

Förändring av bottenfaunan efter utrivningen av Kubadammen, Nätraån.



Omslagsbild: Kubadammen under pågående rivning
Fotograf: Håkan Söderberg

Länsstyrelsen Västernorrlands publikationsserie

Publikation nr 2019:03

ISSN 1403-624X

Tryck: Länsstyrelsen Västernorrland

Författare: Erik Petersson, Institutionen för akvatiska resurser, SLU, Uppsala.

Denna rapport går att beställa i alternativt format.

2018-05-06

Dnr 511-3371-18

Sammanfattning

I denna studie har vi undersökt hur bottenfauna förändrats efter utrivningen av Kubadammen (Nätraån, Västernorrlands län). Dammen revs 2007 och bottenfaunaprov togs 2007, 2008, 2009, 2012 och 2015.

Analyserna av provtagningsdata delades upp i två delar, en som baseras på insamlade individer som kunde bestämmas till art och en som baserades på artgrupper (familj eller annan högre taxonomisk grupp). Analysen baserad på arter visade att artantalet i stort sett varit konstant efter utrivningen. Men i påverkansområdena fanns en tendens till att artantalet initialt minskade för att sedan öka. För arterna beräknades ett forsindeindex (baserat på andra okalkade vatten i länet) som säger hur pass frekvent en art påträffas i stillastående vatten respektive rinnande vatten. Tendensen var att sjöarter sakta försvinner från området och ersätts av arter anpassade till rinnande vatten. Skiftet av arter är dock inte "smidigt", stora skillnader mellan år och andra faktorer verkar spela in, skiftet av arter verkar snarare vara hoppigt och ryckigt.

Analyserna som baserades på artgrupper uppvisade i princip samma trend som analyserna baserade på arter. Men tendensen var här tydligare att sammansättningen av artgrupper under senare delen av uppföljningsperioden mer liknar referensvattnen jämfört med hur sammansättningen var i början på uppföljningsperioden.

Sammanfattningsvis så visar resultatet av analyserna att bottenfaunan i dämningområdet initialt hade en särpräglad sammansättning av arter och artgrupper, väl skild från okalkade referensvattnen i närområdet. Efter utrivningen har dock bottenfaunan förändrats och kommit att mer likna referensvattnen. Bottenfaunan skiljer sig dock fortfarande klart åt från referensvattnen. Uppföljningen av utrivningen visar att återgången till en mer naturlig sammansättning av bottenfauna tar tid; ännu åtta år efter utrivningen är förmodligen inte sammansättningen så som man kan förvänta sig av ett rinnande vatten i denna del av Sverige.

Nils olof Gärdin
Enhetschef

Håkan Söderberg
Miljöanalys och vilt

Innehållsförteckning

1.	Inledning	6
2.	Material och metoder	9
2.1.	Nätraån i korthet	9
2.2.	Provtagningar	9
2.2.1.	Beskrivning av insamlingsmetoderna	10
2.3.	Bearbetning av data och analyser	10
2.4.	Likhetsindex	11
2.5.	Forsindex	11
2.6.	Översikt av datasetet	12
3.	Resultat	14
3.1.	Analyser baserade på arter	14
3.2.	Analyser baserade på familj eller annan högre taxonomisk grupp 29	
4.	Diskussion	37
5.	Erkännanden	40
6.	Referenser	41

1. Inledning

Längs de rinnande vattnen finns några av Sveriges artrikaste miljöer. Det beror bland annat på de naturliga skiftningarna i årnas och älvarnas vattenföring som har skapat en rad zoner med olika livsvillkor för växter och djur. Höga naturvärden i och i anslutning till vattendrag är ofta kopplade till naturlighet i vattendynamiken och naturlighet i omgivningarna. Några viktiga strukturer och funktioner för grön infrastruktur är naturliga vattenståndsfluktuationer och flöden, fria vandringsvägar, god vattenkvalitet, skoglig kontinuitet i närmast anslutande skog samt hävdpräglad strandvegetation. Här är det områdets historia av markanvändning som gör att de höga värdena har utvecklats (Naturvårdsverket 2011). Människans behov av vatten för odling, som transportmedel och kraftkälla har under lång tid starkt påverkat vattensystemen. Dammbyggnation och andra anordningar i rinnande vatten finns över hela världen och konstruktionerna varierar mycket beroende på var de står; vilken kapacitet det finns att kontrollera vattenflödet, kostnaderna för olika ingrepp, etc. Dessa konstruktioner – och hur de används – förändrar de fysiska och biologiska förutsättningarna i vattendragen. Denna påverkan gäller alla typer av levande organismer som finns i vattendragen; fisk, insekter, växter, med flera (Verdonschot & Nijboer 2004). De hydrologiska, kemiska och fysikaliska förändringarna innefattar flera olika aspekter på vattendragets (1) flöde och nedisning, (2) förmåga att transportera sediment, (3) erosion och deposition av sediment, (4) utformning av strandbankarna, (5) sammansättning av bottenstrukturer, (6) grundvattenflöde, (7) näringsförhållanden, (8) syrenivåer, och (9) temperaturförhållanden (Katopodis & Aadland 2006). När man utsätter ett vattendrag för dessa förändringar är risken stor att vattendraget fragmenteras, varpå det fria flödet och den fria vandrigen i vattnet för vattenlevande organismer förstörs, liksom många andra processer som organismerna under lång tid har anpassat sig till. En slutsats är att höga naturvärden i och i anslutning till sjöar, vattendrag, kust- och skärgårdsområden ofta är kopplade till låg påverkansgrad (Artdatabanken, 2012). Det ska dock påpekas att vissa strukturer i värdefulla livsmiljöer upprätthålls endast av långvarig hävd och skötsel. Dessa strukturer återfinns bland annat i strandområden, våtmarker och småvatten i jordbrukslandskapet. Här är det områdets historia av markanvändning som gör att de höga värdena har utvecklats (Naturvårdsverket, 2007). Vidare ska det också påpekas att i sällsynta fall kan dammar och annan byggnation i vattendragen leda till ökad konnektivitet.

