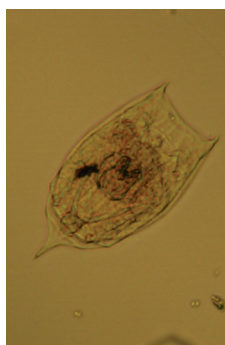
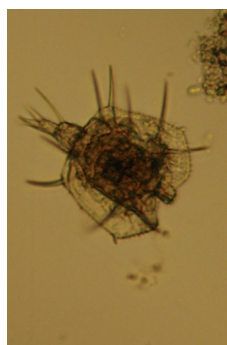


Undersökning av effekter på zooplankton och bottenfauna vid insekticidinducerad eliminering av signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*) på Smöjen

Rapporter om natur- och miljö 2010:13



Länsstyrelsen
GOTLANDS LÄN



Åtgärdsprogram
för hotade arter

Undersökning av effekter på zooplankton och bottenfauna vid insekticidinducerad eliminering av signalkräfta (*Pacifastacus leniusculus*) på Smöjen

DANIEL NYGREN

Omslagsbild: Bilden med båt visar en av de använda spridningsmetoderna av deltametrin, stora bilden visar deltametrin i vatten (foto Nils Ljunggren). Småbilderna visar zooplankton och bottenfauna påträffade i prov (foto Daniel Nygren).

ISSN 1653-7041

LÄNSSTYRELSEN I GOTLANDS LÄN – VISBY 2010

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
INLEDNING.....	4
Bakgrund	4
Lokalen.....	6
Deltametrin.....	8
Behandling.....	8
Insekticidkoncentration	8
MATERIAL OCH METODER	9
Provtagning.....	9
Analys.....	9
RESULTAT	10
Omvärldsfaktorer.....	10
Zooplankton.....	10
Profundal bottenfauna	13
Litoral bottenfauna	16
DISKUSSION	19
Zooplankton.....	19
Bottenfauna.....	21
SLUTSATSER.....	25
TACK	25
REFERENSER.....	26
Bilaga 1. Zooplanktonens genomsnittliga abundans.....	29
Bilaga 2. Profundala bottenfaunans genomsnittliga abundans.....	31
Bilaga 3. Litorala bottenfaunans genomsnittliga abundans	33
Bilaga 4. Grafisk presentation av zooplanktonens medelvärden	35
Bilaga 5. Grafisk presentation av medelvärden för dominerande profundal bottenfauna.....	36
Bilaga 6. Grafisk presentation av medelvärden för dominerande litoral bottenfauna.....	38

SAMMANFATTNING

Denna rapport presenterar resultatet från en undersökning av effekter på zooplankton och bottenfauna vid insekticidinducerad eliminering av signalkräfta på Smöjen på Gotland. Undersökningen är en del av Länsstyrelsen i Gotlands läns arbete med det nationella åtgärdsprogrammet för flodkräftan (*Astacus astacus*).

Gotland är sedan 2007 ett nationellt skyddsområde för flodkräftan. Kräftpestsvampen (*Aphanomyces astaci*) anses utgöra det allvarligaste hotet mot flodkräftan. Det hot som kräftpestsvampen utgör mot flodkräftan hänger nära samman med förekomsten av signalkräftan (*Pacifastacus leniusculus*). Inventeringar av insjökräftor på Gotland under 2005 och 2006 visade att signalkräftan fanns på tre lokaler. Kräftpestsvampen har dock ej konstaterats förekomma på Gotland.

Länsstyrelsen i Gotlands län är ålagda att eliminera alla bestånd av signalkräfta på Gotland. Kräfter är mycket svåra att utrota men erfarenheter visar att giftbehandling är mycket effektivt. Idag finns inga insekticider vilka fungerar selektivt på kräftor varför de med potentiell förmåga att utrota kräftor även är giftiga för andra vattenlevande evertebrater och fiskar.

Under sensommaren 2008 behandlade Länsstyrelsen i Gotlands län två av de tre kända signalkräftslokaler med insekticiden deltametrin. Vid en av lokalerna (Smöjen) gjordes en undersökning på behandlingens direkta effekter på zooplankton och bottenfauna. Undersökningen visade att behandlingen reducerade sammansättning och abundans av såväl zooplankton som bottenfauna, med total utslagning av de känsligaste grupperna. Under hösten 2008 behandlades Smöjen ytterligare en gång, varför det kan antas att sammansättning och abundans ånyo påverkades. Under 2009 togs prov den 13 juni, 25 juli och 6 september på zooplankton och bottenfauna i syfte att undersöka vilka effekter behandlingen hade påföljande sommar. Vid provtillfället i juni fanns markanta skillnader mellan behandlade vatten och referensvattnen av såväl sammansättning som abundans hos både zooplankton som bottenfauna. Vid provtillfället i september kvarstod en markant abundansskillnad men sammansättningen föreföll i princip återställd.

Denna rapport konstaterar:

- att återhämtningen för zooplankton, fr.a. crustacea zooplankton, förefaller skett genom en endogen process.
- att zooplanktonsamhället under påföljande sommar tenderade vara strukturerat av ett lågt predationstryck på de större zooplanktonen.
- att återkoloniseringen av de känsligare grupperna av bottenfauna i huvudsak varit en extern process.
- att bottenfaunans taxonomiska huvudgrupper förefaller vara åter.
- att bottenfaunans abundans ej var återställd inom ett år efter första behandlingen.
- att bottenfaunans normala dominansförhållanden ej var återställt inom ett år efter första behandlingen.
- att en deltametrinbehandling under försommaren sannolikt hade medfört en större grad av återhämtning påföljande sommar.
- att det framgår som helt klart att deltametrinbehandling har haft påtagliga effekter på sammansättning och abundans av såväl zooplankton som bottenfauna fortfarande ett år efter behandlingen.

INLEDNING

Bakgrund

I Sverige är flodkräftan, *Astacus astacus*, det enda sötvattenlevande tiofotade kräftdjuret (Decapoda) som förekommer naturligt. Det mesta talar för att den invandrat till Skandinavien under Ancylustiden (9500-8000 f Kr), varför flodkräftan bör betraktas som en ursprunglig art i vår fauna. Flodkräftans dåliga förmåga att förflytta sig mellan olika vattensystem, de svenska vattendragens huvudsakliga öst-västliga riktning och det svenska klimatet har tillsammans medfört att dess naturliga utbredning begränsats till södra Sverige. Omfattande inplanteringar har dock ägt rum under de senaste 500 åren, varför utbredningsområdet har utökats till att inkludera norrlandskusten upp till finska gränsen samt enstaka lokaler i norrlands inland. Flodkräftan återfinns i många olika typer av vatten, från stora sjöar till små bäckar, och genom inplanteringar har den också spridits till isolerade dammar och vattenfyllda stenbrott. Förekomsten av flodkräfta har under det senaste århundradet minskat drastiskt i hela utbredningsområdet. Kräftpesten anses vara den främsta orsaken, men även försurning och miljöförändringar har bidragit till nedgången. Årligen drabbas nya flodkräftpopulationer av kräftpest samtidigt som försurning och annan miljöpåverkan utgör fortsatt hot. Med anledning av detta minskar flodkräftans förekomst, i såväl Sverige som övriga Europa, och artens långsiktiga överlevnad anses som långt ifrån säkrad (Söderbäck & Edsman 1998).

Kräftpesten anses utgöra det allvarligaste hotet mot flodkräftan. Kräftpestsvampen, *Aphanomyces astaci*, upptäcktes år 1860 då en epidemi bröt ut i Italien, men den har troligtvis sitt ursprung i Nordamerika. Orsaken till epidemiutbrottet i Italien är ej klarlagt men sannolikt kom kräftpestsvampen till Europa tillsammans med en amerikansk kräftart med ballastvatten. Kräftpesten kom till Sverige år 1907 och först drabbades Mälaren. Omfattande kräfthandel tillsammans med människors ökade rörlighet spred snabbt kräftpesten i Sverige. Idag har utbrott av kräftpest rapporterats från i stort sett samtliga huvudavrinningsområden från Dalälven och söderut. De områden i Sverige som helt undgått kräftpesten är, förutom landets norra delar, Öland och Gotland (Söderbäck & Edsman 1998).

Det hot som kräftpesten utgör mot flodkräftan hänger nära samman med förekomsten av den introducerade signalkräftan, *Pacifastacus leniusculus*. 1960 infördes signalkräftan till Sverige i syfte att ersätta flodkräftan i de vatten som drabbats av kräftpest. Signalkräftan kommer ursprungligen från Nordamerika. Den är såväl till utseendet som ekologiskt mycket lik flodkräftan. Den huvudsakliga orsaken till att signalkräftan utgör ett hot mot flodkräftan är att kräftpestsvampen förekommer som parasit hos i stort sett alla signalkräftpopulationer. Signalkräftan och pestsvampen har utvecklat ett parasit/värd-förhållande där parasiten normalt inte dödar värden. Signalkräfter är således bärare av pesten vilket innebär att där signalkräfter med pestsvampen inplanteras blir förekomsten permanent i det aktuella vattenområdet. Därmed blir återetablering av flodkräfta omöjlig för överskådlig framtid. I de fall där arterna samexisterar utan förekomst av pestsvampen har det dessutom visat sig att signalkräftan har förmåga att tränga undan flodkräftan genom bättre konkurrensförmåga (Söderbäck & Edsman 1998).

Under hela 1980-talet skedde omfattande utbrott av kräftpest i flodkräftbestånd. Vid förra sekelskiftet fanns det i Sverige cirka 30000 flodkräftbestånd. På grund av kräftpestens härjningar fanns endast 5 % kvar i början av 2000-talet. 1998 fastställde Fiskeriverket och Naturvårdsverket ett åtgärdsprogram för bevarande av flodkräfta. Åtgärdsprogrammet innebär att åtgärder skall vidtas för att skydda och bevara flodkräftan (Fiskeriverket 2007).

Trots att utsättning av signalkräfta på Gotland har varit förbjudet sedan 1985 och trots att inga tillstånd gavs före detta år finns signalkräftan på Gotland (Fiskeriverket 2007, Ljunggren 2008). Inventeringar under 2005 och 2006 bekräftade att signalkräfta fanns vid tre lokaler på Gotland (Ljunggren 2008).

Ingen kräftpest har kunnat beläggas på Gotland men enbart förekomsten av signalkräftor utgör ett potentiellt hot mot de gotländska flodkräftorna. Därför åläggs Länsstyrelsen i Gotlands län, i Fiskeriverkets och Naturvårdsverkets åtgärdsprogram för bevarande av flodkräfta, att eliminera samtliga bestånd av signalkräfta från Gotland (Söderbäck & Edsman 1998). Genom en utrotning av signalkräfta skyddas den gotländska flodkräftan från utbrott av kräftpest men även från mellanartskonkurrens.

Försök att utrota signalkräftan har skett såväl genom illegala privata initiativ (Gydemo 1995, Ljunggren 2008) som genom myndighets försorg (Petersson 2006). Även om åtgärderna har slagit ut delpopulationer vid en av lokalerna bör de sammantaget betraktas som ett misslyckande (Ljunggren 2008). Utrotning har återigen aktualiserats i och med att Gotland 2007 fick status som nationellt skyddsområde för flodkräfta.

Kräftor är svåra att utrota men erfarenheter visar att kemisk behandling är en mycket effektiv metod (Holdich *et al.* 1999, Peay *et al.* 2006). Den grupp av pesticider som anses mest ändamålsenlig är pyretriner och pyretroider, föreningar vilka påverkar nervsystemet och som är mycket potenta på alla former av leddjur men även på flertalet andra vattenlevande djurgrupper (Jolly *et al.* 1978, Andersson 1989, Haya 1989). Pyretrum är samlingsnamnet för sex naturliga kemiska substanser (pyretriner) som framför allt utvinns ur växterna *Chrysanthemum cinerariaefolium* och *C. cinemum*. Pyretroider är syntetiskt framställda former av pyretriner. De mer kända pyretroiderna är cypermetrin, permetrin och deltametrin (Ljunggren 2008).

Fördelarna med framför allt pyretriner men även pyretroider är att de har låg giftighet för däggdjur och fåglar, att de har förhållandevis snabb nedbrytning, att rörligheten i mark är högst försumbar, och att de är ofarliga för växter (Kemikalieinspektionen 1997). Anledningen till att pyretroider tagits fram är för att det är dyrt att framställa naturligt pyretrum samt för att öka verkningstiden (Stenmark 1978).

Idag finns inga kända pesticider som fungerar selektivt på kräftor, eller på kräftdjur, så de med potentiell förmåga att utrota kräftor är även giftiga för andra vattenlevande evertebrater och fiskar (Peay *et al.* 2006). Från studier på effekterna av pyretriner och pyretroider i sötvatten vet man att de har en hög giftighet för leddjur och fiskar medan blötdjur och maskar är mindre känsliga (Jolly *et al.* 1978, Smith & Stratton 1986, Tara & Stratton 1986, Andersson 1989, Haya 1989, Gydemo 1995).

Under sensommaren 2008 gjorde länsstyrelsen på Gotland ett nytt försök att utrota signalkräftan vid två av de tre kända lokalerna på Gotland. Vid detta försök användes deltametrin. Vid en av lokalerna gjordes en undersökning av behandlingens direkta effekter på zooplankton och bottenfauna. Undersökningen konstaterade att Rotifera klarade koncentrationen och giftverkan av deltametrin, men att de troligtvis erhöll förändrad abundans och sammansättning på grund av ändrade konkurrens- och predationsförhållanden. Crustacea zooplankton slogs ut totalt, men de började återkolonisera cirka en månad efter behandlingen. Samtliga taxonomiska grupper av leddjur minskade drastiskt i abundans, med total utslagning

av de mest känsliga grupperna. Koncentrationen av deltametrin var dock ej högre än att vissa vattenkvalster och fjädermyggor överlevde (Nygren 2009).

Under hösten 2008 gjorde länsstyrelsen på Gotland ytterligare en behandling av en av de tidigare behandlade lokalerna och även vid detta tillfälle användes deltametrin, varför man bland annat kan anta att crustacea zooplankton på nytt slogs ut och att övriga leddjur vilka ej tidigare totalt slagits ut, ytterligare reducerades i antal.

Denna undersökning rapporterar vilka effekter den insekticidinducerade kräftdöden hade på zooplankton och bottenfauna på en av de behandlade lokalerna påföljande sommar.

Lokalen

På nordöstra Gotland ligger Smöjen (N 57° 43.856', E 018° 56.912'), en halvö som bär tydliga spår av tidigare kalkstensbrytning. Brytningen upphörde under 1960-talet. Området utgörs idag av ett stort stenbrott (ca. 0,5 km²) i vilken det finns fyra djupare brott vilka varit vattenfyllda sedan verksamheten i området upphörde. Redan under 1960-talet introducerades flodkräfta till området och under 1970-talet även signalkräfta.

Brott 1 (Tabell 1, Figur 1) är till yta och djup det minsta och grundaste brottet. Ytan är mindre än 1 ha och medeldjupet överstiger inte 2 m (Petersson, 2006). Till skillnad från övriga brott finns ett antal långsträckta friliggande holmar i Brott 1 vilka bildar små öar. Botten är relativt plan men täcks bitvis av kross-/sprängsten. Den ringa bottenvegetation som finns domineras av kransalger. Strandvegetationen domineras av vass. Brott 1 är det brott i förhållande till sin storlek som har rikligast förekomst av strandvegetation. Brott 1 har det tjockaste täcket av bottensediment av i undersökningen ingående brott, men sedimenttäcket är dock inte tjockare än tiotalet centimeter. Sedimentet utgörs till övervägande del av gyttja. Signalkräftor har aldrig påträffats i detta brott. Brott 1 har i denna undersökning utgjort referensbrott, vilket ej har utsatts för bekämpningsmedel.

Brott 2 (Tabell 1, Figur 1) är till ytan endast något större än Brott 1 men har ett djup som är det dubbla. Ytan är cirka 1 ha, maxdjupet drygt 3,5 m och medeldjupet cirka 3 m (Petersson 2006). Botten är relativt plan. Bottenvegetationen domineras av kransalger men dess utbredning är oklar. Kanterna utgörs till största delen av kross-/sprängsten men även tvära brottskanter finns i den sydöstra delen. Vass täcker i princip hela stranden längs brottets sydvästra del medan övrig strand är fri från vegetation. Täcket av bottensediment är endast några cm tjockt. Sedimentet utgörs av gyttja. Förekomst av signalkräftor konstaterades första gången 1992 och trots två utrotningsförsök (1993 och 2001) förekom signalkräfta fortfarande i brottet 2008. Brott 2 har utsatts för bekämpningsmedel i denna undersökning.

