosforet utgjør sammenliknet med det utilgjengelige fosforet som virvles opp, dvs det som ikke stimulerer algevekst.

Resultatene viser at det er kun små mengder algetilgjengelig fosfor i sedimentet fra de ulike innsjøene. Overflatesedimentet i Hillestadvannet har noe større andel biotilgjengelig fosfor (16% Bio-P) enn de andre innsjøene, noe som er naturlig i og med at den har vært den mest eutrofe innsjøen i mange år. Mindre enn 10% av fosforet i sedimentet fra de andre innsjøene var biologisk tilgjengelig, se Figur 5.5.

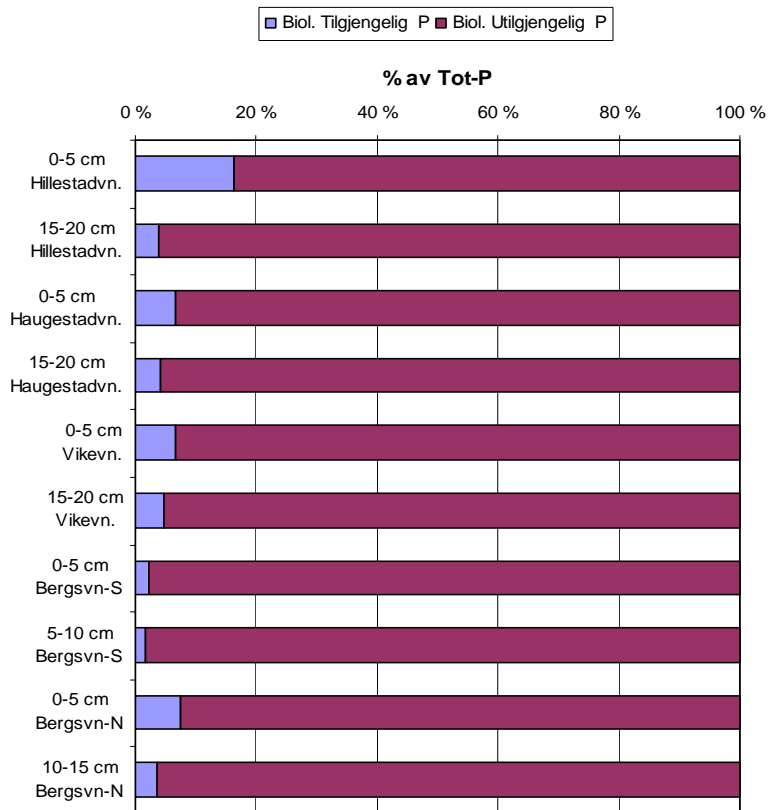
Hvor mye biotilgjengelig fosfor som vil bli fordelt i vannmassen ved den aktuelle graveprosessen i Hillsetadvannet og Haugestadvannet kan bare beregnes nokså omtrentlig. Hvis det brukes gravemaskin vil det meste av sedimentet som graves opp legges ned ved siden av grøfta. Det vil således bare delvis bli slemmet opp og fordelt i vannmassen. Trolig vil mindre enn 20% av det oppgravede sedimentet bli slemmet opp.

I det følgende gis det et regneeksempel på den mest trolige frigivingen av biotilgjengelig fosfor. Det antas en strekning av 3 km nedgravd vannledning i Hillestadvannet og 2 km i Haugestadvannet. Antar videre at det graves opp ca 1 m<sup>3</sup> masse per løpemeter vannledning, og at 20 % av dette slemmes opp og fordeles i vannmassene i innsjøen. Resten sedimenterer direkte når grabben på gravemaskinen tømmes. Antar videre at slammene har en egenvekt på 1.5 og et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 20%. Dette siste er noe mer enn det vi fant, men gravingen vil komme dypere ned i noe fastere sedimenter enn de 20-25 cm som ble tatt opp ved sedimentprøvetakingen.





**Figur 5.4 Biotilgjengelig fosfor som frigis når sediment fra de ulike innsjøer slemmes opp i vannmassene.**



**Figur 5.5 Den prosentvise andelen av algetilgjengelig fosfor i sedimentet fra de angitte innsjøer i Eikerenvassdraget 1999.**

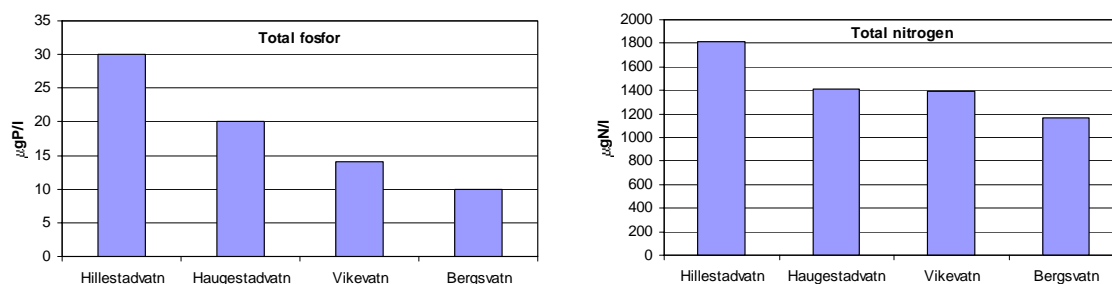
For Hillestadvannet:

3000 m<sup>3</sup> graves opp, 20% av dette slemmes opp = 600m<sup>3</sup>. Med en egenvekt på 1.5 tilsvarer dette 900 tonn. Dette tilsvarer 180 tonn tørrstoff når det antas et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold i sedimentet på 20%. Den høyeste konsentrasjonen av biologisk tilgjengelig fosfor som ble funnet i Hillestadvannets overflatesediment var 0.129 kg Bio-P/tonn tørt sediment (se tabell bak i primærdata). Multiplisert med de 180 tonnene tørt sediment som fordeles i vannmassene, tilføres da Hillestadvannet 23 kg Bio-P som følge av gravingen. Det er foretatt 3 beregninger av fosfortilførsler til Hillestadvannet oppgjennom årene: Berge og Johannessen (1979) = 2782 kgP/år, GEFO/NIVA (1987) = 2866 kgP/år, Berge (1988) = 2632 kgP/år.

Sammenliknet med årstilførslen av fosfor gir gravingen et tilskudd på mindre enn 1%.

Det ble tatt en vannprøve i hver innsjø under feltarbeidet. Resultatene av denne er vist i Figur 5.6. Hillestadvannet hadde da, som den mest eutrofe innsjøen, 30 µgP/l. Hillestadvannets volum er av Berge (1988) oppgitt til 3 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>. Hvis de 23 kg P tilsettes på en gang, ville konsentrasjonen i vannmassene øke til 37 µg P/l. Nå vil man ikke kunne grave 3 km på en dag, slik at dette er en betydelig oversetimering. Ca 100 m grøft per dag er en mer realistisk antakelse. Gravingen gjennom hvert vann vil da ta en snau måned. Den reelle konsentrasjonsøkningen blir derfor betydelig mindre enn om alt ble slemmet opp på en gang.

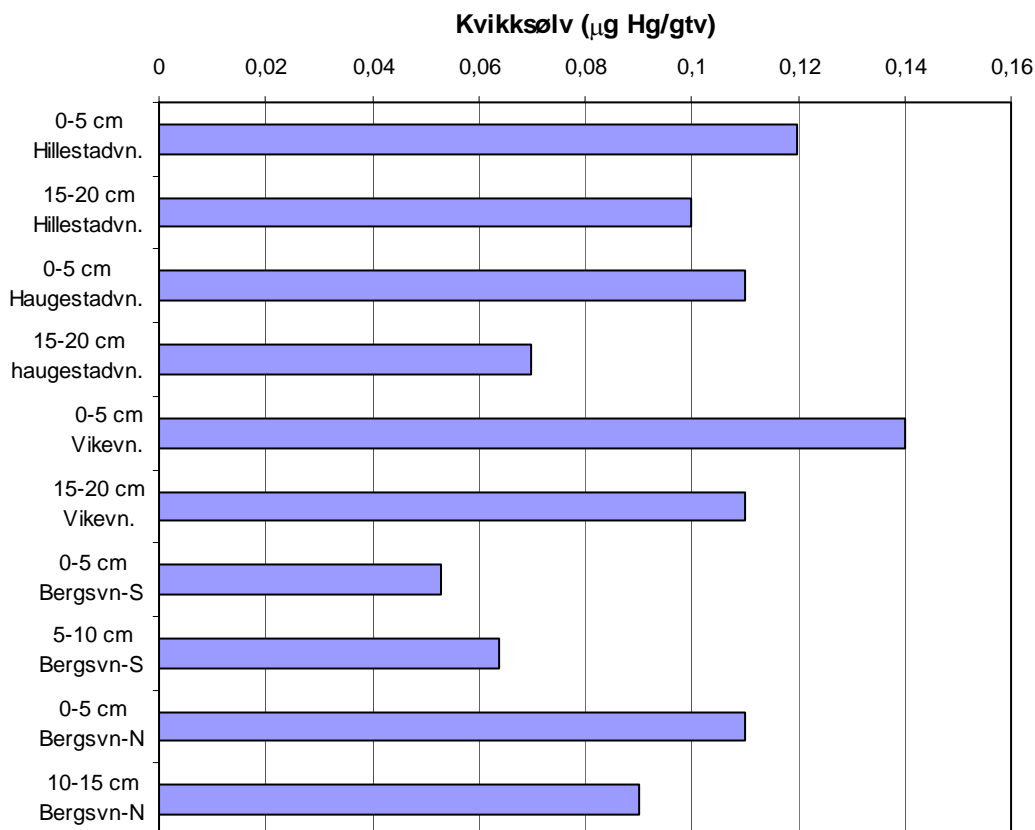
Dette kan stimulere algeveksten svakt i perioden som gravingen pågår, men på sikt anses denne tilleggsbelastningen som helt ubetydelig. Når man i tillegg tar med i vurderingen at tilgrusning vil dempe lysgjennomgangen i vannet, vil effekten av den økte fosforkonsentrasjonen bli enda mindre. For Haugestadvannet blir virkningen mindre enn for Hillestadvannet. I Vikevannet og Bergsvannet, hvor det ikke skal graves, blir det ikke frigitt noe fosfor av betydning.