Under 1800- och 1900-talet utfördes betydande ingrepp i vattenmiljön i form av sjösänkningar, dikningsföretag, flottledsrensningar och utbyggd vattenkraft. I utpräglade jordbrukslandskap har längden vattendrag ibland minskat med ca 50 % (Artdatabanken 2017). Även i skogslandskapet är vattendragen rensade och utträtade. För att förbättra förutsättningarna för produktion av skog samt transport av timmer har marker dränerats och vattendragen rätats, rensats eller kulverterats. Vattendragen korsas på otaliga ställen av det utsträckta vägnätet i landet. Enligt Trafikverket utgör mer än en tredjedel av alla vägpassager vandringshinder för fisk (Vägverket

2007). Nydikning är idag relativt ovanligt men många vattendrag påverkas av återkommande rensning och muddring. Utbyggnad för vattenkraft utgör den kraftigaste enskilda påverkan på vattensystemen. Tusentals dammar och andra vandringshinder i vattendragen fungerar som barriärer för vandring och spridning av akvatiska organismer. Exploateringsstrycket är mycket stort, till exempel längs flera kuststräckor i landet, framförallt kring våra mer tätbefolkade områden. Behovet att stärka den gröna infrastrukturen i både de limniska miljöerna och i kustvatten är stort. Såväl hänsynen i vardagslandskapet som skyddet av vattenmiljöerna är inte tillräckligt för att trygga en tillräcklig grön infrastruktur.

Restaureringsåtgärder behövs för ökad konnektivitet och vattenkvalitet i exploaterade vattendrag, kustmynningar och i grunda kustnära havsmiljöer som fungerar som lek- och uppväxtområden för fisk och många andra vattenlevande organismer. Identifieringen av restaureringsbehovet i kustmiljön har påbörjats men strategier för att ge en samlad prioritering och hantering av insatserna behöver tas fram (Havs- och vattenmyndigheten 2012).

Utrivning av vandringshinder innebär helt eller delvis borttagande av artificiella vandringshinder, till exempel en flottningsdamm eller en kraftverksdamm (ofta river man samtidigt vattenkraftverket). Syfte med åtgärden är att återställa naturmiljön och skapa fria vandringsvägar för Till exempel fisk och bottenfauna. Med delvis borttagande avses att vissa delar kan vara kvar på grund av kulturhistoriskt intresse. De delar som är kvar får dock inte vara av den omfattningen att de påverkar syftet att återskapa fria vandringsvägar

Inom miljömålet Levande sjöar och vattendrag har nationellt värdefulla vattendrag pekats ut och i dessa är olika typer av restaureringsåtgärder extra intressant, men samma typ av åtgärder kan givetvis göras även i andra vattendrag för att återfå mer ursprungliga naturvärden. Som antytts ovan brukar man dela in vandringshinder i tre olika typer: (1) Naturliga (branta forsar, hållar, bäverdämmen); (2) Vägtrummor som genom sin position, utformning och/eller placering utgör vandringshinder och (3) Dämmen av olika slag.

De olika typerna av vandringshinder behöver olika åtgärder. Naturliga vandringshinder behöver ingen åtgärd alls utom i undantagsfall. Vägtrummor som utgör vandringshinder behöver oftast bytas ut. En halvtrumma eller en bro är betydligt bättre lösningar eftersom vattendraget då får en naturlig botten, vilket gynnar framkomligheten för alla arter i vattendraget. Dämmen kan vara av många olika slag och kräver ofta en hel del utredning om vad som är en lämplig åtgärd vid just den aktuella dammen. Generellt sett är en utrivning/återställning det bästa ur naturvårdssynpunkt. Det är även den billigaste åtgärden som inte heller kräver någon skötsel eller underhåll. Man bör därför alltid först överväga om en utrivning är möjlig med hänsyn till alla andra intressen vid den aktuella dammen.



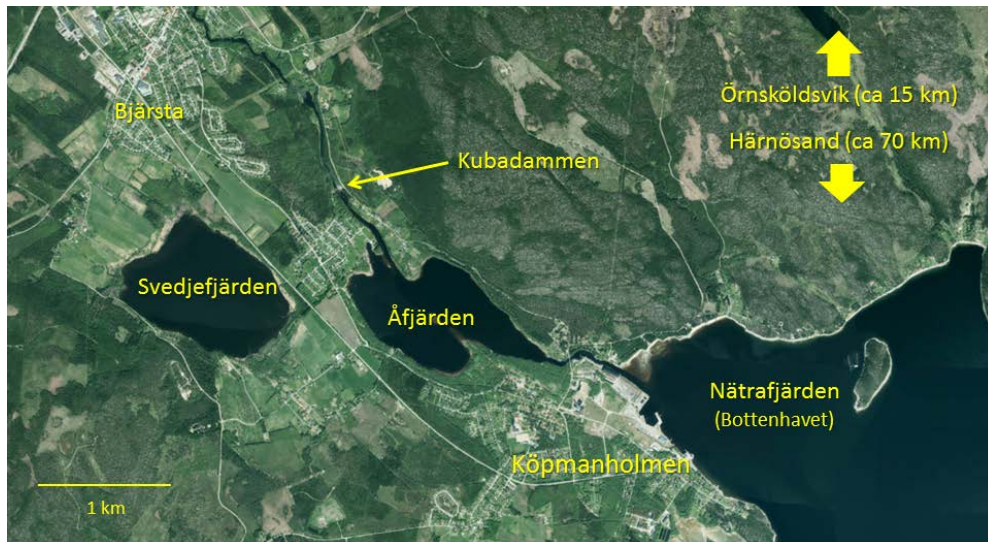
Figur 1. Rivning av kubadammen. Foto: Håkan Söderberg.

