

Kan fødetilgængeligheden være en mulig begrænsende factor for vandremuslingens spredning i Gudenåen?

Sara Andersen | Speciale projekt | 15. juli 2014

Vejleder: Tenna Riis

Aarhus universitet, Institut for bioscience.

Ole Worms Allé 1, 8000 Århus C



1. English summary

1. Experiments concerning the dispersal of the invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) and its possible limitation by food quality and concentration were carried out in a medium Danish lowland river. The condition and density of a natural occurring population of the zebra mussel was examined. Relocation experiments to four new sites were also carried out to measure the relative growth rate (RGR), as well as examinations of Seston composition and concentration in the water. Experiments were performed in a 17 km study reach, downstream of a lake. Six sites were placed along the stream. The first site was located inside the first 500 meters of the lake outlet, and the others were placed along the stream with increasing distance between them. We hypothesized that with increasing distance to the lake, density, condition and the relative growth rate of the zebra mussel would decrease, assuming that the lake carry out the bigger part of the phytoplankton production, and that the phytoplankton dilutes in the water column with increasing distance to the lake.
2. The zebra mussels were found naturally in the first 3 km of the study area along with a very small population following a small lake further downstream from the big lake. The condition of the mussels, which were measured as the relation between the shell length (mm) and the dry mass (g), was highest for the mussels living far away from the lake, but the density of the mussels were also lowest at this end of the population. Relocation growth experiments performed during the three-month-period with the highest chl.a. concentration (July-September) showed no significant difference in RGR between sites. Chl.a. and seston concentrations peaked in the growth season (June-September) within the first site, while there were low concentrations in all other sites, showing a clear effect of the lake on the phytoplankton content in the stream, and no relation to the nutrient content in the stream. Furthermore, only the first site had a clear increase in the seston concentration from April to September.
3. It can be concluded that the dispersal of zebra mussel is dependent on the concentration of phytoplankton in the water column. Only at sites where the chl.a content exceeded $15\mu\text{g/L}$, at least for a short period (1-3 months), did we find naturally occurring populations and metapopulations of zebra mussels. As the major part of the phytoplankton is produced in lakes, it can be concluded that the zebra mussel can spread in fresh water stream systems only if there – along the stream – are lakes, which are large enough to produce phytoplankton enough to sustain a chl.a.-level at $15\mu\text{g/L}$ in the growth season.



Indholdsfortegnelse

1. English summary	0
2. Indledning	5
2.1 Vandremuslingens spredning til og i Danmark	5
2.2 Muslingens generelle biologi.....	6
2.3 Fødebiologi	7
2.4 Gydning	8
2.5 Larver	9
2.6 Metapopulationsdynamikker	10
2.7 Konsekvenser af vandremuslingens tilstedeværelse i ferskvandssystemer	11
3. Projektets Formål	12
4. Metoder og undersøgelsesdesign	14
4.1: Indsamlinger af fysiske og kemiske data til karakterisering af forsøgsstrækningen	14
4.1.1 Undersøgelse af de fysiske forhold i vandløbet.....	14
4.1.2 Indsamling af vandprøver til bestemmelse af vandkvaliteten.....	16
4.2 Undersøgelse af fødeudbuddet med stigende afstand til søen samt oplæring i sestonidentifikation....	17
4.2.1.Fødemængden på forsøgsstrækningen	18
4.2.2 Oplæring i sestonidentifikation	20
4.3 Undersøgelse af den etablerede population på forsøgsstrækningens første 3 km.....	25
4.4: Undersøgelse af vækstraten hos muslinger udsat på 4 stationer	27
4.5 Statistiske analyser	30
5. Resultater	32
5.1 Karakterisering af forsøgsstrækning.....	32
5.1.1 Fysiske forhold.....	32
5.1.2 Vandkemien på forsøgsstrækningen.....	34
5.2 Fødemængde og fødekvalitet	36
5.2.1 Fødemængden i kl.a i vandsøjlen [kl.a _{vand}].....	36
5.2.2 fødemængden i Kl.a. fra epilithon [kl.a _{epilithon}].	38
5.2.3 Fødemængde og -kvalitet i seston	40
5.2.4 Sammenhæng mellem fødemængden, fødekvaliteten og vandkvaliteten med stigende afstand til søen.....	41
5.3 Undersøgelse af muslingers densitet og kondition samt vækstrate ved udflytning med stigende afstand til søen.....	43
5.3.1 Muslingers densitet og kondition i den faste population nedstrøms søen.....	43



5.3.2 Vækstrater for udsatte muslinger med forskellig afstand til søen	44
6. Diskussion	47
6.1 Muslingernes tilstand i den faste population.....	47
6.2 Muslingernes vækstrate (RGR), er muslingerne fødebegrænsede?.....	48
6.3 Fødemængde og -kvalitet på forsøgsstrækningen.....	49
6.3.1 Fødeudbuddet undersøgt i dette projekt	49
6.3.2 Fødeudbuddets betydning for udsatte voksne muslingers vækst.....	50
6.3.3 Metapopulationers udbredelse i relation til fødemængden.....	51
6.4 fysiske begrænsninger for udbredelsen.....	52
6.5 Metapopulationsdynamikker og -dannelse	52
7. Perspektivering	54
7.1 Bliver vandremuslingen et større problem i Gudenåen i fremtiden?.....	54
7.2 Kan vandremuslingens spredning begrænses?.....	56
7.3 Nye projekter og undersøgelser.....	57
8. Konklusion	59
9. Tak til	60
10. Referenceliste	61



AARHUS
UNIVERSITET



2. Indledning

2.1 Vandremuslingens spredning til og i Danmark

Vandremuslingen (*Dreissena polymorpha*) opfattes som invasiv alle de steder i Europa og USA, den har spredt sig til. En invasiv art defineres som en art, der ikke er hjemmehørende, og som anses som en trussel over for den naturlige flora og fauna, samt har fravær af naturlige fjender. En invasiv art er ikke begrænset af konkurrence fra andre arter, predatorer og sygdomme, og således vil en invasiv art, i højere grad end hjemmehørende arter, kunne boltre sig i stedets ressourcer uden at blive begrænset. Vandremuslingen stammer oprindeligt fra Sortehavet og det Kaspiske hav. Den blev i 1700-tallet spredt til Østeuropa og herfra videre til resten af Europa fra midten af 1800-tallet og frem til i dag. Muslingen kom i 1840 til Danmark, hvor den første gang blev registreret i søerne omkring København. Siden har den langsomt spredt sig til resten af Danmark, og er senest registreret i Odense å (Frank G Larsen, Naturstyrelsen, Odense, 2014, pers komm.).

Gudenå-systemet er det største danske vandløbssystem med indskudte søer, og her blev muslingen første gang observeret i Knudsø i 2006. Siden har den spredt sig til flere af søerne på hele strækningen fra Vestbirk til udmundingen ved Randers fjord (Grøn og Andersen 2009). Vandremuslingen har særligt slået sig ned i søerne, hvor den danner store bestande, mens forekomsterne i vandløbene er meget mere variable. Fagfolk fra Silkeborg kommune (Aage Ebbesen, 2013, pers. komm.) og konsulentfirmaet Orbicon (Andersen et al. 2009; Grøn og Andersen 2009) har fulgt og observeret udviklingen fra de første fund og frem til 2009. I sommeren 2013 var muslingen flere steder gået tilbage og fandtes på langt færre steder i vandløbet og i langt mindre antal på steder, hvor den i tidligere år havde været tilstede. Ud over beskrivelse af observationer og kortlægning af udbredelsen for vandremuslingen er den danske litteratur meget sparsom. Der har fortrinsvist været fokuseret på vandremuslingens tilstedeværelse i søer og på filtreringsraten for muslingepopulationer (Kryger og Riisgård 1988; Bruun 2011).

Vandremuslingen opfattes som invasiv i de danske ferskvandsystemer, dels fordi den ikke er hjemmehørende, dels fordi populationerne vokser hurtigt, og larverne nemt bliver spredt med strømmen og med ballastvand, fiskegarn, vådt badetøj o.l. (Zanden and Olden 2008). Vandremuslingen er ekstremt effektiv til at filtrere vandet, og siden den kom til Silkeborgområdet er der observeret markant fremgang i makrofytvæksten i søer og vandløb samt forbedret sigtddybde. (Andersen et al 2009; Bruun 2011).

Man er imidlertid fra lystfiskeres, lodsejeres og kommuners side bekymret for, om vandremuslingen kan skade og ændre udbredelsen af hjemmehørende fauna i vandløbene, fordi den sidder fasthæftet til alle faste substrater og dækker disse herunder med risiko for tildækning af laksefiskenes gydebanker. De hæfter sig også til skallerne på de hjemmehørende ferskvandsmuslinger, dammusling (*Anodonta anatina*) og stor malermusling (*Unio pictorum*), der begge har brug for at kunne grave sig ned i blødt sediment og bevæge sig rundt, hvilket vandremuslingens tilhæftning kan forhindre dem i. Desuden frygtes det, at vandremuslingens konkurrence om føde og habitater med små hjemmehørende filtrerende invertebrater, kan have negative konsekvenser for sårbare og sjældne arter af disse (Aage Ebbesen, 2013, pers komm). For at vurdere disse aspekter kræves et større kendskab til muslingens populationsdynamik og dennes afhængighed af de økologiske vilkår. Dette projekt undersøgte dynamikkerne for vandremuslingepopulationer i Gudenåen i perioden fra 23. april 2013 til 2. juni 2014.

2.2 Muslingens generelle biologi

Vandremuslingen er en lille ferskvandsmusling, med brun og hvidstribet skal (fig.2.1). (det engelske navn er zebra mussel). Den afviger fra hjemmehørende ferskvandsmuslinger (stor malermusling og dammusling) i Danmark ved at leve et liv fasthæftet til hårde substratoverflader som sten, planter, andre muslinger, bolværk osv. Vandremuslingen laver byssustråde ligesom den marine blåmusling til at hæfte sig fast med.

Muslingen er særkønnet og bliver 20-40 mm lang når den er fuldt udvokset, og det tager 2-3 år at nå denne længde.

Det er noget omstridt, hvor gammel vandremuslingen kan

blive, men de ældste registrerede individer er 19 år (Karpevich 1964 og Karatayav et al. 2006). Alder og vækst afhænger af, hvor godt muslingerne har det, og nogle af de faktorer der er afgørende, er: Fødemængde og -kvalitet, temperatur, individtæthed og dermed konkurrence, iltniveau, calciumcarbonat koncentrationen, strømforhold, pH, sedimentmobilitet samt egnet substrat.

Vandremuslingen kan ikke leve ved temperature under 0°C og den vokser ikke længere når temperaturen kommer under 3°C (Karateyev 1998). Hele vinteren - når temperaturen er lav - filtrere den stort set ikke vandet, men lukker skallerne sammen og går i dvale (Aage Ebbesen, pers komm.) Om foråret når temperaturen stiger, begynder den igen at filtrere vandet. Vandremuslingens udbredelse er således temperaturafhængig, og de findes f.eks ikke i Canada og Alaska da temperaturen gene-



Fig. 2. 1 Vandremuslingens skal er brun og hvidstribet. Billedet er taget fra www.skanderborg.dk

relt er for lav. (David Strayer, 2013, personlig komm.). Ligeledes har forsøg vist, at voksne individer godt kan overleve i søer i de nordligste egne af Skandinavien, men ikke reproducere sig, da dette kræver at temperaturen når over 12°C i en periode, så muslingen kan gyde, (Hallstan et al. 2010). Andre studier har vist at muslingerne kan reproducere sig i begrænset omfang ved temperaturer mellem 10 og 16°C, og at gydningen først topper ved temperaturer mellem 17 og 18°C (McMahon 1996).

2.3 Fødebiologi

Vandremuslingen filtrerer vandet effektivt for mikroalger, bakterier og detritus. En voksen vandremusling på 30 mm kan filtrere mellem 5 og 12 liter vand i døgnet (Bruun 2011; Andersen et al. 2009). Til sammenligning kan man - ud fra målinger foretaget af Baker og Levinton (2003) beregne - at vandremuslinger filtrerer vandet 2-17 gange hurtigere end de store hjemmehørende muslinger i USA, når man kigger på hvor høj filtreringsraten er pr. gram tørvægt for hver af muslingearterne. Hertil kan man lægge, at vandremuslingen, fordi den er lille og at der kan sidde mange individer tæt sammen og oven på hinanden, har et større tørstofindhold pr m², hvilket igen er med til at øge deres effektivitet som filtratorer.

Studier har undersøgt kvaliteten af føden og fundet hvilke algegrupper vandremuslingen er fødeselektiv overfor, samt hvordan føden påvirker vækstrate og reproduktionssucces. Naddafi et al. (1997) undersøgte muslingernes fødeselektivitet og fandt ud af, at muslingerne primært foretrækker alger, der indeholder lange kæder af flerumættede fedtsyrer (polyunsaturated fatty acids; PUFAs) specielt omega-3-fedtsyrerne Docosahexaenoic acid (DHA) og Eicosapentaenoic acid (EPA), der består af kæder på hhv. 22 og 20 C-atomer. Studier af zooplankton, der kun græsser på alger med højt indhold af PUFA, at vist at disse organismer udviser en større vækstrate i sammenligning med zooplankton der græsser på fytoplankton der ikke indeholder PUFA (Brett og Müller-Navarre 1997). Andre studier har afsløret at heterotrofe organismer (dyr) godt kan danne flerumættede fedtsyrer selv, men at deres vækst øges, hvis de i stedet optager dem direkte i føden (Waldock og Holland 1984; Brett og Müller Navarre 1997; Goedkoop et al. 2000). Lokalt kan der imidlertid være stor forskel mellem algearters indhold af fedtsyrer, da en række faktorer som temperatur, lys og næringsindhold i vandet også har betydning for fedtsyreindholdet i algerne (Brett og Müller Navarre 1997).

De grupper af alger der indeholder DHA og EPA har vist sig i overvejende grad at være rekylalger, *Chytridophyceae*, kiselalger/diatomeer, *Bacillariophyceae* og gulalger *Cryptophyceae*. Kiselalgerne in-

deholder dog kun lidt DHA men meget EPA. I modsætning hertil indeholder blågrønalger, *Cyanophyceae* og grønalger, *Chlorophyceae* forholdsvis lidt af begge fedtsyrer og de betragtes derfor som føde af lav kvalitet. Det ses også, at muslingen i højere grad fravælger disse alger som deres føde, når der er nok af de andre (Naddafi et al. 1997, Brett and Müller-Navarre 1997 og Vanderploeg et al. 1996).

Det er ikke alle algearter, som voksne vandremuslinger er i stand til at indtage. Da muslingen er forholdsvis lille, foretrækker de voksne muslinger at indtage fødeemner i størrelsen 5-40µm (Ten Winkler og Davids 1982). Med udgangspunkt i denne viden om muslingens fortrukne fødeemner, er der lavet studier, der viser, at muslingernes filtreringsrate falder og pseudofæcesproduktionen – fødeemner som muslingen ikke fordøjer, men blot indkapsler i slim og udskiller – stiger, når føden primært består af grønalger og cyanobakterier (Vanderploeg et al 2009). Kobles disse studier med variationerne i algesammensætningen hen over året, ses, at muslingernes filtreringsrate er høj om foråret og efteråret, når vandet er koldt og domineret af kiselalger, mens filtreringsraterne er lave sidst på sommeren, hvor vandet i høj grad domineres af cyanobakterier og grønalger (Naddafi et al. 1997 og Vanderploeg et al. 2009). Andre studier har vist hvordan fødekvaliteten i søer falder med ændret algesammensætning på bunden i forhold til i pelagiet, idet sedimenteret og dødt materiale er af ringere kvalitet end levende materiale. (Goedkoop et al. 2000). I nogle tilfælde er vandremuslingen selektiv overfor cyanobakterien *Microcystis aeruginosa* og foretrækker denne organisme frem for detritus (dødt organisk materiale), og filtreringraten stiger når *microcystis* er en del af sestonsammensætningen. Dette har været årsag til et skift i sestonsammensætningen i Hudson river (Baker et al. 1998).

2.4 Gydning

Muslingerne gyder ved temperaturer over 12°C, hvilket ca. svarer til maj til september i Danmark. Befrugtningen af æggene sker i vandfasen. Efter september kan muslingerne stadig gyde æg og sæd ud i vandet, men det er sjældent at befrugtning finder sted (Nichols og Black 1993).

Dødeligheden blandt larverne er ekstremt høj; 99% dør, inden de når det sidste veligerstadie og vandremuslingens strategi er derfor, at få rigtigt meget afkom, så der er en stor sandsynlighed for, at noget af det overlever (Andersen et al. 2009). En hunmusling gyder mellem 500 og 300.000 æg ud på en gang (Stoeckel et al. 2004a) og kan på en sæson gyde op mod 1 million æg. Larvernes sårbarhed skyldes, at de er fødeemne for invertebrater, zooplankton og fisk. Desuden er det observeret, at larverne støder på en flaskehals i udviklingen fra D-stadiet til umbo-stadiet (om larvestadier, se se-



ner), hvor dødeligheden er særlig høj (Horvath og Lamberti 1999a; Schneider et al. 2003; Stoeckel et al. 2004a).

Larvernes fysiske tilstand afhænger også af fødekvaliteten forældregenerationen har haft adgang til. Studier har vist, at tørvægten af æggene, men ikke mængden af æggene, afhænger af, hvor god fødekvalitet forældregenerationen har indtaget, og dette leder derfor tanken hen på, at muslingerne måske investerer forskelligt i deres afkom, på baggrund af den føde de indtager. Wacker and von Elert (2003) undersøgte muslingernes investering i ægproduktion i to forskellige dybder - over og under springlaget i en sø. Her blev det diskuteret, om algesammensætningen og dermed fødekvaliteten under springlaget, kan være en årsag til, at investeringen i æg er ringere end over springlaget. Et senere studium af Wacker and von Elert (2004) viste, at æggenes indhold af flerumættede fedtsyrer, der er tegn på høj fødekvalitet, var højere i æg, hvor forældregenerationen, havde fået føde af god kvalitet, sammenlignet med en forældregeneration der var blevet fodret med føde af lav kvalitet. Da vandremuslingen er en fastsiddende art, er den helt afhængig af, hvilken type føde der flyder forbi, og denne vil naturligvis variere hen over sommeren (Wacker and Von Elert 2003).

2.5 Larver

Vandremuslingens larver lever fritsvømmende. Der udvikles først kortvarigt en trocoforlarve (varighed 6 - 42 timer), og derefter kommer larven i veligerstadiet. Larven gennemlever herefter fire udviklingsstadier, inden den kan sætte sig fast på substrat (Andersen et al. 2009; Stoeckel et al. 1997). Det første af disse veliger-stadier kaldes D-stadiet (Andersen et al. 2009; Stoeckel et al. 2004a) larven omgives af en tynd skal, som i omrids ligner et stort D, larverne er her mellem 170 og 200µm lange (Nichols og Black 1993). Stadiet herefter kaldes umbo-stadiet (umbo kan skelnes i dette stadie). Det tredje stadie kaldes Pederalveliger stadiet, og er det stadie, hvor larverne søger mod bunden for at finde substrat at sætte sig fast på. Larven er her mellem 230 og 240µm lang (Stoeckel et al. 2004a). I sidste stadie, plantigrad-stadiet ligner larverne små færdigudviklede vandremuslinger, og de kan sætte sig fast ved hjælp af byssustråde (Andersen et al. 2009). Afhængigt af temperatur og føde vokser larverne, og bliver klar til at fasthæfte sig med forskellige hastigheder. Således kan larver under gode vilkår komme i plantigradstadiet i løbet af 3-5 dage (laboratorieforsøg af Nichols og Black (1993)), mens de i felten under dårligere og mere variable vilkår kan bruge 2-4 uger (Andersen et al. 2009; Stoeckel et al. 1997). Larverne lever af at filtrere vandet for picoplankton i størrelsen 1-5µm (Vanderploeg et al. 1996). I laboratorieforsøg med larver fodres de med stor succes med algen *Isochrysis galbana* en brakvandsalge rig på flerumættede fedtsyrer (Stoeckel et al.

2004a). Larverne vokser hurtigst på alger, der er rige på PUFAs herunder specielt EPA og DHA ligesom de voksne muslinger (Vanderploeg et al. 1996).

2.6 Metapopulationsdynamikker

Muslingelarverne bliver primært ført med strømmen under spredningen, og studier peger på, at larverne kan blive ført meget langt nedstrøms søer i vandløb. Horvath og Lamberti (1999) registrerede levende larver op til 18 km fra gydestedet, og Stoeckel et al. (1997) beregnede en spredningsafstand på 309 km fra Lake Michigan, ud i Illinois River under larveudviklingen. Larverne bliver så at sige skyllet ud af søen og ud i vandløbet, og på deres rejse nedstrøms udvikler de sig, til de er klar til at sætte sig fast. I søer med stille vand kender man til, at de voksne muslinger kan æde deres eget yngel, når de filtrerer vandet, hvis larverne ikke når at komme væk (Snyder et al. 1997), og i de fleste laboratorieforsøg der undersøger vandremuslingelarver, bliver de voksne muslinger, når gydningen går i gang, flyttet til nye beholdere hvert 15. min netop for at undgå kannibalisme og få det største larveudbytte (Wacker og von Elert 2003).

Densiteten af muslinger falder imidlertid hurtigt i vandløbet nedstrøms en sø (Stoeckel et al. 1997; Horvath og Lamberti 1999a) og vandløbets risiko for at blive invaderet af vandremuslinger vil derfor afhænge af, om der ligger en sø opstrøms, der er invaderet og som kan være kildepopulation for metapopulationerne i vandløbet (Horvath et al 1996; Stoeckel et al. 2004b; Bobledyk et al. 2005). Lucy et al. (2008) fandt at vandløbets størrelse har indflydelse på densiteten af udbredelsen af metapopulationerne af voksne vandremuslinger, således at risikoen for invasion falde hvis vandløbet var lille (< 20 m bredt). Til sammenligning er Gudenåen set med globale øjne et medium vandløb (vandføringen i Gudenåen er $10-15 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Et estimat af spredningsafstanden fra en sø og ned i et medium vandløb blev opgjort til 8 km, (Lucy et al. 2008). Bobledyk et al. (2005) og Horvath et al. (1996) har begge undersøgt modeller for potentiel naturlig spredning fra sø til vandløb begge i St. Joseph river (Indiana-Michigan, USA). De fandt, at muslinger har størst mulighed for at spredes nedstrøms i forhold til opstrøms, og at vandløbstrækninger og søer, der ligger længere væk end 20 km fra kildepopulationen, har lav risiko for at blive invaderet.

Eftersom larverne kan spredes langt, er muligheden for metapopulationsdannelse i vandløb langt nedstrøms til stede, men disse metapopulationer er hæmmet af vandets ensrettede vedvarende strømning, og de kan derfor i mange tilfælde have svært ved at opretholde sig selv ved rekruttering af egen yngel. Således bliver metapopulationer afhængige af andre etablerede populationer opstrøms (Stoeckel et al 1997). Metapopulationernes succes fra år til år bliver således bestemt af re-

krutteringen af larver fra populationer opstrøms fra og de fysiske og kemiske forhold på stedet, der kan ændres fra år til år, og nogle gange kan hele metapopulationer forsvinde i løbet af kort tid (Orlova and Panov 2004).

2.7 Konsekvenser af vandremuslingens tilstedeværelse i ferskvandssystemer

Den invasive adfærd som vandremuslingen udviser i de første år af invasionen har negative konsekvenser for de hjemmehørende arter af zooplankton, invertebrater og muslinger, der også lever som filtratorer (Carago et al. 1997; Riccardi et al. 1998; Baker og Levinton 2003) som følge af forhøjet konkurrence, eller fordi vandremuslinger med skallængde >10 mm spiser zooplankton. De hjemmehørende arter kan udryddes eller komme i kraftig tilbagegang inden for 3-8 år, hvor vandremuslingen vinder indpas (MacIsaac et al. 1995).

Vandremuslingen bruger skallerne fra såvel levende som døde ferskvandsmuslinger som substrat, og kan derved hæmme de levendes bevægelsesfrihed i sedimentet, hvilket reducerer deres chancer for at finde føde (Schlosser et al. 1996; Riccardi et al. 1998). Studier har dog vist, at andre muslinger ikke er det foretrukne substrat for vandremuslingerne, hvis andet substrat som sten o.l. er til stede (Orlova og Panov 2004).

Vandremuslingen danner ofte store muslingebanker og druseformationer på bunden, som kan strække sig ud over blødt sediment på bunden af søer og vandløb, hvilket ændrer bundforholdene, og kan have indflydelse på bundlevende invertebraters tilstedeværelse. Forholdene for nogle invertebrater fremmes, fordi overfladestrukturen på bunden ændres og bliver mere heterogen og flere gemmesteder til gavn for små invertebrater opstår mellem muslingerne (Horvath et al. 1999b; Spooner og Vaughn 2006; Burkalova et al. 2012). Samtidig bliver den naturlige vandløbsbund dækket, hvilket kan være til skade for andre bundlevende dyr (Strayer et al. 1999). Produktionen af fisk, der lever af bentiske organismer, har vist sig at stige, hvilket er dokumenteret for Brasen, Skalle og Rudskalle og også for fiskeyngel der kan leve af vandremuslingens larver, kan der påvises fremgang (Karatayev et al. 1997).

