

# Fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb

” Physical and biological effects of sediment traps in small Danish streams”



Cand. Scient. Specialerapport af Klaus Vejlgård Just,

Biologisk Institut, Aarhus Universitet

Maj 2007



## **Datablad**

<b>Titel</b>	Fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb
<b>Forfatter</b>	Klaus Vejlgård Just
<b>Vejledere</b>	Stig Søndergaard Pedersen, Afd. for Ferskvandsfiskeri. Danmarks Fiskeriundersøgelser, DTU.  Peter Grønkjær, Biologisk Institut, Marin Økologi, Aarhus Universitet
<b>Bedes citeret</b>	Just, K.V. (2007): Fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb. Specialerapport. Biologisk Institut, Marin Økologi, Aarhus Universitet
<b>Foto</b>	Når intet er nævnt er fotos taget af forfatteren.
<b>Institution</b>	Biologisk Institut, Marin Økologi, Aarhus Universitet
<b>År</b>	2007
<b>Forside</b>	Nyetableret sandfang i den øverste del af Oddebæk.



**Forord:**

Dette specialeprojekt er udarbejdet med henblik på at undersøge de fysiske og biologiske effekter af sandtransport og etablering af sandfang i danske vandløb. Projektet blev startet i samarbejde med Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU), afdeling for ferskvandfiskeri i Silkeborg og planlægningen startede i oktober 2005 og feltarbejdet blev påbegyndt i januar 2006. Feltarbejdet har omfattet 3 perioder bestående af vinter, forår og sommer og blev afsluttet 28. august 2006. Feltarbejdet er blevet udført ved Oddebæk, Bæksgård Bæk samt Brande Å i det tidligere Give Kommune (Vejle Amt), mens laboratoriedelen er blevet udført ved DFU og Danmarks Miljøundersøgelser (DMU).

Projektet har givet materiale til denne specialrapport og udover dette har der været flere projektstuderende tilknyttet, som har hjulpet til med det praktiske arbejde og som ud fra dette har fået materiale til deres projektrapporter. Det resulterede i at 6 studerende på 4. semester på Roskilde Universitetscenter fik udarbejdet en projektrapport som omhandlede ørredens habitatvalg i danske vandløb. En projektstuderende fra Århus Universitet har hjulpet med indsamling af invertebrater og har stået for analyse af de indsamlede prøver. Dette har givet materiale til en projektrapport omhandlende udbud af invertebrater i forbindelse med sandfang i vandløb.

Projektet er bevidst designet lidt bredt, hvor jeg får mulighed for at arbejde med forskellige metoder og teknikker. For den kritiske læser kan det måske også synes for bredt og det kan diskuteres om nogle ting kunne have været udeladt med henblik på at gå yderligere i dybden med de vigtigste spørgsmål. Som sagt er det et bevidst valg jeg har truffet. Da udarbejdelsen af en specialrapport stadig er en del af en læreproces, har jeg følt det var vigtigt at knytte kendskab til så mange områder som muligt med henblik på at få en bred viden inden for vandløb, restaurering, sandvandring, fiskebestande, invertebrater samt diverse feltteknikker, frem for at få et snævert billede af en lille del af nogle sammenhængende processer. På denne måde mener jeg, at jeg er bedst rustet til fremtidig bestridelse af et job inden for netop dette felt.

Projektet er blevet til med stor hjælp fra en lang række personer, som er listet nedenfor, men særlig tak skal rettes til Vejle Amt for hjælp med fremskaffelse af data, økonomisk støtte samt gode råd. Desuden retter jeg en særlig tak til Oddebæk Vandløbslaug, samt lodsejere for deres overvældende interesse og velvilje for projektet i Oddebækken.

## **Tak til**

*Stig Søndergaard Pedersen*, DTU, Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU), afd. for ferskvandsfiskeri, for inspiration, vejledning og korrekturlæsning.

*Bo Levesen*, Vejle Kommune, for inspiration, hjælpsomhed, data samt økonomisk støtte til projektet.

*Jan Nielsen*, tidligere Vejle Amt, for hjælp med fremskaffelse af data.

*Claus Christensen*, tidligere Give Kommune, for informationer vedr. sandfang.

*Morten Lauge Pedersen*, DMU, for hjælp med feltprocedurer og lån af udstyr.

*Jørgen Skole Mikkelsen* og *Niels Jepsen*, DFU, for hjælp med PIT mærkning af fisk.

*Odderbæk Vandløbslaug* samt lodsejere i området for deres imødekommenhed og nysgerrighed.

*Dansk Center for Vildlaks*, for materiale angående Bæksgård Bæk.

*Ribe Miljøcenter*, for vandføringsdata.

*Finn Sivebæk*, DFU, for fotografarbejde og inspirerende samtaler.

*Jes Dolby*, DFU, for teknisk assistance når PIT-læser og undervandskamera lavede vrøvl.

*Peter GrønkJær*, lektor PhD., Afd. for Marin Økologi, Aarhus Universitet, for hjælp med statistik og korrekturlæsning.

*Anders Bang*, post doc., Afd. for Marin Økologi, Aarhus Universitet for at føre mig ind i den multivariate statistiks verden.

*Erik Dylmer*, Aarhus Universitet for analyse af invertebrater, samt beregning af diversitetsindeks.

*Thomas Søndergaard Jensen*, for hjælp med nedgravning af sedimentfælder, samt assistance under elektrobefiskning.

*Henrik Lund*, for assistance under elektrofiskeri samt PIT-mærkning.

*Torben Ankjærø*, for assistance under elektrofiskeri.

Praktikanterne *Michael Holm*, *Jonas Ravn Nielsen*, samt *Carsten* fra Brusgård produktionsskole for assistance med feltarbejdet.

*Mads Jyde*, *June Nielsen*, *Rune Olsen*, *Joan Tønning*, *Dennis Friis* og *Johan Hilge Thygesen*, Roskilde Universitetscenter, for godt samarbejde under dele af feltarbejdet.

*Rune Hildebrand* for korrekturlæsning.

Klaus Vejlgård Just  
Aarhus, Maj 2007

# Indholdsfortegnelse

<b>Forord</b> .....	<b>1</b>
<b>Resume</b> .....	<b>5</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>6</b>
<b>Indledning</b>	
- Vandløbets fysik og dynamik.....	<b>8</b>
- Kilder til sandtransport.....	<b>9</b>
- Sandtransportens onde cirkel.....	<b>10</b>
- Biologiske effekter af sandtransport.....	<b>11</b>
- Reduktion af sandtransport.....	<b>13</b>
- Formål.....	<b>14</b>
- Forsøgsdesign.....	<b>15</b>
<b>Lokalitetsbeskrivelse</b>	
- Oddebæk.....	<b>16</b>
- Bæksgård Bæk og Brande Å.....	<b>17</b>
- Lokaliteterne.....	<b>17</b>
- Oddebæk Vandløbslaug.....	<b>19</b>
- Oversigtskort (alle vandløb).....	<b>19</b>
- Oversigtskort (Oddebæk).....	<b>20</b>
<b>Referencer</b> .....	<b>21</b>
<b>Artikel 1: Evaluering af PIT-system – Tabsrate af mærker og rækkevidde, effektivitet og præcision af PIT-læser</b>	
- Resume.....	<b>25</b>
- Indledning.....	<b>25</b>
- Metoder & materialer.....	<b>28</b>
- Resultater.....	<b>32</b>
- Diskussion.....	<b>35</b>
- Konklusion.....	<b>39</b>
- Referencer.....	<b>39</b>
<b>Artikel 2: Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport i mindre danske vandløb</b>	
- Resume.....	<b>43</b>
- Indledning.....	<b>43</b>
- Metoder & materialer.....	<b>45</b>
- Resultater.....	<b>50</b>
- Diskussion.....	<b>62</b>
- Konklusion.....	<b>67</b>
- Referencer.....	<b>68</b>

**Artikel 3: Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred (*Salmo trutta* L.) i mindre danske vandløb med sandfang**

- Resume.....	71
- Indledning.....	71
- Metoder & materialer.....	73
- Resultater.....	80
- Diskussion.....	93
- Konklusion.....	97
- Referencer.....	98

**Artikel 4: Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred (*Salmo trutta* L.) ved 10 lokaliteter med sandfang**

- Resume.....	103
- Indledning.....	103
- Metoder & materialer.....	105
- Resultater.....	108
- Diskussion.....	116
- Konklusion.....	121
- Referencer.....	121

**Artikel 5: Effekten af sandfang på artsdiversiteten af makroinvertebrater**

- Resume.....	125
- Indledning.....	125
- Metoder & materialer.....	127
- Resultater.....	129
- Diskussion.....	132
- Konklusion.....	136
- Referencer.....	136

**Konklusion & perspektivering..... 139**

**Appendiks**

- Data for mærkning af ørred, genfangst og migration.....	143
---	-----

**Bilag**



## Resume

Danske vandløb er gennem tiden blevet kraftigt præget af menneskelige aktiviteter. Der er bygget vandmøller, etableret søer og dambrug, og vandløbene er blevet modificeret ved udretning og opgravning, for at øge vandaflledningsevnen. Vandaflledningsevnen har været vigtig for at styre vandindholdet i den omkringliggende jord med det formål at skabe mere tilgængeligt landbrugsjord. Denne indgriben i vandløbene har ændret den naturlige dynamik, hvilket har haft betydning for de fysiske og biologiske forhold. Det har ført til en ændring af afstrømningshastigheden og vandløbets bund og brinker er blevet mere ustabile, hvilket fører til større erosionspotentiale. Samtidig med en øget tilførsel af sediment fra bymæssig bebyggelse og landbrugsarealer, har det ført til en kritisk høj transport af sediment i vandløbene i visse egne. Sandtransport og dårlige fysiske forhold er i mange danske vandløb hovedårsagen til, at vandløbene ikke kan opnå den målsætning, som er fremsat for dem. I et forsøg på at reducere sandtransporten er der i en række vandløb etableret sandfang. Sandfang er en strækning af vandløbet som er gravet dybere og bredere, med det formål at sænke strømmens hastighed så meget at sedimentet bundfældes.

Der har ikke været meget fokus på konsekvenserne ved etablering af disse sandfang. Formålet med denne undersøgelse er derfor at evaluere de fysiske og biologiske effekter af sandfangene, med fokus på hvor effektive sandfangene er til at reducere sedimenttransporten, indflydelsen på udformningen af vandløbet (tilgængelige habitater), tætheden af ørred, ørredens migration samt diversiteten af invertebrater.

Til undersøgelsen blev udvalgt 10 lokaliteter som bestod af et sandfang og en 200 m strækning både opstrøms og nedstrøms. Ved 6 af lokaliteterne kørte sandfanget med normal drift. De sidste 4 blev manipuleret, for at se om der kunne registreres nogle umiddelbare effekter. Manipuleringen forgik ved at 2 sandfang blev nyetableret efter at habitattilgængelighed og tætheden af ørred var registreret, mens 2 sandfang blev taget ud af tømningensordningen (og altså stod fyldt med sand). Undersøgelserne foregik vinter, forår og sommer.

Resultaterne viste at selvom sandfangenes dimensionering ikke levede op til anbefalinger fra tidligere undersøgelser, så havde de en høj effektivitet i reduktion af sandtransporten, med effektiviteter op mod 99 %. Det blev også understreget hvor vigtigt det er at sandfangene tømmes i tide, da fyldte sandfang afgiver en del af det aflejrede sand, ved at strømmen skærer en rende gennem sandfanget.

Der kunne ikke påvises forskel i habitattilgængeligheden mellem strækningerne opstrøms og nedstrøms sandfanget. Manipulering med driften af sandfang gav heller ikke noget målbart resultat på habitattilgængeligheden. Den undersøgte størrelsesgruppe af ørred (*Salmo trutta* L.) viste sig at have præference for et bredt udvalg af dybder, men foretrak lav strømhastighed og stor vegetationsdækning. Substratpræferencerne er præget af kravet om dybde og lav strømhastighed, hvilket ofte er habitater med fint substrat. Der var desuden klar præference for stabile strukturer som rødder, underskåret brink og vandløbsvegetation som skjul.

Tætheden af ørred og diversiteten af invertebrater bør afspejle de fysiske forhold i vandløbet. Der kunne samlet set over vinter, forår og sommer ikke påvises nogen forskel i tætheden af ørred mellem op- og nedstrøms strækninger. Sandfangene viste sig i mange tilfælde at huse fisk, og fiskene var her signifikant større end på strækningerne op- og nedstrøms. Diversiteten af invertebrater blev analyseret med 4 forskellige metoder hvoraf kun én (Shannon-Wiener indekset) viste en generel tendens til forskel i invertebratsammensætningen. Der synes ikke at være nogen negativ effekt af sandfangene på ørredens migration. Tilsyneladende er den fulde effekt af sandfangene ikke opnået på de undersøgte lokaliteter. Med korrekt dimensionering og drift af sandfangene er det dog sandsynligt, at der med tiden vil ses en positiv effekt på de fysiske og biologiske forhold.

## **Abstract**

Streams in Denmark have suffered from human exploitation through construction of water mills, establishment of lakes, fish farming and regulation of the streams to improve land for agricultural use has been widespread. Natural dynamics of the streams has been lost, which has lead to altered physical conditions and impoverishment of the biology of the streams. All these interferences have resulted in a changed flow rate of the water and the stream bottom and sides has lost its stability and this can cause greater erosion. A simultaneous increase in sediment load from urban and rural areas has led to a critical increase in sediment load in streams in many areas. This increased sediment load and concomitantly poor physical conditions has been the reason for many Danish streams not reaching the objectives set by the environmental authorities. Sediment traps have been established to reduce the sediment transport. The sediment trap is a small part of the stream made wider and deeper, in order to slow down the water current resulting in the deposition of sediment in the trap. Not much attention has

been given to the consequences of the establishment of sediment traps in streams. The purpose of this investigation is to evaluate the physical and biological effects of sediment traps in small lowland streams. The focus will be on the efficiency of the traps in removing the sand, and the effects on stream morphology (available habitat), density and migration of trout and diversity of invertebrates. For the study 10 locations with sediment traps were selected, and the study included a 200 m section both up- and downstream the traps. At 6 locations the sediment traps operated normally, and at the last four locations the sediment traps were manipulated in order to register any changes this might bring about. At two of the manipulated locations a new sediment trap was excavated after an initial investigation of habitat availability and trout density. At the last two locations emptying the sediment traps was discounted (traps were full during the investigation). All locations were investigated during winter, spring and summer. The results showed that, even though the physical dimension of the traps did not meet the recommended dimensions from other studies, the traps had a high efficiency in reducing the transport of sand in the streams removing up to 99 % of transported sediment. The manipulation however confirmed the importance of emptying traps in time. A sediment trap full of sediment will liberate some of the deposited sand when the water current digs its way through the trap. This underlines the importance of correct dimension and proper operation of the traps. The study did not show differences in habitat availability between up- and downstream sections. Manipulation of the sediment traps did not show any measurable differences either. The trout (*Salmo trutta* L.) showed preferences for a broad range of depths, but preferred slow currents and heavy vegetational cover. Preferences for substrate were marked by the demand of deep water and slow current, which coincide with habitats with fine substrate. Cover preferences was stabile structures like tree root, undercut banks and instream vegetation. Trout density and diversity of invertebrates were expected to reflect the physical conditions of the stream. There was no difference in densities of trout in up- and downstream sections when the three investigation periods were grouped. The trout used the sediment traps as habitats on several occasions, and these trout were significantly larger than trout in both up- and downstream sections. The diversity of invertebrates was investigated using 4 methods. Only the Shannon-Wiener diversity index showed consistently a higher diversity of invertebrates in the downstream section compared to the upstream sections. The migration of trout did not seem to be affected by the sediment traps. Apparently the full effect of the sediment traps was not achieved in the locations investigated. With proper dimensions and operation of the traps it is believed that in time a positive effect will be detectable on both physical and biological parameters.

## Indledning

### Vandløbets fysik og dynamik

Vandløb byder på et dynamisk miljø i konstant bevægelse, som ændres over både tid og rum (Sand-Jensen & Friberg, 2000). Vandløbet starter som en lille kilde, som i Danmark oftest er grundvandsfødt. Efterhånden vokser vandløbets fysiske dimensioner, som kilderne løber sammen, og et vandløb byder derfor på mange forskellige miljøer og habitater for primært fisk og vandlevende insekter. Oplandet og omgivelserne har stor betydning for et vandløbs fysiske og biologiske forhold. Der er således stor forskel mellem et skovvandløb og et vandløb, som har et opland bestående af marker eller hede. Skovvandløbet har i dele af landet ofte et stort fald, sparsom vandløbsvegetation, som følge af skygning, og rigelige mængder groft organisk materiale i form af grene og blade, som danner fødegrundlag for vandløbsinsekterne. Det åbne lavlandsvandløb har derimod ofte et mindre fald, er lysåbent og bliver tilført næringsstoffer fra marker, hvilket betyder kraftig vækst af vandløbs og bredvegetation. Mængden af blade og grene tilført fra træer er ofte sparsom (Giller & Malmqvist, 1998). Strømmens dynamik betyder, at vandløbets bund og brinker er i evig forandring, med erosion af brinker samt aflejring af sediment ved nærmeste sving, hvilket ændrer vandløbets mæandrering (Sand-Jensen & Friberg, 2000). Store vandføringer finder hyppigst sted i vinterhalvåret og medfører erosion af bund og brinker. Dette resulterer i øget transport af fint materiale som sand, silt og FPOM (fint partikulært organisk materiale).

Vandløbene har gennem tiden været præget af menneskets udnyttelse, som eksempelvis bygning af vandmøller, anlægning af søer og dambrug, udledning af spildevand og indvinding af grundvand til drikkevand (Brookes, 1988; Friberg *et al.*, 1994; Kronvang *et al.*, 2000). Den mest omfattende og udbredte påvirkning er dog regulering af vandløbene, som blev gjort for at sikre hurtig vandaflledning fra markerne, hvilket resulterede i større arealer af anvendeligt landbrugsjord (Brookes, 1990; Iversen *et al.*, 1993). Regulering af vandløbene i form af udretning, opgravning og grødeslåning for at sikre vandaflledningsevnen var op gennem 60'erne og 70'erne meget omfattende og Friberg *et al.* (1999) slår fast, at 97 % procent af alle danske vandløb gennem tiden har været mere eller mindre reguleret. Reguleringen har haft en række negative konsekvenser, som man først senere er blevet klar over (Hansen, 1996). Den dynamiske struktur og fysiske heterogenitet i et naturligt vandløb betyder, at

vandløbet holdes i en ligevægtstilstand, hvor det sediment, som eroderes væk i et sving, aflejres nedstrøms i det næste sving. Den dynamiske fysiske struktur er mistet ved udretning og regulering af vandløbene (Brookes, 1987).

### **Kilder til sandtransport**

Kilderne til sand er mangfoldige og diffuse, hvilket gør det svært at kortlægge dem præcist (Lisle & Hilton, 1999). Schultz (1980) angiver, at de vigtigste kilder til sediment i danske vandløb er befæstede arealer, overfladisk afstrømning fra marker og jordveje, grøfter og vandløb efter uddybning af disse, erosion i selve vandløbet og vindtransport. Ifølge litteraturen giver særligt bymæssig bebyggelse anledning til massiv sedimenttransport med op til 6 gange den transport som ses i egne med landbrugsdrift (Leopold, 1968), mens det i Waters (1995) fremgår at urban belastning kan være op til 50 gange større end rural. Årsagen er hurtig transport af nedbør via kloak- og afløbssystemet ud i vandløbene. Dette giver kraftige pulse i vandføringen med perioder med meget stor vandføring. Stor vandføring betyder øget erosion af bund og brinker (Wood & Armitage, 1997). I Danmark er den ekstensive landbrugsdrift, pga. dens store udbredelse, formentlig årsagen til størstedelen af sandtransporten.

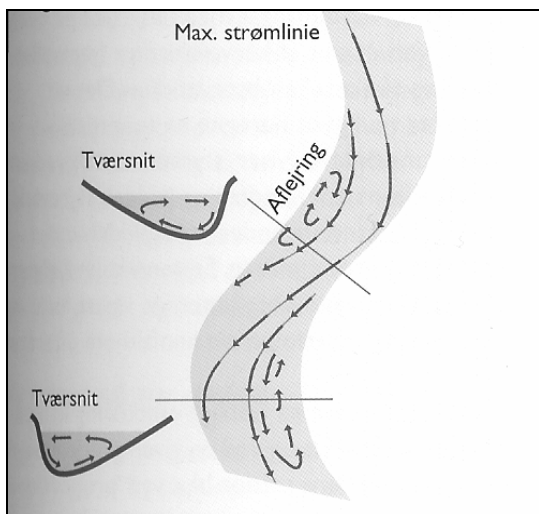
Sandtransport forekommer i vandløb over det meste af landet, men problemet ser ud til at være størst i de jyske vandløb vest for højderyggen, som eksempelvis Skjern Å systemet. Årsagen til dette skal primært findes i jordbundsstrukturen, der i det vestlige Jylland er udpræget sandjord, som er meget porøs og flygtigt. Skjern Å-systemet har sit udspring i det tidligere Vejle Amt og amtet angav i deres regionplan for 2001-2013, at blandt de vandløb, som ikke overholdt deres målsætning, var årsagen i 58 % af tilfældene dårlige fysiske forhold, som oftest forårsaget af kraftig sandtransport (Vejle Amt, 2001).

Sedimenttransport deles typisk op i en suspenderet fraktion og det såkaldte rullesand som transporteres hoppende eller rullende henover bunden (Beschta & Jackson, 1979; Allan & Frostick, 1999). Suspenderet materiale består af fint eroderet materiale, som har oprindelse uden for vandløbet, hvilket vil sige afskyl fra marker, dræn osv. Suspenderet materiale er typisk i størrelsesfraktionen < 4 µm til 62 µm. Større partikler kan dog også bringes i suspension under kraftige vandføringer. Rullesandet, som bevæger sig hoppende eller rullende hen over bunden, består oftest af de større partikler fra 62 µm til 2 mm. Hvor store partikler, der transporteres, er afhængig af vandløbets fald og strømmens hastighed.

Grovere materiale som groft sand og fint grus flyttes kun under påvirkning af kraftig strøm (Waters, 1995).

### Sandtransportens onde cirkel

Sandtransport har udviklet sig til et problem i vandløb i takt med kultiveringen af disse (Theurer *et al.*, 1998; Walling & Amos, 1999). Når et vandløb fjernes fra dets naturlige leje, hvor bunden er fast og stabil, så kommer det til at løbe gennem en løsere jordbund, hvilket øger risikoen for erosion af brinker og bund markant (Pedersen, 2006). Dette betyder, at stærkt forøgede mængder sand havner i vandløbet og den manglende mæandring betyder, at sandet aflejres over hele vandløbsstrækninger i stedet for i indersiden af sving (figur 1) som ellers er det naturlige (Sand-Jensen & Friberg, 2000).



Figur 1: Strømlinier i et naturligt mæandrende vandløb (Sand-Jensen & Friberg, 2000). Det bemærkes hvorledes strømlinjen graver sig ind i ydersiden af svingene, mens sandet aflejres på indersiden af svingene.

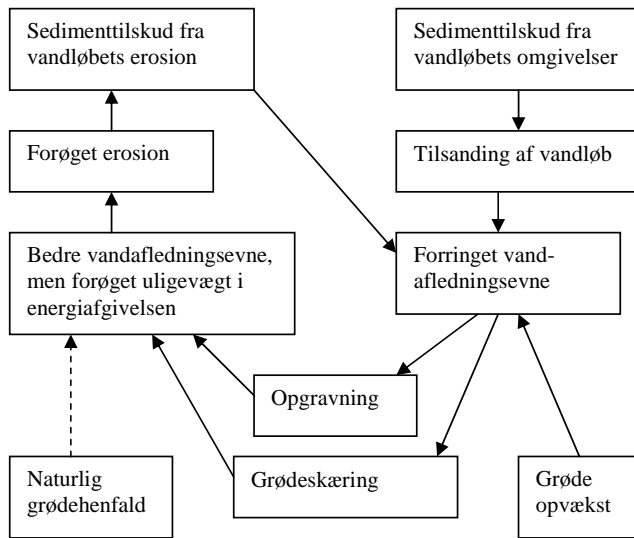
Aflejringen af sand hæver vandløbsbunden og dette fører til vandstandsstigninger, som kan resultere i oversvømmede marker. Som følge heraf bliver vandløbet ofte rent maskinelt gravet dybere for at sikre, at vandløbets evne til vandafledning bibeholdes. Gentagne oprensninger af vandløbsbunden har mange steder ført til, at vandløbet ender langt under terræn (1-3 m), og de høje, stejle brinker betyder endnu større erosionspotentiale (Pedersen, 2006), og dermed er man trådt ind i sandtransportens onde cirkel som fremsat af Schultz (1980) og skitseret i figur 2.

Reguleringen af vandløbet fører til en øget gennemsnitlig strømhastighed i vandet. Strømhastigheden i et vandløb reguleres i høj grad af vandløbets fald, men vandløbets slyngninger, mængden af vegetation samt substratets grovhed er med til at nedsætte hastigheden, og dermed reducere vandets overskudsenergi til erosion af bund og brinker. Forholdet mellem vandets hastighed og de faktorer, der har indflydelse på energifordelingen, kan

beskrives med Mannings formel: 
$$V = \frac{R^{2/3} * S^{1/2}}{n}$$

hvor  $V$  = middelhastighed (m/s),  $R$  = hydraulisk radius (tværsnitarealet divideret med kontaktklinien med bunden i tværsnittet),  $S$  = vandspejlets fald (m/m) og  $n$  = ruhedskoefficient.

Når et vandløb reguleres (udretning, afretning af kanter, bundskovling m.m.) så mindskes ruhedskoefficienten ( $n$ ) og middelhastigheden ( $V$ ) vokser (Schultz 1980). En ensartet vandløbsstruktur nedsætter desuden turbulensen i vandet, som ellers forøger geniltning af vandet fra luften.



Figur 2: Sandvandringens onde cirkel. Gengivet fra Schultz, 1980.

### Biologiske effekter af sandtransport

Sandtransport er en naturlig proces i vandløb, men de massive mængder, som ses i mange vandløb i dag, medfører en række negative konsekvenser (Rinne, 2001). Sandtransporten har først de senere år haft bevågenhed herhjemme, men i USA har sedimenttransport gennem mange år været betragtet som den største forureningskilde i vandløbene (Waters, 1995).

### Sand som substrat

Ved massiv sandtransport i et vandløb vil bunden være fuldstændig dækket, og substratet være som en gold ørken (se figur 3). Sandbunden byder på et ustabil miljø i vandløbene for invertebrater, hvilket sætter store krav til overlevelse, og som oftest resulterer i en ændret eller nedsat biodiversitet (Waters, 1995). Særligt EPT-taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Tricoptera), som betyder døgnfluer, slørvinger og vårfluer, bliver påvirket, da disse anvender overflader af sten og gruspartikler som habitat (Waters, 1995).

For ørreden vil store mængder sand på vandløbsbunden have en række effekter. Den nedsatte eller ændrede diversitet af invertebrater kan have indflydelse på fødeindtaget (Rosenfeld *et al.*, 2005). Derudover vil det ensformige substrat give færre egnede habitater, da ørreden kræver skjul og strømlæ i umiddelbar nærhed (Hartman, 1965; Hearn & Kynard, 1986). Et homogent substrat bestående af sand,

med lille variation i vandløbsstrukturen, vil desuden betyde manglende visuel isolation fra konkurrenter, og dette nedsætter bærekapaciteten i vandløbet, da ørreden er kendt som værende territorial (Kalleberg, 1958; Elliot, 1994). Store mængder suspenderet fint materiale kan desuden nedsætte visibiliteten, hvilket gør det sværere for ørreden at indtage føde, da den jager ved brug af synet, og helt fint materiale som lerpartikler suspenderet i vandsøjlen, kan desuden sætte sig på fiskens gæller, med nedsat iltoptagelse til følge (Waters, 1995).

### *Sedimentindlejring*

Den mest velundersøgte effekt af sandvandringen er indlejringen af sand i gydebanker, som benyttes af ørred og laks. Sandindlejringen kan ske på to måder. Den ene er, at fine partikler fylder grusbanken op nedefra og nedsætter vandgennemstrømningen (Beschta & Jackson, 1979; Turnpenny & Williams, 1980). Dette sker på strækninger med lav strømhastighed, hvor de fine partikler kan bundfældes. Hvor strømmen er for stærk til, at de fine partikler bundfældes, ses den anden type indlejring, som er når lidt større sandpartikler lægger sig som en dyne hen over grusbanken og pakker gruset ovenfra. Dette resulterer ligeledes i nedsat vandgennemstrømning og kan forhindre emergerende yngel i at komme op fra grusbanken (Scrivener & Brownlee, 1989; Crisp, 1993; Milan *et al.*, 2000). Den nedsatte vandgennemstrømning betyder, at æg og blommesæklarver ikke forsynes med tilstrækkeligt ilt (Chapman, 1988; Theurer *et al.*, 1998; Acornley & Sear, 1999) og, at affaldsprodukter ikke fjernes fra grusbanken (Burkhalter & Kaya, 1975). En anden konsekvens af sedimentindlejringen er, at de gydemodne fisk har svært ved at finde egnede steder til gydning. Dette kan enten skyldes, at gruset er fuldstændig dækket af sand, eller at fisken simpelthen ikke kan løsne gruset under gydning, da det indlejrede sand kitter gruset sammen.





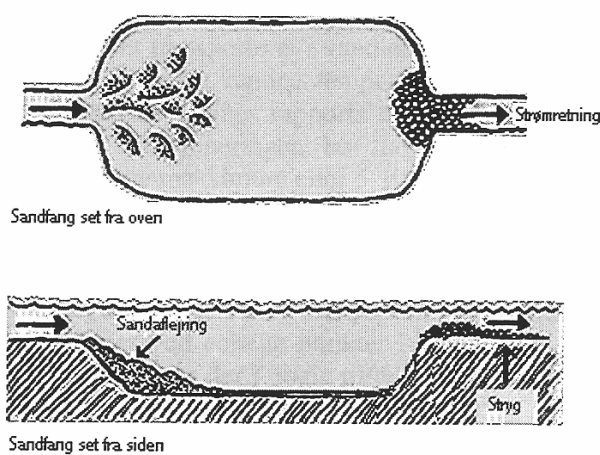
Figur 3: Typisk reguleret dansk vandløb. Til venstre ses det kanaliserede løb, mens der til højre ses et nærbillede af bundens substrat som er en gold sandørken. Billederne er fra Vesterlund Bæk (tilløb til Oddebæk i Skjernåsystemet).

### Reduktion af sandtransport

Med tiden er nyregulering og oprensning af vandløb blevet reduceret til et minimum, og mange vandløb får i høj grad lov at passe sig selv i håbet om, at de med tiden vil finde tilbage til den naturlige dynamik og gode økologiske tilstand (Wandall *et al.*, 2000). Dette er en proces, som vil forløbe over en årrække og som vil betyde, at store mængder sand og jord frigives til vandløbet, når strømmen begynder at gnave i de ustabile brinker for at danne den naturlige mæandring. Med tiden vil brinkerne formentlig stabiliseres og sandet i vandløbet blive skyllet væk. Indtil denne balance opnås er man dog nødt til at sikre, at vandløbet kan fungere som habitat for ørred og vandløbsinsekter. For at opretholde en naturlig reproducerende bestand af ørred er det nødvendigt at reducere sandtransporten. Reducering af sandtransport i vandløbet er gennem tiden sket ved opgravning af sand fra vandløbsbunden (lokal oprensning), etablering af 2 m bræmmer langs vandløbet, opførelse af drikkepumper til kreaturer samt hegning for kreaturer langs vandløbets bredder. Opgravning af sand fra vandløbsbunden er ikke en hensigtsmæssig løsning, da det ofte ødelægger vandløbsbunden mere end det gavner.

Den løsning, som på sigt vil have langt den største effekt, er, at vandløbene lægges tilbage i deres oprindelige leje. En sådan proces er dog så bekostelig, at kun en brøkdel af de danske vandløb kan forventes genslynget inden for den nærmeste årrække. I mellemtiden kan der sættes ind med symptombehandling for at sikre, at et mangfoldigt liv kan eksistere i vandløbene. En enkel og billig løsning på problemet med sandtransport er at etablere sandfang. Et sandfang er simpelthen en kort strækning af vandløbet, som bliver gravet dybere og bredere, hvilket nedsætter vandets hastighed,

således at sandet bundfældes netop på denne strækning (se figur 4). Når sandfanget er fyldt tømmes det med en rendegraver el. lign.. Etablering af sandfang har affødt en diskussion om deres berettigelse i danske vandløb, da effekten af disse sandfang er dårligt belyst. Undersøgelser af Nielsen (2003) samt Henriksen & Nielsen (2004) belyste sedimentindlejringen i grusbanker i danske vandløb, op- og nedstrøms sandfang. Undersøgelserne viste en klar positiv effekt af sandfang på sedimentindlejring og iltniveau i grusbankerne, ligesom der var en større overlevelse af æg og yngel i grusbanker op til 300 m nedstrøms sandfangene.

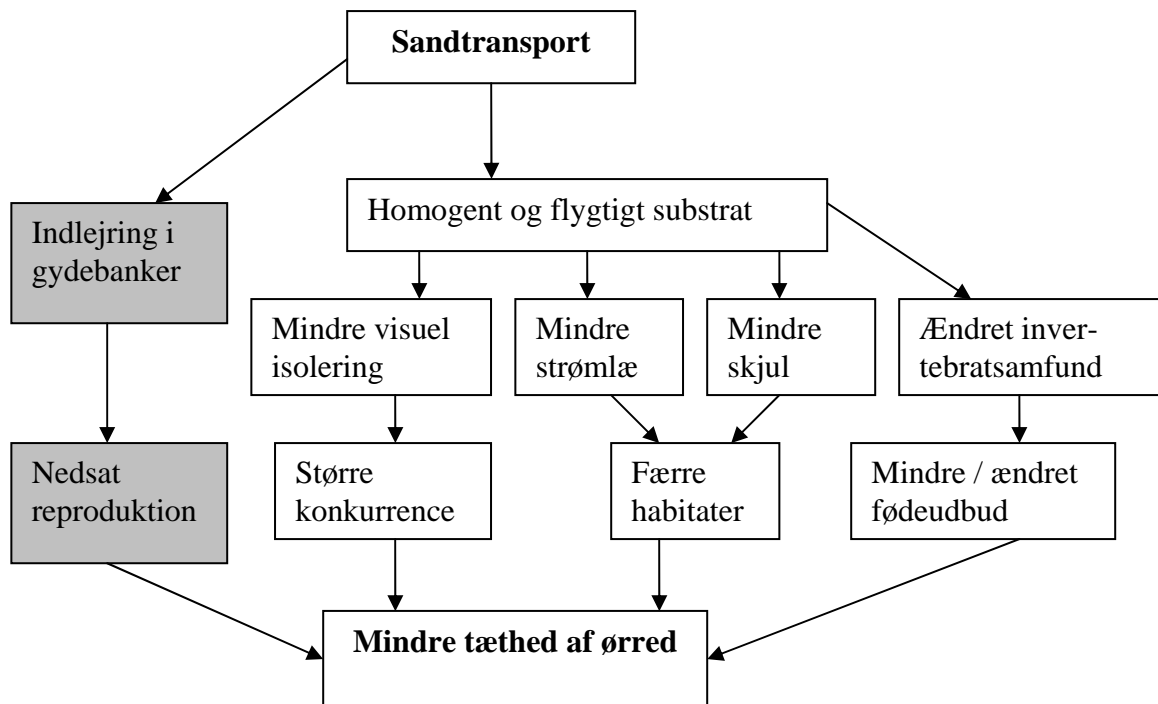


Figur 4: Til venstre ses skitse over et sandfangs konstruktion (gengivet fra Nielsen, 2003). Til højre et foto af et nyetableret sandfang, hvor det tydeligt ses, hvordan sandet vandrer ind i sandfanget og tilbageholdes.

### Formål med undersøgelsen

Imidlertid er det dårligt undersøgt, hvilke konsekvenser etableringen af sandfang har for vandløbets dynamik, substratsammensætning, habitatudbud, samt bestanden af ørred og invertebrater. Derfor er formålet med denne undersøgelse at belyse de fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb. I figur 5 er det forsøgt at koble de negative effekter af sandtransport. I venstre side ses to kasser, som er markeret med lysgrå farve. Disse udgør de negative effekter af sedimentindlejringen i forbindelse med sandtransporten, som allerede er blevet undersøgt i flere studier, og som derfor ikke vil være et mål i sig selv i denne undersøgelse. Sedimentindlejring i grusbankerne vil dog blive undersøgt, men kun som et led i kvantificeringen af sandtransporten ved de enkelte lokaliteter, og til vurdering af effektiviteten af sandfangene. Kasserne uden farve i figur 5 udgør fokus for dette specialestudium. Det er målet at kvantificere sandtransportens omfang ved en række lokaliteter, samt at vurdere

effektiviteten og driften af sandfangene. Der vil desuden blive undersøgt hvorvidt sandfangenes effekt kan afspejles i vandløbets fysiske forhold i form af mere heterogent substrat og mindre mængder sand nedstrøms sandfangene. Der vil blive udført et habitatstudie, for at kortlægge habitatudbuddet samt ørredens præferencer. Tætheden af ørred samt diversiteten af invertebrater forsøges koblet med sandfangets effekt og desuden vil det blive undersøgt om sandfangene har en negativ effekt på ørredens migration i vandløbet.



Figur 5: Oversigt over sandtransportens negative konsekvenser. Farvede kasser repræsenterer forhold hvor effekten af sandfang allerede er undersøgt. Kasserne uden farve illustrerer forhold, som ønskes belyst i dette specialestudium.

### Forsøgsdesign

Til undersøgelsen er udvalgt 10 lokaliteter, som består af et sandfang og en 200 m strækning opstrøms og en 200 m strækning nedstrøms. Disse lokaliteter vil blive undersøgt over tre perioder: vinter, forår og sommer. Af de 10 lokaliteter findes 6 lokaliteter, hvor sandfangene kører med normal drift. Det vil sige, at de tømningsordninger, som normalt fungerer for sandfangene, fortsætter gennem undersøgelsesperioden. Sandfangene er etableret senest i år 2002 og af gode grunde er der intet kendskab til de fysiske forhold nedstrøms sandfangene, før disse blev etableret. Derfor etableres to nye

sandfang, for at undersøge om en effekt kan observeres på substratsammensætningen nedstrøms sandfanget, umiddelbart efter etableringen. Tømning af sandfangene foregår ved at der køres en tømningrunde, når tilpas mange af sandfangene er fyldte. Dette betyder at nogle sandfang uundgåeligt vil stå fyldte over en kortere eller længere periode. For at se på hvilke konsekvenser det har på effektiviteten af sandfangene, samt for det tilbageholdte sand, så blev to sandfang taget ud af tømningsordning, og fulgt gennem de tre perioder. Skema over undersøgelsens feltarbejde er vist i bilag 1.

### **Lokalitetsbeskrivelse**

Vandløbene, som er udvalgt til undersøgelsen, er alle en del af Skjern Å systemet. Der er udvalgt 3 vandløb til undersøgelsen, som alle er beliggende på vestsiden af den jyske højderyg i et område, hvor der er aflejret store mængder sand oven på gammel moræne, og i et område af Danmark, hvor der falder forholdsvis meget nedbør ([www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html](http://www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html)). De tre vandløb er Odderbæk, Bæksgård Bæk og Brande Å, der alle ligger i det gamle Give Kommune, hvor man var foregangsmænd inden for etablering af sandfang. For vandløbene i Skjern Å systemet gælder det, at kun 55 % lever op til den fastsatte målsætning (Vejle Amt, 2001). Hovedårsagen til dette er uacceptable fysiske forhold herunder påvirkning af sand. Dette afspejles i data fra invertebratanalyser, som viser, at størstedelen af vandløbene opnår en faunaklasse 4 og ikke den målsatte klasse 5. Samtidig viser Vejle Amts elbefiskninger, at tætheden af ørred ikke lever op til målsætningen (Levesen, personlig kommentar). Der forventes normalt en bestand på 50 ½ års ørred og 20 ældre ørred pr. 100 m<sup>2</sup> vandløb. Oversigtskort over vandløbenes placering er vist i figur 8.

#### **Odderbæk**

Odderbækken er ramme om hovedundersøgelsen, og data herfra bliver så suppleret med data fra de to andre vandløb. Odderbækken er et B1 målsat vandløb, hvilket vil sige, at det er gyde- og opvækstvand for ørred. Bækken strækker sig over 7 km og har sit udspring sydøst for Thyregod ved Give. Undervejs findes to tilløb til hovedløbet. Det mest interessante af disse er Vesterlund Bæk, som er et udmærket gyde- og opvækstvandløb, hvor den største yngelproduktion findes i Odderbækssystemet. Det andet tilløb er Lindet Bæk, som er ubetydelig i yngelproduktionen, da den om sommeren næsten altid løber tør. Odderbækken munder ud i Kulsø, der ligger omkring 4 km nordøst for Thyregod. Med tilløbsbække består Odderbækken af ca. 20 km vandløb. Odderbækken har gennem tiden været udrettet

på hele strækningen. Tidligere var to dambrug placeret på de nederste kilometer af vandløbet, men disse er nu nedlagt, og vandløbet er på disse lokaliteter lagt tilbage i sit oprindelige leje. I Oddebækken var der ved forsøgets start etableret 32 sandfang, jævnt fordelt over hele vandløbssystemet. Fordelingen af disse sandfang er vist i figur 9. Nummereringen af sandfangene har intet med vandløbets forløb at gøre, men er i stedet et udtryk for rækkefølgen for etablering af sandfangene. Jordtypen i oplandet er overvejende grov sandet jord ([www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html](http://www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html)). Alle sandfang, med undtagelse af de nyetablerede, er som nævnt blevet anlagt senest år 2002.

### **Bæksgård Bæk og Brande Å**

Begge disse vandløb er B1 målsatte vandløb. Bæksgård Bæk har sit udspring ved Give, hvor den løber nordvest på knap 8 km, inden den løber til Karstoft Å. Brande Å har sit udspring lige øst for Give og åen strækker sig over knap 20 km, inden den løber til Skjern Å nordvest for Brande. Oplandet til Bæksgård Bæk og Brande Å består ligesom for Oddebækken af grov sandet jord ([www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html](http://www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html)).

### **Lokaliteterne**

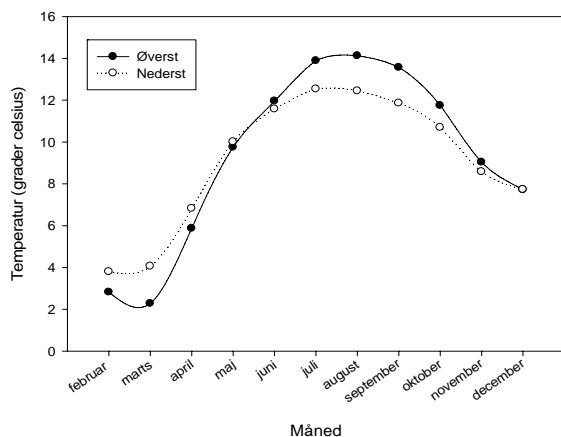
Til undersøgelsen er udvalgt 10 lokaliteter fordelt med 8 i Oddebæk, samt ét i Bæksgård Bæk og ét i Brande Å (se tabel 1). Af de 8 lokaliteter i Oddebækken kører de 4 af dem med normal drift af sandfangene. Det drejer sig om lokaliteterne 2, 3, 7 og 19. Ved lokaliteterne Ny og 27 blev nye sandfang etableret, mens sandfangene ved lokalitet 25 og 29 er taget ud af tømningssordning. Kort over beliggenheden af lokaliteterne i Oddebæk ses i figur 9. Oddebækken er valgt som hovedområde, da der i bækken ikke er sat fisk ud inden for de sidste 6-7 år, og derfor kan der arbejdes med en selvreproducerende bestand. Samtidig er det en fordel at arbejde i samme vandløbssystem, da det giver et bedre sammenligningsgrundlag – således minimeres indflydelsen af f.eks. vandløbskemiske faktorer og udsætning af fisk. At der alligevel er inkluderet et enkelt sandfang i hver af de to andre vandløb er primært i tilfælde af, at uforudsete hændelser skulle forekomme, således at et vandløb måtte udgå af undersøgelsen. Dette viste sig at være tilfældet i Brande Å, hvor en gylleforurening slog alle fisk ihjel på den lokalitet, hvor undersøgelsen foregik (se bilag 2-5). Alle lokaliteter i de tre vandløb er udvalgt med henblik på, at der skal være en eksisterende fiskebestand. Oplysninger om dette er fundet ved at

studere data fra elbefiskninger fra Vejle Amt samt Danmarks Fiskeriundersøgelser (DFU), og dels ved personlig kommunikation med Bo Levesen fra Vejle Amt (nu Vejle Kommune).

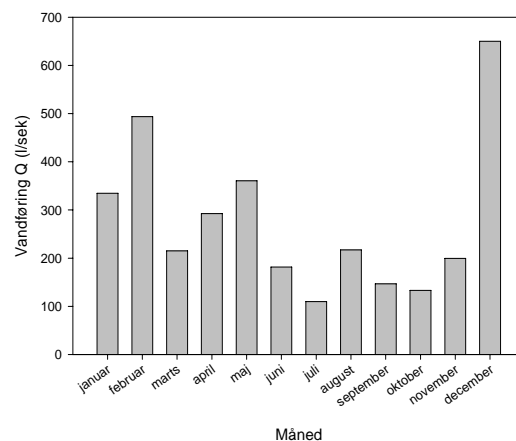
I Odderbækken blev temperaturdataloggere lagt ud ved lokaliteten øverst og ved lokaliteten nederst i bækken. Temperaturkurver er vist i figur 6. Det ses, at temperaturen øverst i vandløbssystemet er mere svingende, da det lave vand lettere påvirkes af sollys og lufttemperatur. Data for vandføring i Odderbækken er angivet i figur i figur 7. Her ses det tydeligt at vinterhalvåret har de største vandføringer og dermed den største sandtransport.

Tabel 1: Data for beliggenhed, drift og oprettelse af sandfangene på hver lokalitet.

Lokalitet	Vandløb	Drift	Oprettelse
7	Vesterlund Bæk (tilløb Odderbæk)	Normal	November 2000
3	Vesterlund Bæk (tilløb Odderbæk)	Normal	November 2000
Ny	Odderbæk (hovedløb)	Nyetableret	Marts 2006
19	Odderbæk (hovedløb)	Normal	November 2000
25	Odderbæk (hovedløb)	Nedlagt	Maj 2002
2	Odderbæk (hovedløb)	Normal	Marts 2001
27	Odderbæk (hovedløb)	Nyetableret	Marts 2006
29	Odderbæk (hovedløb)	Nedlagt	November 2000
Bæksgård Bæk	Bæksgård Bæk	Normal	Marts 2001
Brande Å	Brande Å	Normal	November 2001



Figur 6: Temperaturmålinger fra Odderbæk i 2006. Kurverne viser månedlige gennemsnit af temperaturmålinger foretaget med datalogger ved lokaliteten henholdsvis øverst (mørke punkter) og nederst (lyse punkter) i Odderbæk.

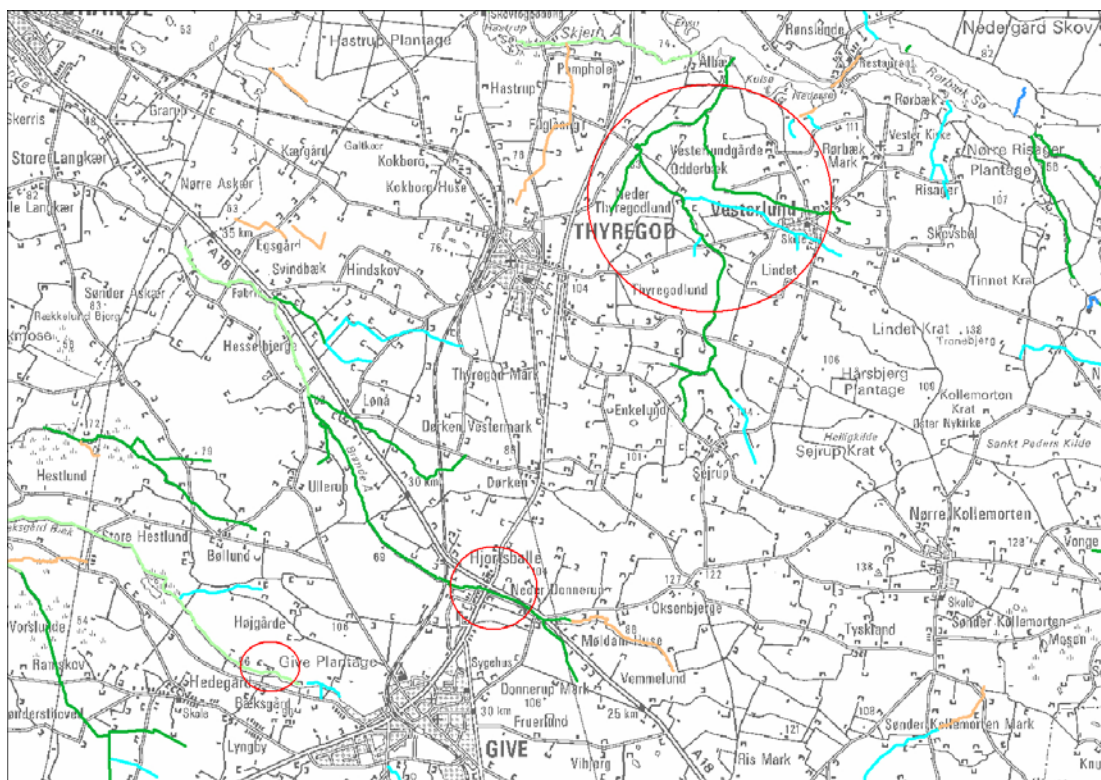


Figur 7: Vandføring i Odderbæk 2006. Søjlerne angiver månedlige gennemsnit af vandføringen. Vandføringsdata fra Ribe Miljøcenter.