**Figur 5.6** Analyse av total fosfor og total nitrogen i vannmassene i de ulike innsjøene.

### 5.3.5 Kvikksølv i sediment

Kvikksølvinnholdet i sedimentet i de ulike innsjøene er vist i Figur 5.7.



**Figur 5.7 Kvikksølvinnhold i sedimentet i de innsjøer det er aktuelt å føre vannforsyningsledningen gjennom.**

Høyeste kvikksølvinnhold ble målt i overflatesedimentet i Vikevannet med en midlere konsentrasjon på 0.14 µg/gtv (gtv = gram tørrvekt). Laveste konsentrasjon fant man i overflatesedimentet i det søndre bassenget i Bergsvatn med 0.055 µgHg/gtv. Begge disse konsentrasjonene må regnes som lave. Innholdet av organisk materiale er lavt (10-18%) i alle innsjøene i Eikerenvassdraget, noe som gjør at bindingskapasiteten til kvikksølv er lav. I en regional undersøkelse av 210 innsjøer (uten lokale kvikksølvkilder) fordelt over hele landet, fant Rognerud et al (1999) en midlere (median) konsentrasjon av kvikksølv i overflatesedimentet på 0.27 µg Hg/gtv. I dypereliggende sediment fra tiden før industriell tid (ca = naturlig bakgrunn) fant de et midlere innhold på 0.099 µg Hg/gtv. Tyrifjorden er et eksempel på en norsk innsjø som har vært betydelig forurenset med kvikksølv gjennom utslipp fra treforedlingsindustrien. Berge et al (1983) fant et innhold på 2.5 µg Hg/gtv i sedimentet i de sentrale dypområdene i Tyrifjorden.

I henhold til SFT's klassifisering av tilstand i innsjøsediment faller alle prøvene fra Eikerenvassdraget i beste klasse (Klasse I = Ubetydelig forurenset). Nedgraving av vannledningen i sedimentet i disse innsjøene vil således ikke medføre noen kvikksølvforurensning.

### 5.3.6 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Organiske mikroforurensninger er en samlebetegnelse for en lang rekke forbindelser som i hovedsak er skapt av mennesker og som oftest har negative effekter i miljøet. De organiske miljøgiftene deles gjerne inn i 2 grupper: 1) polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og 2) klororganiske forbindelser hvorav bl.a. forbindelser som PCB, DDT m.fl..

PAH forbindelser dannes hovedsaklig ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale (eks. fossile brensel, og kull), som bi-produkt i industrielle prosesser (aluminium og ferromanganverk) og ved bruk av ulike kull og oljerelaterte produkter. PAH-forbindelsene omfatter et stort antall stoffer. De er lett løselige i fett, og skader på organismer kommer delvis av interferens med fettrike membranstrukturer i cellene. Noen av forbindelsene er potensielt kreftfremkallende, etter aktivering til forholdsmessig kortlivede stoffskifteprodukter. Disse reagerer med DNA og frembringer endringer i arvestoffet og dermed risiko for dannelse av kreftceller. Et 10-20 talls forbindelser er kreftfremkallende / (potensielt kreftfremkallende). Mest kjent for å være kreftfremkallende er Benzo(a)-pyren.

PAH forbindelser bindes til partikler og havner derfor relativt raskt i sedimentene. De fleste PAH forbindelsene brytes ned både i organismer og i sedimenter, om enn nokså sakte. I kalde anaerobe sediment kan de imidlertid akkumuleres (se Knutzen 1989, Berge og medarb. 1995, Rognerud og medarb. 1997). PAH forbindelser kommer inn i næringskjeden gjennom bunndyr og andre partikkelspisende organismer.