Den så kallade kubadammen uppfördes i mitten av 70-talet i Nätraån (Västernorrland) vid Åmynnet uppströms Åfjärden. Syftet med dammen var att säkra sötvattensförsörjning till Fors fabriker i Köpmanholmen. Efter att Fors fabriker tvingats till nedläggning i mitten av 80-talet, nyttjades vattnet för en kloralkalifabrik några år. Den fabriken lades i sin tur ned i början av 90-talet och därmed försvann samhällsnyttan med dammen helt och ingen aktiv vattenavledning har skett från dammen sedan dess. Dammens negativa ekologiska konsekvenser fanns dock kvar och under lång tid höjdes röster för att dammen borde rivas. Samråd med anledning av planerna på att riva dammen hölls 2005 och Länsstyrelsen i Västernorrland beslutade den 8 maj 2006 efter prövning enligt 6 kap 5 § miljöbalken (MB) att rivning av kubadammen i Nätraån inte skulle antas medföra betydande miljöpåverkan. Den 29 december 2006 kom Miljödomstolens dom, där de beslutade att ge Köpmanholmens Hamnförvaltning AB tillstånd att riva kubadammen. Ett villkor var att dammen skulle rivas vintertid. Länsstyrelsen Västernorrland ansökte och fick medel från Naturvårdsverket för utrivningen vilket ledde till att kubadammen var färdigriven redan i april 2007. I den här rapporten presenterar vi data från uppföljningen av bottenfauna efter utrivningen av kubadammen.

2. Material och metoder

2.1. Nätraån i korthet

Nätraån är ett cirka 100 km långt vattendrag i Örnsköldsviks kommun i Västernorrlands län. Avrinningsområdets storlek är cirka 996 km² och sjöandelen 7,7%. Medelvattenföringen är 12 m³/s, men varierar kraftigt över året; högsta noterade flödet är 155 m³/s och lägsta 1,0 m³/s. Nätraåns nedre del är ca 20 meter bred. Det finns idag fyra vattenkraftverk i ån; Fors (byggt 1968, effekt 2800 kW), Brynge (ursprungligen byggt 1924, ombyggt 1994, effekt 5000 kW), Sidensjö (byggt 1949, effekt 1280 kW) och Nyfors (byggt 1990, effekt 1090 kW).



Figur 2. Nätraåns nedre del, Kubadammens placering, Köpmanholmen med flera. © Länsstyrelsen Västernorrland. © Lantmäteriet Geodatasamverkan.

Nätraån är viktig för det rörliga friluftslivet, både fiske och kanotpaddling är populära aktiviteter i vattendraget. Figur 2 visar ett flygfoto av Kubadammens placering i geografien.

2.2. Provtagningar

De första proverna för uppföljningen av utrivningen är tagna 2007 och är således inte tagna innan rivningen men är ändå tänkta att fungera som ett slags utgångsläge. Därefter har prover tagits 2008, 2009, 2012 och 2015. I Figur 3 visas de olika provtagningsområdena.



Figur 3. Provtagningsområdena vid Kuba. © Länsstyrelsen Västernorrland. © Lantmäteriet Geodatasamverkan.

2.2.1. Beskrivning av insamlingsmetoderna

Vid provtagningarna av bottenfauna i Kubaområdet har vi uteslutande använt oss av undersökningstyp M42, inventering med oberoende urval. Denna metod används för inventering av bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag. Detta är den metod som använts mest och bygger på att vattenlevande smädjur, efter störning av bottensubstrat och vegetation, aktivt samlas upp i en häv. Metoden är inte kvantitativ men ger en bild av proportionerna mellan olika arter/taxa och ger en god bild av förekommande arter eftersom proverna tas från flera olika biotoper. Utförlig provtagningsmetodik går att finna i undersökningstypen (Havs- och vattenmyndigheten 2016).

2.3. Bearbetning av data och analyser

Data från databaserna har först kontrollerats i statistikprogrammet SAS (SAS for Windows 2017) och efter att data har strukturerats har det överförts (via MS-Excel) till *Primer* och *PERMANOVA* (*PRIMER-E 2009*), analysprogram specialdesignat för den typ av data som man får när man samlar och artbestämmer biologiskt material. I *Primer* har bland annat diversitetsindex och likhetsindex beräknats. Innan beräkningar gjordes på materialet i *Primer* transformerades alla värden (det vill säga antal insamlade individer). Vi använde oss av fjärde-roten-ur eftersom den passar bättre än log-transformering av fördelningar som är kraftigt skeva åt höger (några få mycket höga värden, många låga värden och många nollor). När det gäller bottenfaunaprover är det vanligt att man ibland får många prov med enstaka individer och enstaka med många individer. För vidare analyser av dessa index har data åter överförts till SAS.

2.4. Likhetsindex

För att få en övergripande bild av hur sammansättningen av högre taxa eller arter skiljer mellan olika förekomster har vi använt *Bray-Curtis similarity index*. Precis som *Simpson's index* ger detta index en högre vikt för vanliga arter/taxa än för sällsynta. Samtliga *Bray-Curtis similarity index* har beräknats på transformerade abundansdata (fjärde-roten-ur av antal insamlade exemplar). *Bray-Curtis similarity index* kan anta värden mellan 0 och 1, där 1 betyder att de två lokalerna som man jämför har exakt samma uppsättning arter och 0 att de inte har några likheter i artuppsättning.

2.5. Forsindex

På basis av prover insamlade i andra vattendrag än Nätraån beräknades ett forsindex för varje art som fanns representerade i proverna från Nätraån och i de referensvatten som provtogs under perioden 2007 och framåt. Likasom för andra beräkningar där andra vatten användes för jämförelser har endast vatten i Västernorrlands län inkluderats. Indexet anger sannolikheten att påträffa en art i rinnande vatten, ett index=1 innebär att arten alltid påträffas i rinnande vatten, ett index=0 att den aldrig påträffas i rinnande vatten (således alltid i sjöar) och ett index=0,5 innebär att arten påträffas lika ofta i rinnande vatten som i sjöar.