Brott 3 (Tabell 1, Figur 1) är till ytan något större än Brott 2 medan djupet är i princip det samma. Ytan är cirka 1,4 ha, maxdjupet drygt 3,8 m och medeldjupet cirka 3 m (Petersson 2006). Botten är relativt plan. Bottenvegetationen domineras av kransalger vilka täcker stora delar av botten. Nordöstra strandzonen består av kross- och sprängsten medan övriga delar i princip utgörs av tvära brottskanter och kalkstenshäll. Östra stranden i den nordligaste delen, med undantag av ett grundområde i den absolut östligaste delen, har mer vegetation, där vass dominerar, än övriga delar av brottet. Täcket av bottensediment är endast några cm tjockt. Sedimentet utgörs av gyttja. Förekomst av signalkräftor konstaterades första gången 1992 och trots två utrotningsförsök (1993 och 2001) förekom signalkräfta fortfarande i brottet 2008. Brott 3 har utsatts för bekämpningsmedel i denna undersökning.

Brott 4 (Tabell 1, Figur 1) är till yta och djup det största brottet. Ytan är cirka 5 ha och djupet i större delen av brottet är cirka 3-4 m, men det finns även en djupare del med ett maxdjup på cirka 9 m (Petersson 2006). Botten är relativt plan där bottenvegetationen domineras av kransalger, men förekomsten är mycket sparsam och merparten av botten är i princip helt vegetationsfri. Strandzonen utgörs i norra delen av kalkstenshäll medan övriga delar i princip utgörs av tvära brottskanter. Vass förekommer mycket sparsamt på norra stranden. I jämförelse med övriga brott i undersökningen har Brott 4 det tunnaste täcket av bottensediment, vilket endast är någon cm tjockt. Sedimentet utgörs till övervägande del av lergyttja. Förekomst av signalkräfta konstaterades 1992 men utrotades av en illegal giftbehandling 1993. Brott 4 har i denna undersökning utgjort referensbrott, vilket ej har utsatts för bekämpningsmedel.

Tabell 1. Information om de fyra vattenfyllda kalkbrotten på Smöjen. Data från Petersson (2006).

Brott		Yta (ha)	Maxdjup (m)	Medeldjup (m)	Volym (m ³)	Anmärkning
1	Referens	<1		<2	20000	Signalkräfta aldrig påträffad
2	Behandlat	1	3,5	3,1	30000	Misslyckad utrotning 1993, 2001
3	Behandlat	1,4	3,8	3,2	45000	Misslyckad utrotning 1993, 2001
4	Referens	5	9	3-4	150000-200000	Signalkräfta utrotad 1993



Figur 1. Kalkbrottet på Smöjen med de fyra vattenfyllda brotten.

Deltametrin

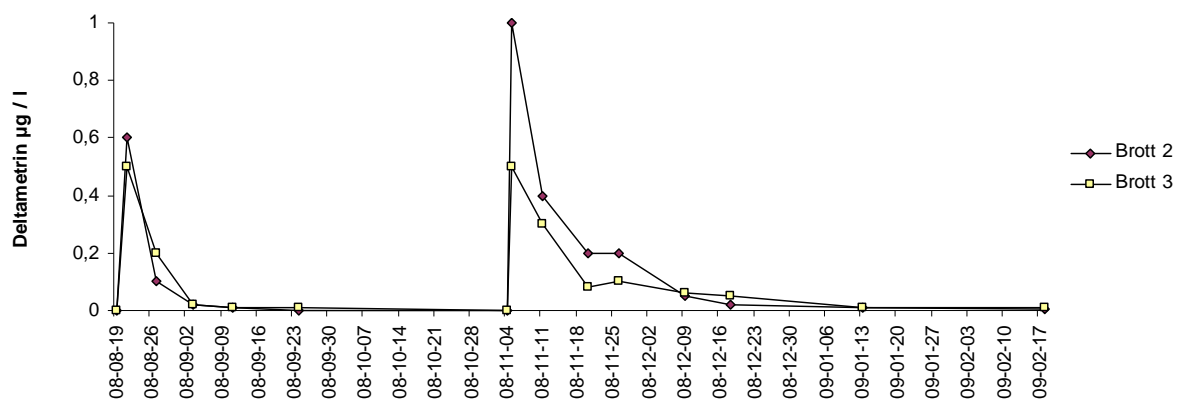
Deltametrinpreparat används främst mot skadeinsekter inom jordbruk, skogsbruk och trädgårdsodling. Kemiskt tillhör deltametrin gruppen syntetiska pyretroider och är en insekticid som genom kontakt- och magverkan påverkar insekters nervsystem. Vid laboratorieförsök har deltametrin visat sig vara akut giftigt för bin, vattenlevande insekter och fiskar. Deltametrin har däremot låg giftighet för fåglar och däggdjur. Blötdjur påverkas inte. Rörligheten i mark betecknas som orörlig till måttlig. På kemisk väg beräknas nedbrytning gå mycket långsamt men påskyndas dock av ljusets inverkan, hög temperatur och alkalisk miljö. Deltametrin bryts främst ned av mikroorganismer och snabbast sker omvandlingen i syrerik miljö med låg halt av organiskt material. Omvandlingsprodukterna är kortlivade och mindre giftiga än deltametrin. Deltametrinets höga bioackumuleringsförmåga kan dock potentiellt orsaka problem i syrefattiga och sterila miljöer, t ex i sjöars bottensediment. Från fältförsök vet man att vattenlevande insekter och kräftdjur dör vid behandlingstillfället men att de snabbt ersätts från omgivande vatten så fort deltametrinet eliminerats (Kemikalieinspektionen 1997).

Behandling

Brott 2 och 3 behandlades vid två tillfällen under 2008. Första behandlingen utfördes 2008-08-21 och den andra behandlingen 2008-11-05. I det öppna vattnet spreds utspädd (1:10) deltametrin jämnt över hela ytan från båt. Efter spridningen ökades cirkulationen i ytvattnet genom att en båt med utombordsmotor kördes runt i brottet. Större håligheter under ytan bekämpades genom att gift pumpades in i dem med slangar. Kantzoner, vegetationsbälten och tillrinningsområden behandlades med ryggspruta med en mer koncentrerad lösning samt med brandspruta där vatten togs från de behandlade brotten (för utförligare redogörelse se Ljunggren in prep.).

Insekticidkoncentration

Vattenprover för analys av deltametrinhalt togs före respektive behandling. Inga detekterbara spår av deltametrin fanns i något av de behandlade brotten före respektive behandlingstillfälle. De högsta halterna av deltametrin är från respektive behandlingstillfälle. Det sista provet för analys av deltametrinhalt togs 2009-02-18 och påvisade ingen förekomst av deltametrin (Figur 2) (Ljunggren in prep.). Gränsvärde för deltametrin i dricksvattnet i EU är 0,1 µg per liter vatten (Kemikalieinspektionen 1997).



Figur 2. Halt av deltametrin (µg/l) i vattenmassan i de två behandlade brotten på Smöjen 2008 och 2009 (Ljunggren in prep.).

MATERIAL OCH METODER

Provtagning

Provtagning genomfördes vid tre tillfällen (2009-06-13, 2009-07-25, 2009-09-06). Vid varje provtagningstillfälle noterades väderlek, vindstyrka, vattentemperatur (yta, botten och strand) samt siktdjup. Zooplanktonprov och profundala bottenfaunaprov (riktat mot vegetationsfri botten) togs från båt på fem slumpvis valda punkter i respektive brott vid varje provtillfälle. Prov på litoral bottenfauna togs på knädjupt vatten på fem olika ställen i respektive brott men på samma ställen i respektive brott vid varje provtagningstillfälle.

Zooplankton

Med en Ruttnerhämtare om 1700 ml togs fyra tag vatten jämt fördelade från ytan och ner till botten. Varje tag hälldes i en gemensam plastback. Totalt fylldes plastbacken med 6,8 l vatten. Vattnet rördes om och när det var väl blandat togs sex skopor vatten med en mätbägare om 500 ml och hälldes i en planktonhåv med maskvidden 65 μ m. Provet tappades sedan ner i en 100 ml glasflaska av klarglas och konserverades omedelbart med Lugols-lösning.

Bottenfauna profundalen

Med en bottenhuggare (typ Ekman) med en öppning om 16 x 16 cm togs ett bottenhugg som tappades ut på ett vattensåll med maskvidden 0,5 mm. Provet sållades vid sidan av båten. Sållat prov hälldes/spolades ner i en fyrkantig 200 ml burk av klarplast. Därefter tillfördes 99,6 % etanol.

Bottenfauna litoralen

Prov togs genom att provtagaren backade tre meter med en rektangulär håv om 30 x 40 cm hårt pressad mot botten samtidigt som bottensubstratet rördes upp med sparkrörelser. Fångst sållades i vattensåll med maskvidden 0,5 mm. Sållat prov hälldes/spolades ner i en fyrkantig 200 ml burk av klarplast. Därefter tillfördes 99,6 % etanol.

Analys

Zooplankton

Först fick provet sedimentera i 15 minuter och därefter sögs överflödigt vätska bort. Resterande prov hälldes ut på en liten petriskål (50 mm). Provet placerades omedelbart i mikroskop men innan analys fick provet sedimentera i en minut. Provet analyserades i stereomikroskop (Leitz) med 100 gångers förstoring. Endast Rotifera, Cladocera och Copepoda bestämdes och räknades. Alla individer i provet räknades.

Bottenfauna

Först sköljdes prov i ett 0,5 mm såll under rinnande vatten för att få bort kvarvarande ler- och dypartiklar. Återstående sållrester genomsöktes i teskedstora portioner (ca. 5 ml) i stereolupp med 7-40 gångers förstoring mot ljus bakgrund. Alla djur i provet vilka förknippas med bottenfaunan räknades.

Bestämning av insamlade djur

Vid bestämning användes Svensk småkrypsfauna (Gärdenfors *et al.* 2004), Småkryp i Sötvatten (Mandahl-Barth 2000) och Djurplanktonkompendium (Uppsala universitet 1976).

RESULTAT

Omvärldsfaktorer

Vid respektive provtillfälle skilde sig provtagningsförutsättningarna ytterst ringa mellan brotten. Vattentemperaturen skilde sig inte heller nämnvärt (Tabell 2).

Tabell 2. Tabellen visar omvärldsfaktorerna väder, vind och vattentemperatur i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

Datum	Lokal	Väder	Vind m/s	Strandtemp. °C	Yttemp. °C	Bottentemp. °C
2009-06-13	Brott 1	Lätt moln	2-4	15,9	15,9	15,9
	Brott 2	Lätt moln	4-6	16,2	15,6	15,4
	Brott 3	Lätt moln	4-6	16,2	15,5	15,4
	Brott 4	Lätt moln	2-4	16,1	15,7	15,5
2009-07-25	Brott 1	Vxl moln	8-10	21,8	21,8	21,8
	Brott 2	Vxl moln	8-10	22,2	22,2	21,8
	Brott 3	Vxl moln	8-10	22,4	22,4	21,9
	Brott 4	Vxl moln	6-8	21,6	21,6	21,7
2009-09-06	Brott 1	Mulet	4-6	17,4	17,4	17,4
	Brott 2	Lätt moln	4-6	17,9	17,9	17,8
	Brott 3	Lätt moln	6-8	17,9	17,9	17,9
	Brott 4	Mulet	4-6	17,8	17,8	17,8

Zooplankton

Zooplanktonens genomsnittliga abundans i de fyra studerade brotten vid respektive provtillfälle redovisas i Bilaga 1. Medelvärdena för hjuldjur (Rotifera), hinnkräftor (Cladocera) och hoppkräftor (Copepoda) visas också grafiskt i Bilaga 4.

Brott 1

I Brott 1 togs proven på mellan 0,5 till 1 m djup. Under provtagningsperioden observerades totalt 16 olika taxonomiska grupper i Brott 1. Brott 1 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 9,4, 10 och 9,6 taxonomiska grupper per liter (Figur 3). Brott 1 hade vid första provtillfället lägst genomsnittlig abundans av zooplankton. Vid övriga provtillfällen hade Brott 1 markant högre genomsnittlig abundans av zooplankton än övriga brott. Brott 1 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 126, 421 och 585 individer av zooplankton per liter (Figur 4). Zooplanktonen dominerades vid första och andra provtillfället av hinnkräftor (*Bosmina sp.* respektive *Ceriodaphnia sp.*). Hjuldjur (*Keratella sp.*) dominerade vid sista provtillfället (Figur 5, Tabell 3). Vid samtliga provtillfällen observerades adulta hinnkräftor och hoppkräftor.

Brott 2

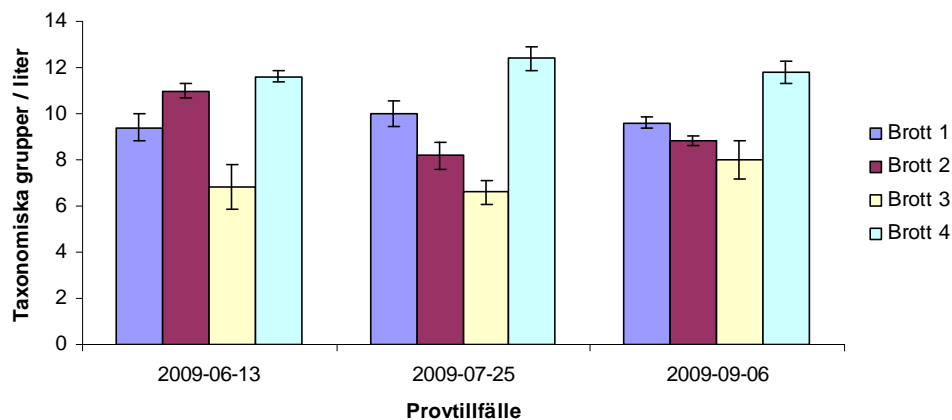
I Brott 2 togs proven på mellan 0,5 till 3,5 m djup. Under provtagningsperioden observerades totalt 18 olika taxonomiska grupper i Brott 2. Brott 2 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 11, 8,2 och 8,8 taxonomiska grupper per liter (Figur 3). Brott 2 hade vid första provtillfället högst genomsnittlig abundans av zooplankton. Brott 2 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 225, 52 och 66 individer av zooplankton per liter (Figur 4). Zooplanktonen dominerades vid samtliga provtillfället av hjuldjur (*Polyarthra sp.*) (Figur 5, Tabell 3). Vid samtliga provtillfällen observerades adulta hinnkräftor. Adulta hoppkräftor observerades endast vid andra och tredje provtillfället, medan nauplier observerades vid samtliga provtillfällen.

Brott 3

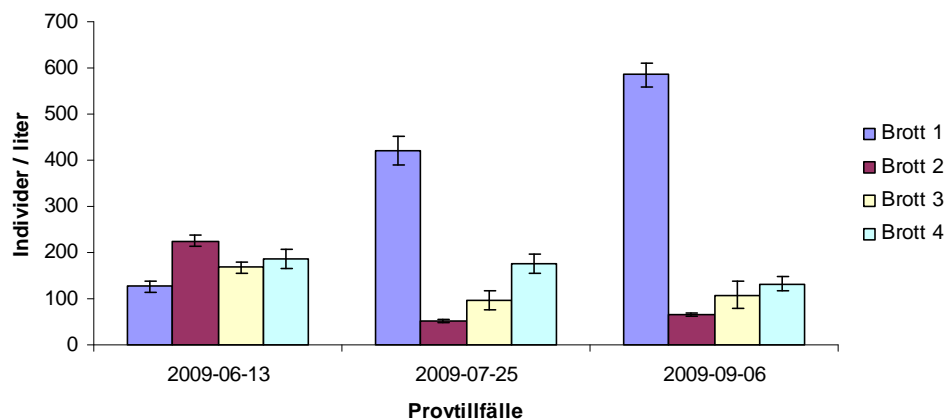
I Brott 3 togs proven på mellan 0,5 till 3,5 m djup. Under provtagningsperioden observerades totalt 17 olika taxonomiska grupper i Brott 3. Brott 3 hade vid samtliga provtillfällen lägst genomsnittligt antal taxonomiska grupper per liter. Brott 3 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 6,8, 6,8 och 8 taxonomiska grupper per prov (Figur 3). Brott 3 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 167, 97 och 108 individer av zooplankton per liter (Figur 4). Zooplanktonen dominerades vid samtliga provtillfället av hjuldjur (*Polyarthra sp.*) (Figur 5, Tabell 3). Vid samtliga provtillfällen observerades adulta hinnkräftor. Adulta hoppkräftor observerades endast vid andra och tredje provtillfället, medan nauplier observerades vid samtliga provtillfällen.