Muslingerne ændrer imidlertid ikke bare strukturen af vandløbsbunden. De sørger også for en stærk bentisk-pelagisk kobling, således at flere partikler fra vandsøjlen ender på vandløbsbunden ved udskillelse af muslingens pseudofæces. Dette ændrer både på økosystemets struktur og funktion (Michls et al. 2009) både med positive og negative effekter på fødenettene, som ændres fra at være domineret af planktivore til at være domineret af benthivore. Detritus inputtet stiger ved bunden og respirationen falder tilsvarende.



Vandremuslingens filtrering har ligeledes indvirkning på at sigtddybden i vandsøjlen bliver forbedret og klorofyl a-niveauet kan falde (Holland 1993; Fahnenstiel et al. 1995).

3. Projektets Formål

Projektets hovedhypotese er, at fødekvalitet og fødemængde er begrænsende faktorer for vandremuslingens udbredelse i Gudenåen nedstrøms Silkeborg Langsø.

For at besvare hypotesen er der i projektet gennemført fire undersøgelser dels i felten, dels i laboratoriet i sommeren og efteråret 2013.

A. Bestemmelse af fødemængde og -kvalitet. Dette undersøges ved at se på om der er forskel i sestonkoncentration og -sammensætning mellem stationer i forskellig afstand fra søen og over sæsonen.

B. Bestemmelse af muslingernes densitet og kondition i en fast population på forsøgsstrækningens første 3 km med stigende afstand til søen og dermed med faldende fødemængde i vandet. Konditionen bestemmes ved at beregne relationen mellem muslingernes tørvægt af bløddelene (DM;g) og skallængden (SL;mm) ned gennem populationen.

C. Vurdering af om muslingerne er fødebegrænsede på strækningen nedstrøms den faste population, og om det er årsagen til, at der i 2013, ikke blev fundet muslinger på de øvrige stationer. Dette vurderes ved at undersøge udsatte muslingers relative vækstrate ($RGR \text{ dag}^{-1}$) over en tremåneders periode.

D. Undersøgelse af om der er en sammenhæng mellem fødekvaliteten, fødemængden og vandkvaliteten målt som hhv. sestonsammensætningen, klorofyl a-koncentrationen og næringsstofkoncentrationer og TOC-indhold i vandsøjlen.

Det undersøges ved at analysere vandprøver indsamlet hver måned gennem hele året og se på udviklingen af koncentrationerne ned gennem forsøgsstrækningens seks stationer.

Forventninger

Det forventes af sestonundersøgelserne, at der vil være forskel i sestonsammensætningen mellem stationerne og gennem året. En sådan forskel kunne skyldes, at vandremuslingen er fødeselektiv og

først spiser alger af højere fødekvalitet op – og der på alger med en lavere fødekvalitet. Desuden forventes det, at sestonmængden falder med stigende afstand til søen, i takt med at føden spises op først på strækningen.

Det forventes at undersøgelserne af muslingernes tilstand og densitet i den faste population vil vise at både densiteten og konditionen falder med stigende afstand til søen, da fødetilgængeligheden falder, og det forventes af udsætningsforsøget, at muslingerne udsat og målt ved 4 stationer, der ligger med stigende afstand til søen, vil udvise et fald i vækstraten grundet fødemangel med stigende afstand til søen. Muslinger udsat længst væk fra søen forventes at have den laveste RGR.

Ved at undersøge om der er en sammenhæng mellem vandkemien og fødeudbuddet på forsøgsstrækningen forventes det, at såfremt der i vandløbet produceres fytoplankton, vil fødemængden og -kvaliteten afhænger af vandkemien, og derved vil klorofyl a-mængden afspejle udviklingen af næringsstof-koncentrationerne på strækningen.

4. Metoder og undersøgelsesdesign

Projektet er underopdelt i fire delundersøgelser:

4.1: at følge udviklingen af de fysiske og kemiske faktorer på forsøgsstrækningen ved månedlig indsamling af vandprøver, og temperatur, iltindhold og vandføring over 13 måneder på 6 stationer,

4.2: At undersøge fødeudbuddet ved månedlige vandprøvetagning og derpå ved at karakterisere koncentrationen og sammensætningen af sestongrupperne i vandprøverne samt koncentrationen af kl.a. i vand og fra epilithon (alger på sten) for at undersøge udviklingen med stigende afstand til søen og finde en evt. sammenhæng mellem vandkvalitet og fødekvalitet og -mængde.

4.3: Estimere konditionen for muslingerne i populationen nedstrøms søen ved at finde forholdet mellem skallængde (mm) og tørvægt (g) hos muslinger indsamlet i september 2013.

4.4: Undersøge vækstrater hos muslinger udsat på 4 stationer i vandløbet over en tremåneders periode, for at se om muslingerne vokser forskelligt på stationer med stigende afstand til søen.

4.1: Indsamlinger af fysiske og kemiske data til karakterisering af forsøgsstrækningen

4.1.1 Undersøgelse af de fysiske forhold i vandløbet.

Forsøgsstrækningen ligger i Gudenåens hovedløb med start ved udløbet af Silkeborg Langsøs østlige ende ved ringvejsbroen. Strækningens sidste station ligger ved Kongensbro. Der er seks stationer på strækningen (figur 4.1) og mellem Trækstien og Svostrup ligger en mindre sø, Sminge sø (UTM: N 56.21295, E 9.66764). I tabel 4.1 er vist afstandene mel-



Fig. 4.1: Skitse over forsøgsstrækningen fra Silkeborgsøerne til Kongensbro. Målestationerne er angivet med navn og nummer: (1.) Si = Silkeborg, (2.) RB = Resenbro, (3.) Ts = trækstien, (4.) Sv = Svostrup, (5.) Tv = Tvilum og (6.) KB = Kongensbro

lem stationerne og UTM-koordinaterne for hver station. Der er fire mindre åer der løber til Gudenaen på strækningen: Linå, Gjernå, Voel bæk og Allingå.

Tabel 4.1: Stationerne å forsøgsstrækningen angivet i rækkefølge med stigende afstand til Silkeborg Langsø. UTM-koordinater og afstand til forrige station er angivet i tabellen.

Station	Nr.	ID	UTM-koordinater	Afstand til forrige station
Silkeborg	1	Si	N 56.17402, E 9.60085	-
Resenbro	2	RB	N 56.18210, E 9.64115	3
Trækstien	3	Ts	N 56.20748, E 9.65609	3
Svostrup	4	Sv	N 6.22286, E 9.66900	2,5
Tvilum	5	Tv	N 56.24006, E 9.67028	2,5
Kongensbro	6	KB	N 56.29588, E 9.66509	6

Vandføring på strækningen over året aflæstes fra en målestation ved Tvilum. Iltindholdet i vandet blev målt kontinuerligt ved Svostrup med en YSI-sonde 6600-V2 fra august 2013- april 2014. Hver måned blev temperaturen målt ved hver station.

I september 2013 og april 2014 blev strækningen fra hhv. Silkeborg Langsø til Resenbro og fra Silkeborg Langsø til Kongensbro gennemsejlet i båd. På den første strækningen blev fire målestationer udlagt og lyssvækkelse, dybde og bredde blev målt. Ved hver station blev der på et transekt på tværs af vandløbet udlagt 3-5 forsøgsplots. Ét i midten af vandløbet og 1-2 på hver side af midten afhængigt af åens bredde. (Bredde >12 m gav 5 målinger på tværs). I hvert plot måltes vanddybden med en snor med et lod i enden som vi lod synke til bunds. På snoren var afsat mærker for hver meter og vi kunne aflæse dybden. Dybden på hele strækningen udregnes som et gennemsnit af de målte dybder.

Ved hver station måltes lysintensiteten i forskellige dybder i vandsøjlen med en lysmåler (LI-COR, Quantum/radiometer/photometer. Model: LI-250 Light meter), der fungerer, ved at have én lyssensor over vand og én i den dybde der måles i. Inputtet fra de to målere bruges til at finde ud af, hvad lysintensiteten i en given dybde er, når man har taget højde for at lysindstrålingen ved overfladen ændrer sig mellem målingerne. Lyssvækkelsen beregnes med formlen:

$$I_z = I_0 \exp(-kz), \text{ og } k \text{ findes med formlen } kz = \ln(I_0/I_z)/z,$$

hvor I_z er lysintensiteten ($\mu\text{mol fotoner sek}^{-1} * \text{m}^{-2}$ vandoverflade) i dybden z , I_0 er lysintensiteten ved vandoverfladen, z er vandybden (m) og k er dæmpningskoefficienten (m^{-1}). Med lysmåleren måles I_0 og I_z .

Ved gennemsejling af hele forsøgsstrækningen i april 2014 blev substratforholdene undersøgt. For ca. hver km blev koordinaterne noteret, og på tværs af vandløbet blev der med vandkikkert, de steder bunden kunne ses, noteret substrattyper i 5 plots på tværs af vandløbet for de midterste 70% af vandløbets bredde. På steder hvor bunden ikke kunne ses blev substratet bestemt ved at hente bundmateriale op til overfladen med en kloakrenser. Kloakrenseren er 1,7-1,8 m langt og kunne nå bunden alle steder.

Substraterne blev kategoriseret efter type: Mudder, sand, grus, gydegrus og sten. Desuden blev det noteret, om der var makrofyter til stede i transektet.

Der blev hermed kortlagt, om vandløbet har et kontinuerligt forløb med faste substrattyper, som muslingerne potentielt kan sætte sig fast på, og således vurderet, om der i nogle områder er flere eller færre egnede substrater end i andre områder.

Ved at måle de fysiske forhold på strækningen fra Silkeborg til Resenbro i september og kigge på luftkort over hele forsøgsstrækningen, blev det estimeret at variationen på den korte strækning og opgørelsen over substratforholdene på hele strækningen var nok til at beskrive hele forsøgsstrækningen.

4.1.2 Indsamling af vandprøver til bestemmelse af vandkvaliteten

For at undersøge forsøgsstrækningen mht. vandkvalitet i er der hver måned i perioden fra april 2013 til april 2014 indsamlet vandprøver, som er blevet analyseret for indholdet af næringsstofferne ammonium (NH_4), nitrat (NO_3^-) og fosfat (PO_4^{3-}) samt total kulstof (TOC), total fosfor (TP) og total kvælstof (TN). I juni blev der indsamlet vandprøver to gange 8/6-13 og 28/6-13. Vandets indhold af SPOM, som er et målt for det opløste partikulære organiske materiale, der findes i vandsøjlen blev også målt.

I felten



Indsamling af prøver til bestemmelse af SPOM blev foretaget i 5 liters plastdunke. Prøver til måling af TOC og TN-indholdet blev foretaget i 200mL plastflasker, og prøver indsamlet til måling af TP blev indsamlet i 50mL centrifugerør. Alle beholdere blev skyllet tre gange med vandløbsvand, inden de blev fyldt med vand midt i vandsøjlen hentet med en vandhenter. Prøverne blev taget fra land iført waders.

Indsamling af prøver til NH_4 , NO_3 og PO_4 blev foretaget i 50mL centrifugerør. Der blev indsamlet én prøve til hver analyse. 35mL vandløbsvand filtreredes gennem et filter (0,2 μm , Supor filter, Pall corporation). Udstyret var forinden blevet skyllet 3 gange i filtreret vandløbsvand.

Alle prøverne blev opbevaret på is under hjemtransport. Prøver til måling af TOC, TN, TP, NO_3 , NH_4 og PO_4 blev frosset ned direkte efter hjemkomst ved -18°C til senere behandling. Vandet til kl.a. og SPOM-prøverne blev behandlet samme dag.

Behandling af prøver i laboratoriet:

Prøverne til analyse af SPOM blev lavet som tre analytiske replikater. 800-1000mL vandløbsvand blev filtreret gennem 47 mm GFC-filtre (glass microfiber filters) der forinden var brændt i muffelovn ved 550°C og vejjet. Prøverne blev efterfølgende tørret ved 105°C i en tørreovn, inden de blev brændt i muffelovn ved 550°C . Ved denne brændingsproces brændes det organiske materiale på filterne væk og det uorganiske ligger tilbage. Resultaterne viste meget store usikkerheder mellem målingerne og er derfor ikke behandlet videre.

Næringstofprøverne og prøverne til måling af TOC blev taget op af fryseren dagen før de skulle analyseres. De blev analyseret af afdelingens laboranter. TOC og TN blev analyseret på en TOC-V CPH, (Total organic carbon analyzer Shimadzu). TP blev analyseret som absorptions med et spektrofotometer (UV-1800, Shimadzu, UV-spectrophotometer og programmet hedder: UV-Probe 2.34). NO_3 , NH_4 og PO_4 blev analyseret på lachat (LACHAT Instruments, USA, Quikchem. No 10-107-04-1-C.)

4.2 Undersøgelse af fødeudbuddet med stigende afstand til søen samt oplæring i sestonidentifikation

Sammensætningen samt koncentrationen af seston, mængden af kl.a. i vandsøjlen ($\text{kl.a.}_{\text{vand}}$) og kl.a. fra epilithon ($\text{kl.a.}_{\text{epilithon}}$) beskriver fødeforholdene på vandløbsstrækningen.

Vandsøjlels sammensætning af seston, som er alt det organiske døde og levende materiale der findes suspenderet i vandsøjlen, blev identificeret og inddelt efter ni overordnede grupper: kiselager,

grønalger, gulalger og furealger samt øvrige organismer som svampe, cyanobakterier, amorft detritus (plante- eller dyrerester under nedbrydning af bakterier), plante- og dyremateriale. Koncentrationen af klorofyl a i vand og fra epilithon blev undersøgt ved indsamling af vandprøver og sten fra vandløbsbunden. Da det blev antaget at fytoplanktonmængden i vandsøjlen faldt med stigende afstand til søen, blev det undersøgt epilithonet ville kunne overtage fytoplanktonets rolle som fødegrundlag for vandremuslingen, hvis det kom i suspension i vandsøjlen, jo længere væk fra søen man kommer. I et forsøg på at karakterisere epilithonet, er der blevet indsamlet sten med algebelægninger. Disse alger er enten alger, der vokser på sten, eller alger der er dalet ned på stenene fra vandsøjlen.

4.2.1. Fødemængden på forsøgsstrækningen

Indsamling af prøver og laboratoriearbejde

Indsamling af prøver til bestemmelse af $kl.a_{\text{vand}}$ blev foretaget i 5 liters dunke der forinden prøvetagning var skyllet tre gange i vandløbsvand og indsamling af epilithon blev foretaget ved at indsamle tre sten fra vandløbsbunden, så vidt muligt fra et sted hvor kanoroere ikke havde landgang. Stenene indsamledes med et planktonnet med kraftigt ståltrådgitter eller med hænderne.

Indsamling af prøver til bestemmelse af seston blev foretaget i en 200mL plastikflaske der var skyllet 3 gange i vandløbsvand. Vandet blev hentet i en vandhenter ca. midt i vandsøjlen. Prøverne blev opbevaret på is under hjemtransport.

Behandling af prøverne i laboratoriet

Kl.a. fra de suspendede partikler i vandsøjlen ($kl.a_{\text{vand}}$) 800-1000mL vandløbsvand blev filtret gennem 47 mm GFC-filtre (glass microfiber filters). Prøverne opbevarede i engangsreagensglas i fryseren ved -18°C minimum et døgn inden videre behandling. Klorofylindholdet i prøven ekstraheredes med 96% ethanol og målt ved absorbansmålinger på et spektrofotometer (UV-1800, Shimadzu, UV-spectrophotometer og programmet hedder: UV Probe 2.34). Fremgangsmåden er beskrevet i Lichtenthaler (1987), men modificeret til 6 mL ethanol for at reducere mængden af det nødvendige materiale.

Formlen til beregning af $kl.a_{\text{vand}}$ med absorbansresultaterne fra spektrofotometret er:

$$kl.a_{\text{vand}} (\mu\text{g L}^{-1}) = \text{Abs}_{(665-750)} * E_{\text{vol}}/0,0834 * F_{\text{vol}},$$

hvor $Abs_{(665-750)}$ er prøvens absorption ved hhv. 665 nm og 750 nm (cm^{-1}), E_{vol} er volumen af ethanol (mL), F_{vol} er volumen af den filtrerede prøve (L) og 0,0834 er kl. a specifikke absorptions koefficient ($cm^{-1} \mu g^{-1} L$).

Målingerne resulterede i 3 analytiske replikater for hver station for hver måned. Coefficient of variation (CV) er beregnet som standardafvigelsen divideret med gennemsnittet (SD/gns) og er for 86% vedkommende $< 10 \%$.

Kl.a fra epilithon (kl.a._{epilithon}). Stenene blev børstet rene med vand og en opvaskebørste. Det areal der børstedes rent blev målt (cm^2). Vandet med algerne blev opsamlet og filtreret gennem 47 mm GFC-filter (glass microfiber filters) til filteret var mørkfarvet. Filtrene opbevarede i engangsreaktionsglas i fryseren ved $-18^{\circ}C$ minimum et døgn inden videre behandling.

Klorofylindholdet fra algerne i prøven ekstraheredes med 96% ethanol og målt ved absorbansmålinger på et spektrofotometer. Fremgangsmåden er beskrevet i Lichtenthaler (1987). Afhængigt af kl.a.-mængden i prøverne blev der brugt mellem 6 og 11 mL ethanol til ekstrahering.

Formlen til bestemmelse af kl.a. på faste overflader/sedimentet med absorbansresultaterne fra spektrofotometret er:

$$Kl.a_{epilithon} (\mu g m^{-2}) = Abs_{(665-750)} * E_{vol} * 10^4 / 0,0834 * A,$$

hvor $Abs_{(665-750)}$ er prøvens absorption ved hhv. 665 nm og 750 nm (cm^{-1}), E_{vol} er volumen af ethanol (mL), A er arealet af stenens overflade (cm^2) der er børstet rent og 0,0834 er kl. a specifikke absorptions koefficient ($cm^{-1} \mu g^{-1} l$).

Seston: I laboratoriet blev prøverne omrystet, og 30 mL vand fra hver prøve blev grovfiltreret gennem en 250 μm si ned i et måleglas. 4-30 mL - afhængigt af vandets klarhed - blev derefter filtreret gennem et gridfilter (GN-6 Grid, 25 mm, 0,45 μm , Pall Corporation). Der skulle være så meget materiale på filtrene, at der var noget at se på, men ikke så meget at filtrene blev overfyldte.

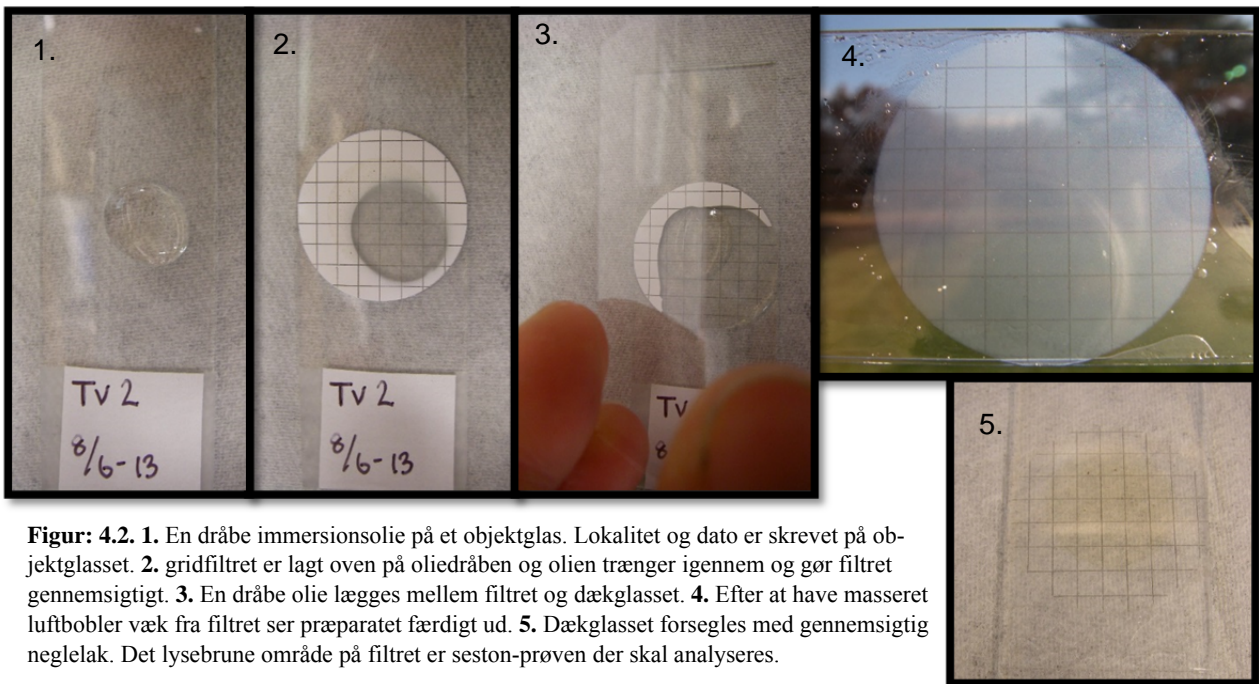
Filtrene blev lagt til tørre og opbevarede mørkt i engangspetriskele ved stuetemperatur indtil videre behandling.

Filtre fra april – oktober 2013 blev herefter lavet til mikroskoppræparater. På disse præparater blev arealet af de 9 forskellige grupper af alger, bakterier, dyre- og plante materiale, der fandtes i vand-søjlen identificeret og målt. Den procentuelle fordeling til grupperne blev opgjort for tre af de seks

stationer vi arbejdede med hhv. Silkeborg, Tvillum og Kongensbro, for at få et udtryk for fordelingen ned gennem strækningen.

4.2.2 Oplæring i sestonidentifikation

For at kunne identificere de forskellige grupper har Lotte Holm og jeg været på 5 dages studieophold på Cary institute, Upper state New York hvor vi blev oplært i algeidentifikation til gruppe og kisel-algeidentifikation til slægt af professor Emma J Rosi-Marshall og hendes post doc. Holly Ann Wellard Kelly. Holly, der underviste os i sestonidentifikation i en uge, havde selv arbejdet med kiselalgeidentifikation i sin ph.d. og brugt 6 måneder på at lære at identificere kiselalgerne. Vi indså hurtigt at vi med kun et år til hele specialet, umuligt ville kunne bruge megen tid på identifikation af flere algearter end blot kiselalgerne, og vi besluttede derfor, at målet alene måtte være, at kunne lære at genkende de forskellige grupper af alger og kategorisere dem efter disse i opgørelsen for sestonsammensætningen.



Figur: 4.2. 1. En dråbe immersionsolie på et objektglas. Lokalitet og dato er skrevet på objektglasset. **2.** gridfiltret er lagt oven på oliedråben og olien trænger igennem og gør filtret gennemsigtigt. **3.** En dråbe olie lægges mellem filtret og dækglasset. **4.** Efter at have masseret luftbobler væk fra filtret ser præparatet færdigt ud. **5.** Dækglasset forsegles med gennemsigtig neglelak. Det lysebrune område på filtret er seston-prøven der skal analyseres.

Præparaterne blev lavet på objektglas ved at afsætte en stor dråbe Immersions olie (Leica microsystems) på et objektglas. Der blev brugt to størrelser af lange objektglas. 1) 76x26 mm i Århus (Hounisen Laboratorie) og 2) 75x25mm på Cary institute (VWR microscope slides). Grid-filtret

overførtes forsigtigt til objektglasset med pincet, og der ventedes, til filtret var blevet gennemvædet og gennemsigtigt af olien.

Endnu en dråbe olie lagdes oven på filtret, og et stort dækglas (50x24 mm) lagdes over og presses ned over filtret, så alle luftbobler forsvandt. Ved at massere dækglasset blidt mod objektglasset med en finger fra midten ud til kanten, kunne eventuelle luftbobler masseres væk. Herefter forseglades dækglasset med gennemsigtig neglelak, og præparatet lagdes til tørre. Dagen efter kunne overskydende olie forsigtigt renses væk med linsepapir og rensebenzin (fig. 4.2 (1-5)).

Præparaterne mikroskoperedes på et mikroskop tilsluttet kamera og computer. Billeder fra månederne april, juni, august og oktober blev taget på Cary institute med et compound microscope, af mærket Olympus model BX53. Kameraet var et: Olympus DP72 og programmet til billedbehandling hedder 'Cell sense', som er et program Olympus har designet til mikroskoper. Billederne fra månederne maj, juli og september blev taget i Danmark med et compound mikroskop af mærket Leica, model DM4000 B og kameraet er et Leica DFC420 C, programmet til billedbehandling hedder LAS V3.8.