Forsindex beräknades endast för arter. För familjer och högre taxonomiska nivåer är det inte fruktbart att göra det eftersom många familjer och ordningar har arter som förekommer både i rinnande vatten och i sjöar. Fjädermygglarver (*Chironomidae*) är ett bra exempel, cirka 60% av de individer som fångats i övervakningsprogrammen har fångats i sjöar, men att därifrån dra slutsatsen att fjädermyggor företrädesvis finns i sjöar är inte helt korrekt. Dels skiljer insamlingsmetoderna en aning mellan sjö och vattendrag och dels är det olika arter av fjädermyggor som återfinns i sjöar och vattendrag. Vilka dessa arter är vet man dock inte eftersom det inte finns artbestämningslitteratur som tillåter en säker artbestämning av larver.



Figur 4. Provlokal "påverkan 1" sommaren 2009. Foto: Tina Hedlund.



Figur 5. Lokal "referens uppströms" sommaren 2009. Foto: Tina Hedlund.

2.6. Översikt av datasetet

I datasetet för Kubaområdet finns 105 arter registrerade och för samtliga provtagna lokaler i länet finns 377 arter registrerade. Det faktiska artantalet är dock större eftersom alla individer inte kan identifieras till art utan endast till släkte eller annan högre taxonomisk grupp – för många

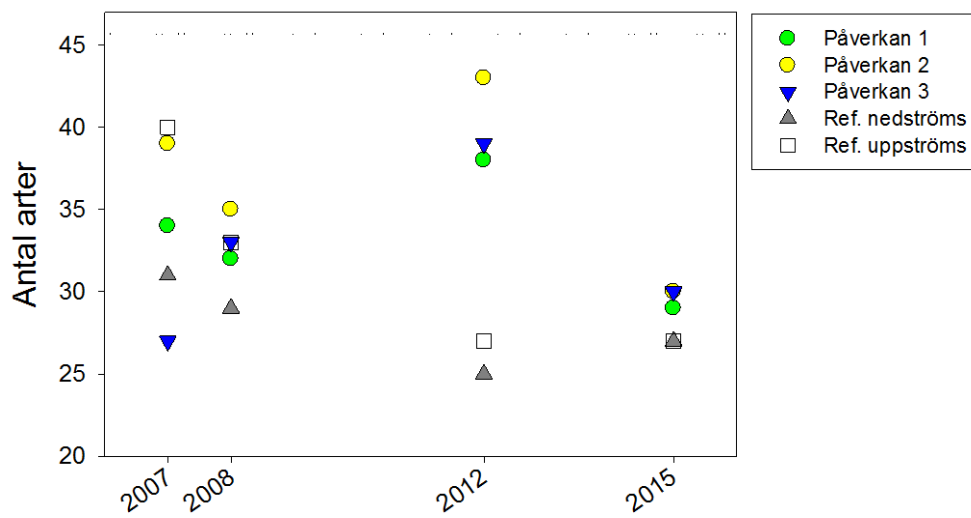
insektsgrupper täcker flesta bestämningsnycklarna endast det adulta stadiet och larverna eller nymferna är inte tillräckligt undersökta för att man ska kunna upprätta bra bestämningsnycklar även för dessa stadier. Man har ofta stort fokus på adulterna eftersom det är där man hittar tydliga skillnader mellan arter (till exempel fortplantningsorganens utseende). Men man får inte glömma bort att larverna är viktiga i ekosystemet; hos många insektsarter (till exempel dag-, natt- och bäcksländor) är det adulta stadiet mycket kort och ägnas till att fortplanta sig (och sprida sig till nya lokaler), larverna däremot tillbringar sin tid med att äta och tillväxa, så det är således larverna som står för den huvudsakliga påverkan i ekosystemet. En dagslända lever som adult 30 minuter till ett par dagar (beroende på art), men har innan dess levt ett eller flera år som larv på vattendragets eller sjöns botten.

När referensvatten anges i texten nedan avses vatten som inte kalkas eftersom Nätraån inte har kalkats. Enda undantaget från detta är framtagandet av forsindex (se ovan) där samtliga provtagna lokaler i länet används i beräkningarna.

3. Resultat

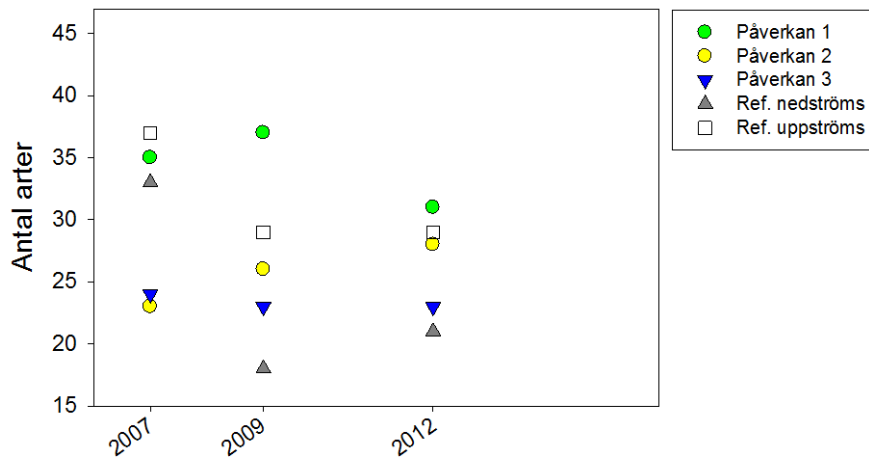
3.1. Analyser baserade på arter

Antalet arter som samlades in var beroende på vilken månad som insamlingarna gjordes ($F_{2,34} = 5,22$; $p=0,0121$). Antalet insamlade arter var färre i juli jämför med maj och juni (ingen skillnad mellan maj och juni; $t=0,623$; $p=0,540$). Därför presenteras antal arter separat för varje insamlingsperiod (vår=maj och juni; sommar=juli).