## Odderbæk vandløbslaug

Ved Odderbæk er etableret et vandløbslaug, som omkring 75 % af lodsejerne og en del af baglandslodsejerne er medlemmer af. Her betales årligt et mindre gebyr for medlemskabet, og disse penge går så til vedligeholdelse af bækken. Lauget har desuden søgt penge ved diverse fonde til udførelse af flere restaureringsprojekter, hvor der både er blevet etableret sandfang, genslynget strækninger, udlagt gydegrus, fjernet pil, plantet elletræer, etableret brinkfodder, genåbnet rørlagte dele af vandløbet samt fjernet opstemninger. Disse projekter er sket i tæt samarbejde med Vejle Amt, som har bidraget med rådgivning samt økonomisk støtte til projekterne. Lauget står hvert år for en række naturarrangementer, hvor interesserede borgere, kvit og frit, tages på guidede ture i området. Der arbejdes desuden på at etablere en 20 km lang natursti rundt i området til fri afbenyttelse for alle interesserede. Disse mange positive naturforskønnelsestiltag, som alle sker på frivillig basis, blev i efteråret 2006 hædret med Dansk Landbrugs Initiativpris. For mere information om lauget se hjemmesiden: [www.odderbaek.dk](http://www.odderbaek.dk).



Figur 8: Oversigtskort over de tre vandløbs placering. Den store cirkel nordøst for Thyregod markerer Odderbæk, med tilløbet Vesterlund Bæk. Nederst på kortet ses placeringen af lokaliteten i Brande Å, nord for GIVE, mens lokaliteten i Bæksgård Bæk ses vest for GIVE.



Figur 9: Oversigtskort over hele Oddebækssystemet. De røde prikker illustrerer, hvor sandfangene er placeret. Lokaliteter, som er omfattet af undersøgelsen er fremhævede. Kortet er hentet fra det tidligere Vejle Amts hjemmeside.



## Referenceliste

- Acornley, R.M. & Sear, D.A. (1999) Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological Processes*, **13**, 447-458.
- Allan, A.F. & Frostick, L. (1999) Framework dilation, winnowing, and matrix particle size: The behavior of some sand-gravel mixtures in a laboratory flume. *Journal of Sedimentary Research*, **69**, 21-26.
- Beschta, R.L. & Jackson, W.L. (1979) The intrusion of fine sediments into stable gravel bed. *J. Fish. Res. Board. Can.*, **36**, 204-210.
- Brookes, A. (1987) The distribution and management of channelized streams in Denmark. *Regulated Rivers: Research & Management*, **1**, 3-16.
- Brookes, A. (1988) *Channelized Rivers - Perspectives for Environmental Management* Wiley & Son, Chichester.
- Brookes, A. (1990) *Channelized Rivers. Perspectives for Environmental Management*. John Wiley & Sons.
- Burkhalter, D.E. & Kaya, C.M. (1975) Effects of prolonged exposure to ammonia on fertilised eggs and sac fry of Rainbow trout (*salmo gairdneri*). *Trans. Am. Fish. Soc.*, **106**, 470-475.
- Chapman, D.W. (1988) Critical review of variables used to define effects of fines in redds of large salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **117**, 1-21.
- Crisp, D.T. (1993) The ability of U.K. salmonid alevins to emerge through a sand layer. *J. Fish Biol.*, **43**, 656-658.
- Elliot, J.M. (1994) *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press.
- Friberg, N., Græsbøll, P., & Larsen, S.E. (1999) Fysiske forhold og tilstand i mindre vandløb. *Vand & Jord*, **3**, 117-120.
- Friberg, N., Kronvang, B., Svendsen, L.M., Hansen, H.O., & Nielsen, M.B. (1994) Restoration of a channelized reach of the River Gelså, Denmark: effects on the macroinvertebrate community. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **4**, 289-296.
- Giller, P.S. & Malmqvist, B. (1998) *The Biology of streams and rivers*. . Oxford University Press.
- Hansen, H.O. (1996) *River Restoration - Danish Experiments and Examples* (ed S. National Environmental Research Institute, Denmark), pp. 99.

- Hartman, G.F. (1965) the role of behaviour in the ecology and interaction of underyearling coho salmon and steelhead trout. *J. Fish Res. Board Can.*, **22**, 1035-1081.
- Hearn, W.E. & Kynard, B.E. (1986) Habitat utilization and behavioral interaction of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in tributaries of the White River of Vermont. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **43**, 1988-1998.
- Henriksen, P.W. & Nielsen, B. (2004) Sedimentindlejring og overlevelse af ørredens æg/ungel i gydebanks i Gudenå, Holtum Å, Vejle Å og Bygholm Å. . *Projekt udført for Vejle Amt af Limno Consult*.
- Iversen, T.M., Kronvang, B., Madsen, B.L., Markman, P., & Nielsen, M.B. (1993) Re-establishment of Danish streams: Restoration and maintenance measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **3**, 73-92.
- Kalleberg, H. (1958) Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottingholm*, **39**, 57-124.
- Kronvang, B., Hansen, H.O., Friberg, N., Larsen, S.E., Fjorback, C., & Johnsen, R. (2000) Habitat surveys as a tool to assess the benefits of stream rehabilitation I: the physical dimension. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, **27**, 1503-1509.
- Leopold, L.B. (1968) *Hydrology for Urban Land Planning - A Guidebook on the Hydrologic Effects of Urban Land Use. Geological Survey Circular, 554*, Washington.
- Levesen, B. (personlig kommentar) Vejle Kommune (tidligere Vejle Amt).
- Lisle, T.E. & Hilton, S. (1999) Fine bed material in pools of natural gravel bed channels. *Water Resources Research*, **35**, 1291-1304.
- Milan, D.J., Petts, G.E., & Sambrook, H. (2000) Regional variations in the sediment structure of trout streams in southern England: benchmark data for siltation assessment and restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **10**, 407-420.
- Nielsen, B. (2003) Sandfangs betydning for sedimentindlejring, iltforhold og overlevelse af ørredyngel (*Salmo trutta* L.) i gydegravninger. *Biologisk Institut. Odense Universitet (SDU)*.
- Pedersen, S.S. (2006) Sandvandringens indflydelse på fiskebestande i danske vandløb. Internt notat, pp. 13. DTU, Danmarks Fiskeriundersøgelser, afd. for ferskvandsfiskeri.
- Rinne, J.N. (2001) Effects of Substrate Composition on Apache Trout Fry Emergence. *Journal of Freshwater Ecology*, **16**, 355-365.

- Rosenfeld, J.S., Leiter, T., Lindner, G., & Rothman, L. (2005) Food abundance and fish density alters habitat selection, growth, and habitat suitability curves for juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **62**, 1691-1701.
- Sand-Jensen, K. & Friberg, N. (2000) De strømmende vande. *Gads Forlag*.
- Schultz, K.E. (1980) Sandvandring i vandløbene. *Stads- og Haveingeniøren*, **9**, 327-330.
- Scrivener, J.C. & Brownlee, M.J. (1989) Effects of forrest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 681-696.
- Theurer, F.D., Harrod, T.R., & Theurer, M. (1998). Sedimentation and Salmonids in England and Wales. Environment Agency, Bristol.
- Turnpenny, A.W.H. & Williams, R. (1980) Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *J. Fish Biol.*, **17**, 681-693.
- Walling, D.E. & Amos, C.M. (1999) Source, storage, and mobilisation of fine sediment in a chalk stream system. *Hydrological Processes*, **13**, 323-340.
- Wandall, K., Levesen, B., Landsfeldt, P., & Frandsen, S.B. (2000) Bedre vandløb - En praktisk håndbog, pp. 14. Vejle Amt, Teknik og Miljø, Sønderjyllands Amt, Miljørådet.
- Waters, T.F. (1995) Sediment in streams: Sources, Biological Effects, and Controls. *American Fisheries Society Monograph 7, Bethesda, Maryland*.
- Wood, P.J. & Armitage, P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**, 203-217.
- [www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html](http://www.djfgeodata.dk/datasaml/indik5.html) GEOdata ved det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet.



# **Artikel 1**

---

## **Evaluering af PIT-system – Tabsrate af mærker og rækkevidde, effektivitet og præcision af PIT-læser**

**Klaus Vejgaard Just**

---



## Artikel 1

# Evaluering af PIT-system – Tabsrate af mærker og rækkevidde, effektivitet og præcision af PIT- læser

Klaus Vejlggaard Just

### Resume

Tabsraten af 23 mm PIT-mærker hos ørred (*Salmo trutta* L.) blev undersøgt i strømakvarium. Tabsraten blev sammenlignet med en kontrolgruppe, hvor såret blev lukket med sutur. Overlevelse og vækstrate blev sammenlignet mellem de to grupper. Det viste sig, at tabsraten var lig nul for begge grupper, og der var ikke forskel på vækstrate og overlevelse mellem de to grupper. Rækkevidden af PIT-læseren blev testet, og det viste sig, at mærkets orientering havde betydning for rækkevidden. Lodret orientering af mærket gav en maksimal rækkevidde på 60 cm, mens vandret orientering gav en maksimal rækkevidde på 40 cm. Effektivitet og præcision af PIT-læseren anvendt i undersøgelsen blev testet ved en blindtest. Her viste det sig, at effektiviteten i antal fundne mærker, var 100 procent på to forskellige lokaliteter. Præcisionen blev angivet som afstanden mellem mærkets anslåede position og mærkets reelle position, og her blev resultatet  $8,79$  (gns.)  $\pm 8,15$  (std.afv) cm og  $7,86$  (gns.)  $\pm 3,91$  (std.afv) cm på to forskellige lokaliteter.

### Indledning

#### Metodevalg

I dette specialestudium er der til undersøgelse af fiskenes migration, samt ørredens (*Salmo trutta* L.) habitatvalg, anvendt Passive Integrated Transponders (PIT). PIT-mærkning er blevet anvendt til en lang række undersøgelser af fisk, som primært omfatter studier af migration (Ombredane *et al.*, 1998; Aarestrup *et al.*, 2003; Olsson & Greenberg, 2004) og habitater (Roussel & Bardonnat, 1997; Roussel *et al.*, 2000; Enders *et al.*, 2007; Riley *et al.* 2006). Metoden er valgt, da den forstyrrer fisken minimalt, og kan registrere fisken selv når den står dybt under en brink, grøde eller grene,

som det ofte er tilfældet i mindre danske vandløb. Mærkerne har desuden ubegrænset levetid, er forholdsvis billige og størrelsen samt udformning, gør det let og uden betydende påvirkning af fisken at montere dem. Sidst, men ikke mindst, giver metoden mulighed for at følge migration af den enkelte fisk, da mærkerne er individuelt nummererede. Alle disse ting gør det favorabelt at anvende PIT-mærkning i denne type studier.

### **PIT-systemet**

PIT systemet består af et inaktivt radio-mærke samt en aktiv PIT-læser/detektor. Mærket består af en integreret kredsløbschip, kondensator og sammenrullet kobberantenne, som ligger indkapslet i en glascylinder. Radiodelen aktiveres, når der induceres en strøm i spolen ved påvirkning af et magnetfelt. Mærkernes størrelse ligger mellem 11 og 32 mm. Valg af størrelsen på mærket som anvendes, foretages ud fra en vurdering af undersøgelsens formål. Små mærker gør det muligt at mærke mindre fisk, men desværre er det med mindre rækkevidde af PIT-læseren til følge (Zydlewski *et al.*, 2001). Det betyder, at 11 og 12 mm mærker primært anvendes til laboratorieforsøg (Prentice *et al.*, 1990; Fångstam, 1993; Brännäs *et al.*, 1994; Alanärä & Brännäs), samt i feltforsøg, hvor rækkevidden ikke er så væsentlig (Armstrong *et al.*, 1997; Ombredane *et al.*, 1998; Greenberg & Giller, 2000; Olsson & Greenberg, 2004). I de fleste studier af habitat og migration anvendes 23 mm mærker (Roussel *et al.*, 2000; Roussel *et al.*, 2004; Skov *et al.*, 2005; Enders *et al.*, 2007; Hill *et al.*, 2006; Linnansaari *et al.*, 2007).

Det passive mærke kræver en ekstern energikilde for at fungere. Energikilden kommer fra en PIT-detektor, som består af en sammenrullet antenne, der udsender et elektromagnetisk felt. Denne energi skaber strøm i mærkets sammenrullede antenne, som herefter fører energien til det integrerede kredsløb, som transformerer signalet til detektoren. PIT detektoren kan være både stationær og transportabel. Den stationære detektor kan have forskellig udformning. Den kan bl.a. bestå af nogle "flat-bed" måtter som placeres på tværs af åen og som registrerer når en fisk svømmer hen over. Anbringer man to rækker af disse måtter, så kan fiskens svømmeretning bestemmes. Dette system er anvendt af bl.a. Olsson & Greenberg (2004), Riley *et al.* (2006) og Aarestrup *et al.* (2003) og er primært brugt til at undersøge migration. Udformningen af de stationære antenner er ellers typisk så fisken (mærket) skal passere gennem en antenne, der omkranser vandløbet eller en del af dette.



Den transportable antenne, som er anvendt i denne undersøgelse, er monteret på et langt skaft og tilsluttet en læser og en kontrolenhed, som bæres på ryggen. På denne måde kan man bevæge sig rundt i eller langs vandløbet og søge efter fisken. Den transportable antenne kan udformes på flere måder. Den mest anvendte er, at antennen lægges sammen i ringe og indhylles i et PVC rør, som så monteres på en PVC- eller glasfiberplade. Hill *et al.* (2006) viste, at denne montering havde den mindste rækkevidde af 3 forskellige konstruktioner, som blev testet. Konstruktionen er alligevel den mest anvendte, da den af praktiske årsager er nemmere at anvende i felten (Hill *et al.*, 2006). Diameteren af den sammenrullede antenne er også betydende for rækkevidden. Linnansaari *et al.* (2006) anslår, at hvis diameteren af den sammenrullede antenne er mindre end 55 cm, så går det ud over rækkevidden og præcisionen af systemet.

### **Formål**

Når fisk mærkes med PIT-mærker har to mærkningsteknikker været anvendt: Den ene, hvor såret efterfølgende lukkes med sutur, og den anden, hvor såret ikke lukkes. Lukning med sutur bliver gjort for at mindske tabsraten af mærkerne. At anvende sutur har dog vist sig at kunne medføre negative konsekvenser for sårets heling, samt fiskenes overlevelse (Ombredane *et al.*, 1998; Skov *et al.*, 2005). Derfor ønskes det at undersøge, hvor stor en procentdel af fiskene, som taber mærket, for at belyse om det i dette studie er nødvendigt at anvende sutur. Desuden ønskes det belyst om der er forskel i overlevelse og vækst mellem de to mærkningsmetoder.

Værdier for rækkevidde, effektivitet og præcision af PIT-systemer, som findes i litteraturen, har generelt været undersøgt med mange forskellige typer udstyr og ved vandløb med divergerende fysiske forhold. Dette gør det vanskeligt at overføre resultaterne til det udstyr, som anvendes i denne undersøgelse. Derfor undersøges rækkevidde, effektivitet og præcision af udstyret, for at give et indblik i udstyrets egenskaber.

Ørreden beskrives oftest i litteraturen som yderst territoriehævdende (Kalleberg, 1958; Elliot, 1994). Alligevel blev det flere gange under habitatstudiet observeret, at fiskene stod tæt sammen på nogle gunstige standpladser. Det blev desuden med undervandskamera flere gange observeret, at to fisk stod ganske tæt på hinanden under en grødebusk eller bag nogle sten. For at undersøge om dette kan have indflydelse på registreringen af PIT-mærkerne, blev det undersøgt, hvor tæt fiskene kunne stå, uden det havde negative konsekvenser for registreringen.

## Metode og materialer

### PIT-systemet

PIT-mærkerne som blev anvendt var 23,1 mm lange, 3,9 mm i diameter og vejede 0,6 g i luft. Mærkerne var fabrikeret af Texas Instruments Inc., Dallas, Texas, USA og var af typen TIRIS serie 2000; RI-TRP-WRHP. Den transportable PIT-detektor blev designet ved brug af en kommerciel tilgængelig radiofrekvens identifikationssystem (Texas Instruments TIRIS S-2000). Systemet bestod af en half-duplex (sender felt ud, stopper og modtager - en full-duplex sender konstant mens den modtager), læser modul (TIRIS RI-RFM-008) som opererede ved 134,2 kHz, og som var tilsluttet et kontrolmodul (TIRIS RI-CTL-MB2A). Læser og kontrolmodul blev drevet af et 12 V batteri, som gav strøm nok til fuld funktion en hel dag. En piezoelektrisk buzzer var tilsluttet en alarmanhed på kontrolmodulet og udsendte et højt "biip" når et mærke registreredes. Batteri og læsermodul var placeret i en plasticboks og læseren tilsluttet en sammenrullet ledningsantenne, som både genererer et energigivende elektromagnetisk felt og modtager transmittersignaler fra mærket. Kontrolmodulet er placeret i en separat plastboks og tilsluttet læsermodul og batteri. Det hele er monteret på et metalstativ, som via seler bæres på ryggen som en rygsæk. Den sammenrullede ledningsantenne består af fire viklinger, som er placeret cirkulært inde i et PVC rør med en diameter på 40 cm. Antennen er placeret på en PVC plade, som er monteret på et 2,5 m langt træskaft (figur 1)



Figur 1: PIT-læser og PIT-mærke. Til venstre ses den transportable PIT-læser som bæres på ryggen. På det lange træskaft er den sammenrullede antenne placeret i PVC-røret under den hvide plade. Til højre ses det 23 mm PIT-mærke.

### Test af mærkningsmetode

Testen af mærkningsmetode med sutur/uden sutur foregik i et strømakvarium. Til forsøget blev anvendt 32 ørreder fra Lilleåen i størrelsen 11,2 cm til 15,8 cm. Roussel *et al.* (2000) indopererer tilsvarende mærker i fisk ned til 6,4 cm og slår i samme artikel fast, at hos fisk under 8,5 cm efterfølgende bør anvendes sutur for at forhindre, at mærket falder ud af fisken. Til denne undersøgelse blev der dog i samråd med biologassistenter ved DFU fastsat en minimumsgrænse for mærkningen af fisk til 11 cm, da deres erfaringer har vist forhøjet mortalitet ved at operere et 23 mm PIT-mærke ind i mindre fisk. Zydlewski *et al.* (2001) anbefaler ligeledes, at 23 mm PIT-mærker ikke anvendes til fisk under 10 cm. Cooke & Bunt (2001) fremsatte et kriterium for fiskens/PIT- mærkets vægt. De kom til den konklusion, at mærket max. må veje 12 % af fiskens vægt for ikke at påvirke svømmeegenskaberne. I denne undersøgelse vejer mindste fisk 11 g og da mærket vejer 0,6 g udgør det 5,8 % af fiskens vægt i luft og dermed er kriteriet opfyldt.

Fiskene blev inddelt i 2 grupper: En gruppe, som fik indopereret et 23 mm PIT-mærke, hvor såret efterfølgende blev lukket med sutur, samt en gruppe, som ligeledes fik indopereret et 23 mm PIT-mærke, men hvor såret ikke blev lukket med sutur. Under opdeling af fiskene i de to grupper blev det med øjemål forsøgt at holde størrelsesfordelingen nogenlunde ens. Fiskene blev bedøvet med benzocain, 8 ml stamopløsning pr 5 liter vand (stamopløsning: 20 g benzocain opløst i 1 liter 96 % ethanol). Massen  $M$  (g) og totallængden  $L_T$  (cm) af fiskene blev målt (middel startvægt  $\pm$  std. afv. af fisk med og uden suture var henholdsvis  $17,75 \pm 6,24$  g og  $16,75 \pm 3,97$  g,  $n = 16$ . Middel startlængde  $\pm$  std. afv. var henholdsvis  $12,56 \pm 1,15$  cm og  $12,58 \pm 1,04$  cm,  $n = 16$ ). Fiskene fik PIT-mærket indopereret ved, at et vertikalt snit blev lagt på venstre side af fisken lige bag spidsen af brystfinnen, hvilket minimerer risikoen for at mærket tabes. Snittet blev lavet netop stort nok til at mærket forsigtigt kunne presses ind og skubbes bagud i længderetning af fisken. Herefter blev operationen på 16 af fiskene afsluttet med at sy åbningen med et enkelt sting sutur (Ethicon silk braided, 6-0 taper C-1 needle), mens der for de andre 16 ikke blev foretaget yderligere. Herefter blev fiskene placeret i et opvågningskar og når det blev vurderet at fiskene var kommet sig blev de placeret i et strømakvarium (510 x 80 x 75 cm), med en vanddybde på ca. 40 cm. Strømhastigheden i akvariet blev målt med propeltæller (OTT Z 30 counter hydrometer, A. OTT Kempten) og tællertallene blev omregnet til strømhastighed i cm/sek ved brug af formlen  $v = (0,0568 \times \text{antal omdrejninger} + 0,036)/30 \times 100$ . Strømhastigheden var i gennemsnit på  $7,81 \pm 1,71$  cm/sek (std. afv.) og iltniveauet blev målt med en iltelektrode af mærket Oxyguard Handy Beta og var på  $9,27 \pm 0,16$  mg/l (std. afv.).

## Test af PIT-system

I bunden af akvariet var et lag groft grus samt nogle større sten, som fungerede både som visuelt skjul samt strømlæ. Strømakvariet er delt ind i 6 sektioner og for at undgå en effekt af sektioner på undersøgelsens udfald, så blev fiskene blandet fordelt i de enkelte sektioner som vist i figur 2.

Sektion 1	sektion 2	sektion 3	sektion 4	sektion 5	sektion 6
3 m. sutur	3 m. sutur	3 m. sutur	2 m. sutur	3 m. sutur	2 m. sutur
3 u. sutur	3 u. sutur	2 u. sutur	3 u. sutur	3 u. sutur	3. u. sutur

Figur 2: Fordelingen af de to grupper af fisk i strømakvariet. Det er forsøgt at blande grupperne i hver sektion for at undgå at gruppernes placering har indflydelse på resultatet.

Fiskene blev fodret 1-2 gange dagligt med røde myggelarver, som blev tilført med fodringsautomater, for at sikre en jævn fordeling af føden. Forsøget blev stoppet efter 30 dage, og med en håndscanner blev fiskene identificeret og det blev noteret, hvis fiskene havde tabt mærket. Igen blev  $M$  (g) og  $L_T$  (cm) målt (middel slutvægt af fisk med og uden sutur var henholdsvis  $16,43 \pm 6,14$  cm og  $15,51 \pm 4,08$  cm, mens længden var henholdsvis  $12,44 \pm 1,15$  cm og  $12,53 \pm 0,99$  cm). Sårets tilstand blev vurderet ud fra 3 kategorier: ikke helet, delvis helet eller fuldstændig helet. Under hele forsøgsperioden blev der dagligt holdt øje med eventuelle døde fisk i akvariet. Vurdering af de 2 metoder blev foretaget på kriterierne: Dødelighed, konditionsfaktor, antal tabte mærker samt sårets tilstand efter en 30 dages forsøgsperiode. Kondition ( $K$ ) blev beregnet ud fra Fultons formel  $K = M * 100 / L_T^3$  ved start af forsøget og igen efter de 30 dage som forsøget strakte sig over.

### Rækkevidde af PIT-detektor

For at måle hvor lang rækkevidde PIT-detektoren har, blev detektoren spændt fast i en position, hvor det var muligt at måle rækkevidden både foran, bagved, på siden af, under og over detektoren. Rækkevidden blev testet både med PIT-mærket orienteret, som den vil være i fisken og i lodret position. Hele testen blev udført med systemet sat til konstant energikilde for at undgå, at rækkevidden blev mindre, efterhånden som batteriet blev afladet.

### Effektivitet og præcision

Som et mål for effektiviteten af PIT-læseren blev en blindtest udført. Testen gik i al sin enkelthed ud på, at en person placerede mærker indenfor en 50 m strækning i vandløbet. Personen, som gik med PIT-læseren, måtte ikke se, hvor mærkerne blev placeret og var heller ikke klar over, hvor mange mærker, der blev lagt ud i vandløbet. Et varierende antal af mærkerne blev lagt som

”dobbeltmærker”. Det vil sige, at mærkerne skulle ligge indenfor 50 cm af hinanden. Dobbeltmærkerne skulle teste, hvorvidt alle mærker registreres, hvis fiskene står tæt sammen i en pool eller lignende. Da det var forventet, at effektiviteten af PIT-læseren ikke ville være den samme på alle strækninger pga. forskel i vandløbets dybde, bredde, vegetation samt brinkvegetation blev testen udført på to lokaliteter. Den første lokalitet var i Vesterlund Bæk, som skulle repræsentere de øverste lokaliteter i vandløbssystemet med lille vandføring og meget brinkvegetation. Den sidste lokalitet var nederst i Odderbækkens hovedløb, kort før udløbet i Kulsø. Den skulle repræsentere de nederste lokaliteter med stor vandføring og kraftig vandløbsvegetation. Efter mærkerne var blevet placeret blev vandløbsstrækningen gennemløbet med PIT-læseren, og når læseren registrerede et mærke, blev nummeret noteret ned. Herefter blev der pejlet ind på mærkets position ved at føre PIT-læseren over mærket fra flere sider. En tynd jernstang blev placeret præcis på mærkets forventede position. Herefter blev præcisionen opmålt, som afstanden fra metalstangens placering til mærkets reelle position. Til sidst blev dybden opmålt på positionen, for at undersøge, om dybden har nogen indflydelse på præcisionen.

### **Interaktion mellem mærker**

Tidligere undersøgelser har vist, at der kan opstå problemer med registrering af mærker hvis fiskene står for tæt på hinanden (Castro-Santos *et al.*, 1996; Linnansaari *et al.*, 2007). Derfor blev det testet, hvor tæt mærkerne kan ligge, uden det har negativ effekt på registreringen. Det blev gjort ved at føre PIT-læseren over mærkerne, mens de lå helt op ad hinanden. Herefter blev mærkerne flyttet fra hinanden med 0,5 cm af gangen. Hver gang blev det testet om PIT-læseren kunne registrere mærkerne. For at teste om mærkernes orientering har nogen betydning, så udførtes alle forsøgene både med kobbertråden i mærkerne vendt i samme retning og i hver sin retning. Ved den afstand hvor begge mærker registreres uanset orientering, blev der desuden testet med 3 mærker for at se, om det havde nogen betydning.

### **Dataanalyse**

Kolmogorov Smirnov test blev anvendt til at teste, hvorvidt der var signifikant forskel i sårets heling mellem de to grupper. Til analyse af forskel i gruppernes startkondition og konditionsændring, er anvendt t-test. Korrelation mellem præcision og dybde for PIT-systemet blev testet med Pearson product-moment korrelation. Data for dybde viste sig ikke at være normalfordelt, og blev inden testen log-transformeret. Data for, hvor præcist PIT-mærkerne blev lokaliseret, er testet for signifikant forskel mellem lokaliteterne med t-test.

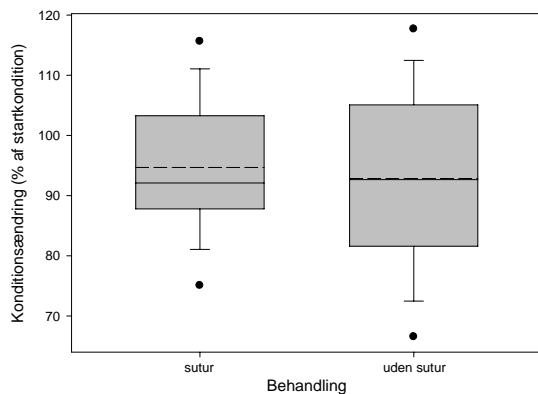
## Resultater

### Test af mærkningsmetode

Ingen af fiskene tabte mærket under den 30 dage lange forsøgsperiode (tabel 1) og dødeligheden var fordelt med 1 fisk i gruppen med sutur og 2 fisk i gruppen uden sutur. Der var ikke den store forskel i sårets tilstand, dog er der en tendens til, at såret uden sutur heler hurtigere end såret med sutur og i mange tilfælde var såret pænere hos fiskene uden sutur. Der er dog ikke signifikant forskel på helingsprocessen mellem de to grupper (Kolmogorov Smirnov,  $p > 0,05$ ).

Tabel 1: Oversigt over data fra forsøget i strømakvariet.

Mærknings- metode	Antal mærkede fisk	Antal tabte mærker	Tabte mærker i procent	Antal døde fisk	Overlevelse i procent	Såret ikke helet i procent	Såret delvis helet i procent	Såret fuldstændig helet i procent
Fisk med suture	16	0	0	1	99,94	12,5	25	62,5
Fisk uden suture	16	0	0	2	99,88	6,25	18,75	75



Figur 3: Konditionsændring for de to behandlinger af fisk. Den grå boks angiver 50 % af observationerne, mens den stiplede linje angiver middelværdien. Der er ikke signifikant forskel i mellem grupperne (T-test,  $p > 0,05$ )

Fiskenes kondition blev udregnet både ved forsøgets start og efter den 30 dages forsøgsperiode. Det viste sig at den gennemsnitlige startkondition  $\pm$  std. afv. for fiskene i gruppen med sutur ( $0,87 \pm 0,06$ ) var lidt højere end for gruppen uden sutur ( $0,84 \pm 0,07$ ), men forskellen var dog ikke signifikant (t-test,  $p > 0,05$ ). Hos begge grupper taber fiskene vægt i forsøgsperioden. Slutkonditionen som procent af startkonditionen er vist i figur 3. Der er ikke signifikant forskel på konditionsændringen (t-test,  $p > 0,05$ ).

I gruppen med sutur er suturen tabt i 7 ud af de 16 fisk, mens de i 2 ud af 16 fisk tabes under fangsten af fiskene i strømakvariet.

### Rækkevidde af PIT-detektor

PIT-detektorens rækkevidde er forskellig efter mærkets orientering. Hvis mærket er placeret lodret, så kan den registrere et mærke på maksimalt 60 cm afstand, men hvis mærket er placeret vandret, som fisken oftest vil være i vandet, så registreres mærket maksimalt på en afstand af 40 cm. Radius for registrering af mærker rundt om detektoren er afhængig af dybden (y-aksen). Når mærket er orienteret som fisken, så ser man den største radius 20 cm under detektoren. Hvis mærket er orienteret lodret, så ses den største radius for registrering 0 cm under detektoren, dvs. i plan med detektoren.

Tabel 2: Rækkevidde for registrering af PIT-mærker med detektoren. Punkterne er målt fra centrum af den cirkelformede detektor, som har en radius på 19,5 cm. Hvis der tænkes på et koordinatsystem, så vil foran/bagved udgøre x-aksen, med PIT-læserens centrum i 0. Dybde udgør således y-aksen, mens venstre/højre er z-aksen.

Dybde (cm)	Fiskens orientering				Lodret orientering			
	Foran (cm)	Bagved (cm)	Venstre (cm)	Højre (cm)	Foran (cm)	Bagved (cm)	Venstre (cm)	Højre (cm)
0	40	20	31	29	50	40	55	56
10	40	40	37	38	50	40	54	49
20	50	40	39	41	30	20	30	32
30	40	40	37	38	30	20	32	32
40	40	30	22	24	30	20	32	35
50	-	-	-	-	20	10	29	22
60	-	-	-	-	10	0	18	9

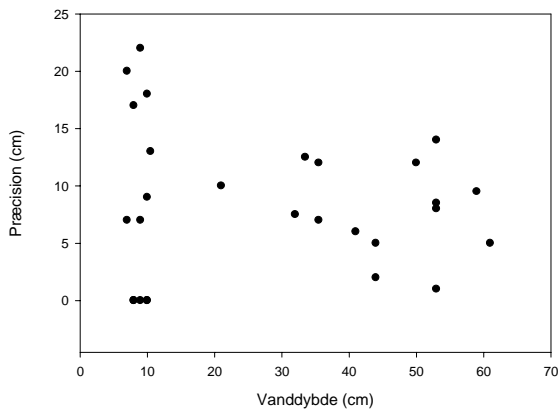
### Effektivitet og præcision

Ved begge lokaliteter lykkedes det at finde samtlige mærker, så vi altså ender med en effektivitet på 100 %. I Vesterlund Bæk blev der udlagt dobbeltmærker 3 steder, og de blev alle registreret. I Odderbækken blev der udlagt dobbeltmærker 4 steder, og her registreredes det i 3 tilfælde. I det sidste tilfælde blev det også opdaget, at der lå 2 mærker, men først efter at det første mærke var fjernet.

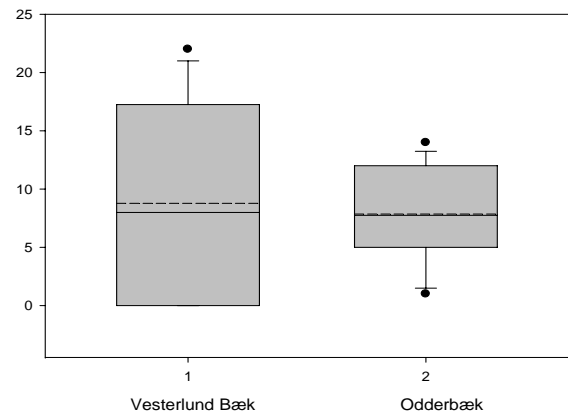
Figur 4 viser sammenhængen mellem præcisionen af positioneringen af mærkerne og hvor dybt mærkerne ligger i vandløbet. Testen viser, at der ikke er nogen korrelation mellem hvor dybt mærket ligger og hvor præcist mærkets position kan estimeres (Pearson product-moment,  $p > 0,05$ ). Der er heller ikke signifikant forskel på præcisionen mellem de to lokaliteter (t-test,  $p > 0,05$ ). Figur

## Test af PIT-system

5 viser dog en tendens til, at præcisionen er større i Oddebækken end i Vesterlund Bæk. Forskellen er ikke signifikant, men spredningen på værdierne viser, at der er større usikkerhed når positionen skal præciseres i Vesterlund Bæk på trods af de væsentligt lavere dybder, som findes her. Den gennemsnitlige præcision  $\pm$  std. afv. ligger på  $8,79 \pm 8,15$  cm i Vesterlund Bæk og  $7,86 \pm 3,91$  cm i Oddebæk.



Figur 4: Præcision i positionering af PIT-mærkerne som funktion af dybden. Værdierne er fra begge lokaliteter dvs.  $n = 28$ . Der er ikke signifikant korrelation mellem dybde og præcision (Pearson product-moment,  $p > 0,05$ )



Figur 5: Præcision i positionering af PIT-mærkerne på de to lokaliteter. Vesterlund Bæk repræsenterer de øverste lokaliteter som er smalle vandløb med lille dybde og kun sparsom vandløbsvegetation. Oddebæk repræsenterer lokaliteterne med størst dybde og bredde og meget vandløbsvegetation. Der er ikke signifikant forskel på den gennemsnitlige præcision (t-test,  $p > 0,05$ ).

### Interaktion mellem PIT-mærker

Afstanden mellem mærkerne er bestemt ikke uden betydning, som det ses i tabel 3. Ved de to mindste afstande kan der ikke registreres nogen mærker uanset orientering. Ved en afstand mellem mærkerne på 1 cm kan ét mærke registreres, men kun hvis orienteringen af mærkerne er med kobbertråden modsat hinanden. Ved 1,5 cm kan begge mærker registreres, hvis orienteringen er modsat, mens begge mærker registreres uanset orientering ved en afstand på 2 cm. I forsøget med placering af tre mærker ved siden af hinanden med 2 cm mellem hvert mærke, kunne alle 3 mærker registreres.



## Test af PIT-system

Tabel 3: Registrering af mærker ved forskellig afstand fra hinanden og med forskellig orientering.

Afstand mellem PIT-mærker (cm)	Orientering: samme retning	Orientering: modsat retning
0	Ingen registrering	Ingen registrering
0,5	Ingen registrering	Ingen registrering
1	Ingen registrering	1 mærke kan registreres
1,5	Ingen registrering	Begge mærker registreres
2	Begge mærker registreres	Begge mærker registreres
2 (3 mærker)	Alle 3 mærker registreres	Alle 3 mærker registreres

## Diskussion

### Test af mærkningsmetode

Mortaliteten af fiskene i de to grupper var lav, med kun 1 død fisk i gruppen med sutur og 2 døde i gruppen uden sutur. Skov *et al.* (2005) viste i et forsøg med skaller en større overlevelse af fisk mærket uden brug af sutur. Det kunne altså ikke eftervises i dette tilfælde, men skyldes sikkert det relative korte forløb på 30 dage. De døde fisk havde en meget lav konditionsfaktor, hvilket formentlig hænger sammen med, at de blev domineret af andre fisk. Ved observation under fodring var det tydeligt, at der i hver sektion i strømakvariet befandt sig en eller to dominante fisk som undertrykte de andre. De undertrykte fisk stod konstant inaktivt, selv under fodring. Hvorvidt inaktiviteten hos disse fisk rent faktisk skyldes dominansen fra andre fisk eller gener fra det indopererede mærke kan dog ikke fastslås endeligt ud fra denne undersøgelse. For at få svar på dette, må et lignende forsøg udføres med blot én fisk i hver sektion, for at undgå at intraspecifik konkurrence påvirker resultatet. Det var der af tidsmæssige årsager ikke mulighed for i denne undersøgelse.

Ingen af fiskene i de to grupper tabte mærket under den 30 dages forsøgsperiode. Dette stemmer ikke overens med observationer fra mærkning af fisk til habitatstudiet (Just, 2007, artikel 3), hvor flere tabte mærker er blevet fundet og hvor andelen af tabte mærker vurderes til at være på mindst 10 %. En forskel i vandtemperatur kan måske være årsagen til de forskellige rater af tabte mærker. I strømakvariet blev den gennemsnitlige vandtemperatur  $\pm$  std. afv. målt til at være  $14,32 \pm 0,26$  °C, mens temperaturen i vandløbene i februar måned, hvor første mærkningsrunde foregik, lå på 3-4 °C. En lavere temperatur vil betyde en langsommere heling af såret (Hill *et al.*, 2006; Linnansaari *et al.*, 2007) og dermed et længere tidsrum, hvor mærket har mulighed for at arbejde sig ud gennem sårets åbning. Ørrederne, som blev mærket til forsøget i strømakvariet, har altså haft fordel af en 3-4

gange så høj vandtemperatur, og dette sammenholdt med en rigelig fødetilgængelighed kan muligvis være forklaringen på, at sårene helede hurtigere i laboratorieforsøget og antallet af tabte mærker er nul. Endvidere står mange af fiskene i strømakvariet (de undertrykte) blot inaktivt og dermed er risikoen for at tabe mærket væsentlig mindre.

Fiskene viste i begge grupper et gennemsnitlig tab af kropsmasse under forsøget. Igen er det usikkert, om dette er en konsekvens af mærkningen eller et mangelfuldt fødeindtag pga. andre faktorer som eksempelvis stress er usikkert. Enkelte dominante individer i hver sektion havde dog en høj konditionsfaktor hvilket gør det nærliggende at konkludere, at den meget lave konditionsfaktor er et udslag af dominante/subordinate fisk. Dette underbygges af Roussel *et al.* (2000), Zydlewski *et al.* (2001) samt Ombredane *et al.* (1998), som i deres feltstudie af henholdsvis PIT-mærkede lakse- og ørredyngel ikke oplevede negativ effekt på konditionen hos de mærkede fisk i forhold til en kontrolgruppe. Skov *et al.* (2005) viste til gengæld i et feltstudie af skaller en negativ effekt på konditionen for PIT-mærkede fisk med sutur, som dog ikke var signifikant.

Et incitament for ikke at anvende sutur er, at det nedsætter behandlingstiden for fisken væsentligt, hvilket kan være en fordel for fiskens overlevelse. Længere behandlingstid fører til yderligere stress, pga. hårdere bedøvelse, længere tid oppe af vandet, samt yderligere håndtering og dermed risiko for at forvolde skade på fisken (Ombredane *et al.*, 1998; Skov *et al.*, 2005). Skov *et al.* (2005) fandt desuden tendens til infektion i såret på mærkede skaller hvor såret var lukket med sutur, mens skaller uden suture generelt havde et pænt sår, som var længere fremme i helingsprocessen.

### **Rækkevidde af PIT-detektor**

Rækkevidden af systemet er afhængig af mærkets størrelse, den transportable antennes konstruktion samt mærkets orientering (Hill *et al.*, 2006; Linnansaari *et al.*, 2007). Denne undersøgelse viste, at orienteringen af mærkerne også har væsentlig betydning for rækkevidden af systemet. Det kan selvfølgelig diskuteres, hvor ofte det i praksis vil forekomme, at mærket registreres lodret på PIT-læseren. Alligevel er det ikke utænkeligt, at det sker på dybere strækninger af et vandløb, hvor detektoren føres under vandet og ind under grødebuske og brinker. I disse tilfælde vil det forekomme, at mærket registreres lodret i forhold til antennens plan, og man kan drage nytte af den ekstra rækkevidde. Ellers viser forsøget tydeligt, at når et vandløb overstiger en dybde på 40 cm, så er det også nødvendigt at afsøge området med detektoren under vandoverfladen, for at være sikker på, at fiskene registreres. Dette gør gennemøgningen af et vandløbsstræk mere tidskrævende, og samtidig forøger det risikoen for, at fiskene skræmmes og stikker af. Derfor burde effektiviteten

være mindre i større vandløb end i små vandløb, hvilket dog ikke kunne påvises. Roussel *et al.*, (2000) viste for 23 mm PIT-mærker en rækkevidde på mellem 45 og 70 cm horisontalt og 100 cm vertikalt. Rækkevidden i nærværende undersøgelse lever ikke helt op til dette, og det kan skyldes forskelligheder i PIT-læserens konstruktion. Det er muligt at justere rækkevidden på systemet, men en øget rækkevidde betyder en mindre præcision samt en kortere levetid for batteriet.

### **Effektivitet**

Effektiviteten af PIT-læseren viste sig at være stor (100 %) med samtlige mærker registreret i de to forsøg. Denne effektivitet er dog lidt kunstig, da der er anvendt ”stationære mærker”, som ikke har mulighed for at bevæge sig rundt i vandløbet, som en fisk har det. Under habitatstudiet af mærkede fisk skete det jævnligt, at fisk blev skræmt af detektoren og flygtede, med manglende registrering til følge. Det bekræftes under døgnobservationen af mærkede fisk ved bækken (data ikke anvendt i den endelige rapport), hvor strækningen afsøges med PIT-læseren 4 gange indenfor ét døgn (middag, aften, nat og morgen). Her er der lidt variation i hvilke fisk, der findes ved hver enkelt observationsrunde, og oftest registreres 1-3 mærker under de 3 sidste observationsrunder, som ikke blev registreret under første runde, hvilket kan skyldes at fiskene har flyttet sig for antennen/personen der fører antennen. Fra tidligere feltstudier af effektiviteten med 23 mm PIT-mærker i fisk, er der rapporteret værdier mellem 25 og 85 % (Morhardt *et al.*, 2000; Roussel *et al.*, 2000; Zydlewski *et al.*, 2001; Cucherousset *et al.*, 2005).

### **Præcision**

Linnansaari *et al.* (2006) mente, at en diameter af PIT-læseren på under 55 cm ikke blot ville indvirke på rækkevidden, men også på præcisionen, da der vil mangle et ”blindt punkt” under antennen, som i de fleste studier anvendes til at udpege habitatet. Dette ”blinde punkt” mangler i udstyret anvendt i nærværende undersøgelse. I stedet blev der brugt en metode, hvor PIT-læseren føres ind over mærket fra forskellige sider og på den måde tilnærmes mærkets position. Det har vist sig at være en ret pålidelig metode med en gennemsnitlig præcision  $\pm$  std. afv. i Vesterlund Bæk og Odderbæk på henholdsvis  $8,79 \pm 8,15$  cm og  $7,86 \pm 3,91$  cm. Dette viser altså, at selvom det ikke lykkedes at finde fisken med kamera efter detektering med PIT-læseren, så har man alligevel et ret præcist estimat af fiskens habitat. Præcisionen som opnås i dette studie er bedre end det Linnansaari *et al.* (2006) fandt ved brug af ”blind spot” i antennen og væsentligt bedre end det, som eks. Enders *et al.* (2007) finder. Præcisionen af PIT-læseren viste sig ud fra testen at være uafhængig af dybden samt vandløbets størrelse og mængden af vegetation. Overraskende nok viste det sig, at spredningen

på præcisionen var størst i Vesterlund Bæk, som ellers er meget lille med dybder på 5-10 cm og en bredde på omkring 70-80 cm. Dette kan formentlig skyldes den høje og tætte brinkvegetation i form af siv og brændenælder, som gør det svært at manøvrere PIT-læseren rundt og pejle sig ordentligt ind på mærket. Samtidig blev det forsøgt at placere mærkerne, så de simulerer den type standplads som fisken vil vælge under de givne omstændigheder mest muligt. Det vil sige, at mærkerne i Vesterlund Bæk er blevet placeret så dybt inde under brinken som muligt, da det oftest er der fisken vil stå i mangel af egnet vegetation til skjul. Når fisken står dybt under en brink, er det kun muligt at pejle sig ind på fisken fra 3 sider, hvilket naturligvis nedsætter præcisionen i forhold til lokaliteter hvor det er muligt at nærme sig fra alle 4 sider. I Vesterlund Bæk var det i langt de fleste tilfælde muligt at pejle ret præcist ind på positionen på længdeaksen, og mærket lå så ud for markeringen, men blot 8-10 cm inde under brinken.

I den nederste del af Odderbækken, hvor den anden del af testen blev udført, viste det sig, at trods det noget dybere vand og kraftig vegetation i vandløbet i form af primært vandranunkel, vandstjerne og brøndkarse, stadig var muligt at pejle sig ret præcist ind på mærket. Testen blev udført på en restaureret del af Odderbækken lige før udløbet i Kulsø. Det skal dog tilføjes, at det her var lidt lettere at gå med PIT-læseren end på de udvalgte lokaliteter den nederste del af bækken, hvor der blev mærket fisk. Dette skyldes, at der endnu ikke er den massive brinkvegetation, som præger de andre lokaliteter. Strækningen blev udvalgt som repræsentant for de 4 nederste lokaliteter for at undgå, at mærkede fisk fra habitatforsøget blandede sig i testresultatet. Alligevel blev én af de mærkede fisk registreret under testen. Den var blevet mærket i juli måned ved sandfang nr. 25 og altså vandret de ca. 3 km herved inden for en måned.

### **Interaktion mellem mærker**

PIT-mærkerne skal være placeret mindst 2 cm fra hinanden for at begge mærker registreres. Dette betyder, at problemet med interaktion mellem mærkerne aldrig burde blive et problem i praksis. Mærkerne er jo placeret inde i bughulen på fisken og sandsynligheden for, at mærkerne kommer tættere på hinanden end 2 cm bør være ubetydelig. Problemet i praksis kan i stedet være, at den ene fisk eks står en anelse højere i vandet eller længere ude fra brinken end den anden og derfor vil det med stor sandsynlighed være den fisk der står nærmest PIT-detektoren, som registreres hver gang. Dette problem vil kunne løses med lockout software som beskrevet i Linnansaari *et al.* (2006). Med denne software kan et mærke blokeres således, at når det først har været registreret én gang, så bliver det ikke registreret igen. Dette vil betyde, at man også vil kunne registrere den fisk, som står dybere i vandsøjlen eller længere inde under brinken.

## Konklusion

PIT læseren har vist sig som et effektivt og præcist redskab til at lokalisere fisk og identificere både dem og deres standpladser i vandløb med vidt forskellige dimensioner og fysiske forhold. Svaghederne ved at bruge denne metode til at finde fiskene er, at man især i de helt små bække ofte vil skræmme fiskene, når man kommer gående med læseren, hvilket enten vil få dem til at flygte eller stille sig så meget i skjul, at eventuel efterfølgende observation af fiskene bliver besværliggjort.

Der synes ikke at være nogle helt åbenlyse fordele ved at anvende sutur på den størrelsesgruppe af fisk, der arbejdes med i dette studie. Der er ikke nogen forskel på tabsraten af mærker og heller ikke på overlevelse og kondition mellem fisk med og uden sutur.

## Referenceliste

- Alanärä, A. & Brännäs, E. (1997) Diurnal and nocturnal feeding activity in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **54**, 2894-2900.
- Armstrong, J.D., Braithwaite, V.A., & Huntingford, F.A. (1997) Spatial strategies of wild Atlantic salmon parr: exploration and settlement in unfamiliar areas. *J. Anim. Ecol.*, **66**, 203-211.
- Brännäs, E., Lundqvist, H., Prentice, E.F., Schmitz, M., Brännäs, K., & Wiklund, B.-S. (1994) Use of the Passive Integrated Transponder (PIT) in a fish identification and monitoring system for fish behavioral studies. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **123**, 395-401.
- Castro-Santos, T., Haro, A., & Walk, S. (1996) A passive integrated transponder (PIT) tag system for monitoring fishways. *Fisheries Research*, **28**, 253-261.
- Cooke, S.J. & Bunt, C.M. (2001) Assessment of internal and external antenna configurations of radio transmitters implanted in smallmouth bass. *North American Journal of Fisheries Management*, **21**, 236-241.
- Cucherousset, J., Roussel, J.-M., Keeler, R., Cunjak, R.A., & Stump, R. (2005) The use of two new portable 12 mm PIT Tag detectors to track small fish in shallow streams. *North American Journal of Fisheries Management*, **25**, 270-274.
- Elliot, J.M. (1994) Quantitative Ecology and the Brown Trout. *Oxford University Press*.
- Enders, E.C., Clarke, K.D., Pennell, C.J., Ollerhead, L.M.N., & Scruton, D.A. (2007) Comparison between PIT and radio telemetry to evaluate winter habitat use and activity patterns of juvenile Atlantic salmon and brown trout. *Hydrobiologia*, **582**, 231-242.