Brott 4

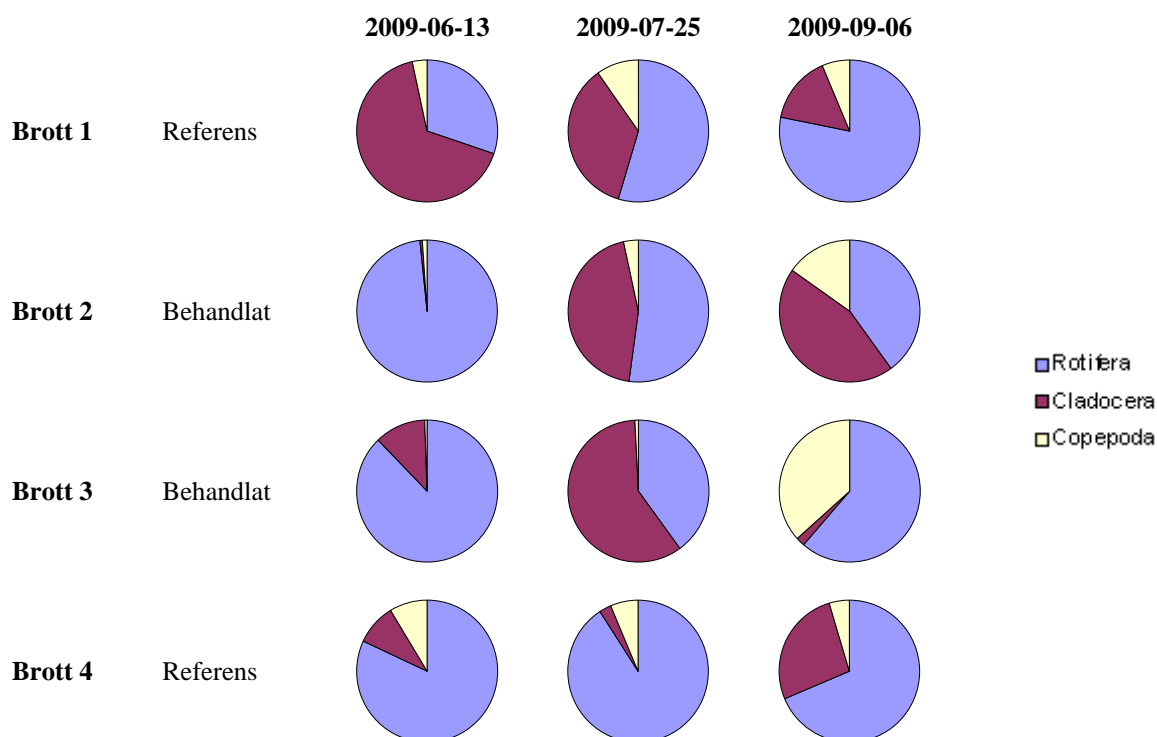
I Brott 4 togs proven på mellan 0,5 till 4,5 m djup. Under provtagningsperioden observerades totalt 16 olika taxonomiska grupper i Brott 4. Brott 4 hade vid samtliga provtillfällen högst genomsnittligt antal taxonomiska grupper per liter. Brott 4 hade i genomsnitt vid respektive provtillfälle 11,6, 12,4 och 11,8 taxonomiska grupper per prov (Figur 3). Brott 4 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 186, 176 och 132 individer av zooplankton per liter (Figur 4). Zooplanktonen dominerades vid samtliga provtillfället av hjuldjur (*Polyarthra sp.*) (Figur 5, Tabell 3). Vid samtliga provtillfällen observerades adulta hinnkräftor och hoppkräftor.



Figur 3. Genomsnittligt antal taxonomiska grupper (taxonomiska grupper/liter \pm s.e.) av zooplankton i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 4. Genomsnittligt abundans (ind./liter \pm s.e.) av zooplankton i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 5. Procentuell genomsnittlig fördelning av zooplanktonens abundans i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

Tabell 3. Tabellen visar totala antalet observerade taxonomiska grupper av zooplankton, genomsnittliga abundansen av zooplankton och dominerande taxonomiska grupper av zooplankton i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

Datum	Lokal	TG	Z/L	Dominant 1	Ind/L	%	Dominant 2	Ind/L	%	Dominant 3	Ind/L	%
2009-06-13	Brott 1	13	126	<i>Bosmina sp.</i>	75	59,7	<i>Polyarthra sp</i>	26	20,4	<i>Kellicotia sp</i>	9	7
	Brott 2	14	225	<i>Polyarthra sp</i>	190	84,8	<i>Keratella sp</i>	8	3,8	<i>Gastropus sp</i>	8	3,7
	Brott 3	10	167	<i>Polyarthra sp</i>	141	84,4	<i>Bosmina sp</i>	20	11,7	<i>Gastropus sp</i>	2	1,4
	Brott 4	12	186	<i>Polyarthra sp</i>	110	59,1	<i>Kellicotia sp</i>	16	8,4	<i>Gastropus sp</i>	11	6,2
2009-06-13	Brott 1	13	421	<i>Ceriodaphnia sp</i>	111	26,4	<i>Polyarthra sp</i>	93	22	<i>Keratella sp</i>	78	18,5
	Brott 2	10	52	<i>Polyarthra sp</i>	20	38,5	<i>Bosmina sp</i>	12	23,6	<i>Diaphanosoma sp</i>	7	14,2
	Brott 3	9	97	<i>Polyarthra sp</i>	31	28,6	<i>Gastropus sp</i>	30	27,7	<i>Nauplius</i>	27	25,3
	Brott 4	15	176	<i>Polyarthra sp</i>	102	57,9	<i>Kellicotia sp</i>	32	18,3	<i>Conochilus sp</i>	11	6,5
2009-06-13	Brott 1	11	585	<i>Keratella sp</i>	318	54,4	<i>Asplachna sp</i>	92	15,8	<i>Ceriodaphnia sp</i>	63	10,7
	Brott 2	10	66	<i>Polyarthra sp</i>	18	27,4	<i>Ceriodaphnia sp</i>	14	22,1	<i>Bosmina sp</i>	11	17,6
	Brott 3	12	108	<i>Polyarthra sp</i>	31	28,6	<i>Gastropus sp</i>	30	27,7	<i>Nauplius</i>	27	25,3
	Brott 4	14	132	<i>Polyarthra sp</i>	61	46,5	<i>Ceriodaphnia sp</i>	27	20,5	<i>Keratella sp</i>	13	9,6

TG = Totalt antal observerade taxonomiska grupper.

Z/L = Genomsnittlig abundans (ind./l) av zooplankton.

Ind/L = Genomsnittlig abundans (ind/l) av dominant.

% = Procentuell genomsnittlig del av zooplanktonens abundans.

Profundal bottenfauna

Profundala bottenfaunans genomsnittliga abundans i de fyra studerade brotten vid respektive provtillfälle redovisas i Bilaga 2. Medelvärdena för dominerande taxonomiska grupper visas också grafiskt i Bilaga 5.

Brott 1

I Brott 1 togs proven på djup mellan 1 och 1,5 m. Sedimentet i proven bestod mestadels av gyttja med ringa inslag av lera, grus och/eller sten. Under provtagningsperioden observerades totalt 8 olika taxonomiska grupper i Brott 1. Brott 1 hade vid varje provtillfälle i genomsnitt högre antal taxonomiska grupper per prov än de behandlade brotten, undantaget Brott 3 vid provtillfälle 2. Brott 1 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 4,4, 2,6 och 4,2 taxonomiska grupper per prov (Figur 6). Brott 1 hade vid samtliga provtillfällen högst abundans av profundal bottenfauna, vilken var markant högre än i de behandlade brotten. Brott 1 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 69, 87 och 141 individer av profundal bottenfauna per prov (Figur 7). Faunan dominerades av tvåvingar (Diptera), fr.a. fjädermygglarver (Chironimidae), vid samtliga provtillfällen (Figur 8, Tabell 4). Vanliga var även dagsländor (Ephemeroptera) och vattenkvalster (Hydracarina).

Brott 2

I Brott 2 togs proven på djup mellan 3 och 4 m. Sedimentet i proven bestod mestadels av gyttja med ringa inslag av grus och/eller sten. Flera prov innehöll stort inslag av skal och skalrester från snäckor (Gastropoda). Under provtagningsperioden observerades totalt 7 olika taxonomiska grupper i Brott 2. Vid första provtillfället observerade endast 2 taxonomiska grupper. Brott 2 hade vid varje provtillfälle lägst genomsnittligt antal taxonomiska grupper per prov. Brott 2 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 1,2, 2,4 och 3,4 taxonomiska grupper per prov (Figur 6). Brott 2 hade vid samtliga provtillfällen en markant lägre abundans av profundal bottenfauna än referensbrotten. Brott 2 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 9, 47 och 37 individer av profundal bottenfauna per prov (Figur 7). Faunan dominerades av maskar (Oligochaeta) vid första och andra provtillfället. Tvåvingar, fr.a. fjädermygglarver, dominerade vid sista provtillfället (Figur 8, Tabell 4). Endast vid sista provtillfället observerades dagsländor. Vid inget provtillfälle observerades nattsländor (Trichoptera).

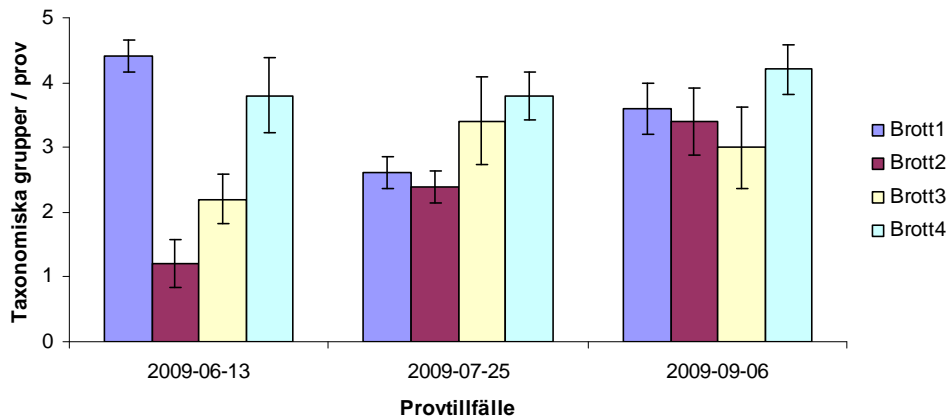
Brott 3

I Brott 3 togs proven på cirka 4 m djup. Sedimentet i proven bestod mestadels av gyttja med vanligen stort inslag av både grus och sten. Under provtagningsperioden observerades totalt 6 olika taxonomiska grupper i Brott 3. Vid första provtillfället observerade endast 3 taxonomiska grupper. Brott 3 hade i genomsnitt vid varje provtillfälle färre antal taxonomiska grupper per prov än referensbrotten, undantaget Brott 1 vid provtillfälle 2. Brott 3 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 2,2, 3,4 och 3,0 taxonomiska grupper per prov (Figur 6). Brott 3 hade vid samtliga provtillfällen lägst abundans av profundal bottenfauna, vilken var markant lägre än i referensbrotten. Brott 3 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 7, 26 och 18 individer av profundal bottenfauna per prov (Figur 7). Faunan dominerades av tvåvingar, fr.a. fjädermygglarver, vid samtliga provtillfällen (Figur 8, Tabell 4). Endast vid sista provtillfället observerades dagsländor. Vid inget provtillfälle observerades nattsländor.

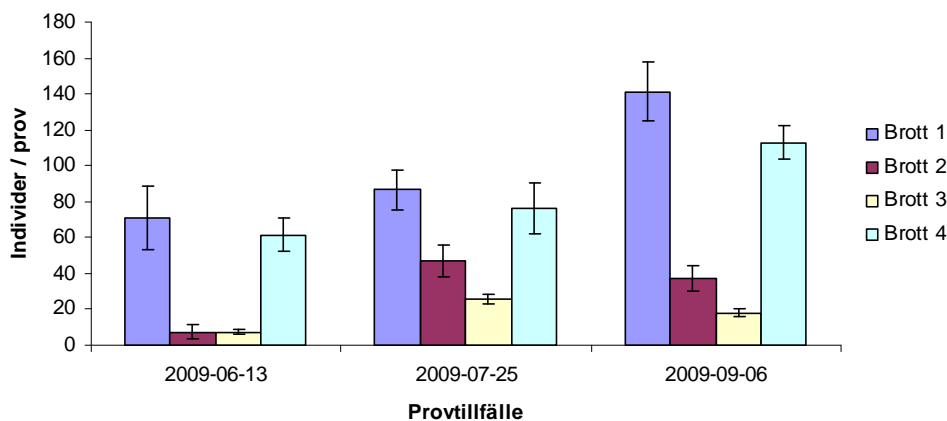
Brott 4

I Brott 4 togs proven på djup mellan 3 och 5 m. Sedimentet i proven bestod av gyttja och lergyttja med vanligen stort inslag av både grus och sten. Under provtagningsperioden observerades totalt 9 olika taxonomiska grupper i Brott 4. Brott 4 hade vid varje provtillfälle i

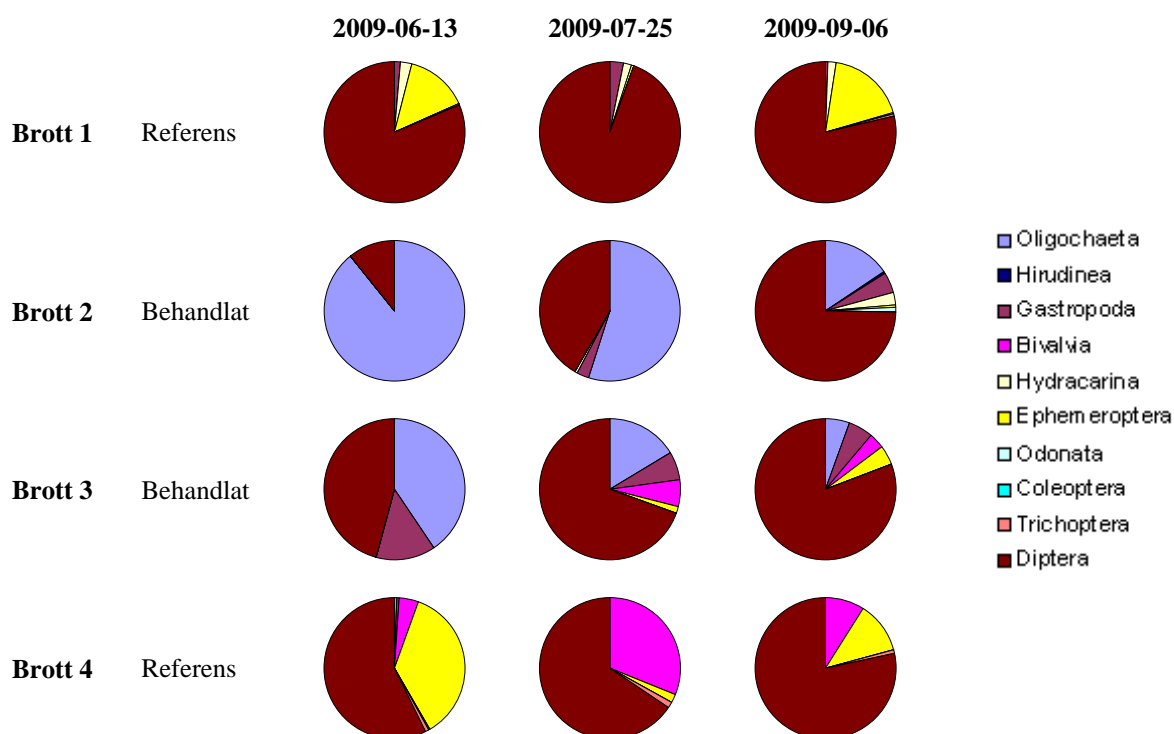
genomsnitt fler antal taxonomiska grupper per prov än de behandlade brotten. Brott 4 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 3,8, 3,8 och 4,2 taxonomiska grupper per prov (Figur 6). Brott 4 hade vid samtliga provtillfällen en markant högre abundans av profundal bottenfauna än de behandlade brotten. Brott 4 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 62, 77 och 114 individer av profundal bottenfauna per prov (Figur 7). Faunan dominerades av tvåvingar, fr.a. fjädermygglarver, vid samtliga provtillfällen (Figur 8, Tabell 4). Vanliga var även dagsländor och musslor (*Bivalvia*).