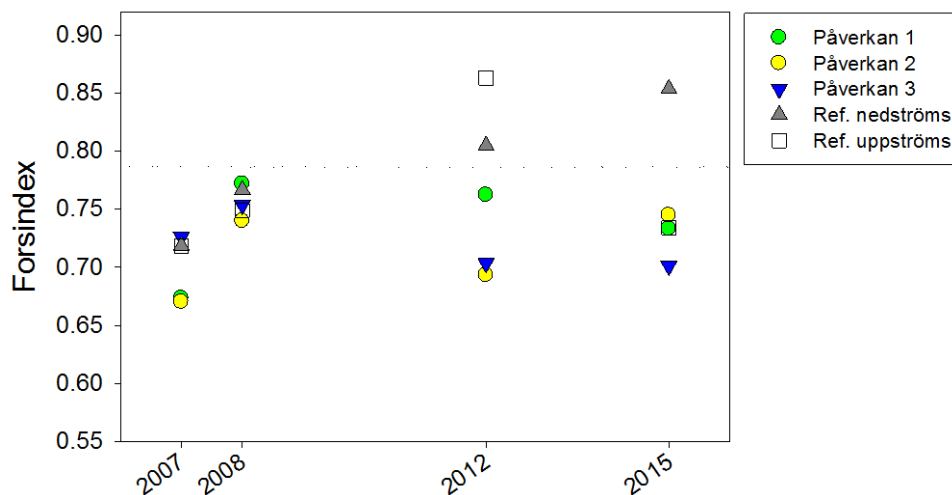
Figur 6. Antal arter insamlade under vårprovtagningarna i Nätraån i påverkansområdet och referens upp- och nedströms, 2007 - 2015. År 2009 utfördes inga provtagningar på våren. Den prickade linjen anger medelvärdet för antal arter i referensvatten i Västernorrlands län, det vill säga vattendrag som inte kalkats. Notera att vid provtagningen 2015 var vattenståndet ovanligt högt.

Antalet arter har varit konstant under våren perioden 2007 - 2012 ($r=-0,099$; $p=0,679$; Figur 7).

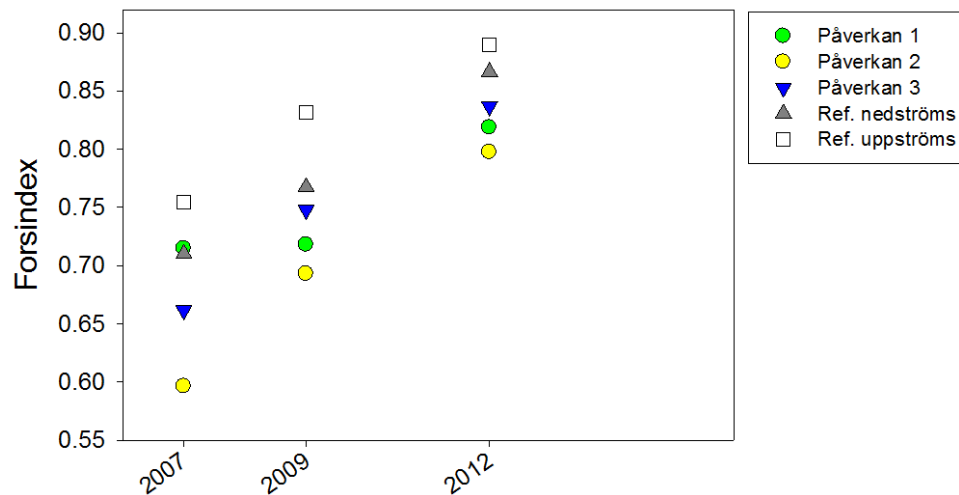


Figur 7. Antal arter insamlade under sommarprovtagningarna i Nätraån i påverkansområdet och referens upp- och nedströms, 2007 - 2012. År 2008 och 2015 utfördes inga provtagningar på sommaren. För sommar kunde inte antal arter i referensvatten beräknas eftersom alltför få vatten provtogs under denna period.

Forsindex i påverkan 1, 2, 3, referens uppströms och nedströms ökade under den undersökta perioden, både på våren ($r=0,422$; $p=0,022$; Figur 8) och sommaren ($r=0,497$; $p=0,028$, Figur 9). För de provtagna lokalerna i Kubaområdet i Nätraån finns det år då forsindex inte skiljer sig signifikant från andra vattendrag i området utan som för referenslokalerna till och med är högre.

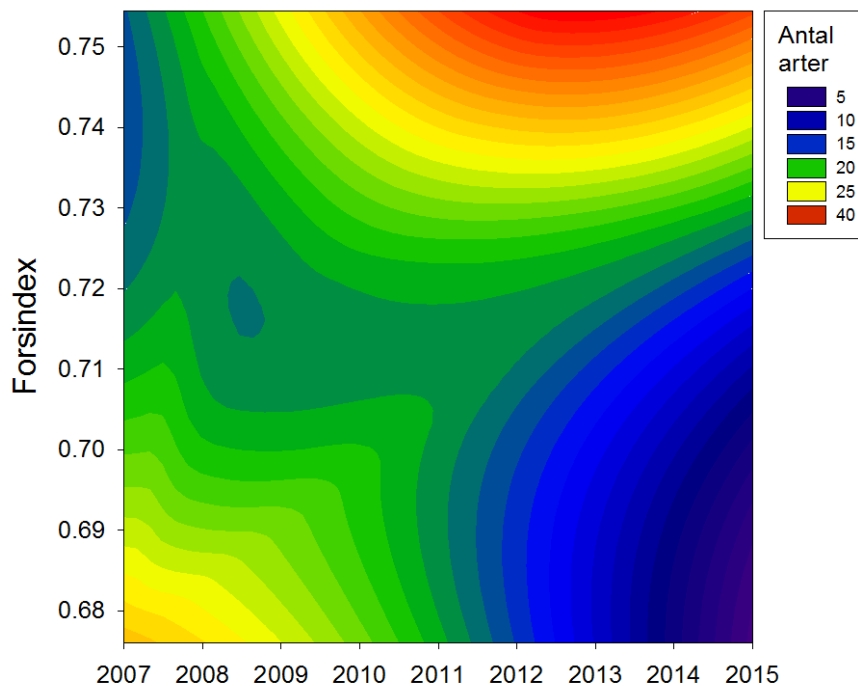


Figur 8. Forsindex för arterna som insamlats vid vårprovtagningarna i Kubaområdet 2007 - 2015. Högt värde för forsindex betyder att arterna oftast påträffas i vattendrag, ett lågt värde att de oftast påträffas i sjöar. Den prickade linjen anger medelvärdet för de arter som insamlats i referensvatten i Västernorrlands län, det vill säga vattendrag som inte kalkats. Notera att 2015 var vattenståndet ovanligt högt.