- Fångstam, H. (1993) Individual downstream swimming speed during the natural smolting period among young of Baltic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Zoology*, **71**, 1782-1786.
- Greenberg, L.A. & Giller, P.S. (2000) The potential of flat-bed passive integrated transponder antennae for studying habitat use by stream fishes. *Ecology of Freshwater Fish*, **9**, 74-80.
- Hill, M.S., Zydlewski, G.B., Zydlewski, J.D., & Gasvoda, J.M. (2006) Development and evaluation of portable PIT tag detection units: PITpacks. *Fisheries Research*, **77**, 102-109.
- Kalleberg, H. (1958) Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottingholm*, **39**, 57-124.
- Linnansaari, T., Roussel, J.-M., Cunjak, R.A., & Halleraker, J.H. (2007) Efficacy and accuracy of portable PIT-antennae when locating fish in ice-covered streams. *Hydrobiologia*, **582**, 281-287.
- Morhardt, J.E., Bishir, D., Handlin, C.I., & Mulder, S.D. (2000) A portable system for reading large passive integrated transponder tags from wild trout. *North American Journal of Fisheries Management*, **20**, 276-283.
- Olsson, I.C. & Greenberg, L.A. (2004) Partial migration in a landlocked brown trout population. *J. Fish Biol.*, **65**, 106-121.
- Ombredane, D., Baglinière, J.L., & Marchand, F. (1998) The effects of Passive Integrated Transponder tags on survival and growth of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.) and their use for studying movement in a small river. *Hydrobiologia*, **371/372**, 99-106.
- Prentice, E.F., Flagg, T.A., & McCutcheon, C.S. (1990) Feasibility of using implantable passive integrated transponders (PIT) tags in salmonids. *American Fisheries Society Symposium*, **7**, 317-322.
- Riley, W.D., Ives, M.J., Pawson, M.G., & Maxwell, D.L. (2006) Seasonal variation in habitat use by salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta* and grayling, *Thymallus thymallus*, in a chalk stream. *Fisheries management and Ecology*, **13**, 221-236.
- Roussel, J.-M. & Bardounet, A. (1997) Diel and seasonal patterns of habitat use by fish in a natural salmonid brook: An approach to the functional role of the riffle-pool sequence. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, **346**, 573-588.
- Roussel, J.-M., Cunjak, R.A., Newbury, R., Caissie, D., & Haro, A. (2004) Movements and habitat use by PIT-tagged Atlantic salmon parr in early winter: the influence of anchor ice. *Freshwater Biology*, **49**, 1026-1035.

## Test af PIT-system

- Roussel, J.-M., Haro, A., & Cunjak, R.A. (2000) Field test of a new method for tracking small fishes in shallow rivers using passive integrated transponders (PIT) technology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **57**, 1326-1329.
- Skov, C., Brodersen, J., Brönmark, C., Hansson, L.-A., Hertonsso, P., & Nilsson, P.A. (2005) Evaluation of PIT-tagging in cyprinids. *J. Fish. Biol.*, **67**, 1195-1201.
- Zydlewski, G.B., Haro, A., Whalen, K.G., & McCormick, S.D. (2001) Performance of stationary and portable passive detection systems for monitoring of fish movements. *J. Fish. Biol.*, **58**, 1471-1475.
- Aarestrup, K., Lucas, M.C., & Hansen, J.A. (2003) Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish*, **12**, 160-168.





## **Artikel 2**

---

# **Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransporten i mindre danske vandløb**

**Klaus Vejgaard Just**

---



## Artikel 2

# Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransporten i mindre danske vandløb

Klaus Vejlgård Just

### Resume

Sandtransportens omfang samt sandfangenes effektivitet blev undersøgt på 10 lokaliteter. Som et mål for sandfangenes effektivitet i reduktion af sandtransporten blev sandtransporten kvantificeret umiddelbart opstrøms og nedstrøms sandfangene, vinter, forår og sommer. Det viste sig, at effektiviteten umiddelbart var høj ved de lokaliteter, hvor sandfangene kører med normal drift. Manipulering med sandfangenes drift bekræftede vigtigheden af, at sandfangene tømmes i tide, da der ellers bliver en negativ effekt i form af afgivelse af det tilbageholdte sand. Der var en klar positiv korrelation mellem sandtransporten og vandføringen. Den relative sandtransport beregnet som mængden af sand transporteret pr. liter vand var størst øverst i Oddebækkens hovedløb samt i tilløbsbækken Vesterlund Bæk. Sedimentindlejring i grusbanker blev målt opstrøms og nedstrøms sandfangene ved 3 lokaliteter. Her viste det sig, at sandfang, som var taget ud af tømningsordning og altså stod fyldt i hele undersøgelsesperioden, ikke havde nogen effekt på sedimentindlejringen nedstrøms sandfanget. Sedimentindlejringen ved to normalt fungerende sandfang gav ikke noget entydigt resultat, hvilket skyldes divergerende forhold ved de to lokaliteter. Iltkoncentrationen i grusbankerne viste sig hverken korreleret med mængden af indlejret FPOM eller mængden af indlejret sand. Dette skyldes formentlig de relativt få observationer.

### Indledning

#### Typer af sedimenttransport

Sedimenttransport i vandløb deles typisk op i to kategorier: Suspenderet sediment og sediment som transporteres hoppende eller rullende henover bunden (Beschta & Jackson, 1979; Allan & Frostick,

1999). Det suspenderede materiale består af de fineste partikler, som lerkolloider og silt og betegnes som værende af ekstern oprindelse og ikke en oprindelig del af vandløbsbunden. Rullesandet består af lidt større partikler, som ved strømmens påvirkning bevæger sig hen over vandløbsbunden og aflejres hvor partiklerne møder strømlæ, ved vegetation eller mellem partikler af grus og sten. Størrelsesfordelingen af de to kategorier vil afhænge af vandets hastighed og turbulens. En generel inddeling er, at suspenderet materiale har størrelsen  $< 4 \mu\text{m}$  og op til  $62 \mu\text{m}$ , mens rullesandet typisk vil ligge i størrelsen  $62 \mu\text{m} - 2 \text{mm}$  (Waters, 1995).

### Effekterne af sedimenttransport

Effekterne af suspenderet sediment er overvejende nedsat lysgennemtrængning og nedsat primærproduktion (Waters, 1995). Men da det fine suspenderede materiale kan aflejres på grusbanker under sommerens lave vandføringer, og dermed bidrager til den samlede sedimentindlejring, så vil fraktionen uvilkårligt blive en del af undersøgelsen (Pedersen *et al.*, 2004). Det fine sediment vil ved indlejring i grusbanker pakke gruset nedefra og dermed nedsætte vandtransporten gennem gruset og med tiden vil grusbanken fyldes helt op (Turnpenny & Williams, 1980). Grovere sediment i form af sand vil pakke grusbankerne fra oven eller sandet vil lægge et låg henover grusbanken som kvæler æg og yngel eller forhindrer emergerende yngel i at komme op af gruset (Scrivener & Brownlee, 1989; Crisp, 1993; Milan *et al.*, 2000). Ved etablering af sandfang er det primære mål ikke at begrænse mængden af fint suspenderet sediment, men i stedet fortrinsvis at tilbageholde den større fraktion af sediment, nemlig rullesandet, som i danske vandløb udgør et væsentligt større problem. Desuden er det nemmere at nedbringe transporten af sand end det helt fine sediment, da sandet ikke er nær så flygtigt. Rullesandet har en lang række negative og velkendte konsekvenser, som omfatter indlejring i grusbanker (Nielsen, 2003; Henriksen & Nielsen, 2004), reducere af habitattilgængeligheden (Alexander & Hansen, 1983; Hansen *et al.*, 1983; Heggeness, 1988d; Cunjak, 1996; Langler & Smith, 2001), samt ændring af invertebratsammensætningen (Waters, 1972; Wood & Armitage, 1997).

### Formål

Dette afsnit har til formål at belyse omfanget af sedimenttransporten ved 10 lokaliteter, samt at belyse sandfangenes effektivitet i reducere af sandtransporten. Dette gøres ved at kvantificere den øjeblikkelige transport af sand og fint partikulært organisk materiale (FPOM) hen over bunden med en Helley-Smith sedimentfælde. Desuden kvantificeres sedimentindlejringen i grusbanker ved 3

lokaliteter over en periode på tre måneder for at se på sandfangenes effekt på sedimentindlejringen. Det ønskes endvidere klarlagt hvorvidt sandfangene er korrekt dimensioneret. Årstidsvariationen under kvantificering af sedimenttransporten ønskes desuden undersøgt, ved at indsamle data under vinter, forår og sommer vandføring. Samtidig er det et mål at se på effekten af normalt fungerende sandfang, samt betydningen af nyetablerede sandfang for sedimenttransporten. Da sandfang i perioder kommer til at stå fyldt, er det desuden interessant at se på, hvilke konsekvenser det har på sandtransporten nedstrøms sandfangene

### **Materialer og metoder**

Til undersøgelsen er udvalgt 10 lokaliteter fordelt med 8 i Odderbæk, 1 i Bæksgård Bæk og 1 i Brande Å. Ved seks af lokaliteterne kører sandfanget med normal drift, mens sandfanget ved to lokaliteter er nyetableret. Ved de sidste to lokaliteter er sandfanget taget ud af tømningsskema for at se på, hvilken effekt det har på sedimenttransporten nedstrøms sandfangene. For yderligere detaljer om lokaliteterne henvises til lokalitetsbeskrivelsen i rapportens introduktion.

#### **Transektanalyse**

De fysiske forhold ved hver lokalitet er bestemt ved transektanalyse. Dybde, bredde, strømhastighed og vandføring er målt ved hvert transekt, og længden af sandfanget er ligeledes opmålt. I selve sandfanget er målt både aktuel dybde samt maksimal dybde. Aktuel dybde er målt fra vandoverfladen og ned til overfladen af substratet. Maksimal dybde er målt ved at føre en metalstang ned gennem det aflejrede sand og FPOM, indtil en fast og hård bund mødes. Længden af det stykke af metalstangen, som er blevet ført ned i sedimentet, lægges til den aktuelle dybde og herved opnås maksimal dybde. Længden af sandfanget blev til slut opmålt. Til dimensionering af sandfang anvender man ofte et længde/bredde- og et bredde/bredde-forhold mellem sandfanget og vandløbet. Længde/bredde angiver sandfangets længde i forhold til vandløbets bredde, mens bredde/bredde angiver sandfangets bredde i forholdt til vandløbets bredde. Disse forhold bliver anvendt som retningslinier for dimensioneringen af sandfangene i et forsøg på at nedbringe strømhastigheden tilstrækkeligt. Wandall *et al.* (2000) anbefaler, at længde/bredde-forholdet bør være mindst 10, mens bredde/bredde-forholdet bør være 2-3. Transekterne blev undersøgt i forbindelse med estimering af tilgængeligt habitat på lokaliteterne og for yderligere detaljer om opmåling henvises til afsnit om habitater (Just, 2007, artikel 3).

## **Sedimenttransport**

Den øjeblikkelige sedimenttransport umiddelbart opstrøms og nedstrøms sandfangene blev målt i marts, maj og august ved samtlige 10 sandfang. Metoden går ud på at fange det såkaldte ”rullesand” som er sandpartikler, der på grund af strømmens pres ruller hen over bunden og aflejres i fordybninger og hulrum i eksempelvis fiskens gydebanker. Rullesandet kvantificeres ved, at sandet tilbageholdes i en Helley-Smith sedimentfælde.

## **Helley-Smith sedimentfælde**

Helley-Smith sedimentfælden bestod af et metalstativ med justerbar højde af tværstangen (figur 1) (Helley & Smith, 1971). En netpose med en maskestørrelse på 0,25 mm blev trukket ind over nogle jernstivere for at holdes udspændt, og dette blev monteret i metalstativet. Åbningen til netposen var på 8 x 8 cm og netposens position kunne herefter justeres både horisontalt og vertikalt. Sedimentfælden blev placeret i vandløbets hovedstrøm, hvor sandtransporten forventes at være størst. Fælden kræver forholdsvis flad bund, da åbningen til netposen består af et uflexibelt metalhus. Hvis fælden derfor placeres på f.eks. en grusbanke, så vil en del af rullesandet blot passere under fælden mellem stenene i grusbanken. Det er derfor vigtigt at placere fælden på en plan bund uden for mange forhindringer i form af vegetation, sten eller grene. En markeringspæl



Figur 1: Helley-Smith fælden, som den står under prøvetagning. Fælden stod to gange en halv time både opstrøms og nedstrøms sandfanget ved hver prøvetagning.

blev sat på brinken ud for fældens position. Så vidt muligt blev sandvandringen målt det samme sted ved hver observationsrunde. Hvis hovedstrømmen havde ændret sig pga. kraftig vegetation, så blev fælden flyttet lidt til den ene side, så positionen fortsat var i hovedstrømmen. Fælden stod i strømmen en halv time, hvorefter posen blev afmonteret og indholdet skyllet ned i en spand. Herefter blev fælden flyttet lidt til den ene side, netposen påmonteret igen og placeret endnu en halv time i strømmen. Sedimenttransporten blev målt på denne måde opstrøms og umiddelbart nedstrøms sandfangene.

Sedimentprøverne blev bragt til laboratoriet for videre behandling.

### **Sedimentbehandling i laboratorium**

I laboratoriet blev den organiske og uorganiske fraktion bragt i suspension. Herefter dekanteredes den organiske fraktion fra den uorganiske. Efter 4 timer blev den klare vandfase dekanteret fra begge fraktioner og alle prøver blev placeret i varmeovn i 6 dage ved 60 grader celsius og maksimal udluftning. Tørvægten af begge fraktioner blev vejet på digitalvægt (Sartorius universal pro 32/34 F) til nærmeste 0,01 gram. Proceduren for sedimentbehandling er ikke en standardiseret metode, men blev udført på denne måde i samråd med Morten Lauge Pedersen (Danmarks Miljøundersøgelser).

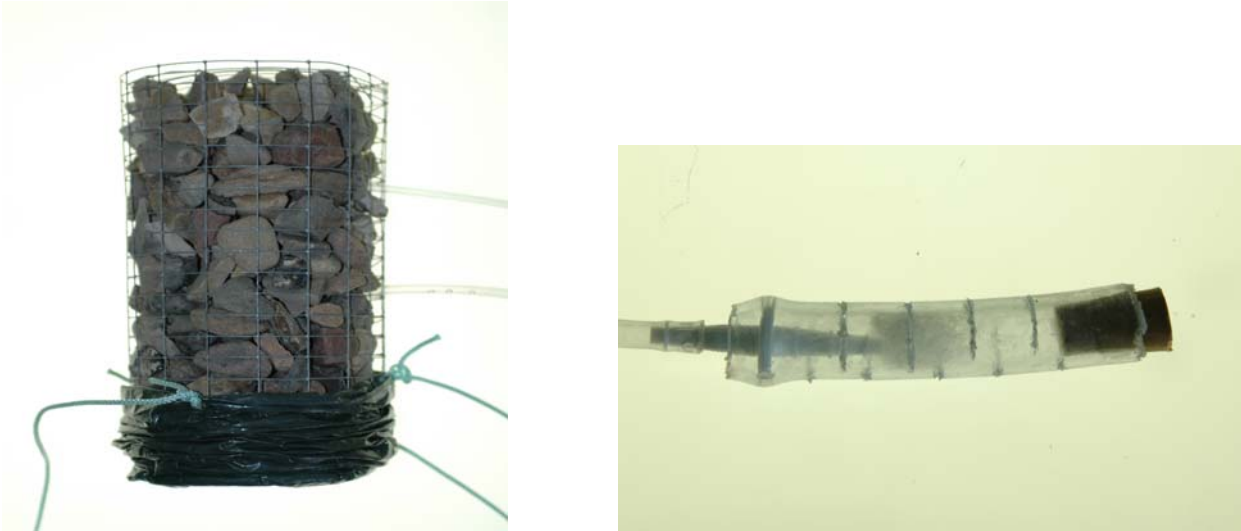
### **Sedimentindlejring i grusbanker**

Indlejringen af sediment i grusbanker blev målt ved sandfang nr. 2 og 29 i Odderbæk samt sandfanget i Brande Å. Indlejringen blev målt med en specielt konstrueret sedimentfælde, som er udviklet af Peter W. Henriksen og Knud H. Larsen (Limnoconsult). Fælden har tidligere været brugt i en række danske undersøgelser (Larsen & Henriksen, 1988; Sivebæk, 1995; Nielsen, 2003; Henriksen & Nielsen, 2004). Til undersøgelsen blev udvalgt en egnet grusbanke opstrøms og nedstrøms hver enkelt af de tre sandfang. I alt blev 18 sedimentfælder fremstillet og nedgravet. Fælderne blev fordelt med 3 i hver grusbanke. Disse blev placeret på en række, vinkelret på vandløbsbredden.

### **Sedimentfældens konstruktion og indhold**

Sedimentfælderne var cylinderformede, 25 cm høje og med en indre diameter på 13 cm. Fælderne blev bygget op omkring en bund af trykimprægneret træ. Rundt om bunden blev der fastgjort en cylinder af galvaniseret volierenet med en maskestørrelse på 13 x 25mm. På ydersiden af bunden blev en false skåret. Herefter blev en presenningspose fastgjort med kramper, og tætnet ved at ståltråd blev lagt omkring bunden og presenningsposen og herefter strammet til i falsen. Diameteren på posen var akkurat stor nok til at kunne trækkes op omkring fælden ved hjælp af 3 nylonsnore, som blev monteret. Sedimentfælden blev fyldt med renskyttet gydegrus og presenningen rullet ned til bunden af sedimentfælden (figur 2). Gydegruset blev stillet til rådighed af Give kommune og er nøjagtig samme type som kommunen bruger til restaureringsprojekter i deres vandløb. Gruset er en blanding af 3 størrelsesfraktioner: 25 % 8-16 mm, 50 % 16-32 mm og 25 % 32-50 mm. Ved hver grusbanke blev der i én af de tre sedimentfælder lagt to porevandsrør mellem stenene i 7 og 14 cm dybde med henblik på ilt- og temperaturmåling. Ud fra massefylden af sten og volumen af fælden

blev mængden af frit volumen, altså volumen af porerummene, beregnet og denne blev så sammenlignet med indlejningsprocenten.



Figur 2: Sedimentfældens konstruktion. Til venstre ses hele fælden og det anes til højre for fælden hvordan de klare plastslanger fra porevandsrørene stikker ud i 7 og 14 cm dybde. Til højre ses et af de porevandsrør, som ligger i centrum af gruskernen. Foto af Finn Sivebæk, DFU.

### **Nedgravning og optagning af sedimentfælder**

De udvalgte grusbanker blev inden den endelige nedgravning af fælderne besøgt 2 gange og grusbankerne blev løsnet med en spade og luftet igennem med en kraftig rive. Dette blev gjort dels for at lette nedgravningen af fælderne og dels for at fjerne det sand, som allerede måtte være indlejret, således at det materiale, som fanges i fælderne, er nyligt indlejret sand. Grusbankerne i Brande Å samt grusbanken opstrøms sandfang nr. 29 viste sig ikke at være dybe nok til nedgravning af den 25 cm høje fælde. Dette problem blev løst ved påfyldning af ekstra grus af den samme type som blev anvendt til sedimentfælderne.

Ved nedgravning blev simuleret en 25 cm dyb ørredgydeplads. Fælderne blev placeret i det 25 cm dybe hul, og fordybningen blev herefter fyldt op med grus fra den oprindelige grusbanke. Fælderne blev nedgravet således, at kanten flugtede med grusbankens overflade og grusbanken blev formet som en naturlig gydegravning, og størrelsen af området blev omkring 1,5 m i længden og 1 m i bredden. Fælderne blev nedgravet den 30. januar og taget op igen d. 24. april. Denne periode falder



nogenlunde sammen med inkubationsperioden for ørredens æg, hvilket er den periode, hvor modning af æg og yngelfremkomst finder sted (Elliot, 1994).

Fælderne blev taget op ved først at trække presenningsposen op omkring fælden vha. de tre nylonsnore. Presenningsposen virker på denne måde som et hylster, som forhindrer at sand løber ud af fælden under optagning. Hele fælden med indhold kunne herefter tages op og tømmes over i en spand. Resten af behandlingen forgik i laboratoriet.

### **Sedimentbehandling i laboratorium**

I laboratoriet blev gydegruset renskyttet og sorteret fra med en 2 mm sigte og herefter vejlet på digitalvægt (Sartorius universal pro 32/34 F) til nærmeste hele gram. Det tilbageværende substrat blev ved suspendering fordelt i en uorganisk (sand) og organisk (FPOM) fraktion. Begge fraktioner blev vejlet på digitalvægt (Sartorius universal pro 32/34 F) til nærmeste 0,01 gram.

### **Porevandsprøver**

Hver 14. dag blev porevandsprøver i 7 og 14 cm dybde udtaget til ilt- og temperaturmåling. En 25 ml sprøjte blev sat på slangen til porevandsrøret og et volumen på 15 ml svarende til porevandsrøret og slangens volumen blev suget op og bortkastet. Herefter blev udtaget 2 x 15 ml vand til dobbeltbestemmelse af iltindhold og temperatur. En iltelektrode af typen Oxyguard Handy Beta, blev brugt til at bestemme både ilt og temperatur i porevandsprøver, samt prøver udtaget fra vandfasen. Elektroden blev kalibreret før hver måling og membranen regelmæssigt udskiftet for at sikre pålidelige målinger.

### **Dataanalyse**

Middelværdier for vandføringsdata på hver lokalitet blev testet for årstidsvariation med en-vejs (one-way) ANOVA. Sammenhængen mellem vandføringen (l/sek.) og både transport af sand og FPOM i gram blev testet med Pearson product-moment korrelationskoefficient. Data overholdt betingelser for normalfordeling, men blev alligevel log-transformeret for at forstærke normalfordelingen og for bedre at kunne fremstille sammenhængen grafisk, da der var stor spredning på data.

Sandtransporten samt transport af FPOM blev testet for signifikante forskelle mellem opstrøms og nedstrøms strækning i hver undersøgelsesperiode. Dette blev undersøgt med t-test for uafhængige prøver (Independent samples t-test). Data overholdt betingelser for normalfordeling.

Til test af variation mellem undersøgelsesperioder for sand- og FPOM transport blev brugt en-vejs ANOVA. Tukey HSD test blev anvendt for at finde signifikante forskelle mellem de enkelte undersøgelsesperioder. Data for sandtransport nedstrøms overholdt ikke betingelser for normalfordeling og blev derfor logtransformeret. Data for FPOM både opstrøms og nedstrøms overholdt ikke betingelser om homogenitet og blev derfor logtransformeret. Til test af både sandtransport og FPOM-transport er udelukkende brugt data fra sandfang, som ikke er fyldt op med sand. Korrelation mellem effektivitet af sandfang (%) og strømhastighed (cm/sek.) blev testet med Pearson product-moment korrelationskoefficient.

En t-test blev anvendt for data ved hver lokalitet til at teste, om der var signifikant forskel på sedimentindlejringen i sedimentfælder opstrøms og nedstrøms sandfangene. Data viste sig at være normalfordelt, og der blev derfor ikke foretaget transformation af disse. Korrelation mellem indlejringsprocent af sand og frit volumen tilgængeligt blev testet med Pearson product-moment korrelationskoefficient. Denne korrelationstest blev også anvendt til at undersøge om der var korrelation mellem iltkoncentration og de tre parametre: indlejringsprocent af sand, indlejringsprocent af FPOM og temperaturen.

## Resultater

### Sandfangenes dimensioner

De opmålte parametre og udregnede dimensioner er angivet i tabel 1. Længden af sandfangene lå mellem 4,89 m og 22,33 m, mens bredden var mellem 1,72 m og 6,7 m. Maksimal dybde er den dybde, som sandfanget er gravet i, og som vil udgøre sandfangets dybde, når det er helt tømt. Værdierne varierede mellem 47,06 cm og 151,6 cm. Sandfangets længde i forhold til vandløbets bredde (længde/bredde) lå mellem 4,3 og 17,72. Forholdet mellem sandfangets bredde og vandløbets bredde (bredde/bredde) lå mellem 1,3 og 3,21, med størstedelen omkring en værdi på 2. Sandfangets dybde under vandløbets normale bund er angivet som den sidste parameter i tabel 1. Ved de tre nederste lokaliteter i Odderbækken (2, 27, 29), havde sandfangene den største dybde under vandløbets bund, med værdier omkring 1 m. Resten af værdierne ligger mellem 33,36 og 57,14 cm.

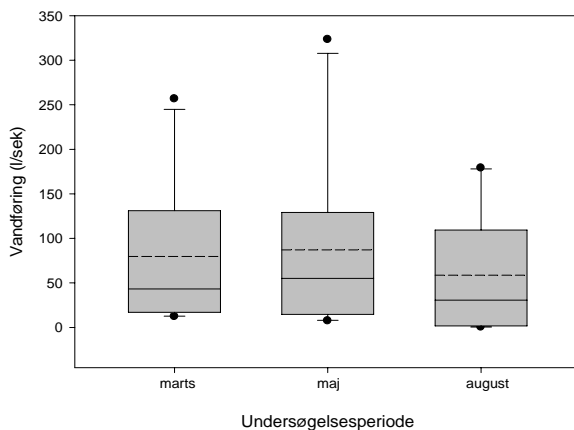
## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport

Tabel 1: Data for sandfangenes fysiske dimensioner som et gennemsnit over perioden. Længde/bredde og bredde/bredde udgør forholdet mellem sandfangets middel dimensioner og vandløbets middel dimensioner. Den sidste parameter er sandfangets maksimale dybde fratrukket vandløbsdybden, som indikerer hvor meget sandfanget er gravet under bundens niveau.

Sandfang	2	3	7	19	25	27	29	Bæksgård	Brande	Ny
<b>Længde (m)</b>	22,33	14	4,89	20	13,5	12,67	14	20	11	14
Std. afv.	0,58	0	0,19	0	0	0,58	0	0	0	0
<b>Bredde (m)</b>	5,68	2,84	1,72	3,77	6,7	4,33	4,23	3,75	4,06	1,94
Std. afv.	0,39	0,07	0,09	1,58	0,8	0,26	0,07	0,13	0,15	0,04
<b>Maksimal dybde (cm)</b>	120,04	56,53	47,06	68,5	80,4	146,4	151,6	78,69	58,15	61,42
Std. afv.	1,7	12,65	5,06	4,4	4,3	11,29	7,53	1,87	4,49	0,82
<b>Længde/bredde</b>	7,33	15,82	4,85	16,4	4,3	4,12	4,3	10,28	7,71	17,72
<b>Bredde/bredde</b>	1,88	3,21	1,7	2,9	2,14	1,42	1,3	1,93	2,83	2,46
<b>Maksimal dybde - Vandløbs dybde (cm)</b>	89,81	46,23	36,56	57,14	45,48	113,47	112,37	33,36	46,01	54,47

### Vandføring og sedimenttransport

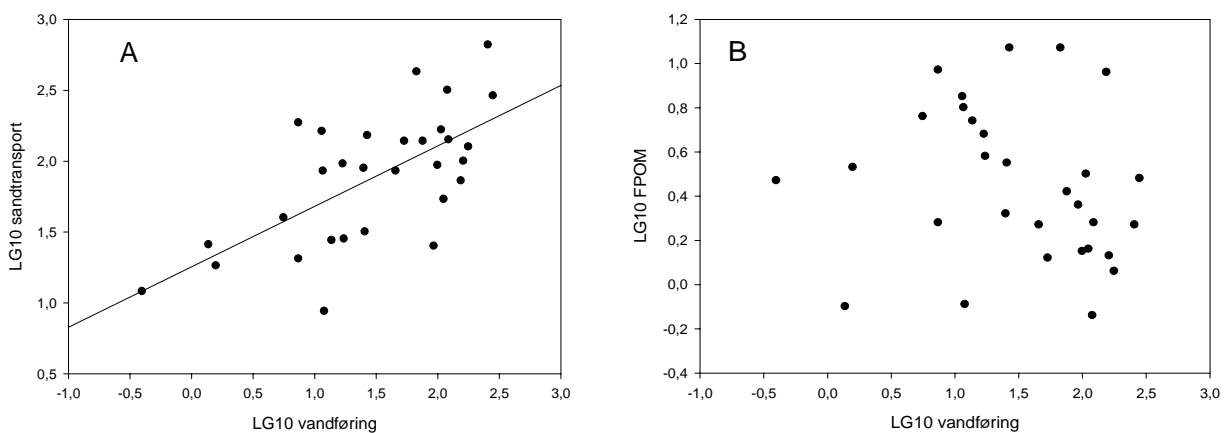
Ud fra strømhastighedsmålinger og vandføringens dimensioner blev vandføringen beregnet, og disse er vist i figur 3. Den største vandføring findes i maj måned (middel  $\pm$  std. afv., 78,31 l/sek,  $\pm$  86,97), som dog ligger meget tæt på vandføringen for marts (middel  $\pm$  std. afv., 76,19 l/sek,  $\pm$  78,92). Sommeren derimod var tør, hvilket fører til en lav vandføring i august (middel  $\pm$  std. afv., 56,79  $\text{cm}^3/\text{sek}$ ,  $\pm$  67,66). Der viste sig ikke at være en statistisk signifikant forskel på vandføringen mellem årstiderne (en-vejs ANOVA,  $p > 0.05$ ).



Figur 3: Vandføringen i hver undersøgelsesperiode. Middelværdien er angivet som stiplede linje i boksen. Den grå boks udgør 50 % af observationerne. Der er ikke signifikant forskel på vandføringen mellem observationsrunderne (en-vejs ANOVA,  $p > 0.05$ ).

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport

Sandtransporten opstrøms sandfangene viste sig at være positivt korreleret med vandføringen (figur 4A). Der var en stærk signifikant korrelation (Pearson product-moment,  $p \leq 0,05$ ,  $r^2 = 0,65$ ) mellem de to variable, som altså viser, at en høj sandtransport er forbundet med høj vandføring. Dette betyder, at sandtransporten mængdemæssigt vil være størst nederst i et vandløbssystem eller i perioder med kraftig afstrømning som følge af meget nedbør. Der var signifikant forskel i sandtransport mellem opstrøms og nedstrøms strækning i både marts (T-test,  $p \leq 0,05$ ), maj ( $p \leq 0,05$ ) og august ( $p \leq 0,05$ ) (figur 5A). Sandtransporten opstrøms er i maj signifikant større end i marts og august (post-hoc test,  $p \leq 0,05$ ), mens der ikke er signifikant forskel på marts og august (post-hoc test,  $p > 0,05$ ) (figur 5A). Nedstrøms var der ikke signifikant forskel på sandtransporten mellem undersøgelsesperioderne (post-hoc test,  $p > 0,05$ ) (figur 5A). Data for sandtransport ses i tabel 2.



Figur 4: Korrelation mellem vandføringen og sandtransporten (A), samt vandføring og transport af FPOM (B) opstrøms sandfangene. Pearson product-moment viste signifikant korrelation mellem vandføring og sandtransport ( $p \leq 0,05$ ,  $r^2 = 0,65$ ) mens der ikke var korrelation mellem vandføring og transport af FPOM ( $p > 0,05$ ).

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport

Tabel 2: Data for transport af sand og FPOM i gram på hver strækning og til hver årstid. Data er kun for lokaliteter, hvor sandfanget ikke er fyldt på undersøgelsestidspunktet.

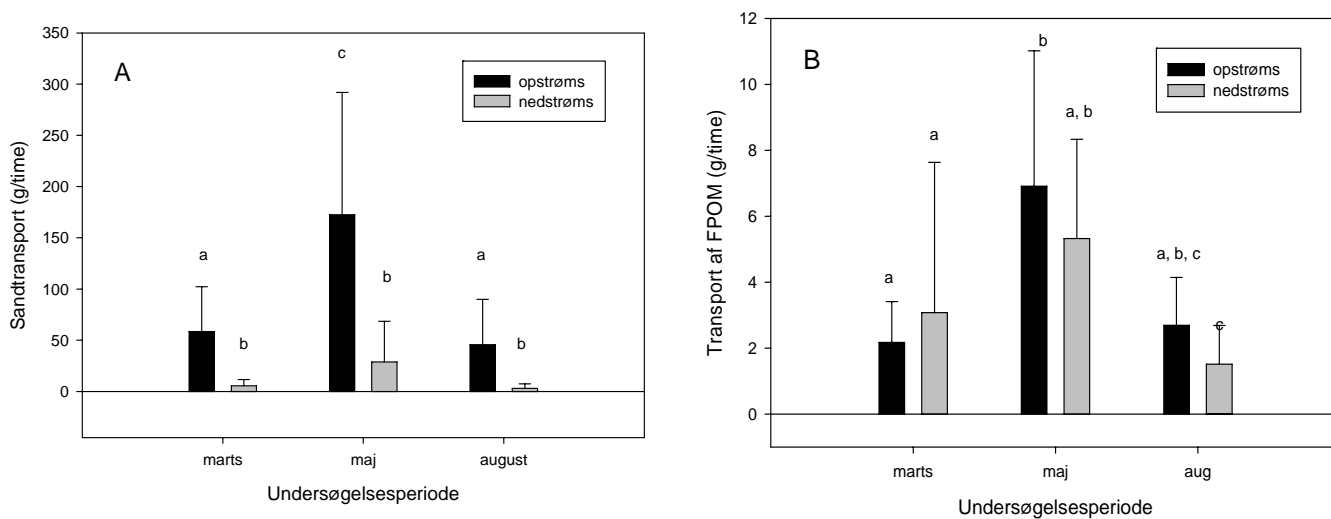
		N	Middel (g/time)	Std.afv.	Minimum (g/time)	Maksimum (g/time)
Sand	Marts opstrøm	6	58,51	48,02	8,76	138,61
	Marts nedstrøm	6	5,57	6,69	0,01	16,85
	Maj opstrøm	7	172,51	119,41	85,47	427,86
	Maj nedstrøm	7	28,77	39,75	1,96	112,74
	August opstrøm	8	45,65	44,15	11,9	139,30
	August nedstrøm	8	3,10	4,27	0,13	10,90
FPOM	Marts opstrøm	6	2,17	1,24	0,82	3,80
	Marts nedstrøm	6	3,07	4,56	0,66	12,30
	Maj opstrøm	7	6,91	4,11	1,41	11,71
	Maj nedstrøm	7	5,32	3,01	2,06	9,37
	August opstrøm	8	2,69	1,45	0,80	5,73
	August nedstrøm	8	1,51	1,18	0,26	4,05

### Transport af FPOM

Transporten af FPOM viste sig ikke at være korreleret med vandføringen (figur 4B) (Pearson product-moment,  $p > 0.05$ ). Alligevel ses variation i transport af FPOM med årstiden, hvor de største mængder findes i maj måned, hvilket falder sammen med den største vandføring. Årsagen til disse uoverensstemmelser i resultaterne er formentlig antallet af observationer, som er benyttet i de forskellige tests. I testen for korrelation er anvendt værdier fra samtlige lokaliteter, da denne analyse ikke er afhængig af sandfangets fyldningsgrad, mens der til testen for signifikant forskel på sandtransporten mellem opstrøms og nedstrøms strækning kun er anvendt værdier fra sandfang, som ikke er fyldt op.

Transporten af FPOM er ikke signifikant forskellig mellem opstrøms og nedstrøms strækning i hverken marts, maj eller august (t-test,  $p > 0,05$ ) (figur 5B). Dette betyder at sandfangene ikke er særlig effektive til at fjerne FPOM. Det er ellers observeret, at der i sandfangene er aflejret masser af FPOM, men dette er ofte det første, der aflejres i sandfangene. Når sandet så begynder at aflejres, hvirvles det allerede aflejrede FPOM op og skylles med tiden ud af sandfanget.

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport



Figur 5: Sandtransport (A) og transport af FPOM (B) i gram pr time, opstrøms og nedstrøms sandfang med normal drift. Søjler med forskellige bogstaver er signifikant forskellige på 0,05 niveau. Signifikansniveau mellem strækninger er testet med t-test. Signifikansniveau mellem undersøgelsesperioder er testet med en-vejs ANOVA.

### Effektivitet af sandfang i tilbageholdelsen af sand

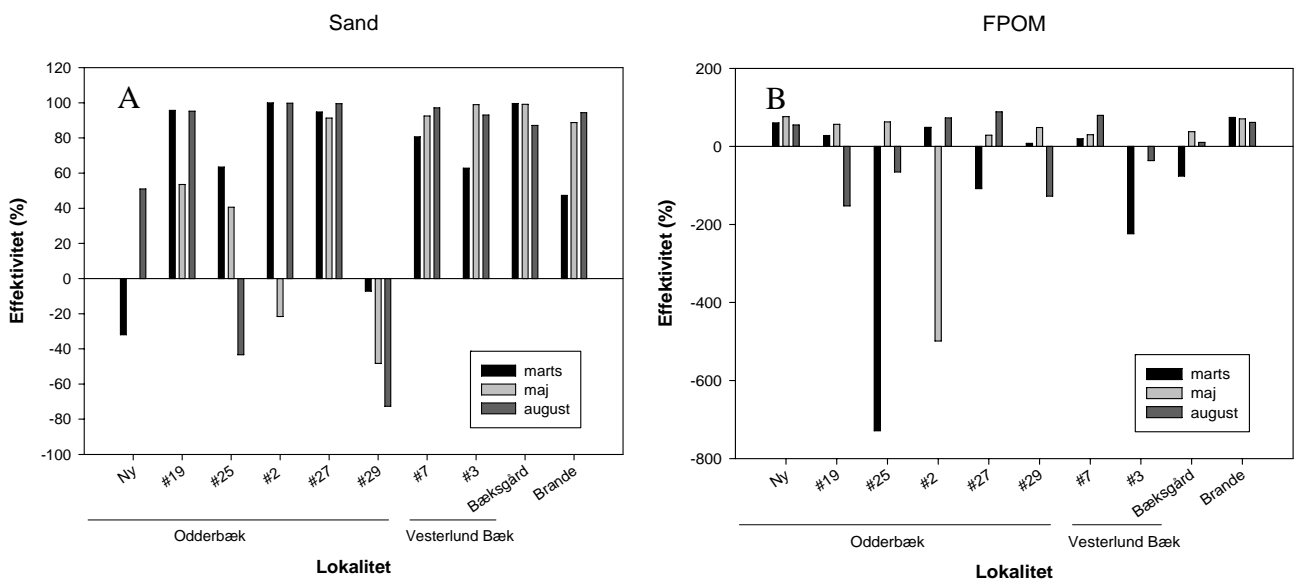
Effektiviteten af sandfangene i fjernelse af sand er vist i figur 6A. Ved de lokaliteter, hvor sandfangene kører med normal drift (Bæksgård, Brande, samt 2, 3, 7 og 19 i Odderbækken) er effektiviteten, hvormed sandfangene fjerner sand, generelt meget høj. Gennemsnittet ligger ved disse sandfang for marts måned på  $81 \% \pm 22$  (std.afv.), mens det i maj måned er på  $69 \% \pm 47$  (std.afv.) og i august  $94 \% \pm 4$  (std.afv.). Effektiviteten ligger i de fleste tilfælde over 90 %, men med enkelte lave værdier, som trækker gennemsnittet ned. F.eks. ser man i maj måned, at der ved lokalitet nr. 2 er en negativ fjernelse på 22 %. Det vil altså sige, at sandfanget afgiver sand, hvilket hænger sammen med et relativt fyldt sandfang og en periode med kraftig nedbør og efterfølgende kraftig vandføring. De to nye sandfang (Ny og 27) viser forskellige tendenser. Ved lokaliteten Ny etableres sandfanget efter den første undersøgelsesperiode og derfor ses negativ effektivitet i marts. I maj måned var sandfanget allerede fyldt ved tidspunktet for måling af sandtransport og effektiviteten derfor 0, mens det i august viser sig at fjerne 51 % af det sand, som kommer rullende over bunden. Sandfanget ved lokalitet 27 var egentlig et gammelt nedlagt sandfang, som blev genetableret og effektiviteten af dette viste sig at være høj. I marts måned ses en effektivitet på 95 % selvom sandfanget endnu ikke er genetableret. Dette skyldes formentlig, at målingen falder sammen med en tilfældig afstrømningshændelse og aflejring på strækningen. De to lokaliteter hvor tømning af sandfangene blev stoppet (25 og 29) viser en lav effektivitet i fjernelsen af sand.

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport

Effektiviteten bliver mindre for hver observationsrunde og dette fører til, at der i august måned ses en netto afgivelse af sand ved begge lokaliteter. Afgivelsen af sand fra sandfanget sker ved, at strømmen med tiden skærer en rende i det aflejrede sand og på den måde skylles sandet ud af sandfanget.

### Effektivitet af sandfang i tilbageholdelsen af FPOM

Sandfangenes effektivitet i forbindelse med tilbageholdelse af organisk materiale viser knap så konsistente værdier (figur 6B). Middelværdierne for de sandfang, som kører med normal drift ligger på  $-22\% \pm 111$ ,  $-51\% \pm 221$  og  $6\% \pm 89$  for henholdsvis marts, maj og august måned. Der ses store afgivelser af organisk materiale ved både de nyetablerede sandfang, de nedlagte sandfang, samt de sandfang som kører ved normal drift. I denne forbindelse er det dog ikke hensigtsmæssigt at kigge på middelværdierne, da de bliver påvirket af nogle få store værdier. Effektiviteten i fjernelse af FPOM viser sig i nogle tilfælde negativ på lokaliteter, som ellers har høj effektivitet i tilbageholdelse af sand. Dette ses bl.a. ved Bæksgård, 3 og 27 i Oddebæk i marts og ved 3 og 19 i Oddebæk i august. Årsagen findes formentlig, som tidligere nævnt, i raten for indlejring af sand. Når der indlejres store mængder sand, så hvirvles det lettere organiske materiale op og skylles ud af sandfanget.



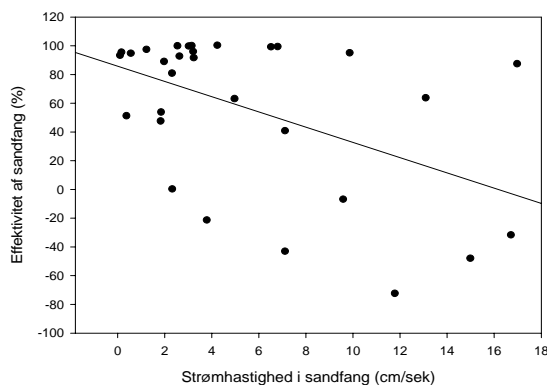
Figur 6: Procentvis fjernelse af sand (A) og organisk materiale (B) på hver lokalitet. Effektiviteten er beregnet som procentvis forskel mellem opstrøms og nedstrøms sandtransport.

### Korrelation mellem effektivitet og strømhastighed i sandfang

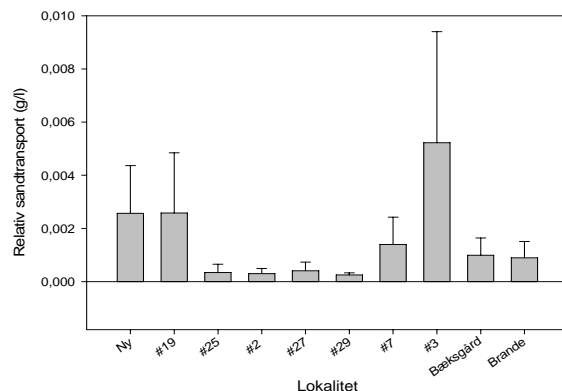
Formålet med sandfangene er at sænke vandets hastighed til et niveau, hvor sandet vil aflejres. Efterhånden som sandfanget fyldes vil strømhastigheden stige og effektiviteten nedsættes. Hvis sandfanget ikke er dimensioneret korrekt, vil strømhastigheden muligvis heller ikke blive sænket til et niveau, hvor effektiviteten af sandfanget er tilstrækkelig. I figur 7 er effektiviteten af sandfanget vist mod den gennemsnitlige strømhastighed målt i sandfanget. Sammenhængen er relevant i det fortsatte arbejde med sandfang, når disse skal dimensioneres, så effektiviteten af sandfanget bliver tilstrækkelig høj. Det viste sig, at der kunne påvises signifikant negativ korrelation mellem effektiviteten af sandfangene og strømhastigheden i sandfangene (Pearson product-moment,  $p \leq 0,05$ ,  $r^2 = 0,49$ ). Figuren viser desuden, at hvis den gennemsnitlige strømhastighed bringes under 4 cm/sek., så får man generelt en høj effektivitet i fjernelsen af sand, som ligger mellem 60 og 100 %.

### Relativ sandtransport

Sandtransporten har vist sig at være positivt korreleret med vandføringen (figur 4A) og vil derfor mængdemæssigt være størst nederst i et vandløbssystem. Det vil dog ved administration og planlægning af sandfangenes placering være hensigtsmæssigt at kende den relative sandtransport (transporteret sand i gram pr. l vand) på lokaliteten. Figur 8 viser sandvandringen pr. l vand og her ses, at den relative belastning med sand er størst i den øverste del af hovedløbet (Ny og 19) samt i Vesterlund Bæk (3 og 7), som er et tilløb til Odderbækken.



Figur 7: Effektiviteten af sandfangene (y-aksen) og den gennemsnitlige strømhastighed i sandfangene (x-aksen). Korrelationen mellem de to parametre er signifikant (Pearson product-moment,  $p \leq 0,05$ ,  $r^2 = 0,49$ )



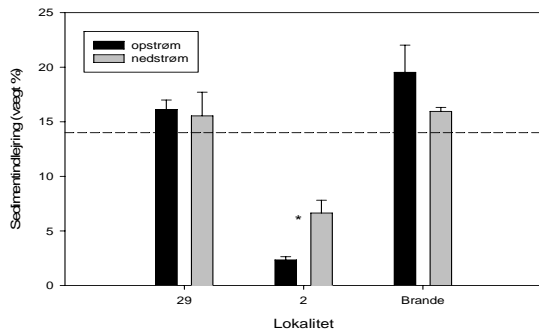
Figur 8: Gennemsnitlig sandtransport pr. l vand over de 3 undersøgelsesperioder. Tallene er beregnet ud fra sandtransport og vandføring på strækningen opstrøms hvert sandfang.



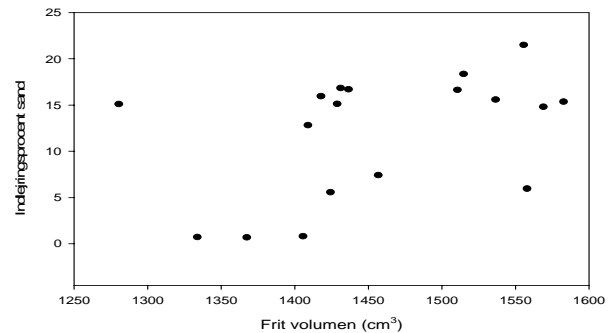
### **Sedimentindlejring i grusbanker**

Værdierne for sedimentindlejringen i grusbanker ved de tre lokaliteter viser forskellige tendenser (figur 9). Kun ved lokalitet nr. 2 i Oddebæk var der signifikant forskel i indlejringen opstrøms og nedstrøms sandfanget (t-test,  $p > 0,05$ ). Her var det sådan, at den største indlejring blev observeret nedstrøms sandfanget. Der kunne ikke påvises signifikant forskel i indlejringen op- og nedstrøms ved nogen af de andre lokaliteter (t-test,  $p > 0,05$ ). Ved de to lokaliteter ses dog en tendens til mindre indlejring nedstrøms end opstrøms. I figuren er indtegnet en stiplede linje ved en sedimentindlejring på 14 %. Dette er en grænse fundet i et tidligere specialestudium (Nielsen, 2003), som viser hvor stor indlejningsprocenten maksimalt må være, før det går ud over æggenes overlevelse. I denne undersøgelse ses det, at der ved to af lokaliteterne er en indlejningsprocent over de 14 % både opstrøms og nedstrøms sandfanget. Dette betyder altså, at selvom der skulle være succesfuld gydning i grusbankerne, så vil der være en nedsat overlevelse af de æg, som er lagt i gydebanken. Ved lokalitet 2 i Oddebækken har både den opstrøms og nedstrøms strækning en indlejningsprocent under de 14 %. Dette hænger fint sammen med resultaterne fra bestandsanalysen i juni (Just, 2007, artikel 4), som viste, at netop denne lokalitet havde den største yngelproduktion. Indlejningsprocenten i forhold til størrelsen af frit volumen i fælderne er vist i figur 10, og her fandtes ikke signifikant sammenhæng. Det viser altså, at indlejningsprocenterne ikke bare er størst i de fælder, hvor der tilfældigvis er den største mængde frit volumen, men at indlejringerne i høj grad er styret af mængden af sand, og dette bekræfter metodens egnethed til denne type undersøgelser.

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport



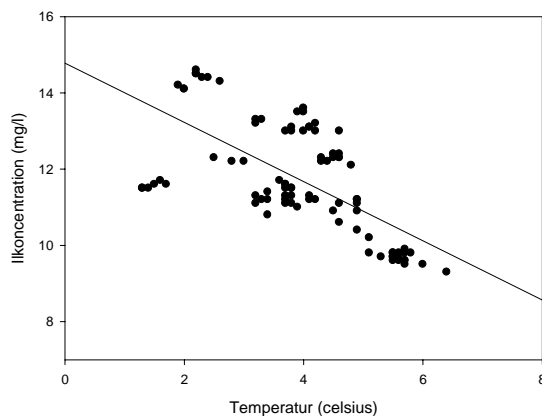
Figur 9: Sedimentindlejring i grusbanker opstrøms og nedstrøms 3 sandfang, angivet som total indlejring for partikler under 2 mm. Signifikant (t-test,  $p \leq 0,05$ ) forskel mellem opstrøms og nedstrøms sedimentindlejring er markeret med stjerne. Den stiplede linje viser den kritiske indlejningsprocent på 14 % fundet af Nielsen (2003), hvor nedsat overlevelse af yngel kan konstateres



Figur 10: Indlejningsprocent af sand i forhold til frit volumen tilgængeligt i sedimentfælden. Korrelationen var ikke signifikant (Pearson product-moment,  $p > 0,05$ ).