Fremgangsmåden har vi lært af Emma og Holly. Metoden er endnu ikke publiceret, men vil blive gennemgået her:

Præparatet gennemses ved x10 forstørrelse for at se, hvad det indeholder (se fig. 4.3 for et eksempel ved x20 på forskellige sestontyper). Der arbejdes herefter systematisk gennem præparatet på x40 forstørrelse således at det undgås at tage billeder af det samme udsnit flere

gange. Under antagelse af at sestonpartiklerne er ligeligt fordelt over hele filteret, tages der 10 bille-



Fig. 4.3: Eksempler på nogle af de grupper der kunne ses i præparaterne ved 200 gange forstørrelse (x20). 1. centriske kiselalger muligvis af slægten *Cyclotella*. 2. Tre former af cyanobakterier. De to øverst er muligvis *Microcystis* og den nederste er en *Anabena*. 3. Grønalge og 4. Kiselalge muligvis af slægten: *Asterionella*.

der fordelt jævnt over hele præparatet så billederne tilsammen minimum indeholder 50 partikler (Dr. Emma J. Rosi-Marshall, 2013, pers komm.) Skarpheden indstilles, så flest muligt objekter

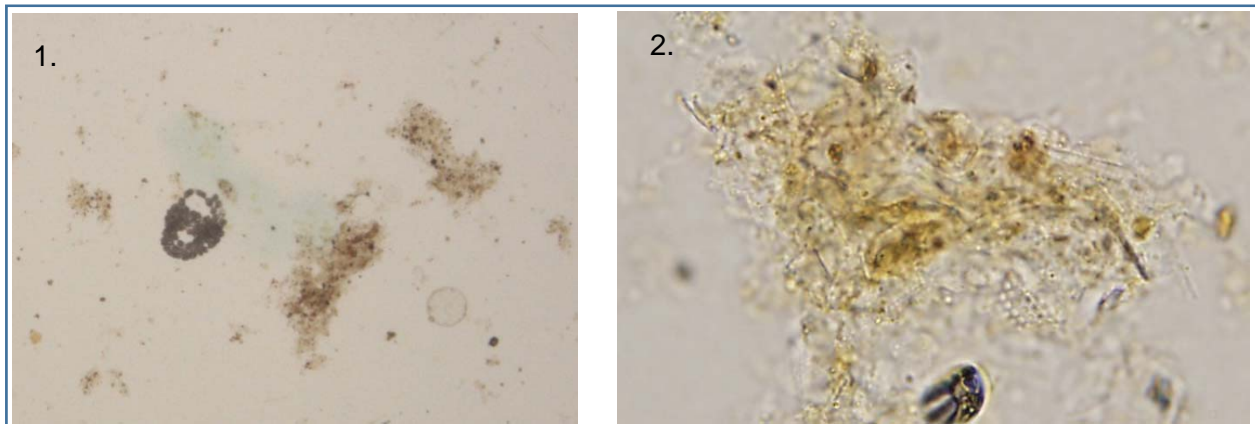


Fig 4.4: Amorft detritus som er nedbrudt plante- eller dyremateriale belagt med bakterier og som stort set er uigenkendeligt. billede 1. er taget ved x40 (400 gange forstørrelse) og billede 2. ved x100 (1000 gange forstørrelse)

kommer med og er mulige at identificere. Se forskellige sestontyper på figurerne: fig. 4.4 (for amorft detritus), fig. 4.5 (for grønalger) og fig. 4.6 (1-8) for kiselager. I tilfælde hvor der var tvivl om mængden af materiale på de 10 billeder, er der taget ét til tre ekstra.

Billederne åbnes herefter med programmet 'ImageJ', der kan downloades gratis fra internettet. Programmet har funktioner, der gør det muligt at måle arealet af hvert identificeret objekt ved at tegne omkring objektet enten i frihånd eller med en af de forudindstillede geometriske funktioner. Image J har tre vinduer åbnet, når der arbejdes. 1. Billedet med prøven vises, 2. Resultaterne af arealerne der måles, vises i rækkefølge, og 3. En værktøjslinje med værktøjer der kan anvendes til at arbejde med billedet. Se fig: 4.7.

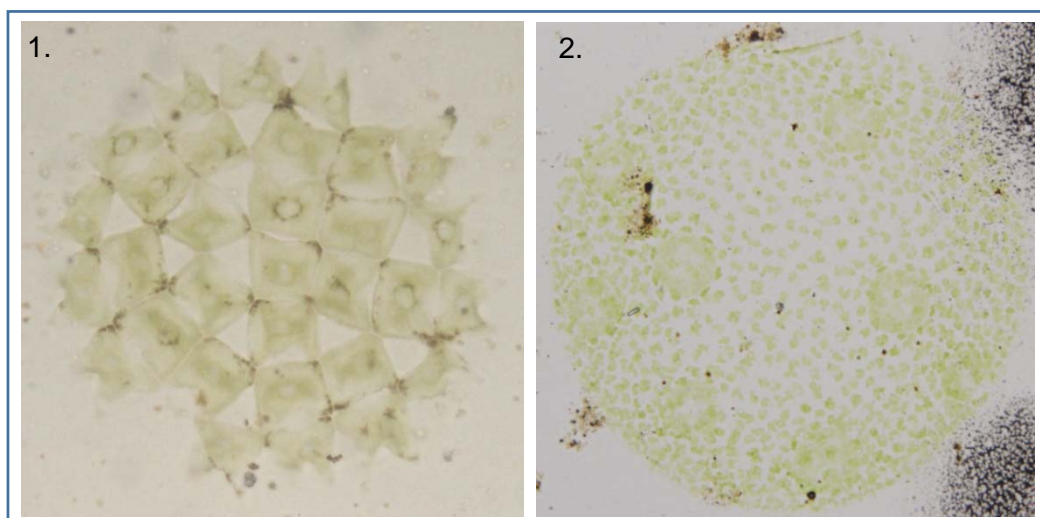


Fig. 4.5: Grønalger: Begge billeder er taget ved (x40) 1. Grønalge af slægten *Pediastrum*. 2. Grønalge af slæg-

Arealerne af alle objekter inden for en sestongruppe lægges sammen for i alle 10 billeder i en prøve. Andelen som hver sestongruppe udgør af det samlede areal af objekter på de 10 billeder, beregnes som en samlet andel for de 10 billeder på et præparat.

Koncentration af seston i vandsøjlen

Mængden af seston i prøverne varierede fra station til station og mellem måneder, og mængden af vandløbsvand der blev filtreret, blev derfor varierende (4-30 mL), Det ønskedes at undersøge om koncentrationen af seston i vandsøjlen faldt med stigende afstand til søen. Derfor blev mængden af seston pr. præparat beregnet:

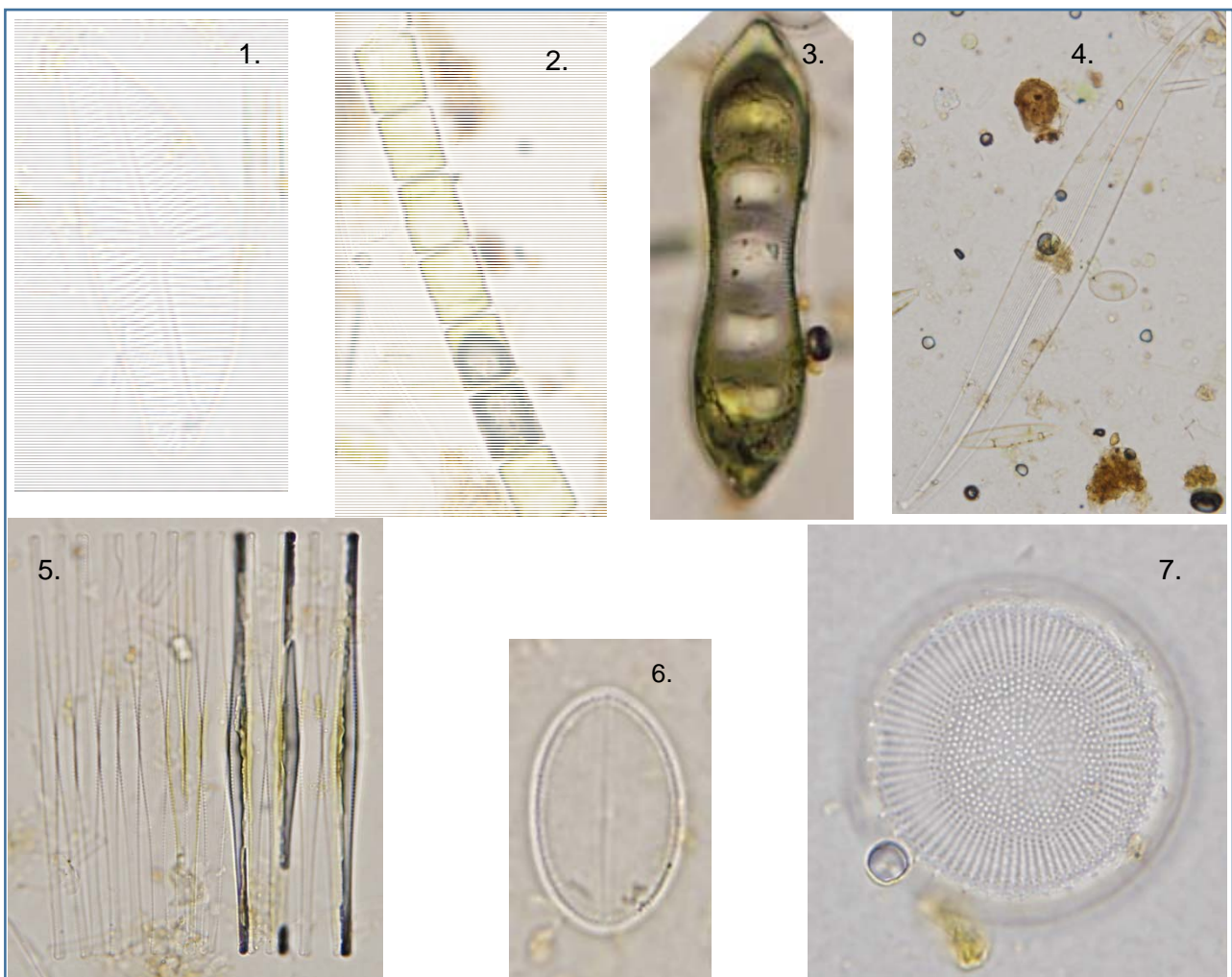


Fig. 4.6: 1. x40 slægten *Cymbella*.. 2 x40: kæder af slægten *Melosira*. 3. x40 slægten: *Cymatopleura*. 4. x60: Slægten: *Gyrosigma*. 5. x100: koloni af slægten: *Fragillaria* 6. x 100: slægten *Coconeis*.. 7. x100: slægten: *Cyclotella*

Dimensionerne af hvert billede taget ved x40 blev fundet ved at måle billedet op i Image J som antallet af pixels, det udgør. Alle billederne taget på Cary institute har således et areal på: 1389977,6 pixels og billederne taget på Aarhus universitet har et areal på: 5004196,277 pixels.

Derefter blev det beregnet, hvor stor en procentdel sestonmængden på 10-13 billeder udgjorde af det samlede areal af de 10-13 billeder.

Hele en prøves areal på et filter blev beregnet til 203,9 mm². Eftersom det antages at sestonet er ligeligt fordelt over hele filtret må samme andel af hele filtret være dækket af seston som på de 10 billeder.

Mængden af seston på hele filteret blev derefter beregnet i mm² og sat i forhold til mængden af vandløbsvand, som var blevet filtret igennem dette. Resultatet blev herved udtrykt som mm² seston / mL vandløbsvand.

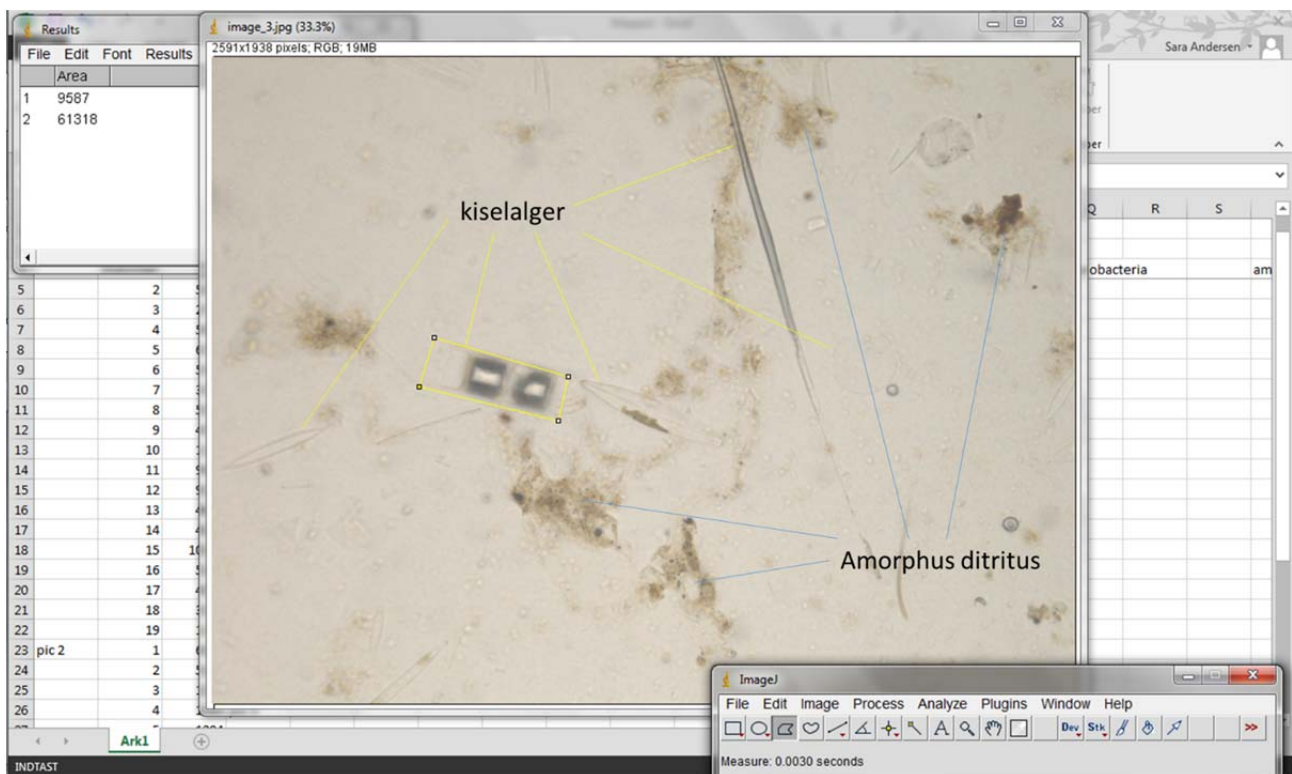


Fig. 4.7: Screen shot af de tre vinduer som bruges i Image J. I det store vindue i midten ses billedet af prøven. En Kiselalge er markeret op med gult, så arealet kan måles. Arealet er anført i den lille boks i oppe venstre hjørne ('Results'). De gule linier peger på flere kiselalger der skal måles. Mens de blå linier viser amorf ditritus. Nederst i højre hjørne ses værktøjslinien hvor forskellige passende værktøjer til markering kan vælges.

Desuden blev næringsstofniveauet mellem stationer og over året undersøgt da ændringer i næringsstofkoncentrationen mellem stationerne kunne give en indikation af om fødeudbuddet målt som klorofyl a-koncentrationen i vandet, [kl.a_{vand}] hang sammen med næringsmængden og kunne forklares ved udviklingen af næringsstofferne med stigende afstand til søen.

4.3 Undersøgelse af den etablerede population på forsøgstrækningens første 3 km

For at belyse om der er sammenhæng mellem vandremuslingens udbredelse i Gudenåen og fødeudbuddet undersøgte forholdet mellem skallængde og tørvægt som et mål for muslingernes kondition hos muslingerne i den faste population af vandremuslinger der begynder i Silkeborgsøerne og spred sig ned i vandløbet til og med stationen ved Resenbro (fig. 4.8).

Ringsvejsbroen over Gudenåen øst for Silkeborg er registreret som første station og broen ved Resenbro over Gudenåen som station 4. Herimellem er indlagt to mellemstationer (fig.4.8) med UTM-koordinaterne 2: N 56.17688, E 9.61744 og 3: N 56.17959, E 9.63293.

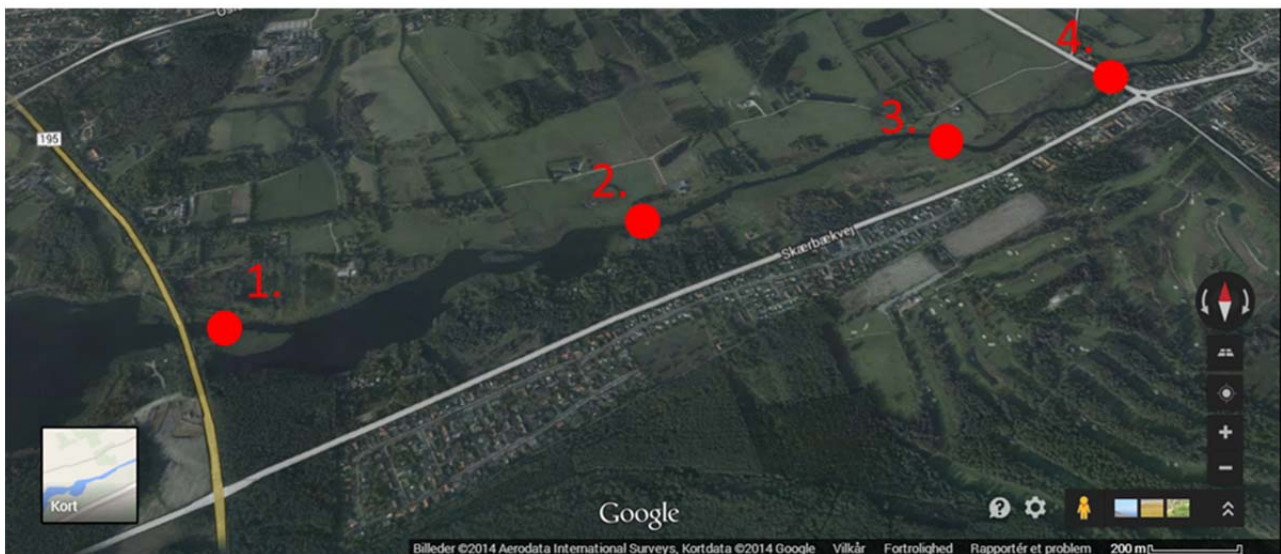


Fig. 4.8: screen shot fra www.google.dk/maps. Til venstre i billedet ses østenden af Silkeborg Langsø. Den gule vej er Ringvejen rundt om Silkeborg. Til højre i billedet ses en rundkørsel hvor vejen til venstre går en hen over Gudenåen via en bro.

Indsamling af muslinger.

Den 3. sept. 2013 blev strækningen fra Silkeborg Langsø til Broen ved Resenbro gennemsejlet i båd

Ved hver station blev der på et transekt på tværs af vandløbet udlagt 3-5 forsøgsplots. Ét i midten af vandløbet og 1-2 på hver side af midten afhængigt af åens bredde. (Bredde >12 m gav 5 målinger på tværs).

Muslinger blev indsamlet med grab-”indsamlere”. Ved den første station, hvor bunden var tæt belagt med muslinger i et tykt lag, blev en Van Veen-grab brugt. Den har et fangstareal på 0,0304 m². Van Veen-grabben virker imidlertid kun godt på blød bund, da den udløses ved vandoverfladen og ikke kan mases ned i substratet, hvilket gjorde den ubrugelig, på de resterende stationer hvor vandløbsbunden var belagt med sten og grus. Her gjordes derfor brug af en kloakrenser med et fangstareal på 0,0123 m² der kunne presses ned i vandløbsbunden. Van Veen-grabben indsamler et mindre antal muslinger pr. m² i forhold til kloakrenseren da den ikke kan presses ned i vandløbsbunden, og det kan give et fejlestimat for stationen ved Silkeborg, sammenlignet med de andre tre stationer hvor kloakrenseren blev brugt.

På hver station indsamledes muslinger på tre plots: 1, 3 og 5 (fig. 4.9). Ved hvert plot blev tre muslingeprøver indsamlet, i alt 9 prøver i hvert transekt. Dvs. at der ved hver station blev taget prøver på et areal svarende til 0,2763 m² for Van Veen grabben og 0,1107 m² for kloakrenseren. Prøverne kom i hver deres plastikbøtte med låg. Prøverne opbevarede på is til vi kom hjem.

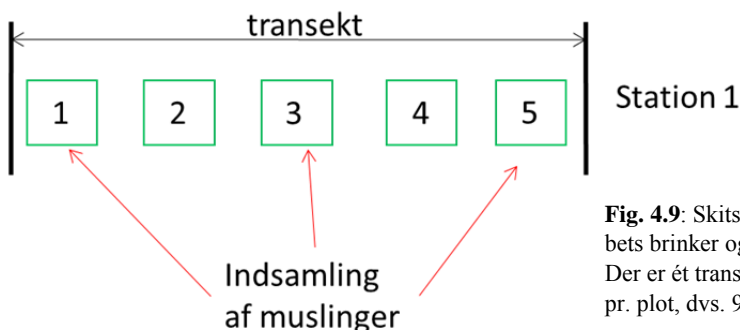


Fig. 4.9: Skitse for en station, de sorte linjer i siderne udgør vandløbs brinker og de grønne firkanter er plottene på tværs af transektet. Der er ét transekt pr. station. Der blev indsamlet tre muslingeprøver pr. plot, dvs. 9 muslingeprøver i alt pr. station/transekt.

Behandling af muslinger i laboratoriet

Muslingerne blev senere tøet op med koldt vand og skallængden på hver enkelt målt til nærmeste hele mm på den aflange led med en skydelærer (se fig. 4.10.).

Antallet af muslinger pr. station blev opgjort, for at se om densiteten af muslinger ændrede sig med stigende afstand til søen.

Der blev indsamlet 1227 muslinger ved stationen ved Silkeborg og det blev antaget at tre muslinger af hver skallængdekategori inden for én mm, ville være repræsentativt, således blev 86 muslinger tilfældigt udvalgt til tørstofbestemmelse. De rangerede i skallængde fra 4-30 mm med tre muslinger

for hver skallængde, så vidt det var muligt. Ved stationen ved Resenbro blev der kun indsamlet 56 muslinger i alt og alle muslinger indgik derfor i tørstofbestemmelsen. Derefter blev muslingernes indre bløde dele skrabet ud med en skalpel og pakket i hver sin forvejede foliepakke.

Muslingepakkerne blev tørret i min. 3 døgn ved ca. 80°C og herefter vejjet og tørvægten bestemt.

Muslingerne blev inddelt efter skallængdeintervaller på 5 mm og tørvægten blev plottet mod skallængden.



Fig 4.10: Illustration af hvor muslingens skallængde måles.

Billedet er taget fra www.skanderborg.dk

4.4: Undersøgelse af vækstraten hos muslinger udsat på 4 stationer

For at undersøge hvordan muslingerne ville vokse i forskellig afstand til en sø, blev muslinger indsamlet, mærket med, rød, lyserød, blå og brun neglelak, målt og flyttet til fire steder i Gudenåen på varierende afstande til Silkeborg Langsø. Efter 3 måneder blev de indsamlet og målt igen, så det kunne opgøres, hvor meget de havde vokset.

Forsøgsopstilling

Den 16. juli 2013 indsamledes muslinger fra stationen ved Silkeborg. Muslingerne sad her i store klumper i lag uden på hinanden på små sten. Klumperne var meget løst sammensat. Muslingerne blev udsat ved stationerne: Silkeborg og Resenbro.

Den 17 juli 2013 indsamledes muslinger i Remstrup å (RÅ), et å-løb der ligger inde i Silkeborg by og som ikke er i direkte forbindelse med forsøgsstrækningen, hvor alle muslingerne sad fasthæftet på sten. Muslingerne hérfra blev udsat i Remstrup å til kontrol, og ved Svostrup og Kongensbro. Af praktiske årsager blev muslingerne ikke indsamlet på samme station, hvilket, set i bakspejlet kom til at volde os lidt ekstra arbejde undervejs. Se senere.

Efter 3 uger blev muslingerne målt anden gang og de muslinger der var døde samt de klumper der var forsvundet blev erstattet af nye muslinger indsamlet ved Remstrup å, uanset om første pulje af muslinger stammede herfra eller ej. Muslingerne fra Remstrup å vurderedes bedre egnet fordi vi i højere grad ønskede at have muslinger som sad på sten fremfor i løse klumper som nemmere faldt af. Muslingerne udsat på stationen ved Resenbro blev gentagne gange udsat for hærværk og en stor

del af muslingerne forsvandt undervejs i forsøget. Pladerne lå ofte med bunden i vejret når vi kom for at måle muslingerne. Vi måtte erstatte de tabte med nye muslinger. Derfor blev der i alt udsat 115 muslinger ved Resenbro hvoraf 26 blev siddende til forsøget slut.

Udsætningen blev replikeret tre gange på hver station. For hver af stationerne: kontrolstationen – Remstrup å (RÅ), og forsøgsstationerne - Silkeborg, Resenbro, Svostrup og Kongensbro blev 12-15 muslingeklumper fastspændt til tre kvadratiske jernplader med huller i (4-5 klumper på hver plade) med plastikstrips (fig. 4.11A).

Muslingerne blev indsamlet i spande og dækket med vandløbsvand, så de kunne klare transporten mellem stationerne. Muslingerne der skulle indgå i vækstforsøget blev duppet tørre med toiletpapir og mærket med prikker af neglelak på ydersiden af skallen (fig. 4.11B.). Der blev udvalgt ca. 30 muslinger pr. plade dvs. ca. 95 muslinger pr. station (tabel 4.2). Muslingerne blev hver målt til nærmeste hele mm.