Figur 6. Genomsnittligt antal taxonomiska grupper (taxonomiska grupper/prov \pm s.e.) av profundal bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 7. Genomsnittligt abundans (ind./prov \pm s.e.) av profundal bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 8. Procentuell genomsnittlig fördelning av profundala bottenfaunans abundans i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

Tabell 4. Tabellen visar totala antalet taxonomiska grupper av profundal bottenfauna, genomsnittliga abundansen av profundal bottenfauna och dominerande taxonomiska grupper av profundal bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

Datum	Lokal	TG	B/P	Dominant 1	Ind/P	%	Dominant 2	Ind/P	%	Dominant 3	Ind/L	%
2009-06-13	Brott 1	6	71	Diptera	58	81,4	Ephemeroptera	10	14,4	Hydracarina	2	2,5
	Brott 2	2	7	Oligochaeta	7	89,2	Diptera	1	10,8	-	-	-
	Brott 3	3	7	Diptera	3	45,9	Oligochaeta	3	40,5	Gastropoda	1	13,5
	Brott 4	9	62	Diptera	35	57,1	Ephemeroptera	22	22	Bivalvia	11	4,5
2009-07-25	Brott 1	4	87	Diptera	82	94,5	Gastropoda	3	3	Hydracarina	2	3
	Brott 2	4	47	Oligochaeta	26	54,9	Diptera	20	41,7	Gastropoda	1	3
	Brott 3	5	26	Diptera	18	69,5	Oligochaeta	4	16,4	Gastropoda	2	6,3
	Brott 4	5	77	Diptera	50	65,5	Bivalvia	24	18,3	Ephemeroptera	11	2,1
2009-09-06	Brott 1	6	141	Diptera	111	78,6	Ephemeroptera	26	18,2	Hydracarina	3	3
	Brott 2	7	37	Diptera	28	74,7	Oligochaeta	6	15,6	Gastropoda	2	4,8
	Brott 3	5	18	Diptera	14	80,9	Oligochaeta	1	5,6	Gastropoda	1	5,6
	Brott 4	6	113	Diptera	89	78,4	Ephemeroptera	12	20,5	Bivalvia	13	8,8

TG = Totalt antal observerade taxonomiska grupper.

B/P = Genomsnittlig abundans (ind./prov) av profundal bottenfauna.

Ind/P = Genomsnittlig abundans (ind./prov) av dominant.

% = Procentuell genomsnittlig del av profundala bottenfaunans abundans.

Litoral bottenfauna

Litorala bottenfaunans genomsnittliga abundans i de fyra studerade brotten vid respektive provtillfälle redovisas i Bilaga 3. Medelvärdena för dominerande taxonomiska grupper visas också grafiskt i Bilaga 6.

Brott 1

I Brott 1 togs proven på djup mellan 0,2 och 0,8 m vid vindskyddad strand. Prov togs dels bland vass där botten lutar svagt och i huvudsak bestod av sten i olika storlekar med ett tunt sedimenttäckte, dels bland vass på brant lutande botten som i huvudsak bestod av grus och små stenar med ett tunt sedimenttäckte. Under provtagningsperioden observerades totalt 15 olika taxonomiska grupper i Brott 1. Brott 1 hade vid varje provtillfälle markant fler taxonomiska grupper per prov än de behandlade brotten, undantaget Brott 2 vid tredje provtillfället. Brott 1 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 12,0, 10,8 och 10,6 taxonomiska grupper per prov (Figur 9). Brott 1 hade vid samtliga provtillfällen högst abundans av litoral bottenfauna, vilken vid första och sista provtillfället var markant högre än i övriga brott. Brott 1 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 611, 297 och 939 individer av litoral bottenfauna per prov (Figur 10). Faunan dominerades av tvåvingar, fr.a. fjädermygglarver, vid första och andra provtillfället (Figur 11, Tabell 5). Dagsländor dominerade vid sista provtillfället. Vanliga var även trollsländor (Odonata) och vattengråsuggor (Isopoda).

Brott 2

I Brott 2 togs proven på djup mellan 0,2 och 0,8 m vid vindskyddad strand. Prov togs dels bland överhängande strandvegetation och vass där botten lutar svagt och i huvudsak bestod av sten i olika storlekar med ett tunt sedimenttäckte, dels bland vass på brant lutande botten som i huvudsak bestod av grus och små stenar med ett tunt sedimenttäckte. Under provtagningsperioden observerades totalt 15 olika taxonomiska grupper i Brott 2. Vid första provtillfället observerades endast 5 olika taxonomiska grupper. Brott 2 hade vid första och andra provtillfället färre antal taxonomiska grupper per prov än referensbrotten, men flest antal taxonomiska grupper per prov vid sista provtillfället. Brott 2 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 5,0, 5,4 och 10,6 taxonomiska grupper per prov (Figur 9). Brott 2 hade vid första och sista provtillfället en markant lägre genomsnittlig abundans av litoral bottenfauna än referensbrotten. Brott 2 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 78, 261 och 199 individer av litoral bottenfauna per prov (Figur 10). Faunan dominerades av maskar vid första och andra provtillfället (Figur 11, Tabell 5). Tvåvingar, fr.a. fjädermygglarver, dominerade vid sista provtillfället. Vanliga var även snäckor och trollsländor. Endast vid sista provtillfället observerades dagsländor och nattsländor.

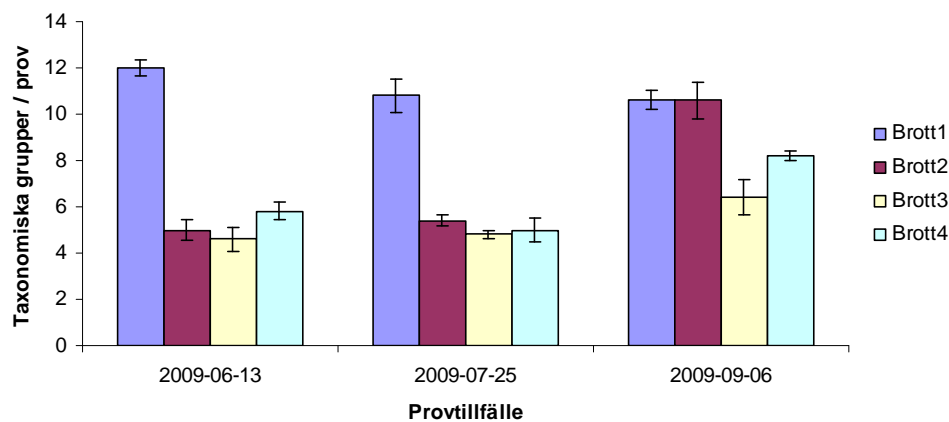
Brott 3

I Brott 3 togs proven på djup mellan 0,5 och 0,9 m vid vindexponerad strand med svagt lutande botten och ej i direkt anslutning till vegetation. Botten bestod av grus och sten i olika storlekar med ett tunt sedimenttäckte. Under provtagningsperioden observerades totalt 10 olika taxonomiska grupper i Brott 3. Vid första provtillfället observerade endast 5 olika taxonomiska grupper. Brott 3 hade vid varje provtillfälle lägst genomsnittligt antal taxonomiska grupper per prov. Brott 3 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 4,6, 4,8 och 6,4 taxonomiska grupper per prov (Figur 9). Brott 3 hade vid första och sista provtillfället markant lägre genomsnittlig abundans av litoral bottenfauna än referensbrotten. Brott 3 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 26, 61 och 253 individer av litoral bottenfauna per prov (Figur 10). Faunan dominerades av tvåvingar, fr.a. fjädermygglarver, vid samtliga provtillfällen (Figur 11, Tabell 5). Vanliga var även snäckor och trollsländor. Vid andra och

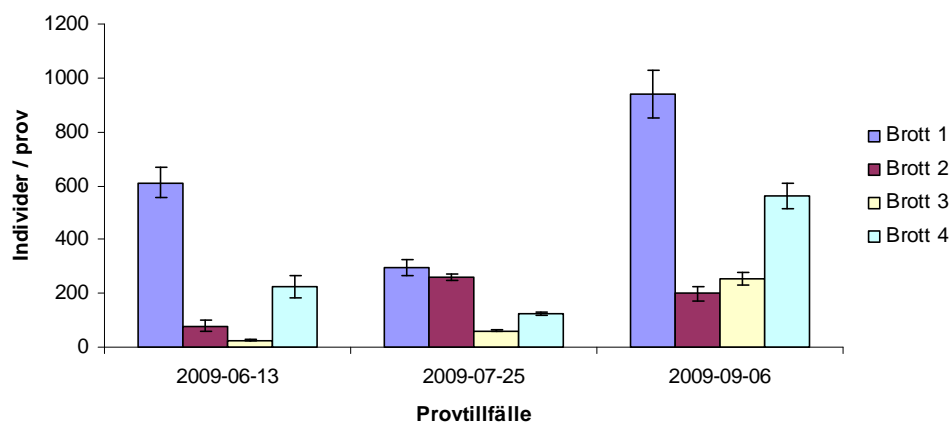
sista provtillfället observerades dagsländor (endast en individ observerades vid provtillfälle 2). Vid inget tillfälle observerades nattsländor.

Brott 4

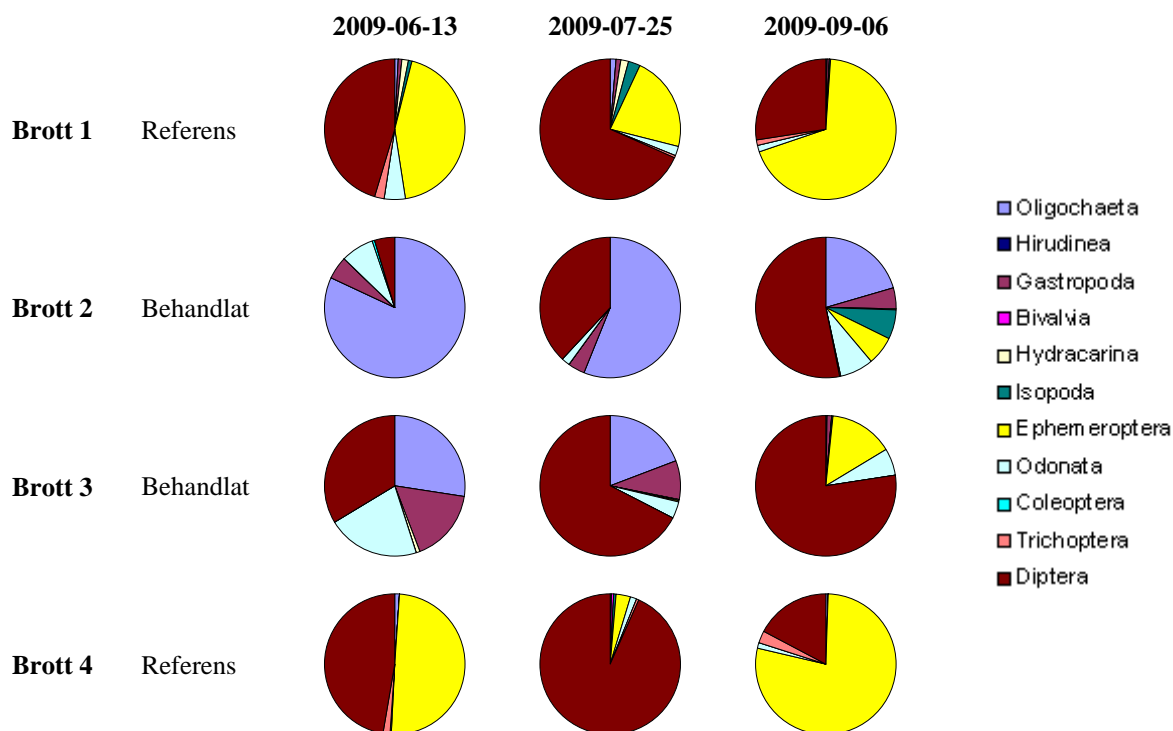
I Brott 4 togs proven på djup mellan 0,5 och 0,7 m vid vindexponerad strand med svagt lutande botten och ej i direkt anslutning till vegetation. Botten bestod i huvudsak av håll med grus, små stenar och ett mycket tunt sedimenttäckte. Under provtagningsperioden observerades totalt 13 olika taxonomiska grupper i Brott 4. Brott 4 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 5,8, 5,0 och 8,2 taxonomiska grupper per prov (Figur 9). Brott 4 hade vid första och sista provtillfället högre abundans av litoral bottenfauna än de behandlade brotten. Brott 4 hade vid respektive provtillfälle i genomsnitt 223, 124 och 562 individer av litoral bottenfauna per prov (Figur 10). Faunan dominerades av dagsländor vid första och sista provtillfället (Figur 11, Tabell 5). Tvåvingar, fr.a. fjädermygglarver, dominerade vid andra provtillfället. Vanliga var även nattsländor.



Figur 9. Genomsnittligt antal taxonomiska grupper (taxonomiska grupper/prov \pm s.e.) av litoral bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 10. Genomsnittligt abundans (ind./prov \pm s.e.) av litoral bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 11. Procentuell genomsnittlig fördelning av litorala bottenfaunans abundans i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

Tabell 5. Tabellen visar totala antalet taxonomiska grupper av litoral bottenfauna, genomsnittliga abundansen av litoral bottenfauna och dominerande taxonomiska grupper av litoral bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

Datum	Lokal	TG	B/P	Dominant 1	Ind/P	%	Dominant 2	Ind/P	%	Dominant 3	Ind/L	%
2009-06-13	Brott 1	14	611	Diptera	277	45,2	Ephemeroptera	266	43,6	Odonata	31	5
	Brott 2	7	78	Oligochaeta	64	81,9	Odonata	6	7,4	Gastropoda	4	5,4
	Brott 3	6	26	Diptera	9	33,6	Oligochaeta	7	27,5	Odonata	6	21,4
	Brott 4	9	223	Ephemeroptera	111	49,8	Diptera	105	47,1	Trichoptera	4	1,9
2009-06-13	Brott 1	14	297	Diptera	203	68,3	Ephemeroptera	65	21,9	Isopoda	8	2,8
	Brott 2	6	261	Oligochaeta	147	56,2	Diptera	99	38	Gastropoda	10	3,7
	Brott 3	7	61	Diptera	41	67,4	Oligochaeta	12	19,2	Gastropoda	5	8,8
	Brott 4	9	124	Diptera	115	93,2	Ephemeroptera	4	3,6	Odonata	2	1,3
2009-06-13	Brott 1	13	939	Ephemeroptera	644	68,6	Diptera	258	27,5	Odonata	16	1,7
	Brott 2	14	199	Diptera	106	53,1	Oligochaeta	41	20,6	Odonata	15	7,7
	Brott 3	9	253	Diptera	196	77,4	Ephemeroptera	37	14,8	Odonata	15	6,1
	Brott 4	10	562	Ephemeroptera	439	78	Diptera	96	17,1	Trichoptera	16	2,9

TG = Totalt antal observerade taxonomiska grupper.

B/P = Genomsnittlig abundans (ind./prov) av litoral bottenfauna.

Ind/P = Genomsnittlig abundans (ind./prov) av dominant.

% = Procentuell genomsnittlig del av litorala bottenfaunans abundans.

Övriga observationer

Polyphemus sp. (Cladocera), i uteslutande litorala prov, och musselkräftor (Ostracoda), i fr.a. profundala prov, observerades i samtliga brott vid minst något tillfälle. Grupperna har dock ej inkluderats i undersökningen.

I eller vid de behandlade brotten observerades även följande taxonomiska grupper vid minst något av provtillfällena: iglar (Hirudinea), spindlar (Aranae), hoppstjärter (Collembola), trollsländor (Anisoptera), flicksländor (Zygoptera), virvelbaggar (Gyrinidae), ryggsimmare (Notonectidae), buksimmare (Corixidae), dykarbaggar (Dytiscidae), skraddare (Gerridae), Sutare (*Tinca tinca*) (end. yngel), Mindre vattensalamander (*Triturus vulgaris*) (Adulter och larver), Padda (*Bufo bufo*) (end. yngel).

DISKUSSION

Laborativa och fältmässiga undersökningar har visat att syntetiska pyretroider har mycket hög giftverkan på zooplankton och bottenfauna med direkta effekter på sammansättning och abundans av ingående djurgrupper (Kaushik *et al.* 1985, Anderson 1988, Gydemo 1995, Friberg-Jensen *et al.* 2003, Arbjörk 2004, Caquet *et al.* 2007, Hanson *et al.* 2007, Nygren 2009).

I överensstämmelse med tidigare studier på effekterna av deltametrin i sötvatten visar denna undersökning att ett deltametrin-stressat samhälle sannolikt återhämtar sig genom interna (Hanson *et al.* 2007) och externa (Caquet *et al.* 2007) mekanismer.