## Ilt og temperatur i vandfasen

Ilt og temperatur blev målt i vandfasen (figur 12 og 13 hhv.). Dette blev gjort for at have et sammenligningsgrundlag med de målinger, som blev foretaget i 7 og 14 cm dybde. Sammenhængen mellem ilt og temperatur i vandfasen i denne undersøgelse er vist i figur 11. Den negative korrelation viste sig at være signifikant (Pearson product-moment,  $p \leq 0,05$ ,  $r^2 = 0,66$ ).



Figur 11: Sammenhæng mellem iltkoncentration og temperatur i vandfasen. Korrelationen er signifikant (Pearson product-moment,  $p \leq 0,05$ ,  $r^2 = 0,66$ )

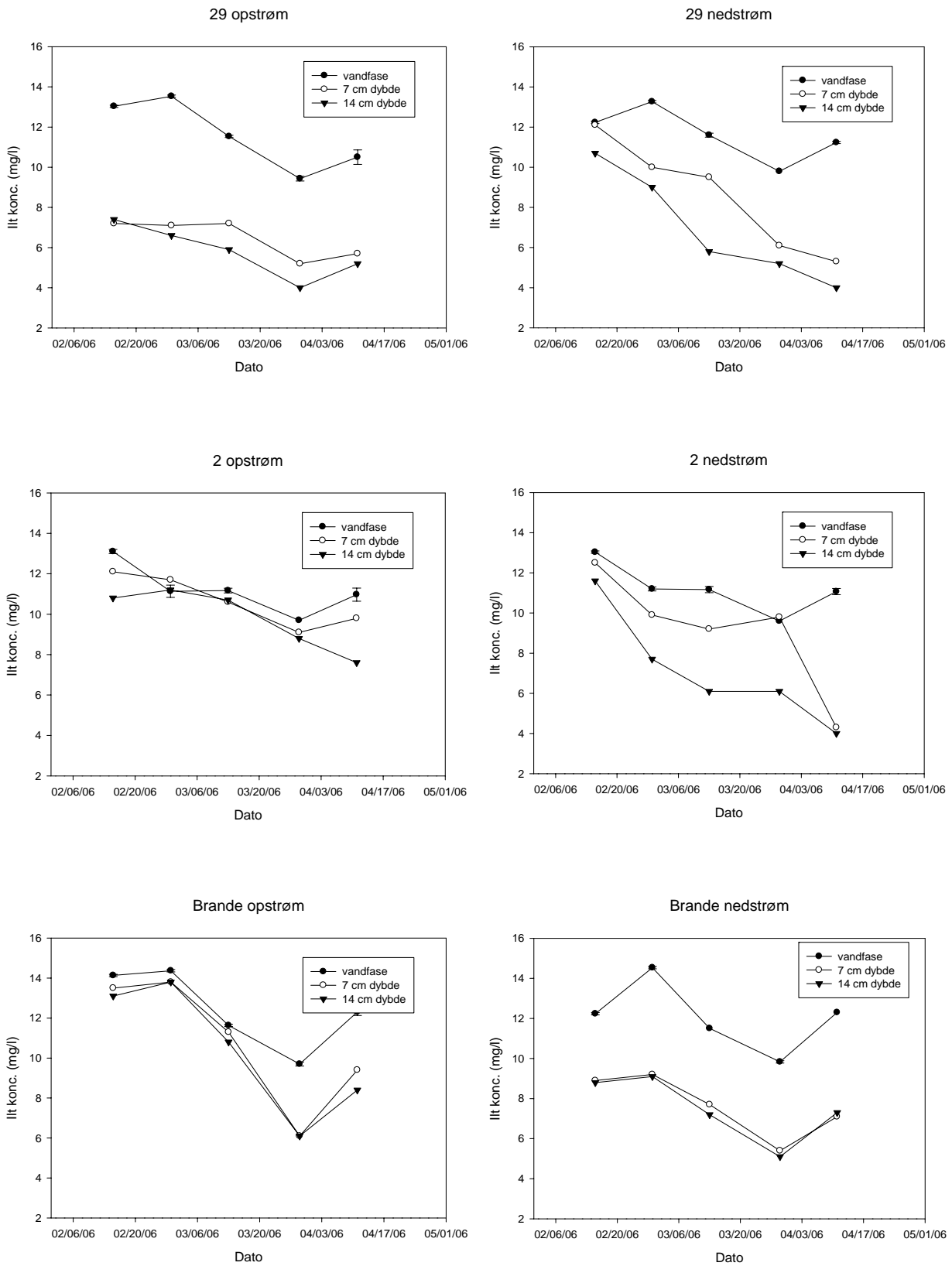
## Ilt- og temperatur i grusbankerne

Generelt ses et fald i iltkoncentrationen gennem undersøgelsesperioden i både 7 og 14 cm dybde (figur 12). Tilsvarende ses en stigning i temperaturen ved alle tre lokaliteter (figur 13) og dermed kan en del af faldet i iltkoncentrationen altså forklares med en højere vandtemperatur. Til gengæld ses, at iltkoncentrationen i 7 og 14 cm dybde i alle tilfælde slutter på et lavere niveau

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport

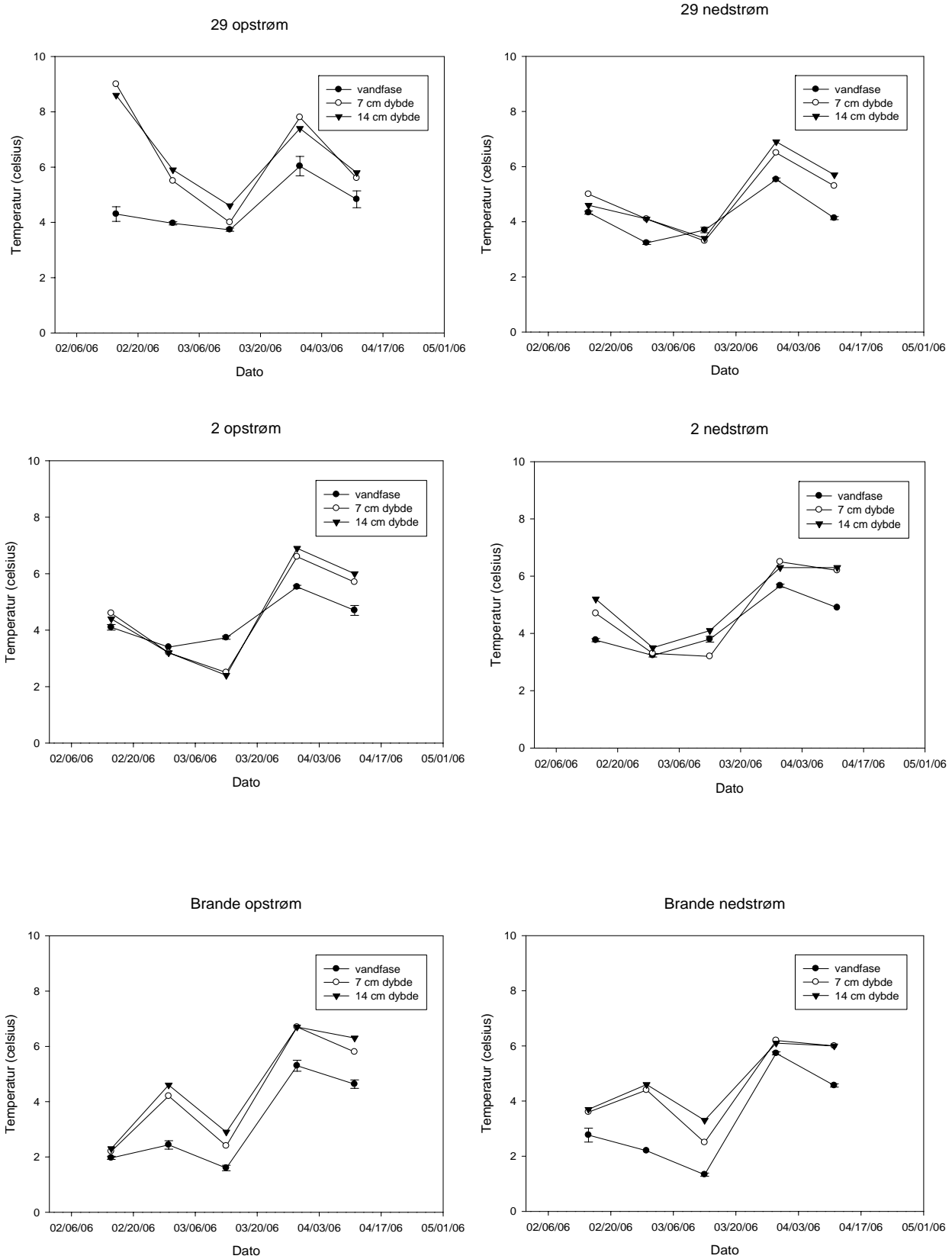
end vandfasen. Dette ses selv på strækninger, hvor de tre målinger starter i sammen niveau. Ved lokalitet 29 ender iltkoncentrationen i begge tilfælde under dette i både 7 og 14 cm dybde. Ved lokalitet 2 er det kun nedstrøms at iltkoncentrationen når under 7 mg O<sub>2</sub>/l, mens niveauet opstrøms ikke kommer under 8 mg/l. Dette stemmer fint overens med, at der var signifikant større indlejring i den nedstrøms beliggende grusbanke end i den opstrøms. I Brande Å er iltforholdene en anelse bedre opstrøms end nedstrøms. Iltkoncentrationen opstrøms var nede og runde 6 mg/l men var under sidste målerunde steget til omkring 8 mg/l. Nedstrøms var den ligeledes nede omkring 6 mg/l i næstsidste målerunde, mens den i sidste runde steg til 7 mg/l.

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport



Figur 12: Iltkoncentration i vandfasen samt i 7 og 14 cm dybde i grusbankerne ved de tre lokaliteter.

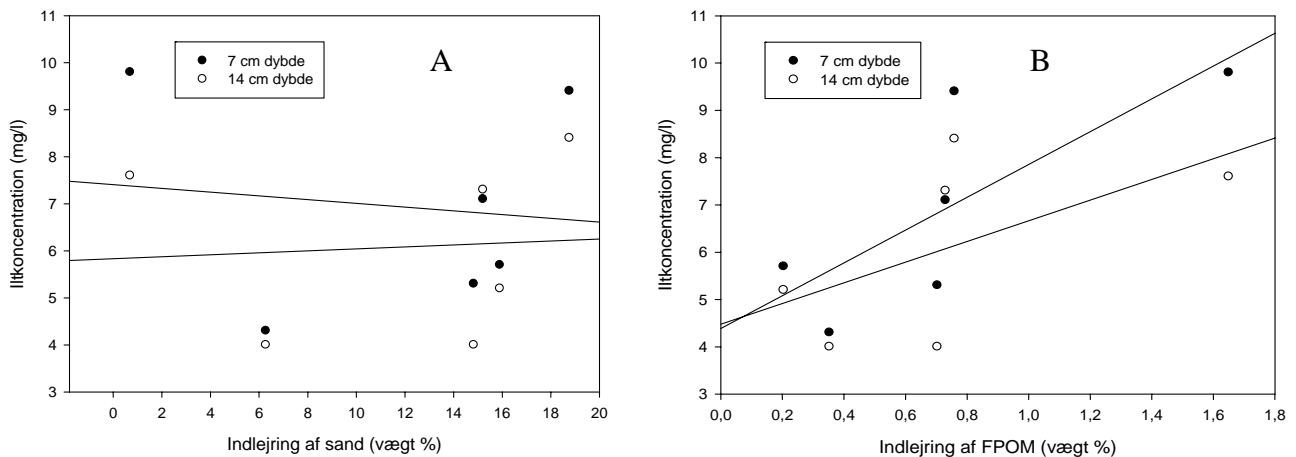
# Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport



Figur 13: Temperatur i vandfasen samt i 7 og 14 cm dybde i grusbankerne ved de tre lokaliteter

### Iltkoncentration

Det er forventet, at indlejringen af sediment nedsætter transporten af frisk iltrigt vand til grusbanken og dermed skulle iltniveauet falde. Figur 14A+B viser iltkoncentrationen i forhold til indlejringsprocenten af sand (A) og FPOM (B). Der var ikke signifikant korrelation mellem nogle af parametrene (Pearson product-moment,  $p > 0,05$ ), og hverken sand eller FPOM kan derfor påvise at have negativ effekt på iltkoncentrationen i denne undersøgelse. Årsagen til den manglende signifikans er sandsynligvis de relativt få observationer.



Figur 14: Iltkoncentrationen i grusbanker som funktion af sandindlejring (A) og indlejring af FPOM (B). Ingen af korrelationerne viste sig at være signifikante (Pearson product-moment,  $p > 0,05$ ).

## Diskussion

### Dimensionering af sandfang

Sandfangenes effektivitet er betinget af den rette dimensionering i forhold til vandløbet samt opland. Wandall *et al.* (2000) anviser, at sandfanget bør have en længde på ca. 10 gange vandløbets bredde, en bredde på 2-3 gange vandløbets bredde og en dybde på ca. 1 meter under normal bundniveau. Dimensionering skal helst foretages ud fra store vintervandføringer (vintermedianmaksimum eller 5-10 års maksimum) for at sikre, at evnen til at tilbageholde sediment opretholdes i disse perioder. Der er regionale forskelle på, hvor stor variation der er på et vandløbs variation i vandføring og Nielsen (2003) viser i sin undersøgelse for udvalgte sjællandske vandløb at en dimensionering af sandfang med en længde på 20-25 gange vandløbets bredde, en bredde på 3-4 gange vandløbets bredde og en dybde på ca. 1 meter under normal bund er mere passende, hvis sandfanget skal kunne tilbageholde selv fine sandpartikler samt FPOM ved høje vandføringer.

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport

Sandfangene i denne undersøgelse har undersøgt har svært ved at leve op til disse anvisninger. Kun 4 af sandfangene har en længde på mere end 10 gange vandløbets bredde og fire af dem har sågar en længde helt nede omkring 4 gange bredden af vandløbet. Fem af sandfangene har en bredde som er mere end 2 gange vandløbets normale bredde og kun 3 af sandfangene har en dybde på ca. 1 meter under normal bund. Sandfangene udviser dog alligevel en ret høj effektivitet i fjernelsen af sand hvis man ser på prøverne taget med Helley-Smith fælder. Det skal dog understreges, at Helley-Smith fælden kun giver et øjebliksbillede. De nedgravede sedimentfælder, som har stået i ca. 3 måneder viste generelt høje indlejringsprocenter og følgende lavt iltindhold. Dette viser altså at sandfangene, på trods af de ikke lever op til anvisninger for dimensionering, kan fjerne store mængder sand under normale vandføringer. Problemet opstår under store afstrømninger, hvor sandfangene ikke vil kunne sænke strømhastigheden tilstrækkeligt eller simpelthen fyldes for hurtigt til at funktionen opretholdes. Ligeledes kunne de mange udsving i tilbageholdelsen af FPOM måske have været undgået med den rette dimensionering.

### **Sandtransport**

Korrelationen mellem vandføring og sandvandring er som ventet positiv, hvilket også er vist af bl.a. Bartholdy *et al.* (1991) og Acornley & Sear (1999). Jo længere man bevæger sig ned gennem et vandløbssystem, jo større vandmængde er der og jo flere kilder til sand i form af tilløbsbække, grøfter, dræn, marker og bebyggelse har man passeret. Sandtransporten var, for lokaliteter hvor sandfanget kører med normal drift, signifikant større opstrøms end nedstrøms i alle tre undersøgelsesperioder. Dette viser, at sandfangene har den ønskede effekt, når de ikke er fyldte. Sandtransporten viste sig at følge vandføringen og derfor er det naturligt, at der ses årstidsrelateret variation i denne. Pga. det sene tøbrud i foråret 2006 ([www.DMI.dk](http://www.DMI.dk)) havde bækken den største vandføring i maj måned (se figur 6 i lokalitetsbeskrivelsen), og sandtransporten er da også her signifikant større end i marts og august.

### **Effektivitet af sandfang**

Effektiviteten i reduktion af sandtransporten ved hvert sandfang er generelt set ret høj for de sandfang, som fungerer ved normal drift og er i overensstemmelse med effektiviteten på 86 % fundet af Alexander & Hansen (1983). Effektiviteten er også klart højere end den, som ses for andre tiltag til at reducere sand, som eksempelvis sikring af brinker samt reduktion af sand fra oplandet (Parsons *et al.*, 1963; Striffler, 1964; Hansen, 1971).

Ved nogle lokaliteter mobiliseres der sand fra sandfanget. Det drejer sig om lokalitet Ny, 2, 25 og 29. Ved det nye sandfang ses det i marts måned, hvor sandfanget endnu ikke er etableret og derfor naturligvis ikke kan have haft en effekt. Afgivelsen af sand ved lokalitet 2 skyldes, at sandfanget på dette tidspunkt var ved at være fyldt op, og at målingen samtidig faldt sammen med en periode med høj vandføring. Afgivelsen af sand ved lokalitet 25 og 29 er ligeledes naturlig, da sandfangene er taget ud af tømningsskemaet. Det ses tydeligt, at sandfangenes evne til at tilbageholde sand bliver mindre for hver undersøgelsesrunde. Dette understreger vigtigheden af, at sandfangene tømmes i tide og ikke får lov at stå fulde gennem en periode. Dette vil nemlig ikke blot nedsætte effektiviteten til nul, men i stedet betyde en afgivelse af det sand, som ellers er tilbageholdt. Derfor bør der også tænkes over praksis for tømning af sandfangene. Generelt fungerer det således, at sandfangene først tømmes når 5-10 sandfang er fyldt op. Dette betyder, at de sandfang, som blev fyldt først, i mellemtiden står og afgiver sand. Dermed har sandfangene ikke den ønskede effekt. Sandfangene viste sig ikke særligt effektive i at nedsætte transporten af FPOM. Dette blev ligeledes fundet af (Hansen *et al.*, 1983), som i deres studie af sandfang påviste at effektiviteten i reduktion af silt og FPOM lå under 10 %. Reduktion af fint materiale er dog heller ikke sandfangenes primære formål. Dette vil kræve så store sandfang at der er risiko for opvarmning af vandet med negativ konsekvens for ørreden til følge, og desuden vil produktiviteten nedstrøms sandfangene reduceres med reduktionen af transporteret organisk materiale (Hansen *et al.*, 1983).

### **Relativ sandtransport**

Sandtransporten per liter vand giver en ide om ved hvilke lokaliteter belastningen er størst, og giver dermed et fingerpeg om hvor der skal gribes mest effektivt ind overfor. I dette forsøg viser det sig, at den største sandtransport per liter findes ved lokalitet 3 og 7 i Vesterlund Bæk, samt ved lokalitet Ny og 19 øverst i selve Odderbæk. Dette skyldes formentlig, at et lille vandløb har en større overfladekontakt til vandløbsbund og brinker pga. et større overflade:volumen forhold. Derfor har et lille vandløb kapacitet til at løsne større mængder materiale fri fra vandløbsbund og brinker. Samtidig er det oftest øverst i vandløbssystemet den største strømhastighed findes, da der her er det største fald på vandløbet. Det betyder, at den største effekt af sandfang vil være ved placering i den øverste del af et hovedløb eller ved placering i tilløbsbække. Sandtransporten er målt på et enkelt transekt henholdsvis umiddelbart opstrøms og umiddelbart nedstrøms sandfanget og man bør derfor være varsom med at anvende den som et mål for hele den 200 m lange strækning. Prøverne giver



dog en ide om sandtransportens størrelse og gør det muligt at måle hvor effektivt sandfanget er til at nedsætte sandtransporten.

### **Sedimentindlejring i grusbanker**

I litteraturen findes mange forskellige værdier for hvor stor sedimentindlejringen i grusbankerne må være før det får negative konsekvenser for overlevelsen af æg og yngel. Disse forskelle skyldes givetvis forskelle mellem arter i tolerance af lave ilt koncentrationer (Rubin & Glimsäter, 1996). De forskellige tolerancer skyldes bl.a. forskelle i ægstørrelse (Burgner, 1991; Healey, 1991). Nielsen (2003) fandt i et specialestudium i sjællandske vandløb at en indlejringsprocent på 14 % var kritisk for overlevelsen af æg og blommesæk yngel og dette blev bekræftet i en undersøgelse af Vejle Amt (Henriksen & Nielsen, 2004).

Værdierne for sedimentindlejringen i de undersøgte grusbanker viste blandede tendenser. Indlejringsprocenterne og iltniveauet ved lokalitet 29 og Brande Å viser, at sandfangene på disse lokaliteter ikke fungerer efter hensigten, da der nedstrøms sandfangene ses en indlejringsprocent større end 14 %. Det er ikke overraskende, at der ikke ses nogen signifikant effekt af sandfanget ved lokalitet 29, da denne var taget ud af tømningssordning. Dette bekræfter altså, at der er et behov for sandfang, og at disse må tømmes i tide for at opnå den ønskede effekt.

Sandfanget i Brande Å kørte med normal drift og det er derfor forventeligt at der er en positiv effekt af sandfanget over for sedimentindlejringen i grusbanker nedstrøms sandfanget. Der ses tendens til en positiv effekt, som dog ikke er signifikant og som ikke bringer indlejringsprocenten under den kritiske grænse på 14 %. Dette viser altså, at sandfanget ikke fuldt ud har haft den ønskede effekt, hvilket kan skyldes, at dimensioneringen (tabel 1) ikke lever op til de anvisninger, som blev fremsat af (Wandall *et al.*, 2000). En del af forklaringen kan dog også være, at der nedstrøms sandfanget var et tilløb af en grøft, som måske har bragt sand til åen. Den slags tilløb bør der naturligvis tages højde for ved etablering af sandfang for at få den mest optimale effekt.

Ved lokalitet 2 i Oddebækken kører sandfanget med normal drift, og derfor var det ligeledes forventet at sandfanget havde en positiv effekt på sedimentindlejringen nedstrøms i forhold til opstrøms sandfanget. Dette var dog ikke tilfældet, da sedimentindlejringen viste sig at være signifikant større nedstrøms. Begge værdier for sedimentindlejringen ligger dog et stykke under den kritiske grænse på 14 %, og dermed kan der argumenteres for, at sandfanget har den ønskede effekt. Umiddelbart før sandfanget løber nemlig en grøft til som bringer en del sand. Denne grøft har ikke nogen indvirkning på sedimentfælderne nedgraved opstrøms sandfanget, men vil formentlig betyde

en indlejringsprocent over de kritiske 14 % i den nedstrøms liggende grusbanke hvis ikke sandfanget virkede efter hensigten. At indlejringsprocenten så alligevel er større nedstrøms sandfanget end opstrøms, skyldes formentlig, at den opstrøms strækning året forinden var blevet restaureret. På strækningen har der tidligere været et dambrug og vandløbet er blevet rettet ud. Strækningen er nu lagt tilbage i sit gamle snoede løb, og der er etableret høller og stryg med velegnede gydebanks. Derfor findes der på denne strækning formentlig ikke så store mængder sand som kan transporteres, da dette er blevet fjernet i forbindelse med restaureringen. Endvidere betyder etableringen af stryg og høller samt sikring af brinker med sten, at sandtransporten og dermed sedimentindlejrningen er nedbragt på denne strækning.

### **Iltkoncentration**

Den restaurerede strækning opstrøms sandfanget ved lokalitet 2 er det sted, iltmålingerne viser klart det bedste resultat, og målingen i 7 cm dybde er aldrig lavere end 9 mg/l. Davis (1975), Turnpenny & Williams (1980) og Ingendahl (2001) påviser i deres undersøgelser at den kritiske iltkoncentration for overlevelsen af æg og yngel er på 7 mg /l. Dette indikerer altså, at denne strækning er velegnet til gydning, da der er gode muligheder for overlevelsen af æg og blommesæk yngel. Bestandsanalysen (Just, 2007, artikel 4) viste da også, at netop denne strækning havde den største yngelproduktion af de undersøgte lokaliteter. I de andre undersøgte grusbanker falder iltkoncentrationen på et tidspunkt i forløbet under den kritiske grænse på 7 mg/l.

Iltindholdet i vand er til en vis grad styret af temperaturen. Vand på 0 grader kan indeholde den største iltkoncentration, mens den maksimale iltkoncentration falder med stigende temperatur. Således kan vand i ligevægtstilstand med luft ved 0 grader indeholde 14,62 mg ilt pr. liter vand, mens det ved 40 grader kan indeholde 7 mg ilt pr liter (Wetzel, 2001). I denne undersøgelse ses der en faldende iltkoncentration i vandsøjlen og en stigende temperatur. Det betyder at en del af faldet i iltkoncentrationen i grusbankerne kan tilskrives det generelle fald i iltindholdet i vandet. Men under alle omstændigheder falder iltkoncentrationen hurtigere i grusbankerne og forskellen mellem kurverne med iltindhold i vandsøjlen og så dem i grusbankerne må være forårsaget af sedimentindlejrningen.

Iltkoncentrationen i denne undersøgelse viste sig ikke at være korreleret med hverken indlejrningen af FPOM eller indlejrningen af sand. Dette stemmer ikke overens med en undersøgelse af Lisle & Lewis (1992), som fandt store mængder FPOM indlejret i grusbanker i Jacoby Creek og konstaterede en lugt af organisk materiale under nedbrydning, samt et fald i iltkoncentrationen. De

anslog derfor, at faldet i iltkoncentrationen i grusbankerne skyldes nedbrydning af det organiske materiale. Årsagen til at der er mindre ilt, når der er stor indlejring af FPOM, kan have to årsager. Den ene er, at FPOM pakkes tættere i grusbanken og derfor lukker mere effektivt af for vandgennemstrømning. Den anden kan være, at nedbrydningen af det organiske stof, som jo kræver ilt, bruger en betydelig del af ilten i grusbanken. Dette hænger fint sammen med, at nedbrydningen tager fart når temperaturen stiger og dette fører til et fald i iltkoncentrationen.

### **Konklusion**

Den relative sedimenttransport viste sig at være størst i den øverste del af Oddebækken samt i Vesterlund Bæk, som løber til Oddebækken. Sandtransporten var positivt korreleret med vandføringen, mens det samme ikke kunne påvises for den organiske fraktion. Generelt viste det sig, at dimensioneringen af sandfangene ikke levede op til angivelserne. Dette, sammenholdt med praksis for tømning af sandfangene, som først sker når 5-6 af dem er fyldte, betyder, at den fulde effekt af sandfangene over for sandtransporten og sedimentindlejringen ikke opnås. Resultaterne fra Helley-Smith fælderne viser, at der tilbageholdes store mængder sand, som ellers ville hobe sig op og til sidst ende i Kulsø, hvor bækken løber ud. Sedimentindlejringen var kun ved én lokalitet under den kritiske værdi på 14 %, og det var ligeledes her, der kunne påvises iltkoncentrationer, som ikke nåede under 7 mg/l i undersøgelsesperioden. Der var ingen sammenhæng mellem iltkoncentration og indlejringen af hverken FPOM eller sand i grusbankerne.

### **Referenceliste**

- Acornley, R.M. & Sear, D.A. (1999) Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological Processes*, **13**, 447-458.
- Alexander, G.R. & Hansen, E.A. (1983) Sand sediment in a Michigan trout stream. Part II. Effects of reducing sand bedload on a trout population. *North American Journal of Fisheries Management*, **3**.
- Allan, A.F. & Frostick, L. (1999) Framework dilation, winnowing, and matrix particle size: The behavior of some sand-gravel mixtures in a laboratory flume. *Journal of Sedimentary Research*, **69**, 21-26.
- Bartholdy, J., Hasholt, B., & Pejrup, M. (1991) Sediment transport in the drainage area of Ribe Å. *Geografisk tidsskrift*, **91**, 1-10.
- Beschta, R.L. & Jackson, W.L. (1979) The intrusion of fine sediments into stable gravel bed. *J. Fish. Res. Board. Can.*, **36**, 204-210.
- Burgner, R.L. (1991) *Life history of sockeye salmon (Oncorhynchus nerka)*. In *Pacific Salmon Life Histories*. University of British Columbia Press, Vancouver.
- Crisp, D.T. (1993) The ability of U.K. salmonid alevins to emerge through a sand layer. *J. Fish Biol.*, **43**, 656-658.
- Cunjak, R.A. (1996) Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **53**, 267-282.
- Davis, J.C. (1975) Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *J. Fish. Board Can*, **32**, 2295-2332.
- Elliot, J.M. (1994) *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press.
- Hansen, E.A. (1971) Sediment in a Michigan trout stream, its source, movement, and some effects on fish habitat. U.S. Department of Agriculture, Forrest Service, Research Paper NC-59. North Central Forest Experiment Station, St. Paul, Minnesota, USA.
- Hansen, E.A., Alexander, G.R., & Dunn, W.H. (1983) Sand sediment in a Michigan trout stream, part I. A technique for removing sand bedload from streams. *North American Journal of Fisheries Management*, **3**, 355-364.
- Healey, M.C. (1991) *Life History of chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha)*. In *Pacific Salmon Life Histories*. University of British Columbia Press, Vancouver.
- Heggenes, J. (1988d) Substrate preferences of brown trout fry (*Salmo trutta*) in artificial stream channels. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **45**, 1801-1806.

- Helley, E.J. & Smith, W. (1971) Development and calibration of a pressure-difference bedload sampler. Open-file report. U.S Department of the Interior, Geological Survey, Menlo Park, California, USA.
- Henriksen, P.W. & Nielsen, B. (2004) Sedimentindlejring og overlevelse af ørredens æg/ynge i gydebanker i Gudenå, Holtum Å, Vejle Å og Bygholm Å. . *Projekt udført for Vejle Amt af Limno Consult*.
- Ingendahl, D. (2001) Dissolved oxygen concentration and emergence of sea trout fry from natural redds in tributaries of the River Rhine. *J. Fish Biol.*, **58**, 325-341.
- Just, K.V. (2007). Fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb. Specialrapport. Biologisk Institut, Marin Økologi, Aarhus Universitet.
- Langler, G.J. & Smith, C. (2001) Effects of habitat enhancement on 0-group fishes in a lowland river. *Regulated Rivers: Research & Management*, **17**, 67-686.
- Larsen, K.H. & Henriksen, P.W. (1988) Sandvandring ødelægger ørredens yngel. *Vand og miljø*, **6**, 188-192.
- Lisle, T.E. & Lewis, J. (1992) Effects of Sediment Transport on Survival of Salmonid Embryos in a Natural Stream: A Simulation Approach. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, 2337-2344.
- Milan, D.J., Petts, G.E., & Sambrook, H. (2000) Regional variations in the sediment structure of trout streams in southern England: benchmark data for siltation assessment and restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **10**, 407-420.
- Nielsen, B. (2003) Sandfangs betydning for sedimentindlejring, iltforhold og overlevelse af ørredyngel (*Salmo trutta* L.) i gydegravninger. *Biologisk Institut. Odense Universitet (SDU)*.
- Parsons, D.A., Apmann, R.P., & Decker, G.H. (1963) The determination of sediment yields from flood water sampling. . *International Association Scientific Hydrology Publication*, **65**, 7-15.
- Pedersen, M.L., Friberg, N., & Larsen, S.E. (2004) Physical habitat structure in danish lowland streams. *River Res. Applic.*, **20**, 653-669.
- Rubin, J.-F. & Glimsäter, C. (1996) Egg-to-fry survival of the sea trout in some streams of Gotland. *Journal of Fish Biology*, **48**, 585-606.
- Scrivener, J.C. & Brownlee, M.J. (1989) Effects of forrest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Colombia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **46**, 681-696.

## Effektivitet af sandfang i reduktion af sedimenttransport

- Sivebæk, F. (1995) Gydesucces hos laks (*Salmo salar* L.) og ørred (*Salmo trutta* L.) på kunstige og naturlige gydebanker. *Specialerapport. Odense Universitet*, 96pp.
- Striffler, W.D. (1964) Sediment, streamflow, and land use relationships in northern Lower Michigan. U.S. Department of Agriculture, Forrest Service, Research Paper LS-16. North Central Forest Experiment Station, St. Paul, Minnesota, USA
- Turnpenny, A.W.H. & Williams, R. (1980) Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *J. Fish Biol.*, **17**, 681-693.
- Wandall, K., Levesen, B., Landsfeldt, P., & Frandsen, S.B. (2000) Bedre vandløb - En praktisk håndbog, pp. 14. Vejle Amt, Teknik og Miljø, Sønderjyllands Amt, Miljørådet.
- Waters, T.F. (1972) The drift of stream insects. *Ann Rev. Entomol.*, **17**, 253-272.
- Waters, T.F. (1995) Sediment in streams: Sources, Biological Effects, and Controls. *American Fisheries Society Monograph 7, Bethesda, Maryland*.
- Wetzel, R.G. (2001) *Limnology - Lake and River Ecosystems*, 3 edn. Academic Press.
- Wood, P.J. & Armitage, P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21**, 203-217.
- [www.DMI.dk](http://www.DMI.dk) Danmarks Meteorologiske Institut hjemmeside.

## **Artikel 3**

---

# **Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred (*Salmo trutta* L.) i mindre danske vandløb med sandfang**

**Klaus Vejgaard Just**

---





## Artikel 3

# Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred (*Salmo trutta* L.) i mindre danske vandløb med sandfang

Klaus Vejlgård Just

### Resume

Tilgængeligt habitat opstrøms, nedstrøms og i sandfanget blev undersøgt ved transektanalyse på 10 lokaliteter med sandfang, for at undersøge hvorvidt der ses en målbar effekt af sandfangene. De 10 lokaliteter bestod af 6 lokaliteter hvor sandfanget kørte med normal drift, samt 2, hvor sandfanget var nyetableret, og 2, hvor sandfanget blev taget ud af tømningsordning. Mærkning af ørred (*Salmo trutta* L.) med 23 mm PIT-mærker blev foretaget ved alle 10 lokaliteter, og deres anvendte habitat blev registreret ved brug af en PIT-detektor og et undervandskamera. Der kunne ikke påvises forskelle i habitattilgængeligheden opstrøms og nedstrøms sandfangene. Manipuleringen med sandfang viste heller ikke noget målbart resultat på habitattilgængeligheden mellem undersøgelsesperioderne. De vigtigste habitatparametre for ørreden viste sig at være dybde og strømhastighed, mens substrat og vegetationsdække kom i næste række. Den undersøgte størrelsesgruppe af ørred havde bred præference for dybde, men foretrak lav strømhastighed og 100 % vegetationsdække. Da den type habitater er korreleret med fint substrat, betyder det, at ørreden udviser præference for fint substrat. Sandfangene viser sig dermed velegnede som habitater for ørreden, da der her findes både dybt vand og lav strømhastighed. Ørreden viste desuden præference for sten og rødder som skjul

### Indledning

#### Habitater

Habitater for fisk betegnes som tredimensionelle, da de har mulighed for at placere sig højere eller lavere i vandsøjlen og ikke er begrænset til bevægelse frem og tilbage eller til siden (Angermeier & Schlosser, 1989; Bremset & Berg, 1999). Habitatvalget er generelt set som et trade-off mellem optimale fourageringsmuligheder og risikoen for prædation (Hart, 1993). Det er vigtigt for fisken at

have et habitat som byder på tilstrækkelig føde. Hvis risikoen for prædation på habitatet er for stor, vil habitatet ofte blive fravalgt eller kun anvendt om natten. Generelt kan det siges, at habitatvalget er styret af kravet om skjul, føde og hvile, men reguleres af konkurrence, prædatorer, tilgængelige habitater, årstid og fiskens størrelse (Hartman, 1965; Hearn & Kynard, 1986). De mange faktorer, som styrer fiskens habitatvalg, betyder, at en bred vifte af habitater må være tilgængelig, hvis en tæt bestand af ørred med stor aldersspredning skal sikres. Nedsat tilgængelighed af egnede habitater er i flere undersøgelser anset for at være den direkte årsag til nedgangen i bestanden af laks (Elson, 1975; Schlosser, 1991). Lignende nedgang er set i ørredbestanden, som dog til en vis grad er opretholdt af udsætninger. Andre faktorer spiller selvfølgelig også ind, og der må bl.a. være succesfuld gydning for at målsætningen kan opfyldes. Succesfuld gydning er dog langt fra ensbetydende med en tæt bestand. Manglende habitater kan føre til dårlig overlevelse af ynglen i de første uger, da ørreden her er særligt sårbar (Elliot, 1994; Bangsgård & Sivebæk, 1996).

Habitater kan observeres på mikro-, meso- eller makroniveau. Ved registrering af mikrohabitatet kvantificeres de fysiske karakteristika på et bestemt punkt i vandløbet (snudens position) og de nærmeste kvadratcentimeter omkring punktet. Mesohabitatet udgør de fysiske karakteristika for et område på ganske få kvadratmeter og op til 10 kvadratmeter. Makrohabitatet er de fysiske karakteristika for en vandløbsstrækning, som er defineret ved geomorfologien, hydrologien og klimaet (Vannote *et al.*, 1980; Stanford, 1996; Cunjak & Therrien, 1998).

### **Metoder til indsamling af habitat data**

Ørredens habitat er gennem tiden registreret på mange forskellige måder. Disse inkluderer elektrofiskeri (Bohlin, 1977; Gatz *et al.*, 1987; Heggenes, 1988a; Mäki-Petäys *et al.*, 1996; Greenberg & Dahl, 1998; Eklöv *et al.*, 1999), observation ved snorkling (Rimmer *et al.*, 1983; Heggenes & Saltveit, 1990; Bangsgård & Sivebæk, 1996; Greenberg *et al.*, 1996; Bremset & Berg, 1999), visuel observation fra brink (Jenkins, 1969; Shivell & Dungey, 1983; Hubert *et al.*, 1994; Elliot, 2000), radiomærkning (Scruton *et al.*, 2002; Newman *et al.*, 2005; Enders *et al.*, 2006) og PIT-mærkning (Elso & Greenberg, 2001; Greenberg & Giller, 2001). Heggenes *et al.* (1990) undersøgte effektivitet og bias i forbindelse med visuel observation, elektrofiskeri og snorkling. De nåede frem til, at snorkling giver det mest præcise habitat og skræmmer fiskene mindst, hvilket bekræftes af Rincón & Lobón-Cervía (1993) og Enders *et al.* (2006). Snorkling har dog sine begrænsninger i eksempelvis helt små vandløb eller hvis turbiditeten er stor (uklart vand). Desuden er effektiviteten ikke stor, når fisk som står i skjul dybt under brinker, sten eller grødebuske skal findes (Enders *et al.*, 2007). Da fiskene i mindre danske vandløb ofte anvender den type habitat er snorkling ikke velegnet her.

Elektrofiskeri har den højeste effektivitet, men giver kun data på mesohabitatniveau, da fisken tiltrækkes af elektroden, og det derfor kan være svært at se det præcise og oprindelige habitat (Heggenes *et al.*, 1990). Desuden vil fisk i udkanten af spændingsfeltet skræmmes og i flere tilfælde flygte fra deres standplads (Heggenes *et al.*, 1990). Både snorkling og elektrobefiskning kræver to personer for at kunne udføres og derfor er det ikke muligt at anvende i denne undersøgelse.

Visuel observation fra brinken er brugt en del i engelske og norske studier og er anerkendt som en metode uden bias (Jenkins, 1969; Shirvell & Dungey, 1983; Bachman, 1984), men hvor effektiviteten ikke er særlig stor. Metoden har ikke det store anvendelsesgrundlag i Danmark af samme årsager, som snorkling heller ikke er det.

Dette efterlader radiomærkning og PIT mærkning som de sidste muligheder og jeg har i dette studie valgt at anvende PIT-mærkning, da de er væsentligt billigere end radiomærker, er hurtigere at indoperere og det er muligt at mærke mindre fisk med denne metode. Det har desuden vist sig, at præcisionen i at genfinde de mærkede fiske ligger inden for ca. 10 cm (Just, 2007, artikel 1), og da der samtidig følges op med undervandskamera for præcist at lokalisere fisken, så er det dermed muligt at registrere ørredens mikrohabitat.

### **Formål**

Etableringen af sandfang i mindre danske vandløb har til formål at nedsætte sedimenttransporten i vandløbet. Denne nedsatte sedimenttransport burde, hvis sandfangene fungerer efter hensigten, resultere i ændret habitattilgængelighed nedstrøms sandfangene (Hansen *et al.*, 1983). Særligt burde det være muligt at observere ændringer i substratsammensætningen, med mindre sand og mere grus til følge. Over en længere tidshorisont vil den nedstrøms strækning formentlig også skifte karakter med hensyn til udbredelsen af stryg og høller, da der ikke længere aflejres store mængder sand (Hansen *et al.*, 1983). Derfor er det målet at registrere og sammenligne habitatudbuddet opstrøms og nedstrøms sandfang. Endvidere er det et mål at registrere ørredens anvendte habitat, for at fastslå mulige præferencer i et forsøg på at klarlægge sandfangenes betydning for ørredbestanden.

### **Metoder og materialer**

Registrering af anvendt og tilgængeligt habitat foregik ved 10 lokaliteter, som bestod af et sandfang og en 200 m strækning både opstrøms og nedstrøms sandfanget. De 10 lokaliteter var fordelt med 8 i Oddebæk, 1 i Bæksgård Bæk og 1 i Brande Å. Ved seks af lokaliteterne kørte sandfanget med normal drift. Ved de sidste fire lokaliteter blev der manipuleret med driften af sandfangene, således at to nye sandfang blev etableret efter den første undersøgelsesperiode var gennemført, mens to

andre blev taget ud af tømningens ordning. Manipuleringen skete med henblik på at klarlægge, hvor hurtigt en mulig effekt kan ses på habitattilgængeligheden nedstrøms sandfangene. For yderligere detaljer om lokaliteterne henvises til lokalitetsbeskrivelsen i rapportens introduktion.

### **Registrering af habitater**

#### **Tilgængeligt habitat**

Opmåling af tilgængeligt habitat blev udført ved transektinddeling af vandløbet. Transektinddelingen er udført med udgangspunkt i vejledningen for NOVANA programmet (Pedersen & Baattrup-Pedersen, 2003). Først blev en 200 m strækning opmålt henholdsvis opstrøms og nedstrøms sandfanget. De 200 m lange forsøgsstrækninger blev ved udvælgelsen i februar samt ved vurderingen af tilgængeligt habitat i maj og august delt op i høl, ”glide” og stryg. Høl er de dybe partier med rolig strøm, som eksempelvis et dybt sving i åen. Stryg er karakteriseret som lavvandede strækninger med hurtig strøm, hvor overfladen ofte er turbulent eller riflet. Oftest består substratet her af grus eller sten. ”Glide” betragtes som det stykke af vandløbet, der findes mellem stryg og høl i et naturligt mæandrerende vandløb. Her bliver begrebet udvidet, da det gælder samtlige strækninger som ikke betegnes høl eller stryg. Herefter placeredes 6 transekter på den 200 m lange strækning, som blev udvalgt så de er repræsentative for strækningen. Det vil sige at hvis en strækning eksempelvis består af 120 m ”glide”, 60 m stryg og 20 m høl, så placeredes transekterne med 3 i ”glide”, 2 i stryg og 1 i høl. Transekterne forblev de samme gennem hele projektet, men opmåling af mesohabitater blev foretaget ved hver observationsrunde, da mængden af glide, stryg og høl kan ændres i takt med vandstanden.

Ved transektopgørelsen blev en snor spændt tværs over bækken vinkelret på vandløbet. En knude for hver 30cm (25cm i NOVANA) på snoren udgjorde målepunkterne, hvor der blev målt dybde samt strømhastighed ved 3 dybder (bund, 0,6 gange dybden og 0,2 gange dybden). Kvadratet på 30\*30cm blev efterfølgende placeret over hvert punkt på snoren med knuden i centrum og den procentvise fordeling af substratet blev vurderet. Substratet er inddelt efter en modificeret Wentworth skala (se tabel 1), som er den mest anvendte i denne type habitatstudier (Bain *et al.*, 1985). Type af skjul samt type og dækningsgrad af vegetation inden for kvadratet blev noteret. Strømhastigheden blev målt i 3 dybder (bund, 0,6 gange dybden og 0,2 gange dybden) med en propel-strømmåler af typen OTT Z30 counter hydrometer fra firmaet A. OTT Kempton. Strømmåleren har en maksimal tællefrekvens på 20 Hz og tællertallet omregnes til m/sek med formlen  $V = (0,0568 \times n + 0,036) / 30 \times 100$ , hvor n er lig tællertallet/antal omdrejninger pr.

tidsenhed. På positioner hvor det ikke var muligt at måle strømhastigheden pga. vegetation, sten el.lign. blev strømhastigheden vurderet til nul.

Tabel 1: Vandløbets substrat klassifikationssystem. Modifieret Wentworth skala. Skalaen er modificeret efter Bain *et al.* (1985).

Substrat type	Størrelsesfraktion - diameter (mm)	Kode
Ler	<0,21	0
FPOM	<0,21	1
Silt	<0,21	2
CPOM	>0,21	3
Sand	0,22 – 2	4
Fin grus	2 – 3,35	5
Grus	3,36 – 12,5	6
Groft grus	12,6 – 50	7
Små sten	50,1 – 128	8
Sten	128 – 256	9
Store sten	>256	10

Punkterne blev opgjort fra venstre mod højre set i nedstrøms retning. Til sidst blev bredden af transektet, samt vandstand opmålt og bredvegetation samt brinkens beskaffenhed vurderet. Sandfangene blev opmålt med 2 transekter, men ellers blev de samme målinger udført, som for de andre transekter. Pga. den noget større bredde af vandløbet i sandfangene samt det ofte ensartede substrat og vegetationsdække, så blev målingerne foretaget for hver 60 cm og ikke hver 30 cm. Dette gjorde sig ligeledes gældende på opstrøms- og nedstrømsstrækninger, hvor vandløbet var meget bredt og ensartet mht. substrat og vegetation. Skema til registrering af tilgængeligt habitat er vist i bilag 6-7.

### Mærkning af fisk

I løbet af 3 dage i uge 7 samt 2 dage i uge 8 blev der elektrofisket ved samtlige 10 lokaliteter med en 700W jævnstrømsgenerator. Fisk over 11 cm fik indopereret et 23 mm PIT-mærke (Texas Instruments RI-TRP-RRHP, 134 kHz, 0,6 g, længden 23,1 mm og diameteren 3,85 mm). For yderligere detaljer om mærkning se (Just, 2007, artikel 1). Efter mærkning blev fisken placeret i et opvågningskar og udsat på positionen, hvor den blev fanget efter restitution. Målet var at mærke 15-20 fisk ved hver lokalitet fordelt opstrøms, nedstrøms og i selve sandfanget. På strækninger med mange fisk over de fastsatte 11 cm, blev fiskene udvalgt til mærkning, således at alle størrelsesklasser over de 11 cm var repræsenteret. Efterfølgende vinter og forårsobservation af fiskene afslørede et markant fald i antal observationer af PIT-mærkede fisk. Derfor blev endnu en mærkningsrunde udført i uge 30 for at sikre, at der kunne foretages tilstrækkelige observationer i

august måned. I alt blev 191 fisk mærket i februar måned, samt 83 fisk i juli måned, og operation af fiskene blev udført af biologassistent Jørgen Skole Mikkelsen samt seniorforsker Niels Jepsen (DFU).

### **Observation med PIT detektor**

Observation af de mærkede fisk foregik ved at gennemgå strækningen med en PIT-detektor ved opstrøms vadning (figur 1). Ved de lokaliteter hvor vandløbets bredde tillod det, blev strækningen gennemgået fra bredden for at forstyrre mindst muligt og for ikke at nedsætte sigtbarheden i vandet til den efterfølgende afsøgning med kamera. Hele den 200m lange strækning blev gennemgået, plus ekstra 50 m opstrøms og nedstrøms sandfanget, for at genfinde så mange af de mærkede fisk som muligt. Når en fisk blev fundet, blev en markeringspæl placeret på brinken ud for fiskens position. Herefter blev fiskens habitat forsøgt bestemt mere præcist, ved at pejle sig ind på fisken fra flere sider. Afstand fra brink samt PIT-nummer blev noteret og gennemsøgning af strækningen fortsat.

### **Observation med kamera**

Efter gennemsøgning af både opstrøms og nedstrøms strækning, samt sandfanget, blev strækningerne gennem søgt med undervandskamera. Til den første observationsrunde (vinter) blev brugt sort/hvidt kamera af mærket MONACOR (Type TVCCD-45MIR, INTER-MERCATOR GMBH & CO, KG, Bremen, Tyskland), forsynet med 6 IR (infrarød) dioder der udsender lys med bølgelængden 935 nm, som gør det muligt at se fisken, hvad enten den står dybt under en mørk brink eller der observeres om natten. Tekniske problemer med kameraet betød, at dette måtte skiftes til et nyt kamera af typen (TVCCD-45MIR, 1/3" Color pipe CCD Camera), som havde den fordel, at det var både mindre og lettere, samt at det ved god belysning viste billedet i farve, mens det om natten eller under en mørk brink, automatisk skiftede over til sort/hvidt billede (figur 1). Kameraets funktion var dels at observere habitater for fisk, som ikke var mærket med PIT, men også at gøre det muligt, at foretage en mere præcis habitatsbeskrivelse for de fisk, som blev lokaliseret med PIT-detektoren. Hvis det viste sig umuligt at finde en fisk med kameraet som ellers var blevet lokaliseret med PIT-detektoren, så blev skemaet udfyldt ud fra den position, som fisken var pejlet frem til at måtte have. Et "blindforsøg" som blev udført i Odderbæk (Just, 2007, artikel 1) viste, at præcisionen for pejling af fisk ligger på ca. 8 cm (middel= 8,32cm, maks.= 22, min.= 0).



