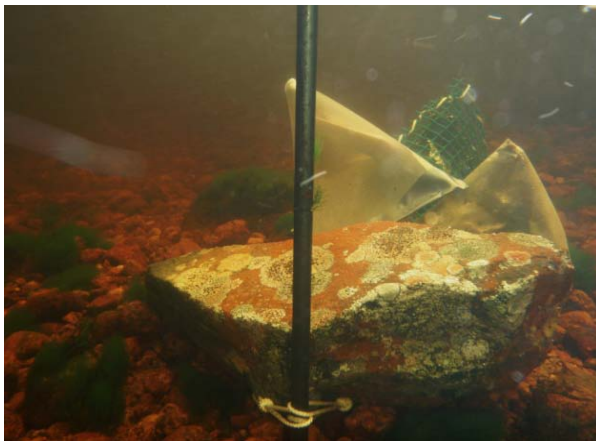




Høgskolen i Telemark

# Hvilke innvirkninger har effektkjøring på økologiske prosesser i tre Norske elver?



Masteroppgave i natur, helse og miljøvern

Høgskolen i Telemark

Morten Asbjørnsen & Steinar Tronhus



Avdeling for allmennvitenskaplige fag  
Hallvard Eikas plass, 3800 Bø

Tittel:	Hvilke innvirkninger har effektkjøring på økologiske prosesser i tre Norske elver?
Nøkkelord:	Effektkjøring, Vallaråi, logna, Daleelva, organisk nedbryting, mikrober, bunndyr, shredders, begroingsalger, vannføring, klorofyll a.
Forfattere:	Morten Asbjørnsen & Steinar Tronhus
Fagkode:	4317
Oppgavetype:	Mastergradsoppgave
Studiepoeng:	2 × 60
Studium:	Master i natur-, helse og miljøvern
Konfidensiell:	Nei
Foto forside:	Steinar Tronhus

Høgskolen i Telemark  
Avdeling for allmennvitenskapelige fag  
Institutt for natur-, helse- og miljøfag  
Hallvard Eikas plass  
3800 Bø i Telemark

<http://www.hit.no>

© 2011 Morten Asbjørnsen & Steinar Tronhus

## Forord

Denne mastergradsoppgaven på  $2 \times 60$  studiepoeng, omhandler virkninger av effektkjøring på økologiske prosesser i elv, og har blitt utarbeidet av Zlatko Petrin ved Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Jan Heggenes ved Høgskolen i Telemark (HIT). Dette er en del av EnviPEAK som er et prosjekt som omhandler effektkjøring og miljøvirkning, der hovedmålet er å utvikle kunnskap og verktøy for å analysere, forutse og begrense miljøkonsekvensene av raske og hyppige vannføringsendringer - kjent som effektkjøring (hydropeaking).

EnviPEAK er underordnet CEDREN (Centre for environmental design of renewable energy). CEDREN er et senter for miljøvennlig energiutvinning som er opprettet som en konsekvens av politisk overensstemmelse om at det er et økt behov for videre forskning og utvikling når det gjelder fornybar energi i Norge ([www.cedren.no](http://www.cedren.no)).

Vi takker:

Vi vil først og fremst takke våre to svært kunnskapsrike veiledere, Zlatko Petrin og Jan Heggenes som har vært til stor hjelp under hele prosjektperioden.

Arvid Odland for hjelp med CCA- analyser.

Karin Brekke Li og Bjørn Steen for hjelp på laboratoriet til målinger av klorofyll og oksygen.

Godtfred Anker Halvorsen som kontaktperson, kjentmann og oppsynsmann i Daleelva.

Olav Fagerbakke som kontaktperson og som vår oppsynsmann i Logna.

Svein Haugland hos Agder energi for vannføringsdata for Logna.

Øystein Kildal, og Terje Vinnes i Skagerak energi for vannføringsdata for Vallaråi.

Olav Vatshelle fra BKK (Bergenshalvøens Kommunale Kraftselskap) for vannføringsdata for Daleelva.

Kristin og Ingunn Køhl takkes for hjelp med innsamling av organisk materiale og produksjon av nettingposer.

## Sammendrag

Etter at Energiloven ble innført i 1991, har antall kraftverk med effektkjøring økt betraktelig. Effektkjøring er et driftsmønster som er styrt av energimarkedet, der kraftproduksjonen skjer når høyest mulig markedspris på elektrisk strøm oppnås. Effektkjøringskraftverk produserer mye elektrisitet i en kort periode når forbruket er høyt, for så å stanse driften helt for en periode når forbruket er lavt. Effektkjøring fører til endringer av flere hydrologiske egenskaper nedstrøms kraftverk; frekvensen av endringer i vannføringen, mengde vann som slippes, varighet av perioder med høye eller lave vannføringer og endringstakt.

Målet med vårt prosjekt var å undersøke virkninger av effektkjøring i elv på nedbryting av organisk materiale og beitetrykk fra bunndyr. Vi fokuserte på nedbrytingen av løv fra bunndyr og mikrober, og nedbryting på alger av bunndyr. Dette ble testet vår og høst i direkte påvirkede- og indirekte påvirkede elvebreddsområder, henholdsvis i fluktueringssonen og under fluktueringssonen, samt mot et uregulert kontrollområde oppstrøms utløp kraftverk. I tillegg så vi på virkning av effektkjøring på detritus og alge biomasse i elvene. Undersøkelsen ble utført i tre effektkjørte elver; Vallaråi, Daleelva og Logna som ble valgt ut fra effektkjøringsregime, logistikk, feltarbeid, effektkjørt strekning (nedstrøms kraftverk) og at kontrollområdene (oppstrøms kraftverk) var lite berørte av effektkjøringen.

I Daleelva og Logna (vår, høst 2010) ble hypotesen om at det skulle være raskere nedbryting i kontrollområdet (oppstrøms kraftverk) og vanndekte områder bare delvis støttet ved at nedbryting av løv i effektkjørt strekning var raskere i forhold til kontrollområdet og at det var raskere nedbryting i området med permanent vanndekt areal i forhold til området med fluktuasjon. I Vallaråi (vår, 2010) stemte hypotesen (nevnt tidligere) for nedbrytingen av løv, resultatet ble raskere nedbryting oppstrøms utløp kraftverk og raskere i vanndekte områder. I Vallaråi (høst, 2009) fikk vi ikke noen signifikante forskjeller på nedbryting mellom stedene i elva, men resultatene viser samme trend som vårsesongen. Som ventet fulgte oksygenforbruket (mikrobielle aktiviteten) omtrentlig variasjonene i den mikrobielle nedbrytingen (Logna og Daleelva), høyere oksygenforbruk hvor mikrobielle nedbrytingen var rask. Resultatene fra AFDM (ash free dry mass), (mg) av alge biomasser i Logna viste at det var høyere alge biomasse oppstrøms og vanndekt. Dette støttet bare delvis en hypotese om at det ville bli høyere produksjon oppstrøms og delvis vanndekt. Verken Daleelva eller Vallaråi viste noen signifikante forskjeller for alge biomasse. Hypotesen om at det ville være større mengder detritus kontroll strekning enn effektkjørt strekning ble ikke påvist, bare Vallaråi

hadde høyere detritus mengde nedstrøms enn oppstrøms, som var motsatt i forhold til hypotesen.

Resultatene tyder på at nedbrytingen av det tilførte organiske materialet i elva blir direkte negativt påvirket av hyppig tørrlegging, men vi fikk ikke entydige bevis for at effektkjøring påvirker nedbryting (nedstrøms kraftverk mot oppstrøms kraftverk). Grunnet svært lite vann i magasinene under eksponeringstiden var ikke den typiske effektkjøringen like framtrøende i alle tre elvene noe som sannsynligvis forklarer noen begrensede effekter i noen av forsøkene.

## **Abstract**

The Energy law came in 1991; and due to this there has been a significantly increase in hydropeaking hydropower plants. Hydropeaking is how the electricity companies run their hydropower plants. It is a fixed regime, which is determined by the energy market in Europe, and production peaks when it is possible to achieve the highest value of electric power. Hydropeaking leads to several changes in hydrological of downstream plants, the frequency of changes in water flow, the quantity of water discharged, duration of periods of high or low rates of flow and tact of change in rates of flow.

The objective of the project is to assess the effects of hydropeaking operation on the decomposition of organic matter and grazing. We focused on the breakdown of leaves from the macro invertebrates and microbes, and degradation of benthic algae. We adopted a control impact design comparing ecological processes at sites in watercourses that were affected by hydropeaking operation with processes measured at control sites. Reaches downstream and upstream of the sites of water inflow functioned as the treatment and control sites, respectively. In addition, we assessed the effect of hydropeaking on detritus and algae standing stock. The survey was conducted in three rivers with hydropeaking regimes; Vallaråi, Dale River and Logna, chosen due to logistics and similarities in hydropeaking regimes.

In the Dale River, and Logna spring and fall (2010) the hypotheses including faster decomposition in control and permanently submerged sites, were partly supported with faster decomposition of leaves in reaches of hydropeaking in relation to the control area and that it

was faster decomposition in the permanent water-covered area in relation to the area with fluctuations. In the Vallaråi River (spring, 2010) the results matched the latter hypotheses of decomposition of organic matter, resulting in faster decomposition upstream water inflow and also faster in water-covered areas. In Vallaråi (autumn, 2009), there were no significant differences in decomposition, but the results show the same trend as in the spring season. The results of AFDM (mg) of algae standing stock in Logna showed higher amount submerged upstream, and the hypothesis including higher production in the control sites partly submerged, were partially supported when we observed the highest production partly upstream rather than downstream. Neither, the Dale River or the Vallaråi River showed any significant differences in algal standing stock. The Vallaråi had higher amount of detritus downstream than upstream, which was contradictory in relation to the hypothesis including larger amount of detritus upstream rather downstream. The results shows that decomposition of the allochthonous energy directly negatively affected by the effect of frequent river reclamation, hence we cannot prove that decomposition is negatively affected by hydropeaking (impact - control). Due to low levels of water in the water reservoirs during the field season all rivers included, the typical hydropeaking regimes was not that prominent as expected, which reflects the limited results in some of the experiments.

## Innholdsfortegnelse

Forord .....	3
Sammendrag .....	4
Abstract .....	5
1 Innledning.....	9
1.1 Vannkraft i Norge.....	9
1.2 Naturlige og regulerte elveløp.....	9
1.3 Påvirkninger på økologien .....	10
1.4 Problemstilling og hypoteser .....	11
2 Metoder .....	14
2.1 Områdebeskrivelse .....	14
2.2 Forsøksdesign.....	21
2.3 Temperaturer og vannføring.....	21
2.4 Feltforsøk .....	23
2.4.1 Nedbryting av løv.....	23
2.4.2 Utplussing av fine og grove nettingposer med løv.....	23
2.4.3 Mikrobiell nedbryting – trepinner .....	25
2.4.4 Oksygenforbruk - Løv og sediment .....	25
2.4.5 Kvantitativ innsamling av detritus .....	25
2.4.6 Begroing av fliser .....	26
2.4.7 Beiting av bunndyr på alger .....	26
2.4.8 Alge biomasse i elva .....	27
2.5 Laboratoriearbeid og analyser .....	28
2.5.1 Nedbryting løv.....	28
2.5.2 Bunndyr.....	28
2.5.3 Oksygenforbruk.....	29
2.5.4 Alge biomasse fra fliser, måling av nedbryting. ....	29

2.5.5	Alge biomasse i elva utregning .....	30
2.5.6	Klorofyll fra flis og stein .....	30
2.5.6	Mikrobiell nedbryting – trepinner .....	30
2.5.7	Kvantitativ innsamling av detritus .....	30
2.6	Statistiske metoder .....	30
2.6.1	Organisk nedbryting .....	31
2.6.2	Bunndyr .....	31
2.6.3	Alge biomasse i elva .....	32
2.6.4	Detritus og Oksygen.....	32
3.	Resultater.....	33
3.1	Nedbrytning av løv - bunndyr og mikrober .....	33
3.1.1	Nedbryting fra bunndyr (shredders) .....	33
3.1.2	Mikrobiell nedbryting .....	39
3.1.3	Bunndyr .....	41
3.2	Oksygenforbruk - løv og sediment.....	47
3.3	Alge biomasse i elva .....	48
3.4	Detritus mengde i elvene.....	50
3.5	Begroing og beiting på keramiske fliser .....	52
4	Diskusjon.....	53
5	Konklusjoner .....	61
6	Referanser.....	62
7	Vedlegg .....	71
	Vedlegg 1 .....	71
	Vedlegg 2 .....	72
	Vedlegg 3 .....	73
	Vedlegg 4 .....	74



# 1 Innledning

## 1.1 Vannkraft i Norge

Energiproduksjon i norske vassdrag har pågått siden slutten av 1800- tallet men da i hovedsak til mekanisk energi. Det første vannkraftverket Norge var kommunalt eid og leverte elektrisk strøm i Hammerfest fra 1889. Fra tidlig på 1900 tallet var det en raskt akselererende vannkraftutbygging, hovedsakelig finansiert av utenlandsk kapital- inntil Norge nasjonaliserte dette med konsesjonsloven i 1917. Vannkrafts og energipolitikken endret seg etter 1945, da staten tok en rolle som aktiv utbygger og tilrettelegger for etablering av ny kraftkrevende industri i Norge. Mens denne industrien før krigen hadde produsert sin egen kraft, skulle de nå få kraft fra statens kraftverk. De største vannkraftutbyggingene foregikk mellom 1970 og 1985. I dag er om lag 25- 30 % av norske vassdrag nyttet til kraftformål. Energiforbruket har økt i takt med samfunnsutviklingen og staten har åpnet for en mer markedsstyrt måte å drive kraftverkene ([www.energifakta.no](http://www.energifakta.no)). Drift av kraftverk i Norge i dag resulterer i fire typer reguleringsregimer: redusert vannføring, sesongmessig utjevnet vannføring, økt vannføring og korttidsfluktuasjoner (effektkjøring), (Saltveit, 2006).

Effektkjøring betegnes som et driftsmønster styrt av energimarkedet, der kraftproduksjonen skjer når høyest mulig markedspris på elektrisk strøm kan oppnås. Et kraftverk betegnes som effektkjøringskraftverk når det produseres mye elektrisitet i kortere perioder når forbruket er høyt, for så å redusere eller stanse driften i perioder når forbruket er lavt (Harby et al., 2004). Effektkjøring innebærer ofte døgnregulering av vannkraftverk, og er i hovedsak et direkte resultat av energiloven fra 1990 som åpnet opp for et friere energimarked. Tilgang til et fritt europeisk energimarked og større overføringskapasitet mellom Norge og Europa, førte til høyere etterspørsel etter markedsorientert regulering av vannkraft. Prisforskjeller på elektrisk strøm gjennom døgnet, henholdsvis dag og natt, har i følge energibransjen selv fått flere aktører til å endre driftsmønster i sine kraftverk til effektkjøring (Harby et al., 2004). Årsmiddelproduksjonen til samtlige Norske kraftverk var i 2010 på 127 TWh, og effektkjorte kraftverk sto for ca 30 % av den totale summen (Harby et al., 2004; NVE, 2010).

## 1.2 Naturlige og regulerte elveløp

Store naturlig endringer i vannføringen i gjennom året og mellom år er viktig for å opprettholde funksjonelle økosystem i norske elver. Da handler det blant annet om endringer som flom og lavvannsperioder (Poff et al., 1997; Stanford et al., 1996). I naturlige elveløp vil

ikke vannføring variere over døgnet på samme måte som i en effektkjørt elv, men stort sett variere ut ifra nedbør, snøsmelting og tilsig.

Effektkjøring fører til endringer av flere hydrologiske egenskaper nedstrøms kraftverk; frekvensen av endringer i vannføringen, mengde vann som slippes, varighet av perioder med høye eller lave vannføringer og endringstakt (ramping rate) (Magilligan & Nislow, 2005; Arthington et al., 2006; Poff et al., 1997). Det å forutse biologiske effekter som følge av endringer i vannføring kan være vanskelig, fordi vannføring også i naturlige elvesystemer er så kompleks (Power et al., 1996). I rennende økosystemer har endring og tap av det naturlige vannføringsregimet likevel blitt identifisert som en stor trussel mot elvesystemets biota og funksjon (Poff et al., 1997). De siste tiårene har man sett viktigheten av økt kunnskap rundt effektene av vassdragsreguleringer på akvatiske organismer og økosystemene de lever i, og dette er viktig for det videre arbeidet med å utvikle bærekraftig forvaltning av regulerte elvesystemer (Poff et al., 1997). Etter hvert har det også blitt mer endret fokus fra å dokumentere de negative konsekvensene av regulering til og heller se hva som positivt kan gjøres for å bedre forholdene i de allerede regulerte vassdragene.

### **1.3 Påvirkninger på økologien**

Når det gjelder de økologiske konsekvensene av effektkjøring spesielt, vet vi en del om virkninger på viktige grupper organismer som bunndyr og fisk og det biologiske mangfoldet (Lillehammer & Saltveit 1984). På grunn av ulike nivåer av sensitivitet til miljøforandringer og sin store geografiske utbredelse, har bunndyr i mange år blitt brukt og brukes fortsatt i mange studier som indikatorer på den økologiske tilstanden til rennende økosystemer (Rosenberg & Resh, 1993; Wright et al., 2000). De biologiske indikatorene er ofte basert på taksonomisk artsdiversitet og sammensetningen i de bentiske samfunnene (Hynes, 1960; Wright et al., 1984). Effekter av vannføringsendringer på bunndyr er som regel komplekse, fordi mange ulike faktorer spiller inn samtidig. For eksempel gir redusert vannføring redusert areal for produksjon av bunndyr, men reduksjonen i bunnareal med vannføringen er blant annet avhengig av elvens tverr - og lengde profil. Økt temperatur er ofte et resultat av redusert vannføring (Saltveit, 2006), men omvendt med økt vannføring. Med økt vannføring øker vanndekt areal, bunndyrene får et større produksjonsområde, men lavere temperatur, endret substrat, redusert vekst og økt driv. Elver som har sterke, jevnlig fluktuasjoner, blir påvirket negativt ved at effektene av tørrlegging og høy vannstand stadig blir gjentatt. Tørrlegging over lengre perioder kan føre til utryddelse av lokale bunndyrssamfunn (Saltveit, 2006).

Konsekvenser av effektkjøring på fisk kan blant annet være atferdsendring og endret habitatbruk, økt bevegelse, vandring og ved raske vannføringsendringer økt fare for stranding (Bradford, 1997; Scruton et al., 2003; Scruton et al., 2005). På den annen side vet vi lite om effektene på grunnleggende organiske prosesser som primærproduksjon og nedbryting. I rennende vann i fluviale økosystemer finnes det to sentrale primære næringskilder: 1. fotosyntese utført av alger og moser i elva, og høyerestående vannvegetasjon (autoktont) og 2. tilført (alloktont) organisk materiale fra elvebredden (løv og annen nedfallsvegetasjon) (Benfield, 1996). Nedbryting av organisk materiale muliggjør resirkulering av næringsstoffer og kjemiske elementer og opprettholdelse av viktige næringskjeder og primærproduksjonen (Takeda & Abe, 2001; Cebrian & Lartigue, 2004). Fysiske, kjemiske og biologiske prosesser bidrar til nedbryting av organisk materiale, som reduserer det til former som distribueres til systemet og er tilgjengelig for opptak av organismene (Gessner et al., 1999). Det er to viktige grupper av faktorer som påvirker nedbryting. For det første interne faktorer som type organisk materiale (f. eks løv), hvor det stammer fra og de kjemiske fysiske egenskapene til materialet (Kok et al., 1990; Canhoto & Graca, 1996). For det andre de eksterne faktorene inkludert de abiotiske; som områdets karakteristika og miljømessige elementer (Webster & Benfield, 1986; Sangiorgio et al., 2004) og biotiske komponenter som mikrofungi (sopp) og bunndyr (Graca, 2001; Hieber & Gessner, 2002).

Alloktont karbon og energi distribueres til akvatiske økosystemer direkte med mikrobielle prosesser via organisk nedbryting, men også via forbruk av alloktont organisk materiale fra insekter og krepsdyr (Benfield, 1996; Griffiths et al., 2009). Beiting av bunndyr og dermed nedbryting av organisk materiale er prosesser som kanalisere næring til høyere trofiske nivåer. Kort sagt, funksjon og struktur av hele den akvatiske næringskjeden, inkludert produksjon av fisk, er direkte eller indirekte avhengig av disse to sentrale økologiske prosesser med mikrober og bunndyr (Wallace et al., 1997).

#### **1.4 Problemstilling og hypoteser**

Målet med vårt prosjekt er å prøve ut metoder og dokumentere virkninger av effektkjøring på nedbryting av organisk materiale og beitetrykk fra bunndyr. For å kunne vurdere organisk prosessering og påvirkningene på prosessene i elva har vi studert følgende aspekter:

- Konsumering av løv materiale av shredders målt ved tap av masse over tid.
- Mikrobiell nedbryting av løv materiale målt ved tap av masse over tid.

- Mikrobiell nedbryting av trepinner (tounge depressors), målt som tap av masse over tid.
- Mikrobiell respirasjon målt som oksygenforbruk i flasker fylt med løv og organisk materiale i sediment.
- Direkte påvirkning av effektkjøring på algemengde i elva målt ved tørrvekt og klorofyll a målinger.
- Konsumering av alger av scrapers på keramiske fliser målt ved tap av masse over tid.

## Hypoteser

Løv og alger: Pga at kontrollområdet i elva er så å si upåvirket av effektkjøringen og er et mer stabilt miljø vil det være større organisk nedbrytning, større beitepress og høyere tetthet av bunndyr på kontroll strekningen (oppstrøms utløp kraftverk) enn effektkjørt strekning (nedstrøms utløp kraftverk).

Vi forventer også større beitepress, organisk nedbrytning og høyere tetthet av bunndyr i den permanent vanndekte sonen enn i delvis vanndekte sonen grunnet stabilitet i miljøet.

Det vil ikke være noen stor forskjell i mikrobiell nedbryting kontroll strekning og effektkjørt strekning samt permanent vanndekte områder og delvis permanent vanndekte områder.

Grunnen er at vi forventer mikrobiell nedbryting skjer mer uavhengig av ytre påvirkninger.

Mikrobiell nedbryting målt ved oksygenforbruk på løv og sediment forventer vi følger noenlunde parallellt med den mikrobielle nedbrytingen.

Målingen av mikrobiell nedbryting på trepinner forventer vi det samme resultatet som hos løv og alger, men langsommere prosess pga tyngre nedbrytbart material.

Alge biomasse i elva: Større mengde alger kontroll strekningen i forhold til effektkjørt strekning, men mest alger grunt i kontroll område som vil få mest sol og være mer stabilt under vann. Minst alger delvis vanndekt område i effektkjørt strekning, som vil være direkte påvirket av effektkjøring.

Mer detritusmengder oppstrøms i forhold til nedstrøms. Detritus vil akkumuleres i større mengder hvor vannføringen er lavere og er mer stabil.

Prosjektet valgte ut tre elvesystemer som er mest mulig like med hensyn til effektkjøring nedstrøms kraftverk og restvannføring oppstrøms, Logna i Åseral kommune i Vest Agder, Daleelva i Vaksdal kommune i Hordaland og Vallaråi i Seljord kommune i Telemark (figur 1).