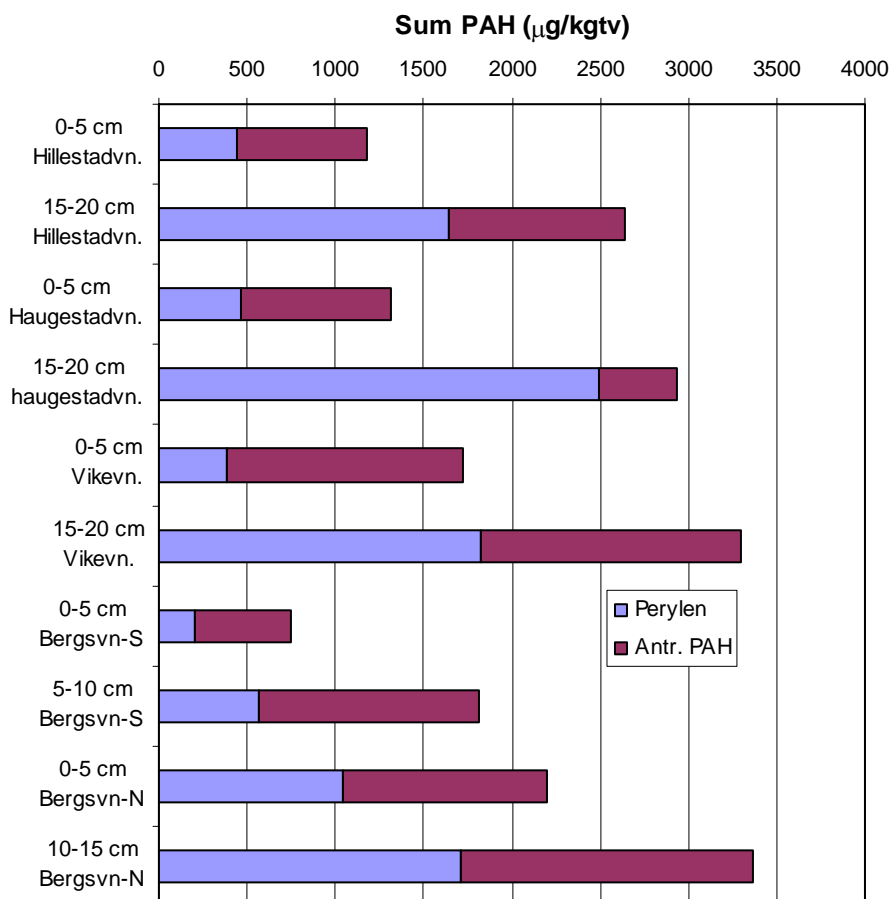
I Farrisvannet fant (Holtan 1993) opptil 12000 µg/kgtv PAH i overflatesedimentet. Dette ble satt i forbindelse med forurensningen fra vegtrafikk og atmosfærisk nedfall. De høyeste verdier i Farrisvannet ble observert på 10-20 cm sedimentdyp og ble sett i sammenheng med trekullbrenning. I Eikerenvassdraget fant det også sted betydelig trekullbrenning i forrige århundrede med leveranse til Eidsfoss Verk (den gang jernverk). Det var derfor av interesse å se om det fantes denne type miljøgifter i sedimentet som skulle graves opp i forbindelse med legging av vannledningen gjennom innsjøene.

Figur 5.8 viser resultatene fra Eikerenvassdraget gitt som sum PAH splittet i perylen (som dannes naturlig) og resten, som kan kalles antropogent dannet PAH. Høyeste verdi for sum PAH er kun 3300 µg/kgtv. Perylene, den naturlig dannede PAH, viste høyere verdier i de dype sedimentene. Det er nokså vanlig å finne dette mønsteret, noe som trolig kommer av at perylene dannes i sedimentene (Rognerud et al 1997). I en regional undersøkelse av sediment fra 95 innsjøer fordelt over hele landet, fant ovennevnte forfattere de høyeste konsentrasjoner langs Sørlandskysten fra Grenland til Lista med PAH-konsentrasjoner rundt 90000 µg/kgtv. Konsentrasjonen avtok nordover med ca 8000 µg/kgtv i Nordland og under 1000 i Finnmark. Enkelte innsjøer med lave verdier ble også funnet i indre Østlandsområdet. På denne bakgrunn må verdiene i Eikerenvassdraget karakteriseres som svært lave. Innsjøene som er undersøkt her er grunne og eutrofe, noe som betyr et rikt organismeliv på sedimentoverflata sammenliknet med de mer dype og oligotrofe innsjøene som har inngått i den nasjonale sedimentundersøkelsen. En må derfor regne med at mye av PAH-forbindelsene fra trekullbrenningstiden er nedbrutt i sedimentet i de grunne sjøene i Eikerenvassdraget.