Figur 1: Billedet til venstre viser hvorledes vandløbet afsøges med den transportable PIT-læser. Til højre ses undervandskameraet. Selve kameraet er monteret i enden af træskaftet, og dette sender billedet til den lille fladskærm som bæres på maven vha. rygsækken. Låget til jungen monteres ved observation, for at skærme for sollyset, så billedet bliver skarpere at se på.

### Registrering af anvendt habitat

Jævnligt forekom det, at man skræmte en fisk, som man efterfølgende kunne iagttage flygte op- eller nedstrøms i bækken. Hvis det var observeret ret præcist, hvor fisken havde haft sin standplads, så blev dette taget med som en observeret fisk. Hvis der til gengæld var tvivl om, hvor fisken kom fra, så blev den ikke registreret. Hvis en fisk blev lokaliseret med PIT-detektoren, men efterfølgende flygtede inden nummeret blev registreret, så blev habitat stadig gjort op, men som en fisk, der ikke var mærket. Skemaet til anvendt habitat (bilag 8) blev udviklet specifikt til denne undersøgelse, men med udgangspunkt i skemaer anvendt til NOVANA, DFU's elbefiskningsskemaer, samt inspiration fra lignende habitatstudier. De fleste af parametrene er fysiske opmålinger, mens andre kræver en vurdering. Aktivitet vurderet ud fra fiskens adfærd, hvad enten den bliver fundet med kamera eller ej, og definitionen på kategorierne er som følger: Hvile: Hvis fisken står under dække, i strømlæ og uden at foretage sig noget, og særligt hvis den skræmmes let. Skjul: Hvis fisken står fuldstændig i dække og ikke lader sig skræmme af noget undtagen berøring. Foruragering: Hvis det observeres, at fisken tager føde til sig. Uvist: Anvendes, hvis man i man er i tvivl om adfærden.

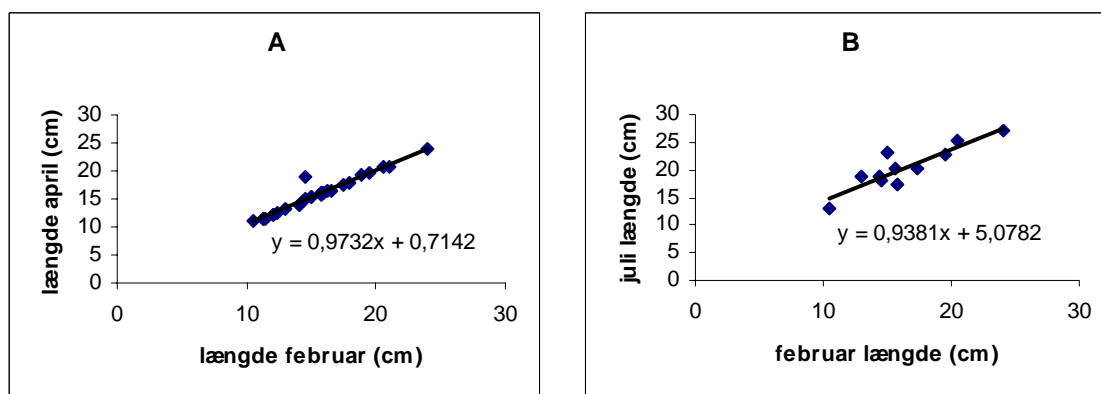
Substratet blev, ligesom for det tilgængelige habitat, vurderet indenfor et 30\*30 cm kvadrat. Kvadratet blev holdt over habitatet med fiskens position i centrum og den procentvise fordeling af substratet registreres. Registrering af dybde og strømhastighed foregik på fiskens formodede position, mens skjultype og vegetationsdække blev registreret inden for kvadratet.

## Dataanalyse

Antallet af observationer på hver strækning var relativt begrænset, hvilket fremgår af tabel 3. Derfor var det nødvendigt at pulje data, for at få et solidt datasæt til de statistiske analyser. Dette bliver gjort ved at pulje data for de 6 lokaliteter, hvor sandfangene kører med normal drift for sig. Data for lokaliteterne med nyetablerede sandfang og hvor sandfangene er taget ud af tømningsskema puljes desuden hver for sig.

Til analyse af resultaterne blev substratklasserne grupperet for at få færre klasser. Dette blev gjort fordi det ved visuel bedømmelse undertiden kan være vanskeligt at vurdere substratkategorien helt præcist. Kategorierne blev efterfølgende: ler, FPOM/silt, CPOM, sand/fin grus, grus/groft grus og sten.

Alle data er testet for outliers og disse er rettet i de tilfælde, hvor outliers skyldtes fejltastning. I tilfælde, hvor outliers ikke skyldtes fejl, blev der ikke foretaget yderligere, da testene som anvendes er non-parametriske og derfor ikke er så følsomme overfor outliers. Kategoriske data som eksempelvis substratet fik en talværdi, således at substratet med finest kornstørrelse fik det mindste nummer og størst kornstørrelse det største nummer. Længden af de PIT-mærkede fisk blev korrejeret for vækst fra mærkningen i februar og til observationerne i marts, maj og august (figur 2). Det blev vurderet at væksten frem til marts var lig nul pga. den lave temperatur. Korrelation blev foretaget mellem fiskens længde ved mærkning og fiskens længde ved bestandsanalyser, som blev foretaget umiddelbart før hver observationsrunde. Herefter blev formelen for den lineære sammenhæng brugt til at udregne fiskens størrelse på tidspunktet for observation. Formlen for korrektion af fiskens længde i maj måned og august måned er henholdsvis  $y = 0,9732x + 0,7142$  og  $y = 0,9381x + 5,0782$ , hvor y er lig fiskens længde i henholdsvis maj og august, mens x er lig fiskens længde i februar.



Figur 2: Sammenhæng mellem fiskens længde i februar og henholdsvis april (A) og juli (B). Ligningen for den lineære sammenhæng angivet i figurene er anvendt til korrektion af fiskens længde.



### **Tilgængeligt habitat**

Forskellen i habitattilgængelighed mellem opstrøms og nedstrøms strækning, samt mellem undersøgelsesperioderne for de lokaliteter, hvor sandfanget kørte med normal drift, blev ligeledes testet med Kolmogorov-Smirnov two-sample test. Med samme test blev det tilgængelige habitat nedstrøms sandfangene for de lokaliteter, hvor sandfangenes drift er manipuleret med, testet for forskelle mellem undersøgelsesperioderne, for at se om manipuleringen med sandfangene gav et målbart resultat. Der blev udført tests for parametrene: dybde, strømhastighed, substrat, vegetationsdække og skjultype, da PCA analyse af fiskens anvendte habitat viste, at disse var mest forklarende for fiskens habitatvalg.

### **Anvendt habitat**

Ørredens anvendte habitat blev testet for korrelationer mellem fiskelængde og habitatparametre, samt habitatparametre indbyrdes ved brug af Spearman Rank korrelation. Desuden blev det testet hvilke parametre, der var mest forklarende for fiskens habitatvalg ved brug af Principal Component Analysis (PCA). Herefter blev der foretaget sammenligninger af fiskens habitatvalg mellem de tre sæsoner. Til dette blev anvendt Kolmogorov-Smirnov two-sample test for parametrene: dybde, strømhastighed, substrat, vegetationsdække og skjultype, da PCA af fiskens anvendte habitat viste at disse var mest forklarende for fiskens habitatvalg. PCA viste, at gennemsnitlig strømhastighed er mere forklarende for fiskens habitatvalg end strømhastighed ved bunden og derfor er denne valgt til de statistiske analyser.

### **Habitatpræferencer**

Sammenligning mellem anvendt habitat og tilgængeligt habitat blev udført for at klarlægge hvorvidt ørredens valg af habitat adskiller sig signifikant fra det tilgængelige. Til dette blev anvendt Kolmogorov-Smirnov two-sample test. Elektiviteten (D) blev brugt til at beskrive om en fisk vælger et givent interval/kategori, eller om den undgår det. D-værdien blev beregnet for dybde, gennemsnitlig strømhastighed, substratklasse, vegetationsdække samt skjultype. Til beregninger er anvendt Jacobs formel (Jacobs, 1975)

$$D = \frac{(r - p)}{(r + p) - (2rp)},$$

hvor r udgør den udnyttede andel af parameteren og p udgør den tilgængelige andel af parameteren. Elektiviteten (D) kan antage værdier mellem -1 og 1 og Moyle & Baltz (1985) opdeler D-værdien

som angivet i tabel 2. En D-værdi på -0,25 til 0,25 angiver at fisken er neutral over for habitatparameteren. Værdier på -1 til -0,25 angiver avoidans over for parameteren og værdier på 0,25 til 1 angiver præference for parameteren. D-værdierne for de enkelte intervaller eller kategorier plottes i søjlediagrammer, hvor søjlerne er orienteret omkring x-aksens nulpunkt. Da testen af anvendt og tilgængeligt habitat viste, at der ikke var årstidsvariation, så er elektiviteten kun beregnet for samlede data for alle tre perioder.

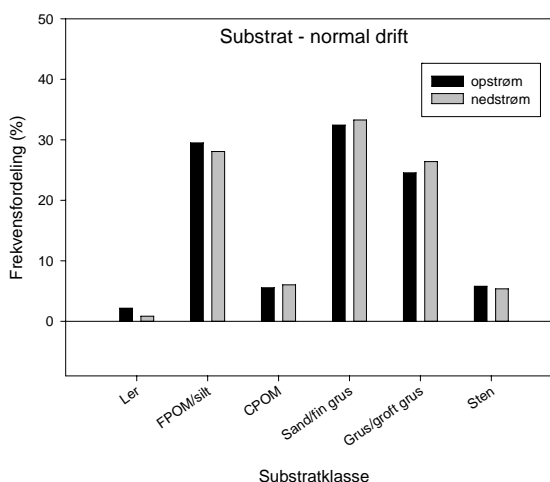
Tabel 2: D-værdien, graden af selektion af en given parameter, kan antage værdier fra -1 til 1. Tabel udført efter Moyle & Baltz (1985)

D-værdi	Selektionsgrad
-1,00 til -0,50	Stærk avoidans
-0,40 til -0,26	Moderat avoidans
-0,25 til 0,25	Neutral
0,26 til 0,49	Moderat præference
0,50 til 1,00	Stærk præference

## Resultater

### Tilgængeligt habitat

Lokaliteter, hvor sandfanget kørte med normal drift, blev testet for forskelle i frekvensfordelingen af de fem habitatparametre mellem opstrøms og nedstrøms strækninger. Der viste sig ikke at være signifikant forskel hverken mellem strækninger eller mellem undersøgelsesperioder for nogen af habitatparametrene (Kolmogorov Smirnov,  $p > 0,05$ ). Det mest interessante var, hvorvidt der kunne påvises en forskel i substratsammensætningen mellem den opstrøms og nedstrøms strækning, da der burde være mindre sand og mere grus nedstrøms sandfanget end opstrøms, hvis sandfanget

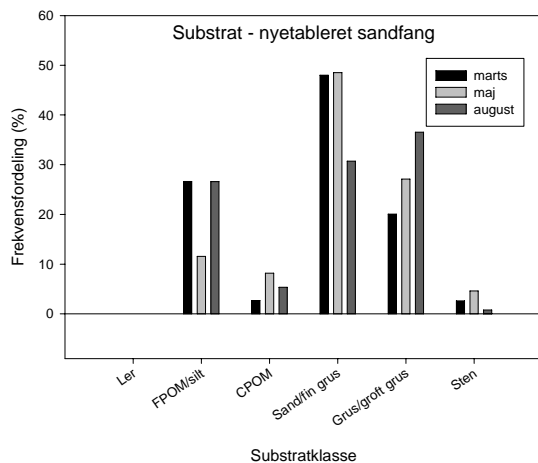


Figur 3: Fordelingen af tilgængelige substratklasser op- og nedstrøms. Værdierne er et gennemsnit over de tre undersøgelsesperioder i marts, maj og august. Frekvensfordelingerne er ikke signifikant forskellige (Kolmogorov Smirnov,  $P > 0,05$ )

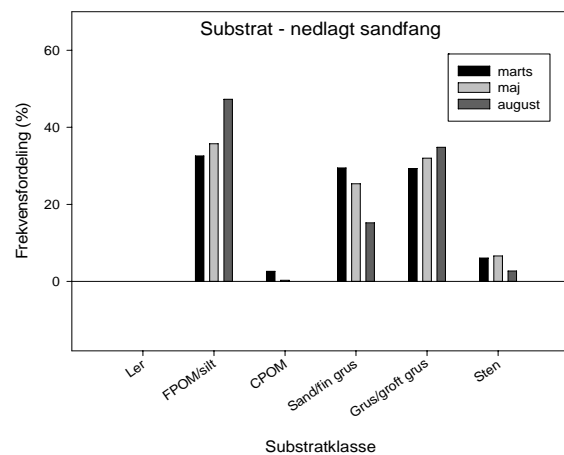
virker efter hensigten (Hansen *et al.*, 1983). Den gennemsnitlige frekvensfordeling for substratsammensætningen ved lokaliteter med normal drift af sandfangene, er vist i figur 3 og der viste sig ikke at være signifikant forskel (Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0,05$ ).

Substratfordelingen ved de to nyetablerede sandfang er vist i figur 4. Der er en klar tendens til, at der bliver mindre sand og mere grus efter etableringen af sandfangene, men substratfordelingen viste sig ikke at være signifikant forskellig mellem perioderne (Kolmogorov Smirnov,  $p > 0,05$ )

Sandfangene som var taget ud af tømningssordning, begyndte at afgive en del af det sand, som ellers var blevet tilbageholdt (Just, 2007, artikel 2). Derfor var det naturligt at forvente, at substrat-tilgængeligheden nedstrøms disse to sandfang, med tiden vil bestå af en større procentdel sand og mindre grus. Dette kan dog ikke bekræftes ud fra frekvensfordelingen, som er vist i figur 5. Her ses det, at der faktisk bliver mindre sand tilgængeligt og mere grus, hvilket var det samme udfald som for de nyetablerede. Der viste sig ikke at være signifikant forskel på substratfordelingen mellem undersøgelsesperioderne nedstrøms de to nedlagte sandfang (Kolmogorov Smirnov,  $p > 0,05$ ).



Figur 4: Substratsammensætningen nedstrøms de nyetablerede sandfang i marts, maj og august. Frekvensfordelingen viste sig ikke at være signifikant forskellig mellem nogen af undersøgelsesperioderne (Kolmogorov Smirnov,  $p > 0,05$ )



Figur 5: Substratsammensætningen nedstrøms de nedlagte sandfang i marts, maj og august. Frekvensfordelingen viste sig ikke at være signifikant forskellig mellem nogen af undersøgelsesperioderne (Kolmogorov Smirnov,  $p > 0,05$ )

### Anvendt habitat

Samtlige observationer af fisk samt middellængde af fisk på hver strækning er angivet i tabel 3. Her ses det, at der totalt set har været 126 observationer opstrøms, 176 nedstrøms og 19 i sandfanget. Nogle mærker blev fundet tabt i sedimentet, og tabsraten af mærkerne er vurderet til at være på ca 10 %. Under forsøget blev der observeret flere fisk i sandfangene, men ofte blev de skræmt og

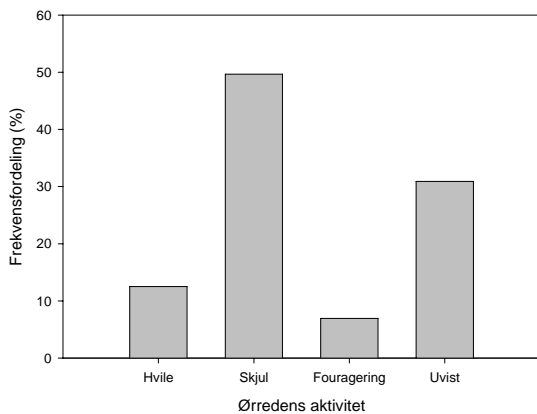
Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred

flygtede pga. manglende skjul, inden de kunne registreres. De fleste fisk observeret i sandfanget var i august måned, hvor fiskene søgte ind i sandfangene pga. den lave vandføring ved lokaliteterne øverst i bækken. Det bemærkes desuden, at middellængden af fiskene i sandfanget er markant større end på de andre strækninger.

Tabel 3: Antal observationer med middellængde af de observerede fisk og standardafvigelser på hver strækning til hver årstid.

Periode	Lokalitet	Observation opstrøm	Middel længde (cm)	Std. Afv.	Observation nedstrøm	Middel længde (cm)	Std. Afv.	Observation sandfang	Middel længde (cm)	Std. Afv.	Observation total	Middel længde (cm)	Std. Afv.
Marts	Ny	7	12,5	1,9	6	14,1	3,7	-	-	-	13	13,2	2,9
	19	6	12,2	0,9	2	11,8	0,6	0	-	-	8	12,1	0,8
	7	1	13,3	2,7	7	15,0	0,0	0	-	-	8	13,5	2,6
	3	3	15,3	1,5	10	16,4	3,7	0	-	-	13	16,1	3,3
	25	6	19,5	2,2	0	-	-	1	25,8	0,00	7	20,4	3,1
	2	3	16,0	3,2	15	17,1	2,4	1	25,3	0,00	19	17,8	2,9
	27	8	16,5	2,0	12	19,2	3,0	0	-	-	20	18,1	2,7
	29	8	15,6	3,5	6	17,0	4,0	0	-	-	14	16,2	3,6
	Bæksgård	4	12,8	1,6	5	16,0	2,4	0	-	-	9	14,6	2,6
Maj	Ny	1	12,2	0,0	4	12,3	1,2	0	-	-	5	12,3	1,0
	19	2	11,6	0,1	5	12,5	1,4	0	-	-	7	12,2	1,2
	7	1	13,0	0,0	11	12,1	2,1	1	17,4	0,00	13	12,6	2,4
	3	0	-	-	5	11,8	2,8	0	-	-	5	11,8	2,8
	25	2	15,6	3,7	3	12,5	1,7	0	-	-	5	13,8	2,8
	2	2	18,7	3,8	10	18,0	2,4	1	15,8	0,00	13	18,0	2,5
	27	5	15,2	2,1	8	16,9	3,5	0	-	-	13	16,2	3,0
	29	9	16,1	3,2	13	16,5	3,5	3	20,2	3,7	25	16,8	3,5
	Bæksgård	4	14,0	2,3	1	12,0	0,0	0	-	-	5	13,6	2,2
August	Ny	0	-	-	2	12,7	8,0	0	-	-	2	12,7	8,0
	19	3	10,6	6,3	3	13,9	6,0	0	-	-		12,3	5,8
	7	11	17,8	0,9	13	17,6	1,2	7	18,2	2,2	31	17,8	1,4
	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	25	3	21,9	4,4	5	19,7	4,2	1	16,4	0,0	9	21,0	4,8
	2	11	16,5	6,5	1	19,9	0,0	2	25,5	2,1	14	20,6	2,8
	27	5	12,5	7,6	7	19,6	5,6	1	32,8	0,0	13	17,9	8,2
	29	16	15,8	4,7	13	19,2	5,8	0	-	-	29	17,3	5,4
	Bæksgård	5	18,9	2,8	9	17,8	2,7	1	16,0	0,0	15	18,1	2,7
Total		126	14,0	4,9	176	15,7	2,9	19	21,3	5,7	315	15,7	2,9

De observerede habitater bestod primært af skjulhabitat som det fremgår af figur 6. Her ses det, at halvdelen af observationerne udgør skjulhabitat. Da en del af fiskene ikke blev fundet med kameraet, blev en stor del af dem (30 %) registreret under kategorien uvist. Fouragerende fisk blev kun observeret i maj og august.



Figur 6: Frekvensfordelingen af ørredens observerede aktivitetsniveau. Data er for alle 3 undersøgelsesperioder, n = 315.

Korrelation mellem fiskens længde og habitatparametrene, samt mellem habitatparametrene indbyrdes, er angivet for de tre perioder, marts, maj og august i tabel 4 og 5. For alle tre perioder gør det sig gældende, at fiskens længde er positivt korreleret med både vandløbsbredde og dybde. Dette viser, at de største individer enten findes længst nede i vandløbssystemet, eller holder til i de dybe, brede sandfang. Der er ikke nogen klar tendens til korrelation mellem fiskelængde og strømhastigheden, da denne giver forskelligt resultat mellem alle tre årstider. Interessant er

det, at der ikke er nogen korrelation mellem fiskens længde og sanddække i % eller dominerende substrat. Det tyder altså på, at dybden er vigtigere når en fisk vælger habitat end substratets sammensætning. Korrelationsmatricerne viser desuden kobling mellem mange af de fysiske habitatparametre. I alle tre undersøgelsesperioder ses korrelation mellem vandløbets dybde og bredde. Desuden er der sammenhæng mellem vandløbsbredde og vegetationsdække. Strømhastigheden ved bunden er positivt korreleret med den gennemsnitlige strømhastighed og de to strømmålinger er også positivt korreleret med grovheden af substratet. Substratet er positivt korreleret med vandløbets dybde og bredde. Dette viser altså, at der findes mere groft substrat jo længere man bevæger sig ned i vandløbssystemet, eller sagt på en anden måde, så findes der mere sand øverst i vandløbssystemet. Dette hænger fint sammen med at det i studiet af sandtransporten blev fastslået at den største relative sandtransport fandtes på den øverste del af Odderbæk samt i Vesterlund Bæk (Just, 2007, artikel 2). Kun i maj måned ses det, at sanddække i % er positivt korreleret med afstand fra sandfang. Så indenfor den 200 m lange undersøgelsesstrækning er der altså ikke nogen klar tendens til, at der bliver mere sand jo længere vi kommer væk fra sandfanget.

## Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred

Tabel 4: Korrelationsanalyse af ørredens længde og de anvendte parametre i marts og maj. Til analysen er anvendt Spearman Rank Korrelationsmatrix. Data fra alle strækninger er anvendt. Signaturer: \* ( $P \leq 0,05$ ), \*\* ( $P \leq 0,001$ ), kat. ved parameteren dominerende substrat angiver at de enkelte substrattyper er kategoriseret.

<b>Marts</b>	Fiskens længde (cm)	Vandløbs-Bredde (m)	Vandløbs-Dybde (cm)	Strømhast Ved bund (cm/sek)	Strømhast Gns. (cm/sek)	Position (m fra sandfang)	Afstand fra brink (%)	Vegetatio Dække (%)	Dom. Substrat (kat.)	Sand Dække (%)
<b>Maj</b>										
Fiskens længde		r=4,390** P=0,000	r=5,420** P=0,000	r=0,222* P=0,035	r=0,139 P=0,166	r=0,001 P=0,989	r=0,071 P=0,479	r=0,175 P=0,079	r=0,159 P=0,111	r=0,010 P=0,920
Vandløbs-Bredde	r=0,515** P=0,000		r=0,732** P=0,000	r=0,343** P=0,001	r=0,348** P=0,000	r=0,161 P=0,106	r=0,030 P=0,768	r=0,325** P=0,001	r=0,198* P=0,046	r=0,350** P=0,000
Vandløbs-Dybde	r=0,627** P=0,000	r=0,697** P=0,000		r=0,339** P=0,001	r=0,259** P=0,009	r=0,028 P=0,777	r=0,140 P=0,159	r=0,348 P=0,000	r=0,308** P=0,002	r=0,242* P=0,014
Strømhast. Ved bund	r=0,040 P=0,711	r=-,046 P=0,672	r=-,081 P=0,459		r=0,871** P=0,000	r=0,28** P=0,07	r=-,363** P=0,000	r=0,146 P=0,166	r=0,477** P=0,000	r=0,143 P=0,175
Strømhast. Gennemsnit	r=0,066 P=0,545	r=-,054 P=0,624	r=0,010 P=0,930	r=0,728** P=0,000		r=0,306** P=0,002	r=-,390** P=0,000	r=0,097 P=0,335	r=0,437** P=0,000	r=0,139 P=0,166
Position (m fra sandfang)	r=0,068 P=0,534	r=0,255* P=0,018	r=0,033 P=0,761	r=0,228* P=0,035	r=0,235* P=0,029		r=-,108 P=0,281	r=-0,160 P=0,109	r=0,085 P=0,398	r=0,172 P=0,084
Afstand fra brink	r=0,256* P=0,017	r=0,178 P=0,100	r=0,286** P=0,008	r=0,178 P=0,102	r=0,203 P=0,061	r=-,009 P=0,931		r=0,144 P=0,148	r=-,113 P=0,257	r=0,096 P=0,337
Vegetation Dække	r=0,253* P=0,019	r=0,313** P=0,003	r=0,279** P=0,009	r=0,168 P=0,123	r=0,040 P=0,713	r=0,049 P=0,652	r=0,310** P=0,004		r=-0,009 P=0,926	r=0,307** P=0,002
Dom. Substrat	r=0,203 P=0,061	r=0,253* P=0,019	r=0,213* P=0,049	r=0,386** P=0,000	r=0,380** P=0,000	r=0,145 P=0,182	r=0,294** P=0,006	r=0,104 P=0,342		r=-,032 P=0,748
Sand Dække	r=0,059 P=0,589	r=0,013 P=0,905	r=-,089 P=0,415	r=0,163 P=0,134	r=0,125 P=0,253	r=0,283* P=0,027	r=-,007 P=0,952	r=0,012 P=0,915	r=0,009 P=0,933	

Tabel 5: Korrelationsanalyse af ørredens længde og de anvendte parametre i august.

<b>August</b>	Fiskens længde (cm)	Vandløbs-Bredde (m)	Vandløbs-Dybde (cm)	Strømhast Ved bund (cm/sek)	Strømhast Gns. (cm/sek)	Position (m fra sandfang)	Afstand fra brink (%)	Vegetatio Dække (%)	Dom. Substrat (kat.)	Sand Dække (%)
Fiskens længde		r=355** P=0,000	r=0,487** P=0,000	r=-,024* P=0,825	r=-,100 P=0,334	r=0,039 P=0,693	r=0,006 P=0,952	r=0,172 P=0,079	r=-,106 P=0,282	r=-,012 P=0,902
Vandløbs-Bredde			r=0,602** P=0,000	r=0,298** P=0,004	r=0,167 P=0,106	r=-,028 P=0,776	r=0,130 P=0,185	r=0,256** P=0,008	r=0,231* P=0,018	r=0,089 P=0,369
Vandløbs-Dybde				r=0,267* P=0,011	r=0,192 P=0,063	r=0,107 P=0,277	r=0,273** P=0,005	r=0,428** P=0,000	r=0,207* P=0,034	r=0,149 P=0,128
Strømhast. Ved bund					r=0,822** P=0,000	r=0,057 P=0,596	r=0,184 P=0,083	r=0,318** P=0,002	r=0,515** P=0,000	r=0,413** P=0,000
Strømhast. Gennemsnit						r=0,096 P=0,357	r=0,261* P=0,011	r=0,260* P=0,011	r=0,628** P=0,000	r=0,257* P=0,012
Position (m fra sandfang)							r=0,055 P=0,576	r=0,154 P=0,118	r=0,022 P=0,826	r=0,129 P=0,189
Afstand fra brink								r=0,272** P=0,005	r=0,227* P=0,020	r=0,070 P=0,479
Vegetation Dække									r=0,085 P=0,390	r=0,152 P=0,123
Dom. Substrat										r=0,037 P=0,711
Sand Dække										

## Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred

Resultaterne for PCA er vist i tabel 6, 7 og 8 for henholdsvis marts, maj og august. Principal komponenterne klarlægger hvilke parametre, der er vigtigst for fiskene ved de valgte lokaliteter, når de skal vælge habitat. Principal komponenterne er meget ens for de tre perioder. Første komponent forklarer i alle tilfælde 27-28 % af variansen indenfor fiskens valg af habitat, anden komponent 19-20 %, tredje komponent 11-13 % og 4 komponent 10-11 %.

I første komponent viser det sig, at vandløbets dybde og bredde samt fiskens længde, er de mest forklarende parametre for fiskens habitatvalg. Spearman Rank matricerne viste, at dybde og bredde i vandløbet hænger uløseligt sammen, og derfor får bredden denne høje rangering, selvom den formentlig ikke har den store betydning for fiskens valg af habitat.

Fiskens størrelse har betydning for habitatvalget, da den søger større dybder og andre typer skjul, efterhånden som den vokser. I anden komponent kommer strømhastighedsmålingerne som vigtigste parametre. I alle tre perioder er gennemsnitlig strømhastighed mere forklarende for fiskens habitatvalg end strømhastighed ved bunden. Sanddække og dominerende substrat får først betydning i tredje komponent. Positionen i forhold til sandfang og vegetationsdække giver først en signifikant effekt på habitatvalget i fjerde komponent.

Hvis der sammenfattes på resultaterne fra PCA-analysen viser den, at de vigtigste habitatparametre for fiskene er i rækkefølgen: dybde, strømhastighed, substrat, position i forhold til sandfang og vegetationsdække. Da positionen i forhold til sandfang ikke viste korrelation med fiskens længde i korrelationsmatricen, så byttes denne parameter ud med skjultype til de næste analyser. Skjultype er ikke medtaget i testen, da denne ikke accepterer kategoriske data. Substrat er dog medtaget som kategori, da det her var muligt at nummerere kategorierne efter substratets grovhed.

Tabel 6: Principal komponenter (PCA) for anvendt habitat i marts. Der er kun medtaget komponenter med en egenværdi  $\geq 1$ . Andelen af variansen forklaret ved de principale komponenter er skrevet under komponenterne. Der er foretaget varimax rotation af korrelationsstrukturen, således at tallene er nemmere at tolke. Værdier med loadings  $> 0,50$  er markeret med stjerne, da disse vurderes til, at bidrage signifikant til forklaringen af de principale komponenter.

	Principal komponent			
	PC1 27 %	PC2 20 %	PC3 13 %	PC4 11 %
Dybde (cm)	,888*			
Fiskens længde (cm)	,781*			
Vandløbsbredde (m)	,718*		,392	
gns. Strømhastighed (cm/sek)		,913*		
strømhast. v bund (cm/sek)		,906*		
afstand fra brink (%)	,333	-,563*		
sand (%)			,828*	
dominerende substrat	,422	,368	-,502*	
Position (m fra sandfang)				-,837*
vegetation dækning (%)			,532*	,649*

## Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred

Tabel 7: Principal komponenter (PCA) for anvendt habitat i maj. Der er kun medtaget komponenter med en egenværdi  $\geq 1$ . Andelen af variansen forklaret ved de principale komponenter er skrevet under komponenterne. Der er foretaget varimax rotation af korrelationsstrukturen, således at tallene er nemmere at tolke. Værdier med loadings  $> 0,50$  er markeret med stjerne, da disse vurderes til, at bidrage signifikant til forklaringen af de principale komponenter.

	Principal komponent			
	PC1 27 %	PC2 20 %	PC3 12 %	PC4 10 %
Dybde (cm)	,898*			
Fiskens længde (cm)	,839*			
Vandløbsbredde (m)	,721*			
gns. Strømhastighed (cm/sek)		,883*		
strømhast. v bund (cm/sek)		,869*		
afstand fra brink (%)	,317	,649*		
sand (%)			,695*	
dominerende substrat			,694*	
Position (m fra sandfang)				,879*
vegetation dækning (%)	,364		-,425	,568*

Tabel 8: Principal komponenter (PCA) for anvendt habitat i august. Der er kun medtaget komponenter med en egenværdi  $\geq 1$ . Andelen af variansen forklaret ved de principale komponenter er skrevet under komponenterne. Der er foretaget varimax rotation af korrelationsstrukturen, således at tallene er nemmere at tolke. Værdier med loadings  $> 0,50$  er markeret med stjerne, da disse vurderes til, at bidrage signifikant til forklaringen af de principale komponenter.

	Principal komponent			
	PC1 28 %	PC2 19 %	PC3 11 %	PC4 10 %
Dybde (cm)	,894*			
Fiskens længde (cm)	,885*			
Vandløbsbredde (m)	,715*			
gns. Strømhastighed (cm/sek)		,813*		
strømhast. v bund (cm/sek)		,792*	,354	
afstand fra brink (%)		,777*		
sand (%)			,833*	
dominerende substrat			,618*	
Position (m fra sandfang)				,738*
vegetation dækning (%)				,676*

Frekvensfordelingen af fiskens valg af de fem habitatparametre viste at der ikke var årstidsvariation i det anvendte habitat (Kolmogorov-Smirnov,  $p > 0,05$ ).

### Habitatpræferencer

I tabel 11 er vist resultatet af statistiske sammenligninger af frekvensfordelingen af anvendt og tilgængeligt habitat. Generelt viser resultaterne, at ørredens valg af dybde ikke er forskellig fra tilgængeligheden. Sådan forholder det sig også med strømhastigheden, som kun i tre tilfælde viser signifikant forskel mellem anvendt og tilgængeligt habitat. For substrat, vegetationsdække samt skjultype har ørreden tilsyneladende klare præferencer, da de i høj grad vælger kategorier, hvor tilgængeligheden er begrænset.



## Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred

Tabel 11: Statistisk sammenligning af ørredens valg af fem forskellige habitatsparametre kontra tilgængeligheden af parametrene. Til den statistiske sammenligning er der i alle tilfælde benyttet Kolmogorov-Smirnov two sample test. En stjerne (\*) angiver signifikant ( $P \leq 0,05$ ) forskel, to stjerner angiver signifikant ( $P \leq 0,01$ ) forskel, mens en streg (-) angiver ikke signifikant ( $P > 0,05$ ) forskel.

	Marts			Maj			August		
	Normal drift	Nedlagt	Ny	Normal drift	Nedlagt	Ny	Normal drift	Nedlagt	Ny
Dybde (cm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gennemsnitlig Strømhastighed (cm sek <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	*	*	-	-	*
Substrat (kat.)	**	*	-	**	-	*	*	-	-
Vegetationsdække (%)	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Skjultype (kat.)	**	*	*	**	*	**	*	*	*

Elektivitetsskurver samt tilgængeligt habitat på hver strækning, er angivet i figur 7, 8 og 9 for lokaliteter, hvor sandfanget kører ved henholdsvis normal drift, er nyetableret eller nedlagt.

### Lokaliteter med normal drift af sandfang

Ørreden viser præference for dybder mellem 10 og 60 cm, mens den undgår de helt lave dybder samt de helt store dybder. Fiskens valg af dybder er dog relateret til fiskens størrelse. Ved en sammenligning af fiskens valgte dybder med tilgængeligheden på hver strækning, så er det værd at bemærke, at sandfangene har den største tilgængelighed af de dybder som ørreden har præference for. Strækningerne opstrøms og nedstrøms har størst tilgængelighed af de lave dybder og der ses en tendens til, at der nedstrøms er større tilgængelighed af de større dybder end opstrøms.

De lave strømhastigheder mellem 0 og 20 cm sek<sup>-1</sup> foretrækkes af ørreden. Disse er der ligeledes størst tilgængelighed af i sandfangene, mens fordelingen op- og nedstrøms er meget ens.

Substratpræferencerne viser generelt, at fisken gerne vil stå på det fine substrat som ler, FPOM/silt samt CPOM. Dette hænger formentlig sammen med deres præference for større dybder og lave strømhastigheder, som primært er habitater, hvor fint materiale aflejres. Dette underbygges af korrelationsanalysen som viste en positiv korrelation mellem strømhastighed og substratets grovhed. Sten har den største præference, og hvor der var sten i vandløbet blev der altid registreret ørred enten med PIT-læser eller kamera. Igen er sandfanget den strækning, som byder på størst

tilgængelighed af kategorierne, som ørreden foretrækker, som i dette tilfælde er det fine materiale. Substratfordelingen op- og nedstrøms er meget ens.

Præferencen for vegetationsdække bliver stærkere jo mere dække der er. Ingen af de tre strækninger har dog stor tilgængelighed af vegetation, hvilket kan forklares med, at 3 af lokaliteterne ligger i den øvre del af vandløbssystemet, hvor brinkvegetation skygger for vandløbsvegetationen.

De foretrukne skjultyper er stabile strukturer som rødder, udhæng, vegetation samt underskåret brink. Størst præference er der for rødder, som yder rigtig godt skjul for både landlevende og vandlevende prædatorer. Rødder er ikke tilgængeligt i ret store mængder hverken op- eller nedstrøms og findes slet ikke i sandfangene. Sandfanget byder på stor tilgængelighed af kategorien ”ingen skjul”. Her skal det dog bemærkes, at de store dybder i sandfanget fungerer som skjul, så derfor er kategorien ”ingen skjul” lidt misvisende for sandfangene.

### *Lokaliteter med nyetablerede sandfang*

Dybdepræferencerne ved lokaliteterne med nyetablerede sandfang er lidt mere spredte. Der er præference for kategorien 10-20 cm, 40-60 cm og igen ved 80-90 cm. Tilgængelige dybder viser, at det ene af de nye sandfang er dybt, med tilgængelige dybder op til 90 cm. Den opstrøms strækning viser tendens til større tilgængelighed af de lave dybder end nedstrøms, hvilket umiddelbart tyder på, at den nedstrøms strækning har mest velegnet habitat.

For variabelen strømhastighed ses der igen præference for de lave kategorier, i dette tilfælde 10-20 cm sek<sup>-1</sup>. Denne kategori er der ikke så stor tilgængelighed af i sandfangene, som fortrinsvis har de helt lave strømhastigheder på 0-10 cm sek<sup>-1</sup>.

Ørredens substratpræferencer er CPOM og sten. CPOM er der størst tilgængelighed af i sandfangene, mens der er flest sten på de nedstrøms strækninger.

Præferencer for vegetationsdække viser samme tendens, som ved lokaliteter med normal drift af sandfangene. Præferencen stiger med øget vegetationsdække, som der ikke er den store tilgængelighed af på nogen af strækningerne.

De foretrukne skjultyper er igen rødder, udhæng, vegetation og underskåret brink. Kun vandløbsvegetation er der mest af i sandfanget, ellers er der mest af de foretrukne skjultyper på de op- og nedstrøms strækninger.

### *Lokaliteter med nedlagt sandfang*

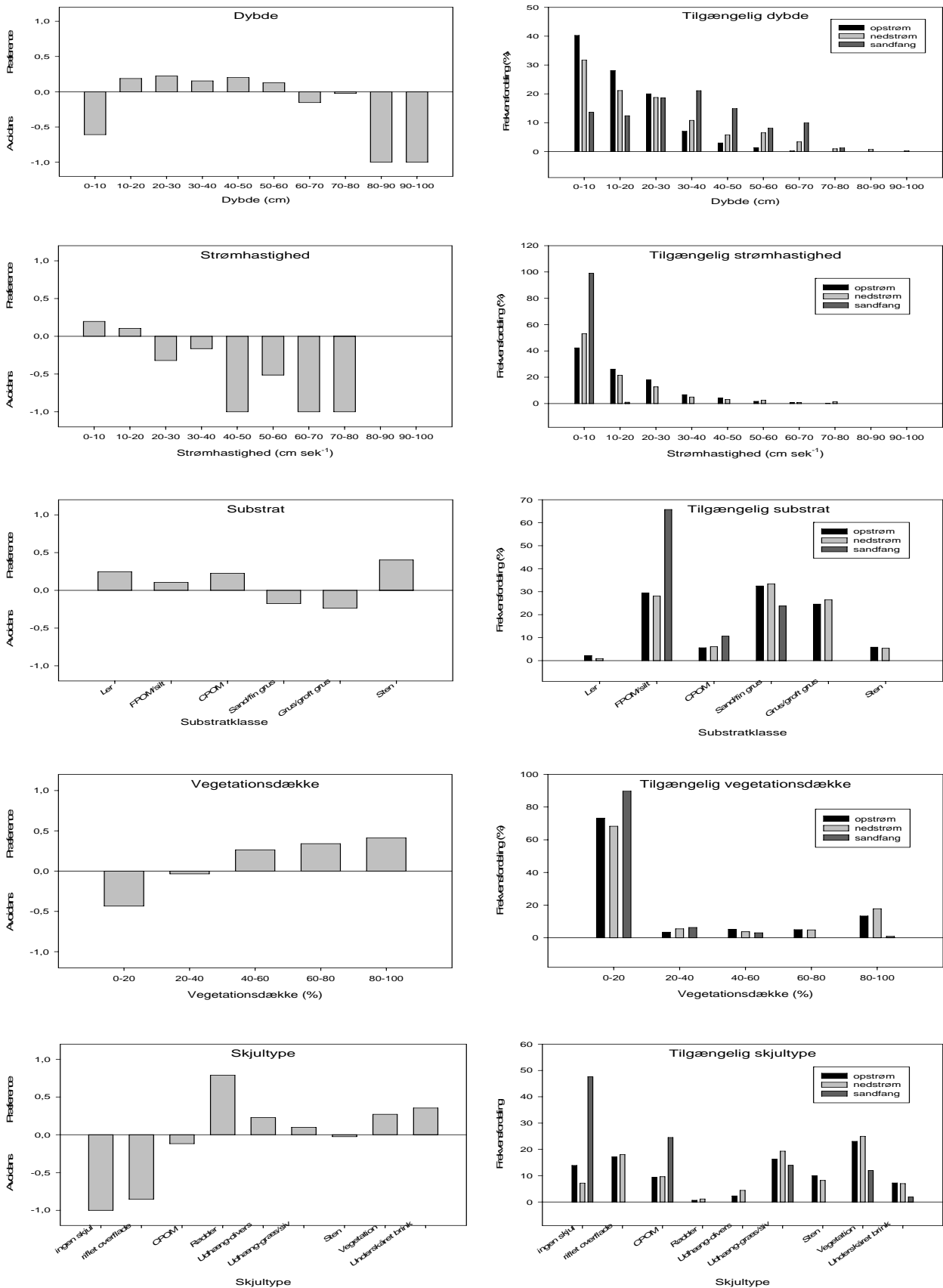
Generelt er tendensen den samme, som for de lokaliteter med sandfang, der kører med normal drift for habitatparametrene strømhastighed, vegetationsdække og skjultype. Derimod er der lidt forskel i dybdepræferencerne, som her ligger mellem 50 og 80 cm. Dette skyldes primært den meget lave

## Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred

tilgængelighed af disse dybder, som er forårsaget af de fyldte sandfang. Alligevel forekommer disse dybder, da lokaliteterne befinder sig nederst i vandløbssystemet, hvor der naturligt er dybder på 50-80 cm. Frekvensfordelingen af de tilgængelige dybder er meget ens opstrøms, nedstrøms og i sandfanget.

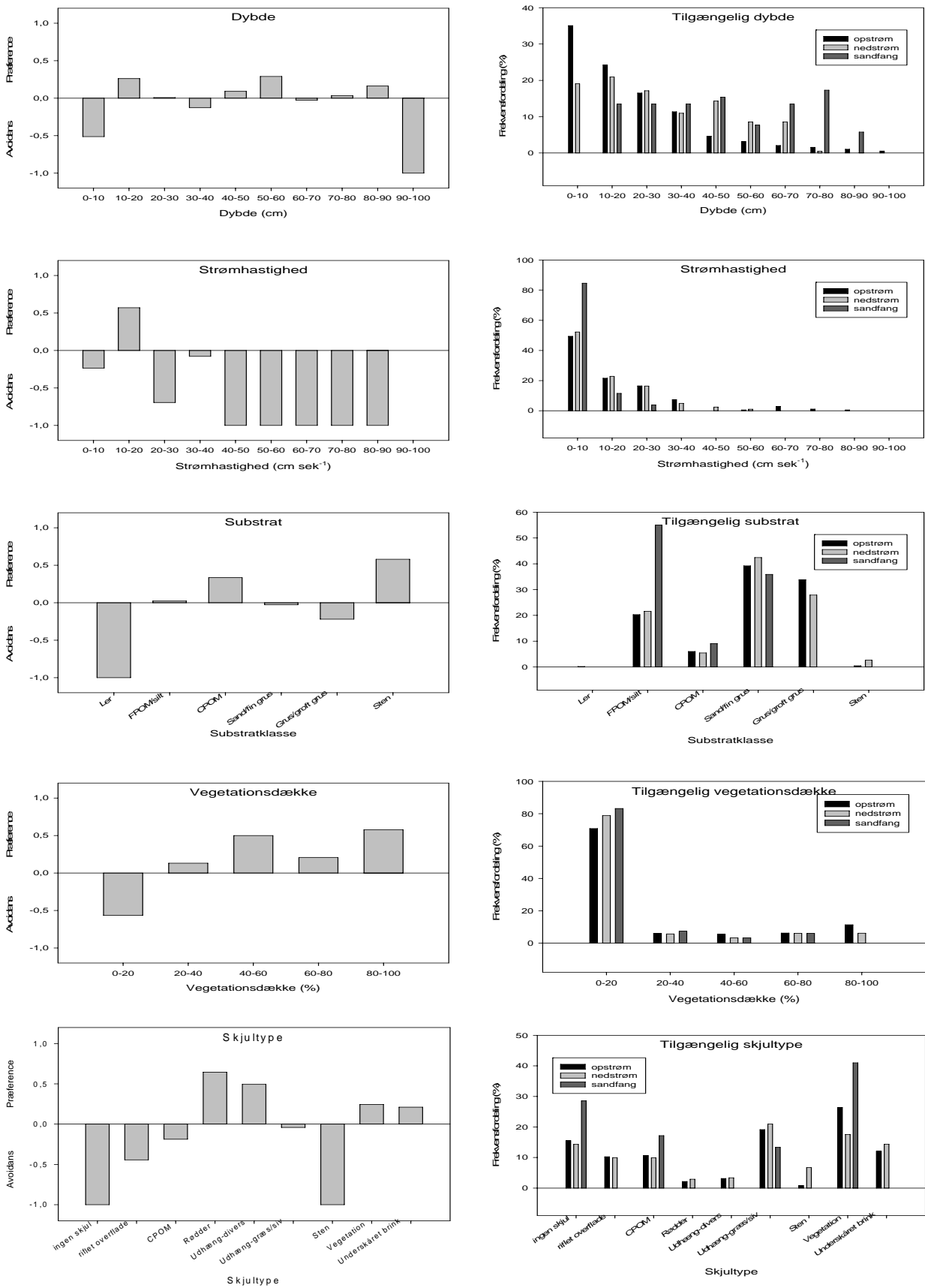
Substratpræferencerne afviger også lidt, da ørreden her foretrækker ler, CPOM, grus og sten. Dette er faktisk det eneste tilfælde hvor fiskene viser præference for grus. Under tilgængeligt habitat bemærkes det, at her er markant mere sandbund tilgængeligt i sandfangene, end i de sandfang som kører ved normal drift eller er nyetablerede. Dette er naturligvis en konsekvens af den manglende tømning.

## Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred



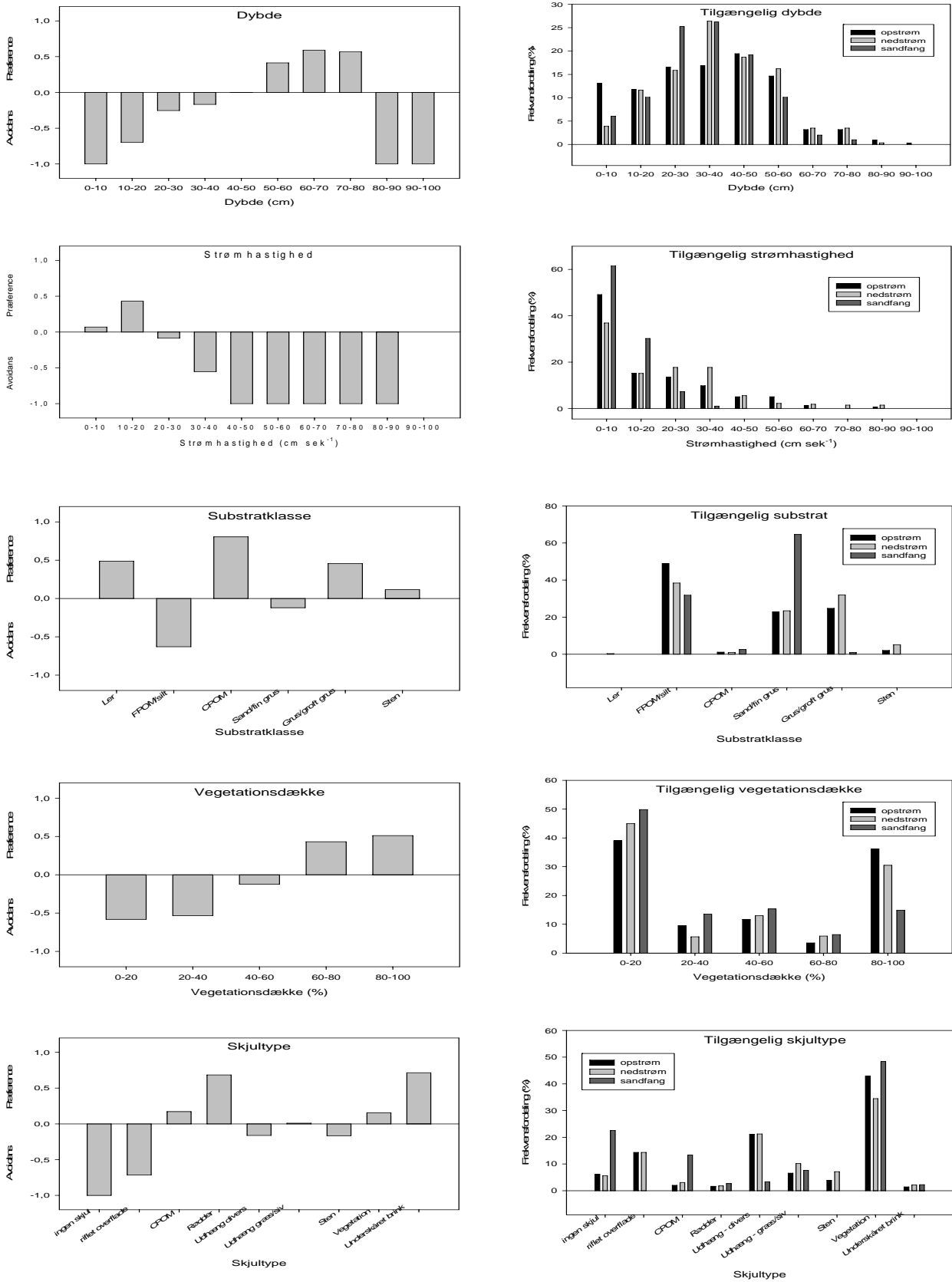
Figur 7: Elektivitet og tilgængelighed af en række habitatparametre ved lokaliteter med normal drift af sandfangene. Graferne i venstre side angiver elektivitetsværdien D for hver habitatkategori. Graferne i højre side angiver tilgængeligheden af habitatparameteren på hver strækning.

## Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred



Figur 8: Elektivitet og tilgængelighed af en række habitatparametre ved lokaliteter med nyetablerede sandfang. Graferne i venstre side angiver elektivitetsværdien D for hver habitatkategori. Graferne i højre side angiver tilgængeligheden af habitatparameteren på hver strækning.

# Habitattilgængelighed og habitatpræferencer for ørred



Figur 9: Elektivitet og tilgængelighed af en række habitatparametre ved lokaliteter hvor sandfangene er taget ud af tønningsordning. Graferne i venstre side angiver elektivitetsværdien D for hver habitatkategori. Graferne i højre side angiver tilgængeligheden af habitatparameteren på hver strækning.

## Diskussion

### Tilgængeligt habitat

Det var ikke muligt, ved de lokaliteter hvor sandfanget kører med normal drift, at påvise en forskel på de fem habitatsparametre mellem opstrøms og nedstrøms strækning. Der så ud til at være nogle forskelle i f.eks. ler, men når den gruppe kun udgør ca. 5 % kan det være svært at teste signifikant i en test med alle typer substrat involveret.

Resultatet stemmer meget godt overens med hvad Hansen *et al.* (1983) fandt i deres studie af sandfang. De kunne ikke påvise ændringer i vandløbets morfologi nedstrøms sandfangene, selvom strækningen blev fulgt over en femårs periode. Alexander & Hansen (1983) argumenterer ganske vist for, at en øget densitet af ørred formentlig skyldes en større tilgængelighed af groft substrat som sikrer bedre overlevelse af yngel og mindre migration væk fra området. De har dog ikke foretaget målinger af substrattilgængeligheden.

Årsagen til, at en forskel ikke kan påvises, kan være, at de fysiske forhold på strækningerne ikke kendes inden etableringen af sandfangene i perioden 2000 til 2002. Højest sandsynligt har strækningerne haft væsentlig mere ensartede fysiske forhold og især med store mængder sand, da det var årsagen til at sandfangene i sin tid blev etableret. Efter, at sandtransporten er blevet nedsat på strækningen, er forholdene langsomt forbedret, så de nu er på højde med de opstrøms liggende strækninger, og der er derfor tale om en fremgang. At der alligevel er en del sand indlejret i grusbankerne nedstrøms sandfangene skyldes formentlig, at det sand, som var indlejret inden etableringen af sandfanget, er kittet fast og ikke kan fjernes ved strømmens dynamik alene.

En anden årsag til, at der ikke kan påvises en effekt af den nedsatte sandtransport, skal måske findes i studiet af sedimenttransport og sedimentindlejring (Just, 2007, artikel 2). Her blev det vist, at sandfangene fjernede store mængder sand, men det blev også påvist at sandfangene ikke er dimensionerede korrekt og derfor ikke har den optimale effekt under store afstrømninger. Samtidig med tømningssproceduren for sandfangene, hvor flere sandfang står fyldt over en periode kan det forklare hvorfor der nedstrøms sandfangene endnu ikke er opnået fysiske forhold, som er bedre end opstrøms sandfangene.

For at undersøge om den manglende signifikante forskel mellem op- og nedstrøms strækninger skyldes den manglende kendskab til forholdene inden sandfangenes etablering, blev der manipuleret med fire sandfang for at belyse, hvor hurtigt en effekt kan observeres. To nye sandfang blev etableret, mens to sandfang blev taget ud af tømningsskemaet. Der kunne ikke påvises en signifikant effekt på substratfordelingen nedstrøms de nyetablerede sandfang. Der var dog en tendens til

mindre sand og mere grus. Den tendens viste sig dog også for de to sandfang som blev taget ud af tømningens ordning, hvilket synes underligt taget i betragtning at målinger af sandtransporten viste, at de to sandfang, der er taget ud af tømningens ordning, faktisk afgiver en del af det sand, som ellers var tilbageholdt, således at transporten af sand er større nedstrøms sandfanget end opstrøms (Just, 2007, artikel 2). At der ikke kunne påvises en effekt ved manipulering af sandfangene, kan skyldes, at undersøgelsen ikke har strakt sig over lang nok tid til at påvise en afgørende virkning. De nye sandfang blev etableret sidst i marts måned, og sidste undersøgelsesperiode var i august. Selvom sandtransporten nedstrøms er blevet stoppet, så er fem måneder ikke lang tid til at få skyllet det allerede aflejrede sand væk. Da erosionen desuden er afhængig af vandføringen, der er størst om vinteren, så vil en forskel formentlig først blive synliggjort efter en vinterperiode. En besigtigelsestur til sandfangene i foråret 2007 afslørede da også klare forbedringer på substratsammensætningen nedstrøms de nyetablerede sandfang, hvor der var langt mere synligt grus end tidligere (visuelt bedømt).

Det kan dog undre, at der ikke kan konstateres mere sand nedstrøms de sandfang, som er taget ud af tømningens ordning. Derfor tyder det på, at den manglende forskel ikke er reel, men derimod helt eller delvis skyldes for få transekter i undersøgelsen. Seks transekter fordelt over en 200 m strækning er tilsyneladende ikke nok, men det ville tidsmæssigt være uoverkommeligt at opmåle flere transekter i denne undersøgelse. Problemet er det sparsomme antal fisk på strækningerne. Hvis tætheden af fisk havde været større, så kunne man nøjes med at undersøge eksempelvis 50 m og hvis man placerer 6 transekter inden for 50 m, så er der større chance for at registrere en ændring i substratsammensætningen.

Der kunne ikke påvises signifikant forskel på de fem habitatparametre mellem undersøgelsesperioderne. En ændring i dybde var forventet pga. en lavere vandføring i sommerperioden. Kraftig grødevækst på flere af lokaliteterne betød, at en ændring i dybden ikke var signifikant. Vegetationen bremser vandet, så det ledes langsommere væk og dermed bevares dybden (Dawson, 1978). Visuelt bedømt syntes det som om, der var stor forskel i de fysiske forhold mellem undersøgelsesperioderne. Men nogle strækninger har formentlig haft et fald i dybde og strømhastighed, mens det så er blevet ophævet af, at andre strækninger med en stigende vanddybde og strømhastighed pga. vandstuvningen. En ændring i vegetationsdække mod større dækning i august måned var forventet. At dette ikke observeres skyldes formentlig vandløbs dimensioner, hvor flere af lokaliteterne er meget smalle vandløb, som helt eller delvis ligger i skygge pga. den kraftige brinkvegetation. Kun ved de sandfang, som ligger nederst i systemet, har der været massiv vækst af vandløbsvegetation. Dette har dog ikke været nok til at give en overordnet effekt.



### Anvendt habitat

Ud fra korrelationsanalysen mellem fiskens længde og habitatparametrene, kan det konkluderes, at de største fisk findes længst nede i vandløbssystemet eller anvender sandfangene som habitat, hvor de finder de foretrukne dybder og strømhastigheder. Fiskens længde er ikke korreleret med sanddække eller substrattype. Dette skyldes formentlig, at den rette dybde og strømhastighed er mere vigtig når fisken vælger standplads, som det også ses i PCA, og som det er fundet i litteraturen (Bohlin, 1977; Shirvell & Dungey, 1983; Rincón & Lobón-Cerviá, 1993; Hubert, 1994; Mäki-Petäys *et al.*, 1996).

I undersøgelsen er gennemsnitlig strømhastighed anvendt frem for strømhastighed ved bund, da alle tre PCA-analyser viste, at denne var mere forklarende for habitatvalget. Det kan selvfølgelig diskuteres, hvor præcist disse strømhastigheder er i forhold til den strømhastighed, som fisken reelt mærker på sin position. Målingerne skal da også betragtes som et udtryk for strømhastigheden på habitatet, snarere end en opmåling af den faktiske værdi. Dette skyldes også, at den anvendte strømmåler var en propelstrømmåler, hvormed det ikke var muligt at måle strømhastigheden på positioner hvor der var vegetation eller andre fysiske forhindringer.

Det viste sig, at der ikke kunne påvises signifikant forskel i de fem anvendte habitatparametre mellem op- og nedstrøm strækning. Dette stemmer overens med, at der heller ikke kunne påvises signifikant forskel på det tilgængelige habitat mellem strækningerne. Det var ikke muligt at påvise en forskel i anvendt habitat mellem undersøgelsesperioder. En række studier (Mäki-Petäys *et al.*, 1996; Roussel & Bardonnnet, 1997; Riley *et al.*, 2006) har ellers påvist sæsonvariation i valg af dybder, strømhastigheder og skjul hos ørred og laks. En mulig forklaring kan dog være, at de nævnte undersøgelser er foretaget i meget større vandløb med en tættere bestand, hvilket har muliggjort visuel observation fra brink eller snorkling. Observationerne i nærværende undersøgelse er gjort i vandløb, som spænder over en bredde på 50 til 300 cm og en gennemsnitlig dybde fra 6-7 cm op til 70-80 cm. Observation i små vandløb betyder, at risikoen for at skræmme fisken er meget stor. Ørredens skjulhabitater ændrer sig formentlig ikke særligt meget over sæsonen, dog er det forventeligt at flere fisk i sommerperioden vil benytte de fremkomne grødebuske som skjul. Ændring i habitatvalg vil formentlig kunne ses på ørredens fouragerings habitat, da stofskiftet jo stiger med temperaturen og stiller større krav til indtagelsen af føde (Elliot, 1994). Derfor ville der måske kunne ses en forskel i habitatvalget mellem perioderne, hvis studiet udelukkende havde været baseret på natobservationer. En række studier har vist en større aktivitet af ørred om natten (Elsø & Greenberg, 2001; Hiscock *et al.*, 2002; Roussel *et al.*, 2004), og samtidig ville der have været mulighed for at bevæge sig mere ubemærket rundt langs bækken.

### Habitatpræferencer

Det generelle billede for den undersøgte størrelsesgruppes habitatvalg er, at ørreden foretrækker dybt vand og lav strømhastighed. Årsagen til dette skal nok findes i størrelsen af de observerede fisk. Størstedelen af observationerne er fisk mellem 15 og 25 cm, og flere studier har vist, at jo større fisken er, jo større præference har den for dybt vand (Bohlin, 1977; Heggenes, 1988a; Mäki-Petäys *et al.*, 1996; Elliot, 2000). Ørredens valg af relativt store dybder og lav strømhastighed stemmer overens med resultaterne fra flere andre studier som viser, at større ørred foretrækker høller/pools som habitat (Heggenes, 1988a; Roussel & Bardonnnet, 1997; Elliot, 2000; Greenberg & Giller, 2001). Greenberg & Giller (2001) angiver, at ørreden i pools har større vækstrate end ørred på andre habitater, hvilket skyldes de energetiske fordele ved den lave strømhastighed samt større volumen af vand til fouragering (Hughes, 1992).

Formodningen om, at de observerede habitater primært er skjulhabitater, bliver bekræftet af valget af substratklasser, hvor præferencerne viser, at fiskene primært vælger det fine substrat eller det helt grove substrat i form af sten. Det fine substrat aflejres på steder med svag strøm, hvilket blev bekræftet af korrelationsanalysen (tabel 4+5), og disse steder findes typisk under brinker eller grødebuske. Greenberg *et al.* (1996) viste, at ørred i størrelsen 12-35 cm havde stærk avoindans for kategorien silt/sand. Dette er modstridende med resultatet af denne undersøgelse.

En af årsagerne til denne forskel kan være forskellen i vandløbenes fysiske forhold. Danske vandløb har andre fysiske forhold end f.eks. en norsk elv eller en flod på New Zealand. Det betyder at resultaterne ikke kan sammenlignes direkte mellem undersøgelse. Ørredens præferencer ville måske være faldet anderledes ud i denne undersøgelse, hvis fokus var på yngelhabitater. Ynglen har nemlig vist sig at have klare præferencer for groft substrat, hvor de kan stå og gemme sig nede mellem de enkelte gruspartikler (Greenberg *et al.*, 1996; Mäki-Petäys *et al.*, 1996; Elso & Greenberg, 2001). Et specialestudium (Søholm & Jensen, 2003) af ørredyngel i Vejle Å og Gudenåen, kunne dog ikke påvise denne præference for groft substrat, hvilket igen understreger at de specielle fysiske forhold for danske vandløb betyder, at resultaterne ikke stemmer overens med en række af de udenlandske studier.

Ørreden har i alle tilfælde størst præference for kraftig vegetationsdække. Især i maj og august var det med stor sikkerhed, at fiskene kunne findes under en ranunkelbusk, hvis sådanne fandtes. Også vandstjerne var et yndet skjul for fiskene og de to grødetyper er kendetegnet ved at give 100 procent skygge/skjul, men med frit vand nedenunder, hvor fiskene kan stå i skjul. Mindre tætte grødebuske, som eksempelvis pindsvineknop eller grødebuske, som ikke har det frie vand til skjul nedenunder blev ikke anvendt som habitat. Mäki-Petäys *et al.* (1996) fandt for ørred mellem 10 og 15 cm

præference for stor vegetationsdækning sommer og efterår, mens det for størrelsen 16-22 kun var gældende i efteråret.

Rødder er den skjultype, der generelt er størst præference for. Riley *et al.* (2006) påviste ligeledes klar præference for rødder hos ørred i størrelsen 5-10 cm, men påviste, at ørreden undgik rødder, når de blev større. Der findes ikke mange steder med rødder, men hvor de findes bliver de benyttet som habitat af fisken, da de yder godt skjul for vandlevende og landlevende prædatorer. Udhæng fra bredvegetation og underskåret brink viser ørreden også præference for, og disse to må siges at være koblede, da en fisk som er placeret under en brink ofte også vil stå under udhængende vegetation.

Det viste sig, at ørreden særligt om sommeren anvendte sandfanget som habitat. Dette skyldes den lave vandføring som får fiskene til at søge holler som refugie som også beskrevet i (Elliot, 2000). Den lave vandføring betyder nemlig en begrænsning i tilgængelige dybder som også vist af Scruton *et al.* (2002).

### **Generelt om habitaterne**

Ørredens forskellige habitatpræferencer, som har vist sig at være både størrelsesspecifik samt aktivitetsspecifik (Hearn, 1987; Heggenes *et al.*, 1999) betyder, at et vandløb må byde på et bredt udvalg af habitater for at dække alle behov. Derfor må der i alle vandløb sikres en stor heterogenitet, hvad angår de vigtigste habitatparametre, som dybde, strømhastighed, substrat, vegetation samt skjultype, hvis der skal sikres optimale forhold for fiskene uanset størrelse og aktivitet. Heterogene forhold er altså vigtige for gennemførelse af hele ørredens livscyklus, lige fra gydning og fremkomst af den første yngel og til de ældste individers habitatskrav.

Odderbækken må betegnes som et opvækstvandløb, men den nedre del af bækken har en størrelse til også at kunne huse en god bestand af større ørred. Bestandsanalysen (Just, 2007, artikel 4) viste dog, at bærekapaciteten for alle størrelser af ørred langt fra er nået, og dette kan til dels sikres ved at skabe flere af de habitattyper, som fisken har præference for (May, 1986).

### **Konklusion**

Der kunne ikke påvises signifikant forskel i habitattilgængeligheden opstrøms og nedstrøms sandfangene. Manipulering med en række sandfang gav heller ikke nogen målbar forskel i habitatparametrene. Den manglende forskel i habitattilgængeligheden gjorde det ikke muligt at påvise forskelle i strækningernes egnethed som habitat. De vigtigste habitatparametre for ørreden viste sig at være dybde og strømhastighed. Herefter kom substrat og vegetationsdække. Den undersøgte størrelsesgruppe af ørred valgte primært dybe habitater med lav strømhastighed. Disse habitater indeholder oftest et fint substrat, hvilket betyder at fisken naturligt får præference for

dette. Fiskens har størst præference for habitater med 100 % dækning af vandløbsvegetation. Der var størst skjulpræference for stabile strukturer som rødder, underskåret brink, vandløbsvegetation og udhæng fra brinken.

Habitatstudiet viser desuden, at sandfanget i høj grad er egnet som habitat for ørreden, da der her findes de to vigtigste habitatsparametre i form af stor dybde og lav strømhastighed.

## Referenceliste

- Alexander, G.R. & Hansen, E.A. (1983) Sand sediment in a Michigan trout stream. Part II. Effects of reducing sand bedload on a trout population. *North American Journal of Fisheries Management*, **3**.
- Angermeier, P.L. & Schlosser, I.J. (1989) Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, **70**, 1450-1462.
- Bachman, R.A. (1984) Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **113**, 1-32.
- Bain, M.B., Finn, J.F., & Booke, H.E. (1985) Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. *N. Am. J. Fish. Mgmt*, **5**, 499-506.
- Bangsgård, L. & Sivebæk, F. (1996) Hvilke levesteder foretrækker ørredyngel. *Vand & Jord*, **3**, 8-11.
- Bohlin, T. (1977) Habitat selection and intercohort competition of juvenile seatrout (*Salmo trutta*). *Oikos*, **29**, 112-117.
- Bovee, K.D. (1982) A guide to stream analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. . *Instream Flow Information Paper 12. U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. FWS/OBS-82/26*, 248.
- Bremset, G. & Berg, O.K. (1999) Three-dimensional mikrohabitat use by young pool-dwelling Atlantic salmon and brown trout. *Animal Behaviour*, **58**, 1047-1059.
- Cunjak, R.A. & Therrien, J. (1998) Inter-stage survival of wild juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Fisheries management and Ecology*, **5**, 209-223.
- Dawson, F.H. (1978) The seasonal effect of aquatic plant growth on the flow of water in a stream. In Proc. 5th Symposium on Aquatic Weeds, pp. 8, Sweden.
- Eklöv, A.G., Greenberg, L.A., Brönmark, C., Larsson, P., & Berglund, O. (1999) Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *J. Fish. Biol.*, **54**, 33-43.
- Elliot, J.M. (1994) Quantitative Ecology and the Brown Trout. *Oxford University Press*.

- Elliot, J.M. (2000) Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *J. Fish. Biol.*, **56**, 938-948.
- Elso, J.I. & Greenberg, L.A. (2001) Habitat use, movements and survival of individual 0+ brown trout (*Salmo trutta*) during winter. *Arch. Hydrobiol.*, **152**, 279-295.
- Elson, P.F. (1975) Atlantic salmon rivers, smolt production and optimal spawning: an overview of natural production. *International Atlantic Salmon Foundation Special Publication Series*, **6**, 96-119.
- Enders, E.C., Clarke, K.D., Pennell, C.J., Ollerhead, L.M.N., & Scruton, D.A. (2007) Comparison between PIT and radio telemetry to evaluate winter habitat use and activity patterns of juvenile Atlantic salmon and brown trout. *Hydrobiologia*, **582**, 231-242.
- Gatz, A.J.J., Sale, M.J., & Loar, J.M. (1987) Habitat shifts in rainbow: competitive influences of brown trout. *Oecology*, **74**, 7-19.
- Greenberg, L.A. & Dahl, J. (1998) Effect of habitat type on growth and diet of brown trout, *Salmo trutta* L., in stream enclosures. *Fisheries management and Ecology*, **5**, 331-348.
- Greenberg, L.A. & Giller, P.S. (2001) Individual variation in habitat use and growth of male and female brown trout. *Ecography*, **24**, 212-224.
- Greenberg, L.A., Svendsen, P., & Harby, A. (1996) Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*, **12**, 287-303.
- Hansen, E.A., Alexander, G.R., & Dunn, W.H. (1983) Sand sediment in a Michigan trout stream, part I. A technique for removing sand bedload from streams. *North American Journal of Fisheries Management*, **3**, 355-364.
- Hart, P.J.B. (1993) Teleost foraging: facts and theories. *Behaviour of teleost fishes*, 253-284.
- Hartman, G.F. (1965) the role of behaviour in the ecology and interaction of underyearling coho salmon and steelhead trout. *J. Fish Res. Board Can.*, **22**, 1035-1081.
- Hearn, W.E. (1987) Interspecific Competition and Habitat Segregation Among Stream-Dwelling Trout and Salmon: A Review. *Fisheries*, **12**, 24-31.
- Hearn, W.E. & Kynard, B.E. (1986) Habitat utilization and behavioral interaction of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) in tributaries of the White River of Vermont. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **43**, 1988-1998.
- Heggenes, J. (1988a) Effects of Short-Term Flow Fluctuations on Displacement of, and Habitat Use by, Brown Trout in a Small Stream. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **117**, 336-344.

- Heggenes, J., Baglinière, J.L., & Cunjak, R.A. (1999) Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, **8**.
- Heggenes, J., Brabrand, Å., & Saltveit, S.J. (1990) Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Brown Trout and Atlantic Salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **119**, 101-111.
- Heggenes, J. & Saltveit, S.J. (1990) Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *J. Fish. Biol.*, **36**, 707-720.
- Hiscock, M.J., Scruton, D.A., Brown, J.A., & Pennell, C.J. (2002) Diel activity pattern of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in early and late winter. *Hydrobiologia*, **483**, 161-165.
- Hubert, W., Harris, D.D., & Wesche, T.A. (1994) Diurnal shift in use of summer habitat by age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia*, **284**, 147-156.
- Hughes, N.F. (1992) Selection of positions by drift-feeding salmonids in dominance hierarchies: model and test for Arctic grayling (*Thymallus arcticus*) in subarctic mountain streams, interior Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **49**, 1999-2008.
- Jacobs, J. (1975) Quantitative measurement of food selection: a modification of the forage ratio and Ivlev's electivity index. *Oecology*, **14**, 413-417.
- Jenkins, T.M.J. (1969) Social structure, position choice and micro distribution of two trout species (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) resident in mountain streams. *Animal Behaviour Monograph*, **2**, 57-124.
- Just, K.V. (2007). Fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb. Specialrapport. Biologisk Institut, Marin Økologi, Aarhus Universitet.
- May, R.M. (1986) The search for patterns in the balance of nature: advance and retreats. *Ecology*, **67**, 1115-1126.
- Moyle, P.B. & Baltz, D.M. (1985) Microhabitat use by an assemblage of California stream fishes: Developing criteria for instream flow determinations. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **114**, 695-704.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P., & Kreivi, P. (1996) Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **54**, 520-530.
- Newman, L.E., Krajniak, J.R., & Quinlan, H.R. (2005) Behavior and Habitat Use of Coaster Strain Brook Trout Stocked in Whittlesey Creek. *Fish and Wildlife Service, Wisconsin*.

- Pedersen, M.L. & Baattrup-Pedersen, A.r. (2003) Økologisk overvågning i vandløb og på vandløbsnære arealer under NOVANA 2004-2009, pp. 128. Danmarks Miljøundersøgelser. - Teknisk Anvisning fra DMU nr.21. <http://tekniske-anvisninger.dmu.dk>.
- Riley, W.D., Ives, M.J., Pawson, M.G., & Maxwell, D.L. (2006) Seasonal variation in habitat use by salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta* and grayling, *Thymallus thymallus*, in a chalk stream. *Fisheries management and Ecology*, **13**, 221-236.
- Rimmer, D.M., Paim, U., & Saunders, R.L. (1983) Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon in a small river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **40**, 671-680.
- Rincón, P.A. & Lobón-Cerviá, J. (1993) Microhabitat Use by Stream-Resident Brown Trout: Bioenergetic Consequences. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **122**, 575-587.
- Roussel, J.-M. & Bardonnnet, A. (1997) Diel and seasonal patterns of habitat use by fish in a natural salmonid brook: An approach to the functional role of the riffle-pool sequence. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, **346**, 573-588.
- Roussel, J.-M., Cunjak, R.A., Newbury, R., Caissie, D., & Haro, A. (2004) Movements and habitat use by PIT-tagged Atlantic salmon parr in early winter: the influence of anchor ice. *Freshwater Biology*, **49**, 1026-1035.
- Schlosser, I.J. (1991) Stream fish Ecology: a landscape perspective. *BioScience*, **41**, 704-712.
- Scruton, D.A., Clarke, K.D., Ollerhead, L.M.N., Perry, D., & McKinley, R.S. (2002) Use of telemetry in the development and application of biological criteria for habitat hydraulic modeling. *Hydrobiologia*, **483**, 71-82.
- Shirvell, C.S. & Dungey, R.G. (1983) Microhabitats Chosen by Brown Trout for Feeding and Spawning in Rivers. *Trans. Am. Fish. Soc.*, **112**, 355-367.
- Stanford, J.A. (1996) Landscapes and catchments bassins. In: Hauer, F.R. & Lamberti, G.A., ed. Methods in stream ecology. *Academic Press, San Diego*, 3-23.
- Søholm, M.K. & Jensen, B.H. (2003) Ørredens (*Salmo trutta* L.) krav til de fysiske forhold i store vandløb med speciel vægt på yngelstadiet. - Habitatsundersøgelse, sammenfatning af eksisterende viden og anbefalinger til forbedring af ørredbestande på udvalgte åstrækninger. *Specialerapport. Biologisk Institut. Odense Universitet (SDU)*.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.N., Sedell, J.R., & Cushing, C.E. (1980) The river continuum concepts. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **37**, 130-137.





## **Artikel 4**

---

**Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred  
(*Salmo trutta* L.) ved 10 lokaliteter med sandfang**

**Klaus Vejgaard Just**

---



## Artikel 4

### **Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred (*Salmo trutta* L.) ved 10 lokaliteter med sandfang**

Klaus Vejlgård Just

#### **Resume**

Sandfang er etableret i mange danske vandløb for at reducere sandtransporten, og i den forbindelse ønskes det at belyse, hvilke effekter det har på ørredbestanden. Bestandsanalyser blev foretaget på 10 lokaliteter med sandfang. Tætheden af ørred (*Salmo trutta* L.) blev estimeret på en strækning opstrøms sandfanget, nedstrøms sandfanget og i selve sandfanget. I januar var der signifikant flere fisk nedstrøms end opstrøms sandfanget i 7 ud af 10 tilfælde, mens det i april kun er i 1 tilfælde og i juli 2 tilfælde. Samlet set over de tre undersøgelsesperioder er der ikke signifikant forskel mellem strækningerne. Ørred er tilstedeværende i selve sandfanget i 6, 4 og 4 tilfælde i hhv. januar, april og juli. En sammenligning af fiskestørrelser på de tre strækninger viser til gengæld, at fiskene i sandfanget er signifikant større end på strækningerne opstrøms og nedstrøms. Størstedelen af ørreder mærket med 23 mm PIT-mærker viste ingen migration eller kun migration inden for den strækning, hvor fisken er mærket. Mellem 6 og 30 % af de mærkede fisk skiftede til en anden strækning end den, hvor de var mærket, eller til en helt anden lokalitet. Ørreder mærket i selve sandfanget har en højere migration mellem strækningerne, pga. det ustabile miljø de befinder sig i. Ørredens generelle migration op- og nedstrøms i vandløbet synes dog ikke påvirket af de etablerede sandfang. Overlevelsen af PIT-mærkede ørred var på 70, 56 og 43 % i hhv. marts, maj og august.

#### **Indledning**

Sandaflejring i vandløb er påvist at have en række konsekvenser for ørredbestanden. Sandaflejringens negative effekt på ægoverlevelsen og yngelfremkomst i gydebanker har haft den største bevågenhed, og de første undersøgelser af sediment og dets indflydelse på reproduktionssucces blev foretaget i slutningen af 1930'erne (Waters, 1995). Herhjemme er

effekten dokumenteret af bl.a. Nielsen (2003) samt Henriksen (2005). Den nedsatte overlevelse af æg og yngel pga. sandindlejring i grusbankerne er dog ikke den eneste negative konsekvens af sandtransporten. Den mængde yngel, som overlever og svømmer op fra gydebanken, møder en lang række negative effekter af det aflejrede sand. Studier af Greenberg (2001), Mäki-Petäys *et al.* (1996) og Elso & Greenberg (2001) har vist, at ynglen har præference for groft substrat i form af grus og sten, der kan fungere som skjul og strømlæ. Hvis interstitialrummene på overfladen af grusbankerne er fyldt op med sand, så er det ikke muligt for ynglen at stille sig mellem gruspartiklerne for strømlæ. Dette er rent energetisk negativt for ynglen, og samtidig kan stærk strøm over grusbanken, betyde at ørreden bliver ført langt ned ad vandløbet, hvor den måske bliver et let offer for prædatorer eller simpelthen taber kampen om føde eller habitater til større individer. Ørreden er territorial, og grus og sten er vigtig som visuel isolering fra konkurrenter (Kalleberg, 1958). Mangel på fysisk heterogenitet i form af sten og grus vil derfor nedsætte bærekapaciteten i et vandløb, da konkurrencen øges mellem de enkelte individer (Alexander & Hansen, 1983; Elliot, 1994). Sandaflejringerne har desuden vist sig at nedsætte diversiteten (og ved store aflejringer densiteten) af invertebrater i vandløbet, som jo er ørredens vigtigste fødekilde (Chutter, 1969). Alle disse negative effekter burde altså betyde, at der på områder med større aflejring af sand vil være en mindre tæthed af ørred. Et af formålene med denne undersøgelse er derfor at undersøge, hvorvidt bestandsstørrelserne nedstrøms sandfang som har fungeret i en årrække, er større end opstrøms. Alexander & Hansen (1983) og Hansen *et al.* (1983) viste i et ørredvandløb i Michigan, at sandtransporten kunne reduceres med 86 % ved etablering af sandfang. Dette førte til en forbedring af ørredbestanden nedstrøms med 40 % for yngel og 28 % for ældre fisk.

Hvorvidt sandfangene kan fungere som en barriere for fiskenes migration op- og nedstrøms i vandløbet er også et interessant spørgsmål. Det kunne tænkes, at en længere strækning med næsten stillestående vand kan forvirre fiskene således, at migrationen indstilles. Der er set eksempler på smoltificerende fisk på træk mod havet som har mødt en nyetableret sø og derefter er afsmoltificeret og blevet i vandløbet frem for at trække ud i havet (Jepsen, personlig kommentar). Endvidere kan man forestille sig, at sandfanget kan fungere som en fysisk barriere, når det er fyldt op. I denne situation vil fiskene skulle svømme gennem en strækning, som er væsentligt bredere end resten af vandløbet, har lavere vandstand og ingen form for skjul, med mindre lidt brinkvegetation hænger ud over vandløbet og danner skjul. I en sådan situation vil ørreder være sårbare overfor angreb fra prædatorer og vil måske derfor afholde sig fra at svømme gennem området. I dette studie vil PIT-mærkede fisk derfor blive fulgt gennem tre undersøgelsesperioder for at forsøge at klarlægge, hvorvidt sandfangene kan virke som en barriere for fiskenes vandring.

## Metoder & materialer

### Bestandsanalyse

#### **Bestandstæthed**

Bestandsanalysen blev foretaget ved elektrobefiskning af de pågældende strækninger efter principperne for udtyndingsmetoden (Seber & Le Cren, 1967). Elektrobefiskningen foregik med en 700 W Honda jævnstrømsgenerator og foregik ved opstrøms vadning. I november blev der udført forundersøgelser for at klarlægge, hvorvidt lokaliteterne indeholdt en bestand af ørred. På de lokaliteter hvor der viste sig at være en lav tæthed blev ca. 100 m befisket til bestandsanalysen, mens der på de resterende lokaliteter blev fisket ca. 50 m. Strækningerne blev udvalgt, så de lå umiddelbart opstrøms og nedstrøms sandfanget. Bestandsanalyse blev også foretaget i sandfanget. For hver lokalitet blev udregnet én befiskningseffektivitet  $p = 1 - (c_2/c_1)$ , hvor  $c_1$  udgør fangsten i første befiskning og  $c_2$  udgør fangsten i anden befiskning (Seber & Le Cren, 1967). Befiskningseffektiviteten blev så brugt til at udregne bestandsstørrelsen (N) opstrøms, nedstrøms og i sandfanget ud fra formlen  $N = c_1/p$  (Seber & Le Cren, 1967). Bestandstætheden blev beregnet som antal ørred pr 100 m<sup>2</sup> da bærekapaciteten i et vandløb er korreleret med vandløbets areal (Angermeier & Schlosser, 1989). Befiskningseffektiviteten er positivt korreleret med størrelsen af fisken (Muus & Dahlstrøm, 1967; Vibert, 1967). Derfor beregnes en befiskningseffektivitet for forskellige størrelsesgrupper og ud fra denne laves bestandsestimater (Mortensen & Geertz-Hansen, 1996). Opdelingen sker ud fra betragtningen af frekvensfordelingen af fiskens længde, hvor der typisk ses grupperinger af data. Bestandsanalysen blev foretaget ved alle 10 lokaliteter i januar og der blev udregnet en bestandsstørrelse for størrelsesklasserne 5 – 13 cm og 13 + cm. Befiskninger i april og juli er ikke foretaget ved Brande Å, da en gylleforurening i marts måned slog alle fisk ihjel (se bilag). I april er brugt den samme inddeling i størrelsesklasser som for januar, mens der i juli pga. fremkomst af ny yngel er opdelt i 5 – 8 cm og 8 + cm.

#### **Fiskelængder**

Flere studier (Bohlin, 1977; Rincón & Lobón-Cerviá, 1993; Hubert *et al.*, 1994; Mäki-Petäys *et al.*, 1996) viser, at ørreden vælger dybere habitat, jo større fisken er, og derfor er det en nærliggende hypotese, at den gennemsnitlige størrelse på fiskene i sandfanget, er højere end på de opstrøms og nedstrøms liggende strækninger. Endvidere kan forskelle i habitatudbud opstrøms og nedstrøms måske have indflydelse på fiskens gennemsnitsstørrelse på strækningen. Data for fiskelængder ved

hver befiskning blev derfor anvendt til at undersøge signifikante forskelle mellem strækningerne og mellem undersøgelsesperioderne.

## **Migration og overlevelse**

### **Mærkning af fisk**

Ved samtlige lokaliteter blev der i februar måned mærket fisk med 23 mm PIT-mærker (for yderligere information om mærkningsmetode, se afsnit om PIT-systemet). Fiskene blev genudsat på fangststedet og deres position i forhold til sandfanget blev noteret. Fiskene blev så fulgt i marts, maj og august måned med en PIT-læser, hvor deres position igen blev noteret. I februar måned blev i alt mærket 191 ørreder, fordelt med 150 i Odderbæk, 25 i Bæksgård Bæk og 16 i Brande Å. Da antallet af observationer i maj var relativt lavt på flere lokaliteter blev der udført endnu en mærkningsrunde for at sikre tilstrækkeligt datagrundlag. I forbindelse med juli måneds elektrobefiskning blev der derfor mærket 83 ørred fordelt med 70 i Odderbæk og 13 i Bæksgård Bæk.

### **Migration**

Migrationen ( $M$ ) i meter blev beregnet som  $M = P_{i+1} - P_i$  hvor  $P$  er positionen i meter i forhold til sandfanget til tiden  $i$  hhv.  $i + 1$ . Migrationen er udregnet fra mærkningstidspunktet og frem til observationerne, og herefter mellem observationerne. Migrationen blev udelukkende bestemt som migration op- eller nedstrøms. Migration på tværs i vandløbet betragtes som ubetydelig, vandløbets størrelse taget i betragtning. Efter migrationen for den enkelte fisk var beregnet, blev fiskene inddelt i følgende kategorier; ingen migration =  $< 10$  m bevægelse, migration<sub>1</sub> =  $> 10$  m indenfor samme lokalitet; migration<sub>2</sub> =  $> 10$  m mellem strækninger indenfor samme lokalitet, og høj migration = migration mellem lokaliteter (Olsson & Greenberg, 2004). Migrationen blev opdelt i undersøgelsesperiode og strækning med angivelse af hvor mange migrationer, som foregik opstrøms og hvor mange, som foregik nedstrøms. Til sidst blev de stationære og mobile komponenter beregnet, som procent af det samlede antal observerede fisk. Migration blev kun udregnet for fisk i Odderbæk systemet, da fiskene i Bæksgård Bæk var udsatte fisk af en havørredbestand og fiskene i Brande Å døde som følge af en gylleforurening (se bilag 2-5).

### Overlevelse og specifik daglig dødsrate

Overlevelsen (S) dækker både over fisk som er forsvundet ved migration og mortalitet, og blev beregnet som  $S = N_{i+1}/N_i$ , hvor N betegner antallet af fisk til tiden  $i$  hhv.  $i + 1$ .

Den specifikke daglige dødsrate (z) er beregnet som  $z = \ln\left(\frac{1}{S}\right) \cdot t^{-1}$ , hvor  $t$  er antal dage fra mærkning, hhv. sidste befiskning.

Overlevelse og specifik daglig dødsrate er ligesom migrationen, kun beregnet for fisk mærket i selve Oddebæk systemet.

Ved de lokaliteter hvor sandfanget kører med normal drift, er overlevelsen udregnet for hver strækning, for at undersøge hvorvidt overlevelsen er større nedstrøms end opstrøms sandfanget.

For at undersøge om en vis størrelsesgruppe af fisk klarer sig specielt godt blev de mærkede fisk inddelt i 5 størrelsesgrupper: 11-15 cm, 15-20 cm, 20-25 cm, 25-30 cm og 30+ cm. Herefter blev overlevelsen (S), som procent af antal mærket i hver størrelsesgruppe beregnet ud fra formlen  $S = N_{i+1}/N_i * 100$ , hvor N betegner antallet af fisk til tiden  $i$  hhv.  $i + 1$ .

### Dataanalyse

Alle data blev testet for outliers og normalfordeling med Kolmogorov Smirnov test. I hver undersøgelsesperiode blev bestandstætheden på strækningerne opstrøm og nedstrøm testet for signifikante forskelle med t-test. I tilfælde hvor betingelser for parametriske test ikke blev overholdt er i stedet brugt Mann-Whitney U-test. Bestandstætheden i selve sandfanget er ikke sammenlignet med opstrøms og nedstrøms strækning, da tætheden af fisk i sandfanget vil afhænge af hvor fyldt sandfanget er med sand. Til sammenligning af tætheden opstrøms og nedstrøms blev kun anvendt data for de normalt fungerende sandfang (19, 2, 7, 3, Bæksgård og Brande). Fra Brande Å var der dog kun resultater for januar befiskning, pga. den førømtalte gylleforurening.

En-vejs ANOVA blev brugt til at undersøge for signifikant forskel i gennemsnitlig bestandsstørrelse mellem strækningerne samlet set over alle tre undersøgelsesperioder. Ligeledes blev der med en-vejs ANOVA testet for forskelle i gennemsnitlig bestandsstørrelse mellem undersøgelsesperioderne. Data for bestand over strækning og undersøgelsesperiode overholdt ikke betingelser for normalfordeling og blev derfor ARCSINH transformeret, da data indeholdt nulobservationer. I tilfælde af signifikant effekt anvendes Tukey HSD test til at undersøge præcis hvor den signifikante forskel findes.

Fiskelængden testes med en-vejs ANOVA, for at undersøge, om der er signifikant forskel på fiskenes gennemsnitsstørrelse mellem strækningerne. Tukey HSD test anvendes for at undersøge hvilke strækninger som bidrager til den statistiske signifikans. Data for fiskelængde på hver strækning var ikke normalfordelte og blev derfor logtransformeret. Data for fiskelængde i hver undersøgelsesperiode overholdt ikke regler om homogenitet og derfor blev den nonparametriske Kruskal Wallis test anvendt til at se om der var signifikant forskel på fiskelængden mellem undersøgelsesperioder.

Overlevelsen blev testet med en-vejs ANOVA for at undersøge om der fandtes signifikant forskel mellem strækningerne. Pearson product-moment korrelations koefficient blev brugt til at teste sammenhæng mellem migrationslængde i meter med fiskens længde i centimeter.

## Resultater

### **Bestandsanalyse**

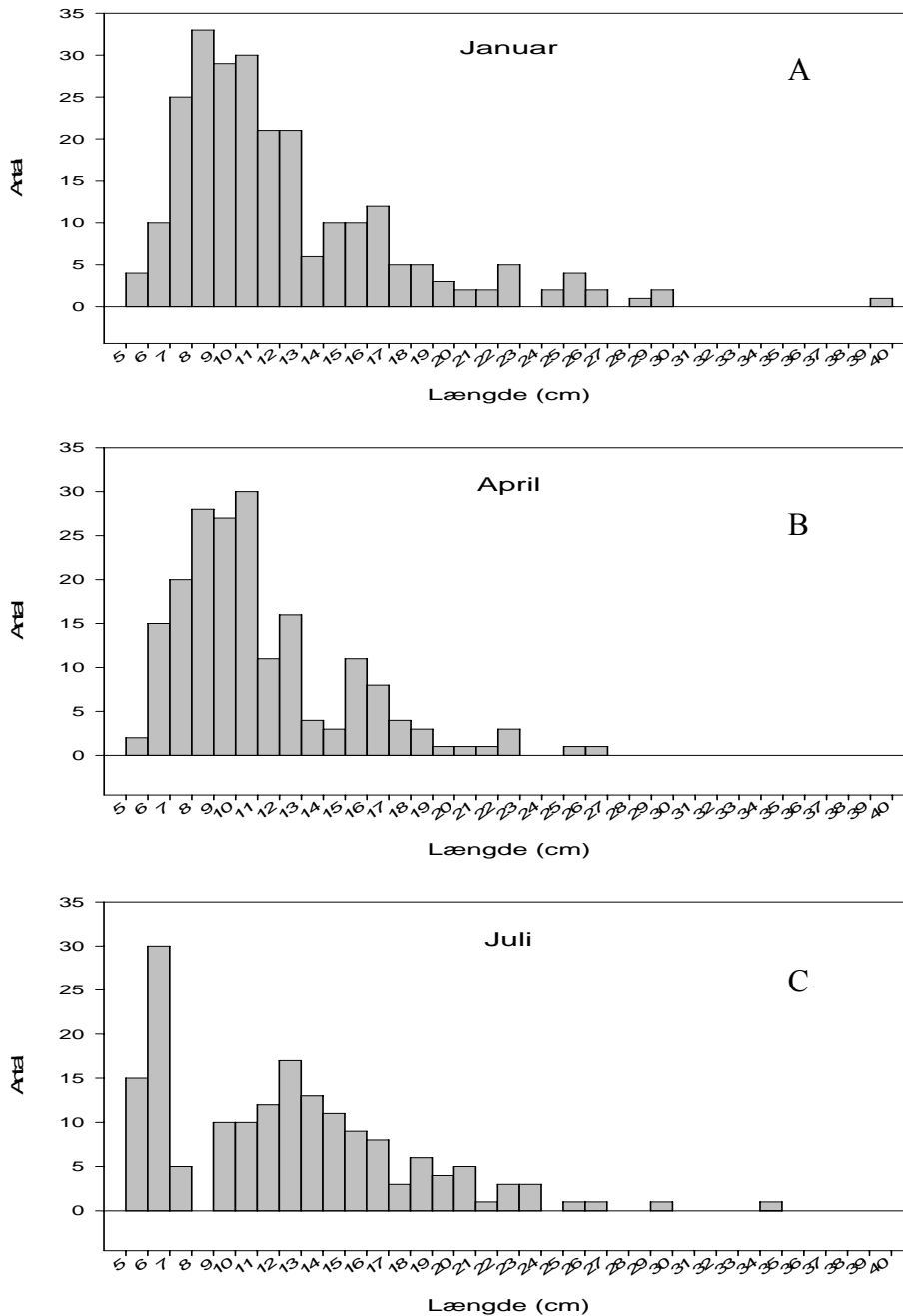
Frekvensfordelingen i januar og april viste en gruppering af ørred i størrelserne 5-13 cm og 13+ cm (figur 1A+B). Størrelsesgruppen 5-13 cm udgør i januar 0+ ørred mens 13+ cm gruppen udgør ældre fisk. I april måned udgør 5-13 cm gruppen af 1-års mens 13+ cm udgør ældre. I juli måned var frekvensfordelingen af ørred lidt anderledes pga. yngelfremkomst i løbet af maj måned (figur 1C). Opdelingen sker derfor i ½-års fisk (5-8 cm) og ældre 8+ cm. Bestandsstørrelsen for hver størrelsesgruppe er angivet i tabel 1, 2 og 3 for henholdsvis januar, april og juli. Der findes store variationer ved de enkelte lokaliteter i tætheden af ”yngel” og ældre. Total antal ørred ved hver strækning er vist i figur 2.

### **Bestand-januar**

For 0+ ørred i januar ses en signifikant større tæthed af ørred nedstrøms i forhold til opstrøms ved 6 ud af 10 lokaliteter (t-test,  $p \leq 0,05$ (tabel 1)). Sandfanget indeholder 0+ ørred i 4 af 10 tilfælde, men kun i et enkelt tilfælde (lokalitet 7) ses en markant højere tæthed i sandfanget end opstrøms og nedstrøms. For ældre fisk i januar er tætheden af ørred større nedstrøms end opstrøms i 4 tilfælde, som dog ikke er testet for signifikans da det ikke var muligt at beregne konfidensinterval for værdierne. Sandfanget holder fisk i 5 tilfælde, men ingen af disse er markant større end de andre strækninger. Total tæthed af ørred (0+ og ældre) viser, at 7 ud af 10 lokaliteter har større tæthed af ørred nedstrøms end opstrøms (t-test,  $p \leq 0,05$ ), og at der ved sandfang 7 er flest ørred i sandfanget. Sandfanget holder samlet set ørred ved 6 af de 10 lokaliteter.



## Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred



Figur : frekvensfordeling af ørred ved samtlige sandfang i henholdsvis januar (A), april (B) og juli (C).

### Bestand-april

I april er tæthed af 1-års ørred kun signifikant større nedstrøms i forhold til opstrøms i 1 ud af 10 tilfælde (t-test,  $p \leq 0,05$ )(tabel 2). Ved to lokaliteter (Ny og 7) er tætheden størst i sandfanget, og sandfangene holder fisk i 3 tilfælde. Generelt er forskellen ikke stor i tætheden af 1-års ørred mellem strækningerne i april. Samme forhold gør sig gældende for ældre fisk i april, hvor 1 ud af

## Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred

10 lokaliteter har signifikant større tæthed af ørred nedstrøms end opstrøms sandfanget (t-test,  $p \leq 0,05$ ), mens sandfanget holder flest fisk ved lokalitet 7 og Bæksgård. Ældre ørred findes i 4 ud af 10 sandfang. For total tæthed af ørred (1-års og ældre) ses ligeledes kun signifikant flere fisk nedstrøms i 1 tilfælde (t-test,  $p \leq 0,05$ ).

### Bestand-juli

Juli befiskning indeholder den nyligt fremkomne yngel. Her ses der, at succesfuld gydning forekommer på i hvert fald 5 ud af 10 lokaliteter. Fem opstrøms strækninger og tre nedstrøms strækninger er repræsenteret med yngel (tabel 3). Ynglen er ikke repræsenteret i nogen af sandfangene. Der er signifikant større tæthed af ældre ørred nedstrøms i forhold til opstrøms ved 2 ud af 10 lokaliteter (t-test,  $p \leq 0,05$ ). Ældre ørred er repræsenteret i sandfangene i 4 tilfælde og i 3 af disse har de en større tæthed end både opstrøms og nedstrøms. Totalt tæthed af ørred (0+ og ældre) viser kun signifikant flere fisk nedstrøms end opstrøms i ét tilfælde. Totalt set er ørred repræsenteret i 4 af sandfangene i juli måned. I et enkelt tilfælde er tætheden ekstrem høj i sandfanget med en tæthed beregnet til 311 ørred  $100 \text{ m}^{-2}$ .

Tabel 1: Bestandstæthed (antal ørred /  $100 \text{ m}^2$ ) ved samtlige lokaliteter i januar. 0+ er defineret som ørred mellem 5 og 13 cm, mens ældre er defineret som 13+ cm ørred. Antal ørred opstrøms og nedstrøms er testet for signifikant forskel med t-test. Signifikant større værdi er markeret med stjerne (\*). I parentes er anført konfidensinterval for bestandstætheden.

Januar	0+ opstrøms	0+ nedstrøms	0+ sandfang	Ældre opstrøms	Ældre nedstrøms	Ældre sandfang	Total opstrøms	Total nedstrøms	Total Sandfang
Ny	11 (10-11)	29 (27-30)*	-	3	3	-	14 (13-15)	31 (30-33)*	-
19	20 (15-25)	32 (26-38)*	2 (1-4)	6	4	2	27 (22-31)	36 (30-42)*	4 (3-6)
25	0	0	0	2	1	0	2	1	0
2	0	3	0	0	7 (1-12)	6 (1-11)	0	10 (5-15)*	6 (1-11)
27	0	0	0	4	2	0	4	2	0
29	6 (4-8)	4 (3-6)	0	16	15	0	22	19	0
7	33 (27-39)	48 (40-55)*	124 (113-136)	4	4	0	37 (31-43)	52 (45-59)*	124 (113-136)
3	9 (4-13)	16 (10-22)*	4 (1-6)	6	18	2	14 (10-18)	34 (28-40)*	6 (3-9)
Bæksgård	34 (27-40)	61 (53-70)*	0	5 (3-7)	7 (4-9)	5 (3-7)	39 (31-47)	68 (57-79)*	5 (3-7)
Brande	5 (2-8)	9 (5-14)*	7 (3-10)	0	4	4	5 (2-8)	13 (9-18)*	11 (7-14)

## Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred

Tabel 2: Bestandstæthed (antal ørred / 100 m<sup>2</sup>) ved samtlige lokaliteter i april. 1 års er ørred mellem 5 og 13 cm. Ældre er 13+ cm. Antal ørred opstrøms og nedstrøms er testet for signifikant forskel med t-test. Signifikant større værdi er markeret med stjerne (\*). I parentes er anført konfidensinterval for bestandstætheden.