Figur 9. Forsindex för arterna som insamlats vid sommarprovtagningarna i Kubaområdet 2007 - 2012; år 2008 och 2015 togs inga prover på sommaren. Høgt värde för forsindex betyder att arterna oftast påträffas i vattendrag, ett lågt värde att de oftast påträffas i sjöar. Ett referensvärde kunde inte beräknas eftersom för få referensvatten provtogs på sommaren under den perioden 2007 - 2012.

Om man kombinerar antal arter och forsindex ser man en tendens till att artantalet först minskar efter utrivningen för att sedan öka (Figur 10). Ökningen av antalet arter sker dock inte i en jämn takt, vilket indikerar att det finns fler faktorer som styr artantalet än tiden efter utrivningen. Strax efter utrivningen fanns mestadels arter med lågt forsindex i bottenfaunasamhället. Dessa minskar sedan successivt samtidigt som antalet arter med högre forsindex ökar. Detta illustrerar hur bottenfaunasamhället ställer om sig från att vara anpassat till en stillastående vattenmiljö till rinnande vatten. Detta visar också att utrivningen är en störning och att återgången till ett "normalt" vattendrag inte är omedelbar utan tar tid, vilket inte är oväntat eftersom det rör sig om biologiska system som påverkas av ett flertal faktorer (vattenstånd, temperatur, etcetera)



Figur 10. Denna figur visar hur många arter med olika forsindex som noterats vid provtagningarna (Påverkansområde 1, 2 och 3) efter utrivningen av Kubadammen.

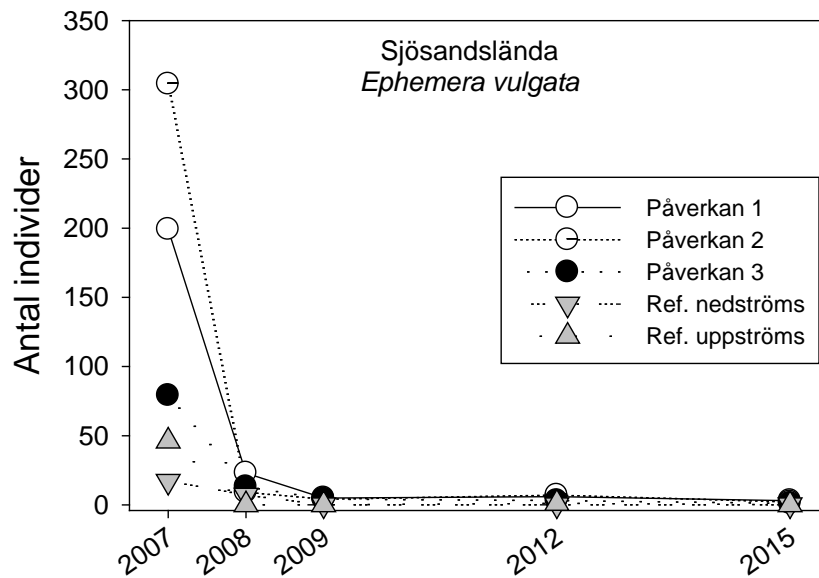
I Tabell 1 listas de tio vanligaste arterna i Nätraån vid Kuba. Om man tittar på några av dessa arter ser man hur deras abundans har förändrats sedan utrivningen och att vissa arter försvinner nästan omedelbart. Ett bra exempel är dagsländan Sjösandslända (*Ephemera vulgata*; Figur 12 & 13). En närbesläktad art, Åsandslända (*Ephemera danica*; Fig 15 & 16) och som huvudsakligen lever i rinnande vatten återfinns initialt i låga numerär, men ökar sedan. Andra arter som lever huvudsakligen i sjöar "klamrar" sig kvar lite längre innan de försvinner, som till exempel bäckbaggen *Oulimnius tuberculatus* (Figur 17 & 18). Denna art till och med ökar markant i en lokal, men är 2015 nästan helt borta i samtliga lokaler. De typiska forsarterna tycks vandra in på lokalerna, men i ett ryckigt mönster. Ljus sporrslända (*Centroptilum luteolum*) är vanlig vissa år, men saknas nästan helt andra år (Figur 19 & 20), likadant är det med nattslända *Rhyacophila nubila* (Figur 21 & 22) och dagsländan *Heptagenia dalecarlica* (Figur 24 & 25).



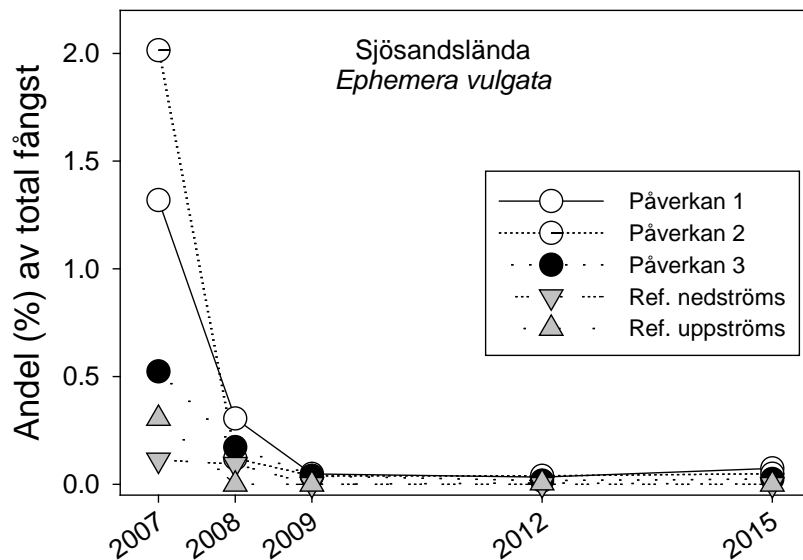
Figur 11. Forsdagsslända (*Heptagenia*) i plastvanna. Foto: Håkan Söderberg.