## 2 Metoder

### 2.1 Områdebeskrivelse

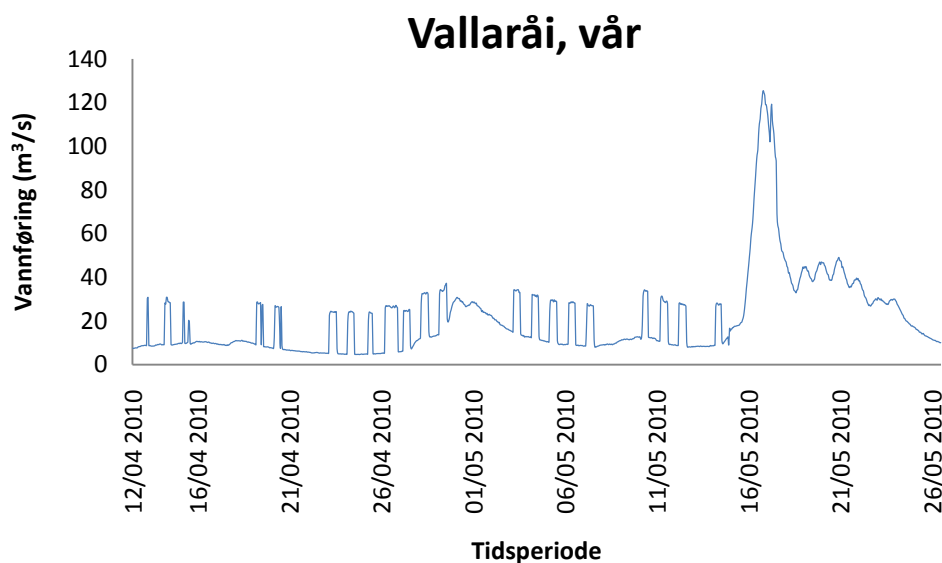


**Figur 1:** Den røde firkanten øverst til venstre viser området hvor Daleelva i Vaksdal kommune ligger, firkanten i midten viser Vallaråi i Seljord kommune og den nederste firkanten viser Logna i Åseral kommune.

## Vallaråi

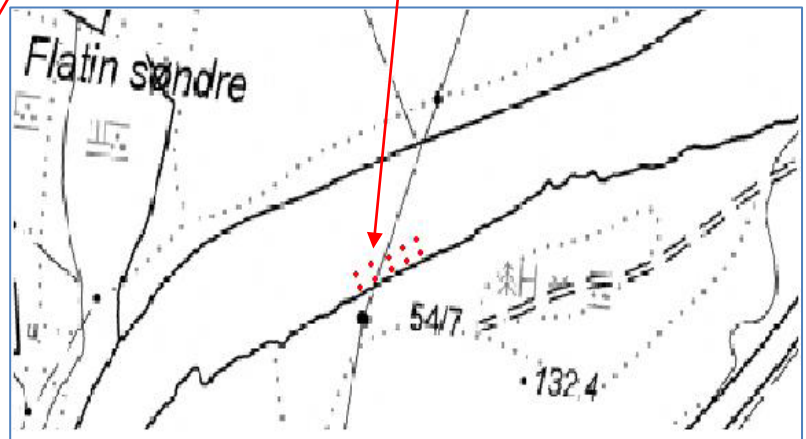
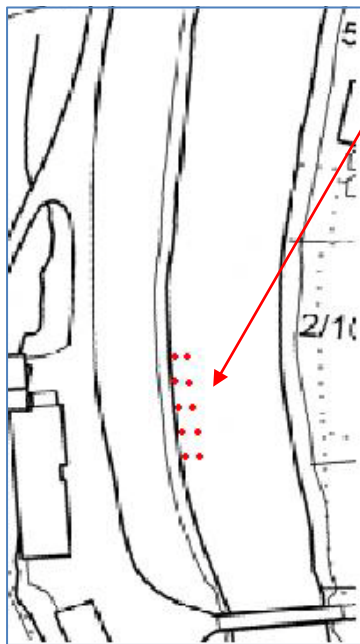
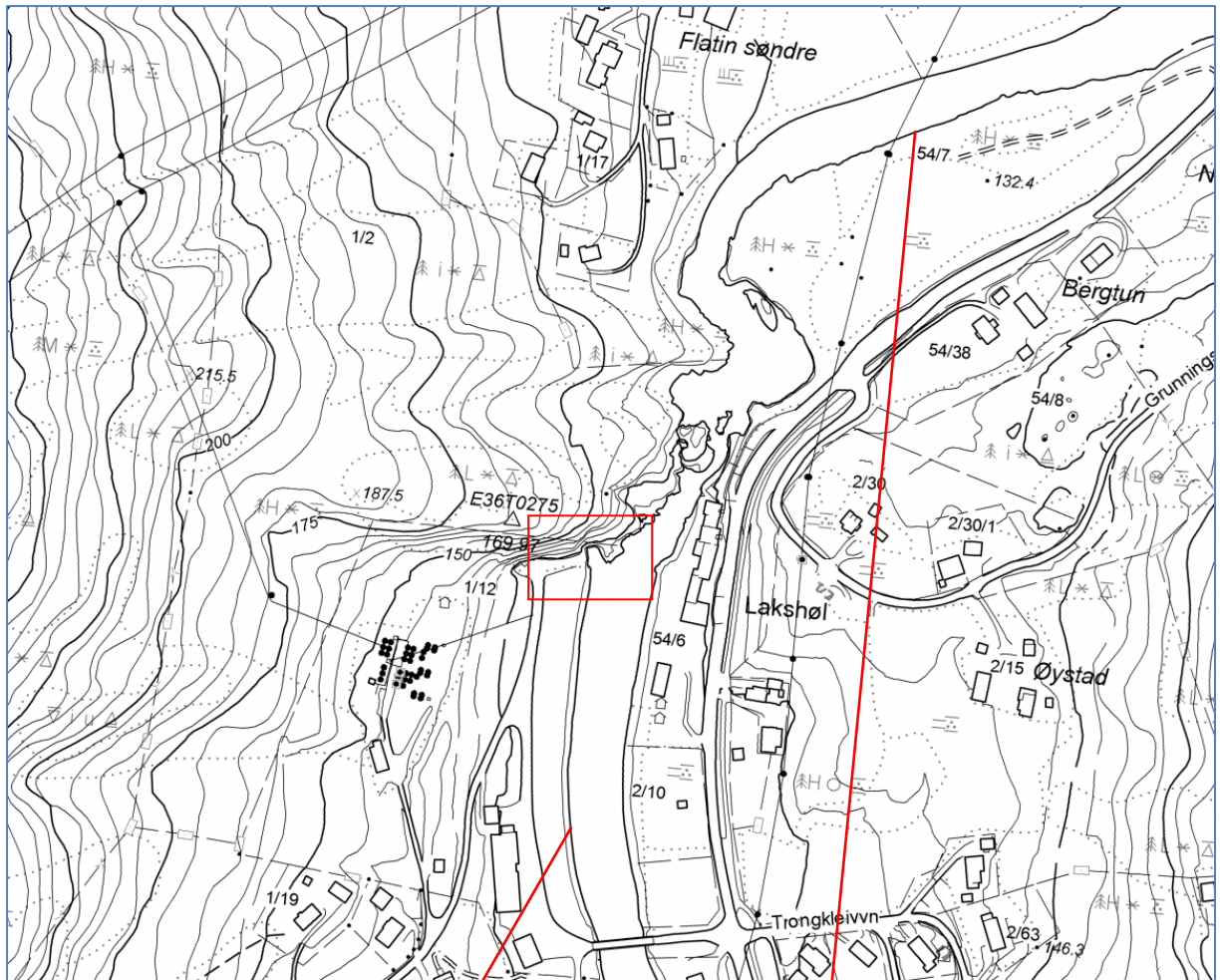
Vallaråi er en 6 orden elv, som renner mellom Flatsjø (161 moh) og Seljordsvatnet (116 moh) i Seljord kommune, Telemark (Holmqvist, 2007). Elva er ca 10,5 km lang og er en del av Skiensvassdraget. Elva ligger i klimasone Sør – Norge, innland med middeltemperatur på 5,1 °C (Enova, 2004). Vegetasjon er løvskog langs elva, området rundt domineres av barskog. Berggrunnen er granitt og kvartsitt, løsmassene langs elva er breelv og elveavsetninger. Elva er stor, kalkfattig og klar nedstrøms, men middels av størrelse oppstrøms. Øverste del av Vallaråi, dvs. restvannet har et nedbørfelt på 412 km<sup>2</sup> (Holmqvist, 2007).

Sundsbarv kraftverk ble bygget i 1970 og henter vann fra Sundsbarvvatnet som er regulert. Vannet drenerer et område på 414 km<sup>2</sup>, derav 230 km<sup>2</sup> fra det naturlige nedbørfeltet til Vallaråi (Holmqvist, 2007). Kraftverket utnytter et fall på 480 m som gir en midlere årsproduksjon på 389 GWh (www.skagerakerenergi.no). Kraftverket har maksimal slukeevne på 25 m<sup>3</sup>/s. Årsmiddel vannføring ligger på 7,7 m<sup>3</sup>/s og 242 mill m<sup>3</sup>/år (Holmqvist, 2007). Det finnes ingen pålagt minstevannføring, men den er sjelden mindre enn 2 m<sup>3</sup>/s. Effektkjøringsmønsteret styres etter prisen, og kraftverket står ofte sommernetter (Pers. med. Kildal, 2011), (figur 2). Forsøkslokalitetene ligger 50 meter nedstrøms utløpet til kraftverket (59° 29' 51''N, 08° 38' 07''E) og 50 meter oppstrøms (59° 30' 07''N, 08° 38' 17''E), (figur 3). For ortografisk foto, se vedlegg 1.



Figur 2: Vannføring i eksponeringstiden for forsøkene i Vallaråi våren 2010.

---



Figur 3: Øverst: oversiktsbilde over forsøksområdet i Vallaråi ved Sundsbarm kraftverk (rød firkant= utløp). Nederst til venstre: forsøksområde nedstrøms utløp kraftverk. Nederst til høyre: forsøksområde oppstrøms utløp kraftverk.

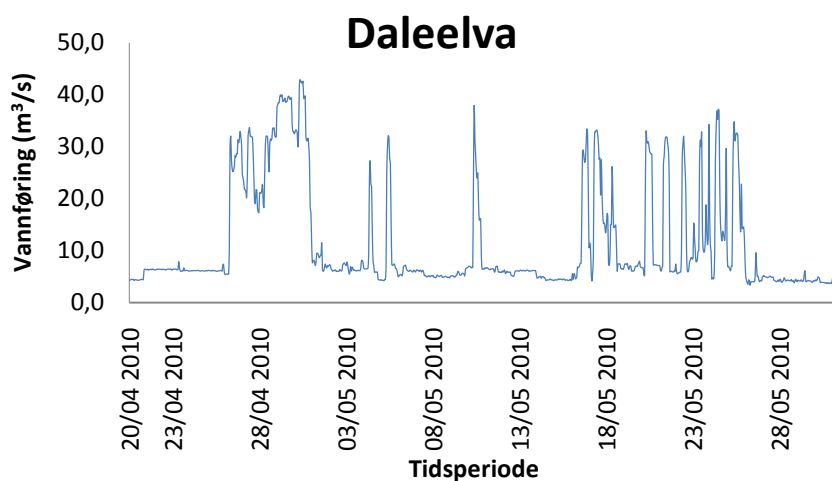


## Daleelva

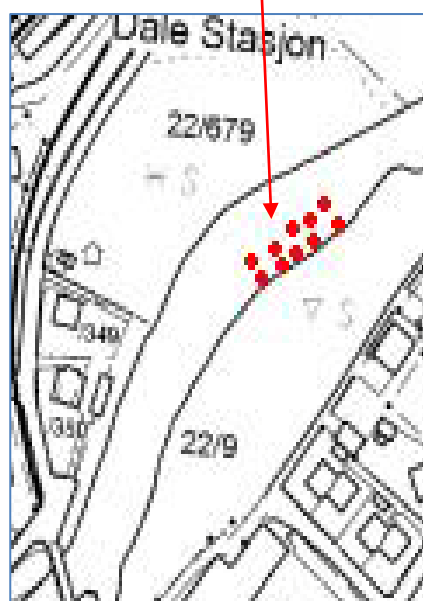
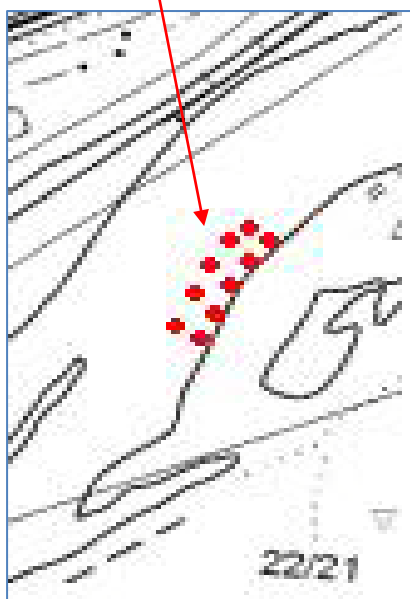
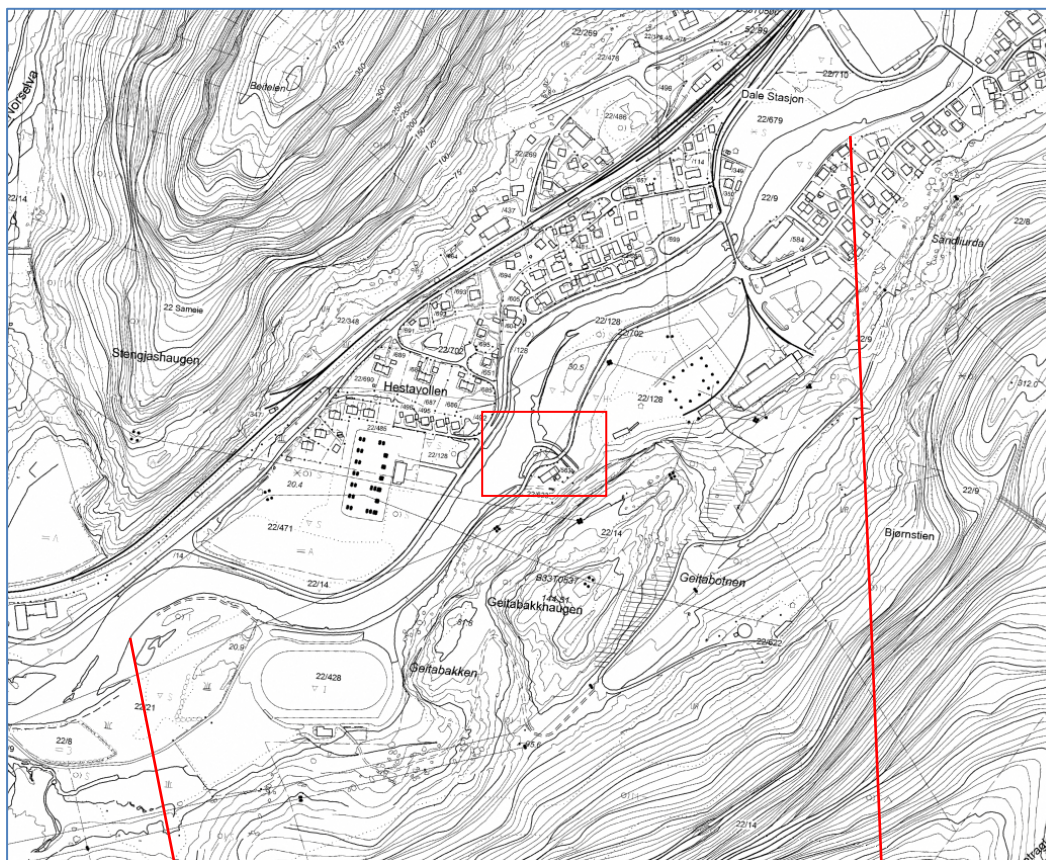
Daleelva er den nedre delen av Bergsdalsvassdraget i Vaksdal kommune, Hordaland. Elva er 6 orden elv, som renner fra Storefossdammen (402 moh) ut i fjorden ved Stanghelle og er ca 7 km lang. Elva beskrives som liten til middels av størrelse og svært kalkfattig og klar.

Klimasonene for området er Sør – Norge, kyst med middeltemperatur 7,1 °C og Sør – Norge, innland (5,1 °C), (Enova, 2004). Vegetasjon domineres av løvskog og noen granskogplantefelt. Berggrunnen er diorittisk til granittisk gneis, migmatitt og løsmasser er breelv - og elveavsetninger med tynt løsmasselag. Nedbørfeltet til Daleelva er 248,6 km<sup>2</sup> (www.bkk.no).

Bergsdalsvassdraget har flere kraftverk som utnytter vannet i trappetrinn nedover dalen, Dale Kraftverk ligger nederst. Dale Kraftverk består av to kraftstasjoner, Dale I og Dale II, per i dag er det bare to av seks aggregater som er i drift i Dale I (maks slukeevne er 2 x 5 m<sup>3</sup>/s). Dale II har foreløpig et aggregat som er i drift (maks er slukeevne 33 m<sup>3</sup>/s), (Simmenes & Brun-Olsen, 2003). Dale kraftverk utnytter et fall på 375 m og har midlere årsproduksjon på 677 GWh (www.bkk.no). Minstevannføringen er satt til 3,3 m<sup>3</sup>/s (Simmenes & Brun-Olsen, 2003), i figur 4 kan en se hvordan kjøringmønsteret ble i eksponeringstiden, grunnet lite vann i kraftmagasinene ble det lange perioder med lav vannføring, en kan se typisk effektkjøring fra ca 17. 5.2010 til 27. 5.2010. Forsøkslokalitetene ligger 500 meter nedstrøms utløpet til kraftverket (60° 34' 47''N, 05° 48' 18''E) og 650 meter oppstrøms (60° 35' 10''N, 05° 49' 09''E), (figur 5). For ortografisk foto, se vedlegg 1.



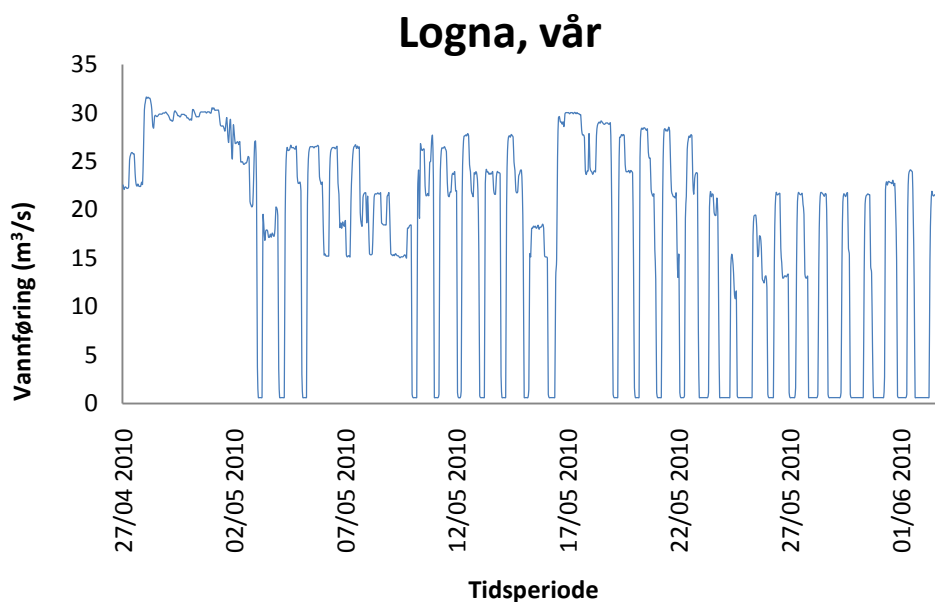
Figur 4: Vannføring i eksponeringstiden for forsøkene i Daleelva vår 2010.



Figur 5: Øverst: oversiktsbilde over forsøksområdet i Daleelva ved Dale kraftverk. Utløp markert med rød firkant. Nederst til venstre: forsøksområde nedstrøms utløp kraftverk. Nederst til høyre: forsøksområde oppstrøms utløp kraftverk.

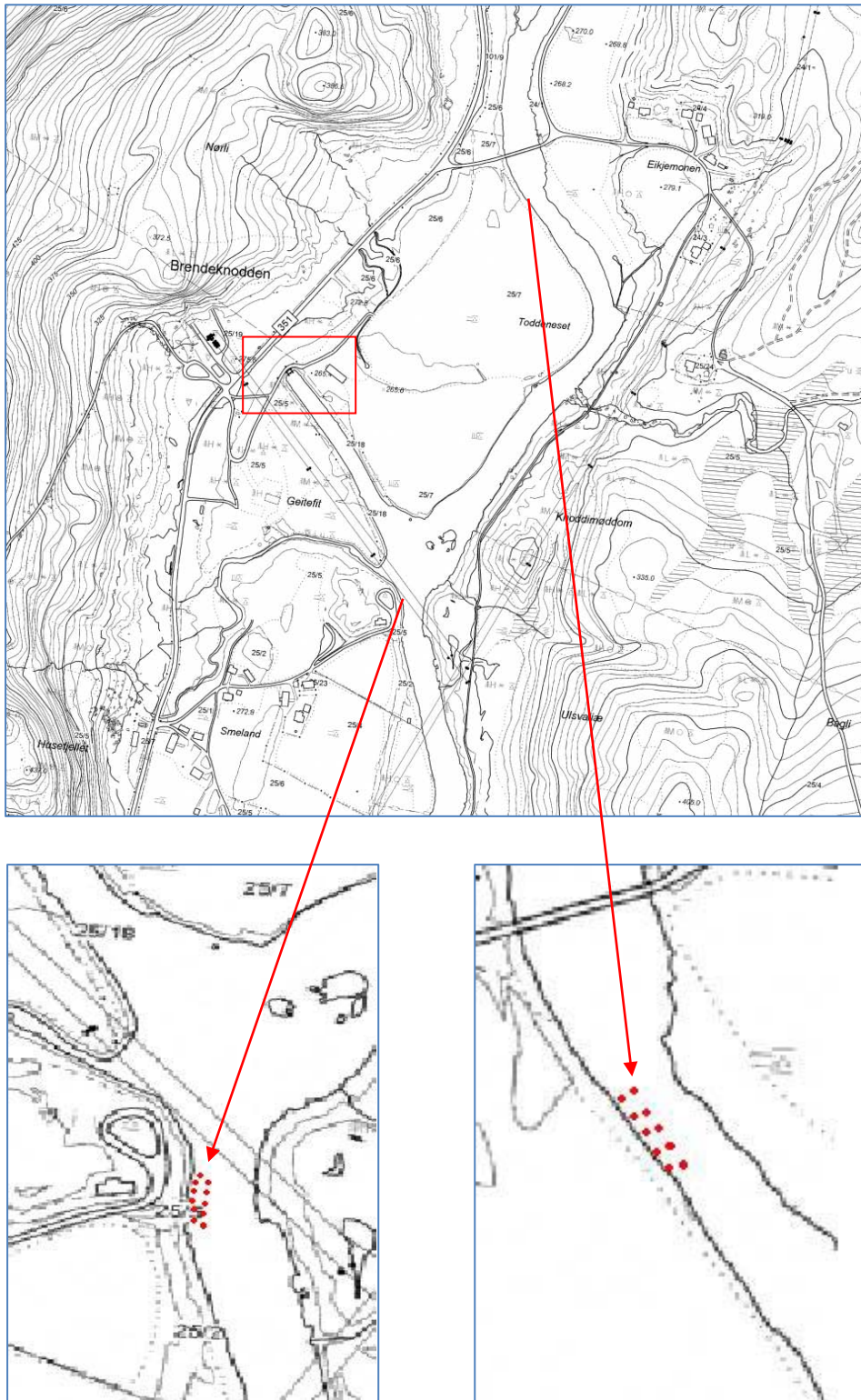
## Logna

Logna ligger i Åseral kommune, Vest – Agder og er øverste del av Mandalsvassdraget. Logna renner mellom Lognavatn (358 moh) og Øre (260 moh) og er ca 16 km lang. Elva er 5 orden og har et nedbørfelt på 413 km<sup>2</sup>. Elva karakteriseres som liten til middels av størrelse og svært kalkfattig og klar. Vegetasjon består av furu (*Pinus sylvestris, L*), noe innslag av gran (*Picea abies, L*) og løvskog. Området ligger i klimasone Sør – Norge, innland, middeltemperatur 5,1 °C (Enova, 2004). Berggrunnen består av diorittisk til granittisk gneis, migmatitt og øyegneis, granitt, foliert granitt, båndgneis og stedvis migmatisk. Løsmasser er breelv - og elveavsetninger, og området rundt og i nedbørfeltet domineres av tynt morenelag. Smeland kraftverk ligger ca 7 km opp i elva fra Øre. Kraftverket startet driften i 1985 og utnytter fallet mellom Lognavatn og Smeland på i alt 95 meter. Gjennomsnittlig årsproduksjon er på 119 GWh. Ved maksimal drift har turbinen et vannforbruk på 28 m<sup>3</sup>/s. Minstevannføringen er på 0,6 m<sup>3</sup>/s. Aggregatet kjøres i stasjonen store deler av året kun om dagen (www.aep.no), det kan en også se fra figur 6. Forsøkslokalitetene ligger 300 meter nedstrøms utløpet til kraftverket (58° 39' 51''N, 07° 27' 22''E) og 800 meter oppstrøms (58° 40' 08''N, 07° 27' 32''E), (figur 7). For ortografisk foto, se vedlegg 1.