April	1 års opstrøms	1 års nedstrøms	1 års sandfang	Ældre opstrøms	Ældre nedstrøms	Ældre sandfang	Total opstrøms	Total nedstrøms	Total Sandfang
Ny	9	10	11	0	3	0	9	13	11
19	7	8	0	0	0	0	7	8	0
25	1	0	0	1	0	0	2	0	0
2	1	1	0	1	6	5	3	7	5
27	0	1	0	0	0	0	0	1	0
29	3	2	0	4 (2-5)	3 (2-5)	2 (1-4)	7 (5-8)	6 (4-7)	2 (1-4)
7	30 (19-40)	28 (18-38)	75 (59-91)	0	4	11	30 (19-40)	32 (22-42)	86 (70-102)
3	26 (19-34)*	18 (12-24)	0	4 (2-5)	12 (10-15)*	0	30 (22-39)	30 (22-38)	0
Bæksgård	18 (16-21)	35 (31-39)*	12 (10-14)	5	4	6	24 (13-35)	39 (28-49)*	18 (7-28)
Brande	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabel 3: Bestandstæthed (antal ørred / 100 m<sup>2</sup>) ved samtlige lokaliteter i juli. Fremkomst af ny yngel betyder, at størrelsesinddelingen er ændret (se figur 1C). ½-års er ørred 5-8 cm og ældre er 8+cm. Antal ørred opstrøms og nedstrøms er testet for signifikant forskel med t-test. Signifikant større værdi er markeret med stjerne (\*). I parentes er anført konfidensinterval for bestandstætheden.

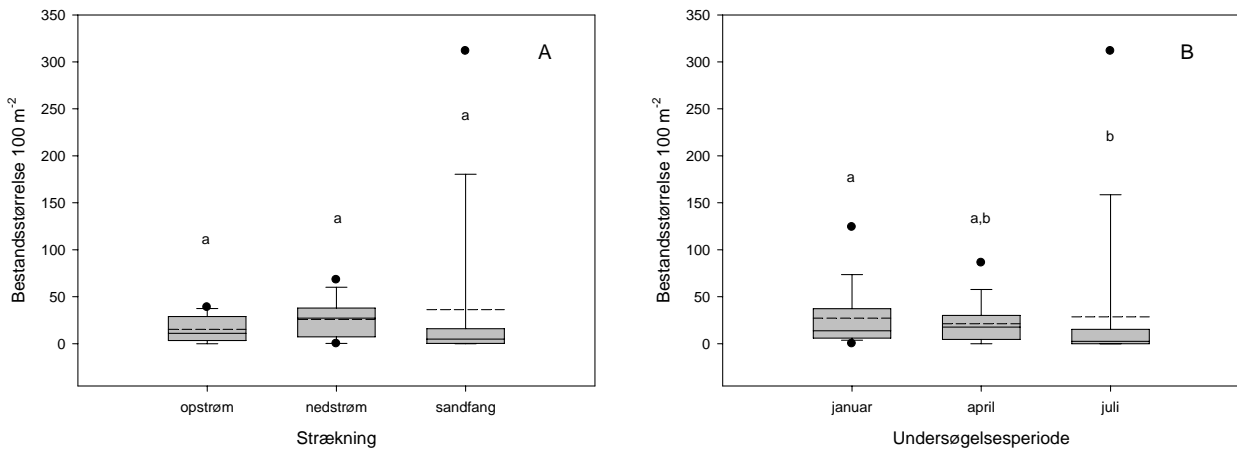
Juli	0+ opstrøms	0+ nedstrøms	0+ sandfang	Ældre opstrøms	Ældre nedstrøms	Ældre sandfang	Total opstrøms	Total nedstrøms	Total Sandfang
Ny	2	3	0	0	1	4 (3-5)	2	4	4 (3-5)
19	4	1	0	1	2	0	5	3 (2-3)	0
25	0	0	0	1	1	0	1	1	0
2	7 (6-7)	0	0	1	0	2	8 (7-9)	0	2
27	2	0	0	1 (0-2)	2 (0-3)	0	3 (1-4)	2	0
29	0	0	0	7 (4-10)	8 (5-12)	0	7 (4-10)	8 (5-12)	0
7	0	0	0	15 (14-17)	24 (23-26)*	311 (305-318)	15 (14-17)	24 (23-26)*	311 (305-318)
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bæksgård	1 (0-2)	39 (30-48)*	0	1 (1-2)	18 (16-19)*	1 (1-2)	2 (0-3)	57 (47-67)*	1 (1-2)
Brande	-	-	-	-	-	-	-	-	-

### Bestand over hele undersøgelsesperioden

Samlede data for de tre undersøgelsesperioder (figur 2A) viser, at der ikke er signifikant større tæthed af ørred på nogen af strækningerne (to-vejs ANOVA,  $p > 0,05$ ). På trods af, at der ved mange lokaliteter i januar var signifikant flere fisk nedstrøms end opstrøms, så kan der altså ikke påvises en forskel samlet set over de tre sæsoner, da der i perioderne april og juli generelt ikke var forskel i tæthederne.

Den totale tæthed af ørred bliver mindre mellem hver undersøgelsesperiode (figur 2B), og der er signifikant forskel på tætheden mellem januar og juli (to-vejs ANOVA,  $p \leq 0,05$ ), men ikke mellem januar og april eller april og juli (to-vejs ANOVA,  $p > 0,05$ ).

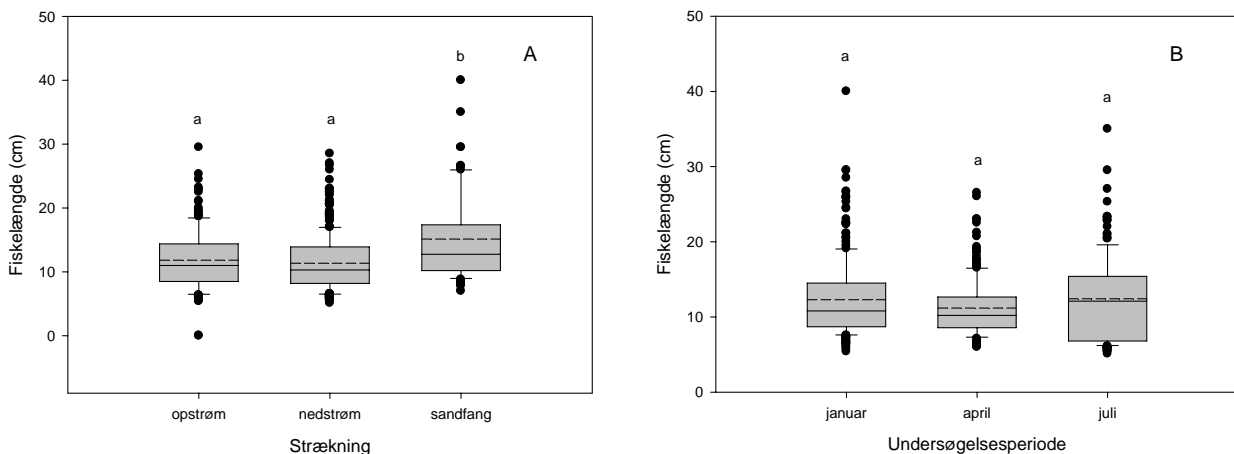
## Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred



Figur 2: Tæthed af ørred for hhv. strækning (A) og undersøgelsesperiode (B). Middelværdien er angivet med stiplede linje i boksen. Signifikante forskelle er angivet med forskellige bogstaver over boksplottene. En-vejs ANOVA blev brugt til at finde signifikante forskelle.

### Fiskens længde

Ørredens længde på hver strækning og i hver undersøgelsesperiode er angivet i henholdsvis figur 3A og 3B. Ørredens længde viste sig at være signifikant forskellig mellem sandfanget og opstrøms /nedstrøms strækninger (en-vejs ANOVA,  $p \leq 0,05$ ), med de største fisk i selve sandfanget. Der var ikke nogen forskel i fiskens længde mellem opstrøms og nedstrøms strækning (en-vejs ANOVA,  $p > 0,05$ ).



Figur 3: Fordelingen af fiskelængder fra elektrofiskninger på henholdsvis de undersøgte strækninger (A) og i hver undersøgelsesperiode (B). Middelværdien er angivet med stiplede linje i boksen. Signifikante forskelle er angivet med forskellige bogstaver over boksplottene. Signifikante forskelle er undersøgt ved en-vejs ANOVA.

Det skal dog understreges, at data fra sandfanget bygger på væsentligt færre observationer (se tabel 4), da sandfangene arealmæssigt fylder væsentligt mindre end de andre strækninger. Resultatet viser dog, at sandfangene primært fungerer som habitat for de større fisk. Der var ikke signifikant forskel på fiskelængder mellem undersøgelsesperioderne (Kruskal Wallis,  $p > 0,05$ ). Dette kan måske undre med fremkomsten af den nye yngel til juli måneds observation (figur 1C), men skyldes formentlig det relativt lille antal yngel som blev registreret (tabel 3).

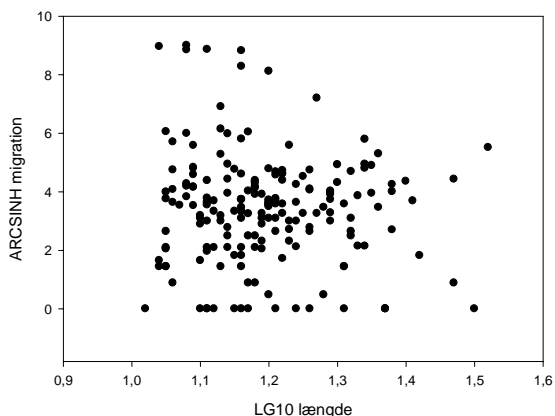
Tabel 4: Data for antal observationer (N) og fiskelængder (middel) på de tre strækninger og i de tre undersøgelsesperioder.

	N	middel	Std. afv.	minimum	maksimum
opstrøm	184	11,8	4,70	6,0	29,5
nedstrøm	350	11,3	4,39	5,1	28,5
sandfang	72	15,1	6,90	7,0	40,0
januar	245	12,3	5,20	5,4	40,0
april	190	11,2	3,91	6,0	26,5
juli	169	12,4	5,49	5,1	35,0

## Migration og overlevelse

### Migration

Migrationslængden (arcsin meter) mod fiskens længde (log centimeter) er plottet i figur 4. Der er



Figur 4: Regression mellem ørredens længde i cm og migrationslængden i m. Der er ikke signifikant korrelation mellem migrationslængde og fiskens længde (Pearson product-moment,  $p > 0,05$ ).

ikke nogen sammenhæng mellem fiskestørrelse og migrationslængde, hvilket kan skyldes størrelsesintervallet (11-25 cm) for de fisk der arbejdes med. Denne manglende sammenhæng mellem migrationslængde og fiskens længde understøttes af test med Pearson product-moment korrelationskoefficient, som viste, at der ikke var korrelation mellem data ( $p > 0,05$ ).

Migration fra mærkningstidspunktet (primo februar) og mellem de enkelte observationer er vist i tabel 6. Her ses, at andelen af fisk er

## Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred

størst i de to første kategorier (ingen migration og migration<sub>1</sub>). Tabellen viser også, at et forholdsvis stort antal fisk skifter mellem strækningerne (25 fisk i løbet af hele undersøgelsesperioden). For opstrøms/nedstrøms mærkede fisk er der kun en enkelt angivelse af migrationsretning i kategorien migration<sub>2</sub>. Dette skyldes, at en fisk mærket opstrøms ikke er blevet eftersøgt mere end ca. 50 m længere opstrøms, mens den jo er blevet eftersøgt nedstrøms i sandfanget og hele den nedstrøms strækning. Derfor kan resultatet for opstrøms migration i dette tilfælde aldrig give et realistisk billede af den reelle opstrøms migration. Enkelte fisk migrerer over store afstande og skifter mellem lokaliteter (10 fisk i hele perioden). Blandt de fisk, som skifter strækning, er der nogenlunde lige så mange som skifter opstrøms som nedstrøms. I alt 11 fisk skifter opstrøms mens 14 skifter nedstrøms. Den observerede opstrøms migration var maksimalt 300 m. De største migrationer var altid nedstrøms, hvor flere fisk bevægede sig flere kilometer nedstrøms med største migration på ca. 5,74 km.

Tabel 6: Total migration af ørred fra mærkning til marts og herefter mellem hver undersøgelsesperiode i Oddebæk. Migrationen er fra fiskens position ved hhv. mærkning og sidste observation. Tallene i parentes angiver antallet af henholdsvis opstrøms og nedstrøms migrerende ørred

	Mærkning - marts			Marts - maj			Maj - august		
	opstrøm	nedstrøm	sandfang	opstrøm	nedstrøm	sandfang	opstrøm	nedstrøm	sandfang
Ingen migration ( $< 10$ m)	13 (4,8)	22 (13,5)	3 (0,1)	10 (7,0)	19 (9,7)	2 (0,0)	9 (3,5)	17 (3,12)	10 (0,0)
Migration <sub>1</sub> ( $>10$ m på samme stræk)	23 (13,10)	31 (18,13)	0 (0,0)	4 (2,2)	13 (8,5)	0 (0,0)	19 (15,4)	11 (5,6)	0 (0,0)
Migration <sub>2</sub> ( $>10$ m mellem strækninger)	1 (-,1)	3 (-,0)	7 (2,5)	4 (-,4)	1 (1,-)	0 (0,0)	1 (-,1)	1 (1,-)	7 (4,3)
Høj migration (mellem lokaliteter)	1 (0,1)	1 (0,1)	0 (0,0)	2 (0,2)	3 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	1 (0,1)	1 (0,1)
Total	38 (17,20)	57 (34,19)	10 (2,6)	20 (9,8)	36 (18,15)	2 (0,0)	30 (18,11)	30 (9,19)	18 (4,4)

Den procentvise migration af det samlede antal observerede fisk er vist i tabel 7. Generelt er der en stor del af de observerede fisk, som migrerer mere end 10 m. Den største migration mellem strækninger ses for fisk mærket i sandfanget. Dette er ikke overraskende, da sandfangene byder på et ustabil miljø, hvor sandfanget jævnlige fyldes og tømmes. Ellers ligner migrationsraterne opstrøms og nedstrøms hinanden. Den eneste strækning der markant falder ud er strækningen opstrøms i maj måned. Her ses, at migration ned gennem sandfanget til den nedstrøms strækning er

## Bestandstæthed, migrationsrater og overlevelse af ørred

på hele 20 %. I appendiks er en oversigt over, hvor hver enkelt fisk er mærket og hvor de genfindes i hver undersøgelsesperiode

Tabel 7: Procentvis migration af ørred fra mærkning til marts og herefter mellem hver undersøgelsesperiode i Oddebæk.

	Mærkning - marts			Marts - maj			Maj - august		
	opstrøm	nedstrøm	sandfang	opstrøm	nedstrøm	sandfang	opstrøm	nedstrøm	sandfang
Ingen migration (< 10 m)	34	39	30	50	53	100	30	57	56
Migration <sub>1</sub> (>10 m på samme stræk)	60	54	0	20	36	0	63	37	0
Migration <sub>2</sub> (>10 m mellem strækninger)	3	5	70	20	3	0	3,5	3	39
Høj migration (mellem lokaliteter)	3	2	0	10	8	0	3,5	3	5

### Overlevelse og specifik daglig dødsrate

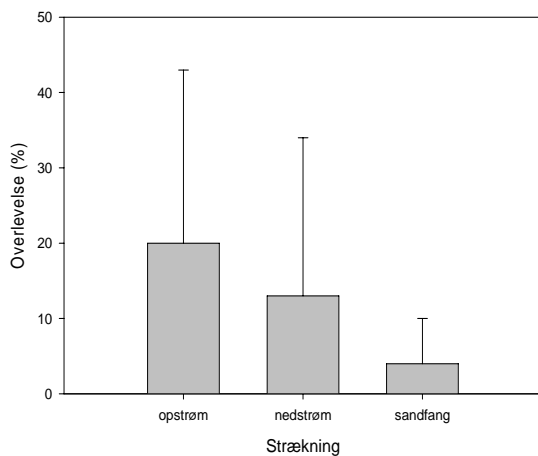
Den observerede overlevelse fra mærkningstidspunktet og til første observationsrunde i marts, og mellem hver observationsrunde, viser ikke nogen generelle tendenser for hvilke lokaliteter, som har den bedste overlevelse (tabel 8).

Tabel 8: Antal mærkede fisk samt antal genfundne fisk i hver undersøgelsesperiode. Overlevelse samt specifik daglig dødsrate er angivet for fiskene ved hver lokalitet. Data markeret med en stjerne (\*) angiver en gennemsnitsværdi.

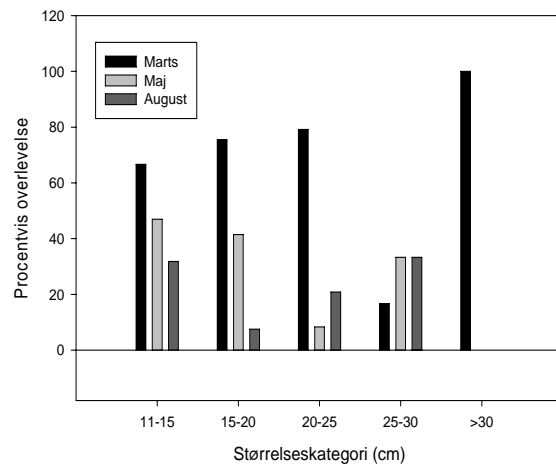
Lokalitet	Antal mærket	Observation			Overlevelse (S)			Specifik daglig dødelighed (Z)		
		marts	maj	August	Mærkning - marts	Marts - maj	Maj - august	Mærkning - marts	Marts - maj	Maj - august
Ny	19	14	6	3	0,74	0,43	0,50	0,0153	0,0132	0,0078
19	19	9	9	2	0,47	1,00	0,22	0,0325	0,0000	0,0158
25	9	7	1	2	0,78	0,14	-	0,0084	0,0286	-
2	29	22	12	5	0,76	0,55	0,42	0,0115	0,0110	0,0080
27	20	18	8	4	0,90	0,44	0,50	0,0042	0,0147	0,0071
29	20	14	9	6	0,70	0,64	0,67	0,0178	0,0060	0,0042
7	18	8	8	9	0,44	1,00	-	0,1014	0,0000	-
3	16	13	4	1	0,81	0,31	0,25	0,0074	0,0227	0,0144
Total	150	105	57	32	0,70*	0,56*	0,43*	0,0248*	0,0120*	0,0096*

Totalt set er overlevelsen størst fra mærkning og til marts, hvilket dog skal ses i lyset af den korte tid, der går fra mærkning og til observationen. Den specifikke daglige dødsrate er da også størst i denne periode og en del af denne initiale dødelighed skal nok tilskrives det stress, som fiskene bliver udsat for i forbindelse med mærkningen. Overlevelsen ligger ret konstant omkring 50 % mellem de næste observationsrunder. Den specifikke daglige dødsrate falder mellem hver observationsrunde.

Overlevelsen ved lokaliteter hvor sandfanget kører med normal drift, er vist i figur 5. Resultaterne er for overlevelsen på strækningen, hvilket vil sige, at en mærket fisk må genfindes inden for samme strækning for at tælle som en overlevet fisk. Her ses en tendens til, at overlevelsen er størst ved opstrøms strækning og mindst ved sandfangene. Der er ikke signifikant forskel på overlevelsen (en-vejs ANOVA,  $p > 0,05$ ). I figur 6 er overlevelsen i procent for fem størrelseskategorier angivet. Her ses, at den initiale overlevelse bliver større med fiskens størrelse. Dette er med undtagelse af kategorien 25-30 cm. Den endelige overlevelse i august er størst for kategorien 11-15 cm og 25-30 cm.



Figur 5: Overlevelse i procent ved lokaliteter hvor sandfanget kører med normal drift. Der er ikke signifikant forskel på overlevelsen mellem strækningerne (en-vejs ANOVA,  $p > 0,05$ )



Figur 6: procentvis overlevelse af mærkede fisk i hver størrelseskategori. Bemærk at der i kategorien >30 kun er mærket én ørred.

## Diskussion

### Bestandsanalyse: strækning

Tætheden af ørred set over alle tre undersøgelsesperioder viser en svag tendens til højere tæthed af ørred nedstrøms end opstrøms sandfanget (figur 2A). Forskellen er dog ikke signifikant, hvilket



formentlig skyldes stor variation i bestandstætheden. Der kunne altså ikke påvises samme forbedring i ørredbestanden som andre studier (Alexander & Hansen, 1983; Hansen *et al.*, 1983) viste nedstrøms deres sandfang. Resultatet af bestandsanalysen hænger dog fint sammen med resultaterne fra habitatstudiet (Just, 2007, artikel 3), som viser, at der ikke er forskel på frekvensfordelingen af hverken tilgængelige dybde, strømhastigheder eller substrat mellem opstrøms og nedstrøms strækning. Selv hvis det havde været muligt at påvise en forskel i tilgængeligt habitat mellem opstrøms og nedstrøms strækning, så kan det diskuteres, hvorvidt det ville afspejles i tætheden af ørred. Da tætheden jo generelt er lav, er der jo ikke den store konkurrence om habitaterne og forskellen i tætheder vil formentlig først blive signifikant, når lokalitetens bærekapacitet er ved at være nået.

De meget høje tætheder, som findes i sandfanget ved lokalitet 3 i Vesterlund Bæk er kunstige, da de skyldes den ofte lave vandføring på lokaliteten med utilstrækkelige mængder egnede habitater til følge. Denne mangel på habitater med tilstrækkelig dybde, får fisken til at søge mod naturlige pools eller i dette tilfælde sandfangene, for at finde den rette dybde. Elliot (2000) beskrev, hvorledes ørreden anvendte pools som refugium under sommertørke. I denne periode var det ikke blot de største individer, der anvendte pools som habitat, men de blev i stedet anvendt af et bredt størrelsesspektrum af ørred. I det knap 5 meter lange sandfang på lokalitet 3 blev der under elbefiskningen i juli fanget 23 ørred. Kalleberg (1958) m.fl. beskriver ørreden som yderst territorial. Denne undersøgelse viser, at ørreden i kritiske perioder (som eks. lav vandstand) er i stand til at undertrykke den dominante adfærd og klumpe sig sammen på ganske korte strækninger med unaturligt høje tætheder til følge.

### **Bestandsanalyse: årstid**

Hovedårsagen til den lavere bestandstæthed i juli sammenlignet med marts og april er nok den lave vandføring, som vil få større ørred til at trække nedstrøms i søgen efter habitater med større dybde, der kan fungere som skjul (Solomon, 1976). Den lave vandføring viste sig særligt at være et problem i Vesterlund bæk (lokalitet 3 og 7) og ved de to øverste lokaliteter i hovedløbet i Odderbæk (Ny og 19). Ved lokalitet 3 i Vesterlund Bæk var den nedstrøms strækning udtørret på dato for befiskning og lodsejeren kunne bekræfte at dette havde stået på i ca. 2 uger. Det bemærkelsesværdige var, at der opstrøms var en vandføring på ca.  $250-300 \text{ cm}^3 \text{ sek}^{-1}$  (visuelt bedømt!). Vandet forsvinder altså i sandfanget, hvilket også tidligere er observeret ved andre sandfang i Give Kommune (Jensen, personlig kommentar). Årsagen til dette er ikke fuldstændig klarlagt, men skyldes formentlig, at lermembranen i jorden er brudt, og vandet derfor forsvinder i

undergrunden. Lermembranen er et meget finkornet lag, som ligger under vandløbet og som normalt er så uigennemtrængeligt for vand, at vandet ikke siver ned gennem strukturen. Under udgravning af sandfanget kan membranen være mere eller mindre beskadiget, hvilket kan forårsage den slags problemer i perioder med sparsom nedbør. Lokalitet 7 i Vesterlund Bæk holdt en fin tæthed af fisk i juli måned til trods for dets placering opstrøms for lokalitet 3. Årsagen skal primært findes i større mængder vandløbsvegetation, som stuver vandet og dermed giver et større udbud af habitater med tilstrækkelige dybder. Ved lokalitet Ny og 19 er vandløbsvegetationen sparsom. Dette skyldes primært, at vandløbet ligger langt under terræn (ca. 1,5 m). Da der samtidig er kraftig kantvegetation i form af brændenælder og lodden dueurt, så giver det så meget skygge, at vandløbsvegetationen holdes helt eller delvis væk. Vandstanden i sommerperioden på de to lokaliteter var omkring 2-5 cm, hvilket begrænser mængden af anvendelige habitater og skjul. Når bestandstætheden bliver mindre i den øverste del af vandløbet, så skulle man umiddelbart forvente flere fisk på de nedstrøms lokaliteter. Dette er ikke tilfældet (figur 2), og årsagen hertil er formentlig, at de undersøgte lokaliteter kun udgør en lille del af den samlede vandløbsstrækning, hvilket gør sandsynligheden for, at fiskene migrerer netop hertil, begrænset.

### **Fiskens længde**

Denne undersøgelse viser, at sandfanget kan være vigtigt som habitat for ørreden både i den kolde vintertid, hvor fiskene af energetiske årsager søger roligt vand, samt dybt vand for skjul. I sommerperioden kan sandfangene pga. lav vandføring, blive anvendt som refugier. Flere studier viser, at større ørred foretrækker dybere vand (Bohlin, 1977; Mäki-Petäys *et al.*, 1996; Elliot, 2000). Derfor var det forventet, at gennemsnitstørrelsen af fiskene i sandfanget ville være større end hos fiskene opstrøms og nedstrøms. Dette underbygges af resultaterne i dette studie, som viser, at fiskene, der fanges i sandfangene, er signifikant større end på de andre strækninger. Der var ikke signifikant forskel på fiskelængden mellem opstrøms og nedstrøms strækninger, hvilket heller ikke var forventet, da nedsat sandtransport ikke på kortere sigt giver markant dybere habitater som følge af bortskylning af det aflejrede sand, men i stedet mere varierede habitater med strømlæ og skjul for især yngel. Habitatstudiet viste da også, at der ikke var signifikant forskel på tilgængeligheden af dybder mellem opstrøms og nedstrøms strækning (Just, 2007, artikel 3). Der er ikke signifikant forskel på længden af fiskene mellem årstiderne, hvilket kan undre lidt taget i betragtning af, at befiskningen i juli også indeholder den nyligt fremkomne yngel. At den nye yngel ikke har betydet lavere middeltørrelse i juli skyldes formentlig, at mængden af yngel ikke er tilstrækkelig til at trække middellængden ned, og at de andre fisk er vokset i den mellemliggende periode.

## Migration

Migration blev af Taylor (1986) sat lig med adfærdsmæssig bevægelse og fire typer blev defineret; tilfældig, dynamisk, homeostatisk og social spredning. Tilfældig spredning er karakteriseret, som transport i en retning, som er uden vilje og kontrol over endestationen. Dynamisk migration er en aktivt indledt migration i en bestemt retning. Denne migration er en ikke-tilfældig redistribution af fiskene. Homeostatisk migration er en to-vejs, kontrolleret migration, som eksempelvis tilbagevenden til gydeområdet for at gyde og herefter tilbagevenden til fourageringshabitatet. Den sidste type migration er social spredning, som er bevægelse af individer inden for en populationsstruktur. Dette vil for ørreden formentlig kun være aktuelt på lokaliteter med meget stor tæthed, hvor fiskene inden for et lille område skifter plads som følge af skifte i hierarkiet, eller som følge af dominans/subdominans hos ørreden. Formålet med dette studie var ikke at kortlægge hvilke typer migration, som gjorde sig gældende i Oddebækken, men et bud kunne dog være at størstedelen af migrationen er den dynamiske spredning. Den lave vandføring, som findes ved de to øverste lokaliteter samt i Vesterlund Bæk får fisken til at søge dybere habitater længere nede i systemet. En mindre del af migrationen kan også være fra fisk, som har været oppe i den øverste del af vandløbet for at gyde, og derefter trækker tilbage til deres oprindelige position i vandløbet. Smoltificering og migration til havet sker kun for en lille procentdel af en stationær bækørredbestand (Elliot, 1994). Hvor stor en del, der er tale om her, er uvist, men det kan ikke udelukkes, at nogle af de fisk, som ikke bliver fundet igen, er trukket mod havet. Der blev dog ikke observeret blanke fisk i bækken på noget tidspunkt, og derfor må andelen af fisk, som er forsvundet på denne måde, betragtes som minimalt.

Hvor stor en del af en bækørredbestand, der migrerer over større afstande, vil være meget forskellig fra bestand til bestand og er oftest afhængig af lokale fysiske forhold i bækken (Elliot, 1994). Solomon (1976) fandt at kun 3,2 % af mærkede ørred bevægede sig mere end 1 km. I denne undersøgelse observeres det, at 4,1 % af de observerede ørred skifter mellem lokaliteter, hvilket vil sige distancer mellem 500 m og 5740 m. Dette må endda betragtes som et minimumsestimat, da det jo kun er en mindre del af vandløbet som er undersøgt. Pedersen & Geertz-Hansen (2001) fandt en mobil fraktion i Trend Å på ca. 70 %, hvilket altså ligger langt over det, som ses i denne og andre undersøgelser. Hvis det i nærværende undersøgelse antages, at de mærkede fisk, som ikke bliver genfundet, er forsvundet som følge af migration og ikke mortalitet, så giver det en mobil fraktion på ca. 54 %. Det må dog antages, at nogle af de forsvundne fisk er omkommet af den ene eller anden årsag, og derfor er det meget usikkert at basere resultater på dette. Den store forskel, der ses på mobile fraktioner, kan i stedet skyldes genetiske og adfærdsmæssige forskelle mellem bestandene.

Det viste sig desuden, at en stor del af ørreden i Odderbækken bevægede sig mere end 10 m, hvilket ikke stemmer overens med studier af Solomon (1976) eller Olsson & Greenberg (2004), hvor det bliver fastslået, at når ørreden først er blevet ét år, så er de meget stationære. Dette kan skyldes, at Odderbækkens øvre del kan betragtes som gyde- og opvækstområde, hvor den lave vandføring vil få ørreden til at trække nedstrøms, efterhånden som den vokser sig større, som det også er påvist af Baglinière *et al* (1989). Derfor er migrationsraten formentlig højere her, end det vil være tilfældet i større vandløb med en konstant vandføring, hvor fiskene ikke bliver presset til at flytte sig som følge af færre habitater med tilstrækkelig dybde (Scruton *et al.*, 2002). Ud fra undersøgelsens resultater synes det fristende at konkludere, at sandfangene ikke har nogen effekt på migrationen. Der er dog en lille indikation på det modsatte, hvis man ser på overlevelsen af fisk opstrøms og nedstrøms de normalt fungerende sandfang. Her ses tendens til større overlevelse opstrøms, og da de fisk, som ikke bliver genfundet, kan være døde eller migreret væk, kunne det indikere, at sandfangene alligevel bremser migrationen nedstrøms en smule. Der er dog ikke signifikant større overlevelse opstrøms i forhold til nedstrøms og dette kan derfor tilskrives tilfældigheder.

Olsson & Greenberg (2004) viste, at migrationslængde stiger med fiskens størrelse. Det er ikke muligt at eftervise i dette forsøg, hvilket kan have flere årsager. Det relative smalle spekter af fiskelængder i undersøgelsen, med de fleste fisk i størrelsesintervallet 11 - 25 cm, kan være en del af forklaringen. Tilstedeværelsen af sandfang vil formentlig også holde på nogle af de større fisk og dermed nedsætte migrationslængden i deres søgen efter passende dybder. Samtidig er selv de mindre fisk mellem 11 og 15 cm tvunget til at forlade deres lokalitet øverst i systemet pga. den lave vandføring. Hvis studiet var foretaget over vinteren, ville migration til og fra gydebanker antagelig have haft indflydelse på resultatet og formentlig vist størst migrationslængde hos de største fisk.

### **Overlevelse og specifik daglig dødsrate**

Overlevelse og daglig dødsrate er bestemt af to komponenter, nemlig mortalitet og migration. Det er ikke muligt ud fra dette studie at afgøre, hvad der er hovedårsagen i denne undersøgelse. Studiet har dog vist, at ørrederne i Odderbæk gerne flytter sig over store afstande, og dermed er sandsynligheden for, at de genfindes netop på en af de undersøgte lokaliteter, ikke særlig stor. Overlevelsen af de mærkede ørred på 70, 56 og 43 % i hhv. marts, maj og august er høj, når der sammenlignes med studier fra litteraturen. Hill *et al.* (2006) fandt kun en genfangst af PIT-mærkede fisk på mellem 25 og 38 %, mens Zydlewski *et al.* (2001) kun genfinder 10 % af de mærkede fisk, hvilket dog skyldes smoltmigration. Den specifikke daglige dødsrate er størst i starten af undersøgelsesperioden, hvilket formentlig skyldes det stress, fiskene er udsat for i forbindelse med

håndteringen, som også konkluderet af Ombredane *et al.* (1998) samt Pedersen & Geertz-Hansen (2001) i deres studier af mortaliteten hos mærkede fisk.

### **Konklusion**

Der kunne ikke påvises en positiv effekt af sandfangene på bestandstætheden af ørred nedstrøms sandfanget sammenlignet med en tilsvarende strækning opstrøms sandfanget. Sandfangene viste sig til gengæld at kunne fungere som energetisk favorable habitater særligt for større fisk i vinterperioden, mens det kan fungere som livsvigtigt refugium i tørkeperioder med lav vandstand. Fiskenes migration synes ikke at være påvirket af sandfangene, da 14,5 % af det samlede antal observerede fisk vælger at skifte strækning eller lokalitet. Det var ikke muligt at påvise korrelation mellem migration og fiskelængden. Overlevelse af da mærkede fisk var høj med 70, 56 og 43 % genfangster i marts, maj og august.

### **Referenceliste**

- Alexander, G.R. & Hansen, E.A. (1983) Sand sediment in a Michigan trout stream. Part II. Effects of reducing sand bedload on a trout population. *North American Journal of Fisheries Management*, 3.
- Angermeier, P.L. & Schlosser, I.J. (1989) Species-area relationships for stream fishes. *Ecology*, 70, 1450-1462.
- Baglinière, J.L., Maise, G., Lebail, P.Y., & Nilhouarn, A. (1989) Population dynamics of brown trout, *Salmo trutta* L., in a tributary in Brittany (France): spawning and juveniles. *J. Fish Biol.*, 34, 97-110.
- Bohlin, T. (1977) Habitat selection and intercohort competition of juvenile seatrout (*Salmo trutta*). *Oikos*, 29, 112-117.
- Chutter, F.M. (1969) The effects of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. *Hydrobiologia*, 34, 57-76.
- Elliot, J.M. (1994) Quantitative Ecology and the Brown Trout. *Oxford University Press*.
- Elliot, J.M. (2000) Pools as refugia for brown trout during two summer droughts: trout responses to thermal and oxygen stress. *J. Fish. Biol.*, 56, 938-948.
- Elsø, J.I. & Greenberg, L.A. (2001) Habitat use, movements and survival of individual 0+ brown trout (*Salmo trutta*) during winter. *Arch. Hydrobiol.*, 152, 279-295.

- Greenberg, L.A., Svendsen, P., & Harby, A. (1996) Availability of microhabitats and their use by brown trout (*Salmo trutta*) and grayling (*Thymallus thymallus*) in the river Vojmån, Sweden. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12, 287-303.
- Hansen, E.A., Alexander, G.R., & Dunn, W.H. (1983) Sand sediment in a Michigan trout stream, part I. A technique for removing sand bedload from streams. *North American Journal of Fisheries Management*, 3, 355-364.
- Hill, M.S., Zydlewski, G.B., Zydlewski, J.D., & Gasvoda, J.M. (2006) Development and evaluation of portable PIT tag detection units: PITpacks. *Fisheries Research*, 77, 102-109.
- Hubert, W., Harris, D.D., & Wesche, T.A. (1994) Diurnal shift in use of summer habitat by age-0 brown trout in a regulated mountain stream. *Hydrobiologia*, 284, 147-156.
- Jensen, K.-E. (personlig kommentar) Give Kommune.
- Jepsen, N. (personlig kommentar) DFU.
- Just, K.V. (2007). Fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb. Specialerapport. Biologisk Institut, Marin Økologi, Aarhus Universitet.
- Kalleberg, H. (1958) Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm*, 39, 57-124.
- Mortensen, E. & Geertz-Hansen, P. (1996) Elektrofiskeri til bestemmelse af fiskebestande i vandløb.
- Muus, B.J. & Dahlstrøm, P. (1967) Europas ferskvandsfisk. *G.E.C. Gads Forlag*.
- Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P., & Kreivi, P. (1996) Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 520-530.
- Olsson, I.C. & Greenberg, L.A. (2004) Partial migration in a landlocked brown trout population. *J. Fish Biol.*, 65, 106-121.
- Ombredane, D., Baglinière, J.L., & Marchand, F. (1998) The effects of Passive Integrated Transponder tags on survival and growth of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.) and their use for studying movement in a small river. *Hydrobiologia*, 371/372, 99-106.
- Pedersen, S. & Geertz-Hansen, P. (2001) Udsætningsforsøg med 18-28 cm ørred (*Salmo trutta* L.) i vandløb 1995-1998. *DFU-rapport*, 93.
- Rincón, P.A. & Lobón-Cerviá, J. (1993) Microhabitat Use by Stream-Resident Brown Trout: Bioenergetic Consequences. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 122, 575-587.

- Scruton, D.A., Clarke, K.D., Ollerhead, L.M.N., Perry, D., & McKinley, R.S. (2002) Use of telemetry in the development and application of biological criteria for habitat hydraulic modeling. *Hydrobiologia*, 483, 71-82.
- Seber, G.A.F. & Le Cren, E.D. (1967) Estimating population parameters from catches large relative to the population. *J. Anim. Ecol.*, 36.
- Solomon, D.J. (1976) Movements of brown trout *Salmo trutta* L. in a chalk stream. *J. Fish Biol.*, 9, 411-423.
- Taylor, L.R. (1986) Synoptic dynamics, migration and the Rothamsted Insect Survey. *Journal of Animal Ecology*, 55, 1-38.
- Vibert, R. (1967) Fishing with electricity - its application to biology and management. In FAO-EIFAC, Fishing News Ltd., London, Vol. 33, pp. 275.
- Waters, T.F. (1995) Sediment in streams: Sources, Biological Effects, and Controls. *American Fisheries Society Monograph 7, Bethesda, Maryland.*
- Zydlewski, G.B., Haro, A., Whalen, K.G., & McCormick, S.D. (2001) Performance of stationary and portable passive detection systems for monitoring of fish movements. *J. Fish. Biol.*, 58, 1471-1475.





## **Artikel 5**

---

# **Effekten af sandfang på artsdiversiteten af makroinvertebrater**

**Klaus Vejgaard Just**

---



## Artikel 5

### Effekten af sandfang på artsdiversiteten af makroinvertebrater

Klaus Vejlggaard Just

#### Resume

Sandfang er etableret i danske vandløb i et forsøg på at forbedre de fysiske forhold i vandløbene og skabe bedre vilkår for bl.a. makroinvertebrater. Makroinvertebrater blev derfor indsamlet på tre lokaliteter med sandfang for at belyse, om der kunne observeres en forskel i artsdiversiteten opstrøms og nedstrøms sandfangene. Metoderne som blev brugt var den af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) standardiserede sparkeprøve (Miljøstyrelsen, 1998), samt indsamling af driftende individer ved opsætning af driftnet. Makroinvertebraternes diversitet blev udtrykt ved brug af DVFI-tal, antal EPT-taxa (samlet antal taxa af Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera), antal taxa i alt og ved Shannon-Wiener indekset. DVFI, antal EPT-taxa og samlet antal taxa gav ikke noget entydigt resultat. Kun Shannon-Wiener indekset for sparkeprøver gav en klar indikation af større artsrigdom nedstrøms sandfanget end opstrøms sandfanget. Store forekomster af Gammarus, Chironomidae og Simuliidae indikerer, at strækningerne nedstrøms sandfanget generelt stadig er meget sandfyldte, på trods af tiltagene til at reducere dette.

#### Indledning

##### Invertebrater og fint sediment

Mere end 90 % af alle danske vandløb har været udrettet, oprenset eller på anden måde fysisk modificeret (Iversen *et al.*, 1993; Friberg *et al.* 1999). Derved har størstedelen af dem mistet deres dynamiske fysiske struktur (Brookes, 1987). Omkring 75 % af vandløbene er små vandløb (<2,5 m brede) og med lav gradient, hvilket betyder langsom afstrømning og forøget aflejring af fint sediment (Sand-Jensen, 1998). Mange af de danske vandløb ligger pga. mange års oprensninger 1-2 m under det omgivende terræn, hvilket betyder større erosion af brinker og bund, og dette har vist

sig at påvirke fordelingen af makroinvertebrater i vandløbet (Matthaei *et al.*, 1999; Miyake & Nakano, 2002). Pedersen *et al.* (2004) fandt en negativ korrelation mellem fint substrat (mudder) og artsdiversiteten af invertebrater. Sandbunden udgør ligeledes et homogent og flygtigt substrat, som har vist sig at have negative konsekvenser for diversiteten af makroinvertebrater i vandløbene, som følge af mangel på habitat og fysisk heterogenitet (Waters, 1972; Wood & Armitage, 1997). Flere studier viser højere densitet og diversitet af makroinvertebrater i grus- og sten-substrat, mens der på sand og silt dominerede substrater findes lavere densitet og diversitet (Waters, 1995; Grubaugh *et al.*, 1996; Vouri & Joensuu, 1996). Kaller & Hartman (2004) redegør i deres artikel for en forventning om en tærskelværdi, hvorunder makroinvertebrater vil falde i antal og diversitet i forhold til akkumulering af fint materiale. De fandt desuden en sammenhæng mellem EPT-taxa (Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (slørvinger) og Trichoptera (vårfluer)) og mængden af sedimenteret materiale, med den konklusion, at en øget sedimentering af fint materiale gav færre EPT-taxa. Waters (1995) beskriver ligeledes hvordan EPT-taxa er særligt følsomme overfor akkumulering af fint sediment, da disse primært findes på overfladen af sten og gruspartikler. Waters (1995) og Wood & Armitage (1997) fastslår i deres review om biologiske effekter af fint materiale i vandløb, at selvom vandløbets invertebrater i et vist omfang må være tilpasset vekslende mængder af transporteret fint materiale, så kan kraftigt stigende og vedvarende mængder ændre vandløbets invertebratsammensætning. Ved store aflejringer af sand kan der sågar ses en ændring i samfundsstruktur fra et EPT-samfund til et samfund bestående af oligochaeter og chironomider (Waters, 1995). Whitman & Clark (1984) og Soluk (1985) fandt, at densiteten af invertebrater var høj på sandbund, men at diversiteten var mindre og at de enkelte individer var mindre af størrelse end tilsvarende individer på grusbund.

### **Formål**

Etableringen af sandfang i danske vandløb er tænkt som et forsøg på at nedsætte transporten primært af sand, men også til en vis grad mængden af finere materiale i vandløbet. Dette skulle resultere i en øget substratheterogenitet med efterfølgende større diversitet af makroinvertebrater i vandløbene til følge. I dette afsnit vil det blive forsøgt ved analyse af invertebratbestanden at se, om etableringen af sandfang kan kobles til ændringer i diversiteten af invertebrater. Makroinvertebraterne er interessante, da de afspejler de fysiske/kemiske forhold i vandløbet, samtidig med at deres tæthed og diversitet har indflydelse på ørredbestandens tæthed og valg af habitat. Rosenfeld *et al.* (2005) påviste ændringer i præferencekurver for juvenile laks, ved

ændringer i tilgængeligheden af føde i form af invertebrater. Ved store mængder føde valgte fiskene habitater med stærkere strøm, som ellers vil være energetisk ufavorable ved lav tilgængelighed af føde.

### **Metoder & materialer**

Indsamling af invertebrater blev foretaget opstrøms og nedstrøms sandfangene ved tre lokaliteter. Lokaliteterne var i Odderbæk (lokalitet 2), Vesterlund Bæk (lokalitet 3) og ved lokaliteten i Bæksgård Bæk. For yderligere information om lokaliteterne se lokalitetsbeskrivelsen i rapportens introduktion. Prøverne blev udtaget i april og august måned. Den varme og tørre sommer betød dog en udtørring af vandløbet nedstrøms sandfanget ved lokalitet 3. Derfor blev denne lokalitet skiftet ud med lokalitet 7, som ligeledes er placeret i Vesterlund Bæk, og som i alle henseender ligner lokalitet 3. Indsamling er foretaget i april, da det her forventes at artsdiversiteten er stor, da mange taxa med flyvende stadier endnu ikke har forladt vandet og da de enkelte individer på dette tidspunkt er forholdsvis store og let genkendelige. Indsamling i august blev ligeledes foretaget ud fra ønsket om en stor artsdiversitet, og fordi august måned traditionelt er en måned hvor der kan komme meget nedbør på kort tid. August endte da også med at blive særdeles nedbørsrig, med omkring 200 mm nedbør i prøveområdet ([www.DMI.dk](http://www.DMI.dk)). Prøvetagning efter en regnfuld periode øger sandsynligheden for at sandfangene kan have den tilsigtede funktion og dermed bedre kan tydeliggøre den forskel, som forventes at opstå mellem opstrøms og nedstrøms strækninger. Samtidig vil de pludselige stigninger i afstrømning øge driften af invertebraterne, da de udsættes for større kraft fra vandet (shearstress) og større transport af sand. Metoderne som blev brugt var den af Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) standardiserede sparkeprøve samt indsamling af driftende individer ved opsætning af driftnet.

### **Sparkeprøver**

Indsamling af sparkeprøver blev udført standardiseret, som foreskrevet i Vejledning fra Miljøstyrelsen (Miljøstyrelsen, 1998). Der blev ikke udtaget pilleprøver til analysen. Det anbefales, at afstanden mellem transekterne er omkring 10 m, men i nærværende undersøgelse var nogle af transekterne op mod 100 m fra hinanden. Denne afvigelse var et resultat af, at der blev arbejdet med strækninger på 200 m nedstrøms og opstrøms, da tidligere undersøgelser har vist, at sandfang har en effekt på sandvandringen op mod 300 m nedstrøms (Nielsen, 2003). Her er valgt en strækning på 200 m, til dels for at være på den sikre side, men også fordi en fysisk opmåling af sandfangene viste

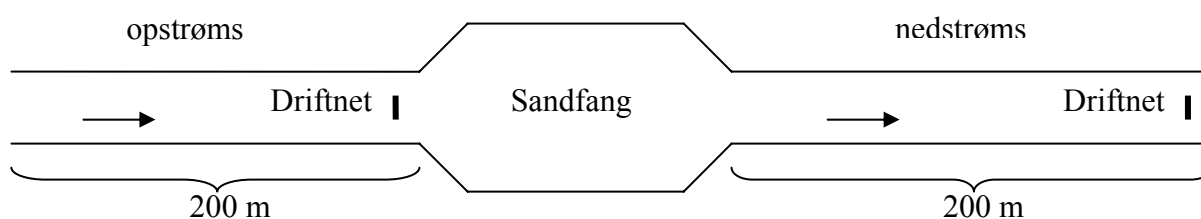
at disse ikke overholdt den rette dimensionering som foreskrevet af Vejle Amt. På hver strækning blev udvalgt tre transekter, af de som blev anvendt til habitatstudiet (se afsnit 4). Transekterne blev udvalgt således, at de er repræsentative for strækningen (se tabel 1). På hver transekt udføres 4 spark på tværs af transektet opstrøms for et net med en åbning på 25\*25cm og maskestørrelse på 500µm. Sparkeprøverne fra transekterne opstrøms blev samlet til én prøve og ligeledes for transekterne nedstrøms. Prøverne blev konserveret i 96 % ethanol og bragt til laboratoriet for videre analyse.

Tabel 1: Oversigt over transekter udvalgt til indsamling af sparkeprøver.

<b>Sandfang</b>	<b>Opstrøms</b>	<b>Nedstrøms</b>
Odderbæk, 2	1+3+4	4+5+6
Vesterlund Bæk, 3	1+2+5	4+5+6
Vesterlund Bæk, 7	1+2+5	4+5+6
Bæksgård Bæk	1+2+5	2+4+6

### Driftprøver

Driftnet med åbning på 15\*35 cm og maskestørrelse på 200 µm blev placeret opstrøms og nedstrøms sandfanget. Driftnettene blev både opstrøms og nedstrøms placeret i slutningen af strækningen, for at sikre at de driftende invertebrater har deres oprindelse på undersøgelsesstrækningen. Ved lokalitet 3 i Vesterlund Bæk og ved lokaliteten i Bæksgård Bæk placeredes ét driftnet opstrøms og ét driftnet nedstrøms. Ved lokalitet 2 i Odderbæk har vandløbet større dimensioner, og derfor blev to driftnet placeret både opstrøms og nedstrøms.



Figur 1: Placering af driftnet i forhold til sandfang. Pilene viser strømretningen, mens de kraftige vertikale streger illustrerer driftnettene placering.