Vidare visar denna undersökning att två punktinsatser sent på säsongen, med en relativt kortlivad insekticid som deltametrin, genererar långtidseffekter på ekosystemet. Där dessa effekter är orsakade av direkt giftverkan på känsliga taxonomiska grupper (leddjur) med efterföljande sekundära effekter på samhällsstrukturen orsakade av mellanartsinteraktioner och skillnader i livshistoria.

Zooplankton

Två uppenbara skillnaderna mellan referensbrotten och behandlade brott observerades i denna undersökning: (1) en total avsaknad av adulta hoppkräftor vid första provtillfället i behandlade brott och (2) en betydande skillnad mellan referensbrotten och behandlade brott i den procentuella del av zooplanktonens abundans som crustacea zooplankton utgjorde vid samtliga provtillfällen.

Hjuldjur (och hinnkräftor) har en mycket kort livscykel under rätt förhållanden av temperatur, födötillgång och solljus. Äggutveckling tar normalt ungefär tre dagar vid 10°C till så lite som en dag vid 25°C. De nykläckta når könsmognad inom några dagar under gynnsamma förhållanden. Därmed kan hjuldjur producera flera generationer varje år och följaktligen snabbt öka i abundans (Kalff 2002). En mycket viktig orsak till att hjuldjur (och hinnkräftor) kan producera flera generationer per år är att de kan utveckla obefruktade (diploida) ägg som blir honor. Hos de arter som kan producera hanar upphör den asexuella reproduktionen när ogynnsamma förhållanden föreligger. De haploida äggen och hanar som då produceras möjliggör sexuell reproduktion. Befruktade ägg av hjuldjur (hinnkräftor och hoppkräftor) är oftast tjockväggade viloägg vilka sjunker till botten och vilar i sedimentet i väntan på bättre förhållanden (Kalff 2002).

Vilostadiet, eller diapaus, kan betraktas som ett sätt att undfly perioder då miljön är ogästvänlig. De mest betydande faktorerna till initiering av diapaus hos vattenlevande evertebrater är dagslängd, populationstäthet, predationstryck eller födotillgång (Brendonck & De Meester 2003, Gyllström & Hansson 2004, Alekseev *et al.* 2006). Flertalet zooplankton producerar viloägg vilka kan ligga vilande i mycket lång tid; i decennier eller till och med i sekler. Viloägg av hjuldjur, hinnkräftor och hoppkräftor kan hittas i stort antal i sjöars bottensediment ($\sim 10^2$ - 10^6 m²) där de utgör en betydande äggbank, vilken möjliggör överlevnad och diversitet (Marcus *et al.* 1994, Hairston 1996, Brendonck & De Meester 2003). Hos många arter av vattenlevande evertebrater har viloäggen även visat sig vara mycket tåliga mot gifter av olika slag, till exempel klor och insekticider, tungmetaller inklusive kvicksilver, formalin och andra organiska gifter (Alekseev *et al.* 2006).

Erfarenheter från undersökningar på pesticiders effekter på hjuldjur har visat att denna grupp har högre tålighet mot pyretroider än andra grupper av zooplankton (Kaushik *et al.* 1985, Hanson *et al.* 2007, Nygren 2009). Detta förklaras med fysiologiska och/eller kemiska skillnader mellan hjuldjur och andra grupper av zooplankton och inte av att de ej tar upp giftet (Kaushik *et al.* 1985).

Troligtvis är det kombinationen av förekomst av viloägg, tålighet mot gifter samt kort generationstid som medförde att hjuldjuren tillsynes opåverkade hade klarat deltametrinbehandlingen.

Hinnkräftor, liksom hjuldjur, är partenogena. Under gynnsamma förhållanden produceras nästa generation inom någon vecka. Hinnkräftorna lever längre än hjuldjuren och varje hinnkräfta kan producera mängder av avkomma. Haploda ägg och hanar produceras vid ogynnsamma förhållanden. Befruktade ägg, skyddade av ett tjockt skal, sjunker till botten och vilar i sedimentet i väntan på gynnsamma förhållanden. En normalt stor mängd av ägg av hinnkräftor i vila i sjöar förklarar plötsliga återkommanden och abundanser. Vid andra tillfällen kan snabba öknings avspeglar den höga reproduktionspotentialen som asexuell reproduktion medför (Kalff 2002).

Hoppkräftornas populationstillväxt är däremot mer reglerat av livslängd och överlevnad än av äggproduktion, som hos hinnkräftorna. Hoppkräftor är beroende av sexuell reproduktion och med endast honor som kan producera avkomma är potentialen till snabb reproduktion och snabba ändringar i populationsstorlek av aduler avsevärt reducerad. Men i likhet med hinnkräftorna producerar hoppkräftorna viloägg vilka vilar i bottensedimentet och som kläcks vid gynnsamma förhållanden (Kalff 2002).

Trots att både hinnkräftor och hoppkräftor observerades vid första provtillfället är det rimligt att anta att dessa gruppers aduler slogs ut vid behandlingstillfället då tidigare undersökningar visat att syntetisk pyretroider är akut giftigt för dessa grupper (Kaushik *et al.* 1985, Gydemo 1995, Hanson *et al.* 2007, Nygren 2009). Förekomsten av enbart nauplier av hoppkräftor i de behandlade brotten vid första provtillfället kan möjligtvis indikera att det är förekomsten av viloägg, vilka överlevt koncentrationen och därmed giftverkan av deltametrinet, som är den huvudsakliga faktorn till den snabba återkoloniseringen av både hinnkräftor och hoppkräftor. Hanson *et al.* (2007) konstaterade i en undersökning med täckta bassänger att återhämtningen hos zooplankton, efter en deltametrinbehandling, i första hand förklaras med förekomsten av viloägg före immigration från närliggande vatten. Skillnaden mellan crustacea zooplankton,

där adulterna av hinnkräftor men endast nauplier av hoppkräftor observerades vid första provtillfället, förklaras rimligast med skillnaderna i generationstid och reproduktionshastighet.

En annan förklaring står att finna i att zooplankton lätt sprids från närliggande vatten (Shurin 2000, Bohonak & Jenkins 2003, Havel & Shurin 2004), varför immigration från närliggande vatten inte helt kan uteslutas. Därmed kan närheten till de obehandlade brotten vara en bidragande faktor till den snabba återkoloniseringen.

Tidigare studier har visat att eliminering eller introduktion av de större zooplanktonens predatorer kan ha påtagliga effekter på abundans, biomassa och samhällsstruktur hos zooplankton (Kalff 2002). Koncentrationen av deltametrin var så hög att fiskdöd förekom (Figur 12). Därmed är det troligt att den observerade kombinationen av lägre total zooplanktonabundans och större procentuell del crustacea zooplankton av totala zooplanktonabundansen i de behandlade brotten i jämförelse med referensbrotten, vid andra och tredje provtillfället, visar att zooplanktonsamhället påverkats genom lägre predationstryck på de större zooplanktonen.



Figur 12. Bilden visar abborrar i Brott 3 som dött till följd av deltametrinbehandlingen.

Bottenfauna

Fem uppenbara skillnader för bottenfaunan mellan referensbrotten och behandlade brott observerades: (1) lägre antal taxonomiska grupper vid första provtillfället i behandlade brott, (2) lägre genomsnittligt antal taxonomiska grupper vid första provtillfället i behandlade brott, (3) markant skillnad i procentuell fördelning av bottenfaunans sammansättning vid samtliga provtillfällen, (4) tydliga skillnader av dominerande taxonomiska grupper och (5) markant lägre abundans vid samtliga provtillfällen i de behandlade brotten. Sammantaget stärker dessa observationer konstaterandena i Nygren (2009); att deltametrinet hade en akut negativ effekt på flertalet taxonomiska grupper av bottenfauna i de behandlade brotten på Smöjen.

Struktur och sammansättning hos bottenfaunan i de behandlade brotten uppvisade betydande skillnader i jämförelse med referensbrotten vid varje provtillfälle. Vid första provtillfället hade de behandlade brotten färre taxonomiska grupper, få individer och en dominans av de

mer föroreningståliga taxonomiska grupperna (Bilaga 2 och 3). Vid sista provtillfället hade de behandlade brotten fortfarande en markant lägre abundans men ingen nämnvärd skillnad i antalet taxonomiska grupper från referensbrotten. Samtliga (undantaget nattsländor i Brott 3) av de taxonomiska grupper som konstaterades totalt utslagna vid första behandlingstillfället 2008 (Nygren 2009), samt som observerades i referensbrotten i denna undersökning, observerades i de behandlade brotten vid minst något tillfälle i denna undersökning. Detta visar att de behandlade brotten återkoloniserades av utslagna taxonomiska grupper redan påföljande sommar.

Återhämtningshastigheten av insekticidbehandlade vatten är starkt beroende av när på året behandlingen sker (Caquet *et al.* 2007). Detta förklaras med de spridningsmetoder som potentiella immigranter använder. Därmed förklaras skillnaden i de behandlade brotten i antalet taxonomiska grupper mellan första och sista provtillfället rimligast med att återkomsten av utslagna taxonomiska grupper sammanföll med flygperioden hos adulta insekter. Därmed förefaller återhämtningen hos bottenfaunan vara beroende av immigration från de närliggande obehandlade brotten.

Den kvarstående skillnaden i dominerande taxonomiska grupper av litoral bottenfauna mellan behandlade brott (fjädermygglarver) och referensbrotten (dagsländor) visar god överensstämmelse med tidigare studier där det visat sig ta mer än tre år innan förhållandena återställdes (Woin 1996). Denna skillnad beror sannolikt på gruppernas olika förutsättningar där fjädermyggorna, genom sin artrikedom, kan deponera ägg under en stor del av året samt har en relativt snabb ägg- och larvutveckling (Pinder 1986). Medan dagsländorna omfattar färre arter vilka deponerar ägg under en mycket begränsad tid och endast har en eller ett fåtal generationer (Brittain 1982). Därför tar återhämtningen längre tid för dagsländor medan fjädermyggorna kan utnyttja det ökade livsutrymmet och följaktligen dominera. Men så småningom förefaller dominansförhållandena återställas till det normala eftersom en jämförelse mellan Arbjörk (2004) och Nygren (2009) visar att de taxonomiska grupper som dominerade före utrotningsförsöket av signalkräftan 2001 även var de grupper som dominerade före utrotningsförsöket 2008.

Tidigare studier har visat att maskar och blötdjur inte direkt påverkas av syntetiska pyretroider (Woin 1996, Caquet *et al.* 2007). Maskar och blötdjur kan dessutom förväntas öka i abundans efter att vattnet varit kontaminerat med bekämpningsmedel. Denna ökning förklaras med deras generella okänslighet för föroreningar i kombination med att en förorening vanligen minskar predationstryck och konkurrens (Woin 1996, Caquet *et al.* 2007). Det i jämförelse med referensbrotten högre antalet observerade maskar i de behandlade brotten samt den höga procentuella del av totala abundansen av bottenfauna som maskar utgjorde i de behandlade brotten talar för att maskarna gynnats av behandlingen. Därför kan man anta att utebliven predation och konkurrens i kombination med ökad mängd dött organiskt material gynnade maskarna. Skillnaden i maskarnas abundans mellan de behandlade brotten (avsevärt högre abundans i Brott 2) kan förklaras i skillnader i habitatens struktur, men även i skillnaden i halt av deltametrin per liter vatten vid behandlingstillfället (Brott 2 = 1 µg/l och Brott 3 0,5 µg/l). Den högre koncentrationen i Brott 2 kan antas orsakat mer död hos de tåliga grupperna och följaktligen fick maskarna därmed färre konkurrenter och mer föda. Woin (1996) fann i en undersökning på den syntetiska pyretroiden fenvalerat att maskar inledningsvis mångdubblades efter vattnet kontaminerats, men att de vartefter konkurrenter och predatorer återvände återställdes maskarnas abundans till normal förekomst inom tre år. Det är troligtvis detta som observeras i denna undersökning där maskarnas procentuella del av totala bottenfaunan minskar i takt med att de grupper som är känsliga för deltametrin ökar i

abundans, men att återgång till normal sammansättning kräver ytterligare längre tid då viktiga konkurrenter och predatorer ej ännu uppnått betydande och/eller möjliga abundanser.

Fynden av snäckor i de behandlade brotten talar för att de klarat behandlingarna eftersom de observerades i lika eller högre nivåer än i referensbrotten. Observationerna av musslor i Brott 3 vid andra provtillfället visade att de har överlevt.

Fjädermyggor är kända för att kunna leva i relativt förorenade områden och att de oftast är mer tåliga mot gifter än andra insekter (Pinder 1986). Fynden av fjädermygglarver i de behandlade brotten visar att ett fåtal individer av denna grupp tycks ha överlevt behandlingen. En förklaring finns i de undersökningar som visat att deltametrin verkar vara mer toxiskt för fjädermyggor i vattenfasen än då det är bundet till sedimentet (Muir *et al.* 1985, Hedlund 2002). Detta kan dels bero på att exponeringen av deltametrin är högre i vattenfasen jämfört med kontaminerat sediment (Hedlund 2002), men även på grund av att den absorption som sker till sedimentet sänker giftigheten (Muir *et al.* 1985, Kemikalieinspektionen 1997). Sedimentets sammansättning har en betydande inverkan på giftigheten där denna sänks med ökad halt av lera och (kemiskt) kol (Muir *et al.* 1985, Fleming *et al.* 1998). Vidare har pH-värde och kalciumhalt en inverkan på giftigheten där högre värden gör deltametrinet mindre toxiskt (Ghillebaert *et al.* 1996). I en undersökning där kombinationen av högt organiskt innehåll, högt pH och hög kalciumhalt studerades visade sig deltametrinets giftighet minska avsevärt (Arbjörk 2004). Sedimentet i brotten är finpartikulärt och kalkhaltigt och en tidigare test på halten av organiskt material har visat ett innehåll på 12,5 % (Arbjörk 2004). Detta sammantaget kan därmed ha inneburit att giftigheten av deltametrin vid behandlingarna ej blev högre än att vissa fjädermygglarver kunde överleva i bottensedimentet. Detta antagande stärks av skillnaden mellan de behandlade brotten i abundans av fjädermygglarver vid första provtillfället där Brott 2 hade markant lägre abundans av fjädermygglarver än Brott 3, vilket därmed kan förklaras av den dubbla deltametrinhalten per liter vatten i Brott 2 vid behandlingstillfället, varför giftverkan förmodligen var högre i Brott 2 och följaktligen orsakade mer död hos fjädermygglavarna. Fjädermygglavarna tenderade dock att vara den grupp som snabbast ökade i abundans samt procentuellt sett klart dominerade bottenfaunan sent på säsongen. Detta visar god överensstämmelse med andra studier vilka funnit att fjädermyggor är den insekt som snabbast återhämtar sig (Woin 1995, Caquet *et al.* 2007). Den snabba återhämtningen hos fjädermyggor beror sannolikt på att de producerar aduler under en lång tid av året (Pinder 1986) samt är den insektsgrupp som förefaller vara minst känslig för insekticider (Woin 1995). Läger man därtill att fjädermygglarver utgör en betydande del av dieten hos fiskar (Brönmark & Hansson 2005) torde avsaknaden av fiskar även bidra till fjädermyggornas snabba återhämtning. Dock består fjädermyggorna av många olika arter med olika krav på abiotiska och biotiska faktorer och förmodligen även med olika känslighet för gifter, varför det är möjligt att artsammansättningen blivit annorlunda, vilket tidigare undersökningar har visat är möjligt (Ward *et al.* 1995).

Observationerna av trollsländor i de behandlade brotten vid första provtillfället är anmärkningsvärt. Nygren (2009) konstaterade total utslagning av denna grupp, men likaledes observerades igenomsnitt cirka 5 individer av trollsländor per prov i båda de behandlade brotten vid första provtillfället. Trollsländor kläcker mellan maj till september med två toppar i antalet individer. Försommararterna kläcks redan i maj och sensommararterna flyger ända fram till oktober månad; milda höstar ännu längre. Äggen kläcks inom några veckor eller vilar en längre period innan kläckning. Det finns arter där äggen ligger vilande i bottensediment i flera år, men vanligast är direkt kläckning eller kläckning efter en övervintring (Sahlén &

Birkedal 2002). Vidare förefaller trollsländor vara något tåligare än övriga i denna undersökning ingående insektsgrupper (Wijngaarden *et al.* 2005, Caquet *et al.* 2007). Därmed kan observationen av trollsländor vid första provtillfället ges fyra hypotetiska förklaringar: (1) tidigt flygande former vilka lagt ägg där kläckningen gått fort, (2) den mycket milda hösten 2009 tillät sent på säsongen flygande trollsländor att lägga ägg efter att deltametrinhalten minskat i vattenmassan, (3) att koncentrationen av deltametrin och därmed giftverkan ej blev högre än att vissa individer av trollsländor överlevde eller (4) förekomsten av övervintrande ägg (viloägg) vilka klarat koncentrationen av deltametrin och därmed giftverkan.