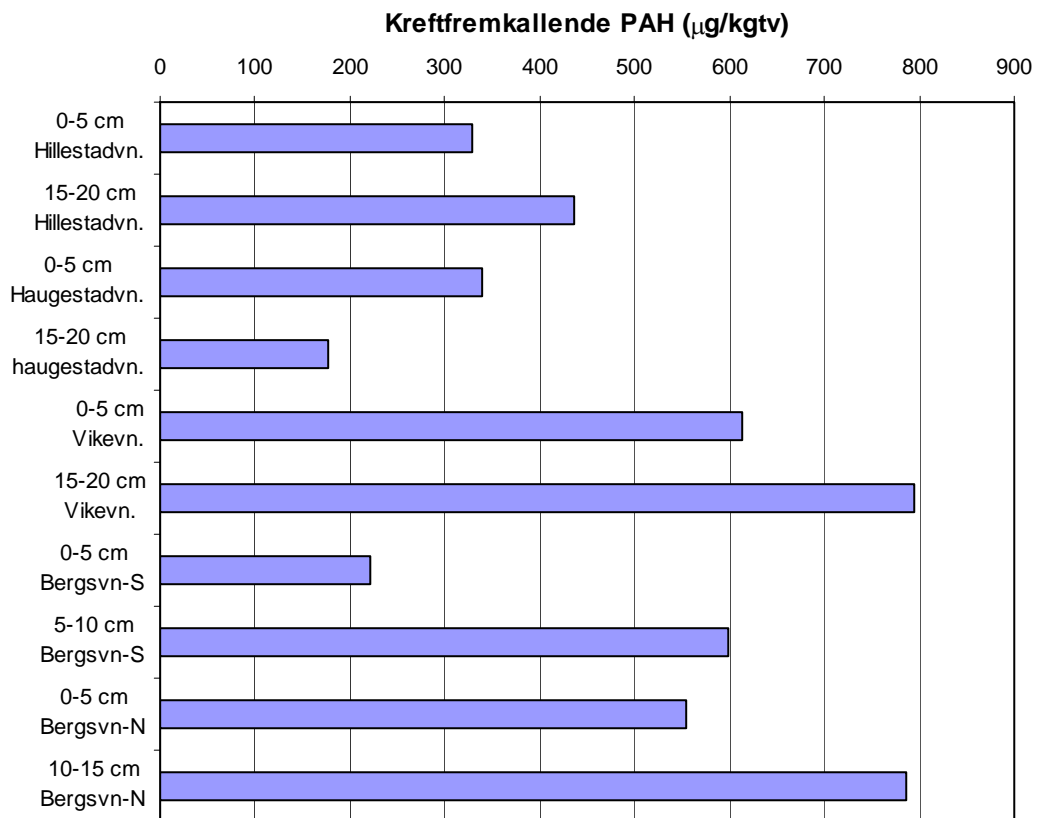
Verdiene av sum PAH minus Perylene (antropogen PAH) lå mellom 400-1600  $\mu\text{g}/\text{kg}\text{tv}$ . Dette plasserer sedimentet i nest beste tilstandsklasse (moderat forurenset) om man anvender SFT's klassifiseringssystem for marine sedimenter. Noe klassifikasjonssystem for ferskvannssedimenter er ikke utarbeidet når det gjelder organiske mikroforurensninger.

Figur 5.9 viser kreftfremkallende PAH. Verdiene varierte mellom 200 og 800  $\mu\text{g}/\text{kg}\text{tv}$ . Sammenliknet med den regionale landsdekkende undersøkelsen sitert over (Rognerud et al 1997) er verdiene funnet i Eikerenvassdraget svært lave.

Nedgraving av vannledningen i Hillestadvannet og Haugestadvannet vil ikke medføre noen problemer mht remobilisering av PAH.



**Figur 5.8 Sum PAH delt i naturlig dannet PAH (Perylene) og menneskedannet PAH i sedimentene i de angitte innsjøer i Eikerenvassdraget 1999.**



**Figur 5.9 Kreftfremkallende PAH i sedimentet i innsjøene i Eikerenvassdraget 1999.**

## 6 Tilslamming som problem for fisk og planter i Hillestadvannet og Haugstadvannet

I tillegg til å kunne mobilisere forurensninger som algetilgjengelig fosfor, kvikksølv og PAH, vil gravingen også medføre oppgrumsing og tilslamming som i seg selv kan gi miljøskader. Partikkelforurensning skjer alltid ved graving i og langs vassdrag. Effektene på vassdrag og innsjøer kan variere sterkt, fra dramatiske tilsamminger med utstrakt fiskedød, til minimale effekter hvor skadeeffekter knapt kan registreres.

Den europeiske innlandsfiske-kommisjonen EIFAC (Alabaster & Lloyd 1982) angir retningsgivende verdier for hvor mye partikler som kan tåles med hensyn til fisk, hvor det heter at under 35 mg/l er det ikke rapportert noen skader. Disse verdiene refererer til naturlige partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier, altså partikler dannet ved isbreeskuring i tidligere tider, og som senere er slepet av tidens tann. Således er slike partikler nokså avrundede. Nydannede partikler fra sprengning, tunneldriving, knusing, er derimot skarpe, flisige og nålformede, og har vist seg å kunne gi skader ved langt lavere verdier (Hessen 1992).

Man snakker om direkte og indirekte virkninger. Direkte virkninger er at de skarpe partiklene penetrerer gjelleepitel hos fisk og bunndyr. Dette forårsaker slimutsondring på gjellene og "åndenød". I enkelte tilfeller kan dette føre til massiv fiskedød. Det er da gjerne snakk om anleggsarbeider i bløte bergarter, som kleberstein/grønnstein, som avgir nåleformede eller fiberformede finpartikler. I forbindelse med utsprenging av fjellhaller for lagring av NATO-utstyr i Trøndelag oppstod det betydelig fiskedød såvel i resipientelva som i fiskeoppdrettsanlegg som tok vann fra elva (Jacobsen m.fl. 1987). Dette til tross for at partikkelkonsentrasjonen var nokså moderat (<5 mg/l). I dette tilfellet var det nettopp avgang av nålformede, fiberliknende partikler fra bløte bergarter som var i stand til å penetrere gjellevevet.