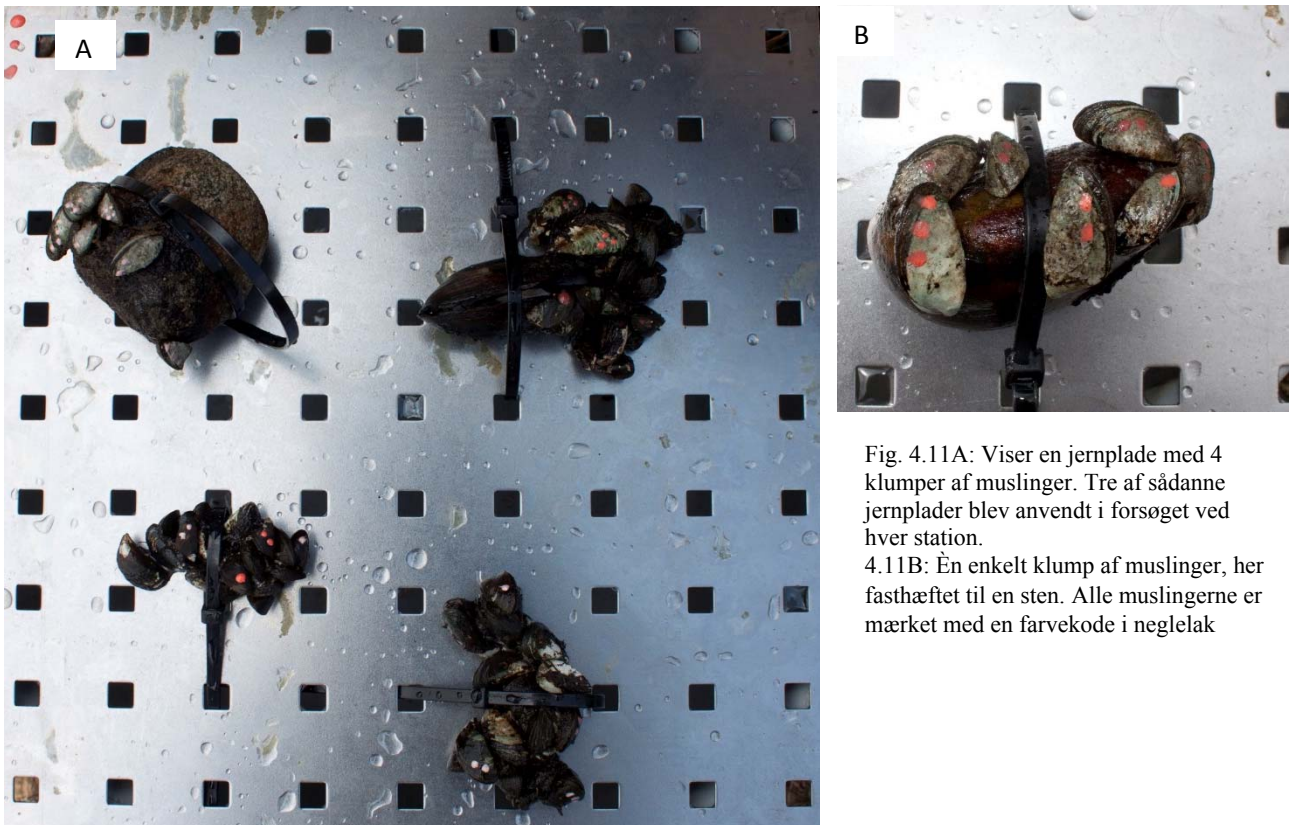


Fig. 4.11A: Viser en jernplade med 4 klumper af muslinger. Tre af sådanne jernplader blev anvendt i forsøget ved hver station.

4.11B: En enkelt klump af muslinger, her fasthæftet til en sten. Alle muslingerne er mærket med en farvekode i neglelak

Tabel 4.2: opgørelse over antallet af mærkede muslinger udsat ved hver station

	Remstrup (RÅ)	Silkeborg (Si)	Resenbro (RB)	Svostrup (Sv)	Kongensbro (KB)
Antal muslinger	92	80	115	99	93

Jernpladerne blev herefter sænket ned i vandløbet på 0,5-1 m dybde og, så vidt det var muligt, lagt fladt på bunden, så vandet kunne strømme frit hen over muslingerne, og tilgangen til den føde der måtte være i vandet være så fri som muligt. Vi ønskede ikke at ændre på strømforholdene omkring muslingerne i forhold til de naturligt givne på stationerne.

Hver 3.-4. uge blev muslingerne taget op og de mærkede målt. Muslingerne blev i alt målt 5 gange inkl. Målingerne på udsætningsdatoen i løbet af forsøgsperioden på 3 måneder fra den 17. juli 2013-17. oktober 2013.

Muslingerne blev den 17. okt. indsamlet og hver klump muslinger blev opbevaret i hver sin pose på is under hjemtransport. Herefter blev de frosset ned ved -18°C .

Laboratoriearbejde og analysemetode

I laboratoriet blev alle muslinger med mærker målt og tørvægten for hver musling fundet. Forskel i vækstraten af muslingerne fra hver station kunne bruges til at se, på hvilken station muslingerne voksede bedst. Formel for den relative vækstrate (RGR dag^{-1}) er:

$$\text{RGR} = \frac{(\ln(\text{DM}_{\text{slut}}) - \ln(\text{DM}_{\text{start}}))}{d},$$

hvor DM_{slut} er tørvægten (g) målt ved forsøgets slut, DM_{start} er tørvægten (g) beregnet ved forsøgets start og d er antallet af dage forsøget varede.

Da tørvægten af hvert enkelt muslingeindivid imidlertid ikke var mulig at måle i begyndelsen af forsøget – da dette ville kræve at muslingerne blev slået ihjel – blev andre muslinger fra Remstrup å og Silkeborg indsamlet i oktober 2013, samt i marts og juni 2014 for Remstrup å og september 2013, marts og juni 2014 for Silkeborg og ud fra sammenhængen mellem SL og DM hos disse muslinger, kunne der estimeres en DM_{start} . Datasættene for denne del af forsøget bestod af hhv. 417 og 269 muslinger for hhv. Remstrup å og Silkeborg.

Datasættene er behandlet hver for sig, men på samme måde. For muslinger > 19 mm var spredningen i SL:DM-forholdet meget stor, og muslingerne blev derfor inddelt i 2 størrelseskategorier ("Små": 1-19 mm og "Store": 20-36mm). I statistikprogrammet jmp (Jmp 10, 1989-2007) blev tørvægtdata i datasættet "Små" kvadratrodstransformeret, for at variansen blev homogen og for datasættet "Store" blev data log-transformeret for at få tilnærmelsesvis homogene data. Derpå blev der

med lineær regression for hver størrelseskategori ved hver station estimeret den bedste rette linje gennem datapunkterne: $(DM (g) = a \cdot SL(mm) + b)$.

Ved at tilbagetransformere til normale tørvægtværdier bliver de rette linjer til eksponentialfunktioner og for hver skallængdeværdi, se graferne fig. 4.12, blev det muligt at estimere DM_{start} for hvert individ ud fra de målte SL_{start} og ligeledes beregne et 95% konfidensinterval der viser, inden for hvilke værdier, den naturlige variation ligger, se fig. 4.12 for hhv. Silkeborg og Remstrup å.

Herefter blev RGR estimeret for hvert enkelt individ der indgik i udsætningsforsøget i alt 264 individer fordelt på 5 stationer. Muslingerne der klarede hele forsøget indgik i alt i 92 dage i forsøget mens muslinger der blev udsat i 2. måleperiode sad i 72 dage. Standardfejl er angivet i stedet for standardafvigelsen, da datasættene ikke er lige store. Ved denne undersøgelse blev det muligt at vurdere om voksne muslingeindivider kunne vokse, men ikke hvordan en population af muslinger ville klare sig på de nedstrømsliggende stationer.

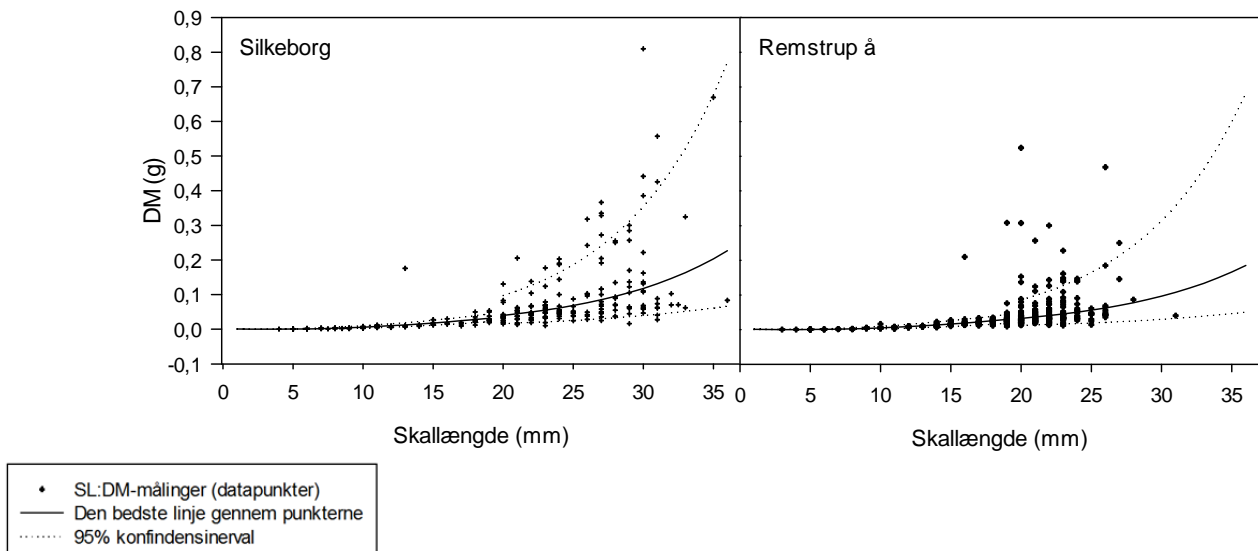


Fig. 4.12 Målepunkter for SL og DM for muslinger fundet i Silkeborg i september'13, marts og juni'14 i Remstrup å i oktober'13, marts og juni'14 samt bedste linje gennem punkterne og 95% konfidensintervallerne.

4.5 Statistiske analyser

Del 2: For at teste om der var forskel i $[kl.a_{vand}]$ mellem stationer og mellem måneder i hhv. vandsøjle og på sten blev der lavet en 2-vejs ANOVA. Det blev også testet, om der er en interaktion mellem lokalitet og måneder der indgår som de uafhængige variable. Testen blev udført i programmet jmp. Det var nødvendigt at transformere data med kvadratrodd for $kl.a_{epilithon}$ og $kl.a_{vand}$ for at få normalfordelte data.

For at teste om der var forskel mellem lokaliteter og måneder i forhold til koncentrationen af seston i vandsøjlen, blev der lavet en 2-vejs ANOVA. Det blev også testet for, om der er en interaktion



mellem lokalitet og måneder. Data er invers-transformeret for sikre at variansen af data blev homogen.

Resultaterne for den procentuelle fordeling af seston i vandsøjlen (sestonsammensætningen), og deres betydning for de enkelte stationer og måneder i vækstsæsonen blev testet med en multivariat analyse, DCA (DCA = detrended correspondance analysis), der er et statistisk værktøj der bruges til at samle store biologiske datasæt, hvor datasættet indeholder et stort antal arter og lokaliteter. Analysen kan simplificere komplekse datasæt og fremhæve de overordnede trends langs 1. aksen. Analysen er udført i programmet PC-ORD version 2 (McCune and Mefford 1995).

Forskellene i udviklingen i kemiske miljøfaktorer fra juni-oktober mellem stationerne blev testet med en 1-vejs anova. Data for TOC og kl.a.-epilithon måtte invers-transformeres for at sikre homogenitetsvarians.

Hele datasættet for udviklingen i kemiske miljøfaktorer fra april til oktober blev endvidere analyseret i en multivariat analyse (PCA = Principal component analysis), der er et statistisk værktøj, som bruges til at transformere og derved reducere store datasæt for at se på hvilke af de målte variable der bidrager mest til forskellene mellem måneder og lokaliteter og således kan give et billede af hvilke variable der er mest betydningsfulde. Analysen blev udført i programmet PC-ORD version 2.

Del 3: Det er testet med en 1-vejs ANOVA, om der er forskel mellem DM:SL-forholdet for de to stationer Si og RB. Det blev således testet om muslinger ved Resenbro er i signifikant bedre kondition end muslinger ved Silkeborg. Data for DM blev log-transformeret for at sikre homogenitetsvarians i datasættet forud for analysen.

Del 4: For at teste, om der var forskel i vækstraterne ($RGR \text{ dag}^{-1}$) mellem de tre forsøgsstationer, Silkeborg, Svostrup og Kongensbro, blev der lavet en 1-vejs ANOVA. Altså en test af om afstanden til Silkeborg Langsø har en betydning for, hvor hurtigt muslingerne vokser. Resultaterne for Resenbro er noget usikre og jeg har derfor valgt ikke at medtage data i testen.

5. Resultater

5.1 Karakterisering af forsøgsstrækning.

I dette kapitel gennemgås først resultaterne vedr. de fysiske/kemiske-forhold på forsøgsstrækningen og derefter fødeudbuddet og til sidst bliver fødemængden og -sammensætningen set i forhold til næringsstofkoncentrationsudviklingen gennem månederne juni-oktober – de måneder hvor hovedparten af undersøgelserne blev foretaget. Derefter analyseres resultaterne for muslingernes tilstand i den faste population og vækstraterne for de udsatte muslinger. På forsøgsstrækningen fandtes der i sommeren 2013 kun vandremuslinger på stationerne ved Silkeborg og Resenbro og ikke på de fire øvrige stationer. Lige neden for Sminge sø (1 km før stationen ved Svostrup) blev der i maj 2014 også fundet muslinger. Konsulentfirmaet Orbicon og Silkeborg kommune havde i tidligere år observeret muslinger på hele strækningen, og det må således konkluderes at vandremuslingernes bestande er gået tilbage i 2013.

5.1.1 Fysiske forhold

Gudenåen er Danmarks længste vandløb. Det løber fra Tinnet krat og ud i Randers fjord. Dette projekt undersøgte en kortere strækningen på 17 km neden for Silkeborg søerne. Gudenåen karakteriseres med globale øjne som et medium lavlandsvandløb og har en årlig gennemsnitlig vandføring på mellem 10 og 15 m³ * s⁻¹. Strømhastigheden på strækningen varierede meget, dels fordi strømrunden om sommeren er fyldt med makrofyter der sænker strømhastigheden, dels falder vandets hastighed lige nedstrøms søer og på stedet hvor vandløbet er bredt. På forsøgsstrækningen varierede bredden mellem 10 og 30 m og dybden mellem 1,15 og 1,70 m. Resultaterne for lysets svækkelse ned gennem vandsøjlen viste at mellem 7,2 og 17,0% af lyset - afhængigt af dybden - nåede ned til bunden af vandløbet. Der blev målt lysintensiteter på mellem 18,26 og 38,91 μmol fotoner sek⁻¹ * m² vandoverflade ved bunden. Iltniveauet blev målt fra august-april på stationen ved Svostrup og lå mellem 8 og 12 mgO₂*L⁻¹. Iltniveauet er temperaturafhængigt og steg med faldende vandtemperatur i vinterhalvåret. Den gennemsnitlige vandtemperatur fra april 2013 – april 2014, (fig. 5.1) viser, at den varmeste måned var juli med gennemsnitstemperatur for stationerne på 20,8°C, mens den koldeste var februar med gennemsnittemperatur på 2,6°C.

Fra maj til oktober er vandtemperaturen over 12°C, der er den temperatur vandremuslingen begynder at kunne gyde ved.

Substratet varierer meget ned gennem strækningen (fig. 5.2). Sand er dominerende substrat på de fleste af stationerne 5 - 10. På station 2, 13 og 14 er det gydegrus der dominerer, og på en enkelt station, (st. 1) er det mudder.

Sten, gydegrus og grus, der udgør egnet substrat for vandremuslingerne optræder i større eller mindre grad på næsten alle stationer undtagen 1, 6 og 7. Ved indsamlingen af data blev det observeret at der var en tendens til, at der hvor å-løbet blev bredt var der fortrinsvist sand på bunden og strømhastigheden var forholdsvis langsom, mens der var sten og grus på de strækninger hvor å-løbet var smallere og strømmen kraftigere.

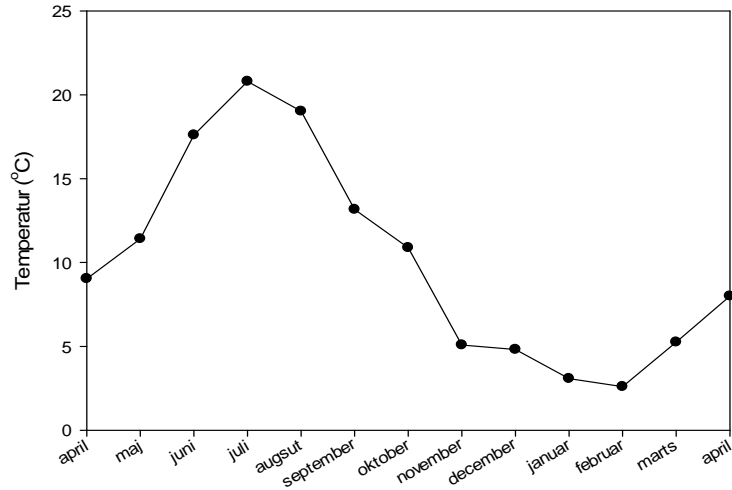


Fig. 5.1: Den gennemsnitlige temperaturudvikling over sæsonerne (°c) målt for hver station. Gennemsnit for alle stationer er fundet.

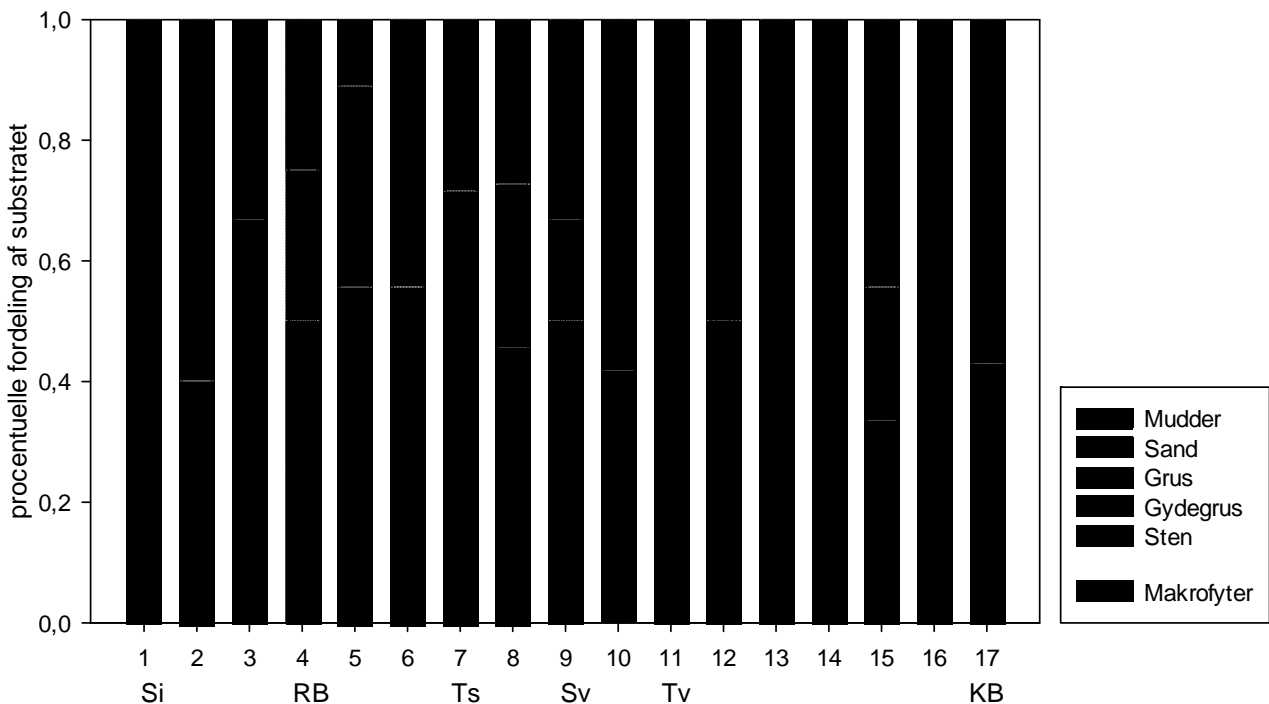


Fig. 5.2: Den procentuelle fordeling af substrattyper, mudder, sand, grus, gydegrus, sten og makrophyter. På 17 stationer bestemt den 4. april 2014. De seks faste målestationer, Si = Silkeborg, RB = Resebro, Ts = trækstien, Sv = Svostrup, Tv = Tvilum og KB = Kongensbro er skrevet ind på figuren. Der er ca. 1 km mellem hver af de 17 stationer. .)

5.1.2 Vandkemien på forsøgsstrækningen

Nitrat (NO₃), ammonium (NH₄) og fosfat (PO₄): Det overordnede billede for NO₃ er, at niveauet falder fra april til august 2013 hen over vækstsæsonen til værdier omkring 0,01 mg L⁻¹ (fig.5.3). Efter august stiger niveauet igen og topes i januar og februar med værdier på 1,6-1,8 mg L⁻¹, hvorefter det igen begynder at falde i marts og april 2014.

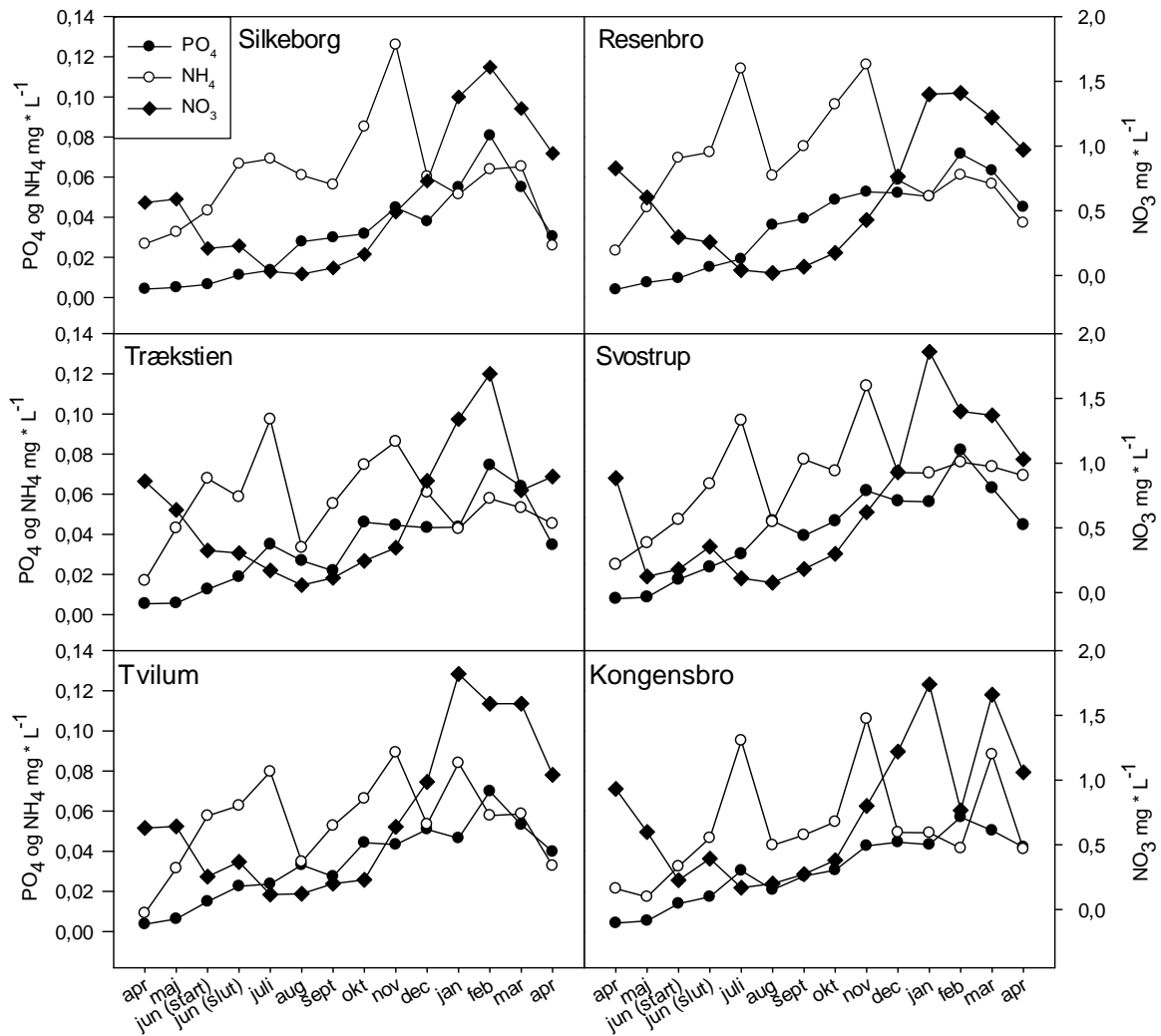


Fig. 5.3: koncentrationer af NH₄, NO₃ og PO₄ i vandsøjlen i vækstsæson April-sept 2013 varierende fra: NH₄: 0,02-0,09mg/L; NO₃: 0,08-0,78 mg/L og PO₄: 0,004-0,031 mg/L mellem stationerne. Bemærk at der er lavet en sekundær y-aksen for NO₃-koncentrationen

For NH₄ er værdierne meget variable og svinger op og ned hen over året. PO₄ stiger støt fra april 2013 til februar 2014 for alle stationerne, hvorefter den falder fra februar til april 2014. De målte værdier når dog ikke samme leje som ved april 2013 (fig. 5.3).