Figur 6: Vannføring i eksponeringstiden for forsøkene i Logna vår 2010.

---



Figur 7: Øverst: oversiktsbilde over forsøksområdet i Logna ved Smeland kraftverk. Utløp markert med rød firkant. Nederst til venstre: forsøksområde nedstrøms utløp kraftverk. Nederst til høyre: forsøksområde oppstrøms utløp kraftverk.

## 2.2 Forsøksdesign

Vi benyttet en replikert, kontroll – påvirkning design. Vi valgte å ha påvirkning - og kontroll områder i samme elv for å sammenligne flere elver med samme økologisk kontekst og for å unngå unødvendig støy faktorer. Påvirket - og kontrollområdet var henholdsvis nedstrøms og et område oppstrøms utløp kraftverk. Områdene skulle være mest mulig lik når det gjaldt substrat og vannhastigheter. Den samme behandlingen ble replikert i tre elver Vallaråi, Daleelva og Logna som ble valgt ut fra effektkjøringsregime, logistikk, feltarbeid, effektkjørt strekning (nedstrøms) og at kontrollområdene (oppstrøms) var lite berørte av effektkjøringen.

I hver elv ble påvirkning – respons delt i to forsøk, henholdsvis på permanent vanndekte områder (dvs. under laveste regulerte vannføring) og delvis vanndekte områder (dvs. i fluktusjonssonen). Fem av ti målinger nedstrøms ble tatt på permanent vanndekte områder i elva (nedsunket), som er lite påvirket av effektkjøring. Fem målinger ble tatt nedstrøms på delvis vanndekte områder i elva (delvis nedsunket), som vil være påvirket av effektkjøring. På kontrollområdet (oppstrøms), hvor det var ingen effektkjøring, ble samme antall målinger tatt på korresponderende vanddyp som nedstrøms, dvs. i dette tilfellet fem målinger grunt (delvis nedsunket) og fem målinger dypt (nedsunket). I hver elv ble det derfor tatt ti målinger på hvert område, effektkjørt - og kontroll strekning, som til sammen ble 60 målinger av henholdsvis løv i grove og fine nettingposer samt trepinner i fine nettingposer.

## 2.3 Temperaturer og vannføring

Til å måle vanntemperatur i forsøksperioden benyttet vi temperaturloggere av typene Hobo UA-002-08 Temperature/ Light weatherproof Pendant Data Logger 8k, Hobo U22-001 Hobo Pro v2 Water Temperature Data Logger (målingene ble tatt hvert 45 minutt), og en Tinytag Miniature Temperature Datalogger (målingene ble tatt hvert 30 minutt). I Vallaråi fikk vi temperaturdata fra kraftselskapet som ble tatt hver time. Temperaturmålingene ble brukt for å beregne temperaturforskjeller på kontrollområdet og effektområdet. Vannføringsdata fra nedstrøms kraftverk fikk vi tilsendt på excel-ark fra kraftselskapene, og der kunne vi tydelig se kjøringsmønsteret. Ved hjelp av private bilder, som viste elvebredden med forsøksmaterialet, kunne vi omtrentlig se når de grove og fine nettingposene ble tørrlagt og våtlagt på de delvis vanndekte områdene. Gjennomsnittlig vannføring nedstrøms og temperatur i behandlingsperioden for Vallaråi om våren lå på henholdsvis  $21,8 \pm 19,3$  SD  $\text{m}^3/\text{s}$  og  $4,1 \pm 1,5$  SD  $^{\circ}\text{C}$ , på høsten var gjennomsnittlig vannføring nedstrøms og temperatur

henholdsvis  $25,5 \pm 9,82$  SD  $\text{m}^3/\text{s}$  og  $2,9 \pm 0,5$  SD  $^{\circ}\text{C}$  (nedstrøms) og  $2,2 \pm 0,8$  SD  $^{\circ}\text{C}$  (oppstrøms), (tabell 1 og 2). I Daleelva (vår) var gjennomsnittlig vannføring nedstrøms og temperatur henholdsvis  $11,2 \pm 10,2$  SD  $\text{m}^3/\text{s}$  og  $5,0 \pm 1,7$  SD  $^{\circ}\text{C}$  (nedstrøms) og  $5,5 \pm 1,9$  SD  $^{\circ}\text{C}$  (oppstrøms), mens Logna vår og høst hadde henholdsvis  $17,3 \pm 10,8$  SD og  $17,1 \pm 10,7$  SD  $\text{m}^3/\text{s}$  (tabell 1 og 2). Vår temperaturen var  $6,5 \pm 2,79$  SD  $^{\circ}\text{C}$  (nedstrøms) og  $9,7 \pm 3,7$  SD  $^{\circ}\text{C}$  oppstrøms (tabell 2).

**Tabell 1:** Beskrivende statistikk for vannføring ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) i alle elvene i eksponeringsperiodene. H= høst, V= vår, S= sommer.

Elv	Vallaråi (H)	Vallaråi (V)	Daleelva (V)	Logna (V)	Logna (H)	Daleelva (S)	Logna (S)
Gjennomsnitt	25,46	21,77	11,21	17,33	17,10	8,68	10,75
Median	24,63	13,74	6,22	21,53	22,05	8,15	2,17
Minimum	4,75	4,64	3,32	0,60	0,21	3,62	0,60
Maksimum	55,45	125,40	42,84	31,63	50,74	44,05	30,23
St. avvik	9,82	19,30	10,18	10,82	10,73	7,07	10,86

**Tabell 2:** Beskrivende statistikk for vanntemperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ) i alle elvene i eksponeringsperiodene (NS= nedstrøms, OS= oppstrøms, H= høst, V= vår, S= sommer).

Elv	Vallaråi (H)		Vallaråi (V)		Daleelva (V)		Logna (v)		Daleelva (S)	
	NS	OS	NS	OS	NS	OS	NS	OS	NS	OS
Posisjon										
Gjennomsnitt	2,94	2,20	4,15	4,12	5,03	5,50	6,50	9,69	12,57	12,96
Median	2,80	2,58	3,69	3,71	4,83	5,24	5,98	9,70	12,88	12,88
Minimum	2,08	0,47	2,39	2,30	2,41	2,09	-1,33	3,30	9,77	9,18
Maksimum	3,98	3,59	7,54	7,45	11,24	10,85	14,34	22,90	16,52	18,43
St. avvik	0,50	0,83	1,49	1,50	1,74	1,93	2,79	3,65	1,57	1,65

## 2.4 Feltforsøk

### 2.4.1 Nedbryting av løv

Nedbryting av organisk materiale ble testet ved å sette ut grove og fine nettingposer med løv materialet ut i elva (Benfield, 1996); Gessner & Chauvet, 2002. Det ble samlet inn ca 5 kg med blader fra én gruppe gråor (*Alnus incana* (L.), Moenck) rett før løvfall. Gråor er en av de vanligste artene (ofte dominerende) langs norske vassdrag, og i følge Schindler & Gessner (2009) er den å regne som en raskt nedbrytbar art. Bladene ble lufttørket i ca 1,5 uke ved 25 °C, til konstant vekt var oppnådd. For å oppnå best mulig tørk ble bladene vendt jevnlig. Deretter ble 4 g ± 0,1 g intakte blader fuktet og forsiktig plassert inn i nettingposer med en form som et tetraeder. Det ble benyttet poser med to forskjellige maskevidder, henholdsvis fine 0,5 mm (for å ekskludere bunndyr) og grove 12 mm (for å tillate bunndyr). For hver elv ble det produsert og pakket 25 grove (12 mm) og 25 fine (0,5 mm) nettingposer. Posene ble fuktet før transport for minst mulig tap av materiale. Posene er merket med et eget løpenummer for å holde kontroll på hvilken elv og plassering i elven de enkelte posene var tiltenkt (Benfield, 1996).

Nedbryting i de finmaskede posene er hovedsakelig forårsaket av mikrobiell aktivitet, først og fremst sopp dernest bakterier. I de grove posene er det mikrobiell nedbryting, foringsaktiviteten til bunndyr og fysisk slitasje (Gessner & Chauvet, 2002). Som et indirekte mål på hvor mye av nedbrytingen bunndyrene står for, kan man beregne differansen mellom målt nedbrytingsrate i de grove posene og målt nedbrytingsrate i de fine posene. Dette ble gjort i vår undersøkelse. Det er også slik at posenes innhold av organisk materiale, spesielt i de grove blir utsatt for en viss hydrologisk slitasje, særlig i større elvesystemer. Denne effekten er ikke lett å påvise isolert sett, og vil derfor sees i sammenheng med bunndyrenes furasjerings aktivitet og lekkasje (Gessner & Chauvet, 2002).

### 2.4.2 Utplussing av fine og grove nettingposer med løv

Alle tre elver ble delt inn i to lokaliteter: oppstrøms og nedstrøms utløp fra kraftverk. Oppstrøms for kraftverk har alle elvene naturlig restvannføring som vil fungere som kontroll, fordi den ikke blir utsatt for effektkjøring. Sammenligning av oppstrøms kraftverk og nedstrøms kraftverk vil bli relatert til effektkjøring. Nedstrøms for kraftverkene ble effektene

av effektkjøring målt. Oppstrøms og nedstrøms lokalitet ble valgt ut visuelt for at de skulle være mest mulig hydrologisk like, for eksempel substrat, dyp og vannhastighet.

På hver lokalitet ble først fem replikater med en grov og en fin nettingpose forankret i reguleringssonen på stålstenger i en rekke langs med strandkanten og med 4-5 meters mellomrom mellom stengene. Replikatene var dermed delvis nedsunket/ delvis tørrlagt avhengige av effektkjøring (Benfield, 1996).

Delvis nedsunkne nettingposer skal representere "reguleringssonen/fluktasjonssonen", og ideelt sett tørrlegges/ våtlegges minimum en gang i døgnet. Vannføringen ble bestemt av kraftverket ut fra markedssituasjonen, slik at dette lå nødvendigvis utenfor vår kontroll. En ny rekke med samme antall stålstenger og poser ble plassert parallelt med de delvis nedsunkne, men lenger og dypere ut i elven for å være nedsunket under vann til enhver tid (Benfield, 1996). De nedsunkne nettingposene sammenlignes med de delvis nedsunkne posene for å prøve å påvise effektene av tørrleggingen. Eksponeringstiden er satt til 4-6 uker eller når halvparten av materialet er nedbrutt, avhengig av hva som inntraff først.

Ti av hver type nettingposer (fin/grov) ble deretter plassert ut oppstrøms kraftverk som kontroll, dvs. det samme antall poser, (10 grove og 10 fine) som nedstrøms kraftverk for behandling. Mer enn 25 % av den innledende tørrvekten kan forventes å forsvinne i form av utlekking de første 24 timene etter at løv materialet har blitt eksponert i elven, og det som primært lekker ut er løselige karbohydrater og polyphenoler (Allan & Castillo, 2008). Derfor ble fem av hver type nettingpose returnert til laboratorium for kontrollmåling av utlekking og tap av organisk materiale ved transport. Faktorer som tap av materiale til utlekking og transport (72 timer i rennende vann i laboratorium) blir korrigert for i henhold til Benfield (1996).

Ved innsamling av materialet etter ferdig gjennomførte forsøk, ble nettingposene plassert i egne zip - lock poser som ble merket med ID- nummer og deretter transportert direkte tilbake til laboratorium. Ved ankomst til laboratorium ble materialet frosset ned, slik at materialet kunne bli videre behandlet når tiden tillot det (Benfield, 1996).

Prøvematerialet som var plassert nedsunket nedstrøms i Logna i vårsesongen, viste seg å ha stått over vann 24,8 % av tiden. Nedstrøms i Daleelva hadde prøvematerialet som skulle være delvis nedsunket vært under vann 16,8 % av tiden.



Dette er en feilkilde som må tas i betraktning til resultatene.

### **2.4.3 Mikrobiell nedbryting – trepinner**

Vi brukte trepinner til å måle mikrobiell nedbryting av tremateriale i elva ved å måle tap av tørrvekt fra trepinner (tongue depressors) av bjørk, *Betula pubescens*, Ehrh. over tid. Tre trepinner ble lagt i hver sin finmaskete nettingpose (0,5 mm), antall og utsetting fulgte samme forsøksdesign som for løv. Trepinneposene ble plassert på de samme stålstengene som løvposene. Alle posene ble eksponert for nedbryting i samme tidsperiode som løvposene. Fem poser ble returnert som kontroll for å måle tap ved transport og utlekking.

### **2.4.4 Oksygenforbruk - Løv og sediment**

Fire nettingposer med fin maskevidde (0,5 mm) med løv ble også satt ut i hver elv til måling av oksygenforbruk. Igjen var forsøksdesignen oppstrøms kontroll og nedstrøms behandling. Derfor ble to poser plassert oppstrøms og to poser nedstrøms kraftverket, Av disse posene ble en plassert delvis nedsunken og en nedsunken (Hill et al., 2000).

For nettingposene som ble brukt for å teste oksygenforbruk, plukket vi ut samme mengde løv fra hver pose og la i hver sin plastikkflaske (200 ml), deretter fyltes flaskene over med vann av kjent DO (dissolved oxygen) konsentrasjon (Hill et al., 2000). Det ble tatt 4 - 5 replikater fra hver nettingpose.

Åtte flasker av ellevannet fungerte som blankprøver, 4 oppstrøms og 4 nedstrøms.

I felten ble alle flaskene pakket inn i aluminiumsfolie og lagt i is til de kom på laboratorium for analyse.

Vi testet også oksygenforbruk i sedimentprøver, som et mål på innhold av det organiske materiale i sedimentet. Sedimentprøvene ble tatt fra elvebunnen nær oksygenprøvene. Vi la litt bunnssubstrat i flasker (200 ml) og fylte over med vann av kjent DO konsentrasjon. Samme mengde og substratstørrelse ble fylt i hver flaske, og 4 - 5 replikater for hvert sted.

### **2.4.5 Kvantitativ innsamling av detritus**

Detritus er dødt organisk materiale. Dette ble samlet med et surbernett for å estimere hvor store mengder detritus som befant seg i elven (Alvarez & Pardo, 2009). På hver elvelokalitet

tok vi fem prøver av detritus på to forskjellige dyp (henholdsvis 10-15 cm og 30-35 cm) både på kontrollstrekning og effektkjørt strekning, dvs. 10 oppstrøms og 10 nedstrøms utløp kraftverk for hver elv. Prøven ble samlet ved å ”rote” i substratet på bunnen med en børste for dødt organisk materiale i et område på ca 31 x 31 cm som dekkes av surbernett.

Prøvene ble oppbevart og transportert i 200 ml/L plastflasker med litt vann og frosset ned ved ankomst laboratorium.

#### **2.4.6 Begroing av fliser**

Vi bygget tre rektangulære trebokser av kryssfiner med pleksiglass på toppen, med grunnflate på 60 x 55 cm (3300 cm<sup>2</sup>) og høyde 10 cm. Finmasket netting (0,5 mm) dekket hver kortside slik at vann kunne strømme igjennom. Tjuefem keramiske fliser (9,7x9,7cm) ble lagt på bunnen ved siden av hverandre i hver boks, med den glaserte siden opp for og lettere kunne skrape av algene. Det var viktig at boksen var tett, slik at bunndyr ikke kunne trenge igjennom. Vi tettet derfor igjen med gummilister mellom pleksiglasset og boksen. En boks ble plassert under vann i hver elv slik at vann kunne renne igjennom nettingveggene, og på steder med gode begroingsforhold, dvs. områder uten overskygging (Simmons et al., 2005). Forsøksboksene ble plassert på 20 – 50 cm dyp, forankret med stålstenger i alle hjørner og stein på toppen av boksen, og festet til trær ved elvebredden. Flisene i de tre begroingsboksene ble eksponert i 65 til 80 dager.

#### **2.4.7 Beiting av bunndyr på alger**

Beiting av bunndyr på alger ble i denne undersøkelsen målt som tap av alge biomasse fra keramiske fliser over tid. Keramiske fliser ble her benyttet av flere grunner; heterogeniteten som naturlig substrat har, reduseres (Schindler et al., 1973), det blir mindre forstyrrelse på habitatet, samt fordelene ved at arealet av flisoverflaten er kjent (Lamberti & Resh, 1985). Tjue av flisene, som hadde gjennomgått begroing, ble lagt i grove nettingposer, som tillater beiting fra bunndyr, men ekskluderer predasjon av fisk på beitende bunndyr. Antall og utplasseringer av flis i grove nettingposer fulgte forsøksdesignen som for posene med løv. De resterende fem flisene var kontroll og ble tatt med tilbake på laboratorium for å tørrveies, brennes og finne AFDM. Kontrollflisene ble brukt til å sammenligne tørrvekt før og etter eksponering.

Etter beiteforsøket ble halve delen (50 %) av hver flis skrapet med skrape, og avskrapet alge biomasse ble benyttet for klorofyll målinger (Simmons et al., 2005). Den organiske massen som ble skrapet av, ble lagt i plastikkflasker med litt (maks 5 ml) vann og merket med samme identifiseringsnummer som nettingposen. Plastikkflaskene ble pakket inn i aluminiumsfolie og lagt i en isoporboks med is. Flisene ble lagt ned i zip - lock poser og nedfrosset når vi var tilbake på laboratoriet.

#### **2.4.8 Alge biomasse i elva**

For å estimere alge biomasse i elva ble tørrvektsmålinger av alger og klorofyll a målinger benyttet. Ved tørrvekts målinger av alger blir det ikke skilt mellom algemateriale og annet organisk materiale, som bakterier og sopp (Steinman et al., 2006), så det kan være mindre egnet for målinger av levende fotosyntesedrivende algeceller.

Vi gjorde målinger på steiner (ca diameter på 20 cm) fra forskjellige dyp, delvis nedsunket og nedsunket. Seks steiner ble samlet til klorofyll, tre målinger på grunt vann, og tre på dypere vann, og både oppstrøms og nedstrøms. Videre ble seks steiner samlet inn for å måle alge biomasse, tre på grunt vann, og tre på dypere vann, og igjen både oppstrøm og nedstrøms. De utvalgte steinene ble kostet med en tannkost for å fjerne alger fra et område på 25 cm<sup>2</sup> på hver stein. Materialet ble lagret på plastikkflasker med litt vann. Vi nøyde oss med tannkost til å fjerne det tynne laget av alger. Bruk av kost vil ikke alltid være 100 % effektivt i å fjerne all alge biomasse (Cattaneo & Roberge, 1991), men er normalt godt nok for tynne og løse lag (Steinman et al., 2006). Klorofyllprøve- flaskene ble pakket inn i aluminiumsfolie og plassert i isopor boks med is før videre transport og prosessering på laboratorium.

## 2.5 Laboratoriearbeid og analyser

### 2.5.1 Nedbryting løv

Når det var klart for videre prosessering, ble det organiske løv materialet tatt forsiktig ut av nettingposene, bunndyr ble plukket, og løvet vasket varsomt i vannbad for annet detritus og mineraler. Det resterende løv materialet ble lagt i 10x15 cm aluminiumsbeger og deretter tørket i varmeskap ved 50 °C i ca 90 timer (4 døgn). Dette ble gjort for å kunne måle konstant tørrvekt (DM) etter eksponeringsperioden.

Hvis ikke bladene ble tilstrekkelig rensert for fremmedlegemer, kunne det ha blitt en feilkilde for reell tørrvekt. Denne feilkilden elimineres ved å beregne AFDM (ash free dry mass), (Benfield, 1996). Derfor ble det organiske løv materialet forbrent ved ca 550 °C i 4 timer. Det som blir igjen etter brenning er mineralvekt.

For å kunne regne ut nedbryting i gram er det nødvendig med en mellomregning for å beregne gjestående prosent av AFDM (ash free dry mass).

Gjestående % AFDM =  $\frac{AFDM_{final}}{AFDM_{initial}}$  (Benfield, 1996) hvor  $AFDM_{final}$  = tørrvekt – mineralvekt og  $AFDM_{initial}$  = tørrvekt korrigert for utlekking og transport.

Nedbrytingsraten  $k$  kan beregnes ved å benytte en negativ eksponentiell nedbrytingsmodell (Benfield, 1996). Vi regnet ut naturlig log (ln) av % av gjenværende AFDM. Vi har benyttet Boltzmanns konstant  $e^{-E/cT}$  for å korrigere for forskjeller i vanntemperatur, hvor  $E$  er aktivasjonsenergien,  $c$  er Boltzmanns konstant, og  $T$  er absolutt temperatur i K. Boltzmann faktoren forklarer hvordan temperaturer påvirker reaksjonsraten med å forandre andelen av molekyler med tilstrekkelig kinetisk energi,  $E$  (Brown et al., 2004). For å estimere hvor mye av nedbrytingen bunndyrene har stått for, er gjennomsnittlig nedbryting i de fine nettingposene hvor bunndyrene ikke kan komme til trukket fra hver enkelt grove nettingpose. I tillegg har vi delt på antall eksponeringsdager for å få nedbrytingsrate per dag.

### 2.5.2 Bunndyr

En viktig del av vår undersøkelse var å samle inn og artsbestemme bunndyr for å kunne sammenligne artsdiversitet, tetthet og sammensetning i de bentiske samfunnene mellom lokalitetene. Bunndyrene ble først plukket fra løv materialet og lagt over på glass med 70 %

etanol. Bunndyrene ble telt og identifisert ned til art, og satt i system etter funksjonsgrupper som shredders, collectors, grazers, predators og filtrators (Cummins, 1973; Merritt & Cummins, 1978; Malmqvist et al., 1978). Simuliidae, Chironomidae ble bestemt til familie og Oligochetae ble ikke videre bestemt.

### 2.5.3 Oksygenforbruk

Vi brukte målt oksygenforbruk som en indikator for å beregne mikrobiell nedbryting. Flaskene som inneholdt løv, sediment og blankprøver ble satt i vannbad som holdt 18 °C og inkubert i mørke i 2 til 4 timer. I inkubasjonstiden skjer det mikrobiell nedbryting av løv og organisk materiale som krever oksygen. Deretter målte vi oksygenforbruket med en håndholdt oksygenmåler, en YSI DO200 (Hill et al., 2000). Vi beregnet den mikrobielle nedbrytingen ved å beregne hvor mye oksygen som ble forbrukt per gram organisk materiale over en bestemt tid. Forbrenning og veging er gjort på samme måte som i avsnitt 2.6.1 og differansen er AFDM.

Forbruk av oksygen ble beregnet ved:  $O_2 \cdot [g \text{ AFDM}]^{-1} \cdot h^{-1}$  (Griffiths et al., 2009). Vi brukte gjennomsnitt av oksygenforbruket i blankprøvene hver elv for seg, så trakk vi fra oksygenforbruket fra løv - prøvene for å finne differansen,  $O_2$ . Det viste seg vanskelig å holde konstant temperatur på 18 °C på vannbadet, og temperaturen varierte med over 2 °C. Vi benyttet derfor Boltzmans konstant  $e^{-E/cT}$  (Brown et al., 2004) for å standardisere temperaturen.