Driftnettene blev sat op ca. 1½ time før solnedgang og taget op 1½ time efter solnedgang. Tidspunktet omkring solnedgang er valgt, da en række undersøgelser viser at netop her opleves den største drift (Waters, 1972; Brittain & Eikeland, 1988).

Prøverne blev konserveret med 96 % ethanol og bragt til laboratoriet til videre analyse.

### **Analyse af invertebrater**

Prøverne blev grovsortet uden brug af lup. Herefter blev invertebraterne bestemt til taxonomisk niveau, som foreskrevet i DVFI, ved brug af stereolup. Sortering og identifikation af individerne blev foretaget af projektstuderende Erik Dylmer fra Århus Universitet. Positive og negative diversitetsgrupper registreres og DVFI-tal bestemmes ud fra tilstedeværelsen af individer fra de fem nøglegrupper samt værdien for positive grupper fratrukket de negative grupper (Miljøstyrelsen, 1998). DVFI kan antage værdier mellem 1 og 7, hvor faunaklasse 1 angiver et ensidigt eller manglende dyreliv og faunaklasse 7 angiver et meget varieret dyreliv. Makroinvertebraternes diversitet blev udtrykt ved brug af DVFI-tal, antal EPT-taxa (samlet antal taxa af Ephemeroptera, Plecoptera og Trichoptera), antal taxa i alt og ved Shannon-Wiener indekset:

$$H = - \sum_{i=1}^S (p_i)(\log_2 p_i)$$

hvor H er selve indeksværdien, S er antal taxa og  $p_i$  er andelen af den  $i$ 'te taxa i forhold til samlet antal taxa (Krebs, 2001).

Antal EPT taxa er særligt relevant for denne undersøgelse, da mange EPT-taxa fordrer tilstedeværelsen af stryg og grus og mængden af fint substrat er typisk negativt korreleret med antallet af EPT-taxa (Giller & Malmqvist, 1998; Kaller & Hartman, 2004).

## **Resultater**

### **Sparkeprøver**

Ved de 12 sparkeprøver blev registreret mellem 6 og 12 taxa, når dyrene blev bestemt til det niveau der kræves ifølge DVFI. Af meget dominerende taxa kan især nævnes Gammarus (tanglopper) og Chironomidae (dansemyg), mens Baetidae (døgnflue) og Simuliidae (kvægmyg) også fandtes i stort tal i enkelte prøver. Artslister for sparkeprøver er angivet i bilag 9 og 10. Generelt er det i Bæksgård Bæk der findes flest negative diversitetsgrupper såsom Oligochaeta (børsteorm), igler,

Chironomidae og Simuliidae. Generelt ses dog ved alle tre lokaliteter ikke den store variation mellem strækningerne opstrøms og nedstrøms sandfanget.

### **Driftprøver**

Antallet af taxa i driftprøverne ligger mellem 1 og 7, når dyrene bestemmes til DVFI niveau. Igen er det Gammarus og Chironomidae som er de hyppigste og disse er også taxa som er kendt for at være i hyppig drift. Antal taxa fundet i Vesterlund Bæk i august begrænser sig til Gammarus, hvilket skyldes den meget lave vandføring på lokaliteten. Vandet bliver desuden bremset af vandløbs og brinkvegetationen, således at strømhastigheden er meget lav. Dette betyder en nedsat drift på lokaliteten. Artslister for driftprøver er angivet i bilag 11.

### **Diversitetsindeks**

Makroinvertebraternes diversitet udtrykt ved DVFI, antal EPT-taxa og samlet antal taxa er vist i tabel 2. Kun sparkeprøverne er anvendt til disse analyser. I forbindelse med DVFI er følgende nøglegruppe 1 taxa fundet i sparkeprøver: Brachyptera, Leuctra, Limnius og Sericostomatidae. Fem strækninger (2 opstrøms/3 nedstrøms) havde mere end 2 individer af en nøglegruppe 1 taxa, mens yderligere en strækning (nedstrøms) blot havde ét enkelt individ.

Diversitetsindikatorerne i form af DVFI, EPT-taxa og samlet antal taxa har generelt ikke de store udsving (tabel 2). Kun to strækninger udviser en forskel i DVFI op- og nedstrøms, og her er det i begge tilfælde strækningen opstrøms sandfanget, der har den højeste score. Antallet af EPT-taxa veksler med en enkelt bortset fra i Oddebæk, som i august har en forskel på 3 taxa. Total antal taxa viser heller ikke de store udsving. I april har Bæksgård Bæk og Vesterlund Bæk samme antal taxa, mens der ved lokaliteten i Oddebæk findes to mere nedstrøms end opstrøms. I august ændrer billedet sig, da der i Bæksgård Bæk og Oddebæk er flere taxa opstrøms end nedstrøms, mens der i Vesterlund Bæk er flest nedstrøms.



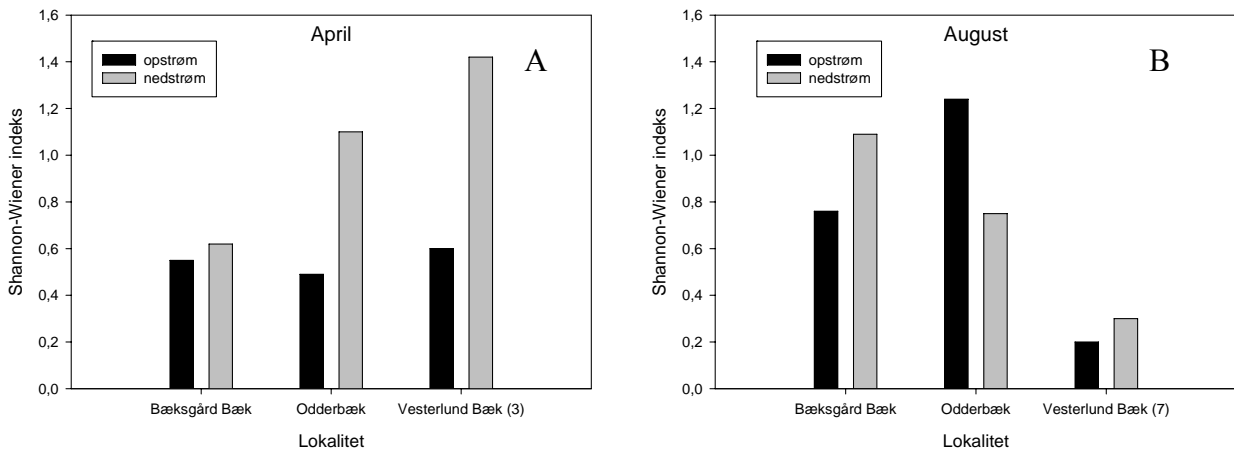
## Artsdiversitet af makroinvertebrater

Tabel 2: Makroinvertebraternes diversitet i sparkeprøverne udtrykt ved DVFI, antal EPT-taxa og samlet antal taxa for hhv. april og august.

	Lokalitet	DVFI		EPT-taxa		Antal taxa	
		opstrøm	nedstrøm	opstrøm	nedstrøm	opstrøm	nedstrøm
April	Bæksgård Bæk	4	4	5	4	11	11
	Odderbæk	5	5	5	6	10	12
	Vesterlund Bæk	6	5	5	6	11	11
August	Bæksgård Bæk	4	4	3	2	8	6
	Odderbæk	5	4	7	4	12	11
	Vesterlund Bæk	5	5	4	5	7	9

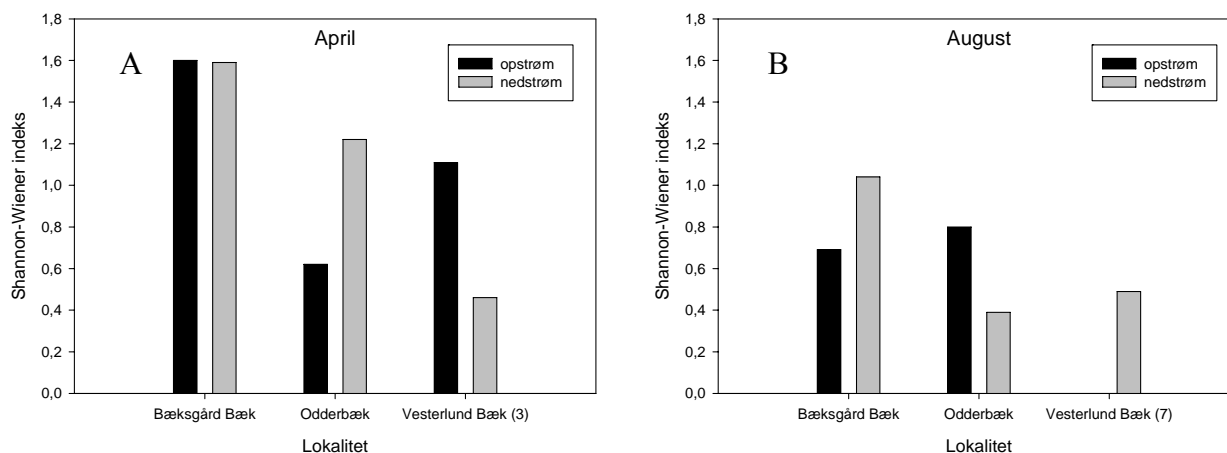
Shannon-Wiener indekset er beregnet for både sparkeprøver og driftprøver. Denne metode viser en generel tendens til større diversitet nedstrøms end opstrøms (figur 2 og 3). Her opnås en større score nedstrøms i 8 ud af 12 tilfælde. Især sparkeprøverne er konsistente (figur 2), hvor fem ud af seks viser størst diversitet nedstrøms.

For driftprøverne opnås højest score nedstrøms i tre ud af seks tilfælde og i et enkelt tilfælde er scoren lige høj op- og nedstrøms. Shannon-Wiener indekset for Vesterlund Bæk (7) i august måned har en værdi på 0 opstrøms sandfanget, da blot en enkelt taxa figurerer på artslisten.



Figur 2: Shannon-Wiener indeks for makroinvertebrater i sparkeprøver foretaget op- og nedstrøms sandfang i henholdsvis april (A) og august (B).

## Artsdiversitet af makroinvertebrater



Figur 3: Shannon-Wiener indeks for makroinvertebrater i driftprøver foretaget op- og nedstrøms sandfang i henholdsvis april(A) og august(B).

## Diskussion

Målet med denne undersøgelse var at klarlægge, hvorvidt der kunne påpeges en større artsdiversitet på en strækning umiddelbart nedstrøms et sandfang i forhold til en strækning, som ligger umiddelbart opstrøms for samme sandfang. Så vidt vides, er der ikke lavet andre undersøgelser, hvor formålet er at koble sandfang som en forklarende parameter for de benthiske invertebraters diversitet. Mackay & Waters (1986) viste dog i en undersøgelse af hydropsychide vårfluelarver at der var en 6 gange større produktion nedstrøms et sandfang end opstrøms, hvilket kunne forklares med større mængder tilgængelige sten- og mosoverflader. Mange undersøgelser dokumenterer, at diversiteten stiger med den fysiske heterogenitet (Wood & Armitage, 1997; Pedersen & Friberg, 2004 m.fl.), og det er bl.a. på denne baggrund, at der er en forventning om, at sandfang kan have en væsentlig betydning for artsdiversiteten. Fire indikationer for artsdiversiteten blev benyttet, hvor tre af dem, nemlig DVFI, antal EPT-taxa og samlet antal taxa, ikke viser nogen generel tendens.

### DVFI

For DVFI's vedkommende er der ingen strækninger nedstrøms, der får en højere score end opstrøms. Sammenholdt med den kendsgerning, at der på alle strækninger opstrøms er strækninger med groft substrat og stryg, er det ikke så overraskende, at resultaterne ikke umiddelbart er som man kunne forvente. Mange invertebrater, der er tilknyttet stryg, f.eks. visse slægter af slørvinger

(Plecoptera), og familier af døgnfluer (Ephemeroptera), er væsentlige for at opnå en højere faunaklasse i DVFI (Miljøstyrelsen, 1998). Dette understreges af, at når DVFI benyttes ved vandløbsundersøgelser, er en af retningslinierne netop, at hvis et stryg indgår i en stationsstrækning, så skal et af transekterne placeres her. Resultaterne tyder på en tendens, når nu ingen strækninger nedstrøms får en højere score end opstrøms. Dette skal dog ses i lyset af, at DVFI er følsom overfor dyr tilknyttet stryg, eller stryglignende forhold, og disse er repræsenteret i alle sparkeprøver. Eksempelvis ses ved lokalitet 3 i Vesterlund Bæk i april måned, en højere score opstrøms end nedstrøms. Det er kun ét trin det drejer sig om, men dette må ses som en væsentlig ændring med blot 7 kategorier. Ved nærmere gennemgang af de fundne taxa (bilag 9 og 10) ses det, at der blot mangler et enkelt individ af en i forvejen repræsenteret nøglegruppe 1 familie, på den nedstrøms strækning for at have opnået samme score som opstrøms. Oddebæk i august opnår ligeledes en højere score opstrøms end nedstrøms. Her lader det dog til at være sket på bekostning af en nedstrøms strækning, som er groet fuldstændig til i brøndkarse og lodden dueurt. Det meste af strækningen var fuldstændig lukket, mens der enkelte steder var en smal rende af frit vand i midten af vandløbet. Strømhastigheden blev pga. de store mængder vegetation meget langsom, hvilket giver større mulighed for aflejring af fint sediment. Analysen af tilgængeligt habitat på strækningen viste dog ikke signifikante ændringer i de fysiske forhold på strækningen (Just, 2007, artikel 3). Dog er der en tendens til at andelen af fint FPOM/ silt og sand/fin grus er steget. Sedimenttransporten viste sig netop på denne lokalitet at være større nedstrøms end opstrøms i maj måned (Just, 2007, artikel 2) og dette kan være en forklaring på det fald, i DVFI, der ses fra april til august på denne strækning.

### **EPT-taxa**

Antallet af EPT-taxa og det samlede antal taxa følger heller ikke det forventede mønster om større artsrigdom nedstrøms. Den manglende forskel stemmer dog overens med studiet af tilgængeligt habitat (Just, 2007, artikel 3), som viste, at der ikke var signifikant forskel på substratfordelingen opstrøms og nedstrøms sandfangene. Kaller & Hartman (2004) fandt frem til, at tærskelværdien for en nedgang i EPT-taxa lå på 0,8-0,9 % sand i substratet. Der skal altså ikke være en ret meget højere andel af sand i substratet før, end der observeres en negativ effekt på EPT-taxa. Dette kan være en årsag til, at der ikke ses forskel mellem strækningerne opstrøms og nedstrøms. Grusbankerne nedstrøms sandfanget havde nemlig også sand indlejret i større eller mindre mængder, som i alle tilfælde overskrider den tærskelværdi.

Som i tilfældet med DVFI kan den manglende tendens i resultaterne muligvis tilskrives det faktum, at stryg eller stryglignende strækninger var inkluderet i alle sparkeprøver. Dette ville muligvis ikke være tilfældet, hvis en kortere forsøgsstrækning end de 200 m var blevet valgt. En forsøgsstrækning på eksempelvis 50 m ville reducere muligheden for at et stryg er at finde indenfor strækningen. Ved at vælge en forholdsvis lang strækning får man dog et mere repræsentativt resultat end hvis der anvendes en kort strækning, hvor det er tilfældigt, om der findes stryg eller ikke gør.

### **Shannon-Wiener indeks**

#### *Sparkeprøver*

En sammenligning af indeksværdier for sparkeprøver viser i 5 ud af 6 tilfælde, at Shannon-Wiener værdierne er størst nedstrøms sandfangene. Undtagelsen er lokalitet 2 i Oddebæk i august, hvor indekset viser en opstrøms strækning med noget større diversitet end nedstrøms. En mulig forklaring kan være at strækningen opstrøms blev restaureret året forinden og derfor byder på mere varieret fysisk struktur i form af stryg, høller og sten opstrøms, end der findes på strækningen nedstrøms. Restaureringens positive effekter afspejles altså tydeligt i makroinvertebratsamfundet, som det også var tilfældet for en restaureret strækning i Gelså (Friberg *et al.*, 1994).

Samtidig var den nedstrøms strækning fuldstændig lukket til i sommerperioden af brøndkarse og lodden dueurt. Dette giver en meget lav strømhastighed, opstuvning af vand og større sedimentation af fint materiale. Opstuvning af vand, lav strømhastighed, samt aflejring af fint sediment er negativt korreleret med en stræknings diversitet af makroinvertebrater (Pedersen *et al.*, 2004), og dette har givetvis påvirket udfaldet af sparke- og driftprøver.

#### *Driftprøver*

De fysiske forhold i et vandløb er vigtige for forståelsen af drift (Giller & Malmqvist, 1998). Undersøgelser har vist, at strækninger med homogene fysiske forhold og ustabil substrat, generelt udviser en artsfattig drift, dog med mange individer af hver enkelt taxa (Waters, 1972; Eikeland, 1988). Få dominerende arter vil ifølge et Shannon-Wiener indeks give en lav indeksværdi, da metoden, udover artsrigdom, også inddrager antal individer og hvorledes de er fordelt på det samlede antal taxa (Krebs, 2001). Strækninger, der ligger opstrøms et sandfang, skulle derfor teoretisk have en lavere værdi end en tilsvarende nedstrøms strækning, under den forudsætning at sandfanget fungerer efter hensigten. I tre ud seks tilfælde ses en højere score nedstrøms end opstrøms, mens der i et enkelt tilfælde opnåes samme score. Det er ikke specielt overbevisende, at

det kun er i halvdelen af tilfældene, at der opnås højere score for driftprøverne nedstrøms end opstrøms. Dette indikerer altså, at der ikke er en klar forbedring af de fysiske forhold nedstrøms sandfanget.

### **Kritik af metode**

Det forventes, at metoderne til at definere artsdiversiteten kommer mere til sin ret, hvis forsøget var udført over en længere periode eller havde inkluderet flere lokaliteter. Til en sådan udvidelse af nærværende undersøgelse bør man naturligvis være forsigtig med at inkludere flere lokaliteter, som ligger i helt små vandløb hvor risikoen for udtørring er til stede. Vesterlund Bæk udgjorde sådan et lille vandløb i denne undersøgelse og her opstod problemet med udtørring i en periode på ca. 2 uger i juli måned. En ny strækning måtte efterfølgende udvælges, hvor tilstedeværelsen af store Sericostomatidae indikerer, at strækningen har været vandførende sommeren over, eftersom de har en 2-3 årig livscyklus og derfor må have opholdt sig på strækningen en rum tid, med mindre tilstedeværelsen er et resultat af drift (Dall & Lindegaard, 1995).

Inddragelsen af DVFI må betragtes som mindre egnet, når forskelle i diversitet skal dokumenteres, da DVFI ikke tager højde for produktiviteten på en strækning, da blot to individer må være til stede for at en art inddrages i bedømmelsen. Shannon-Wiener indekset derimod tager højde for produktiviteten på en given strækning. DVFI er da heller ikke udarbejdet som værende et mål for diversitet. En fordel ved at bestemme dyrene til DVFI-niveau er, at den eliminerer en eventuel søeffekt, sandfanget kunne tænkes at give, i form af makroinvertebrater der er tilknyttet mere stillestående vand. Udprægede stillevandstaxa såsom vandlopper (Copepoda) og bugsvømmere (Corixinae) (Dall & Lindegaard, 1995), blev da også fundet i flere nedstrøms prøver. I forsøget er kun inddraget de positive og negative diversitetsgrupper som kræves til DVFI. Dette betyder, at antallet af taxa, samt Shannon-Wiener indekset, som mål for diversiteten, ikke giver så detaljeret et billede.

Fremtidige studier kunne fokusere på nyetablerede sandfang, hvor en strækning kan undersøges inden etablering af sandfanget og herefter blive fulgt i en længere periode efter etableringen. Problemet med nærværende undersøgelse er at, det ikke er givet, hvordan forholdene var inden etableringen af sandfangene. Der kan have været meget dårlige og homogene fysiske forhold, således at de resultater, vi står med i dag, ville fremstå som en kraftig forbedring. Dette kan der kun gisne om, da der umiddelbart ikke spores den store forskel i hverken tilgængeligt habitat (Just, 2007, artikel 3) eller diversitet af invertebrater nedstrøms i forhold til opstrøms.

## Konklusion

Generelt var det vanskeligt at påvise en forskel i artsrigdommen opstrøms og nedstrøms sandfangene med de forskellige diversitetsindeks. Kun Shannon-Wiener indekset for sparkeprøver gav en klar tendens til større artsrigdom opstrøms end nedstrøms. Shannon-Wiener indekset må dog betragtes som værende en mere robust metode end f.eks. DVFI og antallet af EPT-taxa i denne sammenhæng. Dette skyldes, at antallet af taxa, men også antallet af individer per taxa inddrages i indekset og alle arter er lige betydningsfulde. Bestemmelse af dyrene til et mere detaljeret niveau vil sikkert styrke metoden, men sandsynligvis ikke ændre på de konklusioner, der kan drages heraf. Shannon-Wiener indekset bekræftede generelt teorien om større diversitet nedstrøms sandfangene. Dette på trods af, at der i habitatstudiet ikke kunne påvises en signifikant forskel i substrattilgængeligheden mellem strækningerne. Store forekomster af Gammarus, Chironomidae og Simuliidae indikerer, at lokaliteterne generelt stadig er meget sandfyldte, på trods af tiltagene til at reducere dette.

## Referenceliste

- Brittain, J.E. & Eikeland, T.J. (1988) Invertebrate drift - A review. *Hydrobiologia*, 166, 77-93.
- Brookes, A. (1987) The distribution and management of channelized streams in Denmark. *Regulated Rivers: Research & Management*, 1, 3-16.
- Dall, P.C. & Lindegaard, C. (1995) En oversigt over danske ferskvandsinvertebrater til brug ved bedømmelse af forurening i søer og vandløb. *Ferskvandsbiologisk laboratorium. Københavns Universitet*.
- Friberg, N., Græsbøll, P., & Larsen, S.E. (1999) Fysiske forhold og tilstand i mindre vandløb. *Vand & Jord*, 3, 117-120.
- Friberg, N., Kronvang, B., Svendsen, L.M., Hansen, H.O., & Nielsen, M.B. (1994) Restoration of a channelized reach of the River Gelså, Denmark: effects on the macroinvertebrate community. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 4, 289-296.
- Giller, P.S. & Malmqvist, B. (1998) The Biology of streams and rivers. . *Oxford University Press*.
- Grubaugh, J.W., Wallace, J.B., & Houston, E.S. (1996) Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream continuum. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 896-909.

- Iversen, T.M., Kronvang, B., Madsen, B.L., Markman, P., & Nielsen, M.B. (1993) Re-establishment of Danish streams: Restoration and maintenance measures. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 3, 73-92.
- Just, K.V. (2007). Fysiske og biologiske effekter af sandfang i mindre danske vandløb. Specialrapport. Biologisk Institut, Marin Økologi, Aarhus Universitet.
- Kaller, M.D. & Hartman, K.J. (2004) Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 518, 95-104.
- Krebs, C.J. (2001) Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance.
- Mackay, R.J. & Waters, T.F. (1986) Effects of small impoundments on hydropsychid caddisfly production in Valley Creek, Minnesota. *Ecology*, 67, 1680-1686.
- Matthaei, C.D., Peacock, K.A., & Townsend, C.R. (1999) Scour and fill patterns in a New Zealand stream and potential implications for invertebrate refugia. *Freshwater Biology*, 42, 41-57.
- Miljøstyrelsen (1998) Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5: Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet.
- Miyake, Y. & Nakano, S. (2002) Effects of substratum stability on diversity of stream invertebrates during baseflow at two spatial scales. *Freshwater Biology*, 47, 219-230.
- Nielsen, B. (2003) Sandfangs betydning for sedimentindlejring, iltforhold og overlevelse af ørredyngel (*Salmo trutta* L.) i gydegravninger. *Biologisk Institut. Odense Universitet (SDU)*.
- Pedersen, M.L. & Friberg, N. (2004) Two lowland stream riffles - linkages between physical habitats and macroinvertebrates across multiple spatial scales. *Aquatic Ecology*, 00, 1-16.
- Pedersen, M.L., Friberg, N., & Larsen, S.E. (2004) Physical habitat structure in danish lowland streams. *River Res. Applic.*, 20, 653-669.
- Rosenfeld, J.S., Leiter, T., Lindner, G., & Rothman, L. (2005) Food abundance and fish density alters habitat selection, growth, and habitat suitability curves for juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62, 1691-1701.
- Sand-Jensen, K. (1998) Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams. *Freshwater Biology*, 39, 663-679.
- Soluk, D.A. (1985) Macroinvertebrate abundance and production of psammophilous chironomidae in shifting sand areas of a lowland river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42, 1296-1302.
- Vouri, K. & Joensuu, I. (1996) Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity. *Biological Conservation*, 77, 87-95.

Waters, T.F. (1972) The drift of stream insects. *Ann Rev. Entomol.*, 17, 253-272.

Waters, T.F. (1995) Sediment in streams: Sources, Biological Effects, and Controls. *American Fisheries Society Monograph 7, Bethesda, Maryland.*

Whitman, R.L. & Clark, W.J. (1984) Ecological studies of the sand-dwelling community of an east Texas stream. *Freshwater Invertebrate Biology*, 3, 59-79.

Wood, P.J. & Armitage, P.D. (1997) Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21, 203-217.

[www.DMI.dk](http://www.DMI.dk) Danmarks Meteorologiske Institut hjemmeside.



## Konklusion og Perspektivering

De mange resultater, som er blevet præsenteret i denne undersøgelse har vist en række blandede effekter ved etablering af sandfang. Sandfangene viste sig umiddelbart meget effektive til reduktion af sandtransporten langs vandløbsbunden på trods af, at ingen af sandfangene overholdt de anbefalede dimensioner. Ved lokaliteter med normal drift af sandfangene var der ofte en effektivitet i fjernelsen af sand på op mod 100 %. Til gengæld viste manipuleringen af sandfangene også, at fyldte sandfang ikke blot har nedsat effektivitet, men at sandfangene begynder at afgive det aflejrede sand, som derefter vil havne på strækningen nedstrøms sandfanget. Det betyder, at hvis et sandfang står fyldt over en længere periode, så er den samlede effekt af sandfanget minimal.

Tømningsproceduren har tidligere været således, at sandfangene blev tømt når 5-6 af dem eller flere var fyldte. Sandfangenes ukorrekte dimensionering samt denne tømningsprocedure har formentlig betydet, at sandfangene ikke har haft den optimale effekt. Dette underbygges af resultaterne af både habitattilgængeligheden (artikel 3) samt bestandsanalysen (artikel 4). Det var ikke muligt at påvise forskel i habitattilgængeligheden opstrøms og nedstrøms sandfangene, selvom sandfangene har haft en årrække til at yde deres effekt i og med de alle er etableret i perioden 2000-2002. Det var forventet, at der særligt på substratsammensætningen kunne observeres en mindre tilgængelighed af sand og større tilgængelighed af grus nedstrøms. Dette var dog ikke muligt at påvise.

Som en konsekvens af den manglende forskel i habitattilgængeligheden, så bør der heller ikke kunne ses en forskel i bestandstætheden af ørred og diversiteten af invertebrater mellem opstrøms og nedstrøms liggende strækninger. Det viser sig, at der set over de tre undersøgelsesperioder (vinter, forår og sommer) ikke kunne påvises en signifikant forskel i bestandstætheden af ørred. Diversiteten af invertebrater blev undersøgt med 4 metoder, og kun Shannon-Wiener indekset viste en generel tendens til større diversitet nedstrøms sandfangene sammenlignet med opstrøms. Disse resultater har Oddebæk Vandløbslaug taget til efterretning, og de har nu selv overtaget tømnningen af sandfangene i Oddebæk, hvilket vil blive forsøgt gjort inden, sandfangene er fyldt fuldstændig op. I samråd med Bo Levesen fra Vejle Kommune er det ligeledes besluttet, hvilke sandfang som bør udvides og hvordan det på den enkelte lokalitet udføres mest hensigtsmæssigt

Sandfangene har vist sig at blive anvendt som habitat for ørreden både sommer og vinter, på trods af det ustabile miljø, de byder på. Dette skyldes sandsynligvis, at sandfangene byder på dybt vand og lav strømhastighed, som ørreden i dette og andre habitatstudier har vist sig at foretrække. I

sommerperioden kunne sandfangene sågar fungere som refugium for ørreden under perioder med lav vandføring. Det var dog primært større ørred, som anvendte sandfanget som habitat, og størrelsen af fiskene her var da også signifikant forskellig fra strækningerne opstrøms og nedstrøms sandfanget.

Migrationen hos ørred synes ikke påvirket af sandfangene. Det skal dog understreges, at en mere tilbundsående undersøgelse af dette bør udføres, før der drages for faste konklusioner. Dette kunne eksempelvis være en undersøgelse af udtrækkende havørredsmolt for at se, om sandfangene har en effekt på migrationen hos disse. Det kunne også være en undersøgelse af fiskenes samlede vandringmønster ved placering af stationære antenner eller ved radiomærkning, hvor fiskene lettere kan spores.

Kun ved en enkelt lokalitet, (lokalitet 2) ved det gamle Odderbæk dambrug, blev der ved bestandsanalysen observeret arter af fisk der overvejende er knyttet til søer og langsomt strømmende vand i sandfangene. Her blev under elektrobefiskning fanget en enkelt lille gedde og flere store skaller, som sikkert var trukket op fra den nærliggende Kulsø. En udpræget søeffekt af sandfangene er der altså ikke tale om, vurderet ud fra fiskebestanden.

### **Fremtidsperspektiver**

Reducering af sandtransporten er ikke i sig selv nok, hvis en selvreproducerende ørredbestand skal opretholdes. Der må naturligvis være egnede gydebanks til stede og netop her er et problem særligt i Odderbæk og Brande Å. Der er rigeligt grus tilstede i Odderbækssystemet, og særligt i Vesterlund Bæk findes lange strækninger med grus, som ville være perfekt til de gydende ørred. Problemet er dog, at de naturlige grusbanks er indlejret med sand, som det ses i figur 1. Det indlejrede sand er meget svært at fjerne naturligt ved strømmens virkning, da det simpelthen er fastkittet mellem gruspartiklerne. Selvom der i Odderbækken gennem de sidste 6-7 år har været mange tiltag for at nedsætte sandtransporten, så ser det ud til, at det tager mange år endnu, før det indlejrede grus er vasket ud af grusbanksene, hvis det da nogensinde vil ske. En løsning på dette kunne være at hjælpe naturen lidt på vej. Dette kunne ske ved udlægning af nyt gydegrus nedstrøms sandfangene, for at få det fulde udbytte af den reducerede sandtransport. En anden mulighed er, at de eksisterende gydebanks luftes manuelt med hakke og skovl, således at gruset løsnes, og det indlejrede sand kan vaskes ud af gruset med strømmen. Denne metode bruges allerede andre steder af lystfiskerforeninger. Metoden fjerner ikke sandet, men fremskynder udvaskningen fra området.



Figur 1: Billeder af grusbanker fra Vesterlund Bæk i Oddebækssystemet, som er den del af Oddebækken som regnes som det bedste gyde- og opvækstområde. Mellem gruspartiklerne ses store mængder indlejret og fastkittet sand.

Etablering af egnede gydebanker for ørreden bør sikre succesfuld gydning og ikke mindst overlevelse af de æg, som bliver lagt mellem gruset. På de strækninger, hvor amtet har genslynget bækken og etableret gydebanker, blev der observeret flere gydegravninger og det var også her den største yngelproduktion viste sig at finde sted. Der er i litteraturen stor enighed om, at den første tid efter emergens udgør den kritiske periode med størst dødelighed for ørreden. Derfor bør der være fokus på etablering af yngelhabitater for at sikre så stor en overlevelse som muligt i den kritiske periode. Den nyligt fremkomne yngel holder sig på gydebankerne, og derfor må der sikres brede gydebanker med sten lagt ud som skjul og visuel isolering. Ynglen holder særligt af den lave brinkzone og det må derfor sikres, at der uanset vandføringens størrelse findes egnede habitater for ynglen. Et eksempel på en sådan gydebanke ses i figur 2.

Etablering af sandfang bør suppleres med andre tiltag til nedsætning af sandtransporten. I tilfælde hvor store mængder sand stammer fra vandløbet (intern kilde) i form af erosion af bund og brinker, bør der udføres tiltag i form af restaurering af vandløb, hvor brinkerne sikres så det strømmende vands overskudsenergi ikke resulterer i øget erosion. Dette kunne være ved at etablere slyngninger, udlægning af sten og sikring af vækst af grødedøer (ranunkel og vandstjerne), samt plantning af træer til at stabilisere brinkerne. Ved vandløb, hvor de primære sandmængder stammer fra eksterne kilder som dræn, grøfter, landbrugsdrift eller bymæssig bebyggelse, bør der sættes ind over for disse kilder således, at sandet ikke når frem til vandløbet. Forslag til dette kunne være bredere dyrkningsfri bræmmer, forsinkelsesbassiner på kloaker og dræn samt at henlægge sandfang til grøfter frem for at placere disse i selve vandløbet.

Odderbæk Vandløbslaug har som nævnt allerede lavet tiltag til at optimere driften af sandfangene i Odderbæk. Derudover er der ansøgt om fisketegnsmidler til udlægning af gydegrus og sten på nogle udvalgte strækninger umiddelbart nedstrøms sandfangene. Der arbejdes desuden på, at få planlagt en aktivitetsdag ved bækken i efteråret 2007, hvor nye som gamle grusbanker luftes for at sikre, at det indlejrede sand vha. strømmen skylles ud af grusbankerne, så disse er fri for sand til vinterens gydning. I sommeren 2006 blev langs store dele af Odderbæk plantet træer (fortrinsvis elletræer), som har til formål, at skabe stabile brinker der ikke eroderes, give skygge for opvækst af lodden dueurt, samt med tiden at give skjul til ørreden når grene og rødder strækker sig ud i vandløbet. Løvfaldet vil desuden sikre tilførsel af groft organisk materiale (CPOM) til vandløbet, som er den foretrukne fødekilde for mange af de invertebrater som findes her.



Figur 2: Nyetableret gyde- og opvækstområde fra Farre Bæk 2006. Foto af Bo Levesen, Vejle Kommune.

Som et fremtidigt studie kunne det være interessant at se på hvad klimaeffekterne betyder for sedimenttransporten i vandløb, og hvilke effekter det vil få for gydebanker samt habitater for ørred. Hvis det bliver mere normalt med store mængder nedbør og dermed perioder med meget kraftig vandføring, vil det betyde en massiv tilførsel af sand fra oplandet samt erosion af bund og brinker i vandløbene. Dette vil stille helt nye krav til de tiltag, der er gjort for, at reducere sedimenttransporten, og sandfangene må formentlig udvides yderligere for at kunne klare de store afstrømninger. I vinteren 2006/2007 var der netop sådanne store vandføringer og Odderbæk Vandløbslaug måtte i en periode tømme flere af sandfangene hver uge for, at opretholde effekten af disse. Store vandføringer kan desuden betyde, at gydebankerne skræbes så kraftigt af strømmen, at æggene blotlægges samt, at den nyligt fremkomne yngel ikke kan finde strømlæ og dermed føres langt nedstrøms. Derfor kan det i fremtiden vise sig endnu vigtigere med heterogene fysiske forhold i vandløbene.



















## Bilag 2

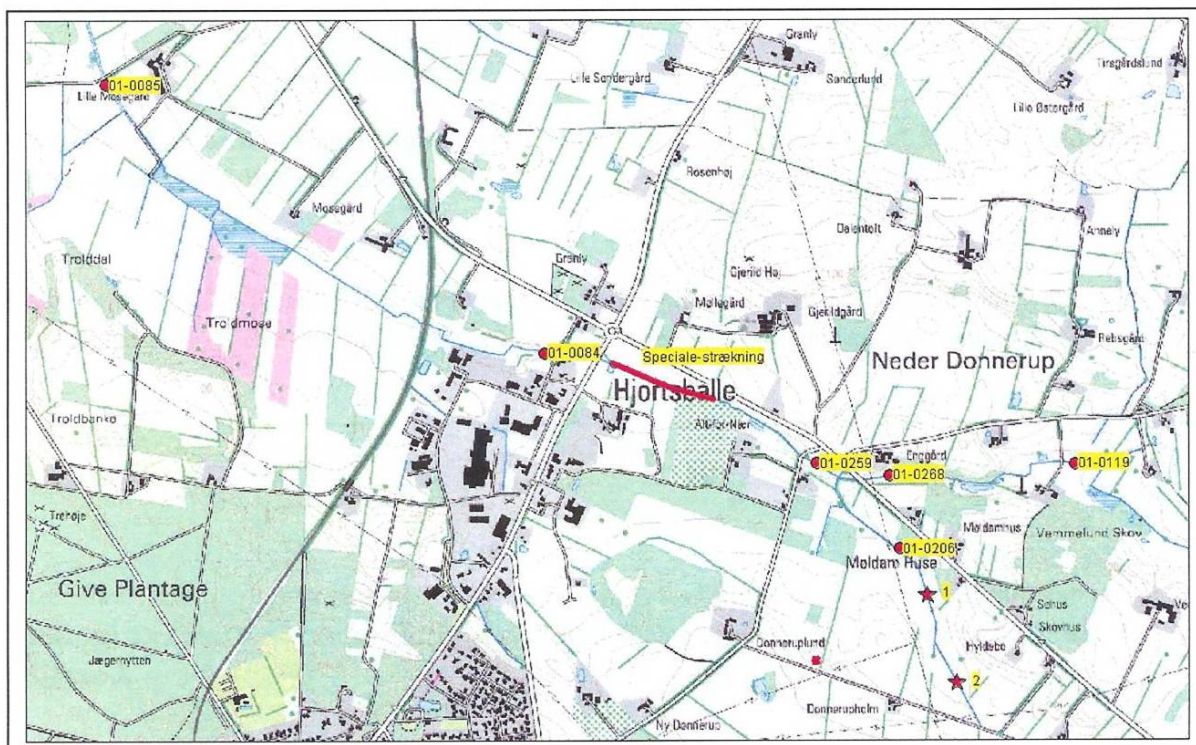
### Notat vedr. Forurening i Brande Å

Amtet har opdaget, at der er sket en forurening i Brande Å, som har slået fisk ihjel i den øvre del af Brande Å. Amtet har udført fiske- og smådyrsundersøgelser for at opspore forureningen og for at vurdere omfanget af forureningen.

Forureningen blev opdaget af Klaus V. Just (speciale-studerende ved DFU), som undersøger fiskebestanden på en ca. 400 m strækning i Brande Å (se kort). Den. 21. februar fangede og mærkede Klaus 16 ørreder. Udover de 16 ørreder, som blev mærket, så blev der yderligere under elektrobefiskning fanget 6-7 ørreder. Omkring 10-12 hundestejler reagerede også på elektroden.

Den. 16. marts forsøgte Klaus at genfinde de mærkede fisk på strækningen ( i Oddebæk hvor han laver en lignende procedure genfindes mellem 60 og 90 % af fiskene). På strækningen i Brande Å blev der genfundet kun 4 af de mærkede fisk (altså 25 %), hvoraf de 3 lå døde i vandløbskanten.

Den 6. april elfiskede han ca. 170 m af strækningen med henblik på at lave en bestandsanalyse. Ikke en eneste ørred eller hundestejler blev fanget.



På ovenstående kort ses de stationer, som Vejle Amt (den 11. april 2006 og den 23. april 2006) har undersøgt i forbindelse med forureningen.

## Bilag 3

### *Mulig forureningskilde og sted*

Station nr. 01-0268 og station nr. 01-0119 ligger i den øvre del af Brande Å (opstrøms sammenløbet med tilløbet fra Donnerup). På denne vandløbsstrækning er de fysiske forhold ikke gode, og der er tidligere kun fundet få fisk. Udover lampretter blev der ikke fanget fisk på disse stationer.

Station	Dato	Fisk	Antal		Dato	Fisk	Antal	
01-0268	11.04.2006	INGEN	0		21.10.1997	Ørreder	4	
20 m befisket					25 m befisket			

Station	Dato	Fisk	Antal		Dato	Fisk	Antal
01-0119	23.04.2006	Bæklampretter	5		21.10.1997	3-pigget hundestejler	Fåtallig

Smådyrsfaunaen er undersøgt på station nr. 01-0119, og ud fra denne tyder det ikke på, at vandløbet her er blevet udsat for forurening.

Station	Dato	Invertebrater
01-0119	23.04.2006	Asellus Gammarus Goeridae Ancylus Limnephilidae Nemoura sp. Simuliidae

Det er vurderet usandsynligt, at forureningen skulle være sket i den øvre del af Brande Å (opstrøms sammenløbet med tilløbet fra Donnerup).

Station nr. 01-0206 ligger i Tilløbet til Brande Å fra Donnerup. Her er der tidligere fundet en bestand af ørreder. Der blev ikke fundet en eneste fisk ved elfiskningen den. 11. april 2006.

Station	Dato	Fisk	Total fangst		Dato	Fisk	Total fangst	
			Antal				Antal	
01-0206	11.04.2006	INGEN	0		10.10.1995	Ørreder	14	
20 m befisket					25 m befisket			

Der blev fisket yderlige to steder i Tilløbet til Brande Å fra Donnerup (markeret på kortet som røde stjerner). Der blev fundet en 1 bæklampret ved Rød Stjerne 1, mens der ingen fisk var ved Rød Stjerne 2.



## Bilag 4

Der var forskelle i smådyrssammensætningen. Ved Rød Stjerne 1 var der relativt mange dyr og en større artsdiversitet. Der var bl.a. mange tanglopper (Gammarus). Ved Rød Stjerne 2 var der få dyr, og der var bemærkelsesværdig få tanglopper. Ca. 30 m opstrøms fra Rød Stjerne 2 var der ingen mange tanglopper.

Station	Dato	Fisk	Antal	Invertebrater
Rød Stjerne 1	23.04.2006	Bæklampretter	1	<b>Mange dyr</b> Baetis Goeridae Limnephilidae Nemoura sp. Simuliidae Gammarus

Station	Dato	Fisk	Antal	Invertebrater
Rød Stjerne 2	23.04.2006	INGEN	0	<b>Få dyr</b> Nemoura sp. Simuliidae Få Gammarus

Ved Rød Stjerne 2 var der meget slam i vandløbet. Ca. 10 m fra vandløbet var der gravet et par dybe render (ca. 1 m dybe). Det så ud som om, at en gyllevogn har siddet fast og er blevet gravet fri med en rendegraver. På jorden lå der små stykker halmstrå, som kunne stamme fra gylle. Det er derfor meget muligt, at der her er sket et gylle-uheld. Følgende billeder dokumenterer ovenstående.



Bilag 5









## Skema til registrering af ørredens mikro-habitat

Udfyldt af: Lokaltitet: Dato: Tid (lokalisering):

**Strækning:** opstrøms..... nedstrøms..... sandfang.....**PIT nummer:** Fisk Nr:**Position** (m opstrøms startpunkt):**Habitat type:** høl..... glide..... stryg.....**Vandløbsbredde** (m/cm):..... **Habitat afstand** fra højre / venstre bred (m/cm):.....**Dybde** på position(cm): ..... **Fiskens afstand fra bund** (cm):.....**Aktivitet (kryds):**

Hvile:.....

Skjul:.....

Fouragering:.....

Uvist:.....

Andet: .....

**Fiskens orientering i vandløb** (i forhold til strøm- tegn evt):**Fisken observeret** fra kl. ....til kl..... / antal minutter:.....**Substrat på habitat (Kryds):**

Ler..... Grus.....

FPOM..... Groft grus:.....

CPOM..... Små sten:.....

Silt..... Sten:.....

Sand..... Store sten.....

Fin grus..... Andet:.....

**Substrat i habitat området (Procent):**

Ler:..... Grus.....

FPOM:..... Groft grus.....

CPOM..... Små sten.....

Silt:..... Sten.....

Sand..... Store sten.....

Fin grus:..... Andet.....

**Vegetation i habitat området (Procent)**

Vandranunkel.....

Vandstjerne.....

Smalbladet mærke.....

Vandærenpris.....

Lodden dueurt.....

Vandkarse.....

Pindsvineknop.....

Tagrør.....

Mos/alge.....

Andet.....

**Skjul på habitat + afstand**

Ingen:.....

Turbulens – riflet overflade: .....

Underskåren brink:.....

Vegetation vandløb (Art):.....

Udhæng træ/busk (Art):.....

Udhæng græs/siv:.....

Udhæng lodden dueurt:.....

CPOM.....

Rødder:.....

Sten: .....

**Brinker:** fast ..... blød..... eroderet..... afglattet..... brinkfodder.....**Brinkvegetation** (art + procentvis dækning): .....**Strømhast. på position** (snout velocity):..... **Strømhast. bund**.....**Strømhast 0,6 gange dybden:**..... **Strømhast. 0,2 gange dybden:**.....**Kommentar:** .....

## Bilag 9

Liste over antal makroinvertebrater fundet i sparkeprøver i april

		<b>Odderbæk opstrøms</b>		<b>Bæksgård Bæk opstrøms</b>	
Gammarus	544	Oligochaeta	2	Erpobdella	3
Baetidae	6	Gammarus	1640	Asellus	20
Nemoura	15	Baetidae	68	Gammarus	1024
Leuctra	2	Brachyptera	1	Baetidae	30
Elodes	11	Nemoura	1	Nemoura	3
Sialis	1	Leuctra	7	Hydropsychidae	1
Sericostomatidae	13	Sialis	1	Polycentropodidae	1
Limnephilidae	12	Limnephilidae	3	Limnephilidae	4
Psychodidae	1	Simuliidae	2	Simuliidae	13
Simuliidae	5	Chironomidae	132	Chironomidae	52
Chironomidae	5			Lymnaea	5
<b>Vesterlund Bæk(3) nedstrøms</b>		<b>Odderbæk nedstrøms</b>		<b>Bæksgård Bæk nedstrøms</b>	
Gammarus	102	Erpobdella sp.	1	Erpobdella	1
Baetidae	13	Gammarus	352	Asellus	20
Brachyptera	2	Baetidae	104	Gammarus	992
Nemoura	34	Amphinemura	1	Baetidae	38
Elodes	16	Nemoura	3	Nemoura	4
Elmis	2	Limnius volckmari	2	Hydropsychidae	4
Sericostomatidae	1	Sialis	3	Limnephilidae	3
Goeridae	4	Rhyacophilidae	3	Psychodidae	1
Limnephilidae	32	Sericostomatidae	1	Simuliidae	21
Simuliidae	304	Limnephilidae	4	Chironomidae	74
Chironomidae	82	Simuliidae	20	Lymnaea	1
		Chironomidae	41		

## Bilag 10

Liste over antal makroinvertebrater fundet i sparkeprøver i august

<b>Vesterlund Bæk(7) opstrøms</b>		<b>Odderbæk opstrøms</b>		<b>Bæksgård Bæk opstrøms</b>	
Gammarus	1664	Gammarus	448	Oligochaeta	1
Baetidae	1	Baetidae	224	Erpobdella	4
Nemoura	8	Leptophlebiidae	2	Gammarus	384
Elodes	1	Amphinemura	1	Baetidae	7
Leptoceridae	1	Nemoura	1	Nemoura	2
Goeridae	8	Sialis	1	Limnephilidae	1
Chironomidae	48	Rhyacophilidae	3	Simuliidae	80
		Polycentropodidae	1	Chironomidae	18
		Limnephilidae	3		
		Simuliidae	1		
		Chironomidae	368		
		Lymnaea	36		
<b>Vesterlund Bæk(7) nedstrøms</b>		<b>Odderbæk nedstrøms</b>		<b>Bæksgård Bæk nedstrøms</b>	
Gammarus	1152	Asellus	1	Erpobdella	7
Baetidae	1	Gammarus	576	Asellus	1
Nemoura	1	Baetidae	5	Gammarus	128
Elodes	10	Nemoura	3	Baetidae	28
Sialis	1	Limnius volckmari	1	Nemoura	4
Sericostomatidae	2	Sialis	4	Chironomidae	32
Goeridae	7	Rhyacophilidae	4		
Limnephilidae	7	Limnephilidae	2		
Chironomidae	38	Simuliidae	5		
		Chironomidae	1120		
		Lymnaea	1		

Bilag 11

Liste over antal makroinvertebrater fundet i driftprøver i april.

Vesterlund Bæk(3) opstrøms		Oddebæk opstrøms		Bæksgård Bæk opstrøms	
Gammarus	9	Gammarus	11	Oligochaeta	4
Amphinemura	1	Baetidae	1	Erpobdella	1
Limnephilidae	2	Simuliidae	6	Asellus	4
Chironomidae	5	Chironomidae	78	Gammarus	4
				Simuliidae	3
				Chironomidae	9
Vesterlund Bæk(3) nedstrøms		Oddebæk nedstrøms		Bæksgård Bæk nedstrøms	
Baetis	1	Gammarus	7	Oligochaeta	6
Chironomidae	5	Baetidae	4	Asellus	3
		Nemoura	2	Gammarus	20
		Chironomidae	10	Baetidae	3
				Nemoura	1
				Limnephilidae	1
				Chironomidae	14

Liste over antal makroinvertebrater fundet i driftprøver i august.

Vesterlund Bæk(7) opstrøms		Oddebæk opstrøms		Bæksgård Bæk opstrøms	
Gammarus	5	Gammarus	32	Erpobdella	1
		Baetidae	6	Gammarus	3
		Limnephilidae	1	Baetidae	2
		Chironomidae	140	Simuliidae	1
		Lymnaea	9	Chironomidae	32
Vesterlund Bæk(7) nedstrøms		Oddebæk nedstrøms		Bæksgård Bæk nedstrøms	
Gammarus	14	Gammarus	22	Oligochaeta	6
Chironomidae	3	Baetidae	38	Rhyacophilidae	1
		Nemoura	1	Simuliidae	5
		Simuliidae	5	Chironomidae	18
		Chironomidae	672		