Udviklingen i TN og TP-koncentrationerne over året er vist i fig. 5.4. Størstedelen af TN skyldes NO_3 -indholdet og afspejler i høj grad koncentrationen i vandsøjlen over året (fig. 5.3), med lave værdier i vækstsæsonen og høje værdier om vinteren.

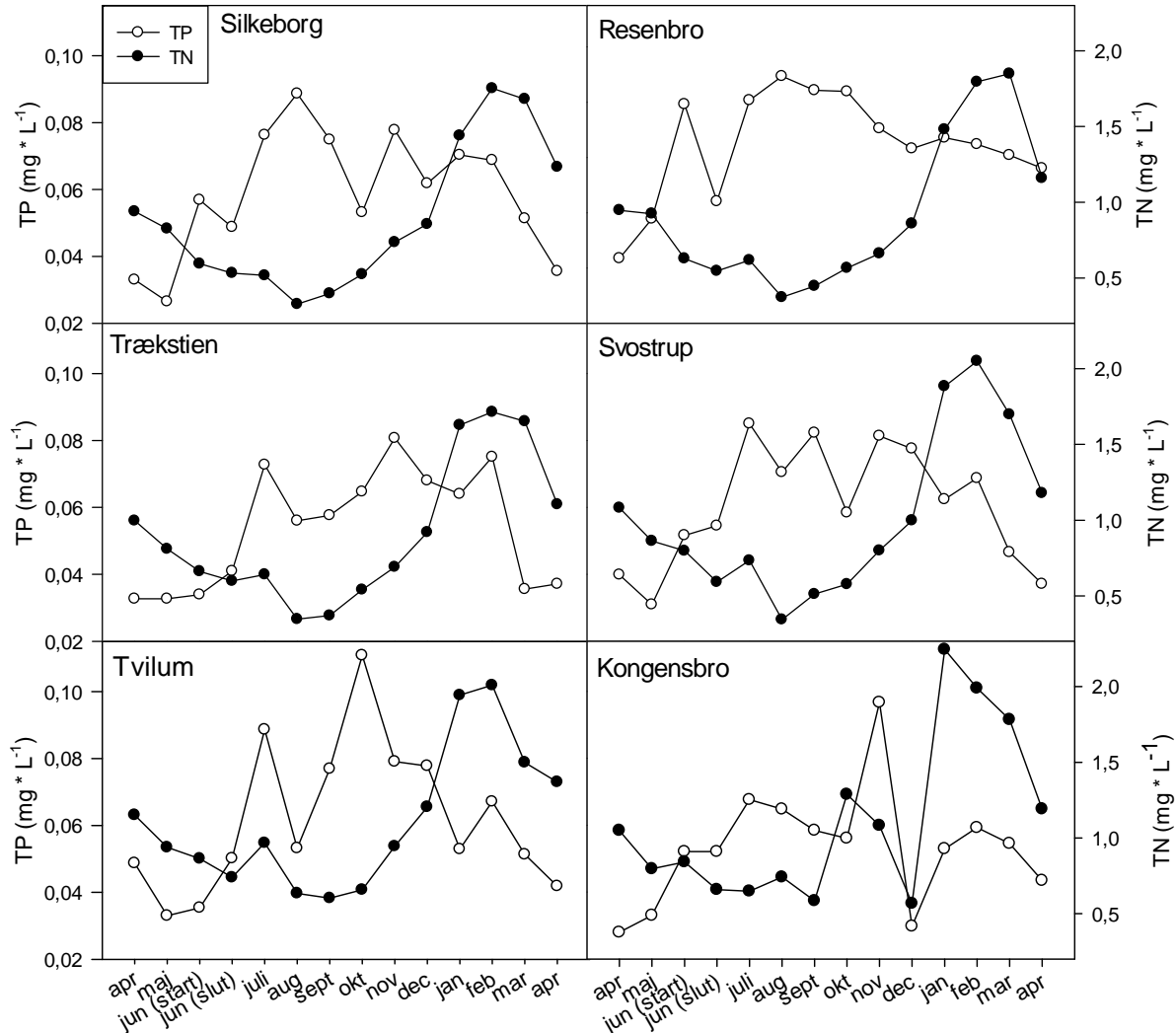


Fig. 5.4: Udvikling af TN og TP i vandsøjlen på de seks undersøgte stationer over et år fra april 2013 til april 2014. Stationerne er opstillet med stigende afstand til Silkeborg Langsø. Bemærk at der er lavet en sekundær y-akse for TN-koncentrationerne og at begge y-akser ikke starter i 0.

TP stiger fra starten af juni og toppe i august for Silkeborg og Resenbro og i juli for de øvrige stationer. Kurven stiger igen i oktober på alle stationer undtagen Silkeborg og Trækstien der først begynder at stige i november. Lejet ligger mellem 0,05 og 0,11 mg L^{-1} . Der findes de højeste koncentrationer i Tvilum i oktober (0,11 mg L^{-1}). Fra november til april falder koncentrationen på alle stationer. Den falder mindst i Resenbro fra 0,07 til 0,06 mg L^{-1} , mens koncentrationen falder mest på stationen ved Tvilum fra 0,11 til 0,04 mg L^{-1} .

TOC: Det generelle billede af udviklingen i TOC-indholdet i vandet (mg L^{-1}) viser, at koncentrationen ligger på samme niveau (3,5-5,1 mg/L) fra forår (april) til efterår (november) og stiger om vinteren hvor indholdet svinger sig op til mellem 5,6 og 5,9 mg/L (fig. 5.5). (Dette kan f.eks. skyldes nedsat bakteriel nedbrydning af organisk materiale når temperaturen falder). I Kongensbro ses et lidt mere ujævnt niveau over sommeren med værdier fra 4,0-4,8 mg/L .

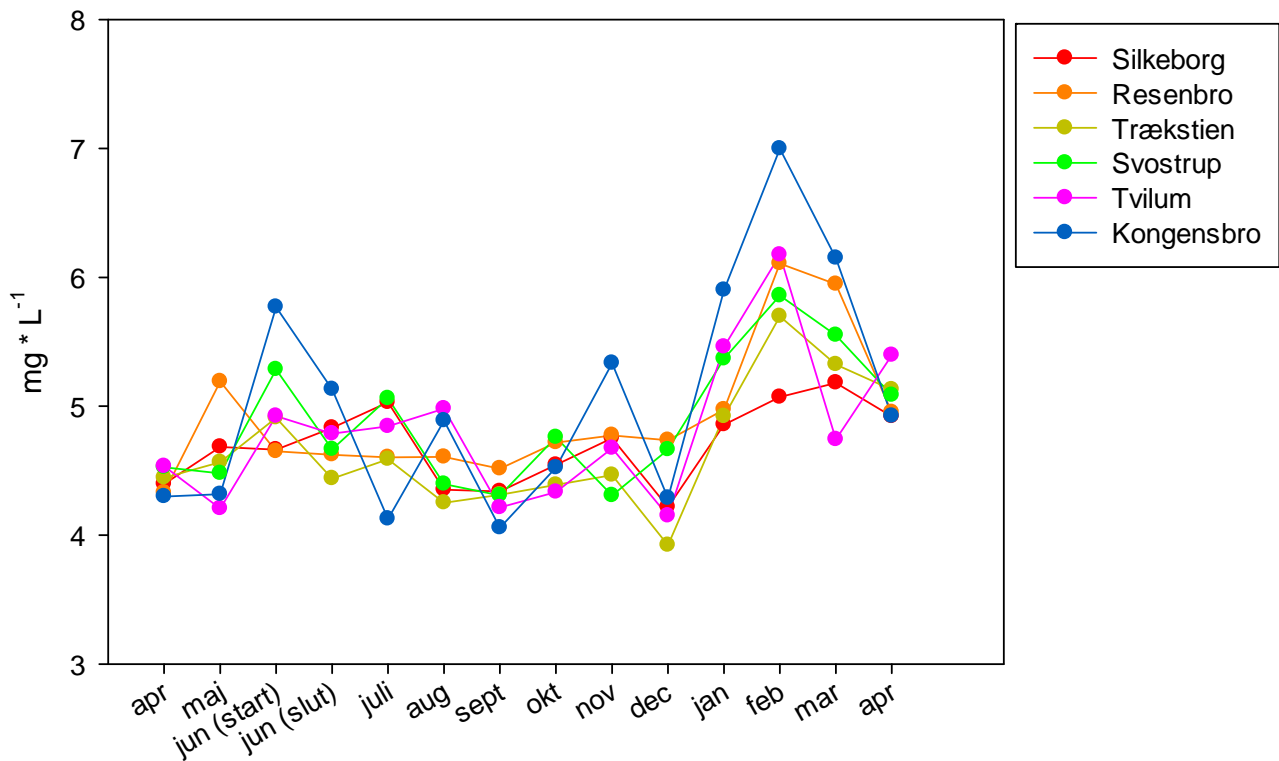


Fig. 5.5: Udviklingen i TOC-koncentrationen (mg L^{-1}) over året fra april 2013 – april 2014, målt på alle seks stationer. Stationer er stillet op i rækkefølge med stigende afstand til Silkeborg Langsø. Bemærk at y-aksen ikke starter i 0.

5.2 Fødemængde og fødekvalitet

5.2.1 Fødemængden i kl.a i vandsøjlen [$\text{kl.a}_{\text{vand}}$]

Udviklingen i $\text{kl.a}_{\text{vand}}$ -niveauet på alle stationer over året forløber stort set ens (fig. 5.6). Det ses at kl.a -koncentrationen falder fra april til juni, hvorefter niveauet stiger. Over sommeren forekommer to toppe med høje [$\text{kl.a}_{\text{vand}}$] i hhv. juli og september, mens koncentrationen er lavere i august. Fra oktober til februar ligger $\text{kl.a}_{\text{vand}}$ -niveauet lavt og i marts og april begynder koncentrationen igen at stige.

August 2013 blev målt som værende den tørreste sommermåned i 17 år, og fig. 5.4, der viser NH_4 og NO_3 koncentrationen i vandsøjlen, vidner om, at udvaskning af disse næringsstoffer har været meget lav i august pga. den ringe nedbørsmængde, hvilket måske kan forklare det dyk der ses i kl.a -koncentrationen i august.

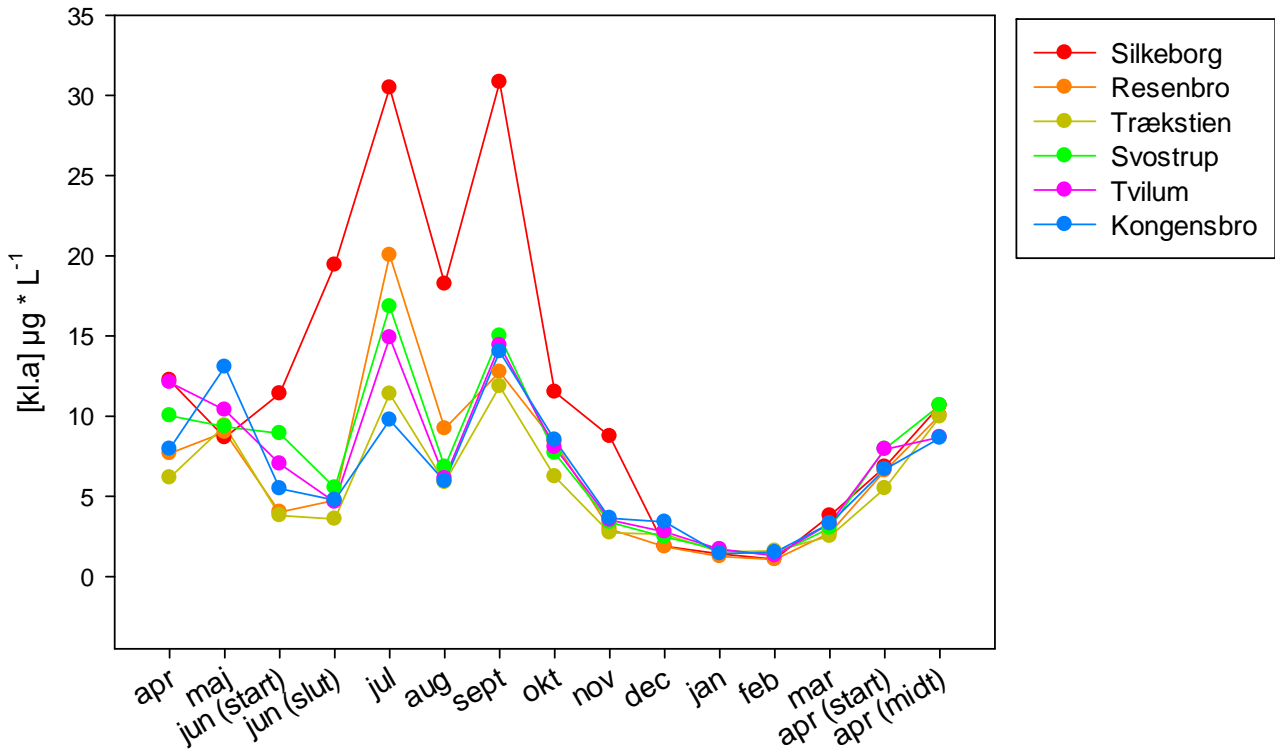


Fig 5.6: Det gennemsnitlige $\text{kl.a}_{\text{vand}}$ -niveau beregnet for hver måned fra april 2013 til april 2014. Alle stationer er samlet i en graf.

Der var en signifikant interaktion mellem station og måned, således at $[\text{kl.a}_{\text{vand}}]$ i vandet i en given måned afhænger af hvilken station man kigger på, (tabel 5.2). Værdierne i Silkeborg – lige nedstrøms søen - ligger højere i sommermånederne fra starten af juni til oktober med værdier over $30 \mu\text{g L}^{-1}$.

Tabel 5.2: F-ratio og P-værdi for 2-vejs ANOVA, kvadratrodstransformation

Afhængig variabel	Uafhængig variabel	Df	F-ratio	P-værdi
[Kl.a.] i vandsøjlen	Lokalitet	5	174,61	<0,0001**
	Måned	14	600,84	<0,0001**
	Lokalitet x måned	70	20,62	<0,0001**

Den procentuelle afvigelse af de fem nederste stationer fra $\text{kl.a}_{\text{vand}}$ -niveaet målt i Silkeborg opgjort i fig.5.7 viser at koncentrationerne i Silkeborg er højere end ved de øvrige stationer fra juni til november, mens niveauerne er mere ens om vinteren.

Der ses desuden en lignende signifikant effekt af Sminge sø - som af Silkeborg Langsø - der ligger mellem stationerne Trækstien og Svostrup i månederne juni til november, således at alle værdierne ved Svostrup er højere end værdierne ved Trækstien (p-værdi: 0,037 og F-ratio:4,66; resultaterne er ikke vist).

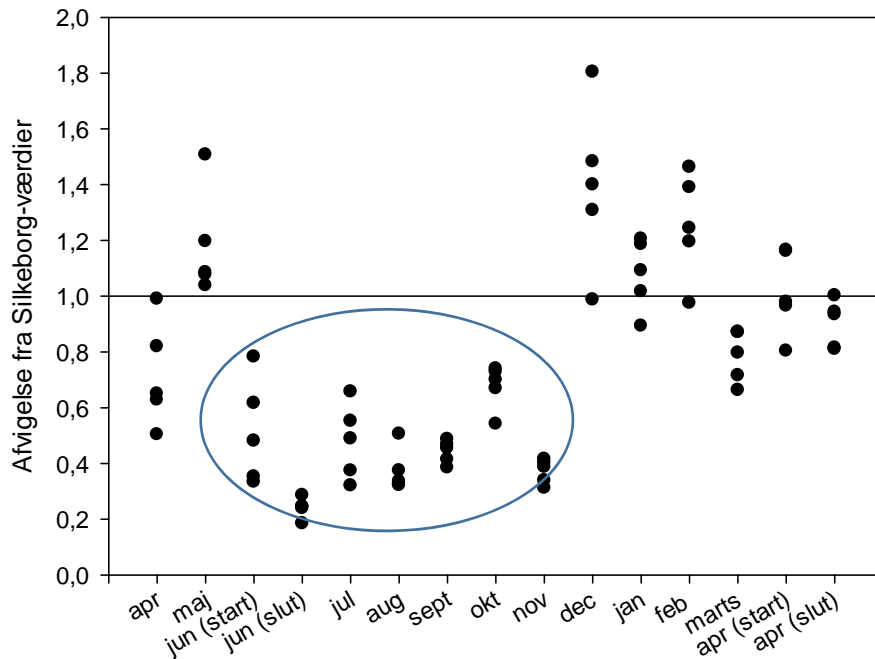


Fig. 5.7: Den procentuelle afvigelse af værdierne på de 5 nederste stationer af kl.a.-værdierne i forhold til kl.a.-værdierne i Silkeborg set over 13 måneder, for at vise søeffekten fra Silkeborg Langsø. Værdier <1 = et lavere kl.a.-niveau end Silkeborg mens værdier > 1 = kl.a.-niveau over værdierne i Silkeborg. Den vandrette linie gennem 1 indikerer Silkeborgværdierne.

5.2.2 fødemængden i Kl.a. fra epilithon [kl.a_{epilithon}].

Identifikation af alger til art blev fravalgt for epilithonprøverne, da arbejdsbyrden herfor blev vurderet for tidskrævende og derfor kan der ikke redegøres om algerne der børstedes af stenene havde oprindelse på stenene eller var dalet ned herpå fra pelagiet. [Kl.a._{epilithon}] er et udtryk for mængden af epilithon og der kan ikke siges noget om kvaliteten. Resultaterne viser en svag overordnet tendens for alle stationerne til, at niveauet er lavt om sommeren fra juni til november (fig. 5.8). Niveauet ligger en smule højere i forårsmånederne april og maj 2013 samt i vintermånederne februar og marts 2014. Det må formodes at vandsøjlen var mere uklar af fytoplankton om sommeren, er uklarhed som skygger for lysgennemtrængeligheden, hvilket resulterede i en lavere algevækst på stenene i sommermånederne. [Kl.a._{epilithon}] er dog stadig meget høje sammenlignet med kl.a._{vand}-niveauet (fig. 5.6). Der er en signifikant interaktion mellem måned og lokalitet således at der er forskel mellem måneder og denne forskel er stationsafhængig (tabel 5.3). Der er store forskelle mellem

replikaterne for hver måned, der resulterer i en stor standardafvigelse grundet stor forskel i algebeklæbningen mellem stenene, der blev fundet. Nogle sten var helt glatte og stort set uden alger, mens andre var nubrede og algerne groede nede i revnerne i den ujævne overflade. Dette kan have givet et skævt estimat af den begroede overflade.

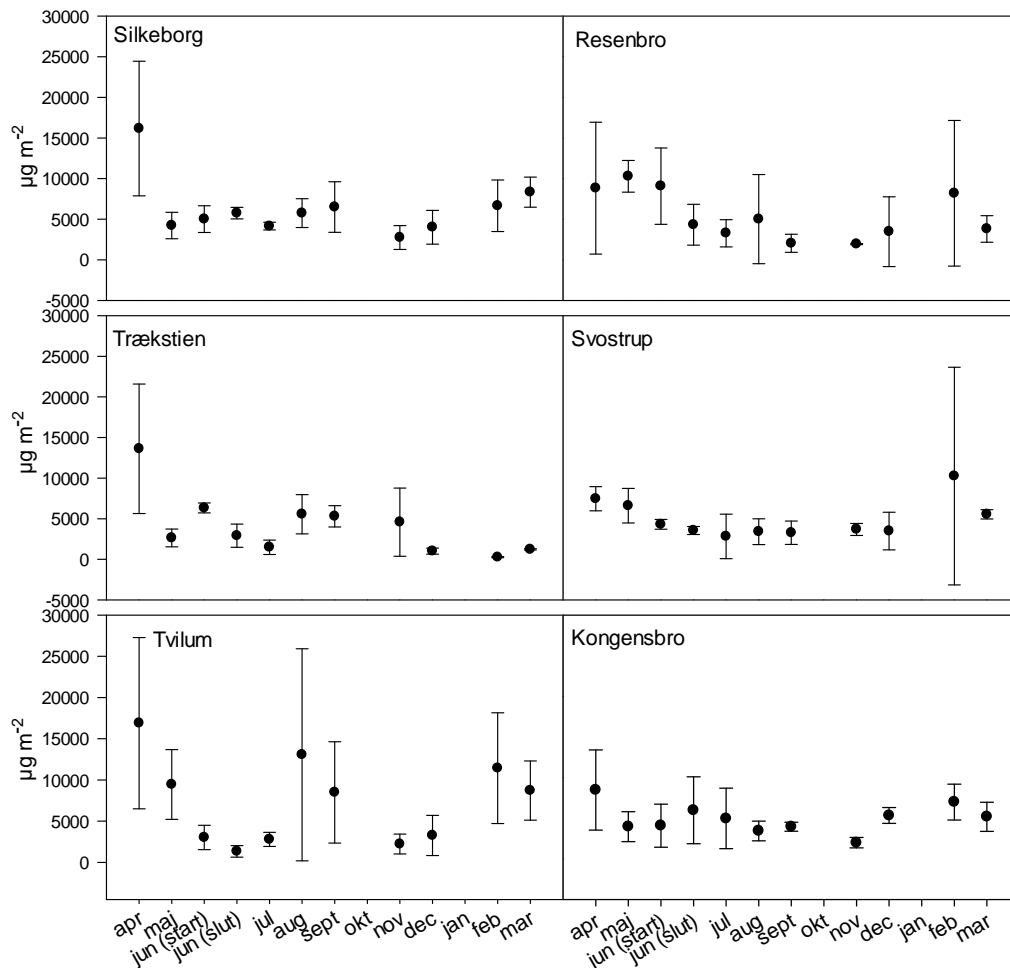


Fig. 5.8: Gennemsnitlige kl.a.-koncentrationer ($\mu\text{m} \cdot \text{m}^{-2}$) fra indholdet af epilithon børstet af sten fundet på vandløbsbunden. Hver station er vist for sig og variationen over året fra april 2013 til marts 2014.

Tabel 5.3: Kl.a.-niveau på sten. F-ratioer og P-værdier for 2-vejs ANOVA, data er kvadratrodstanformeret.