### 2.5.4 Alge biomasse fra fliser, måling av nedbryting.

Flisene som var halvveis dekt med alger, ble tørket og brent for å finne AFDM, slik som gjort med løv, se avsnitt 2.6.1. Nedbryting av alger via beiting på flis ble beregnet som:  $\ln(\text{AFDMF}/\text{AFDMI})$  samme formel for nedbrytingsrate på løv, men modifisert, (Benfield, 1996). AFDMF er i dette tilfellet AFDM for flis etter beiting\*2 (multipliserer med 2 pga at flisene fra beiting er kun halvveis dekt av alger). AFDMI er her gjennomsnitt AFDM av kontrollflisene. Elvene varierer i temperatur som følge av geografi og tidsperiode. Vi benyttet derfor igjen Boltzmans konstant:  $e^{-E/cT}$  (Brown et al., 2004) for å korrigere for forskjeller i vanntemperaturen for alle elvene.

### 2.5.5 Alge biomasse i elva utregning

Alge biomassen fra steinene ble tørket og brent for å finne AFDM. Utregning av alge biomasse i elva på stein ble  $\text{AFDM}/\text{cm}^2$  (Steinman et al., 2006).

### 2.5.6 Klorofyll fra flis og stein

Det ble brukt en Perkin Elmer UV/VIS Spectrofotometer Lambda 20 for å måle klorofyll a.

Målingene ble gjennomført etter metodebeskrivelse i Norsk Standard 4766, aceton.

Standarden er utviklet for klorofyll av perifyton i vann. Vi hadde perifyton fra stein og flis, så formelen fra NS 4766 (side 5) ble derfor modifisert til:

$$[\text{Chl a}] = (\text{Abs}_{665} - \text{Abs}_{750}) * V_E / \text{Abs}_c * d * 10^6$$

$\text{Abs}_c$  – absorpsjons koeffisient av aceton,  $d$  – lengde av kuvetten,  $V_E$  – volum av aceton ekstrakt,  $10^6$  fra gram til  $\mu\text{g}$ .

### 2.5.6 Mikrobiell nedbryting – trepinner

Trepinnene ble prosessert på samme måte som nedbryting av løv i avsnitt 2.6.1.

### 2.5.7 Kvantitativ innsamling av detritus

Prøvene ble frosset ned til  $-20\text{ }^\circ\text{C}$  ved ankomst laboratoriet. Når tidsplanen tillot det ble løv og fragmenter plukket ut og prosessert som i avsnitt 2.6.1 (Cariss & Dobson, 1997).

## 2.6 Statistiske metoder

Data ble i hovedsak analysert statistisk vha variansanalyser i programmet Analyse it (Analyse-it Software, Ltd, 2009). Det er også benyttet CCA (canonical correspondance analysis)- analyser i programmet CANOCO (ter Braak og Šmilauer, 2002). For ubalanserte data benyttet vi students t – test (Analyse it). Vi har også benyttet en ikke parametriske Mann Whitney U test (Analyse it). Signifikansnivået ble satt til  $p \leq 0,05$  for alle gjennomførte tester.

### 2.6.1 Organisk nedbryting

For test av organisk nedbryting er det benyttet en 2-veis ANOVA der vi testet variansen mellom nedbrytingsraten  $k$  som den avhengige responsvariabelen mot de uavhengige faktorene effektkjøring - oppstrøms/ nedstrøms og tørrlegging - nedsunket/ delvis nedsunket.

Pga av få replikater og ubalanserte data i Logna høst ble det benyttet t – tester i stedet. Vi fikk en test nedstrøms: delvis nedsunket mot nedsunket, og en test nedsunket: nedstrøms mot oppstrøms.

### 2.6.2 Bunndyr

For å teste effekten av tørrlegging og effektkjøring på bunndyr arter og funksjonelle grupper har vi benyttet CCA- analyser (canonical correspondance analysis)- analyser i programmet CANOCO (ter Braak og Šmilauer, 2002). Effektkjøring er kodet som nedstrøms kraftverk, og det motsatte vil da være oppstrøms kraftverk. Tørrlegging er kodet som nedsunket og det motsatte vil være delvis nedsunket.

Slektene som ikke var mulig å identifisere ned til art grunnet dårlige eksemplarer (*Hydropsyche sp*, *Baetis sp*, *Potamophylax sp* og *Amphinemura sp*) er pasifisert i CCA- analysen slik at de ikke er med å påvirke resultatet.

### Shannon Wiener diversitetsindeks og PIE

Shannon Wiener diversitetsindeks er benyttet som indikator på forskjeller i artsdiversitet mellom lokalitetene, og påvirket av hhv effektkjøring og ikke, dvs. nedstrøms mot oppstrøms.

Shannon Wiener diversitets indeks regnes ut ved:  $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$  hvor  $S$  er antall arter eller artsrikhet,  $i$  er artsidentitet og  $p_i$  er den relative forekomsten (abundance) for hver art, beregnet som en andel individer av en gitt art til det totale antall individer i samfunnet (Hauer & Resh, 2006).

Vi målte jevnhet (evenness) ved å benytte en indeks som heter PIE (Probability of interspecific encounter). PIE har den enkleste tolkningen av jevnhet enn de fleste andre jevnhetsindekser og er robust selv med små populasjonsstørrelser (Gottelli & Graves, 1996).

PIE utrykker sannsynligheten for at to individer tilfeldig utvalgt fra en samling representerer de ulike artene og beregnes slik:

$$PIE = \frac{1}{N(N-1)} \sum_{i=1}^s N_i(N_i-1)$$
 hvor  $N$  er det totale antallet av individer for alle tre elvene, og  $N_i$  er abundansen til artene ( $i = 1$ ) i samfunnet og  $s$  er det totale antallet av arter i samfunnet (Dangles & Malmqvist, 2004).

### 2.6.3 Alge biomasse i elva

For klorofyll  $a$  er det benyttet en 2-veis ANOVA (Analyse it) der vi testet med  $\mu\text{g}$  klorofyll  $a$  /  $\text{cm}^2$  pr stein som den avhengige responsvariabelen og oppstrøms/ nedstrøms og nedsunket/ delvis nedsunket som de uavhengige faktorene. Samme metoden er brukt for biomassemåling (AFDM) på stein, der den avhengige responsvariabelen er  $\text{mg}$  biomasse/  $\text{cm}^2$ . For Daleelva lot det seg dessverre ikke å gjennomføre med en 2 – veis ANOVA - test pga for få brukbare replikater. Vi benyttet i stedet to  $t$  – tester på de variablene vi hadde data, dvs. i dette tilfellet delvis nedsunket: nedstrøms mot oppstrøms, og oppstrøms: delvis nedsunket mot nedsunket.

### 2.6.4 Detritus og Oksygen

For detritus er det benyttet en 2- veis ANOVA (Analyse it), der vi testet variansen mellom  $\text{g AFDM}/\text{m}^2$  som den avhengige responsvariabelen, mot de uavhengige variablene oppstrøms/ nedstrøms og nedsunket/ delvis nedsunket. For Daleelva lot det seg dessverre seg ikke gjennomføre 2- veis ANOVA pga få replikater og ubalanserte data, men vi benyttet også her to  $t$  – tester på de variablene vi hadde data, dvs. i dette tilfellet, nedsunket: nedstrøms mot oppstrøms, og nedstrøms: delvis nedsunket mot nedsunket.

For oksygenforbruket ble det også benyttet en 2- veis ANOVA (Analyse it). Vi fikk testet oksygenforbruket på løv, variansen mellom  $\text{mg O}_2 / (\text{g AFDM}) \cdot \text{h}^{-1}$  som den avhengige variabelen mot de uavhengige variablene oppstrøms/ nedstrøms og nedsunket/ delvis nedsunket.

For å undersøke om det var noen sammenheng mellom mengde detritus og mengde shredders (detritusspisende bunndyr) i elvene, ble en Pearson korrelasjonstest benyttet.



## 3. Resultater

### 3.1 Nedbrytning av løv - bunndyr og mikrober

Etter endt feltperiode ble 91 % av de grove nettingposene (n= 91) og 88 % av de fine nettingposene (n= 88) fra alle tre forsøks- elvene, begge sesongene brakt intakte tilbake til laboratoriet.

Massetap til lekkasje og transport er som forventet og sammenlignbart med tidligere forsøk fra litteraturen (Cummins, 1974), i kontrollposene målte vi henholdsvis  $1,244 \pm 0,055$  SD g, (31 %) tap i grove nettingposer (n= 5) og  $1,146 \pm 0,013$  SD g, (29 %) tap i fine nettingposer (n=5).

#### 3.1.1 Nedbryting fra bunndyr (shredders)

Generelt for alle elvene er det nedbrutt mer organisk materiale i form av shredding enn ved mikrobiell nedbryting (figur 8 til 12, tabell 3 og 6).

For å finne ut hvor mye av nedbrytingen bunndyrene har stått for har gjennomsnittlig nedbrytingsrate per dag for de fine nettingposene blitt trukket fra gjennomsnittlig nedbrytingsrate per dag for de grove nettingposene. Dette er betegnet som grov ÷ fin.

Den første sesongen i Vallaråi (høsten 2009), viser resultatene fra ANOVA at poser med bunndyr nedbryting, ingen signifikant forskjell i nedbryting (figur 8) mellom posisjonene nedsunket, delvis nedsunket eller mellom lokalitetene oppstrøms, nedstrøms, (tabell 3).

Resultatene for den andre sesongen (våren 2010) i Vallaråi (figur 9) med ANOVA viser at det er en raskere nedbryting (tabell 3) i grove ÷ fine poser oppstrøms enn nedstrøms ( $F= 6,03$ ,  $p= 0,02$ ,  $DF= 1$ ). Vi observerte også raskere nedbryting i nedsunket posisjon (tabell 3) enn delvis nedsunket posisjon ( $F=18,57$ ,  $p= 0,0005$ ,  $DF= 1$ ).

Nedbrytingsraten (alle tre elvene) varierer fra  $-0,0018 \pm 0,0080$  SD i Vallaråi høst, delvis nedsunket og  $-0,0569 \pm 0,0084$  SD i Vallaråi vår, nedsunket (tabell 3). Generelt for alle tre elvene var det raskere nedbryting nedsunket enn delvis nedsunket ( $F= 20,39$ ,  $p< 0,0001$ ,  $DF= 1$ ). Det var også forskjellige nedbrytingsrater i de tre elvene, raskest i Vallaråi, så Daleelva og Logna ( $F= 12$ ,  $p< 0,0001$ ,  $DF= 2$ ), (tabell 3).

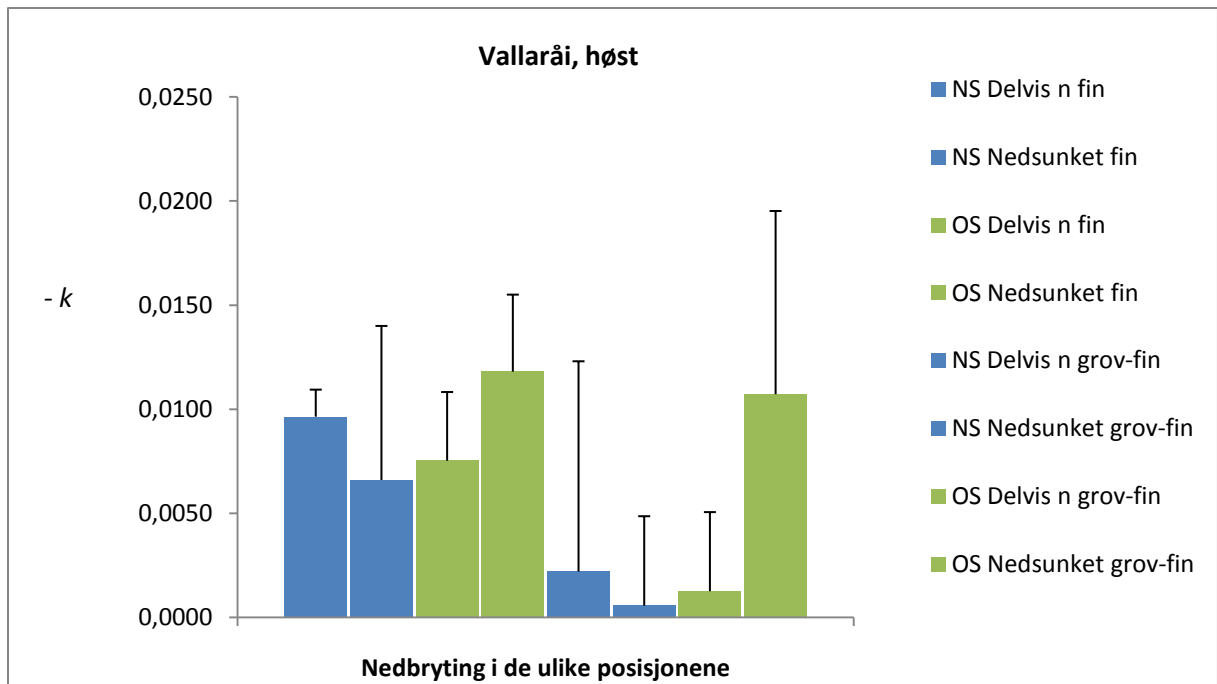
Også i Daleelva observerte vi raskere nedbryting (Figur 12) i nedsunket posisjon enn i delvis nedsunket (positiv  $k$ ) posisjon ( $F= 16,35$ ,  $p= 0,0016$ ,  $DF= 1$ ). Det kan ut i fra høyere nedbrytingsrate tyde på at det er en litt raskere nedbryting nedstrøms enn oppstrøms selv om det ikke er signifikant i ANOVA ( $F= 4,19$ ,  $p= 0,063$ ,  $DF= 1$ ), (Tabell 3).

Logna (høst) viste signifikante verdier på raskere nedbryting av bunndyr nedstrøms nedsunket i forhold til oppstrøms nedsunket ( $t$  - statistikk=  $-7,06$ ,  $p= 0,0004$ ,  $DF= 1$ ) og raskere nedbryting nedsunket nedstrøms i forhold til delvis nedsunket nedstrøms ( $t$  - statistikk=  $6,75$ ,  $p= 0,0005$ ,  $DF= 1$ ), se tabell 4 og 5.

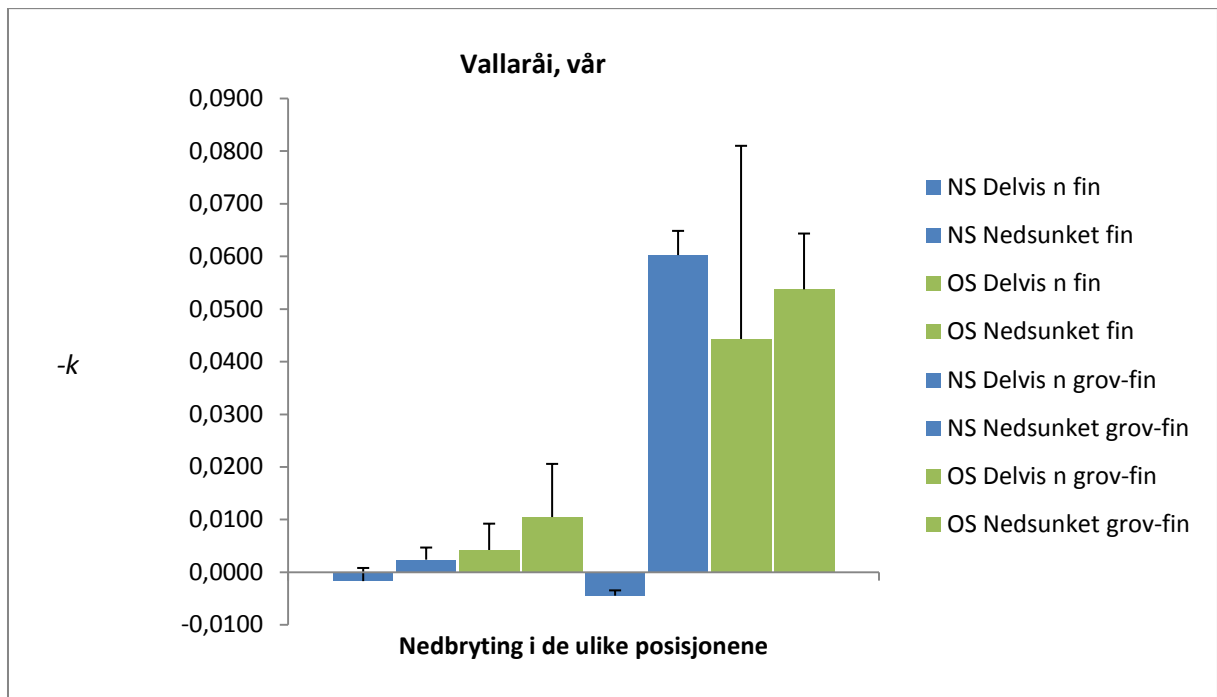
Resultatene fra ANOVA (vår) (tabell 3) viste ingen signifikante forskjeller i nedbrytingen grove ÷ fine nettingposer i Logna (figur 10 og 11) men nedbrytingsraten er høyere for nedsunket posisjon enn delvis nedsunket posisjon

**Tabell 3:** Resultater fra 2 veis ANOVA for nedbryting løv, grov ÷ fin maskevidde. Verdiene er gjennomsnitt nedbrytingsrate pr dag (*k*). SD= standard avvik, n= antall observasjoner, p= signifikans, F= testestimator, Gj.snitt= gjennomsnitt, del.nedsunken= delvis nedsunken.

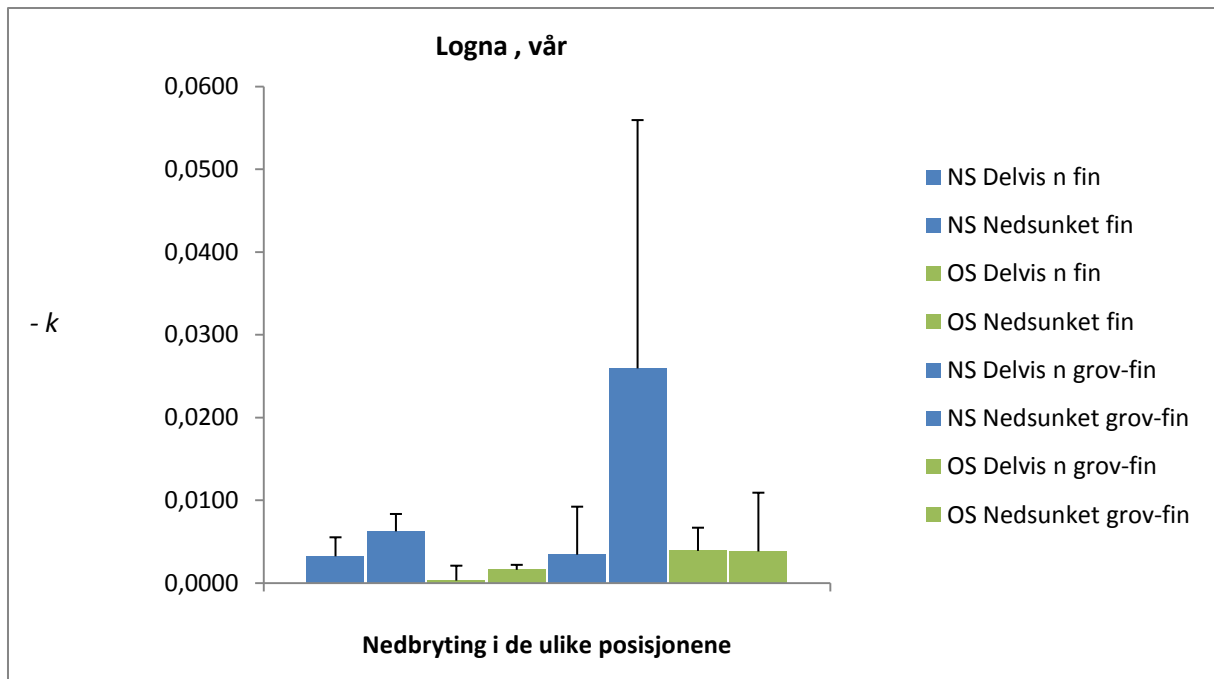
	Vallaråi (høst)	Vallaråi (vår)	Daleelva	Logna (vår)	Elv, vår(Vallaråi, Daleelva, Logna)
<b>n</b>	16	20	16	16	54
<b>Gj.snitt±SD oppstrøms</b>	-0,0055 ± 0,0083	-0,04901 ± 0,0259	-0,0028 ± 0,0094	-0,0041 ± 0,0050	-0,020 ± 0,028
<b>Gj.snitt±SD nedstrøms</b>	-0,0023 ± 0,0079	-0,02788 ± 0,0342	-0,0158 ± 0,0250	-0,0152 ± 0,0261	-0,021 ± 0,028
<b>Gj.snitt±SD del. nedsunken</b>	-0,0018 ± 0,0080	-0,0199 ± 0,0354	0,0035 ± 0,0024	-0,0040 ± 0,0047	-0,0074 ± 0,023
<b>Gj.snitt±SD nedsunken</b>	-0,0061 ± 0,0079	-0,0569 ± 0,0084	-0,0221 ± 0,0207	-0,0153 ± 0,0261	-0,032 ± 0,026
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll)</b>	p= 0,424 F= 0,68	p= 0,026 F= 6,03	p= 0,063 F= 4,19	p= 0,24 F= 1,53	p= 0,85 F= 0,04
<b>Posisjon (del. nedsunken/ nedsunken)</b>	p= 0,282 F= 1,27	p= 0,001 F= 18,57	p= 0,002 F= 16,35	p= 0,236 F= 1,55	p< 0,0001 F= 20,39
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll)× Posisjon</b>	p= 0,151 F= 2,35	p= 0,01 F= 10,32	p= 0,124 F= 2,73	p= 0,213 F= 1,73	
<b>Elv</b>					p< 0,0001 F= 12,01



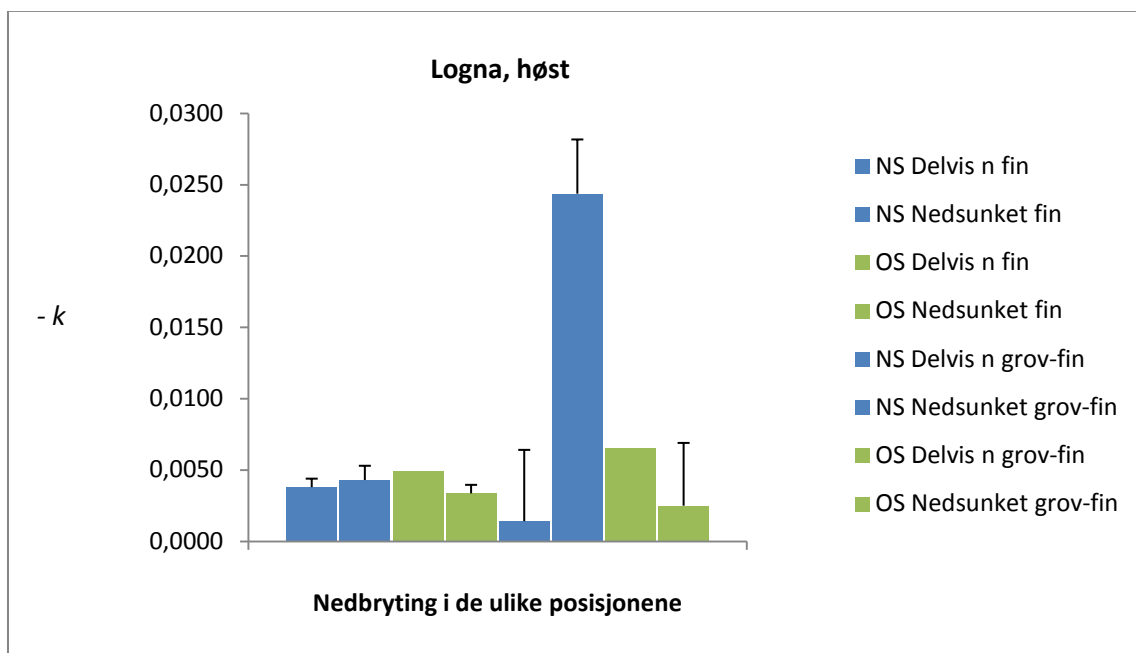
**Figur 8:** Gjennomsnittlig nedbrytingsrate  $k$  per dag med standard avvik (feilfelt) for de ulike forsøkene i Vallaråi høst 2009. NS (blå)= Nedstrøms kraftverk, OS (grønn)= Oppstrøms kraftverk, Delvis n= delvis nedsunket. Figurforklaringene fra topp til bunn forklarer søylene fra venstre mot høyre.