Den procentuellt sett höga förekomsten av trollsländor i de behandlade brotten, vilket i sin tur kan förklaras av minskat predationstryck i kombination med högre överlevnad, kan potentiellt ha en inverkan på övriga evertebraters återhämtning eftersom trollsländor normalt har betydande strukturerande effekt genom predation (Benke 1976, Brönmark & Hansson 2005). Därför är det möjligt att trollsländorna, även på sikt, kan påverka förekomst och sammansättning av de mindre evertebraterna.

Trots låg förekomst av flera leddjur i de behandlade brotten förefaller nattsländor vid en jämförelse med referensbrotten vara den grupp av insekter som återhämtar sig långsammast.

Övrigt

Hur sällsynta arter av zooplankton och bottenfauna drabbats av behandlingen framgår ej i denna undersökning då bestämning av funna individer endast gjordes till som lägsta släkte för zooplankton och familj för bottenfauna.

Det förefaller inte finnas några studier av vilka effekter deltametrin har på viloägg av zooplankton. Därmed är resonemanget om överlevnad av viloägg en rent hypotetisk förklaring, men sammantaget de kända kunskaperna om viloäggs överlevnadsförmåga, i kombination med vad Hanson *et al.* (2007) fann, är det rimligt att anta att överlevande viloägg är den huvudsakliga faktorn till den snabba återkoloniseringen. För att erhålla kunskap kring detta borde därför studier på deltametrinets verkan på viloägg göras.

Flera markanta skillnader mellan referensbrotten och behandlade brott kvarstod fortfarande vid sista provtillfället. Endast fortsatta undersökningar kan ge kunskap om vilka långsiktiga effekter behandlingen har haft.

SLUTSATSER

Sammanfattningsvis kan konstateras:

- att återhämtningen för zooplankton, fr.a. crustacea zooplankton, förefaller skett genom en endogen process.
- att zooplanktonsamhället under påföljande sommar tenderade vara strukturerat av ett lågt predationstryck på de större zooplanktonen.
- att återkoloniseringen av de känsligare grupperna av bottenfauna i huvudsak varit en extern process.
- att bottenfaunans taxonomiska huvudgrupper förefaller vara åter.
- att bottenfaunans abundans ej var återställd inom ett år.
- att bottenfaunans normala dominansförhållanden ej var återställt inom ett år.
- att en deltametrinbehandling under försommaren sannolikt hade medfört en större grad av återhämtning påföljande sommar.
- att det framgår som helt klart att deltametrinbehandlingen har haft påtagliga effekter på sammansättning och abundans av såväl zooplankton som bottenfauna fortfarande ett år efter behandlingen.

TACK

Tack till Lena Almqvist och Rolf Gydemo vid Länsstyrelsen i Gotlands län för gott samarbete. Tack till Johan Stjernfrost och Joacim Svensson-Rung för hjälp med fältarbetet.

REFERENSER

- Alekseev, V.R., Hwang, J.-S. & Tseng M.-H. (2006). Diapause in aquatic invertebrates: what's known and what's next in research and medical application? *Journal of Marine Science and Technology*, 14: 269-286.
- Andersson, R.L. (1989). Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8: 403-410.
- Arbjörk, C. (2004). Effects of the insecticide Deltametrin on benthic macroinvertebrates- field and laboratory studies. Master's thesis, 20 credits. Department of Environmental Assessment Swedish University of Agricultural Sciences.
- Benke, A.C. (1976). Dragonfly production and prey turnover. *Ecology*, 57: 915-927.
- Bohonak, A.J. & Jenkins D.G. (2003). Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecology Letters*, 6: 783-796.
- Brendonck, L. & De Meester, L. (2003). Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*, 491: 65-84.
- Brittain, J.E. (1982). Biology of Mayflies. *Annual review of entomology*, 27: 119-147
- Brönmark, C. & Hansson, L. A. (2005). *Biology of Habitats: The Biology of Lakes and Ponds*. 2. ed. Oxford University Press, Oxford.
- Caquet, T., Hanson, M.L., Roucaute, M., Graham, D.W. & Lagadic, L. (2007). Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from the application of an insecticide. 2. Benthic macroinvertebrate responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 1280-1290.
- Fiskeriverket (2007). *Reglering av signalkräftans utbredning. Redovisning av regeringsuppdrag beträffande behov av ytterligare reglering av signalkräftans utbredning och förekomst i landet*. PROMEMORIA. Dnr 101-3108-05.
- Fleming, R.J., Holes, D. & Nixon, S.J. (1998). Toxicity of permethrin to *Chironomus riparius* in artificial and natural sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 1332-1337.
- Friberg-Jensen, U., Wendt-Rasch, L., Woin, P. & Christoffersen, K. (2003). Effects of the pyrethroid insecticide, cypermethrin, on a freshwater community studied under field conditions. 1. Direct and indirect effects on abundance measures of organisms at different trophic levels. *Aquatic Toxicology*, 63: 357-371.
- Ghillebaert, F., Prodorutti, D., Chaillou, C. & Roubaud, P. (1996). Deltamethrin Lethal Multifactorial Activity toward Carp Larva Related to pH, Calcium, and Humic Acid Concentrations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 35, 24-37.
- Gydemo, R. (1995). *Effekter av insekticidinducerad kräftdöd. Rapport till Statens Naturvårdsverk och Fiskeriverket*. Institutionen för Systemekologi, Stockholms Universitet, Gotlandsavdelningen.
- Gyllström, M. & Hansson, L.-A. (2004). Dormancy in freshwater zooplankton: induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences*, 66: 1-22.
- Gärdenfors, U., Hall, R., Hansson, C. & Wilander, P. (2004). *Svensk småkrypsfauna: en bestämningsbok till ryggradslösa djur utom insekter*. Studentlitteratur, Lund.
- Hairston, N.G., Jr. (1996). Zooplankton egg banks as a biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography*, 41: 1087-1092.
- Hanson, M.L., Graham, D.W., Babin, E., Azam, D., Coutellec, M.-C., Knapp, C.W., Lagadic, L. & Caquet, T. (2007). Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms to the application of an insecticide. 1. Study design and planktonic community responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26: 1265-1279.
- Havel, J.E. och Shurin, J.B. (2004). Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 49: 1229-1238.

- Haya, K. (1989). Toxicity of pyrethroid insecticides to fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8:381-391.
- Hedlund, M. (2002). Deltametrins toxiska effekter för *Chironomus riparius* – en jämförande studie mellan kontaminerat sediment och vatten. Exsammansarbete 20 poäng. Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Holdich, D.M., Gydemo, R. & Rogers, W.D. (1999). A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish. i F. Gherardi & D. M. Holdich (red.) *Crayfish in Europe as alien species: how to make the best of a bad situation?*. Balkema, Rotterdam.
- Jolly, A.L., Avault, J.W., Koonee, K.L., & Graves, J.B. (1978). Acute toxicity of permethrin to several aquatic animals. *Transactions of the American Fisheries Society*, 107: 825-827.
- Kalff, J. (2002). *Limnology : inland water ecosystems*. Prentice Hall, New Jersey.
- Kaushik, N.K., Stephenson, G.L., Solomon, K.R. & Day, K.E. (1985). Impact of Permethrin on Zooplankton Communities in Limnocorrals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 77-85.
- Kemikalieinspektionen (1997). *KEMI informerar. Ämnesblad Deltametrin*.
- Ljunggren, N. (2008). *Arbetet med flodkräfta på Gotland under 2007. Planering och inledande åtgärder för eliminering av tre gotländska bestånd av signalkräfta*. Länsstyrelsen i Gotlands län. Opublicerat.
- Ljunggren, N. (In prep). *Rapport utrotning av signalkräfta*. Länsstyrelsen i Gotlands län.
- Mandahl-Barth, G. (2000). *Småkryp i sötvatten*, 6. uppl., Fältbiologerna, Stockholm.
- Marcus, N. H., Lutz, R., Burnett, W. & Cable, P. (1994). Age, viability, and vertical distribution of zooplankton resting eggs from an anoxic basin: Evidence of an egg bank. *Limnology and Oceanography*, 39: 154-158.
- Muir, D.C.G., Rawn, G.P., Townsend, B.E., Lockhart, W.L. & Greenhalgh, R. (1985). Bioconcentration of cypermethrin, deltamethrin fenvalerate and permethrin by *Chironomus tentans* larvae in sediment and water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4: 51-61.
- Nygren, D. (2009). Direkta effekter av insekticiden deltametrin på zooplankton och bottenfauna – en fältstudie av bieffekterna av insekticidinducerad eliminering av signalkräfta på Gotland. Examensarbete 15 högskolepoäng. Avdelningen för biologi, HGO.
- Pinder, L.C.V. (1986). Biology of Freshwater Chironomidae. *Annual review of entomology*, 31: 1-23
- Peay, S., Hiley, P.D., Collen, P. & Martin, I. (2006). Biocide Treatment of Ponds in Scotland to Eradicate Signal Crayfish. *Bull. Fr. Pêche Piscic*, 380-381:1363-1379.
- Petersson, M. (2006). *Utkast till rapport för redovisning av eliminering av signalkräftar på Smöjenområdet hösten 2001*. Länsstyrelsen i Gotlands län. Opublicerat manus.
- Sahlén, G. & Birkedal, L. (2002). *Trollsländor längs nedre Helgeån i Kristianstads Vattenrike*. Länsstyrelsen i Skåne län.
- Shurin, J.B. (2000). Dispersal, limitation, invasion resistance, and the structure of pond zooplankton communities. *Ecology*. 81: 3074-3086.
- Smith, T.M. & Stratton, G.W. (1986). Effects of synthetic pyrethroid insecticides on nontarget organisms. *Residue Reviews*, 97: 93-120
- Stenmark, A. (1978). *Pyretroider - en intressant grupp av insekticider*. <http://chaos.bibul.slu.se/sll/slu/vaxtskyddsnotiser/VSN78-4/VSN78-4C.HTM>. Hämtad 2009-11-16.
- Söderbäck, B. & Edsman, L. (1998). *Åtgärdsprogram för bevarande av flodkräfta: *Astacus astacus* L. : hotkategori: hänsynskrävande*. Sötvattenslaboratoriet, Fiskeriverket Drottningholm.

- Tara, M.S. & Stratton, G.W. (1986) Effects of synthetic pyrethroid insecticides on nontarget organisms. *Residue Reviews*, 97: 93-120.
- Uppsala universitet, Limnologiska institutionen (1976). *Djurplanktonkompendium*.
Limnologiska institutionen, Univ., Uppsala.
- Van Wijngaarden, R.P.A., Brock, T.C.M. & Van den Brink, P.J. (2005). Threshold levels for effects of insecticides in freshwater ecosystems: A review. *Ecotoxicology*, 14: 355-380.
- Ward, S., Arthington, A. and Pusey, B.J. (1995). The effects of a chronic application of chlorpyrifos on the macroinvertebrate fauna in an outdoor artificial stream system: Species responses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 30: 2-23.
- Woin, P. (1998). Short- and Long- Term Effects of the Pyrethroid Insecticide Fenvalerate on an Invertebrat Pond Community. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 41: 137-156.

BILAGA 1

Zooplankton

(Fem prov per brott och provtillfälle)

Tabell 1-3 visar genomsnittlig abundans (ind./l \pm s.e.) av zooplankton i de fyra undersökta brotten vid respektive provtillfälle.

Tabell 1. Genomsnittlig abundans (ind./l \pm s.e.) av zooplankton i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 1 (2009-06-13).

	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
ROTIFERA	38,07	\pm	10,73	220,53	\pm	12,63	147,07	\pm	10,97	152,33	\pm	15,07
<i>Asplachna sp.</i>	0,20	\pm	0,13	5,40	\pm	1,22	0,33	\pm	0,15	0,47	\pm	0,13
<i>Collotheca sp.</i>	0,33	\pm	0,18	1,07	\pm	0,27	0,20	\pm	0,13	3,53	\pm	0,63
<i>Conochilus sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	2,87	\pm	2,21
<i>Gastropus sp.</i>	0,60	\pm	0,29	8,33	\pm	1,38	2,40	\pm	0,46	11,47	\pm	0,85
<i>Kellicotia sp.</i>	8,87	\pm	4,02	0,47	\pm	0,17	0,00	\pm	0,00	15,60	\pm	3,51
<i>Keratella sp.</i>	1,40	\pm	0,51	8,47	\pm	1,88	0,27	\pm	0,16	2,20	\pm	0,62
<i>Lecane sp.</i>	0,00	\pm	0,00	2,40	\pm	0,32	1,67	\pm	0,11	0,00	\pm	0,00
<i>Lepadella sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,07	\pm	0,07	0,07	\pm	0,07	0,00	\pm	0,00
<i>Macrochaetus sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,47	\pm	0,08	0,53	\pm	0,23	0,00	\pm	0,00
<i>Monostyla sp.</i>	0,13	\pm	0,08	3,07	\pm	0,69	0,20	\pm	0,13	0,00	\pm	0,00
<i>Polyarthra sp.</i>	25,73	\pm	5,83	190,40	\pm	11,51	141,40	\pm	10,41	110,07	\pm	13,61
<i>Synchaeta sp.</i>	0,60	\pm	0,19	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	6,13	\pm	0,17
<i>Trichocera sp.</i>	0,20	\pm	0,13	0,27	\pm	0,12	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
<i>Trichotria sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,13	\pm	0,13	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
CLADOCERA	83,87	\pm	6,74	1,27	\pm	0,19	19,60	\pm	3,96	17,73	\pm	4,49
<i>Bosmina sp.</i>	75,33	\pm	4,05	0,93	\pm	0,16	19,60	\pm	3,96	4,47	\pm	1,56
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	8,07	\pm	5,67	0,33	\pm	0,21	0,00	\pm	0,00	3,20	\pm	1,25
<i>Daphnia sp.</i>	0,47	\pm	0,25	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	10,07	\pm	1,81
<i>Diaphanosoma sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
COPEPODA	4,23	\pm	2,24	2,73	\pm	0,58	0,73	\pm	0,66	16,07	\pm	7,55
Calanoida	0,27	\pm	0,37	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	11,13	\pm	6,72
Cyklopoida	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
Nauplius	3,97	\pm	1,96	2,73	\pm	0,58	0,73	\pm	0,66	4,93	\pm	1,59
TOTALT	126,17	\pm	13,42	224,53	\pm	12,43	167,40	\pm	13,45	186,13	\pm	21,40

Tabell 2. Genomsnittlig abundans (ind./l \pm s.e.) av zooplankton i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 2 (2009-07-25).

	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
ROTIFERA	229,93	\pm	6,52	27,00	\pm	2,02	38,47	\pm	16,18	159,73	\pm	20,42
<i>Asplachna sp.</i>	5,40	\pm	0,43	0,07	\pm	0,07	0,00	\pm	0,00	0,53	\pm	0,17
<i>Collotheca sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	1,27	\pm	0,07
<i>Conochilus sp.</i>	27,40	\pm	3,24	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	11,40	\pm	3,00
<i>Gastropus sp.</i>	0,13	\pm	0,13	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,27	\pm	0,19
<i>Kellicotia sp.</i>	25,87	\pm	5,90	3,40	\pm	0,95	1,40	\pm	0,32	32,27	\pm	6,67
<i>Keratella sp.</i>	78,00	\pm	6,70	3,33	\pm	1,13	0,80	\pm	0,27	1,33	\pm	0,28
<i>Lecane sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,13	\pm	0,08	0,07	\pm	0,07	0,07	\pm	0,07
<i>Lepadella sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
<i>Macrochaetus sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
<i>Monostyla sp.</i>	0,00	\pm	0,00	0,20	\pm	0,08	0,07	\pm	0,07	0,07	\pm	0,07
<i>Polyarthra sp.</i>	92,67	\pm	2,45	19,87	\pm	2,23	36,13	\pm	16,09	101,93	\pm	14,92
<i>Synchaeta sp.</i>	0,33	\pm	0,18	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	10,20	\pm	2,36

<i>Trichocera sp.</i>	0,13	±	0,13	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,40	±	0,12
<i>Trichotria sp.</i>	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
CLADOCERA	149,67	±	25,11	22,93	±	3,71	57,27	±	4,92	5,07	±	0,53
<i>Bosmina sp.</i>	37,33	±	6,22	12,20	±	2,13	20,93	±	1,10	1,67	±	0,35
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	111,27	±	23,06	3,33	±	0,82	7,60	±	1,15	1,13	±	0,25
<i>Daphnia sp.</i>	1,07	±	0,36	0,07	±	0,07	0,00	±	0,00	2,27	±	0,49
<i>Diaphanosoma sp.</i>	0,00	±	0,00	7,33	±	2,06	28,73	±	3,02	0,00	±	0,00
COPEPODA	41,20	±	3,23	1,73	±	0,41	0,73	±	0,19	11,27	±	0,97
Calanoida	30,73	±	2,36	0,73	±	0,29	0,00	±	0,00	8,20	±	0,91
Cyklopoida	0,07	±	0,07	0,00	±	0,00	0,13	±	0,08	0,00	±	0,00
Nauplius	10,40	±	0,87	1,00	±	0,21	0,60	±	0,12	3,07	±	0,32
TOTALT	420,80	±	32,11	51,67	±	2,90	96,47	±	19,48	176,07	±	21,55

Tabell 3. Genomsnittlig abundans (ind./l ± s.e.) av zooplankton i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 3 (2009-09-06).