Likeledes skjer det ofte partikkelskader ved store vassdragsreguleringsarbeider. Disse omfatter nærmest alltid store tunnelkonstruksjoner (boring og sprengning/knusing) samt erosjon i oppdemte og senkede innsjøbassenger. Aass (1979, 1985) gir gjennom sine langtidsundersøkelser i Ustedalsfjorden før og etter Ustereguleringen i Hallingdal, en god dokumentasjon på hva ekstrem partikkelbelastning kan bety for fisk. Totalutbyttet av fisket i Ustedalsfjorden gikk ned i 10 % av førnivå, mens for røye gikk utbyttet ned i 1%. Bunndyrmengden gikk ned i 20% av førverdi. Selv nede i Strandafjorden var det klare negative effekter på bunndyr og fisk. Til tross for at slamføring i Hallingdalselva nå 20 år etter er tilbake til normalnivå, er det fortsatt lavere fiskeutbytte i Ustedalsfjorden sammenliknet med førverdi.

I et vassdrag hvor fauna og flora er tilpasset klart vann vil selv små tilførsler av partikler kunne gi negative utslag, mens i leirpåvirkede vassdrag vil det akvatiske liv være tilpasset et høyt partikkelinnhold.

Vi antar at oppslemmet materiale bruker ett døgn på å sedimentere helt ut. Antar at det graves 100 m grøft per dag, og at det tas ut 1 m<sup>3</sup> per løpemeter grøft. Som tidligere antas det at 20 % av det opptatte materialet slemmes opp. Dvs at 20 m<sup>3</sup> vått materiale slemmes opp hver dag. Med en egenvekt på 1.5 tilsvarer dette 30 tonn vått slam. Dette tilsvarer 6 tonn tørrstoff når det antas et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold i sedimentet på 20%. Hvis dette fordeles i hele innsjøens volum på 3 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, blir tilleggs-konsentrasjonen av partikler 2 mg/l. I sommerhalvåret varierer innholdet av partikler i Hillestadvannet (Berge og Johannessen 1979) fra 5.5-30 mg/l (med et middel på 17), avhengig av algeoppblomstringer og vindperioder. Om

gravingen medfører at konsentrasjonen øker med 2 mg/l vil dette knapt merkes av hverken planter eller dyr.

Om grøften graves med vannjet istedet for tradisjonell gravemaskin, kan man anta at mye mer sediment slemmes opp i vannmassene. Hvis vi antar at alt slemmes opp i vannmassene vil konsentrasjonen av partikulært materiale i vannet øke med 10 mg/l.

Vi vet at disse partiklene er gamle avrundete partikler dannet av naturlig erosjon. I vannkvalitetskriteriene til EIFAC, den europeiske innlandsfiske kommisjonen, sies det at ingen skade er observert ved mengder av denne typer partikler på mindre enn 35 mg/l. Organismelivet i Hillestadvannet og Haugestadvannet er tilpasset et høyt partikkelinnhold i vannet i og med at de er så grunne at vindindusert resuspensjon av sediment skjer mer eller mindre hver dag. Dette gjør at innsjøene har, og har alltid hatt, et visst "gjørmepreg" som det sies lokalt.

Hvis gravingen skjer med tradisjonell gravemaskin vil ikke tilslamming forårsake noen merkbare endringer for organismelivet i Hillestadvannet eller Haugestadvannet. Hvis derimot grøften graves med vannjet vil det kanskje oppvirvles så mye materiale at organismelivet kan bli stresset i perioder. På sikt har tilslammingen selv da ingen varig effekt.

Lokalt rundt traseen vil bunnfaunaen bli negativt påvirket, men da det påvirkede området er svært lite sammenliknet med det totale bunnareal, vil betydningen for bunnfaunaproduksjonen i innsjøen som helhet være liten.

Ved ilandføringspunktene vil gravingen lage sår i vegetasjonsbeltene, men erfaring viser at disse vokser relativt raskt igjen i slike eutrofe innsjøer. Dessuten er det rik forekomst av tilsvarende områder i de berørte innsjøene, slik at noen skade på sjeldne biotoper, eller nøkkelbiotoper, er det ikke snakk om.