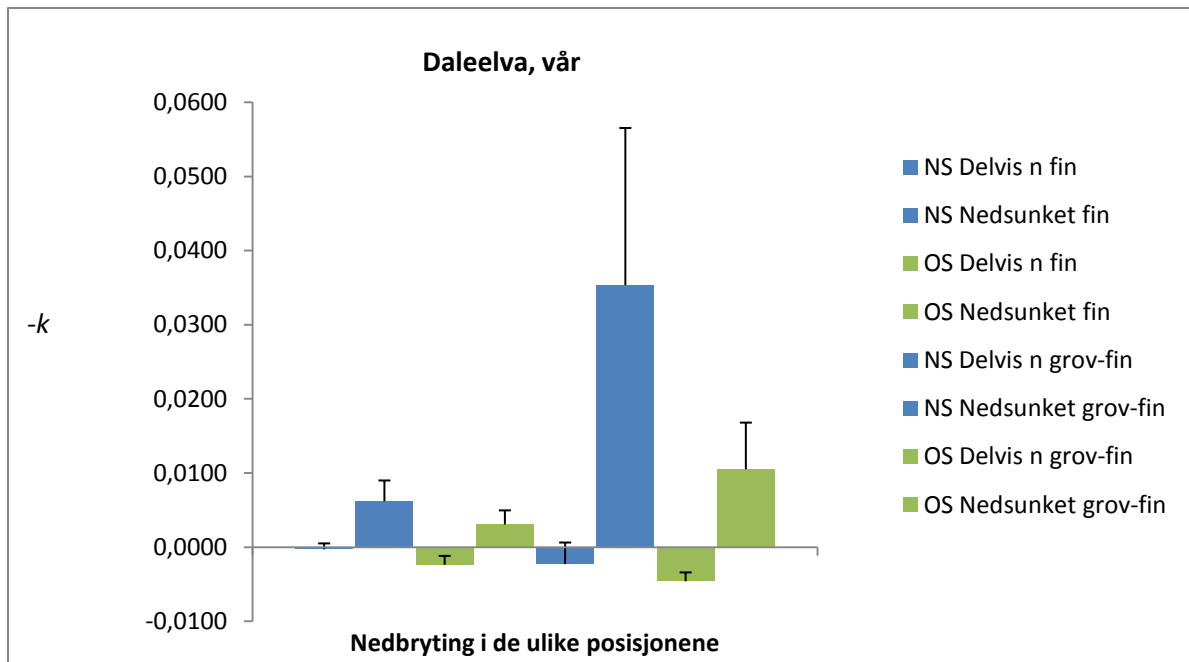
**Figur 9:** Gjennomsnittlig nedbrytingsrate  $k$  per dag med standard avvik (feilfelt) for de ulike forsøkene i Vallaråi vår 2010. NS (blå)= Nedstrøms kraftverk, OS (grønn)= Oppstrøms kraftverk, Delvis n= delvis nedsunket. Figurforklaringene fra topp til bunn forklarer søylene fra venstre mot høyre.



**Figur 10:** Gjennomsnittlig nedbrytingsrate  $k$  per dag med standard avvik (feilfelt) for de ulike forsøkene i Logna våren 2010. NS (blå)= Nedstrøms kraftverk, OS (grønn)= Oppstrøms kraftverk, Delvis n= delvis nedsunket. Figurforklaringene fra topp til bunn forklarer søylene fra venstre mot høyre.



**Figur 11:** Gjennomsnittlig nedbrytingsrate  $k$  per dag med standard avvik (feilfelt) for de ulike forsøkene i Logna høsten 2010. NS (blå)= Nedstrøms kraftverk, OS (grønn)= Oppstrøms kraftverk, Delvis n= delvis nedsunket. Figurforklaringene fra topp til bunn forklarer søylene fra venstre mot høyre.



**Figur 12:** Gjennomsnittlig nedbrytingsrate  $k$  per dag med standard avvik (feilfelt) for de ulike forsøkene i Daleelva våren 2010. NS (blå)= Nedstrøms kraftverk, OS (grønn)= Oppstrøms kraftverk, Delvis n= delvis nedsunkenet. Figurforklaringene fra topp til bunn forklarer søylene fra venstre mot høyre.

**Tabell 4:** Resultatet fra t – test Logna høst, nedsunkenet nedstrøms mot nedsunkenet oppstrøms, grov ÷ fin= bunndyr og fin= mikrobiell nedbryting. 2 – halet p= signifikans, n= antall observasjoner, t – statistikk= testestimator, SD= standard avvik, Gj.snitt= gjennomsnitt.

Elv	Logna (høst)	
	grov÷fin	fin
Maskevidde		
n	8	8
Gj.snitt ± SD nedsunkenet, nedstrøms	-0,0244 ± 0,0038	-0,0043 ± 0,0010
Gj.snitt ± SD nedsunkenet, oppstrøms	-0,0025 ± 0,0044	-0,0034 ± 0,0006
2 - halet p	0,0004	0,1293
t - statistikk	-7,06	-1,76

**Tabell 5:** Resultatet fra t – test Logna høst, nedstrøms delvis nedsunket (del.nedsunket) mot nedstrøms nedsunket, grov ÷ fin= bunndyr og fin= mikrobiell nedbryting. 2 – halet p= signifikans, n= antall observasjoner, t – statistikk= testestimator, SD= standard avvik, Gj.snitt= gjennomsnitt.

Elv	Logna (høst)	
	grov÷fin	fin
Maskevidde		
n	8	8
Gj.snitt ± SD nedstrøms, del.nedsunket	-0,0014 ± 0,005	-0,0038 ± 0,0006
Gj.snitt ± SD nedstrøms, nedsunket	-0,0024 ± 0,0038	-0,0043 ± 0,0009
2 - halet p	0,0005	0,3822
t - statistikk	6,75	0,94

### 3.1.2 Mikrobiell nedbryting

Den mikrobielle nedbrytingen har i følge ANOVA gått raskere nedstrøms kraftverk (tabell 6) i Logna (vår) enn oppstrøms (F= 21,75, p= 0,0003, DF= 1).

Resultatene viser også at det har vært raskere nedbryting i nedsunket posisjon enn delvis nedsunket posisjon (F= 7,07, p= 0,017, DF= 1).

Det samme mønsteret finner vi også i Daleelva med raskere nedbryting nedstrøms enn oppstrøms (F= 7,23, p= 0,01, DF= 1) og nedsunket posisjon enn delvis nedsunket posisjon (F= 38,3, p= <0,0001, DF= 1).

Generelt for alle tre elvene var det raskere nedbryting nedsunket enn delvis nedsunket (F= 20,39, p< 0,0001, DF= 1), (tabell 6).

I Vallaråi ble det derimot ikke påvist forskjeller i den mikrobielle nedbrytingen verken i høst eller vårsesongen.

T – testene fra Logna høst, mikrobiell nedbryting (fine nettingposer) viste ingen signifikante verdier (tabell 4 og 5).

**Tabell 6:** Resultater fra 2- veis ANOVA. Nedbryting løv, fin maskevidde (mikrobiell nedbryting). Verdiene er gjennomsnitt nedbrytingsrate ( $k$ ) pr dag. SD= standard avvik, n= antall observasjoner, p= signifikans, F= testestimator, Gj.snitt= gjennomsnitt.

	Vallaråi (høst)	Vallaråi (vår)	Daleelva	Logna (vår)	Elv, vår(Vallaråi, Daleelva, Logna)
<b>n</b>	20	12	16	20	48
<b>Gj.snitt±SD oppstrøms</b>	-0,0096 ± 0,0039	-0,0074 ± 0,0082	-0,0004 ± 0,0034	-0,0010 ± 0,0014	-0,0025 ± 0,0052
<b>Gj.snitt±SD nedstrøms</b>	-0,0081 ± 0,0052	-0,0008 ± 0,0024	-0,0031 ± 0,0042	-0,0048 ± 0,0026	-0,0027 ± 0,0038
<b>Gj.snitt±SD del. nedsunken</b>	-0,0086 ± 0,0026	-0,0018 ± 0,0049	0,0013 ± 0,0014	-0,0018 ± 0,0025	0,0003 ± 0,0024
<b>Gj.snitt±SD nedsunken</b>	-0,0092 ± 0,0061	-0,0064 ± 0,0078	-0,0049 ± 0,0030	-0,0039 ± 0,0029	-0,0049 ± 0,0045
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll)</b>	p= 0,452 F= 0,59	p= 0,092 F= 3,68	p= 0,01 F= 7,23	p= 0,0003 F= 21,75	p= 0,81 F=0,06
<b>Posisjon ( del. nedsunken/ nedsunken)</b>	p= 0,762 F= 0,10	p= 0,223 F= 1,74	p <0,0001 F= 38,32	p= 0,017 F= 7,07	p< 0,0001 F= 24,34
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll) × Posisjon</b>	p= 0,087 F= 3,33	p= 0,683 F= 0,18	p= 0,55 F= 0,38	p= 0,307 F= 1,12	
<b>Elv</b>					p= 0,53 F=0,65



### 3.1.3 Bunndyr

Totalt sett fant vi 36 arter bunndyr fordelt på de tre elvene (vedlegg 3). Totalt antall individer for alle tre elver er  $n=1281$  (Vedlegg 3). Høyeste antall bunndyr ble funnet nedstrøms i Daleelva med 518 individer (Vedlegg 3).

Bunndyr er satt i system etter funksjonelle grupper som shredders, grazers, filtrators, collectors og predators jfr. Vedlegg 3 (Cummins, 1973; Merritt & Cummins, 1978; Malmqvist et al., 1978). Som forventet er den funksjonelle gruppen shredders den mest tallrike med 44 % ( $n=563$ ) av totalt antall individer og den minst tallrike var grazers med 0,54 % ( $n=7$ ). Antall arter fordelt på funksjonelle grupper var for shredders: 16, predatorer: 9, collectors: 7, filtering feeders: 3 og grazers: 2 arter.

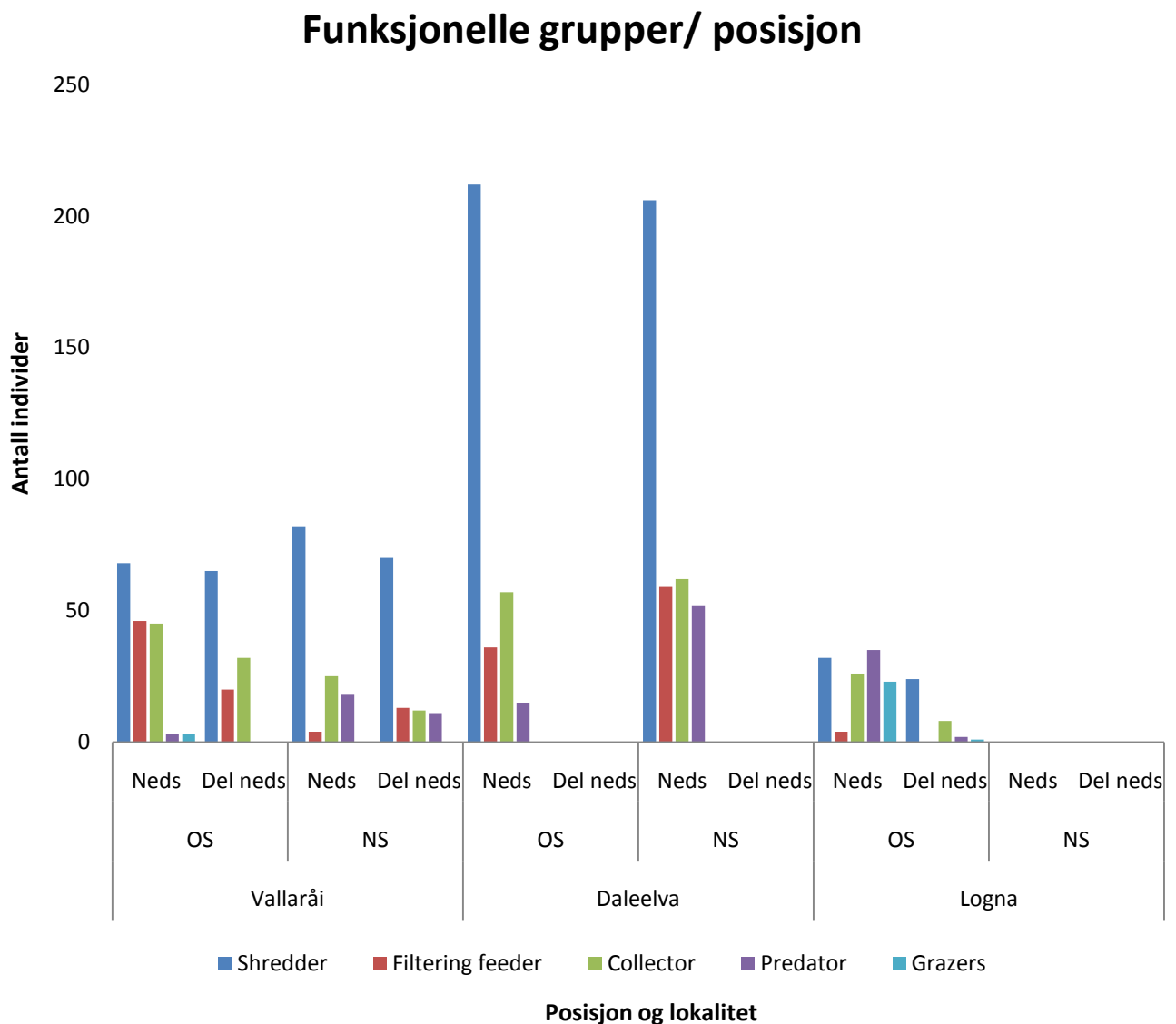
To arter, *Amphinemura borealis* (Morton) ( $n=236$ ) og *Amphinemura sulcicollis*, (Stephens) ( $n=235$ ) viste seg å være svært tallrike og utgjør hele 83 % av den funksjonelle gruppen shredders (tabell 7), og gruppen shredders ( $n=563$ ) utgjør 43 % av alle de funksjonelle gruppene. Innen gruppen shredders fant vi totalt 14 arter (tabell 7).

Generelt for alle tre elvene fant vi flere shredders nedsunket ( $n=600$ ) enn delvis nedsunket ( $n=159$ ) og flere shredders oppstrøms ( $n=401$ ) enn nedstrøms ( $n=358$ ), (Figur 13).

Flest shredders fant vi i Daleelva ( $n=323$ ) fordelt på 20 grove nettingposer, (Vedlegg 4). Lavest antall shredders funnet var  $n=21$ , både i Logna og i Vallaråi (høst). I Vallaråi høst fant vi ingen bunndyr i de 10 grove nettingposene som var plassert nedstrøms kraftverk. Det samme gjelder for Logna, nedstrøms kraftverk (Vedlegg 3).

Vi testet PIE (Probability of interspecific encounter) for alle tre elvene med Mann Whitney U test. Det viste seg at det var en trend for alle elvene mellom forholdet bunndyr nedsunket og bunndyr delvis nedsunket, og at vi fikk de høyeste verdiene for nedsunket posisjon. Resultatene for Vallaråi vår og Daleelva var signifikante (Vallaråi vår: 2 – halet  $p=0,0011$  og Dale: 2 – halet  $p<0,0001$ ). For Logna var ikke resultatene signifikante (2 – halet  $p=0,57$ ) men viste samme trend. Logna viste statistisk signifikant høyere jevnhet blant artene oppstrøms enn nedstrøms (2 – halet  $p=0,0015$ ). De andre elvene viste samme trend, men ikke signifikante verdier.

Vi testet Shannon Wiener indeks på samme måte og fikk de samme resultatene fra testene som ved PIE. I Daleelva og Vallaråi vår viste resultatene statistisk signifikant høyere artsdiversitet nedsunken enn delvis nedsunken, henholdsvis (2 – halet  $p < 0,0001$ ) og (2 – halet  $p = 0,0017$ ). Logna viste samme trend, men ikke signifikante verdier. Logna viste statistisk signifikant høyere artsdiversitet oppstrøms enn nedstrøms (2 – halet  $p = 0,0015$ ). De andre elvene viste samme trend, men ikke signifikante verdier.



**Figur 13:** OS= oppstrøms, NS= nedstrøms, Neds= nedsunken og Del neds= delvis nedsunken. Figuren viser hvor mange individer i hver gruppe og hvor de ble funnet i elvene. Der det ikke er noen stolper ble det ikke funnet noen individer. For Vallaråi er resultater for høsten 2009 og våren 2010 med (ingen bunndyr funnet nedstrøms høsten 2009).

**Tabell 7:** Viser alle artene som ble funnet innen gruppen shredders for de tre elvene, samt prosentvis fordeling. Antall tot= hvor mange individer av hver art som ble funnet, % av tot shr= hvor mange prosent arten utgjør i gruppen shredders. TT= Taksonomisk tilhørighet P= Plecoptera (steinfluer) og T= Trichoptera (vårfluer).

Art	TT	Vallaråi	Daleelva	Logna	Antall tot	% av tot shr
<i>Capnia atra</i>	P	1	0	0	1	0,2
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	P	7	0	0	7	1,3
<i>Protonemura meyeri</i>	P	6	11	0	17	3,0
<i>Potamophylax cingulatus</i>	T	1	0	5	6	1,1
<i>Potamophylax latipennis</i>	T	6	0	0	6	1,1
<i>Potamophylax nigricornis</i>	T	1	0	0	1	0,2
<i>Potamophylax sp</i>	T	3	0	0	3	0,5
<i>Nemurella pictetii</i>	P	0	1	0	1	0,2
<i>Nemoura flexuosa</i>	P	6	2	0	8	1,4
<i>Leuctra hippopus</i>	P	0	2	0	2	0,4
<i>Lepidostoma hirtum</i>	T	3	0	4	7	1,3
<i>Halesus tessellatus</i>	T	8	1	1	10	1,8
<i>Amphinemura sp</i>	P	4	0	0	4	0,7
<i>Amphinemura standfussi</i>	P	14	0	0	14	2,5
<i>Amphinemura borealis</i>	P	73	153	10	236	42,3
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	P	82	152	1	235	42,1
<b>Sum</b>		<b>215</b>	<b>322</b>	<b>21</b>	<b>558</b>	<b>100</b>

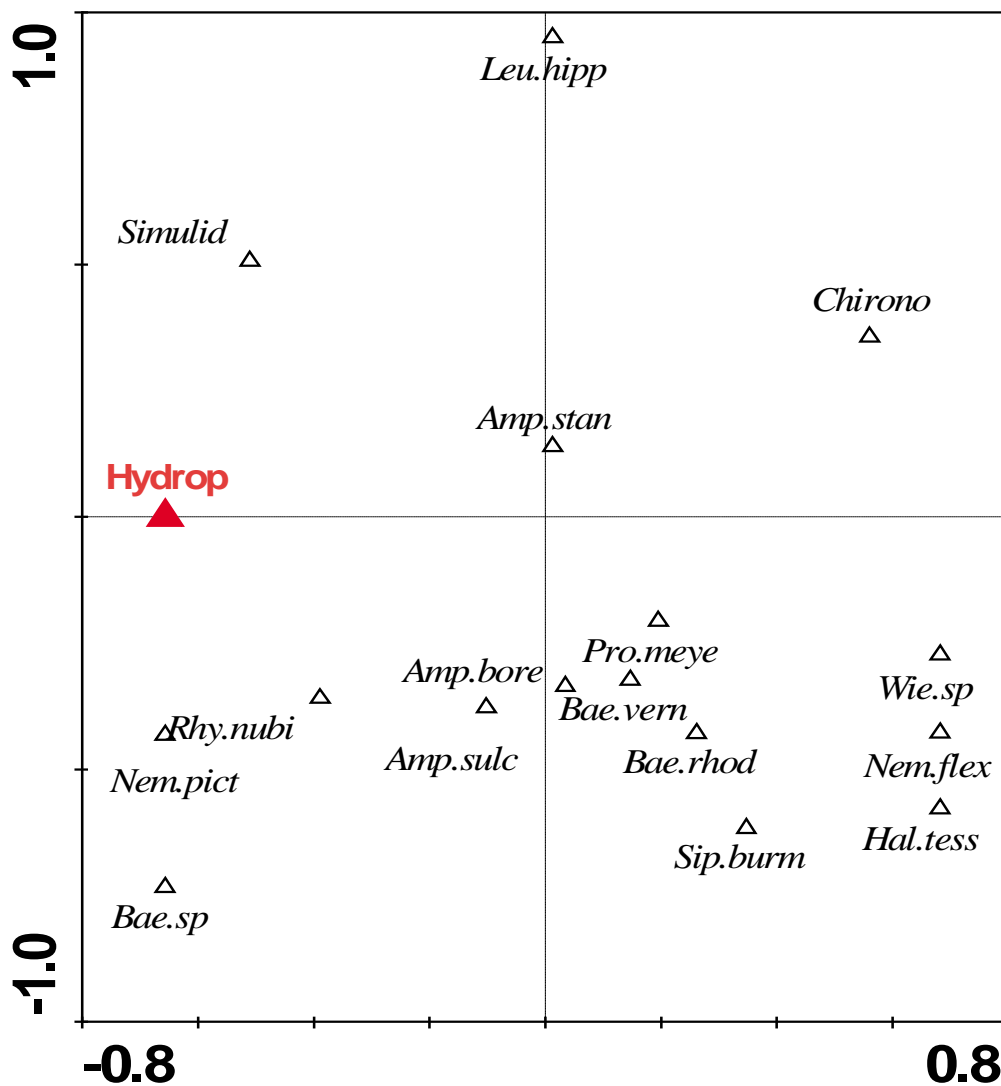
## CCA - analyse

For daleelva (figur 14) er resultatene for effekt av effektkjøring på bunndyrarter signifikante,  $F= 3,66$ ,  $p= 0,004$ . Artene *Rhyacophila nubila* (Zetterstedt), *Nemouara pictetii* (Klapalek), *Baetis sp.* og familien *Simoulidae* er mer tilknyttet nedstrøms kraftverk. *Amphinemura sulcicollis*, *Amphinemura borealis*, *Amphinemura standfussi*, (Ris) og *Leuctra hippopus*, (Kempny) ser ut til å være like tilknyttet til nedstrøms kraftverk som oppstrøms kraftverk. Artene til høyre er mer tilknyttet oppstrøms kraftverk. Vi fant ingen bunndyr delvis nedsunken i Daleelva

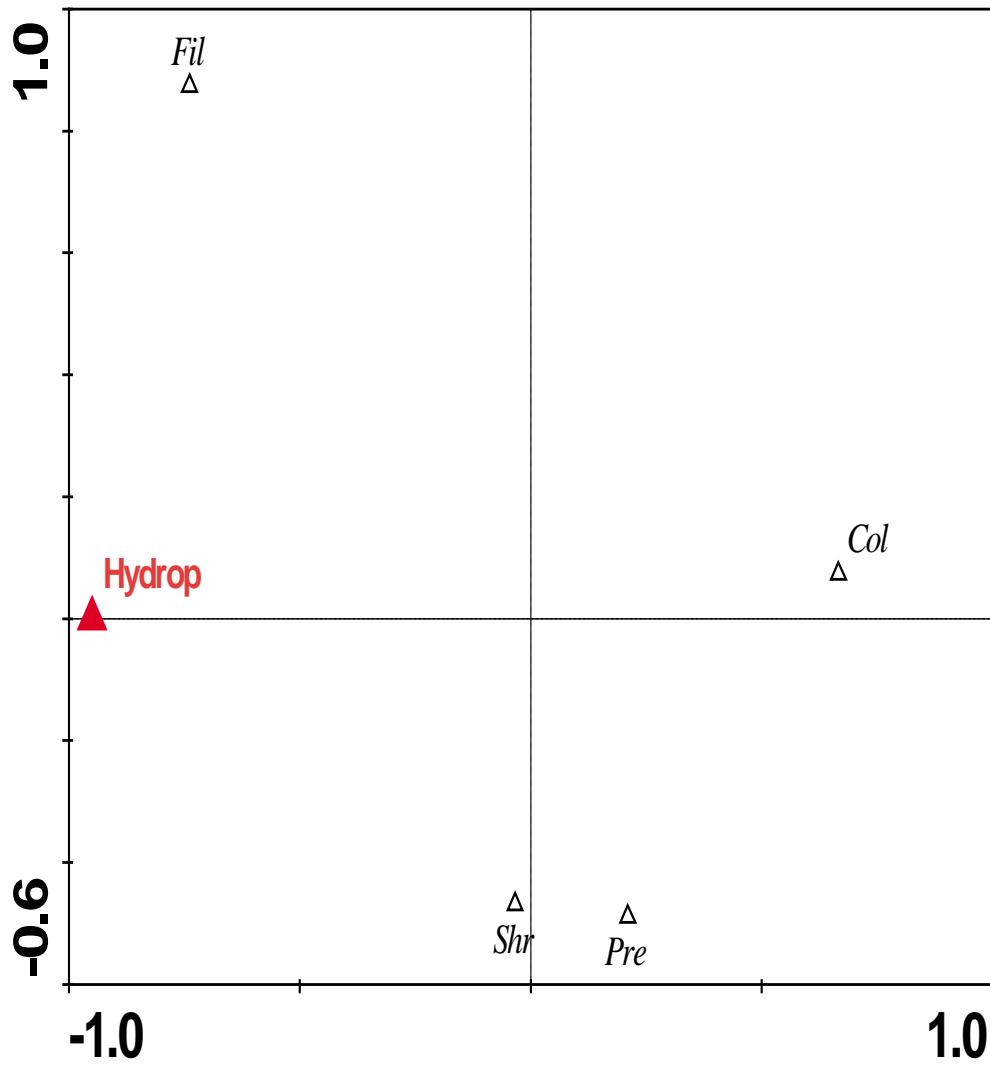
Det var også signifikante resultater på effektkjøring og funksjonelle grupper i Daleelva (figur 15),  $F= 5,35$ ,  $p=0,004$ . Det ser ut til at den funksjonelle gruppen filtering feeders er tilknyttet nedstrøms kraftverk, mens collector gatherers knytter seg til oppstrøms kraftverk. For shredders og predators kan vi ikke si noe om tilknytning til noen av områdene.