Afhængige variable	Uafhængige variable	Df	F-ratio	P-værdi
Kl.a. på sten	Lokalitet	5	3,64	>0,0041**
	Dato	10	7,28	>0,0001**
	Lokalitet x dato	50	1,63	>0,0148*

5.2.3 Fødemængde og -kvalitet i seston

Sestonkoncentrationen og - sammensætningen i vandsøjlen blev undersøgt for at analysere mængden og kvaliteten af føde. Seston der beskriver både det døde og levende organiske materiale blev undersøgt fordi vandremuslingen også kan spise detritus (dødt organisk materiale) og derfor kom kl.a-koncentrationen alene ikke beskrive hele fødeudbuddet. Det ses at sestonkoncentrationerne i Silkeborg i alle månederne undtagen maj og oktober er de højeste (fig. 5.9). I maj er koncentrationerne højere i Tvilum og i både maj og oktober i ved Kongensbro. Udviklingen i Silkeborg viser en stigning i seston-koncentrationen fra $1,3 \text{ mm}^2 \text{ mL}^{-1}$ til $3,3 \text{ mm}^2 \text{ mL}^{-1}$ fra april til september, og der-

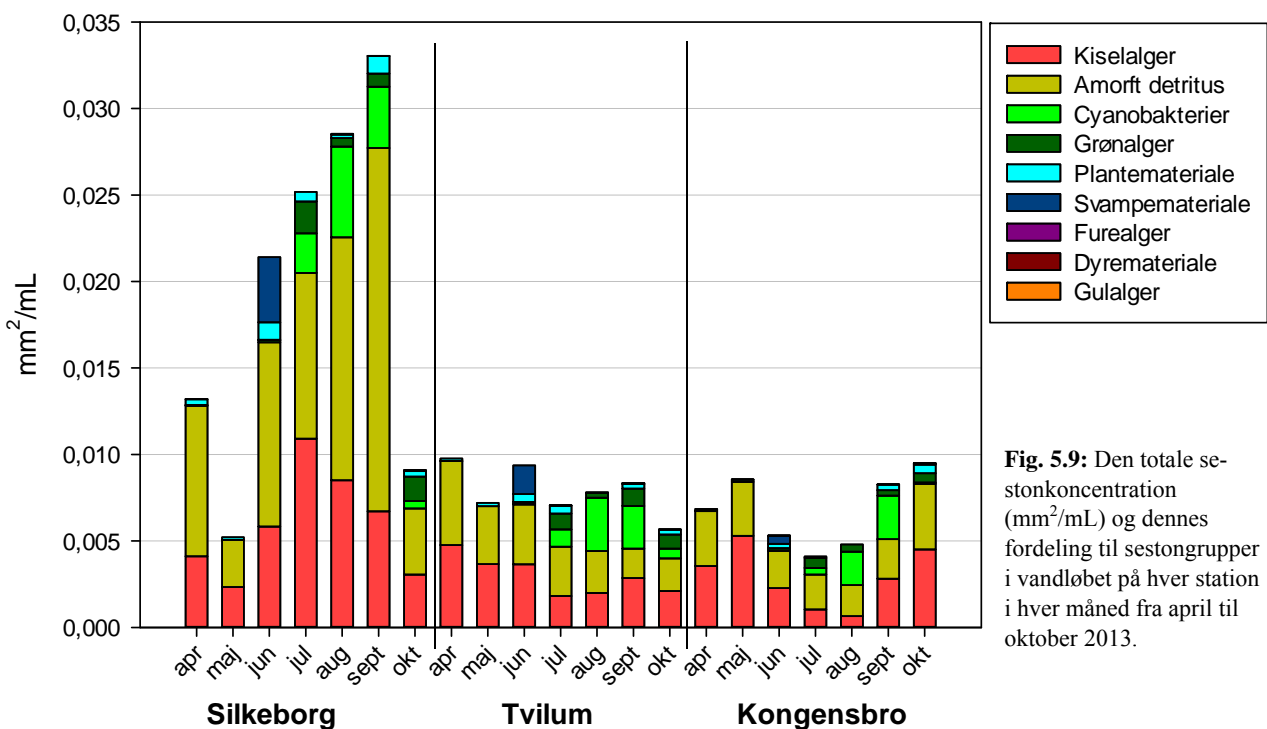


Fig. 5.9: Den totale sestonkoncentration (mm^2/mL) og dennes fordeling til sestongrupper i vandløbet på hver station i hver måned fra april til oktober 2013.

efter et fald i oktober.

Udviklingen for Kongensbro fra maj-juli viser et fald fra $0,85$ til $0,41 \text{ mm}^2 \text{ mL}^{-1}$, og fra august til oktober ses en stigning fra $0,47$ til $0,94 \text{ mm}^2 \text{ mL}^{-1}$. Der ses højere koncentrationer i Kongensbro end i Tvilum i månederne: maj og oktober. I Tvilum er sestonkoncentrationen mellem månederne meget stabil. Der ses kun et svagt fald i koncentrationerne over perioden.

Opsummerende viser resultaterne for sestonkoncentrationen samme billede som [kl.a_{vand}] i vandsøjlen (fig. 5.6 og 5.10). Dvs. der fandtes de højeste koncentrationer af føde i vandet ved Silkeborg og pulsen af mad der skylles ud i vandløbet kan ikke registreres på hele forsøgsstrækningen. Fødemængden optager en mindre del af vandsøjlen ved Tvilum og Kongensbro. Der var signifikant

forskel i mængden af seston mellem stationerne og månederne, og der var forskel på sestonmængden i vandsøjlen mellem måneder, afhængigt af stationen man kigger på. (tabel 5.4).

Tabel 5.4: F-ratio og p-værdier for en 2-vejs ANOVA, data er log-transformeret.

Afhængig variable	Uafhængig variable	Df	F-ratio	P-værdi
Sestondensitet (mm ² /mL)	Station	2	29,87	<0,0001**
	Måned	6	3,40	0,0080**
	Station x måned	12	6,43	<0,0001**

Fig. 5.9 viser ydermere fordelingen af seston til forskellige organismegrupper, og den overordnede tendens er at sestonsammensætningen i samme måned ikke ændres mellem stationerne, men alene fra måned til måned, således at man f.eks. i maj på alle stationer finder de samme sestongrupper og den samme procentuelle fordeling mellem grupperne. Kisealger og amorft detritus optræder i alle måneder og er ligeledes altid de to dominerende grupper. I august er der mange cyanobakterier, mens der i juni er meget svampemateriale. Grønalger optræder primært i juli og oktober, og plante-materiale kan ses i prøverne fra juni, september og oktober. De resterende grupper blev fundet hist og her, men var aldrig mangetallige. Med en DCA-analyse testedes det, om det så forholdt sig således at sestonsammensætningen fordelte sig efter måneder og ikke efter stationer. Dette blev bekræftet. Resultaterne herfor er vist i bilag 1, hvor hver måned er tegnet op så fordelingen er tydeliggjort.

5.2.4 Sammenhæng mellem fødemængden, fødekvaliteten og vandkvaliteten med stigende afstand til søen

Udviklingen af næringsstofkoncentrationerne i vandsøjlen fra Silkeborg til kongensbro blev for juni til oktober beregnet som et gennemsnit for hele perioden, således at det var muligt at følge hvordan koncentrationen stiger eller falder når man bevæger sig fra station til station ned gennem forsøgsstrækningen (fig.5.10).

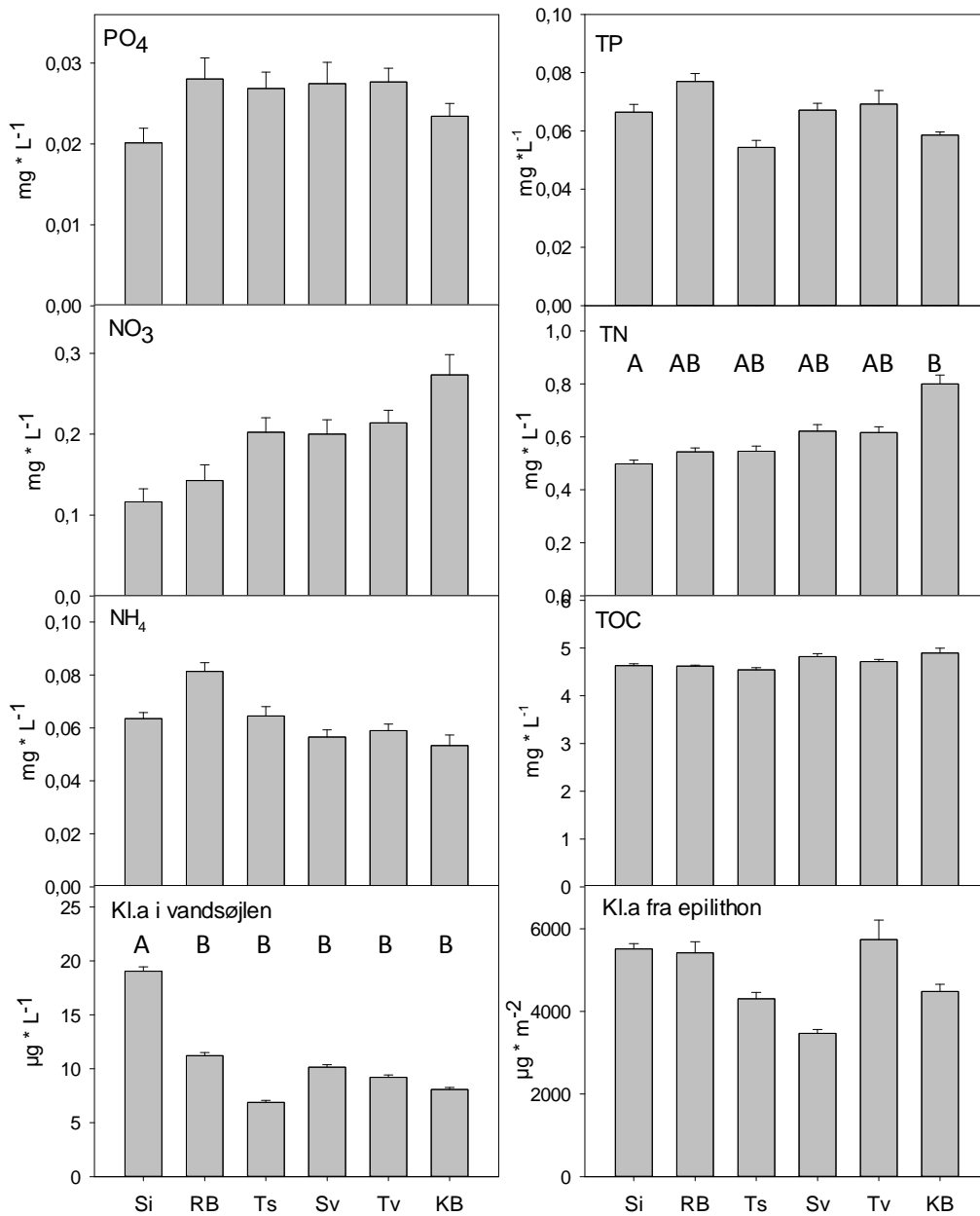


Fig.5.10: Udviklingen af kla i vandsøjlen og og fra epilithon, sammenlignet med udviklingen af koncentrationen af de abitiske faktorer. Målingerne er foretaget i vækstsæsonen fra juni til oktober og juni til september for epilithonog væriderne er således gennemsnitsværdier for de fem måneder. Med bogstaver er vist på hvilke stationer der fandtes signifikant forskel i næringsstofkoncentrationerne. På de resterende stationer var der ikke signifikant forskel i næringsstofkoncentrationerne mellem stationerne.

Udviklingen af kl.a.vand og kl.a.epilithon (de to nederste grafer i fig. 5.10) viser hhv. et fald over hele strækningen og et fald på den første del af strækningen og dernæst en stigning på de to sidste stationer. Hverken næringsstofferne eller TOC udviser samme tendens i udviklingen på strækningen ud over et svagt fald for NH₄, som ikke er signifikant. Den overordnede tendens er at udviklingen ned

gennem vandløbet er stigende for kvælstof og stabil for fosfor og TOC. Det er kun for TN og $kl.a_{vand}$ at der ses en signifikant forskel mellem stationerne som imidlertid er modsatrettede. Det blev testet med en PCA-analyse om der var sammenhænge som fig. 5.10 herover ikke kunne afsløre, men analysen viste ingen klare indikationer af sammenhænge mellem fødeudbuddet og næringsstofferne (PCA-plottet og faktorerens korrelation med 1., 2. og 3. akse kan ses på bilag 2). Opsummerende kan $kl.a_{vand}$'s udvikling på forsøgsstrækningen ikke tilskrives den udvikling som næringsstofferne viste. Et højt næringsstof niveau skaber ikke en høj $kl.a_{vand}$ – hvilket indikere at der ikke produceres nævneværdig fytoplankton i vandløbet. Og der er heller ikke noget der tyder på at epilithon kommer i suspension og bidrager til $kl.a_{vand}$ i vandsøjlen længere væk fra søens udløb. Da det er $kl.a_{vand}$ der spiller den store rolle for vandremuslingerne da den er udtryk for på hvilke stationer der er store mængder føde til stede – hvilket der viste sig at være signifikant mere af i Silkeborg, lige nedstrøms søen end på de resterende stationer - vil der i resten af rapporten bliver lagt mest vægt på at vurdere betydningen af $kl.a_{vand}$ og mindre på en evt. betydning af næringsindholdet.

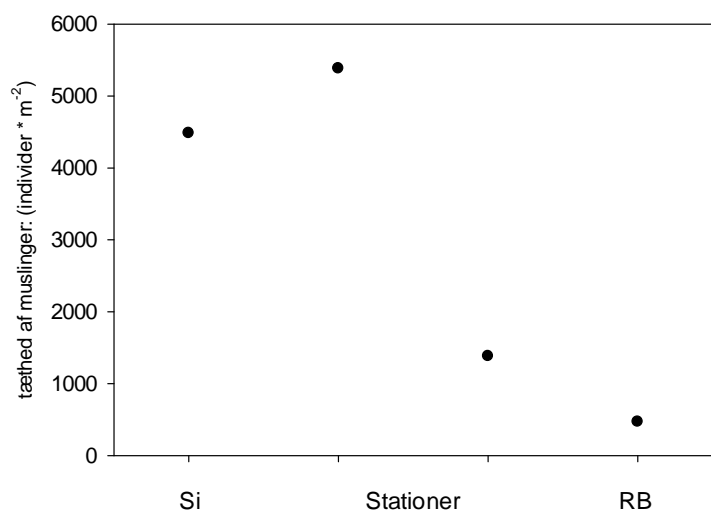
5.3 Undersøgelse af muslingers densitet og kondition samt vækstrate ved udflytning med stigende afstand til søen

5.3.1 Muslingers densitet og kondition i den faste population nedstrøms søen

Tætheden af muslinger på vandløbsbunden blev beregnet som antallet af muslinger pr m^2 .

Der så tydelig et fald i tætheden af muslinger med stigende afstand til Silkeborg Langsø (fig. 5.11).

Fig. 5.11: Densiteten af muslinger (individer $\cdot m^{-2}$) beregnet for 4 transekter med stigende afstand til Silkeborg Langsø i den faste population af vandremuslinger fra stationen ved Silkeborg til stationen ved Resebro (Station 1 = Silkeborg og station 4 = Resebro ca. 3 km nedstrøms stationen ved Silkeborg).



SL:DM-relation for de indsamlede prøver fra to stationer

Forholdet mellem skallængden og tørvægten (fig. 5.12) viser at for muslinger >16 mm er tørvægten signifikant højere ved Resenbro sammenlignet med Silkeborg. (F-ration = 109,96 og $p < 0.0001$). Til trods for at der var en højere kl.a.-koncentration på stationen ved Silkeborg i forhold til stationen ved Resenbro jvf. fig. 5.6 var muslinger ved stationen ved Resenbro i bedre foderstand end muslingerne ved stationen ved Silkeborg.

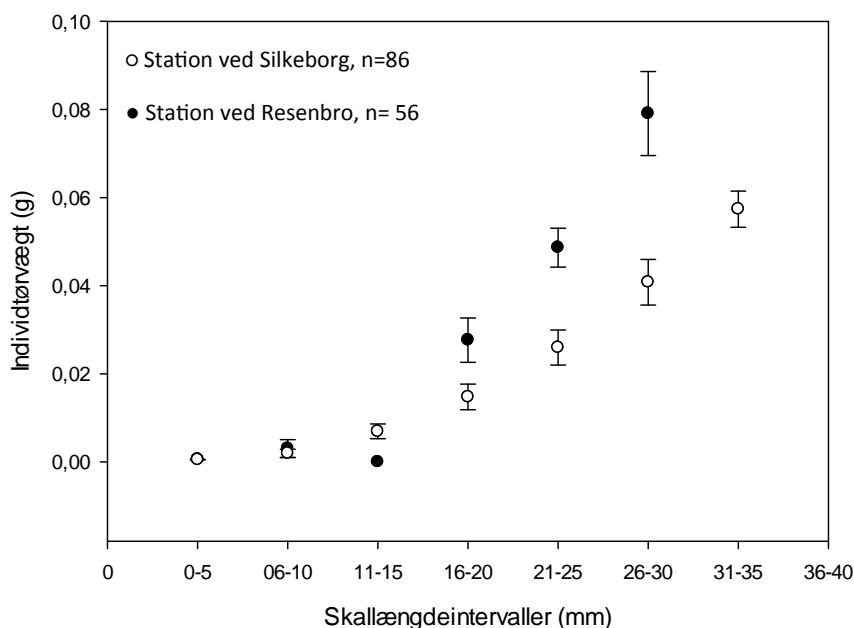


Fig. 5.12: Gennemsnitlig tørvægt (g; +/-SD) af muslingeindivider for to stationer plottet mod skallængde (SL;mm) kategorier af intervaller på 5 mm.

Ligningerne der bedst beskriver sammenhængen er potensfunktioner.

$$\text{For Silkeborg: } DM = 1 \cdot 10^{-5} SL^{2,5099} \quad R^2 = 0,9274$$

$$\text{For Resenbro: } DM = 6 \cdot 10^{-6} SL^{2,8938} \quad R^2 = 0,8992$$

5.3.2 Vækstrater for udsatte muslinger med forskellig afstand til søen

En del af de muslinger, vi mærkede med neglelak i begyndelsen af forsøget, forsvandt undervejs. De faldt af pladerne, og kunne ikke findes og sættes fast igen, og det er derfor umuligt at afgøre, om de er døde. Mellem 22,6 og 74% af de oprindelige muslinger kunne følges fra start til slut på de 5 stationer (tabel 5.5). I Resenbro var flest muslinger forsvundet undervejs, mens flest muslinger holdt sig på pladerne i Remstrup å. Ved Resenbro, der havde været udsat for hærværk, er der risiko for at de muslinger, der blev siddende på pladerne, har haft forringet adgang til føde, idet pladerne

tit lå med bunden i vejret. Dette må have ændret strømforholdene lokalt omkring pladerne, og muslingerne var smurt helt ind i mudder og debris fra vandløbsbunden.

I Svostrup og Kongenbro var hhv. 70 og 65% af muslingerne tilbage, hvilket er meget tæt på at være samme procentdel som for Remstrup å (kontrollen) og muslingerne ved disse to stationer må derfor antages at have haft de mest fordelagtige vilkår.

Tabel 5.5: Opgørelse over antallet af hhv. udsatte og tilbageværende muslinger.

	RÅ (kontrol)	Si	RB	Sv	KB
Antal udsatte muslinger	92	80	115	99	93
Antal muslinger tilbage på pladerne ved forsøgets slut	68	45	26	69	60
Andel tilbage på pladerne	74 %	56%	22,6%	70%	65%

For alle de mærkede muslinger, der var tilbage på pladerne ved forsøgets slutning, blev en $DM_{start}(g)$ udregnet (se metodeafsnit). Der er ikke signifikant forskel mellem vækstraterne for muslingeindividerne ved Silkeborg, Svostrup og Kongenbro.

Resultaterne for Resebro var for usikre grundet den hårde behandling muslingerne havde oplevet under forsøgsperioden. Resultaterne er dog medtaget i fig.5.13 men ikke medtaget i statistiktesten.

For de muslingeindivider med en målt DM_{slut} større end det beregnede 95% konfidensinterval var der tale om en signifikant tilvækst i forsøgs-

perioden. Dette gjorde for hele datasættet sig gældende for 56% af muslingerne. Fordelt på stationerne var det særligt i Svostrup og Kongenbro, at der kunne påvises en signifikant vækst hos hhv. 64,7% og 65% af muslingerne (tabel 5.6). Remstrup å havde det laveste antal muslinger, hvor

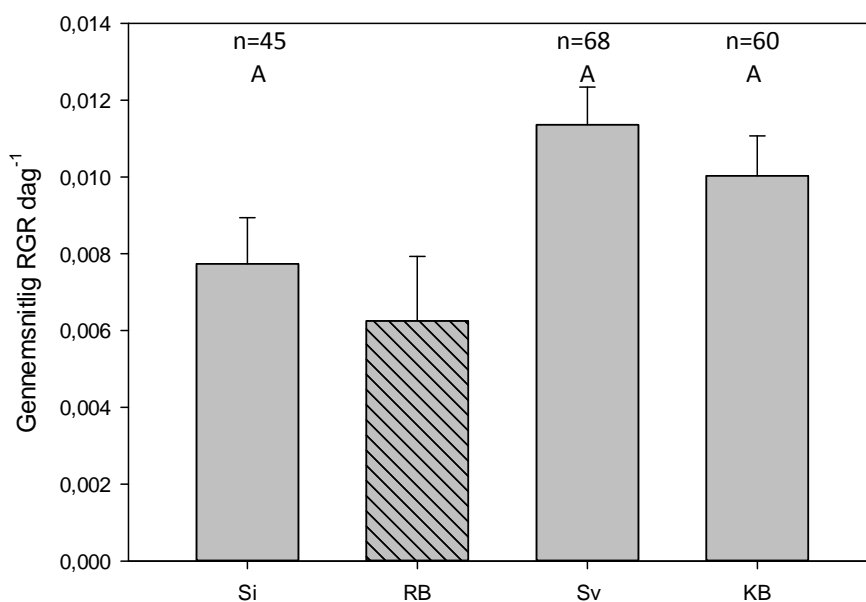


Fig. 5.13: Gennemsnitlige relativ vækstrate (RGR; +/- SE) af muslinger udsat på stationerne Si = Silkeborg, RB = Resebro, Tv=Tvilum og KB = Kongenbro. Der er ikke signifikant forskel mellem stationer (ANOVA, f-ratio =2,78 og $P > 0,05$).

det var muligt at påvise en vækst (42,6%), mens det på stationerne ved Silkeborg og Resenbro var ca. halvdelen af muslingerne, der havde taget signifikant på i vægt.

Tabel 5.6: Andelen af muslinger med signifikant tilvækst i tørvægt (DM;g) over 3 måneder for hver af stationerne

Station	RÅ	Si	RB	Sv	KB
% af muslinger der er vokset	42,6	53,3	52,1	64,7	65,0

6. Diskussion

Formålet med dette projekt var, at belyse risikoen for om vandremuslingens potentielle spredning i Gudenåen nedstrøms Silkeborg Langsø kunne være begrænset af fødeuddet herunder både fødekvalitet og fødemængde i vandsøjlen.

Muslingen blev i 2013 kun fundet på to af de seks undersøgte stationer, og er således gået tilbage de seneste år og i den faste population fra Silkeborg til Resenbro viste resultaterne at densiteten af muslinger faldt med stigende afstand til søen, mens konditionen for de enkelte muslingeindivider steg, således at muslingerne i Resenbro var i bedre foderstand end muslinger ved Silkeborg.

Kl.a_{vand}-niveauet ændrede sig markant ned gennem forsøgsstrækningen og [kl.a_{vand}] var signifikant højere ved Silkeborg end på de øvrige fem stationer. Ligeledes var sestonindholdet ved Silkeborg signifikant højere end ved stationerne Tvilum og Kongensbro, mens fødekvaliteten i vandsøjlen ikke ændredes med stigende afstand til søen. Næringsstofindholdet i vandet kunne ikke forklare udviklingen af fødeuddet i vandsøjlen ned gennem vandløbet og der ses således en klar effekt af Silkeborg Langsø da koncentrationerne af føde er høje ved stationen ved Silkeborg. Der var ingen signifikant forskel på vækstraten mellem muslinger udsat langt fra søens udløb og muslinger udsat lige nedstrøms søen

6.1 Muslingernes tilstand i den faste population

Densiteten og konditionen

Resultaterne viste, at muslingeabundansen på den undersøgte strækning falder med stigende afstand til Silkeborg Langsø. Relationen mellem SL (mm) og DM (g) var højere ved Resenbro for muslinger over 15 mm hvilket kan tolkes som et udtryk for, at muslingerne var i bedre kondition Resenbro. De var federe og dermed i bedre fysisk form.

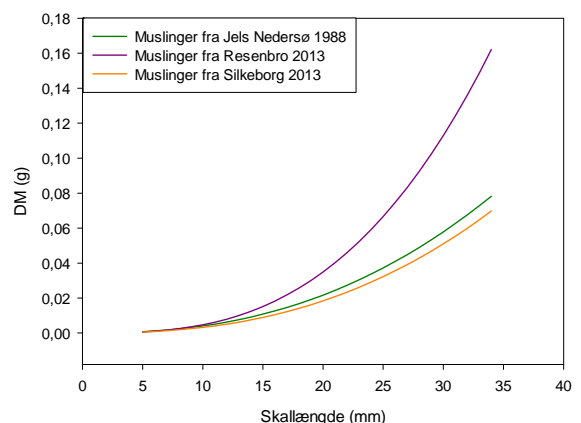


Fig. 6.1: Sammenligning af dette projekts resultater for forholdet mellem SL og DM på stationerne ved Si = Silkeborg og RB=Resenbro med muslinger fundet ved Jels Nedersø i 1988. Ligningerne der beskriver sammenhængen er:
Si: $DM=1 \cdot 10^{-5} SL^{2,5099}$, RB $DM=6 \cdot 10^{-6} SL^{2,8938}$, og
Jels: $DM=2 \cdot 10^{-5} SL^{2,42}$.

Sammenlignes mine resultater med de resultater Kryger og Riisgård fandt i Jels Nedersø i 1988 (Kryger og Riisgård 1988), der kan beskrives med potensfunktionen $DM = 2 \cdot 10^{-5} \cdot SL^{2,42}$, ses det, at muslingerne ved Silkeborg var i lidt dårligere stand end i Jels Nedersø, mens muslingerne ved Resenbro var i langt bedre stand end i Jels Nedersø (fig. 6.1).

Konkurrence mellem individer og strømforhold kan have indflydelse på fødetilgængeligheden

At muslingerne ved Resenbro var i bedre stand, kan skyldes, at den intraspecifikke konkurrence mellem individerne var lavere ved Resenbro, hvor densiteten af muslinger var lav i forhold til Silkeborg. En mulig forklaring på muslingernes dårligere tilstand ved Silkeborg kan være, at vandsøjlen ved Silkeborg ikke bliver ordentligt blandet (vandet står meget stille ved denne station i forhold til de andre stationer) hvilket kan betyde, at nogle af vandremuslingerne kan blive fødebegrænsede og derfor være i fysisk dårligere stand. Dette er bl.a. kendt fra undersøgelser af vandremuslinger i søer, hvor det er set at vandremuslingerne bliver begrænset af føde, fordi de spiser føden op ved bunden. Da vandsøjlen ikke blandes, forbliver overfladevandet rigt på fytoplankton, som muslingen imidlertid ikke kan få fat i (Noonburg et al. 2003).