	Brott 1		Brott 2		Brott 3		Brott 4					
	Referens		Behandlat		Behandlat		Referens					
ROTIFERA	455,93	±	23,06	25,67	±	0,39	66,47	±	31,10	90,53	±	5,50
<i>Asplachna sp.</i>	92,27	±	2,88	0,00	±	0,00	0,07	±	0,07	0,47	±	0,08
<i>Collotheca sp.</i>	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	1,27	±	0,29	2,60	±	0,44
<i>Conochilus sp.</i>	12,07	±	0,97	0,27	±	0,12	0,20	±	0,13	0,00	±	0,00
<i>Gastropus sp.</i>	0,53	±	0,53	0,00	±	0,00	30,00	±	16,54	3,07	±	0,41
<i>Kellicotia sp.</i>	0,00	±	0,00	0,20	±	0,08	0,00	±	0,00	0,07	±	0,07
<i>Keratella sp.</i>	317,93	±	18,66	6,40	±	0,68	3,47	±	0,75	12,73	±	0,41
<i>Lecane sp.</i>	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,07	±	0,07	0,40	±	0,19
<i>Lepadella sp.</i>	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
<i>Macrochaetus sp.</i>	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
<i>Monostyla sp.</i>	0,00	±	0,00	0,20	±	0,08	0,20	±	0,08	0,00	±	0,00
<i>Polyarthra sp.</i>	31,07	±	2,27	17,93	±	0,89	30,93	±	14,57	61,40	±	5,20
<i>Synchaeta sp.</i>	2,07	±	0,58	0,67	±	0,15	0,27	±	0,19	7,53	±	1,10
<i>Trichocera sp.</i>	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	2,27	±	0,48
<i>Trichotria sp.</i>	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
CLADOCERA	91,93	±	4,16	29,33	±	3,47	2,13	±	0,31	35,20	±	9,35
<i>Bosmina sp.</i>	27,93	±	1,16	11,53	±	3,09	2,07	±	0,29	7,93	±	1,49
<i>Ceriodaphnia sp.</i>	62,53	±	4,25	14,47	±	2,89	0,00	±	0,00	27,13	±	8,21
<i>Daphnia sp.</i>	0,53	±	0,34	3,33	±	1,38	0,00	±	0,00	0,13	±	0,13
<i>Diaphanosoma sp.</i>	0,93	±	0,37	0,00	±	0,00	0,07	±	0,07	0,00	±	0,00
COPEPODA	36,93	±	1,61	10,00	±	1,74	39,67	±	0,86	6,40	±	0,34
Calanoida	31,00	±	1,70	3,00	±	0,83	12,27	±	1,38	4,20	±	0,31
Cyklopoida	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,53	±	0,23
Nauplius	5,93	±	0,50	7,00	±	0,94	27,40	±	0,97	1,67	±	0,33
TOTALT	584,80	±	25,91	65,53	±	3,87	108,27	±	30,12	132,13	±	14,46

BILAGA 2

Profundal bottenfauna

(Fem prov per brott och provtillfälle)

Tabell 1-3 visar genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av profundal bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid respektive provtillfälle.

Tabell 1. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av profundal bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 1 (2009-06-13).

	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
OLIGOCHAETA	0,00	\pm	0,00	6,60	\pm	4,43	3,00	\pm	1,64	0,40	\pm	0,40
HIRUDINEA												
Glossiphoniidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
GASTROPODA												
Lymnaeidae	1,00	\pm	0,32	1,80	\pm	0,66	1,00	\pm	0,45	0,20	\pm	0,20
BIVALVIA												
Sphariidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	2,80	\pm	1,85
HYDRACARINA	1,80	\pm	0,37	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
EPHEMEROPTERA												
Caenidae	10,20	\pm	3,40	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	22,20	\pm	5,62
ODONATA												
Anisoptera	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
COLEOPTERA												
Dytiscidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,20	\pm	0,20
TRICHOPTERA												
Rörbyggande	0,40	\pm	0,24	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,60	\pm	0,60
Nätspinnande	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
DIPTERA												
Ceratopogonidae	0,20	\pm	0,20	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
Chironomidae	55,20	\pm	16,80	0,80	\pm	0,37	3,40	\pm	1,25	35,20	\pm	6,55
TOTALT	68,80	\pm	19,41	9,20	\pm	4,87	7,40	\pm	1,60	61,60	\pm	9,15

Tabell 2. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av profundal bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 2 (2009-07-25).

	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
OLIGOCHAETA	0,00	\pm	0,00	25,80	\pm	10,44	4,20	\pm	1,11	0,00	\pm	0,00
HIRUDINEA												
Glossiphoniidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
GASTROPODA												
Lymnaeidae	2,60	\pm	1,08	1,40	\pm	0,98	1,60	\pm	0,51	0,00	\pm	0,00
BIVALVIA												
Sphariidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	1,60	\pm	0,81	23,80	\pm	10,22
HYDRACARINA	1,80	\pm	1,11	0,20	\pm	0,20	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
EPHEMEROPTERA												
Caenidae	0,40	\pm	0,40	0,00	\pm	0,00	0,40	\pm	0,24	1,60	\pm	0,51
ODONATA												
Anisoptera	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
COLEOPTERA												
Dytiscidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
TRICHOPTERA												
Rörbyggande	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,20	\pm	0,20
Nätspinnande	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,80	\pm	0,49

DIPTERA										
Ceratopogonidae	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00 ± 0,00
Chironomidae	81,80	±	10,90	19,60	±	2,75	17,80	±	2,60	50,20 ± 5,70
TOTALT	86,60	±	11,38	47,00	±	9,20	25,60	±	2,42	76,60 ± 14,20

Tabell 3. Genomsnittlig abundans (ind./prov ± s.e.) av profundal bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 3 (2009-09-06).

	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
OLIGOCHAETA	0,00	±	0,00	5,80	±	2,08	1,00	±	0,45	0,00	±	0,00
HIRUDINEA												
Glossiphoniidae	0,00	±	0,00	0,20	±	0,20	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
GASTROPODA												
Lymnaeidae	0,80	±	0,37	1,40	±	0,98	1,00	±	0,45	0,00	±	0,00
BIVALVIA												
Sphariidae	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,60	±	0,40	10,00	±	3,56
HYDRACARINA	2,60	±	0,93	1,00	±	0,45	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
EPHEMEROPTERA												
Caenidae	25,80	±	3,81	0,20	±	0,20	0,80	±	0,49	13,60	±	1,83
ODONATA												
Anisoptera	0,40	±	0,40	0,40	±	0,40	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
COLEOPTERA												
Dytiscidae	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
TRICHOPTERA												
Rörbyggande	0,40	±	0,24	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,40	±	0,40
Nätspinnande	0,20	±	0,20	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,40	±	0,24
DIPTERA												
Ceratopogonidae	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,60	±	0,24
Chironomidae	111,20	±	14,95	27,80	±	4,73	14,40	±	1,75	88,60	±	5,93
TOTALT	141,40	±	16,14	36,80	±	6,41	17,80	±	2,27	113,60	±	8,88

BILAGA 3

Litoral bottenfauna

(Fem prov per brott och provtillfälle)

Tabell 1-3 visar genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av litoral bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid respektive provtillfälle.

Tabell 1. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av litoral bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 1 (2009-06-13).

	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
OLIGOCHAETA	5,60	\pm	3,31	64,20	\pm	21,14	7,20	\pm	2,33	2,40	\pm	0,51
HIRUDINEA												
Glossiphoniidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
GASTROPODA												
Lymnaeidae	2,00	\pm	0,45	2,00	\pm	0,95	1,80	\pm	0,80	0,20	\pm	0,20
Planorbidae	2,60	\pm	0,68	2,20	\pm	0,80	2,60	\pm	0,81	0,00	\pm	0,00
BIVALVIA												
Sphariidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
HYDRACARINA	8,80	\pm	5,39	0,00	\pm	0,00	0,20	\pm	0,20	0,00	\pm	0,00
ISOPODA												
Asellidae	5,40	\pm	1,17	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
EPHEMEROPTERA												
Baetidae	18,40	\pm	2,71	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	4,00	\pm	1,52
Caenidae	248,00	\pm	46,33	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	107,20	\pm	29,54
ODONATA												
Anisoptera	23,80	\pm	4,49	5,80	\pm	1,20	5,60	\pm	2,71	0,20	\pm	0,20
Zygoptera	6,00	\pm	1,14	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
COLEOPTERA												
Dytiscidae	0,40	\pm	0,24	0,40	\pm	0,24	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
TRICHOPTERA												
Rörbyggande	6,80	\pm	1,32	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,20	\pm	0,20
Nätspinnande	6,20	\pm	2,46	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	4,00	\pm	1,14
DIPTERA												
Ceratopogonidae	2,40	\pm	1,47	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,40	\pm	0,40
Chironomidae	274,20	\pm	29,31	3,00	\pm	1,22	8,80	\pm	3,38	104,80	\pm	13,56
Tipulidae	0,00	\pm	0,00	0,80	\pm	0,58	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00
TOTALT	610,60	\pm	57,96	78,40	\pm	20,74	26,20	\pm	5,36	223,40	\pm	41,70

Tabell 2. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av litoral bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 2 (2009-07-25).

	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
OLIGOCHAETA	4,40	\pm	1,72	146,80	\pm	9,77	11,80	\pm	2,60	0,00	\pm	0,00
HIRUDINEA												
Glossiphoniidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,20	\pm	0,20
GASTROPODA												
Lymnaeidae	1,40	\pm	0,24	5,40	\pm	0,68	2,40	\pm	1,17	0,00	\pm	0,00
Planorbidae	2,00	\pm	0,45	4,20	\pm	0,73	3,00	\pm	0,71	0,00	\pm	0,00
BIVALVIA												
Sphariidae	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,00	\pm	0,00	0,80	\pm	0,37
HYDRACARINA	4,40	\pm	1,63	0,00	\pm	0,00	0,20	\pm	0,20	0,00	\pm	0,00
ISOPODA												
Asellidae	8,20	\pm	3,01	0,40	\pm	0,24	0,00	\pm	0,00	0,60	\pm	0,40

EPHEMEROPTERA												
Baetidae	12,00	±	3,46	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	1,00	±	0,45
Caenidae	53,00	±	16,86	0,00	±	0,00	0,20	±	0,20	3,40	±	0,87
ODONATA												
Anisoptera	7,20	±	3,48	5,20	±	1,02	2,40	±	0,81	1,60	±	0,93
Zygoptera	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
COLEOPTERA												
Dytiscidae	1,00	±	0,77	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
TRICHOPTERA												
Rörbyggande	1,00	±	0,77	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,40	±	0,24
Nätspinnande	0,60	±	0,24	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,40	±	0,40
DIPTERA												
Ceratopogonidae	1,40	±	0,68	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
Chironomidae	200,60	±	15,33	99,20	±	7,58	41,40	±	3,72	115,20	±	4,84
Tipulidae	0,60	±	0,60	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
TOTALT	297,80	±	29,09	261,20	±	11,32	61,40	±	2,84	123,60	±	6,76

Tabell 3. Genomsnittlig abundans (ind./prov ± s.e.) av litoral bottenfauna i de fyra undersökta brotten vid provtillfälle 3 (2009-09-06).

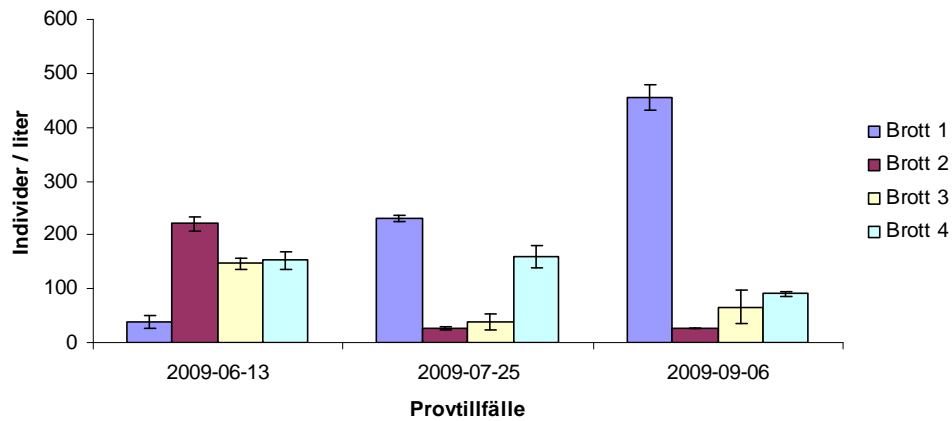
	Brott 1			Brott 2			Brott 3			Brott 4		
	Referens			Behandlat			Behandlat			Referens		
OLIGOCHAETA	3,00	±	1,90	41,00	±	6,50	0,40	±	0,40	2,40	±	0,98
HIRUDINEA												
Glossiphoniidae	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
GASTROPODA												
Lymnaeidae	1,60	±	0,40	5,20	±	0,80	1,00	±	0,45	0,00	±	0,00
Planorbidae	2,00	±	0,55	4,20	±	0,66	1,80	±	0,37	0,00	±	0,00
BIVALVIA												
Sphariidae	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
HYDRACARINA	0,20	±	0,20	0,80	±	0,37	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00
ISOPODA												
Asellidae	4,60	±	2,82	0,00	±	0,00	1,20	±	0,58	0,80	±	0,49
EPHEMEROPTERA												
Baetidae	9,00	±	2,12	1,20	±	0,37	0,00	±	0,00	9,40	±	1,44
Caenidae	635,40	±	106,11	12,20	±	4,84	37,40	±	7,41	429,20	±	33,85
ODONATA												
Anisoptera	10,60	±	2,71	15,20	±	7,79	15,40	±	5,33	6,80	±	1,50
Zygoptera	5,00	±	0,63	0,20	±	0,20	0,00	±	0,00	0,80	±	0,80
COLEOPTERA												
Dytiscidae	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	0,20	±	0,20
TRICHOPTERA												
Rörbyggande	5,40	±	2,75	0,80	±	0,49	0,00	±	0,00	11,20	±	3,20
Nätspinnande	3,60	±	1,12	0,00	±	0,00	0,00	±	0,00	5,20	±	0,49
DIPTERA												
Ceratopogonidae	4,60	±	0,87	1,20	±	0,58	0,60	±	0,24	2,80	±	1,02
Chironomidae	253,80	±	22,06	103,20	±	16,09	195,20	±	21,38	93,60	±	14,15
Tipulidae	0,00	±	0,00	1,40	±	0,68	0,40	±	0,24	0,00	±	0,00
TOTALT	938,80	±	88,32	199,80	±	25,40	253,40	±	22,38	562,40	±	46,22

BILAGA 4

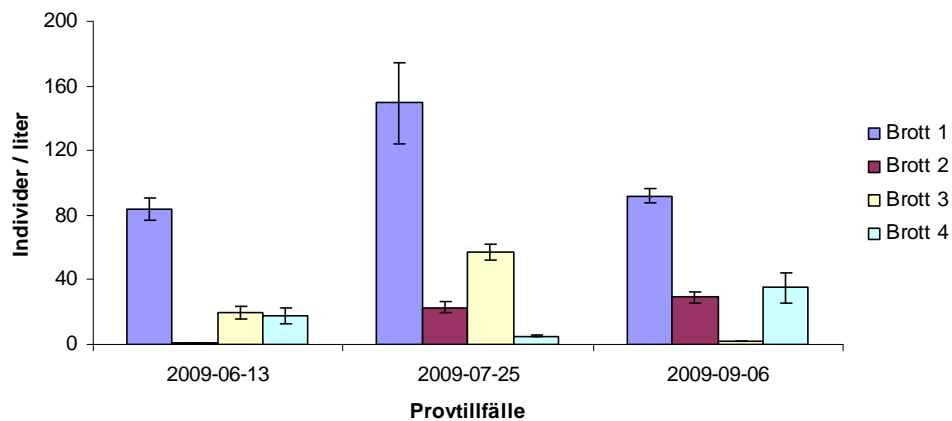
Zooplankton

(Fem prov per brott och provtillfälle)

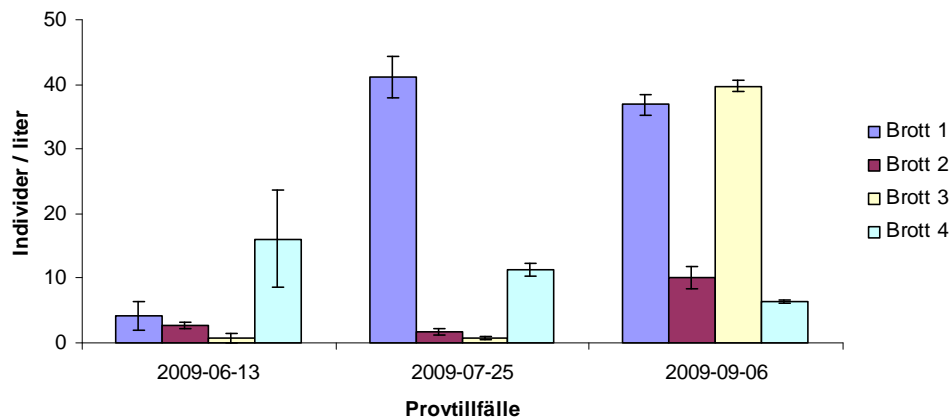
Figur 1-3 visar genomsnittlig abundans (ind./l \pm s.e.) av zooplankton.