I Logna (figur 16) ser det ut til at det er en effekt av tørrlegging på de funksjonelle gruppene,  $F=3,04$ ,  $p=0,01$ . De funksjonelle gruppene filter feeders og predators mer knyttet til permanent vanddekt areal enn shredders og grazers.

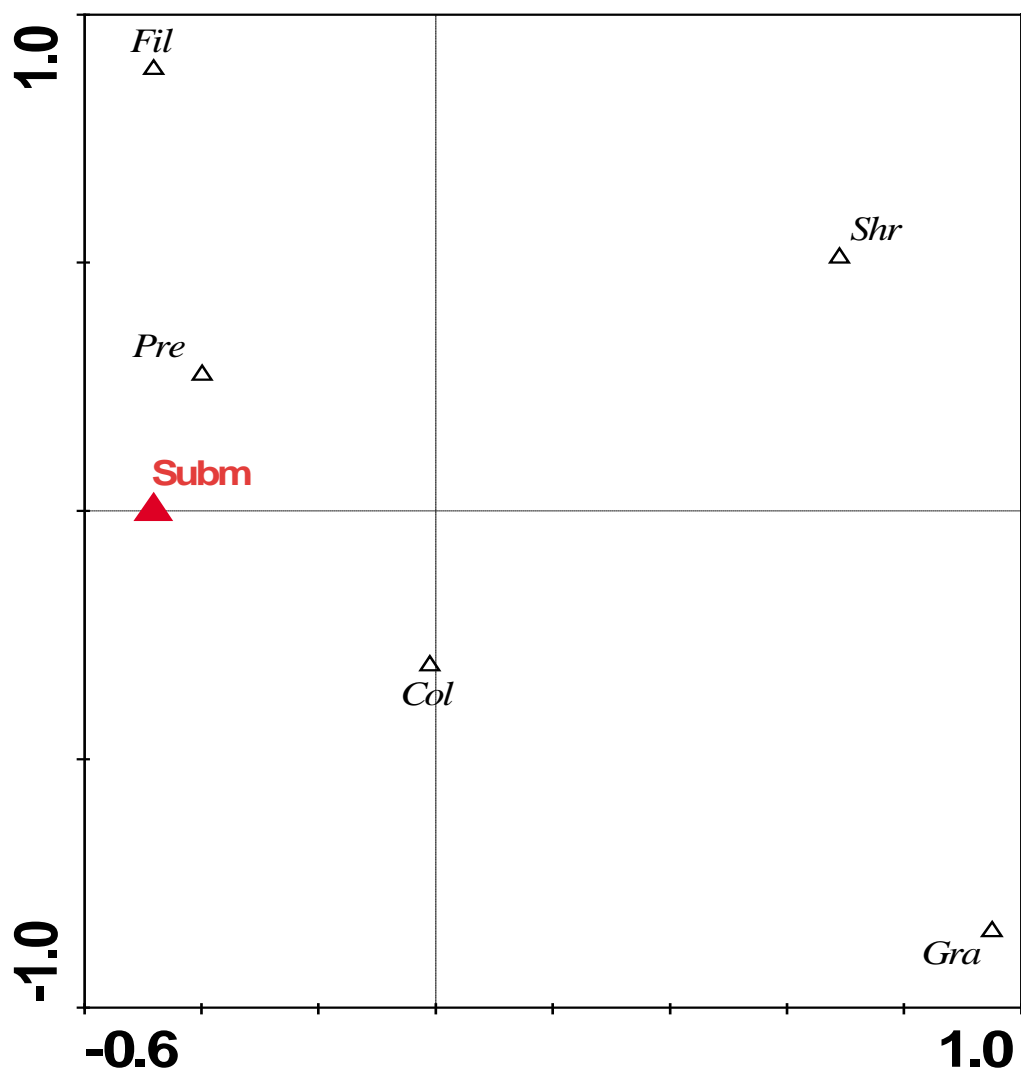
I Vallaråi fikk vi ingen signifikante resultater av effektkjøring eller tørrlegging, verken på arts sammensetning eller på de funksjonelle gruppene. Vi fikk heller ikke signifikante resultater på effekt av effektkjøring eller tørrlegging på artene i Logna.



**Figur 14:** Viser Daleelva, hvor effekt på arter av effektkjøring og tørrlegging er testet. Eigenvalues Akse 1= 0,310, akse 2= 0,364, akse 3= 0,192.  $F=3,66$ ,  $p=0,004$  (effektkjøring). Her fant vi ingen bunndyr delvis nedsunket - ingen effekt av tørrlegging. Hydrop= effektkjøring.



**Figur 15:** Viser Daleelva, hvor det er testet for effekt av effektkjøring og tørlegging på funksjonelle grupper. Eigenvalues: Akse 1= 0,272, akse 2= 0,309, akse 3= 0,097.  $p=0,004$ ,  $F = 5, 35$ . Fil= filtering feeders, Pre= predators, Col= collecting gatherers, Shr=shredders og Gra= grazers. Ingen bunndyr funnet I fluktuasjonssonen - ingen effekt av tørlegging.

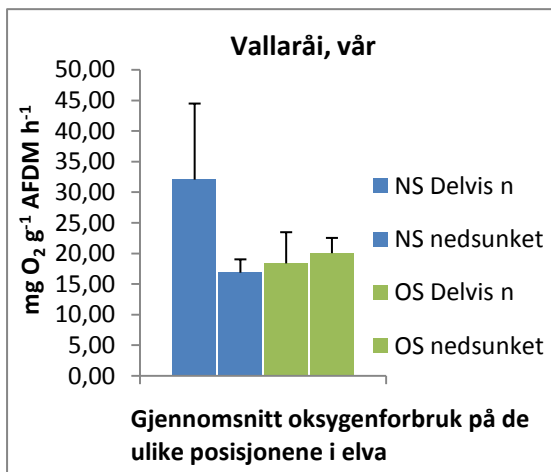


**Figur 16:** Viser Logna hvor effekt av effektkjøring og tørrlegging er testet på funksjonelle grupper. Eigenvalues: Akse 1= 0,164, akse 2= 0, 237, akse 3= 0,159. F = 3,04, p = 0,01. Subm= nedsunket, Fil= filtering feeders, Pre= predators, Col= collecting gatherers, Shr=shredders og Gra= grazers. Ingen bunndyr funnet nedstrøms - ingen effekt av effektkjøring.

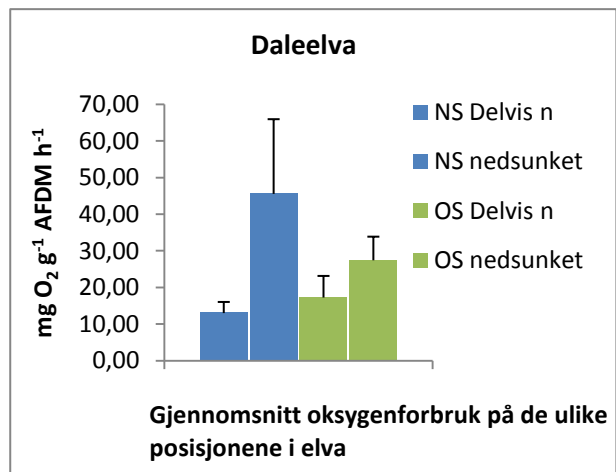
### 3.2 Oksygenforbruk - løv og sediment

Resultatene (2 veis ANOVA) for Logna viste at det var vesentligere høyere oksygenforbruk nedstrøms enn oppstrøms ( $F= 9,7$ ,  $p= 0,009$ ,  $DF= 1$ ), men vi fikk ingen statistiske signifikante forskjeller mellom effektkjøring/ kontroll (nedstrøms/ oppstrøms) i Vallaråi og Daleelva. På posisjon (delvis nedsunket/ nedsunket) var det signifikant høyere oksygenforbruk nedsunket enn delvis nedsunket i Daleelva ( $F= 9,6$ ,  $p= 0,015$ ,  $DF= 1$ ). Det var derimot ingen signifikans på Vallaråi og Logna. Gjennomsnittlig oksygenforbruk (mikrobiell nedbryting) på løv i alle tre elvene oppstrøms varierte fra  $10,19 \pm 7,76$  SD til  $22,38 \pm 7,71$  SD  $\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1}$  AFDM  $\text{h}^{-1}$  og nedstrøms fra  $22,27 \pm 9,09$  SD til  $29,00 \pm 22,40$  SD  $\text{mg O}_2 \text{ g}^{-1}$  AFDM  $\text{h}^{-1}$ . Alle verdiene er resultater fra oksygenforbruk på løv. Figur 17 viser gjennomsnittlig oksygenforbruk på de ulike posisjonene i elva

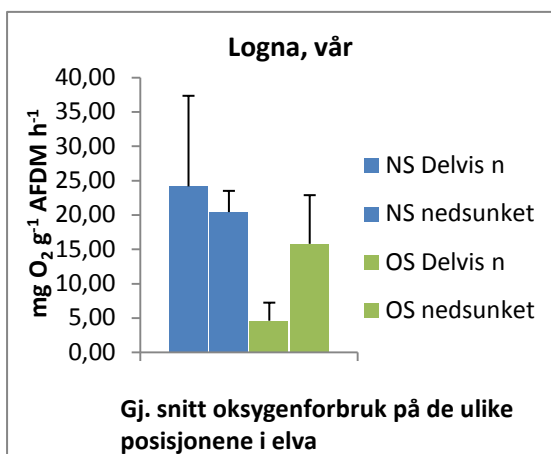
a)



b)



c)



Figur 17: Gjennomsnittlig oksygenforbruk i a) Vallaråi, b) Daleelva, c) Logna med standard avvik (feilfelt). NS= nedstrøms, OS= oppstrøms, Delvis n= delvis nedsunket.

### 3.3 Alge biomasse i elva

Logna har i gjennomsnitt vesentlig større mengder (mg) alger/ cm<sup>2</sup> enn Daleelva og Vallaråi (F= 5,1, p= 0,02, DF= 2), (tabell 8). Resultatet av 2 veis ANOVA på alge biomasse viste at Logna har signifikant større mengder alger oppstrøms og nedsunket henholdsvis (F= 38,1, p= 0,0003, DF= 1), og (F= 54,1, p< 0,0001, DF= 1) enn nedstrøms og delvis nedsunket. Daleelva fant vi derimot ingen statistisk signifikante forskjeller på distribusjon av alge biomasse.

Gjennomsnittlig alge biomasse fra de to elvene oppstrøms varierte fra 1,1 ± 0,5 SD til 8,13 ± 6,0 SD mg/cm<sup>2</sup> og nedstrøms fra 1,5 ± 0,6 SD til 2,53 ± 1,8 SD mg/cm<sup>2</sup>, (tabell 8).

Tilsvarende resultater fra Vallaråi mangler, pga for få replikater og ubalanserte data.

I Vallaråi og Logna varierte gjennomsnittlig mengde µg Chl a/cm<sup>2</sup> oppstrøms varierte fra 0,68 ± 0,7 SD til 1,16±0,89 SD µg Chl a/cm<sup>2</sup> og nedstrøms varierte det fra 0,58 ± 0,45 SD til 0,83 ± 0,7 SD µg Chl a/cm<sup>2</sup> (tabell 9). Resultatene indikerte ingen statistisk signifikante forskjeller mellom effekt og kontroll eller posisjon verken hos Vallaråi og Logna. Vi har dessverre færre data fra Daleelva (pga manglende replikater), men resultatet fra t – testene i Daleelva (tabell 10) viste at det er høyere klorofyll – verdier oppstrøms nedsunket enn delvis nedsunket (t - statistikk= -11,59, 2 – halet p= 0,0003, DF= 4). Det var derimot ingen statistisk signifikans på forskjeller mellom klorofyll nedstrøms delvis nedsunket og oppstrøms delvis nedsunket, (vedlegg 2 a).

**Tabell 8:** Resultat av 2 veis ANOVA på algebiomasse (mg) i elva. Gj.snitt= gjennomsnitt, n= antall observasjoner, SD= standard avvik, del.nedsunket= delvis nedsunket, p= signifikans, F= testestimator.

	Daleelva	Logna (vår)	Elv, vår(Vallaråi, Daleelva, Logna)	Elv, vår(Daleelva, Logna)
<b>n</b>	8	12	24	16
<b>Gj.snitt±SD oppstrøms</b>	1,1 ± 0, 5	8,13 ± 6,0	3,93 ± 1,40	
<b>Gj.snitt±SD nedstrøms</b>	1,5 ± 0, 6	2,53 ± 1,8	1,90 ± 0,36	
<b>Gj.snitt±SD del. nedsunket</b>	1,1 ± 0, 2	2,0 ± 1,4		1,70 ± 1,28
<b>Gj.snitt±SD nedsunket</b>	1,5 ± 0, 8	8,67 ± 5,5		5,45 ± 5,58
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll)</b>	p= 0,275 F= 1,60	p= 0,0003 F= 38,14	p= 0,096 F= 3,08	



<b>Posisjon (del. nedsunken/ nedsunken)</b>	p= 0,275 F= 1,60	p< 0,0001 F= 54,05	p= 0,02 F= 6,66
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll) × Posisjon</b>	p= 0,131 F= 3,60	p= 0,002 F= 19,46	
<b>Elv</b>			p= 0,02 F= 5,08

**Tabell 9:** Resultat av 2 veis ANOVA for klorofyllmålinger av algebiomasse i elva. Gj.snitt= gjennomsnitt, n= antall observasjoner, SD= standard avvik, del.nedsunken= delvis nedsunken, p= signifikans, F= testestimator.

	<b>Vallaråi (vår)</b>	<b>Logna (vår)</b>	<b>Elv, vår(Vallaråi, Daleelva, Logna)</b>
<b>n</b>	12	8	12
<b>Gj.snitt±SD oppstrøms</b>	0,683 ± 0,704	1,166 ± 0,896	0,447 ± 0,391
<b>Gj.snitt±SD nedstrøms</b>	0,583 ± 0,457	0,837 ± 0,711	0,325 ± 0,275
<b>Gj.snitt±SD del. nedsunken</b>	0,709 ± 0,682	0,768 ± 0,765	0,328 ± 0,314
<b>Gj.snitt±SD nedsunken</b>	0,557 ± 0,481	1,235 ± 0,806	0,396 ± 0,348
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll)</b>	p= 0,693 F= 0,17	p= 0,446 F= 0,71	p= 0,53 F= 0,45
<b>Posisjon (del. nedsunken/ nedsunken)</b>	p= 0,553 F= 0,38	p= 0,297 F= 1,44	p= 0,72 F= 0,14
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll) × Posisjon</b>	p= 0,010 F= 11,17	p= 0,052 F= 7,50	
<b>Elv</b>			p= 0,21 F= 2,06

**Tabell 10:** Resultat fra t- test på klorofyll i Daleelva, oppstrøms, delvis nedsunken mot oppstrøms nedsunken. Gj.snitt= gjennomsnitt, n= antall observasjoner, SD= standard avvik, del.nedsunken= delvis nedsunken, 2 – halet p= signifikans, t – statistikk= testestimator.

	Daleelva
<b>n</b>	6
<b>Gj.snitt ± SD oppstrøms, del. nedsunken</b>	0,78 ± 0,14
<b>Gj.snitt ± SD oppstrøms, nedsunken</b>	1,86 ± 0,07
<b>2 - halet p</b>	0,0003
<b>t - statistikk</b>	-11,59

Resultatene (p-verdiene) fra de to forskjellige metodene (alge biomasse (AFDM) og klorofyll) viste ikke samme trend. Klorofyll måler på levende alger, mens AFDM – målinger måler hele alge biomassen (døde alger, sopp, bakterier m.m.).

### 3.4 Detritus mengde i elvene

En 2 veis ANOVA test viste at det var signifikant større mengde detritus per m<sup>2</sup> oppstrøms kraftverk enn nedstrøms kraftverk (kontroll/effekt) i Vallaråi vår (F= 6,93, p = 0,03), (tabell 11). Det var ingen flere påviselige effekter av behandlingene oppstrøms/ nedstrøms eller nedsunken/ delvis nedsunken for noen av elvene, ingen statistisk signifikante forskjeller på detritus mengde mellom elvene. Størst mengde detritus per m<sup>2</sup> fant vi på våren i Vallaråi.

Resultatet fra t – testene i Daleelva viste ingen signifikante forskjeller på detritusmengde verken oppstrøms mot nedstrøms eller delvis nedsunken mot nedsunken (vedlegg 2 b og c).

Ved en Pearson korrelasjonstest fant vi en motsatt sammenheng mellom detritusmengde og shredders i Vallaråi høst (t- statistikk= -4,8, 2 – halet p= 0,04, DF= 2). Logna (vår), Vallaråi (vår) og Daleelva viste ingen signifikante verdier for samvariasjon detritusmengde og shredders (tabell 12).

**Tabell 11:** Resultat av 2 veis ANOVA på detritusmengde i elva, g/m<sup>2</sup>. Gj.snitt= gjennomsnitt, n= antall observasjoner, SD= standard avvik, del.nedsunket= delvis nedsunket, p= signifikans, F= testestimator.

	Vallaråi (høst)	Vallaråi (vår)	Logna (vår)	Elv, vår(Vallaråi, Daleelva, Logna)
<b>n</b>	12	12	12	18
<b>Gj.snitt±SD oppstrøms</b>	0,005 ± 0,003	0,071 ± 0,091	0,009 ± 0,012	0,008 ± 0,01
<b>Gj.snitt±SD nedstrøms</b>	0,016 ± 0,009	0,010 ± 0,005	0,005 ± 0,003	0,01 ± 0,008
<b>Gj.snitt±SD del. nedsunket</b>	0,010 ± 0,008	0,029 ± 0,050	0,011 ± 0,011	0,004 ± 0,002
<b>Gj.snitt±SD nedsunket</b>	0,011 ± 0,009	0,053 ± 0,088	0,003 ± 0,001	0,006 ± 0,005
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll)</b>	p= 0,030 F= 6,93	p= 0,157 F= 2,43	p= 0,425 F= 0,71	p= 0,6 F= 0,28
<b>Posisjon (del. nedsunket/ nedsunket)</b>	p= 0,967 F= 0,00	p= 0,547 F= 0,40	p= 0,155 F= 2,47	p= 0,43 F= 0,68
<b>Effektkjøring (Effekt/kontroll) × Posisjon</b>	p= 0,391 F= 0,82	p= 0,463 F= 0,59	p= 0,321 F= 1,12	
<b>Elv</b>				p= 0,36 F= 1,13

**Tabell 12:** Resultat av Pearson korrelasjonstest på detritusmengde og shredders. 2 – halet p= signifikans, n= antall observasjoner, r- statistikk= koeffisient, t- statistikk= testestimator.

	Vallaråi (vår)	Vallaråi (høst)	Daleelva	Logna
<b>n</b>	4	4	4	4
<b>r- statistikk</b>	0,11	-0,96	0,46	0,23
<b>t- statistikk</b>	0,15	-4,87	0,73	0,33
<b>2-tailed p</b>	0,89	0,039	0,54	0,77

### 3.5 Begroing og beiting på keramiske fliser

Det hadde festet seg lite med alger på flisene etter begroingsfasen, som varte i 60 til 80 dager. Startet likevel med beiteprosessen. Etter fullført beiteprosess fant vi ingen signifikante forskjeller innen elv i henholdsvis Daleelva (delvis nedsunket/nedsunket:  $F= 1,77$ ,  $p= 0,20$ ,  $DF= 1$ ), (effekt/kontroll:  $F= 2,28$ ,  $P= 0,15$ ,  $DF= 1$ ) og Logna (delvis nedsunket/nedsunket:  $F= 0,35$ ,  $p= 0,59$ ,  $DF= 1$ ), (effekt/kontroll:  $F= 1,06$ ,  $p= 0,36$ ,  $DF= 1$ ) etter å ha kjørt en 2 veis ANOVA. I Vallaråi hadde vi ikke nok replikater til å teste. Etter som det var generelt lite alger etter begroingen, fikk vi heller ingen betydelig nedbryting.

## 4 Diskusjon

### Nedbryting løv – bunndyr og mikrober

Gråor kan i følge Schindler & Gessner (2009) settes i kategorien rask nedbrytbar sammen med ask (*Fraxinus excelsior*, L.) og alm (*Ulmus glabra*, Huds.). Dette står i kontrast til Campbell et al. (1992) og Stewart (1992). De som hevdet at man ikke kunne kategorisere løv - artene etter rask, medium og sen nedbryting, fordi det ikke er bare de fysiske/ kjemiske egenskapene til løvet som er utslagsgivende. Dette må ses i sammenheng med flere faktorer (Suberkopp et al., 1976; Linklater, 1995). Nedbrytingen kan påvirkes i vel så stor grad av habitatenes fysiske egenskaper, næringsstoffer, temperatur, mikroorganismer og bunndyr - aktivitet (Linklater, 1995). Temperaturen i økosystemene er en viktig faktor som er betydningsfull for nedbrytingen av organisk materiale. Lave temperaturer reduserer som regel aktivitetsnivået til mikrober og bunndyr, og på den måten reduseres eller bremses nedbrytingen (Robinson et al., 1998).