## 7 Litteratur

- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London.
- Berge, D. 1976. Hillestadvannet og Grennesvannet. Hydrografi, fytoplankton og dammuslingen *Anodonta piscinalis*. Hovedfagsoppgave i Limnologi ved Universitetet i Oslo, 1976. 203 sider.
- Berge, D. 1983 (Red): Tyrifjorden. Sammenfattende sluttrapport fra undersøkelsene i 1978-81. Tyrifjordutvalget, Fylkeshuset, Drammen. ISBN 82-90356-31-5.
- Berge, D. 1986. Bruksplan for Akersvannet. Bakgrunnsundersøkelser og forslag til tiltak. NIVA-rapport O-85118/Lnr.1878. 107 sider.
- Berge, D. 1988: Morfometri, hydrologi, vannkvalitet og beregning av akseptabel fosforbelastning i 15 Vestfold-innsjøer. NIVA-rapport O-87062 / Lnr.2164., 98 sider.
- Berge, D. og M. Johannessen 1979. Limnologiske undersøkelser i Eikerenvassdraget 1978. NIVA-Rapport O-74102 / Lnr 1114., 42 sider.
- Berge, D., G. Holtan, B. Innset, og S. Larsen 1995. materialstrømsanalyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). NIVA-rapport, Lnr 3285.
- Faafeng, B. og O. Skulberg 1993. Innledende undersøkelser av Kalvsjøtjern i Lunner 1992., NIVA-Rapport O-92098 / Lnr 2946., 23 sider.
- Faafeng, B., Å. Brabrand, P. Brettum, T. Gulbrandsen, J.E. Løvik, B. Rørslett, S.J. Saltveit, og T. Tjomsland, 1985. Overvåking av Orrevassdraget - Hovedrapport. Stalig Program for Forurensningsovervåking (SFT Rapport nr 191A/85)., NIVA Rapport O-8000217 /Lnr 1755., 128 sider.
- GEFO/NIVA 1987: Vannbruksplan for Eikerenvassdraget. delutredning om Vannkvalitet, Forurensningstilførsler, Tiltak for å sikre Eikeren som fremtidig drikkevannskilde., Fellesrapport fra GEFO/NIVA, 68 sider.
- Hessen, D.O., 1992. Uorganiske partikler i vann - effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport O-89179/Lnr. 2787. 42 sider.
- Holtan, H. 1995. Farris. Miljøgifter i vann og sedimenter. NIVA-rapport Lnr 3306.
- Jacobsen, P., Grande, M., Aanes, K.J., Kristiansen, H. og S. Andersen. 1987. Vurdering av årsaker til fiskedød hos G.P. Jægtvik A/S, Langstein. NIVA-rapport O-87114.
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø - Opptakelse/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport Lnr 2205.
- Källqvist, T. and D. Berge 1990: Biological availability of phosphorus in agricultural runoff compared to other sources. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24., pp.214-217.

- Rognerud, S., E. Fjeld og J.E. Løvik, 1997. regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Rapport nr 712/97 TA 1484/1997. NIVA-Rapport Lnr 3699-97.
- Rognerud, S., E. Fjeld, og J.E. Løvik 1999: Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter. NIVA-rapport O-96011 / Lnr. 4024-99., 74 sider.
- SFT 1997: Veiledning 97:04 Klassifisering av miljøkvalitet i Ferskvann. SFT-Rapport TA 1468/1997., 31 sider.
- Økland, J. 1989. Kvikksølv i ferskvannsfisk; synkende mengde i gjedde og noen abborverdier for 1988 fra Vestfold. Fauna 42: 64-77.
- Aass, P. 1979. Tilslamming i Hallingdalselva 1966-67. Fisket i Ustedalsfjord og Strandafjord. Side 93-115 i Gunnerød, T. og Melquist, P. 1979: Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. Symp. 1978. DVE-DVF. 294 sider.
- Aass, P. 1985. Langvarige fiskeribiologiske forskningsprogrammer i Ferskvann. Fauna 39: 10-17.

## 8 Primærdata

Vannprøve fra innsjøene	31.05.99			
	Tot-P ugP/l	PO4-P ugP/l	Tot-N ugN/l	NO3-N ugN/l
Hillestadvatn	30	<1	1810	1405
Haugestadvatn	20	<1	1410	980
Vikevatn	14	<1	1390	1035
Bergsvatn	10	<1	1170	860