Tabell 1. De tio vanligaste arter i Nätraån på de fem stationerna vid före detta Kubadammen. Insamlingen gjordes 2007, 2008, 2009, 2012 och 2015. Procentangivelsen baseras enbart på de individer som bestämdes till art. Namn inom hak-parentes anger endast gruppnamn, inte svenskt artnamn.

Ordning	De tio vanligaste arterna på Kuba-stationerna 2007-2015	% av fångst	Fors - inde x	Rangordning i referensvattnen	
1	Dagsländor Ephemeroptera	Ljus sporrslända <i>Centroptilum luteolum</i>	3,29	0,88 2	21
2	Skalbaggar Coleoptera	[Bäckbaggar] <i>Elmis aenea</i>	3,29	0,98 8	6
3	Dagsländor Ephemeroptera	[Forsdagsländor] <i>Heptagenia dalecarlica</i>	3,19	0,99 9	37
4	Dagsländor Ephemeroptera	Större ådagslända <i>Baëtis rhodani</i>	2,91	0,99 4	5
5	Nattsländor Trichoptera	Större kantrörsnattslända <i>Lepidostoma hirtum</i>	2,72	0,82 5	2
6	Skalbaggar Coleoptera	[Bäckbaggar] <i>Oulimnius tuberculatus</i>	2,72	0,25 6	44
7	Dagsländor Ephemeroptera	Åsandslända <i>Ephemera danica</i>	2,63	0,96 2	17
8	Nattsländor Trichoptera	Allmän knottätare <i>Rhyacophila nubila</i>	2,63	0,99 6	1
9	Nattsländor Trichoptera	[Fångstnätnattsländor] <i>Polycentropus irroratus</i>	2,44	0,64 7	34
10	Dagsländor Ephemeroptera	Sjösandslända <i>Ephemera vulgata</i>	2,35	0,23 7	17



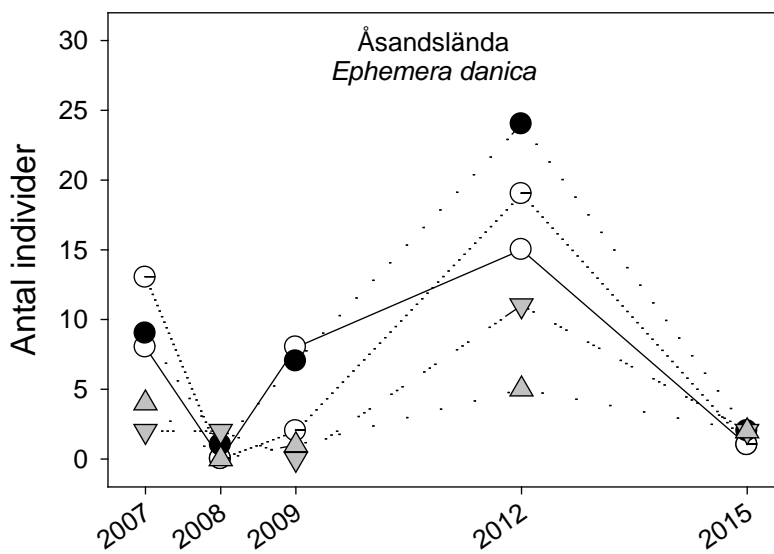
Figur 12. Denna figur visar antalet individer av dagsländan Sjösandslända (*Ephemera vulgata*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,237, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i sjöar.



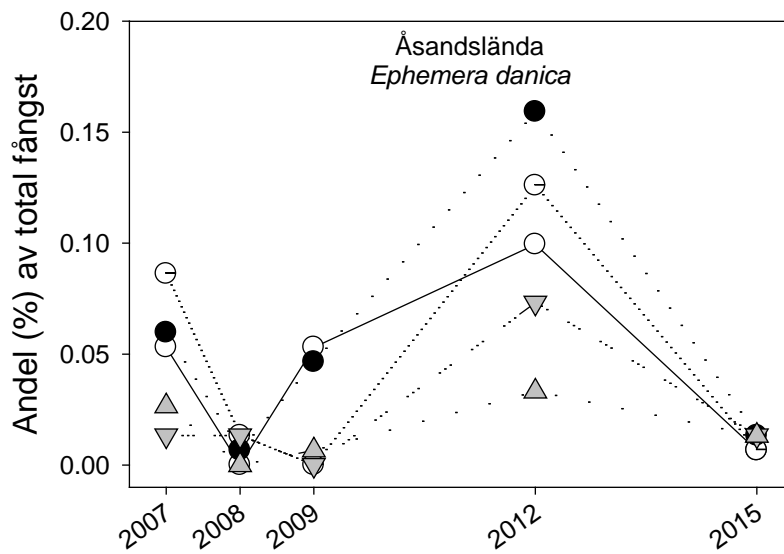
Figur 13. Denna figur visar andelen (procent av total fångst per år) av dagsländan Sjösandslända (*Ephemera vulgata*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,237, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i sjöar.