Vi observerte ikke noen store forskjeller i gjennomsnittstemperaturer mellom oppstrøms og nedstrøms for Vallaråi eller Dale. Logna hadde ca tre grader varmere oppstrøms enn nedstrøms men ser ikke ut til å ha påvirket nedbrytingen. Den høyeste gjennomsnittlige vannføringen under forsøksperiodene ble observert i Vallaråi (vår) ( $21,7 \text{ m}^3/\text{s} \pm 19,30 \text{ SD}$ ) og vannføringen hadde minst amplitude i Vallaråi. Både Daleelva og Logna har større forskjell i  $\text{m}^3/\text{s}$  mellom høy og lav vannføring. Under forsøksperioden lå gjennomsnittlig vannføring i Daleelva på  $11,21 \text{ m}^3/\text{s} \pm 10,18 \text{ SD}$  og kunne variere mellom  $3,32 \text{ m}^3/\text{s}$  og  $42,84 \text{ m}^3/\text{s}$  og ble jevnlig døgnregulert. Gjennomsnittlig vannføring i Logna lå på  $17,33 \text{ m}^3/\text{s} \pm 10,82 \text{ SD}$  og kunne variere ekstremt mellom  $0,60 \text{ m}^3/\text{s}$  og  $31,63 \text{ m}^3/\text{s}$ . Logna blir også jevnlig døgnregulert. Effektkjøringen er derfor mye mer ekstrem i Daleelva og Logna enn i Vallaråi som hadde klart mer bunndyrsaktivitet målt som nedbryting av løv.

Vi observerte en signifikant trend i Vallaråi vår, der nedbrytingen med bunndyr har gått noe raskere oppstrøms enn nedstrøms, og raskere nedsunket enn delvis nedsunket. Nedbrytingen var vesentlig raskere oppstrøms enn nedstrøms og det kan tyde på at effektkjøring har hatt innvirkning på nedbrytingsraten. Den samme trenden observerte vi i Vallaråi på høsten, men her var resultatene ikke signifikante. Det var også raskere nedbryting i permanent vanndekte områder enn i fluktasjonsområdene, noe som tyder på en effekt av tørrlegging.

Nedbrytingen påvirkes av flere faktorer enn temperatur som f. eks. habitatets fysiske egenskaper, og kanskje i kombinasjon med mikrobiell og bunndyr - aktivitet (Dangles et al., 2003). Den mikrobielle nedbrytingen i Vallaråi viste ingen signifikante resultater.

I den første forsøkssesongen fant vi ingen bunndyr nedstrøms kraftverk i Vallaråi, verken nedsunket eller delvis nedsunket. Dette er noe som vi ikke kan forklare, siden det ikke ser ut til at det har vært noe unormalt med tanke på temperatur eller vannføring. Det bør derimot ikke utelukkes at bunndyrene kan ha vært utsatt for ufrivillig driv, skjærspenning, effektkjøring osv. Vi har ikke noen vannparametriske målinger og kan derfor ikke si noe om vannkvaliteten i forsøksperioden.

Vi observerte at materialet i fluktueringssonen i Daleelva bare har vært under vann 16,8 % av tiden som er noe i underkant av det som er ønskelig, og det gjenspeiler seg i nedbrytingsraten med bunndyr som viser stor forskjell mellom nedsunket og delvis nedsunket område, henholdsvis  $k = 0,022 \pm 0,02$  SD og  $0,0035 \pm 0,0024$  SD. At det er positiv  $k$  i fluktuasjonssonen viser til aktiviteten fra bunndyr har vært fraværende og at det muligens har lagt seg en biofilm på materialet, og muligens at organisk biomasse har akkumulert på materialet grunnet organisk sedimentering, og dermed har minimert muligheten for en suksessfull måling av mikrobiell nedbryting. Dette vil påvirke resultatet med tanke på konsekvenser av effektkjøring. Det ble funnet et betydelig antall shredders i posene i det nedsunkne området både oppstrøms ( $n = 212$ ) og nedstrøms ( $n = 206$ ), og sammenlignet med fravær av shredders i fluktuasjonssonen ( $n = 0$ , oppstrøms og nedstrøms) kan dette ses i sammenheng med den relativt raske nedbrytingen. Generelt viste resultatene (signifikante) for Daleelva at det var raskere nedbryting i permanent vanddekte områder enn i fluktuasjonsområdene, noe som tyder på en effekt av tørrlegging. Den mikrobielle nedbrytingen var høyere nedstrøms kraftverk enn oppstrøms. Vi kan ikke påvise noen innvirkninger på nedbrytingen forårsaket av effektkjøring i Daleelva.

I Logna var nedbrytingen nedstrøms relativt rask til tross for at det var totalt fravær av shredders i posene, og at posene som skulle vært permanent under vann har stått tørt 24, 8 % av eksponeringstiden (delvis grunnet posenes plassering i elven og delvis grunnet tidvis lav vannføring). I tillegg ble lokaliteten nedstrøms automatisk kalket, og gjennomsnittstemperaturen var på  $6,5 \pm 2,79$  SD °C. Lokaliteten oppstrøms er ikke kalkbehandlet og hadde en gjennomsnittstemperatur på  $9,69 \pm 3,65$  SD °C. En undersøkelse gjort i flere elver i nord- Sverige (Mckie et al., 2006) viser til at den mikrobielle nedbrytingen

økte med økende pH, og at nedbrytingen og tettheten av bunndyr minket i de kalkede områdene. Dette kan sammenlignes med vår undersøkelse da det ser ut til at den raske nedbrytingen i Logna må skyldes en betydelig mikrobiell aktivitet, spesielt i fraværet av shredders. Det ble ikke funnet noen shredders eller andre bunndyr i Logna nedstrøms, noe som tildels kan forklares med at forsøksområdet regelmessig blir kalket fra en automatisk doseringsstasjon, men vi kan ikke skille kalkingen fra hydrologi (effektkjøring). Det ble også funnet og et relativt lite antall shredders oppstrøms (nedsunket n = 32 og delvis nedsunket n = 24). Mckie et al. (2006) fant ut i sin undersøkelse om at forekomst og diversitet av shredders minket når områdene var kalket. Løvet i nettingposene nedstrøms var dekket med sand og det kan trolig ha hatt en negativ effekt på akkumulering av bunndyr. Det fine substratet kan foretrekkes av noen typer bunndyr, men sjelden av shredders som oftest foretrekker grovere substrattyper. Det kan også tyde på en effekt av tørrlegging. Likevel er total mangel på bunndyr vanskelig å forklare.

For våre undersøkelser kom det klart frem at bunndyr, først og fremst shredders hadde innvirkning på nedbrytingsraten som underbygges i en undersøkelse fra tre elver på New Zealand (Linklater, 1995). Det finnes en rekke studier hvor det konkluderes med at effektkjøring har den effekten på bunndyr at tettheten nedstrøms utløp minsker (Cushman, 1985; Irvine, 1985; Moog, 1993). Generelt for bunndyr resultatene kan vi også konkludere med at effektkjøring har innvirkning på tettheten til shredders ved tørrlegging, når antallet for alle tre elvene var n = 600 i permanent vanddekt område og n = 159 i fluktuasjonsområdene.

*Amphinemura sp.* Er en representativ slekt for Norske vassdrag, og disse var representert i store mengder i våre forsøks elver. *Amphinemura sulcicollis* var representert med hele 42,1 % og *Amphinemura borealis*, 42,3 % av det totale antallet shredders (n = 563 = 100 %).

Jevnheten og artsdiversitet (resultatene fra Mann Whitney U – test på PIE og Shannon indeks) viste at det var høyere jevnhet og artsdiversitet hos artene som befant seg nedsunket enn delvis nedsunket. Det kan være en effekt av et mer stabilt miljø nedsunket i forhold til delvis nedsunket som vil bli tidvis tørrlagt og våtlagt. Det var også en trend av høyere jevnhet og artsdiversitet blant artene oppstrøms enn nedstrøms i alle elvene, men bare signifikante verdier i Logna. Det kan tyde på en effekt av effektkjøring.

For Daleelva ser det ut til at bunndyrene berøres av effektkjøringen. Artene *Rhyacophila nubila*, *Nemoura pictetii*, *Baetis sp.* og familien *Simoulidae* er mer tilknyttet nedstrøms kraftverk og ser ikke ut til å være påvirket av effektkjøring. *Amphinemura Sulcicollis*,

*Amphinemura borealis*, *Amphinemura standfussi* og *Leuctra hippopus* ser ut til å være like tilknyttet til nedstrøms kraftverk som oppstrøms kraftverk, og derfor kan vi ikke si noe om de takler effektkjøring eller ikke. Arter som *Nemoura flexuosa*, (Aubert), *Halesus tessellatus*, (Rambur) og *Siphonoperla burmeisteri*, (Pictet) er mer tilknyttet oppstrøms kraftverk og kan derfor være noe mer følsom for effektkjøring enn artene som er mer knyttet til nedstrøms kraftverk. Grunnen til at vi ikke ser noe effekt av tørrlegging er at vi ikke fant noen bunndyr delvis nedsunket i Daleelva. Det var også signifikante resultater på effektkjøring og funksjonelle grupper i Daleelva. Det ser ut til at den funksjonelle gruppen filtering feeders er tilknyttet nedstrøms kraftverk og er ikke beviselig berørt av effektkjøring, mens collector gatherers ikke har den samme toleransen for effektkjøring da denne gruppe knytter seg til oppstrøms kraftverk. For shredders og predators kan vi ikke si noe om tilknytning til noen av områdene. I Logna er de funksjonelle gruppene filter feeders og predators mer avhengig av permanent vanddekt areal enn shredders og grazers som mest sannsynlig kan fungere både i vanddekt areal og i fluktuasjonssonen. Effekten av tørrlegging var signifikant.

I Vallaråi fikk vi ingen signifikante resultater av effektkjøring eller tørrlegging, verken på arts sammensetning eller på de funksjonelle gruppene. Vi fikk heller ikke signifikante resultater på effekt av effektkjøring eller tørrlegging på artene i Logna.

### Oksygenforbruk - løv og sediment

Vi fikk svært høye verdier for oksygenforbruk, gjennomsnittlige verdier for alle elvene varierte fra  $16,23 \pm 10,3$  SD til  $24,5 \pm 15,1$  SD mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> AFDM h<sup>-1</sup>. Oksygenforbruk - resultater fra annen litteratur er betydelig lavere, for eksempel 1,92 og 2,27 mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> AFDM h<sup>-1</sup> for lønn (*Acer saccharum*, Marshal.), (Hill, Perrotte, 1995), for dogwood (*Cornus stolonifera*, L.) 1,5 mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> AFDM h<sup>-1</sup> og for bjørk (*Betula occidentalis*, Hook.) 0,75 mg O<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> AFDM h<sup>-1</sup> (Royer & Minshall, 2001). I Royer & Minshall (2001) viste resultatene at løv med rask nedbryting også har høy mikrobiell respirasjon, det viser hvor viktig mikrobiell prosessering er på nedbryting av gråor i elva.

Logna viste signifikant høyere oksygenforbruk nedstrøms enn oppstrøms, og vi fant samme trend for begge de andre elvene, men ikke signifikante verdier. Dette kan sees i sammenheng med resultatene fra mikrobiell nedbryting i Logna og Daleelva, som viste at det var høy



mikrobiell aktivitet nedstrøms som dermed kan forklare det høye oksygenforbruket nedstrøms.

Daleelva hadde signifikant høyere oksygenforbruk nedsunket område i forhold til delvis nedsunket, Logna viste litt samme trend.

Vi fikk ingen eller så små verdier for AFDM i sedimentprøvene at oksygenforbruk ikke kunne beregne den aerobe organiske nedbrytingen. Den mikrobielle aktiviteten i sedimentene ser derfor ut til å være svært liten.

### Alge biomasse i elva

Gjennomsnittlige alge biomasse ( $\text{mg AFDM}/\text{cm}^2$ ) verdier for Vallaråi var  $1,95 \pm 0,54$  SD, i Daleelva:  $1,24 \pm 0,51$  SD og Logna:  $5,33 \pm 5,2$  SD. AFDM- målingene fra alge biomassen i elvene viste en del forskjell fra for eksempel Coe et al. (2006), hvor det naturlige substratet hadde alge biomasse på  $0,002 \pm 0,001$  SE  $\text{mg cm}^{-2}$  i Elwha River, WA, USA og  $0,007 \pm 0,003$  SE  $\text{mg cm}^{-2}$  i Stillaguamish River, WA, USA. I Simmons et al. (2005) fikk de 2,14 og 1,85  $\text{mg AFDM cm}^{-2}$  for alge biomasse på keramiske fliser i Tygart Valley River, West Virginia, USA. Logna hadde vesentligere høyere verdier av alge biomasse (AFDM) enn de andre elvene. Det kan indikere at store deler av alge biomassen i Logna består av store andeler andre organiske komponenter enn levende alger (Aloi, 1990). Logna viste signifikant høyere alge biomasse (AFDM) oppstrøms enn nedstrøms og nedsunket i forhold til delvis nedsunket, og i tillegg signifikante verdier på samspill mellom variablene. Vesentligere høyere vanntemperatur oppstrøms på 3 °C kan være en årsak. Logna var den elva med størst og flest fluktuasjoner i løpet av eksponeringsperioden, noe som sannsynligvis forklarer lavere alge mengder nedstrøms. I Logna tyder det på at det var høyere mengder alger nedsunket enn delvis nedsunket nedstrøms grunnet stadig tørrlegging av alger. I Daleelva ble det ikke påvist signifikante forskjeller på AFDM alge biomassen

Gjennomsnittlige klorofyll a verdier ( $\mu\text{g}/\text{cm}^2$ ) for alge biomassen i elvene, Vallaråi:  $0,63 \pm 0,56$  SD, Daleelva:  $1,16 \pm 0,62$  SD og Logna:  $0,89 \pm 0,67$  SD. I Deegan et al. (1997) hadde alge biomasse (klorofyll a) i Kuparuk River, Alaska et gjennomsnitt på  $2,0 \mu\text{g}/\text{cm}^{-2}$ . Coe et al.

(2006) hadde  $0,953 \pm 0,019$  SE og  $3,2 \pm 1,31$  SE  $\mu\text{g}/\text{cm}^2$  i henholdsvis Elwha River, WA, USA og Stillaguamish River, WA, USA.

Klorofyll a verdiene i Daleelva viste signifikant høyere verdier nedsunket i forhold til delvis nedsunket oppstrøms, det kan være en effekt av naturlige fluktuasjoner på kontroll strekning.

Vi fikk ikke testet delvis nedsunket mot nedsunket nedstrøms pga mangel på data.

Komposisjonen av algearter i alge biomassen har mye å si, artene produserer forskjellige mengder klorofyll, i tillegg kan detritus forstyrre prøver med klorofyll pigmenter (Reimann 1982). I følge Wellnitz & Poff (2006) viser klorofylltall bedre sammenhenger med eksperimentelle variabler enn hva alge AFDM gjør.

### Begroing og beiting på keramiske fliser

Etter at alge begroingsprosessen viste svært lite respons videreførte det seg selvsagt til beiteprosessen. Grunnene til den dårlige algeveksten på de keramiske flisene kan være flere. I Sabater & Romani (1996) var det bakterier som koloniserte flisene først. Alger kan trenge opp til 8 uker for å vokse til et algesamfunn som er lik det naturlige algesamfunn (Sabater & Romani, 1996), så tidsperioden var lang nok i våre forsøk med 65 til 80 dager. Flisene i våre forsøk kan ha fått for dårlig sol innstråling, som er viktig for algevekst (Lowe & LaLiberte, 2006). Den mest trolige grunnen til svak algevekst er at vi plasserte de keramiske flisene med glasert side opp, noe som gir dårlig feste for alger. Murdock & Dodds (2007) testet algevekst på kunstige substrater med forskjellig overflatetopografi. De fant ut at glatte overflater (glass og glaserte fliser) samlet mindre totalt alger enn grove uglaserte flis, naturlig stein og murstein. Det underbygges av Clifford et al. (1992); Johnson (1994) og Sanson et al. (1995) som fant at grovere overflate samlet mer alger. Dette underbygges også av egne observasjoner. I annen litteratur har vi bare funnet metoder hvor uglasert side har blitt brukt (Lamberti & Resh, 1985; Sabater & Romani, 1996; Veraart et al., 2008; Flinders & Hart, 2009). Vi valgte glaserte fliser pga av den glatte overflaten, som kunne gjøre det lettere å skrape av alge massen.

I Logna var begroingsboksen fylt med alger, men alt bare fløt løst i boksen. Algene festet seg ikke til flisene, som sannsynlig kan være en konsekvens av for glatt overflate. Vi målte, men fikk ingen signifikante verdier, og de fleste stedene målte vi heller ingen nedbryting, vi målte litt påvekst. AFDM – verdiene ble rett og slett for små til å måle noen forskjeller. Når vi

plukket opp flisene fra nettingposene, fant vi heller ingen bunndyr. Resultatet fra begroingsprosessen ble mislykket, og bruk av en annen metode hadde vært å foretrekke, se Wellnitz & Poff (2006) for alternativ metode for begroing av alger på flis.

### Trepinner – mikrobiell nedbryting

Vi målte omtrent ingen nedbryting på eksperimentelle trepinner. En del trepinner viste også påvekst som en økning i masse etter at vi samlet inn det eksponerte materialet. Dette kan skyldes biofilm av bakterier og andre organiske komponenter. I Webster et al. (1999) brukte de 5 år på å følge nedbryting på små pinner i elv, med en nedbrytingsrate på  $0,0005 \text{ d}^{-1}$ . Våre trepinner ble eksponert i en periode på 38 til 45 dager, som viste seg å bli for kort tid.

Metoden synes derfor ikke egnet for de relativt korte sesongvise eksponeringstidene som ble brukt i vår undersøkelse. Ifølge Spanhoff & Meyer (2004) brytes kommersielt tre som tongue depressors litt raskere ned enn hva naturlig tre og kvister gjør, pga at slike produkter har større overflate i forhold til volum.

### Detritus mengde i elvene

Tilstedeværelse av detritus i en elv er en funksjon av strukturell heterogenitet, som kan danne steder med redusert strøm som kan akkumulere detritus (Cariss & Dobson, 1997).

Det var betydelig større mengde detritus ( $\text{g AFDM m}^{-2}$ ) i Vallaråi vår ( $0,034 \pm 0,059 \text{ SD}$ ) sammenlignet med de andre elvene, i Daleelva ( $0,0043 \pm 0,0026 \text{ SD}$ ), og Logna ( $0,0075 \pm 0,0087 \text{ SD}$ ) samt Vallaråi høst ( $0,0103 \pm 0,0074 \text{ SD}$ ). Det kan være funksjon av flere faktorer som vannføring og strømninger nedstrøms i elva eller at tilførselen av detritus fra land til elva kan ha vært større om våren. Vallaråi vår hadde også signifikant større mengde detritus nedstrøms i forhold til oppstrøms. Dette kan være en effekt av strukturell heterogenitet (Cariss & Dobson, 1997). Ingen av de andre elvene viste noen oppstrøms eller nedstrøms trend. Våre mengder av detritus blir små i forhold til Cariss & Dobson (1997) med  $16,1 \text{ g m}^{-2}$  i Stake Clough, UK og  $0,1 \text{ g m}^{-2}$  i River Goyt, UK. I Smock (1997) ble det funnet hele  $1739 \text{ g m}^{-2}$  i Buzzards Branch, Virginia, USA. Det viser at detritus mengder kan variere svært mye med elver, men også innad i elva.

Resultatet fra Pearson korrelasjonstest på detritusmengde og shredders viste i Vallaråi høst at det var mindre bunndyr, hvor det var mer detritus mengde. Grunnen for dette var at vi ikke fant noe bunndyr nedstrøms i Vallaråi denne perioden, det skyldtes nok en annen faktor. Det var ingen sammenheng mellom detritusmengder og shredders i vår studie.

## 5 Konklusjoner

Resultatene for nedbryting av løv ved mikrober og bunndyr, tyder det på at tørrlegging har negativ innvirkning på nedbrytingsraten og tetthet av bunndyr. Nedbrytingen (bunndyr og mikrober) foregår med lavere hastighet i det området av elva som blir påvirket av jevnlig fluktuasjoner (effekt av tørrlegging), sammenlignet med områdene med permanent vanndekt areal. Dette kan ses i sammenheng med at antall shredders er høyere, og aktiviteten synes å være større, der det er permanent vanndekt areal fluktuasjonsområdene. Temperatur ser ikke ut til å ha noen nevneverdig innvirkning på nedbrytingen, men det undersøkte temperaturregimet er også relativt begrenset. Vi kan ikke påvise at effektkjøring (nedstrøms kraftverk) har noen innvirkning på nedbrytingen av løv, verken mikrobiell eller med bunndyr.

Flest bunndyr (inkluderer alle funksjonelle grupper) ble funnet oppstrøms og nedsunket for alle tre elvene, og det kan tyde på at effektkjøring har en negativ påvirkning på artsdiversiteten og jevnheten blant bunndyrartene.

Oksygenforbruket i det organiske materialet var generelt høyere nedstrøms enn oppstrøms i alle tre elvene, mens en tilsvarende trend i oksygenforbruk ikke ble observert for delvis nedsunket kontra nedsunket. Dette kan tyde på høyere mikrobiell aktivitet nedstrøms kraftverk enn oppstrøms.

For alge biomasse (mg AFDM) fikk vi testbare resultater for Daleelva og Logna, og for klorofyll av alge biomasse var resultatene fra Vallaråi vår og Logna testbare. Resultatene viste ingen generelle trender. Alge biomasse i mg for Logna var signifikant høyere oppstrøms enn nedstrøms. Dette kan tyde på at jevn og lav vannføring (ca. 600 l/s), samt en relativt høy gjennomsnittstemperatur ( $9,69\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 3,65\text{ SD}$ ) gir en økt produksjon av alge biomasse.

Detritus mengdene i våre tre forsøkselver viste ingen trender og var generelt svært lave. Ingen påviselig påvirkning av effektkjøring.

Våren 2011 var nedbørsfattig som resulterte i lite vann i magasinene, spesielt på vestlandet og Daleelva, men påvirket også Logna og Vallaråi. Den lave vannstanden i magasinene førte til at effektkjøringen ikke ble så fremtredende som forventet, og dermed ble ikke innvirkningene på de økologiske prosessene så tydelige.

## 6 Referanser

- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2008. Stream Ecology: Structure and functioning of running waters. Second edition. *Springer science*. **7**: 135- 161.
- Aloi, J.E. 1990. A Critical Review of Recent Freshwater Periphyton Field Methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **47**: 656 – 670.
- Alvarez, M. & Pardo, I. 2009. Dynamics in the trophic structure of the macroinvertebrate community in a Mediterranean, temporary stream. *Aquatic sciences* **71**: 202 – 213.
- Analyse-it for Microsoft Excel (version 2.20). 2009. Analyse-it Software, Ltd.
- Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L. & Naiman, R.J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* **16**: 1311–1318.
- Benfield, E. F. 1996. Decomposition of leaf material, *Methods in stream ecology* (eds. F. R., Hauer & G. A., Lamberti). *Academic Press, Inc., San Diego, California*. **30**: 711 – 720.
- Bradford, M.J. 1997. An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and inside channels during rapid flow decreases. *Journal of Regulated Rivers* **13**: 395-401.
- Brown, J.H., Gillooly, J.F., Allen, A.P., Savage, V.M. & West, G.B. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecological society of America*. *Ecology*, **85**(7): 1771-1789.
- Campbell, I.C., James, K.R., Hart, B.T. & Devereaux, A. 1992. Allocthonous coarse particulate organic material in forest and pasture reaches of two southwestern Australian streams. II. Litter processing. *Freshwat. Biol.* **27**: 353-365.
- Canhoto, C., & Graca, M.A.S. 1996. Decomposition of *Eucalyptus globulus* leaves and three native leaf species (*Alnus glutinosa*, *Castanea sativa* and *Quercus faginea*) in a Portuguese low order stream. *Hydrobiologica* **333**: 79- 85.
- Cariss, H. & Dobson, M. 1997. Transport and retention of detritus in upland streams: A comparison of an open stream and an adjacent wooded site. *Limnetica*. **13** (2):85-91.