6.2 Muslingernes vækstrate (RGR), er muslingerne fødebegrænsede?

Resultaterne af udsætningsforsøget viste, at muslingerne også var i stand til at vokse både i skal-længde og i vægt på stationerne længst væk fra Silkeborg Langsøs udløb. Der er ikke signifikant forskel på den relative vækstrate mellem stationerne ved Silkeborg, Svostrup og Kongensbro. Ved Svostrup var flest muslinger blevet siddende på pladerne (70%) fra start til slut. Resultaterne for Resenbro blev ikke medtaget i testen, da det vurderedes at muslingerne her ikke havde haft de samme vilkår som muslingerne på de øvrige stationer, men af fig. 5.13 ses det, at vækstraten for disse var den laveste.

Det var i øvrigt især på stationerne ved Svostrup og Kongensbro, at den største andel af muslinger havde taget signifikant på i vægt siden forsøgets start. Resultaterne kan således ikke understøtte forventningen om at muslingerne ville klare sig dårligere på stationerne længst væk fra Silkeborg Langsø, idet resultaterne viser at voksne vandremuslingeindivider udsat på stationerne Svostrup og Kongensbro hhv. 9 og 17 km fra Silkeborg Langsø voksede mindst lige så godt som muslingerne udsat på stationen ved Silkeborg, uanset det faldende fødeudbud.

Det kan diskuteres, om forsøgsdesignet for udsættelsen af muslinger kunne have været lavet anderledes så færre muslinger gik tabt undervejs, for det var en relativt stor andel, der forsvandt fra alle

stationerne. Man kunne måske - i stedet for at spænde muslingerne fast på plader - have buret dem inde i net. Dette design blev forud for udsættelsen diskuteret og fravalgt, fordi det vurderedes, at det kunne risikeres, at der ville være ændrede strømforhold inde i nettene, og at den kontinuerlige tilstrømning af føde dermed ville blive nedsat. Modsat kan det - efter at have set mine resultater - diskuteres, om ikke ændrede strømforhold ville have været at foretrække, frem for at så mange muslinger forsvandt. I mit forsøg har det f.eks. ikke været muligt at gøre op, om nogle muslinger rent faktisk er døde, og jeg kan derfor ikke sige noget om dødsrater for muslingerne. Det ville der have været langt bedre mulighed for med et forsøgsdesign, hvor muslingerne ikke forsvandt.

6.3 Fødemængde og -kvalitet på forsøgsstrækningen

6.3.1 Fødeudbuddet undersøgt i dette projekt

Ved stationen ved Silkeborg var $[kl.a_{vand}]$ (der er et udtryk for fytoplanktonmængden) signifikant højere i vækstsæsonen fra april til oktober sammenlignet med de fem øvrige stationer (fig. 5.10). Langt hovedparten af $kl.a_{vand}$ produceres i søerne og skylles ud i vandløbet herfra. Nedstrøms søerne sker der en gradvist fald i $[kl.a_{vand}]$ jo længere væk fra søen man kommer, og der skal en ny sø til (Sminge sø) for at få indholdet til igen at stige. Figuren indikerer således også at evt. $kl.a$ -produktion i selve vandløbet må anses for begrænset/ubetydelig i forhold til produktionen i søerne. Selvom $[kl.a_{epilitohn}]$ var meget højere end i vandsøjlen, var der ikke noget der tydede på at algerne kom i suspension i vandsøjlen i vandløbet og kunne bidrage til en øget $[kl.a_{vand}]$. Vandkvaliteten havde ingen indflydelse på $[kl.a_{vand}]$ og udviklingen i denne over forsøgsstrækningen.

Der kunne ikke påvises forskel mellem stationernes sestonsammensætning, således var den procentuelle fordeling af kiselager, detritus, grønalger osv. stort set den samme fra station til station i hver måned. Tilgængæld var der stor forskel i sestonkoncentrationen i vandløbet mellem stationerne og fra måned til måned. Indholdet af seston i vandsøjlen ved Silkeborg steg i løbet af vækstsæsonen fra april til september. Dette må ligeledes hænge sammen med, at produktionen af fytoplankton i søen stiger hen over sommeren. Der sås ikke en stigning af sestonindholdet på stationerne ved Tvilum og Kongensbro så effekten af søerne kan altså ikke måles på hele vandløbsstrækningen, men kun i en begrænset afstand nedstrøms disse. Da sammensætningen af algerne var den samme på stationerne, kan det ikke konkluderes, at fødekvaliteten er en begrænsende faktor for muslingernes

tilstand, og dermed en mulig medvirkende årsag til at den faste populations udbredelse hører op netop ved Resebro.

Amorft detritus udgør omkring halvdelen af sestonmængden på alle stationer i alle måneder (fig. 5.9). Dette hænger formentlig sammen med, at når produktionen af kiselalger, grønalger og cyanobakterier - de dominerende algearter i vækstsæsonen - er høj, bliver andelen af døde organismer ligeledes høj. Amorft detritus, der er dødt organisk materiale belagt med nedbrydende bakterier, anses almindeligvis som føde af lav kvalitet for vandremuslingen, og det kan tænkes at kvaliteten forringes yderligere da sammensætningen af den amorfe detritus ændres ned gennem forsøgsstrækningen, således at detritusindholdet med stigende afstand til Silkeborgsøerne vil blive domineret af alloktont materiale (materiale fra terrestriske kilder). Dette skyldes at volumen:brink-forholdet er lavere i vandløbet sammenlignet med i søerne, hvor andelen af alloktont materiale er lille i forhold til søens produktion af autoktont materiale (Sand-Jensen og Lindegaard 2004). For vandløbsinvertebrater og bakterier er alloktont plantemateriale svært nedbrydeligt, da det indeholder meget cellulose og lignin (Sand-Jensen og Lindegaard 2004; Allan og Castillo 2009).

Sestonkoncentrationens fald og faldet i $[kl.a_{vand}]$ ned gennem vandløbet kan både skyldes biotiske optag fra fytoplankton og makrofyter og sedimentering til vandløbsbunden. Det kan derfor konkluderes, at selvom der ikke er forskel i sestonsammensætningen fra vandløbstrækningens start til slut, fortyndes fødemængden ned gennem vandløbet. Selvom det amorfe detritus ikke er yderligere identificeret, kan det ikke udelukkes at dele af fødeuddets kvalitet også forringes undervejs på strækningen. I en opsummerende gennemgang lavet af Andersen et al. (2009) peger resultaterne ligeledes på, at det er mængden af føde, der har betydning for forekomsten af vandremuslingen, og det vurderes bl.a. at minimumsindholdet af $[kl.a_{vand}]$ skal ligge mellem 15-20 $\mu\text{g/L}$, for at der er mulighed, for at populationer af vandremuslingen kan leve og vokse. Resultaterne fra mit projekt viser, at $kl.a_{vand}$ -niveauet i Gudenåen i 2013 kun kom over 15 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ grænse i Silkeborg fra juli – september, i Resebro kun i juli og i Svostrup kun i juli og september, mens den ikke kom op på dette niveau på de øvrige stationer (fig. 5.6).

6.3.2 Fødeuddets betydning for udsatte voksne muslingers vækst

Ved sammenholdelse af vækstreresultaterne med udviklingen af $[kl.a_{vand}]$ ned gennem strækningen ses, at voksne individer kan leve og vokse, selvom der er relativt mindre føde til stede i vand-søjlen. Mængden af føde – med de i forsøget fundne koncentrationer af $kl.a$ - er for denne korte



periode fra juli til september således ikke en begrænsende faktor for muslingernes vækst. En grund til at vandremuslingen alligevel ikke naturligt var at finde på de nederste stationer af forsøgsstrækningen i 2013, kan imidlertid være at den relativt lave fødekonzentration er en barriere for nye larvenedslag. I min undersøgelse blev der kun udsat en relativt lille mængde muslinger (gennemsnitligt 95 pr. station) som nok overlevede og voksede, men resultaterne kan således ikke tages som udtryk for, at ny kolonisering nødvendigvis kan have succes. Der er en vis sandsynlighed for, at seston-konzentrationen der fandtes i vandet på de nederste stationer, netop var tilstrækkelig til at holde mine muslinger i live i de 3 måneder med den højest målte $[kl.a_{vand}]$ i 2013, mens en naturlig metapopulation ikke nødvendigvis ville kunne leve og formere sig der hele året rundt. Det ses iøvrigt at $kl.a_{vand}$ -niveauet i 2013 aldrig kom over $15\mu\text{g L}^{-1}$, ved stationen i Kongensbro og kun i september ved stationen i Svostrup og man kan formode at der måske – hvis muslingerne er forsvundet i 2012 – skal en længere periode med højere koncentration af $kl.a_{vand}$ til, før det lykkes dem at genindvandre. Jeg forestiller mig således at bærekapaciteten for antallet af muslinger, der kan leve ved hhv. Svostrup og Kongensbro, må være væsentlig lavere end bærekapaciteten ved Silkeborg og Resenbro. Dette bør undersøges i fremtidige studier hvor muslingernes vækst følges i et helt år, for at se om muslingerne ved de nederste stationer på et tidspunkt ville dø eller tabe sig.

6.3.3 Metapopulationers udbredelse i relation til fødemængden

Meget tyder på at $kl.a_{vand}$ -indholdet har stor betydning for vandremuslingens forekomst i Gudenåen, og at den lave fødemængde ved Resenbro og længere nedstrøms er skyld i, at der ikke er observeret forekomster af vandremuslingen på disse stationer i 2013. Disse observationer stemmer overens med, at der i 2013 kun fandtes vandremuslinger fra Silkeborg til Resenbro og lige nedstrøms Sminge sø, tæt ved Svostrup, altså alene på de stationer, hvor $kl.a_{vand}$ -indholdet kom over $15\mu\text{g/L}$. Søerne spiller en afgørende rolle for produktionen af fytoplankton, og fytoplanktonindholdet falder hurtigt nedstrøms søerne. At muslingepopulationer i nogle år helt forsvinder fra dele af Gudenåen, mens de på andre steder fortsat findes, skyldes dog næppe at fødekonzentrationen lokalt bliver for lille. Dette projekts undersøgelse viser at voksne individer godt kan leve og vokse på stationer, hvor fødemængden er lille. Den frem- og tilbagegang af metapopulationer som er observeret i Gudenåen, har formentlig i højere grad at gøre med, at muslingen i Danmark befinder sig på kanten af sit nordligste udbredelsesområde. Derfor er det nok i højere grad minimumstemperaturen og vinterlængden, der har indflydelse på kollaps af muslingepopulationerne.



6.4 fysiske begrænsninger for udbredelsen

Substratet

Substratet på vandløbsbunden var ikke en begrænsende faktor i mine forsøg, der er sten og grus på hele strækningen undtagen ved tre af de undersøgte plots. På én station fandtes der også dammuslinger i sandet som vandremuslingen ville kunne bruge som substrat. Substratet på den første station ved Silkeborg blev registreret som mudder, selvom bunden var tæt pakket med muslinger. Her blev det fænomen som Karatayev (1998) og Burkalova (2012) beskriver, observeret: At larvenedslag på blødt substrat i søer og andet stillestående vand - hvor sedimenttransporten er lav, og hvor der er små sten til stede, som larverne kan fasthæfte sig til – med tiden fungerer som substrat for flere muslinger, der slår sig ned på hinandens skaller og danner druseformationer. På den måde bliver muslingerne uafhængige af bundforholdene. Bunden ved stationen ved Silkeborg var således helt tæt belagt med muslinger, og gravede man lidt i laget af muslinger, blev det klart, at det kun var de øverste muslinger, der var i live. Resten lå begravet i slam og mudder på bunden, men fungerede som substrat for nye muslinger.

Vandføring

Vandføringen på strækningen der svarer til en strømhastighed på mellem $0,4$ og $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ var ikke for kraftig til larvenedslag. Ved strømhastigheder over $1,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ og megen turbulens i vandet har larverne problemer med at sætte sig fast (Claudi og Mackie 1994).

6.5 Metapopulationsdynamikker og -dannelse

Populationsdynamikker

Mine resultater tyder på at Gudenåens invasion af vandremuslinger følger et typisk metapopulationsmønster, som er beskrevet i litteraturen (Stoeckel et al. 1997; Orlova og Panov 2004). De store faste populationer findes i søerne - hér Silkeborg Langsø - og i løbet af sommeren - når store mængder af yngel gydes ud i vandet - vil en god del af larvernes skylles ud i vandløbet. Det største larvenedslag findes inde i selve søen og lige omkring udmundingen af søen, hvor vandet stadig er roligt, og hvor der er rigelige mængder af seston i vandsøjlen året rundt, men en del af larverne vil blive ført med strømmen længere væk. Larverne vil i gode år med meget fytoplankton i vandsøjlen sprede sig langt nedstrøms og slå sig ned på gunstige steder med gydegrus og sten på vandløbsbun-

den. Hvor langt de kommer, og hvor mange der overlever, afhænger bl.a. af strømhastigheden, temperaturen og sestonmængden i vandet, som har betydning for hvor hurtigt larverne udvikler sig. Iflg. modeller i litteraturen (Stoeckel et al. 1997) vil larverne potentielt kunne flyde med vandet helt til Randers (godt 70 km nedstrøms Silkeborgsøerne). Vandremuslingen kan både leve i fersk- og brakvand, og der vil være risiko for at muslingen vil kunne slå sig ned i Randers fjord på steder, hvor saliniteten er under 18‰, og vandet er roligt ligesom i søerne. Forskellige underarter af vandremuslingen har forskellige tærskelværdier for salttolerance rangerende fra 4-18‰ (Karateyev et al. 1998). Kolonisering kræver naturligvis, at der er føde nok i vandet for larverne, både mens de flyder med strømmen, og på det sted de slår sig ned.

Metapopulationsdannelse

Metapopulationdannelse er i høj grad afhængig af kontinuerlig rekruttering af larver opstrøms fra. (Stoeckel et al. 2004b). Risikoen for larvenedslag fra en sø og ud i et medium vandløb som Gudenåen er vurderet at være stor op til 8 km fra kildepopulationen (Lucy et al. 2008). Mere end 20 km nedstrøms en sø vurderes risikoen for etablering af metapopulationer som ekstremt lav (Bobledyk et al. 2005; Hovarth et al. 1996). Metapopulationerne i vandløb vil være sårbare, da de ikke kan producere larver til egen rekruttering pga. vandets konstante ensrettede transport, ligesom at fødemængden slutteligt vil blive en begrænsende faktor, når metapopulationen opnår et vist antal individer - specielt i år, hvor produktionen af fytoplankton er lav også i vækstsæsonen.

Ligeledes må det forventes at metapopulationernes størrelse i vandløbet vil afhænge af larvenedslag fra populationer opstrøms fra, som kan variere fra år til år. Det er således ikke sikkert, at fødemængden i vandet ved stationer langt fra en opstrømsliggende sø vil være tilstrækkelig, til at metapopulationerne selv har reproduktionssucces, og spredning videre nedstrøms er derfor ikke sikker. Fytoplanktonmængden vil afhænge af næringsindholdet i søen, temperaturen i vandet, græsningstrykket i selve søen, søens størrelse osv. I dårlige år, med lange, kolde vintre og forår der kommer sent, samt kolde somre, vil metapopulationerne have en ringere chance, dels for at overleve, dels for rekruttering af nye larver, grundet ringere reproduktionssucces når temperaturen er lav (Wacker og Elert 2003). Man vil givetvis se, at en stor del af metapopulationerne såvel som kildepopulationerne risikerer en tilbagegang i sådanne år. Vinteren 2012-2013 var lang og kold sammenlignet med de sidste 14 år (Vejret i Danmark, DMI) og foråret var meget lang tid om at komme i gang i 2013. Dette må formodes at være en mulig årsag til den tilbagegang i metapopulationerne som konstateredes i sommeren 2013. Lokalt bosatte folk, vi mødte langs vandløbet under vores feltarbejde, fortalte at



vandet i Gudenåen virkede mindre rent i 2013 end forgående år, og denne forandring kan måske forklares med, at vandremuslingen netop ikke har været så abundant i 2013, som i tidligere år.

7. Perspektivering

Invasion af vandremusling har både positive og negative effekter på vandmiljøet. Af negative kan nævnes tilstopning af drænrør og vandindvindingsudstyr, tilgroning af hjemmehørende arters levesteder, samt fasthæftning på hjemmehørende arter såsom krebsdyr og muslinger. Hertil kommer, at vandremuslinger i høj grad er konkurrenter til de hjemmehørende arter, både hvad gælder levesteder og føde, ligesom muslingen ændrer bundforholdene i søer og vandløb. De positive effekter vandremuslingen fører med sig, er, at vandet bliver renere og sigtddybden bedre, hvilket gavner makrofyternes dybdeudbredelse og tilstedeværelse. Bundlevende invertebrater kan bruge muslingebanker som habitater og gemmesteder på en ellers sandet bund, og benthivore fisk kan nyde godt af den større mængde invertebrater og i nogle tilfælde springe led over i fødekæden så energioverførelsen fra led til led bliver optimeret. Vandremuslingen er således ikke kun en destruktiv organisme for de danske økosystemer, og den er en organisme, som formentlig ikke bliver nem at slippe af med igen, og som vi derfor skal lære at leve med.

7.1 Bliver vandremuslingen et større problem i Gudenåen i fremtiden?

Vandremuslingens spredningsmønster i Gudenåen lader til at følge dynamikker for naturlige populationer og metapopulationer. Nogle år går den frem og man vil se opblomstringer af vandremuslingebestande mange steder i Gudenåsystemet, andre år vil vandremuslingen gå tilbage og metapopulationerne vil enten forsvinde eller reduceres kraftigt. Efter endnu nogle år vil nogle af metapopulationerne genetableres, mens andre ikke vil, og endnu andre vil komme til på nye steder. Disse svingninger vil især udløses af temperaturvariationer og variation i fødemængde mellem årene. Der er således meget der tyder på, at der vil indstille sig en form for ligevægt – med tiden – hvor bestandene vil flukturerer omkring et niveau, der formentlig svarer til niveauet mellem 2008 og 2013. Intet tyder derfor på, at den store vækst i populationerne, man så i løbet af de første år efter invasionen fortsætter, men at der derimod vil ske en udfladning på et vist niveau. Metapopulationerne kan generelt være hæmmende på visse dele af den hjemlige fauna, men vil næppe føre til direkte trusler mod de hjemmehørende arter i hele vandløbet – men vil kun være det lokalt.



I de fleste vandsystemer i USA, hvor vandremuslingen blev observeret første gang i 1986 i Lake st. Clair, der er en del af The Great Lakes og ligger mellem Lake Huron og Lake Erie, blev muslingen hurtigt spredt og viste sig at være meget invasiv med massive masseforekomster. Søerne i The Great Lakes er forbundet af store vandløb, og der er en del skibstransport mellem søerne. I dag er muslingen spredt til alle søerne i The Great Lakes, samt floderne, Illinois river, Hudson river, Mississippi river samt en lang række mindre floder, og senest er den også observeret i Californien (David Strayer 2013, pers. komm.). Spredningen formodes hovedsagelig sket med menneskelige kilder der flytter skibe og fiskeudstyr mellem systemerne.

I Gudenåen - som blot er et lille vandløb sammenlignet med de store floder i USA - er spredningssuccessen for vandremuslingen afhængig af, at der ligger søer eller anden form for stillestående vand mellem vandløbsstrækningerne, hvori der kan produceres fytoplankton. Resultaterne i dette forsøg sandsynliggør, at langt hovedparten af fytoplanktonet i vandsøjlen må antages at være produceret i søerne, idet kl.a.-indholdet i vandet på stationen ved Silkeborg var meget højere end på de resterende stationer. Selvom vandremuslingens larver potentielt kan flyde med strømmen hele vejen til Randers, er der en forholdsvis lille risiko for, at der vil være føde nok til dem, når de kommer længere end ca. 8 km nedstrøms en sø - afhængigt af søens størrelse. Imidlertid fandtes vandremuslingen i 2008 iflg. en screeningsundersøgelse foretaget af konsulentfirmaet Orbicon (Grøn et al. 2009), i hele Gudenåens hovedløb fra Mossø syd for Ry til Randers. På denne strækning ligger der mange søer, Mossø, Gudensø, Birksø, Knudsø, Julsø, Brassø, Silkeborgsøerne, Sminge sø og Tange sø. Søerne ligger med hhv. 4, 2, 0, 1½, 0, 2½, 6 og 13 kms mellemrum og efter at have set på hvor langt populationen fra Silkeborg Langsø fortsatte ned i åen på et 'magert' år, kan det ikke udelukkes, at der i vandløbet mellem alle søerne, i 'fede' år vil være risiko for, at der lejlighedsvis dannes metapopulationer. Man må derfor forvente at da vandremuslingens potentielle spredning i et vandsystem afhænger af, hvor mange søer, der ligger i å-løbet og hvor tæt de ligger, vil der i fede år kunne opstå næsten ubrudte metapopulationer fra Mossø til og med Sminge sø. Jo flere steder der kan produceres fytoplankton, og jo tættere de ligger, jo større er sandsynligheden for, at der vil være føde nok til, at vandremuslingen ville kunne etablere sig på vandløbsstrækningerne nedstrøms søerne og danne metapopulationer.

Med de mange vådområder der i disse år etableres med forbindelse til vandløb, i bestræbelserne på at nedbringe næringsstofudledningen til kystnære områder, kunne nogle typer af vådområder potentielt tænkes at øge risikoen for etablering af vandremuslingebestande. Vådområder er imidlertid et vidt begreb, men litteraturen på området peger på, at vådområder der indeholder permanente søer,

hvor den åbne vandflade ikke vokser til i makrofyter i vækstsæsonen, som skygger for fytoplanktonproduktionen, vil der produceres en bred diversitet af fytoplanktonarter, som vandremuslingen vil kunne spise, herunder rekylalger, kiselalger og furealger, men også grønalger og cyanobakterier (García de Emiliani 1997; Zohary et al. 1998; O'Farrel et al. 2003; Izaguirre et al. 2004). Det kan derfor ikke udelukkes, at der i nogle af de nye vådområder potentielt vil kunne produceres så meget fytoplankton, at det kan skabe fødegrundlag for nye metapopulationer af vandremuslinger. I Vådområder, der skabes ved tidvise oversvømmelser af enge, er risikoen for fytoplanktonproduktion lille, dels fordi makrofytdækket skygger og dels fordi oversvømmelserne primært sker om vinteren, hvor primærproduktionen er lav (Andersen 2005).

På strækningen fra Tange sø og ud til Randers, der er ca. 29 km lang, er der ingen søer, og risikoen for spredning af vandremuslingen hertil er således minimal, men med etableringen af vådområdet, Vorup enge vest for Randers kunne man potentielt forestille sig, at hvis der i fremtiden påtænkes etableret permanente søoverflader, her vil det kunne øge risikoen for en invasion af vandremuslingen tættere på Randers end i dag.

Det kan derfor være vigtigt fremadrettet, også i andre systemer, hvor vandremuslingen forekommer, at tage hensyn til og højde for, at nye tiltag der skal gavne naturen og biodiversiteten også potentielt kan indebære en risiko for u hensigtsmæssige konsekvenser ved at skabe muligheder for nye levesteder for vandremuslingen langs vandløbsstrækninger, der iøvrigt indeholder for lidt fytoplankton til umiddelbart at skabe fødegrundlag for denne.

7.2 Kan vandremuslingens spredning begrænses?

I en artikel af Bowmen et al. (2005) bliver det foreslået at en mulighed for at nedsætte spredningen til vandløb eller helt forhindre den er at forlænge opholdstiden af vandet i søer, hvor vandremuslingen findes - og som fortsætter ud i et vandløb. Derved vil larvenedslaget blive så højt som muligt i selve søen og filtreringen af fytoplanktonet i søen så høj som muligt. Risikoen for at de larver, der kommer ud i vandløbet, kan overleve, bliver dermed så lille som mulig, og muligvis bliver de spist af små prædatorer, inden de kan nå at sætte sig fast. Der er bl.a. lavet undersøgelser i vådområder, der er etableret på tværs af vandløb, og hvor vegetation af typiske vådområdeplanter, som dunhammer, siv, eller gul åkande, er så tæt, at strørenden vokser til i vækstsæsonen, der viser at vandremuslingens spredning er negativt korreleret med tætheden af vegetationen i strørenden. Vådområder med tætte betande af makrofyter kan således direkte fungere som en fysisk barriere for nedstrøms spredning af vandremuslingen (Bodamer og Bossenbroek 2008). Desuden bliver iltforholde-

ne ændret i et sådant vådområde sammenlignet med søer og vandløb og iltkoncentrationen kan blive så lav at vandremuslingen ikke kan leve der. I Danmark fungerer vandløb imidlertid bl.a. som afledning af vand fra oplandet og det vil derfor være en stor ulempe at plante strømbunden til med makrofyter da det giver højere vandstand og oversvømmelser, hvilket vil være til gene for lodsejere og landmænd.