	Betegnelse NIVA-Lab	Benevning	Hillestadvn.	Hillestadvn.	Haugestadvn.	haugestadvn.	Vikevn.	Vikevn.	Bergsvn-S	Bergsvn-S	Bergsvn-N	Bergsvn-N
			0-5 cm	15-20 cm	0-5 cm	15-20 cm	0-5 cm	15-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm	10-15 cm
Tørrstoff	TTS	%	12,9	20,7	15,2	19,5	11,5	17,3	31,8	35,4	19,6	22,6
Vanninnhold		%	87,1	79,3	84,8	80,5	88,5	82,7	68,2	64,6	80,4	77,4
Gløderest	TGR	%	83,5	86,9	83,6	85,6	81,4	85,7	91,9	91,2	88,2	87,9
Glødetap		%	16,5	13,1	16,4	14,4	18,6	14,3	8,1	8,8	11,8	12,1
Total fosfor	Tot-P/Sl	mgP/gtv	0,79	0,82	0,81	0,91	1,01	0,84	0,8	0,76	0,89	0,86
Kvikksølv	Hg-Sm	ugHg/gtv	0,12	0,1	0,11	0,07	0,14	0,11	0,053	0,064	0,11	0,09
Naftalen	NAP-Sm	ug/kgtv	10	10	11	7	17	12	4	7	16	14
2-Metylnaftalen	NAP2M-SM	ug/kgtv	5	5	6	6	10	8	3	5	7	8
1-Metylnaftalen	NAP1M-SM	ug/kgtv	3	4	4	15	5	3	4	6	4	17
Bifenyl	BIPN-Sm	ug/kgtv	13	13	19	17	27	20	13	8	17	17
2,6-Dimetylnaftalen	NAPDI-Sm	ug/kgtv	8	21	56	25	24	18	9	11	10	21
Acenaftalen	ACNLE-Sm	ug/kgtv	5	6	6	5	8	6	4	5	6	3
acenaften	ACNE-Sm	ug/kgtv	1	1	4	6	3	3	4	3	4	3
2,3,5-Trimetylnaftalen	NAPTM-Sm	ug/kgtv	12	11	5	9	4	25	38	7	2	19
Fluoren	FLE-Sm	ug/kgtv	9	8	11	7	12	11	9	7	11	10
Fenantren	PA-Sm	ug/kgtv	33	32	43	23	46	44	18	32	41	44
Antracen	ANT-Sm	ug/kgtv	7	10	9	7	15	16		8	8	12
1-Metylfenantren	PAM1-Sm	ug/kgtv	5	17	5	17	12	5	10	11	14	9
Fluoranten	FLU-Sm	ug/kgtv	73	91	87	35	99	127	41	105	87	137
Pyren	PYR-Sm	ug/kgtv	44	61	52	23	70	80	34	76	55	92
Benz (a) antracen	BAA-Sm	ug/kgtv	21	26	21	9	32	38	13	30	23	39
Chrysen + trifenylen	CHRTR-Sm	ug/kgtv	47	80	61	25	119	133	49	125	106	144
Benzo (b+j,k) flu.	BBJKF-Sm	ug/kgtv	171	226	190	101	330	447	127	354	332	443
Benzo (e) pyren	BEP-Sm	ug/kgtv	60	86	61	2	116	2	39	106	101	139
Benzo (a) pyren	BAP-Sm	ug/kgtv	28	39	27	12	50	52	21	45	32	54
Perylen	PER-Sm	ug/kgtv	441	1646	463	2491	383	1821	199	563	1046	1716
Ideno (1,2,3cd)pyren	ICDP-Sm	ug/kgtv	93	124	86	46	175	224	49	147	143	217
Dibenz(a,c/a,h)antracen	DBA3A-Sm	ug/kgtv	15	22	15	8	27	33	11	23	25	33
Benzo(ghi)perylen	BGHIP-Sm	ug/kgtv	76	104	75	39	136	173	48	125	112	170
Sum PAH		ug/kgtv	1179	2643	1317	2935	1720	3301	747	1809	2202	3361
Sum KPAH		ug/kgtv	328	437	339	176	614	794	221	599	555	786
Sum NDP		ug/kgtv	76	100	130	102	118	115	86	79	94	132
Antr.PAH (SumPAH-Per)		ug/kgtv	738	997	854	444	1337	1480	548	1246	1156	1645

Fosforfraksjoner i sedimentet til de ulike innsjøer 1999. Bio-P = algetilgjengelig fosfor, Bio-ut-P = biologisk utilgjengelig fosfor, tv = tørrvekt, vv = våtvekt.

	Betegnelse	Benevning	Hillestadvn.	Hillestadvn.	Haugestadvn.	Haugestadvn.	Vikevn.	Vikevn.	Bergsvn-S	Bergsvn-S	Bergsvn-N	Bergsvn-N
			NIVA-Lab	0-5 cm	15-20 cm	0-5 cm	15-20 cm	0-5 cm	15-20 cm	0-5 cm	5-10 cm	0-5 cm
Tørrstoff	TTS	%	12,9	20,7	15,2	19,5	11,5	17,3	31,8	35,4	19,6	22,6
Total fosfor	Tot-P/Sl	ugP/gtv	790	820	810	910	1010	840	800	760	890	860
Bio-Pvv		ugP/gvv	16,6	6,4	8,2	7,2	7,7	6,7	5,8	4,3	13,1	6,9
Bio-Ptv		ugP/gtv	129	31	54	37	67	39	18	12	67	31
Bio-P%		% av Tot-P	16,3	3,8	6,7	4,1	6,6	4,6	2,3	1,6	7,5	3,6
Bio-ut-P		ug/gtv	661	789	756	873	943	801	782	748	823	829
Bio-ut-P%		% av Tot-P	83,7	96,2	93,3	95,9	93,4	95,4	97,7	98,4	92,5	96,4