- Cattaneo, A & Roberge, G. 1991. Efficiency of a brush sampler to measure periphyton in streams and lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 1877- 1881.
- Cebrian, J. & Lartigue, J. 2004. Patterns of herbivory and decomposition in aquatic and terrestrial ecosystems. *Ecology Monograph* **74**: 237- 259.
- Clifford, H.F., Casey, R.J. & Saffran, K.A. 1992. Short – term colonization of rough and smooth tiles by benthic macroinvertebrates and algae (chlorophyll a) in two streams. *J. North Am. Benthol. Soc.* **11**: 304 – 315.
- Coe, H.J., Kiffney, P.M. & Pess, G.R. 2006. A comparison of methods to evaluate the response of periphyton and invertebrates to wood placement in large pacific coastal rivers. *Northwest Science, Vol. 80*: 298 – 307.
- Cummins, K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, **18**: 183-206.
- Cummins, K. W. 1974. Structure and Function of Stream Ecosystems. *BioScience*, Vol. **24**, No. **11** (Nov., 1974): 631-641.
- Cummins, K. W., Spengler, G. L., Ward, G. M., Speaker, R. M., Ovink, R. W., Mahan, D. C. & Mattingly, R. L. 1980. Processing of confined and naturally entrained leaf litter in a woodland stream ecosystem. *Limnology and Oceanography* **25**: 952-957.
- Cushman, R. H., 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. – *N. Amer. J. Fish. Man.* **5**: 330–339.
- Dangles, O., Johnsen, M. & Malmqvist, B. 2003. The importance of detritivore species diversity for maintaining ecosystem following the invasion of a riparian plant. – *Biol. Invasions* **4**: 441- 446.
- Dangles, O. & Malmqvist, B. 2004. Species richness- decomposition relationships depend on species dominance. *Ecology Letters* **7**: 395- 402.
- Deegan, L.A., Peterson B.J., Golden, H., McIvor, C.C. & Miller, M.C. 1997. Effects of fish density and river fertilization on algal standing stocks, invertebrate communities, and fish production in an arctic river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 269 – 283.

- Enova SF. 2004. Manual for Enøk normtall. Enova handbok 2004:2. Trondheim, ENOVA.: 63.
- Flinders, C.A. & Hart, D.D. 2009. Effects of pulsed flows on nuisance periphyton growths in rivers: a mesocosm study. *River research and applications* **25**: s 1320-1330.
- Gessner, M.O., Chauvet, E. & Dobson, M. 1999. A perspective on leaf litter breakdown in streams. *Oikos* **85**: 377- 384.
- Gessner, M. O. & Chauvet, E. 2002 A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecol. Appl.* **12**: 498-510.
- Gottelli, N.J. & Graves, G.R. (1996) Null Models in Ecology. *Smithsonian Institution Press, Washington, DC.* **2**: 43- 46.
- Graca, M.A.S. 2001. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams- a review. *International Review of Hydrobiology* **86**: 383- 393.
- Griffiths, N. A., Tank, J. L., Royer, T. V., Rosi-Marshall, E. J., Whiles, M. R., Chambers, C. P., Frauendorf, T. C., and Evans-White, M. A. 2009. Rapid decomposition of maize detritus in agricultural headwater streams. *Ecological Applications* **19**:133-142.
- Harby, A., Alfredsen, K., Arnekleiv, J.V., Flodmark, L.E.W., Halleraker, J.H., Johansen, S. & Saltveit, S.J. 2004. Raske vannstandsendringer I elver. Sluttrapport fra *Konsekvenser av effektkjøring på økosystemer i rennende vann. Sintef energiforskning, Trondheim* **1**: 7-11.
- Hauer, F. R. & Resh, V.H. 2006. Methods in stream ecology. *The Second edition.* **20**: 435-463.
- Hieber, M. & Gessner, M.O. 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* **83**: 1026- 1038.
- Hill, B.H. & Perrotte, W.T, Jr<sup>2</sup>. 1995. Microbial colonization, respiration, and breakdown of maple leaves along a stream – marsh continuum. *Hydrobiologia* **312**: 11 – 16.
- Hill, B. H., Hall, R. K., Husby, P., Herlihy, A. T. & Dunne, M. 2000. Interregional comparisons of sediment microbial respiration in streams. *Freshwater Biology* **44**:213-222.



- Holmqvist, E. 2007. Flomberegning for Flatdøla, nr 6. Oslo, *Norges vassdrags- og energidirektorat*. 6 – 10.
- Hynes, H.B.N. 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, Liverpool.
- Irvine, J. R., 1985. Effects of successive flow perturbations on stream invertebrates. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **42**: 1922–1927.
- Johnson, L.E. 1994. Enhanced settlement on microtopographical high points by the intertidal red alga *Halosaccion glandiforme*. *Limnol. Oceanogr.* **39**: 1893 – 902.
- Kok, C.J., Meesters, H.W.G. & Kempers, A.J. 1990. Decomposition rate, chemical composition and nutrient recycling of *Nymphaea alba* L. floating leaf blade detritus as influenced by pH, alkalinity and aluminium in laboratory experiments. *Aquatic Botany* **37**: 215- 227.
- Lamberti, G.A. & Resh, V.H. 1985. Comparability of introduced tiles and natural substrates for sampling lotic bacteria, algae and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* **15**: 21-30.
- Lillehammer, A. & Saltveit, S.J. 1984. *Regulated Rivers*. Universitetsforlaget, Oslo, Norway.
- Linklater, W. 1995. Breakdown and detritivore colonisation of leaves in three New Zealand streams. *Hydrobiologia* **306**: 241-250.
- Lowe, R.L & LaLiberte, G.D. 2006. Benthic stream algae: Distribution and structure. *Methods in stream ecology* **16**: 327 – 356.
- Magilligan, F.J & Nislow, K.H. 2005. Changes in hydrologic regime by dams. *Geomorphology* **71**: 61–78.
- Malmqvist, B., Nilsson, L.M. & Svensson, B.S. 1978. Dynamics of detritus in a small stream in southern Sweden and its influence on the distribution of the bottom animal communities. *Oikos*, **31**: 3–16.
- Malmqvist, B. & Jonsson, M. 2000. Ecosystem process rate increases with animalspecies richness: evidence from leaf- eating, aquatic insects. *Dept of Ecology and Environmental science. Oikos* **89**: 519-523.

- Mckie, B.G, Petrin, Z. & Malmqvist, B. 2006. Mitigation or disturbance? Effects on macroinvertebrate assemblage structure and leaf- litter decomposition in the humic streams of northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 2006. **43**: 780–791.
- Merrit, R. W. & Cummins, K. W. 1978. An Introduction to the Aquatic insects of North America. *Kendall- Hunt, Dubuque, Iowa, U.S.A.*
- Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. – *Regul. Riv.* **8**: 5–14.
- Murdock, J.N. & Dodds W.K. 2007. Linking benthic algal biomass to stream substratum topography. *Phycological Society of America. J. Phycol.* **43**: 449 – 460.
- Norsk standard. 1983. Bestemmelse av klorofyll a, spektrometrisk måling i acetonekstrakt. NS 4766.
- NVE, 2010. Energistatus. 2. utgave: januar 2011. Red. Ellen Skaansar. **2**: 13-21.
- Poff, N.L., Allan, D., Bain, M., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**, No.11.
- Power, M.E., Dietrich, W.E. & Finlay, J.C. 1996. Dams and downstream aquatic biodiversity: potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change. *Environmental Management* **20**: 887–895.
- Reimann, B. 1982. Measurements of chlorophyll a and its degradation products: a comparison of methods. *Arch. Hydrobiol. Beih.* **16**: 19 -24.
- Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. Freshwater biomonotoring and benthic macroinvertebrates. *Chapman and hall, New York.*
- Royer, T.V. & Minshall, W.G. 2001. Effects of nutrient enrichment and leaf quality on the breakdown of leaves in a hardwater stream. *Freshwater Biology* **46**: 603 - 610
- Sabater, S. & Romani, A.M. 1996. Metabolic changes associated with biofilm formation in an undisturbed Mediterranean stream. Kluwer Academic Publishers. *Hydrobiologia* **335**: 107-113.

- Saltveit, S.J. (red.) 2006. Økologiske forhold I vassdrag - konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. *Norges vassdrags - og energidirektorat*. **7**: 66-78.
- Sangiorgio, F., Pinna, M. & Basset, A. 2004. Inter and intra- habitat variability of plant detritus decomposition in a transitional environment. *Chemistry and Ecology* **20**: 353-366.
- Sanson, G.D., Stolk, R. & Downes, B.J. 1995. A new method for characterizing surface – roughness and available space in biological – systems. *Funct. Ecol.* **9**: 127 – 135.
- Schindler, D.W., Frost, V.E. & Schmidt, R.V. 1973. Production of epilithiphyton in two lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario. *J. Fish. Res. Board Can.* **30**: 1511– 1524.
- Schindler, M.H. & Gessner, M.O. 2009. Functional leaf traits and biodiversity effects on litter decomposition in a stream. *Department of Aquatic Ecology, Eawag: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology*. 1 - 9.
- Scruton, D.A., Ollerhead, L.M.N., Clarke, K.D., Pennell, C.J., Alfreden, K., Harby, A. & Kelley, D. 2003. The behavioral response of juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* and brook trout *Salvelinus fontinalis* to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) river. *River Research and Applications* **19**: 577–587.
- Scruton, D.A., Pennell, C.J., Robertson, M.J., Ollerhead, L.M.N., Clarke, K.D., Alfreden, K., Harby, A. & McKinley, R.S. 2005. Seasonal response of juvenile Atlantic salmon to experimental hydropeaking power generation in Newfoundland, Canada. *North American Journal of Fisheries Management* **25**: 964–974.
- Simmenes, T & Bruun-Olsen, T. 2003. Rehabilitering av vannkraftanlegg. *Trondheim, Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse. NTNU*. 2 - 3.
- Simmons, J.A., Lawrence, E.R. & Jones, T.G. 2005. Treated and Untreated Acid Mine Drainage Effects on Stream Periphyton Biomass, Leaf Decomposition, and Macroinvertebrate Diversity. *Journal of Freshwater Ecology* **20**: 413 – 424.
- Smock, L.A. 1997. Organic matter dynamics in Buzzards Branch, a blackwater stream in Virginia, USA. In: Stream organic matter budgets (J.R. WEBSTER & J.L. MEYER, eds.): 54 – 57. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **16**: 3 – 161.

- Stanford, J.A., Ward, J.V., Liss, W.J., Frissell, C.A., Williams, R.N., Lichatowich, J.A. & Coutant, C.C. 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Journal of Regulated Rivers*, **12**: 391-413.
- Steinman, A.D., Lamberti, G.A. & Leavitt, P.R. 2006. Biomass and Pigments of Benthic Algae. *Methods in stream ecology* **17**: 357-380.
- Stewart, B.A. 1992. The effect of invertebrates on leaf decomposition rates in two woodland streams in southern Africa. *Arch. Hydrobiol.* **124**: 19-33.
- Spanhoff, B. & Meyer, I. 2004. Breakdown rates of wood in streams. University of Muenster, Germany. *The North American Benthological Society* **23(2)**: 189-197.
- Suberkopp, K. F., Godshalk, G. L. & Klug, M. J. 1976. Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology*. **57**: 720- 727.
- Takeda, H. & Abe, T. 2001. Templates of food- habitat resources for the organization of soil animals in temperate forests. *Ecological research* **16**: 961- 973.
- ter Braak, C. J. F. & P. Šmilauer. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). *Microcomputer Power (Ithaca NY, USA)*, 1-500.
- Veraart, A.J., Romani, A.M., Tornes, E. & Sabater, S. 2008. Algal response to nutrient enrichment in forested oligotrophic stream. *Phycological Society of America. J. Phycol.* **44**: 564-572.
- Wallace, J.B., S.L. Eggert., J.L. Meyer. & J.R. Webster. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* **277**: 102-104.
- Webster, J. R. & Waide, J. B. 1982. Effects of forest clearcutting on leaf breakdown in a southern Appalachian stream. *Freshwater Biology* **12**: 331-334.
- Webster, J. R. & Benfield, E. F. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* **17**: 567-594.
- Webster, J.R., Benfield, E.F., Ehrman T.P., Schaeffer, M.A., Tank J.L., Hutchens J.J. & D'angelo, D.J. 1999. What happens to allochthonous material that falls into streams? A

synthesis of new and published information from Coweeta. *Freshwater Biology*. **41**: 687 – 705.

Wellnitz, T. & Poff, L. 2006. Herbivory, current velocity and algal regrowth: how does periphyton grow when the grazers have gone? *Freshwater Biology* **51**: 2114- 2123.

Wright, J.G., Moss, D., Armitage, P.D. & Furse, M.T. 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macro- invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* **14**: 221-256.

Wright, J.G., Stutcliffe, D.W. & Furse, M.T. 2000. Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACKS and other techniques. *The Freshwater Biological Association, Ambleside*, 400.

## Internett

<http://www.cedren.no/AboutCEDREN.aspx> Dato 17.01.2011

<http://www.energifakta.no> Dato: 31.01.2011

[http://www.skagerakerenergi.no/eway/default.aspx?pid=300&e=0&trg=MainArea\\_8872&MainArea\\_8872=9243:0](http://www.skagerakerenergi.no/eway/default.aspx?pid=300&e=0&trg=MainArea_8872&MainArea_8872=9243:0): Dato: 31.01.2011

[http://www.bkk.no/om\\_oss/anlegg-utbygging/Kraftverk\\_og\\_vassdrag/bergsdalsvassdraget/article28854.ece](http://www.bkk.no/om_oss/anlegg-utbygging/Kraftverk_og_vassdrag/bergsdalsvassdraget/article28854.ece) Dato: 31.01.2011

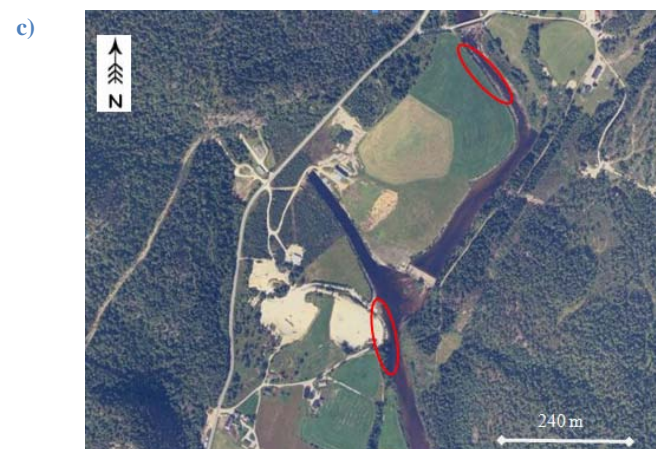
<http://www.aep.no/ae/aep/kraftstasjoner/Mandalsvassdraget/article46789.ece> Dato:  
31.01.2011

## 7 Vedlegg

### Vedlegg 1

a) Vallaråi, b) Dale, c) Logna. Ellipsene viser forsøkslokalitetene. De nederste ellipsene for alle bildene viser forsøkslokalitetene nedstrøms utløp kraftverk, og de øverste oppstrøms.

---



## Vedlegg 2

**Vedlegg 2a:** Resultatene fra t – test på klorofyll i Daleelva. Delvis nedsunket nedstrøms mot delvis nedsunket oppstrøms

---

Klorofyll	Daleelva
n	5
Gj.snitt ± SD delvis nedsunket, nedstrøms	0,455 ± 0,058
Gj.snitt ± SD delvis nedsunket, oppstrøms	0,783 ± 0,144
2 - halet P	0,061
t - statistikk	-2,93

**Vedlegg 2b:** Resultatene fra t – test på detritus i Daleelva, nedsunket nedstrøms mot nedsunket oppstrøms.

---

Detritus	Daleelva
n	5
Gj.snitt ± SD nedsunket, nedstrøms	0,0062 ± 0,0028
Gj.snitt ± SD nedsunket, oppstrøms	0,0026 ± 0,0007
2 - halet P	0,1795
t - statistikk	1,74

**Vedlegg 2c:** Resultatene fra t – test på detritus i Daleelva, nedstrøms delvis nedsunket mot nedstrøms nedsunket.

---

Detritus	Daleelva
n	5
Gj.snitt ± SD nedstrøms, delvis nedsunket	0,0042 ± 0,0029
Gj.snitt ± SD nedstrøms, nedsunket	0,0062 ± 0,0028
2 - halet P	0,5
t - statistikk	-0,81



## Vedlegg 3

Viser hvilke arter som er funnet hvor, hvilken funksjonell gruppe og hvilken orden de hører til.

Art	Antall totalt	Vallaråi		Daleelva		Logna		Funksjonell Gruppe	Orden
		OS	NS	OS	NS	OS	NS		
<i>Capnia atra</i>	1	1						Shredder	Plecoptera
<i>Wiedemannia sp</i>	6		1		5			Predator	Diptera
<i>Hydropsyche siltalai</i>	2	2						Filtering feeder	Trichoptera
<i>Hydropsyche sp</i>	2		2					Filtering feeder	Trichoptera
<i>Cheumtopsycha lepida</i>	3	1	2					Filtering feeder	Trichoptera
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	7	7						Shredder	Plecoptera
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	6		1		4	1		Predator	Plecoptera
<i>Rhyacophila nubila</i>	9			3	6			Predator	Trichoptera
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	10					10		Predator	Trichoptera
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	8					8		Predator	Trichoptera
<i>Isoperla difformis</i>	6					6		Predator	Plecoptera
<i>Isoperla gramatica</i>	13		11			2		Predator	Plecoptera
<i>Isoperla Obscura</i>	4	2	2					Predator	Plecoptera
<i>Diura nanseni</i>	1	1						Predator	Plecoptera
<i>Heptagenia fuscogrisea</i>	4	1				3		Grazer	Ephemeroptera
<i>Brachyptera risi</i>	3	3						Grazer	Plecoptera
<i>Leptophlebia marginata</i>	3	1				2		Collector	Ephemeroptera
<i>Leptophlebia vespertina</i>	1					1		Collector	Ephemeroptera
<i>Baetis rhodani</i>	47	11	1	24	11			Collector	Ephemeroptera
<i>Baetis sp</i>	2				2			Collector	Ephemeroptera
<i>Baetis vernus</i>	23	4	4	9	6			Collector	Ephemeroptera
<i>Ameletus inopinatus</i>	1		1					Collector	Ephemeroptera
<i>Protonemura meyeri</i>	17	3	3		11			Shredder	Plecoptera
<i>Potamophylax cingulatus</i>	6	1				5		Shredder	Trichoptera
<i>Potamophylax latipennis</i>	6	5	1					Shredder	Trichoptera
<i>Potamophylax nigricornis</i>	1		1					Shredder	Trichoptera
<i>Potamophylax sp</i>	3	3						Shredder	Trichoptera
<i>Nemurella pictetii</i>	1				1			Shredder	Plecoptera
<i>Nemoura flexuosa</i>	8	6			2			Shredder	Plecoptera
<i>Leuctra hippopus</i>	2				2			Shredder	Plecoptera
<i>Lepidostoma hirtum</i>	7	1	2			4		Shredder	Trichoptera
<i>Halesus tessellatus</i>	10	1	7	1		1		Shredder	Trichoptera
<i>Amphinemura borealis</i>	236	38	35		153	10		Shredder	Plecoptera
<i>Amphinemura sp</i>	4		4					Shredder	Plecoptera
<i>Amphinemura standfussi</i>	14	7	7					Shredder	Plecoptera
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	235	60	22		152	1		Shredder	Plecoptera
<i>Chironomidae</i>	311	61	19	130	13	88		Collector	Diptera
<i>Simuliidae</i>	255	63	13	15	150	14		Filtering feeder	Diptera
<i>Oligochaeta</i>	2	1				1			
<b>Sum individer</b>	<b>1280</b>	<b>284</b>	<b>139</b>	<b>182</b>	<b>518</b>	<b>157</b>	<b>0</b>		

## Vedlegg 4

Antall individer i den funksjonelle gruppen shredders for hver forsøks- elv. Prosentvis fordeling av shredders for hver elv. Viser også prosent shredders av det totale antallet bunndyr for alle tre elvene. Taksonomisk tilhørighet, P= Plecoptera og T= Trichoptera. Sum H` = summen av Shannon W. indeks verdier for shredders.

### Vallaråi høst

Art	Antall shredders	% av shredders	% av tot ant ind	Taksonomisk tilhørighet
<i>Capnia atra</i>	1	4,8	1,6	P
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	3	14,3	4,8	P
<i>Nemoura flexuosa</i>	6	28,6	9,5	P
<i>Potamophylax cingulatus</i>	1	4,8	1,6	T
<i>Potamophylax sp</i>	3	14,3	4,8	T
<i>Protonemura meyeri</i>	1	4,8	1,6	P
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	6	28,6	9,5	P
<b>Sum</b>	<b>21</b>		<b>33,3</b>	
<b>Sum H`</b>	<b>0,741</b>			

### Vallaråi vår

Art	Antall shredders	% av shredders	% av tot ant ind	Taksonomisk tilhørighet
<i>Amphinemura borealis</i>	73	38,0	19,9	P
<i>Amphinemura sp</i>	4	2,1	1,1	P
<i>Amphinemura standfussi</i>	14	7,3	3,8	P
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	79	41,1	21,6	P
<i>Halesus tessellatus</i>	8	4,2	2,2	T
<i>Lepidostoma hirtum</i>	3	1,6	0,8	T
<i>Potamophylax latipennis</i>	5	2,6	1,4	T
<i>Potamophylax nigricornis</i>	1	0,5	0,3	T
<i>Protonemura meyeri</i>	5	2,6	1,4	P
<b>Sum</b>	<b>192</b>		<b>52,5</b>	
<b>Sum H`</b>	<b>0,616</b>			

### Daleelva

Art	Antall shredders	% av shredders	% av tot ant ind	Taksonomisk tilhørighet
<i>Amphinemura borealis</i>	153	47,4	21,9	P
<i>Amphinemura standfussi</i>	2	0,6	0,3	P
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	152	47,1	21,7	P
<i>Leuctra hippopus</i>	2	0,6	0,3	T
<i>Nemoura flexuosa</i>	2	0,6	0,3	P
<i>Nemurella pictetii</i>	1	0,3	0,1	P
<i>Protonemura meyeri</i>	11	3,4	1,6	P
<b>Sum</b>	<b>323</b>		<b>46,2</b>	
<b>Sum H`</b>	<b>0,407</b>			

### Logna

Art	Antall shredders	% av shredders	% av tot ant ind	Taksonomisk tilhørighet
<i>Amphinemura borealis</i>	10	47,6	6,4	P
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	1	4,8	0,6	P
<i>Halesus tessellatus</i>	1	4,8	0,6	T
<i>Lepidostoma hirtum</i>	4	19,0	2,6	T
<i>Potamophylax cingulatus</i>	5	23,8	3,2	T
<b>Sum</b>	<b>21</b>		<b>13,5</b>	
<b>Sum H`</b>	<b>0,565</b>			