Figur 1. Genomsnittlig abundans (ind./l \pm s.e.) av Rotifera i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 2. Genomsnittlig abundans (ind./l \pm s.e.) av Cladocera i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



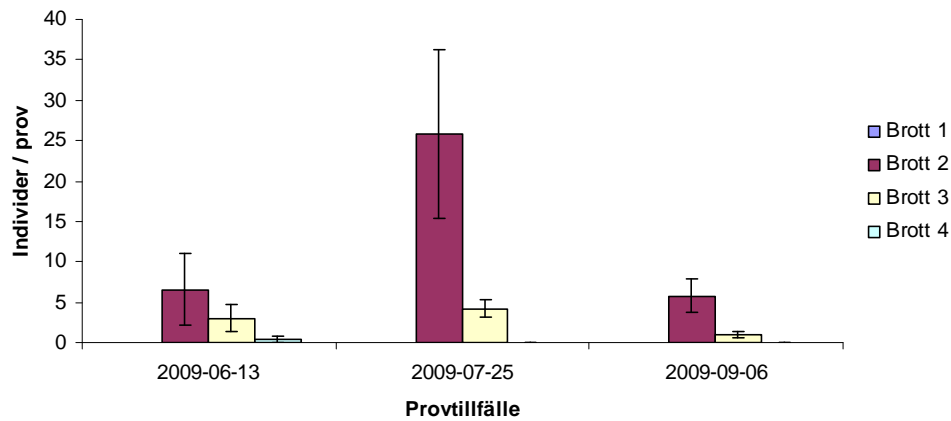
Figur 3. Genomsnittlig abundans (ind./l \pm s.e.) av Copepoda i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

BILAGA 5

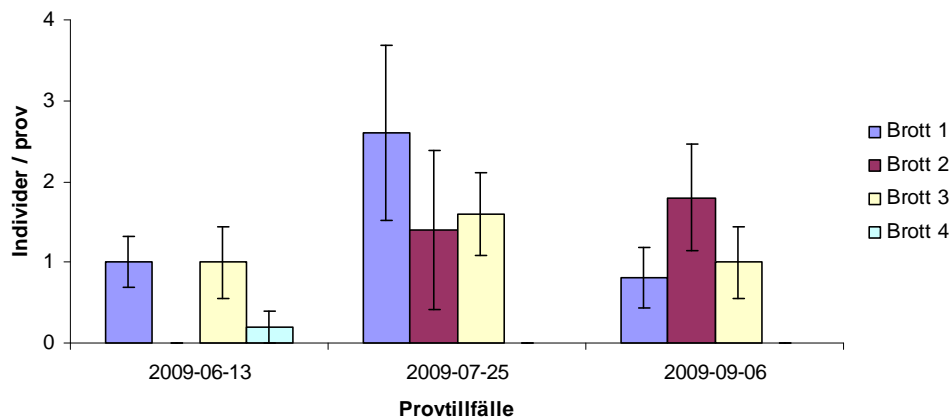
Profundal bottenfauna

(Fem prov per brott och provtillfälle)

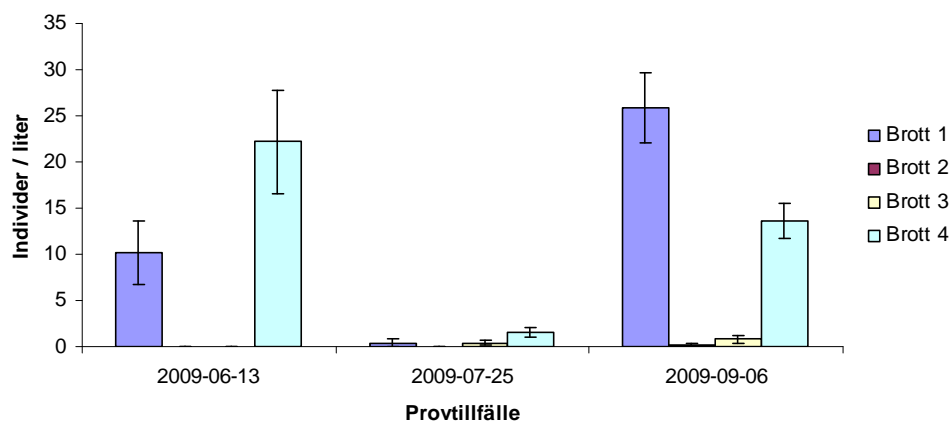
Figur 1-4 visar genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av dominerande taxa av profundal bottenfauna.



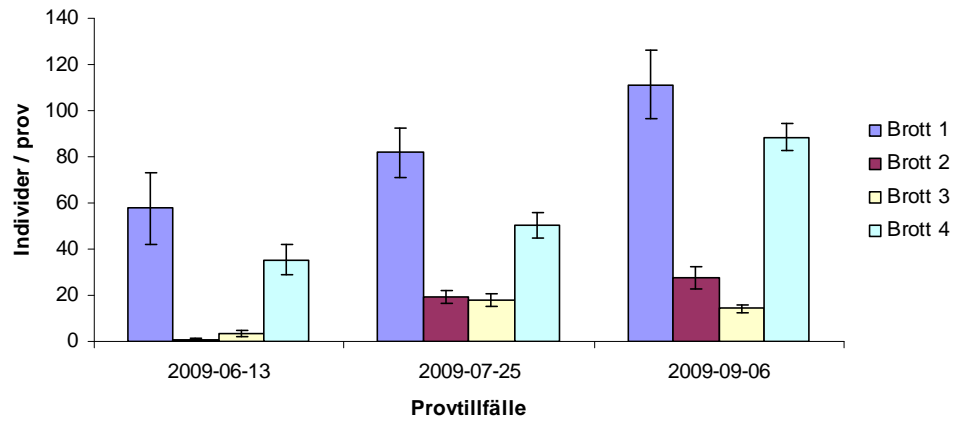
Figur 1. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av Oligochaeta i profundala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 2. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av Gastropoda i profundala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 3. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av Ephemeroptera i profundala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



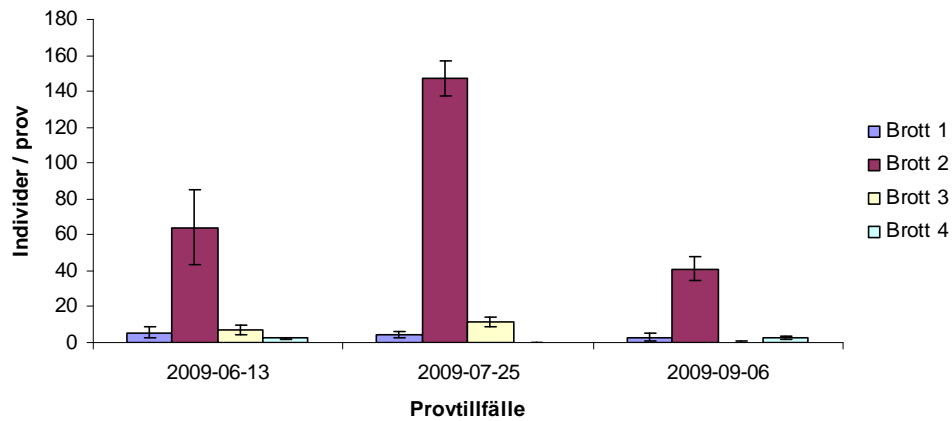
Figur 4. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av Diptera i profundala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.

BILAGA 6

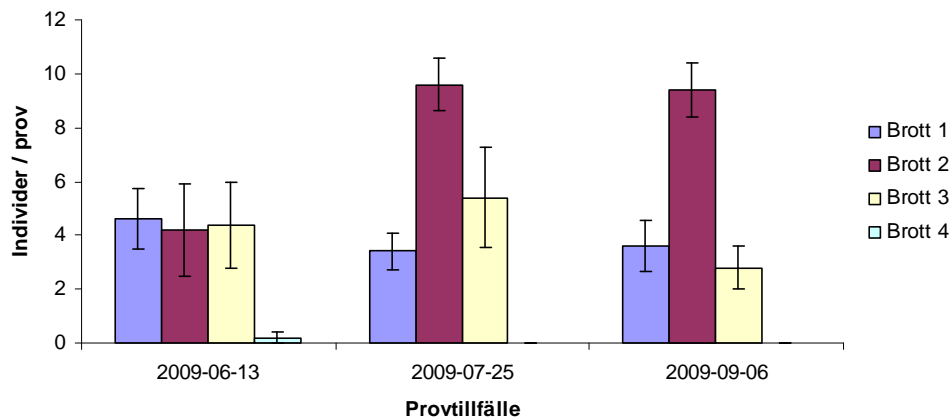
Litoral bottenfauna

(Fem prov per brott och provtillfälle)

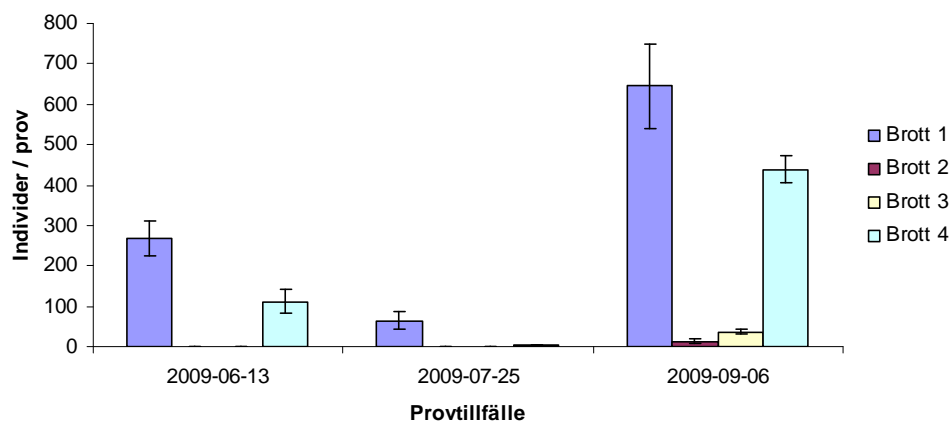
Figureorna 1-6 visar genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av dominerande taxa av litoral bottenfauna.



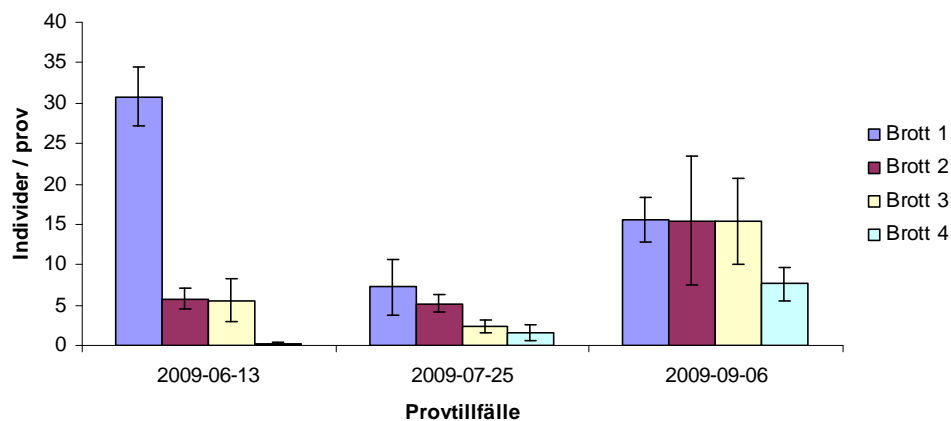
Figur 1. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av Oligochaeta i litorala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



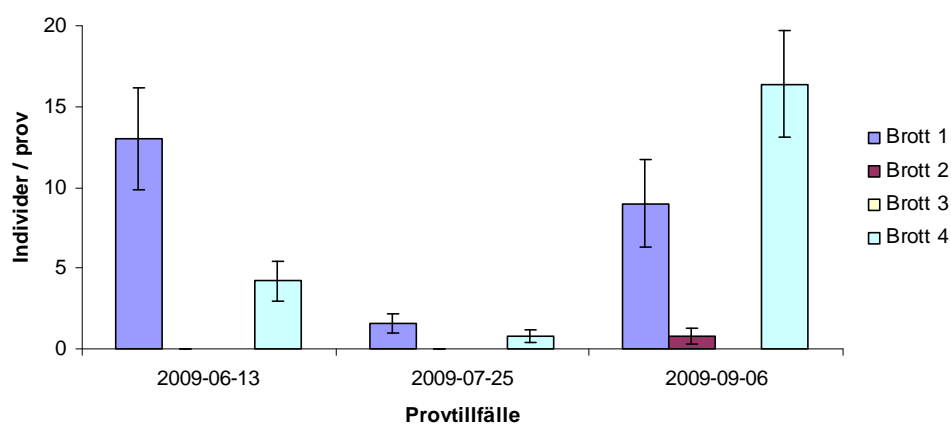
Figur 2. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av Gastropoda i litorala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



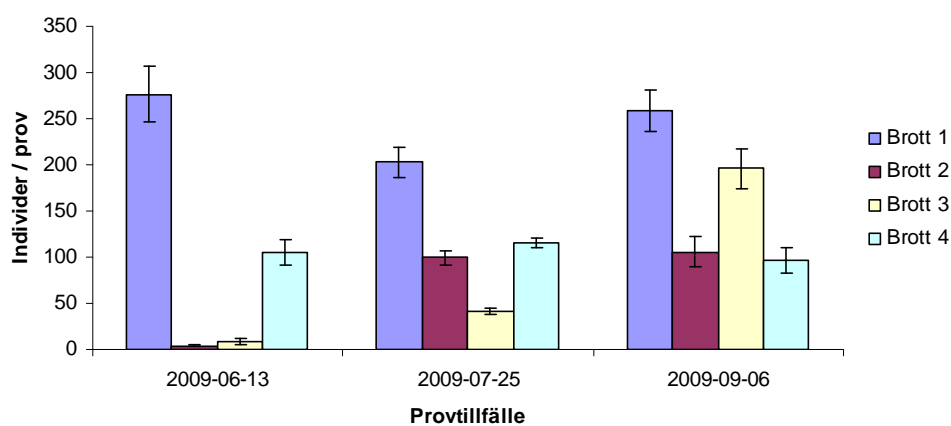
Figur 3. Genomsnittlig abundans (ind./prov \pm s.e.) av Ephemeroptera i litorala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 4. Genomsnittlig abundans (ind./prov ± s.e.) av Odonata i litorala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 5. Genomsnittlig abundans (ind./prov ± s.e.) av Trichoptera ilitorala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.



Figur 6. Genomsnittlig abundans (ind./prov ± s.e.) av Diptera i litorala prov i de fyra undersökta brotten vid de tre provtillfällena.