Zanden og Olden (2005) kommer ligeledes med forslag til, hvordan invasive arter generelt og vandremuslingen i særdeleshed kan forhindres i at spredes. Disse handler primært om at mindske spredningskilder til helt nye områder, som for vandremuslingen primært forårsages af mennesket - ved at informere folk, der gør brug af vandsystemer, hvori muslingen lever om, hvor vigtigt det er, at skylle udstyr for at minimere spredningen. Sådanne kampagner vil formentlig kunne nedsætte spredningshastigheden, men jeg tror ikke, at det vil kunne stoppe spredningen på længere sigt.

Det er vigtigt at bemærke at vandremuslingen – selvom den gør sigtbarheden i vandsøjlen markant bedre, ikke løser problemerne med næringsstofniveauet i søer og vandløb. Den kan således ikke bidrage til at reducere udledningen af næringsstoffer til vore kystnære farvande. Man må derfor forvente at, hvis vandremuslingen går tilbage eller fjernes fra et system, vil systemet falde tilbage i det tidlige leje af 'algesuppe' og uklart vand, som fandtes før invasionen.

Det må antages, at den lange, kolde vinter 2012-13 var medvirkende årsag til at vandremuslingen gik tilbage i år 2013, hvilket resulterede i at muslingerne nu primært er at finde omkring stationen ved Silkeborg. Vandet - både i søerne og i vandløbet - bar præg af denne tilbagegang, ved i 2013 at være mindre klart end tidligere år.

Tidligt i sommeren 2014 har Silkeborg kommune bebudet, at grødeskæringen i Gudenåen ikke vil blive så omfangsrig som tidligere år. Det kan skyldes at vandet i år er mere uklart og makrofyttilvæksten derfor er mindre end tidligere år, hvor der var store bestande af muslinger. Denne beslutning kan således hænge sammen med at vandremuslingen er gået tilbage (Midtjyllands avis, netudgaven, 14/5-14).

7.3 Nye projekter og undersøgelser

Da dette projekt kun forløb over et enkelt år, er der kun opnået indikationer på mulige udviklinger. Derfor kunne monitoring af vandremuslingens populationsdynamikker både med de naturligt forekomne populationer, men også ved forsøg med udsatte muslinger over flere år, være interessante at kigge på med henblik på eventuelt at kunne udvikle en model, der kunne forudsige vandremuslin-

gens populationsvingninger i et vandløbssystem over årene. Modellen vil være afhængig af en række fysiske og kemiske parametre så som temperaturen om sommeren og om vinteren, afstand til nærmeste sø, søens størrelse, vinterens varighed, kl.a-indholdet i vandet i vækstsæsonen, næringsstofforholdene osv. Modellen ville kunne bruges til at forudsige, hvor vandremuslingen potentielt kunne slå sig ned i gode år, hvor meget den ville gå tilbage i dårlige år, og hvor store metapopulationer, man kunne forvente fra år til år. Modellen kunne desuden bruges til at forudsige, hvilken indflydelse ændrede klimaforhold over tid såsom temperaturstigninger og øget nedbørsmængde samt etableringer af søer og øget næringsstofftilførsel ville kunne have på vandremuslingens forekomster og spredning.

8. Konklusion

Det kan afsluttende konkluderes at **1.** At sestonmængden og $kl.a_{\text{vand}}$ -mængden i vandsøjlen falder med stigende afstand til søen, og at sestonindholdet stiger hen over sæsonen på stationen tættest på søen. **2.** Individtætheden er lav i udkanten af populationen hvor vandremuslingeindividernes gennemsnitlige tilstand tilgængæld er bedst. **3.** At vandremuslinger udsat på stationer hhv. 9 og 17 km fra Silkeborg Langsø i 2013 voksede lige så godt som muslinger udsat $\frac{1}{2}$ km fra søen i de tre måneder af vækstsæsonen som forsøget varede og som også var de måneder, hvor der blev målt det højeste $kl.a.$ -indhold i året uanset at fødemængden faldt ned gennem vandløbet. **4.** At der var en tydelig effekt fra søen på vandløbsvandets indhold af føde for vandremuslingen. Det højeste indhold af $kl.a.$ i vandsøjlen fandtes ved stationen lige nedstrøms Silkeborg Langsø, og at næringsindholdet i selve vandløbet havde ikke indflydelse på koncentrationen af føde, en indikation af en meget lav eller ingen fytoplanktonproduktion i selve vandløbet. **5.** At søens produktion af fytoplankton må være en stærk udslagsgivende faktor for vandremuslingeforekomster nedstrøms da muslingerne naturligt kun fandtes på stationerne Silkeborg og Resenbro hhv $\frac{1}{2}$ og 3 km fra søen samt igen lige neden for Sminge sø

Selvom jeg kun har undersøgt vandremuslingerne i Gudenåen i en enkelt sæson, tyder mine resultater, sammen med observationer fra tidligere år og den fundne litteratur på området på, at risikoen for udviklingen af varige massive bestande af vandremuslingen i ensrettet strømmende vand, er begrænset af fødemængden, og bekymringen herfor behøver derfor ikke at være stor.

Fytoplanktonproduktionen i søerne vil variere år for år. I 'gode' år hvor vinteren er kort, foråret kommer tidligt, temperaturen er høj og fytoplanktonproduktionen er stor i søerne vil vandremuslingerne have det godt og populationerne vil stige, samtidig med at etableringen af nye metapopulationer kommer til. I 'magre' år vil tendensen være modsat og populationerne af vandremuslingen ender med at være selvregulerende. Når der bliver for mange muslinger i forhold til fødeudbuddet det pågældende år, vil bestanden gå tilbage. Derfor vil der komme stigninger og fald i populationerne fra år til år. Nogle steder vil vandremuslingen lokalt udgøre et problem for hjemmehørende arter, når den danner hele banker af druseformationer på bunden og dermed ændrer de lokale bundforhold - typisk i og lige efter søer mens den på andre steder længere fra søer ikke vil blive så abundant og i

nogle år helt forsvinde. På sådanne steder vil der ikke være permanente massive forekomster og de hjemmehørende arter vil ikke være truet.

9. Tak til...

- Tenna Riis for vejledning, diskussioner, gennemlæsning og opbakning under projektet
- Lotte Holm, min partner, for godt samarbejde, hjælp og hygge i felten såvel i laboratoriet og i New York
- Emma J. Rosi-Marshalle og Holly Ann Wellard Kelly for at tage imod Lotte og mig i New York og oplære os i identifikation af mikroalger
- Aage Ebbesen fra Silkeborg kommune for at gøre projektet muligt ved at fortælle mig om problemet og bidrage med båd og skipper til gennemsejling af forsøgstrækningen.
- Ole Zartmann for praktisk hjælp og for at sejle forsøgsstrækningen igennem yderligere to gange med os.
- Laboranterne på afdelingen for Akvatisk biologi for hjælp med analyser af prøver og oplæring i diverse apparater til analyser af prøverne.



10. Referenceliste

- Aage Ebbesen: *Silkeborg Kommune* Teknik og miljø, Miljøafdelingen Vandløb, naturpleje, søer, 8600 Silkeborg, Tlf: 2935 7528, mail: aae@silkeborg.dk
- Allan, J. D., Castillo, M. M. (2009): "Stream Ecology – structure and function of running water" 2nd edition, chapter 7 s. 135-138.
- Andersen, J.M. (red.) 2005: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 531. kapitel 4 og kapitel 6.
- Andersen, P., Grøn, P., Moeslund, B (2009): "Opsummering af foreliggende viden om vandremuslingens biologi og økologi med fokus på forekomster i Danmark og betydningen for vandløbs- og søforvaltningen i Gudenå-systemet". Gudenåkomiteen v/ Randers kommune.
- Baker, S. M., Levinton, J., Kurdziel J. P., Shumway, S. E. (1998): "Selective feeding and biodeposition by zebra mussels and their relation to change in phytoplankton composition and seston load". *Journal of Shellfish research*. Vol 17, No. 4, 1207-1213
- Baker, S. M and Levinton, J. (2003): "Selective feeding by three native North American freshwater mussels implies food competition with zebra mussels". *Hydrobiologia* 505: 97-105
- Bobledyk, A. M., Bossenbroek, J. M., Evans-White, M. A., Lodge, D. M. and Lamberti, G. A., (2005): "Secondary spread of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in coupled lake-stream systems" *Ecoscience* 12(3) 339-346
- Bodamer, B. L., Bossenbroek, J. M (2008): "wetlands as barriers: effects of vegetated waterways on downstream dispersal of zebra mussels. *Freshwater biology*. 53, 5021-2060.
- Brett, M. T., and Müller-Navarre D. C., (1997): "the role of highly unsaturated fatty acids in aquatic foodweb processes. *Freshwater biology*, 38, 483-499
- Bruun, E., 2011 "Vandremuslingen eller zebramuslingen, *Dreissena polymorpha*" Biofag nr 4, 2011, Medlemsblad for Foreningen af Danske Biologer FaDB, s. 11-15.
- Burkalova, L. E., Karateyev, A. Y. and Karateyev V. A., (2012): "Invasive mussel induce community change by increasing habitat complexity" *Hydrobiologia*, The international journal of aquatic science. 685: 121-134
- Carago, N. F., Cole, J. J., Raymond, P. A, Strayer, D. L., Pace, M. L., Finlay, S. E. G. and Fischer



- D. T., (1997): "Zebra mussel invasion in a large, turbid river: Phytoplankton response to increased grazing". Ecological society of America. Vol 78 No. 2, s. 588-602
- Claudi, R., and G. Mackie. (1994): "Practical manual for zebra mussel monitoring and control", Lewis Publishers, Boca Raton, s.8
- Dr. Emma J. Rosi-Marshall: Cary institute of ecosystem studies, Expertise: freshwater, invasive species, human impacts. Address: 2801 Sharon Turnpike; P.O. Box AB, Millbrook NY 12545-0129, USA.
- Dr. David L. Strayer: Cary institute of ecosystem studies, Expertise: Hudson River, invasive species, streams. Address: 2801 Sharon Turnpike; P.O. Box AB, Millbrook NY 12545-0129, USA.
- Fahnenstiel, G. L., Lang, G. A., Nalepa, T. F. and Johengen, T. H. (1995) "Effects of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Colonization on Water Quality Parameters in Saginaw Bay, Lake Huron" Journal of Great Lakes reservoirs. Freshwater Bivalves" International association for Ecology. 21(4): 435-448
- García de Emiliani, M. O. (1997): "Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Parana River, Argentina)" Hydrobiologia, 357: 1-15
- Goedkoop, W., Sonesten, L., Ahlgren, G. og Boberg, M., (2000) "Fatty acids in profundal benthic invertebrates and their major food resources in Lake Erken, Sweden: Seasonal variation and trophic indications". Canadian journal of fisheries and aquatic science. 57, 11; proQuest s. 2267
- Grøn, P., Andersen, P. (2009): "Screeningsundersøgelse af vandremuslingens forekomster i Gudenå-systemet, maj-juni 2009". Gudenåkomiteen v/ Randers kommune. Orbicon
- Hallstann, S., Grandin, U., and Goedkop, W., (2010): "Current and modeled potential distribution of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Sweden". Biological Invasions, 12: 285-296.
- Holland, R. E., (1993): "Changes in planktonic diatoms and water transparency in Hatchery Bay, Bass Island area, Western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel." Journal of the Great Lakes 19(3): 617-624.
- Horvath, T.G. and Lamberti G.A., Lodge, D. M., Perry, W. L., (1996) "Zebra mussel dispersal in Lake-stream system: Source-sink dynamics?" Society for freshwater science, 15(4), 564-575.
- Horvath, T.G. and Lamberti G.A. (1999a): "Mortality of zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, veligers during downstream transport" Freshwater biology, 42, 69-76.
- Horvath, T. G., Martin, K. and Lamberti, G. A., (1999b) "Effects of zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, on macroinvertebrates in a lake-outlet stream." American midland naturalist vol 142, No. 2, 340-347.



- Izaguirre, I., O'Farrel, I., Unrein, F. and Sinistro, R., dos Santos Afonso, M and Tell, G. (2004): “Algal assemblage across a wetland, from a shallow lake to relictual oxbow lakes (Lower Paraná river, South America)” *Hydrobiologia*, 511: 25–36
- Jmp®, version 10, SAS institute inc., Cary, NC, 1989-2007
- Karatayev A. T., Burlakova L. A., and Padilla, D. K.: (1997): The effects *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion of aquatic communities in eastern Europe.” *Journal of shellfish research*, Vol. 16, No. 1, 187-203.
- Karatayev. A. T., Burlakova L. A., and Padilla, D. K.: (1998): “Physical factors that limits the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pallas)”. *Journal of shellfish research*, Vol. 17, No. 4, 1219-1235
- Karatayev, A.Y., Burlakova L. A., and Padilla, D. K.: (2006):”Growth rate and longevity of *Dreissena Polymorpha* (Pallas) a review and recommendations for future study” *Journal of Shellfish research*, Vol. 25, No.1, 23-32.
- Karpevich, A. F and Zenkevich L. A., (1964) “Distinctive features of reproduction and growth of bivalves in brackish seas of the USSR.” *The ecology of the southern seas of the USSR* s. 3-60.
- Kryger, J., Riisgård, H. U. (1988): ” Filtration rate capacity in 6 species of european freshwater bivalves” *Oecologia*. Vol 77 No. 1, s. 34-38
- Lichtenthaler, H. K. (1987) [34] “Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes”. *Methods in enzymology*, **148**, 350-382.
- Lucy, F. E., Minchin, D., Boelens, R., (2008): “From lakes to rivers: Downstream larval distribution of *Dreissena polymorpha* in Irish river basins” *Aquatic invasions*, Vol. 3 No. 3: 297-304. Special issue “Invasive aquatic mulluscs – ICAIS Conference papers and additional records”.
- MacIsaac, H.J., Lonnee C. J. and Leach J. H., (1995): “Suppression of microplankton by zebra mussels: importance of mussel size” *Freshwater biology*, 34: 379-287.
- McCune, B., and Mefford, M. J., (1995): ”PC-ORD, Multivariat Analysis of Ecological data”, version 2, Users guide, MjM software design .
- McMahon, R. F., (1996): “The physiological ecology of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*, in Northern America and Europe”. *American zoologist*, 36:339-363.
- Miehls, A. L. J., Mason, M. M., Frank, K. A., Krause, A. E., Peacor, S. D and Taylor, W. W., (2009): “Invasive species impacts on ecosystem structure and function: A comparison of the Bay of Quinte, Canada and Oneida Lake, USA, before and after zebra mussel invasion.” *Ecological modelling*, 220: 3182-3193.



- Naddafi, R., Petterson, K., and Eklöv, P., (1997): "The effect of seasonal variation in selective feeding by zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on phytoplankton community composition". *Freshwater biology*, 52, 823-842
- Nichols, S.J and Black, M.G. (1993): "Identification of larvae: The zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), guagga mussel (*Dreissena rosteriformis bugensis*) and Asian clam (*Corbicula fluminea*)". *Canadian journal of zoology* 406-417.
- Noonburg, E. G., Shuter, B. J. and Abrams P. A. (2003): "Indirect effects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on the planktonic food web" *Canadian journal of fisheries and aquatic science*. 60: 1353-1368.
- O'Farrel, I., Sinistro, R., Izaguirre, I. and Unrein, F. (2003): "Do steady state assemblage occur in shallow lentic environments from wetlands?" *Hydrobiologia*, 502: 197-209.
- Orlova, M. I., and Panov, V. E., (2004): "Establishment of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas), in the Neva Estuary (Gulf of Finland, Baltic Sea): distribution, populations structure and possible impact on local unionid bivalves" *Hydrobiologia*, 514: 207-217.
- Ricciardi, A., Neves, R. J. and Rasmussen, J. B., (1998): "Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of animal ecology*. 67: 613-619
- Sand-Jensen, K., Lindegaard, C. (2004) "ferskavandsøkologi" kapitel 7, s. 69-71.
- Schlosser, D. W., Napela, T. F., Mackie, G. L., (1996) "Zebra mussel infestation of unionid bivalves (*Unionidea*) in North America". *American zoologist*, 36: 300-310.
- Schneider D.W., Stoeckel, J.A., Rehmann, C.R. Blodgett, K.D., Sparks R.E. and Padilla D.K. (2003): "A developmental bottleneck in dispersing larvae: implications for spatial population dynamics" *Ecology letters*, 6: 352-360.
- Snyder, F., Hilgendorf, M. B., and Garton D. W., (1997) "Zebra mussels in North America: The invasion and its implications". Sea Grant, Ohio University.
- Spooner, D. E., and Vaughn, C. C., (2006): "Context dependent effects of freshwater mussels on stream benthic communities". *Freshwater biology*, 51, 1016-1024.
- Stoeckel J.A., Schneider D.W., Soeken, L. A., Blodgett K.D. and Sparks R.E. (1997): "Larval dynamics of riverine metapopulation: Implications for zebra mussel recruitment, dispersal and control in a large-river-system". *Society for freshwater science*, vol 16, No. 3, s. 586-601.
- Stoeckel, J. A., Padilla D.K., Schneider D.W. and Rehmann C.R. (2004a): "Laboratory culture of

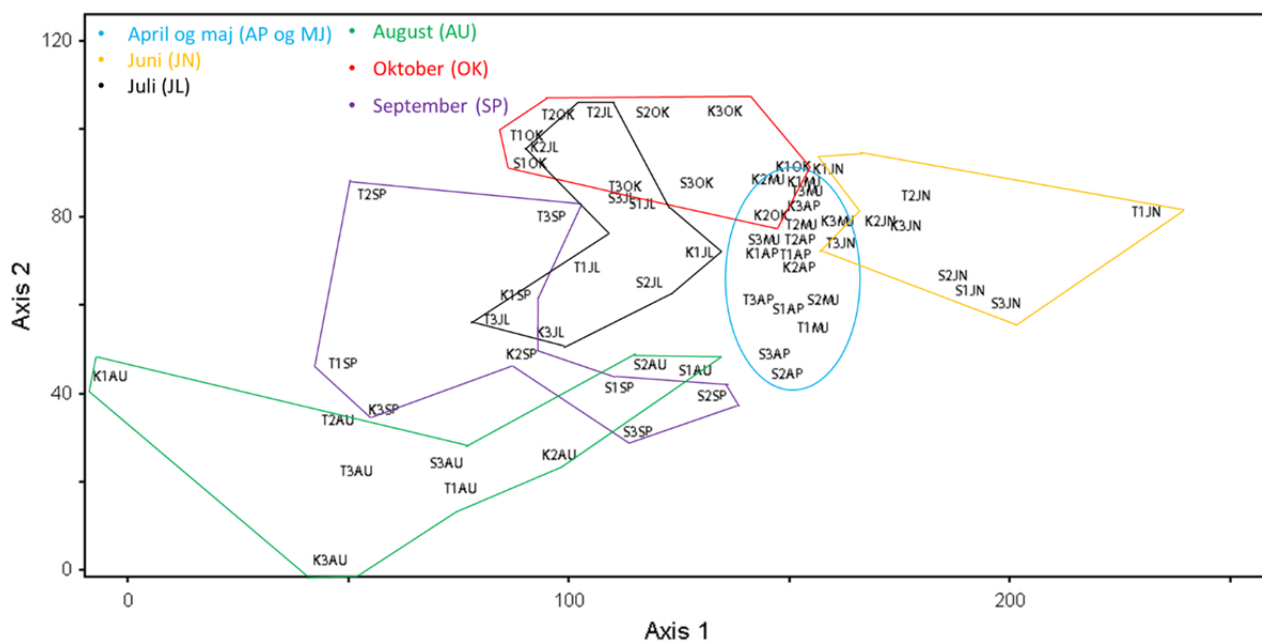


- Dreissena polymorpha* larvae: spanning success, adult fecundity, and larval mortality patterns". 82: 1436-1443.
- Stoeckel J. A., Rehmann C.R., Schneider D.W. and Padilla D.K. (2004b): "Retention and supply of zebra mussel larvae in a large river system: Importance of an upstream lake.", 49: 919-930.
- Strayer, D. L., Caraco, N. F., Cole, J. J., Finlay, S., Pace, M. L. (1999) "Transformation of freshwater ecosystems by bivalves" American institute of biological science. Vol. 49, No. 1, s. 19-27.
- Ten Winkler, E. H., and Davids, C., (1982): Food selection by *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca: Bivalvia)". Freshwater biology. 12, 553-558
- Vanderploeg, H.A., Liebig, J.R. and Gluck A. A. (1996) "Evaluation of different phytoplankton for supporting development of zebra mussel larvae (*Dreissena polymorpha*): The importance of size and polyunsaturated fatty acid content". Journal of Great Lakes Research Volume 22, Issue 1, 1996, Pages 36–45.
- Wacker, A., and von Elert, E. (2003) "Food quality controls reproduction of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*)". Ecophysiology. 135: 322-388
- Wacker, A., and von Elert, E. (2004) "Food quality control egg quality of zebra mussel *Dreissena polymorpha*: The role of fatty acids" The American society of limnology and oceanography. 49(5), 1794-1801
- Waldock, M. J., and Holland, D. L., (1984): "Fatty acid metabolism in young oysters, *Crassostrea gigas*: Polyunsaturated fatty acids". Vol. 19 No. 5, 332-335.
- Zanden, M. J. V., and Olden, J. D., (2008): "A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species". Canadian Journal of fisheries and Aquatic science. 65: 1512-1522
- Zohary, T., Fishbein, T., Kaplan, B., and Pollingher, U. (1998): "Phytoplankton-metaphyton seasonal dynamics in a newly-created subtropical wetland lake" Wetland ecology and management, **6**: 133–142.



Bilag

Bilag 1

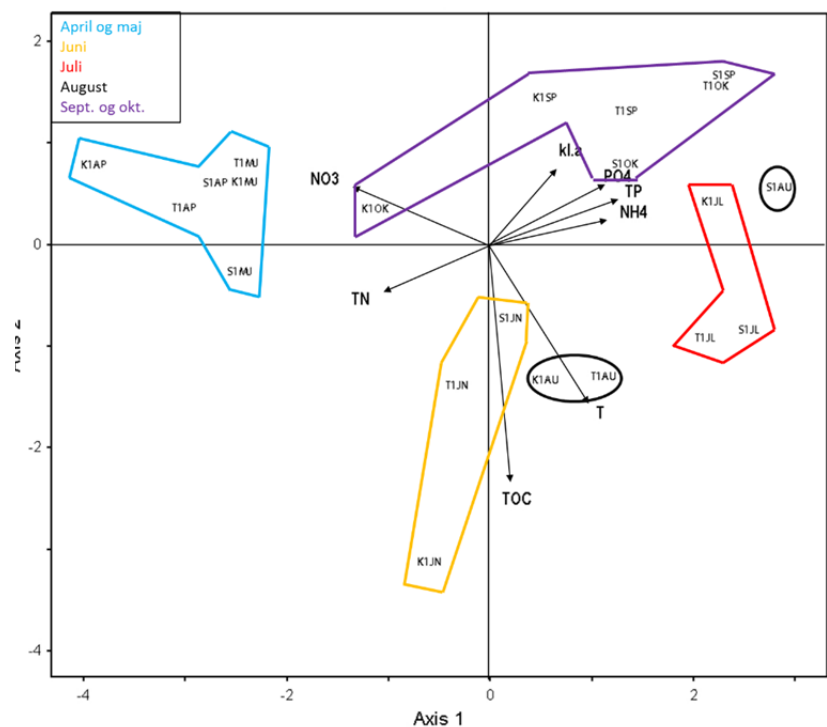


DCA-plot: Viser fordelingen af stationerne, K=Kongensbro, S=Silkeborg og T=Tvilum og syv måneder fra april til oktober 2013, se farvekoden i venstre hjørne. Gradient længder for hhv 1. akse = 2,276, 2. akse = 1,017, så dermed er der ikke en total udskiftning af arter fra den ene ende af akse 1 til den anden. Eigenværdierne for akserne er hhv. 0,26 og 0,06 for akse 1 og 2.

Bilag 2

PCA-plot af miljøfaktorenes påvirkning af stationerne Silkeborg, Tvillum og Kongensbro. Figuren viser inddeling efter måneder; april og maj er slået sammen (blå) og september og oktober er slået sammen (lilla).

Stationerne fordeler sig efter de målte abiotiske faktorer, TOC, TN, TP, NH₄, NO₃, PO₄, chl (klorofyl a) og T (temperatur). Månederne er forkortet til: AP = april, MJ = maj, JN = juni, JL = juli, AU = august, SP = september og OK = oktober.



Tabel: Eigenvektorer for de abiotiske faktorer: TN, TP, NH₄, NO₃, PO₄, TOC, kl.a og Temp. Den akse, der forklarer mest for de enkelte variable, er markeret med rødt.

<i>Variabel</i>	Akse 1	Akse 2	Akse 3
TN	-0,38	-0,14	0,27
TP	0,42	0,14	0,12
NH₄	0,40	0,07	0,23
NO₃	-0,47	0,17	0,05
PO₄	0,38	0,20	0,49
TOC	0,035	-0,76	-0,06
Kl. a	0,22	0,26	-0,77
Temperatur	0,33	-0,49	-0,11