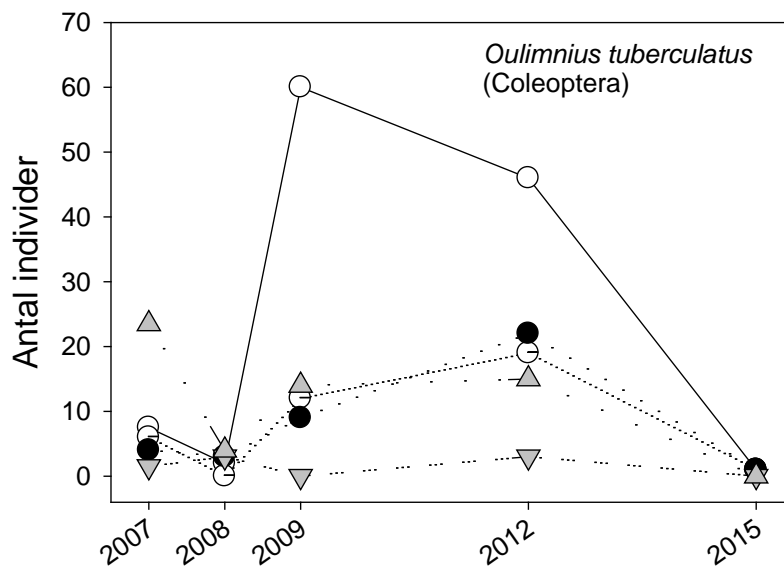
Figur 14. Dagsländan Åsandslända (*Ephemera danica*) i plastvanna. Foto: Håkan Söderberg.



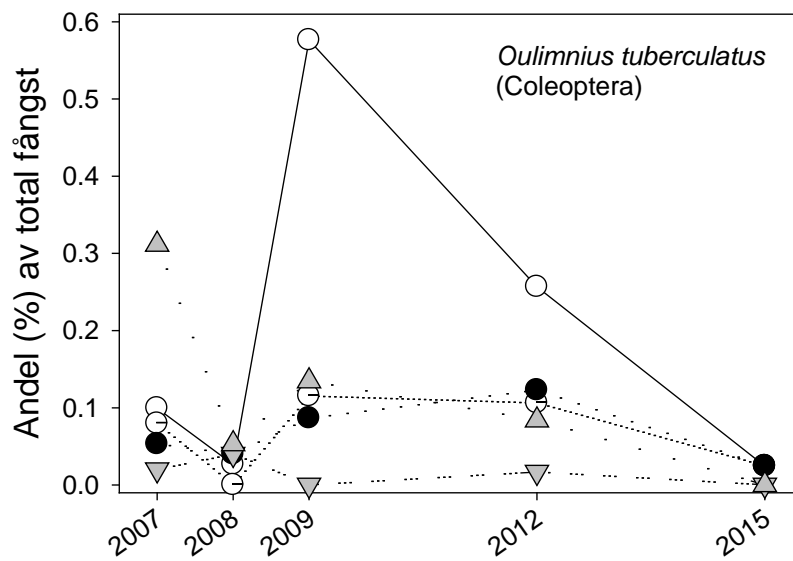
Figur 15. Denna figur visar antalet individer av dagsländan Åsandslända (*Ephemera danica*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,962 vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i vattendrag. Symboler som i Figur 12.



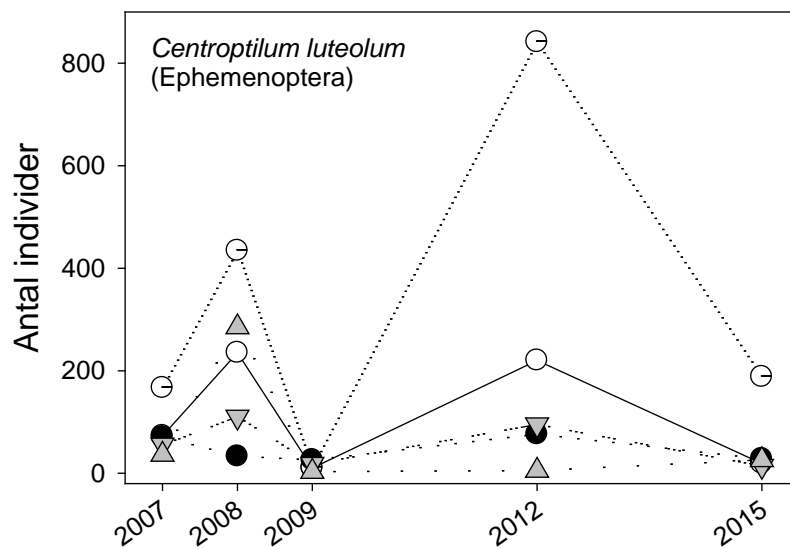
Figur 16. Denna figur visar andelen (procent av total fångst per år) av dagsländan Åsandslända (*Ephemera danica*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex=0,962 vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i vattendrag. Symboler som i Figur 13.



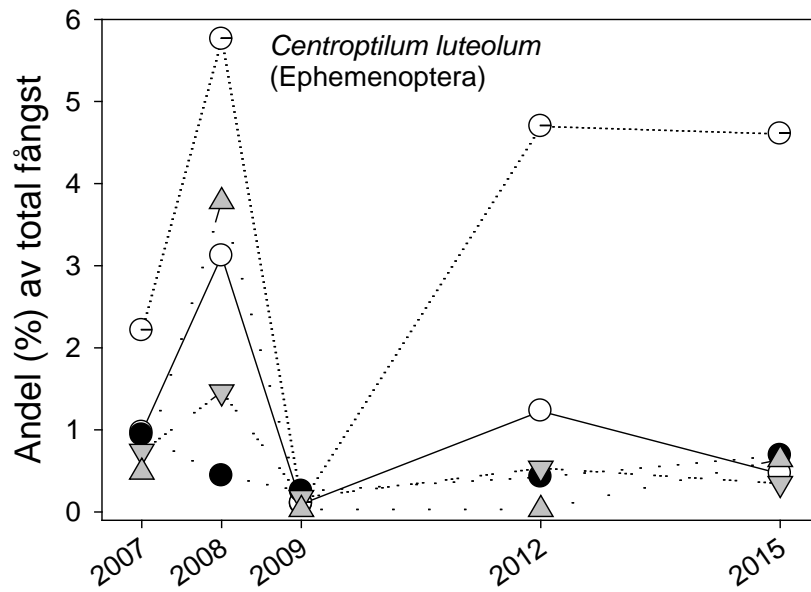
Figur 17. Denna figur visar antalet individer av skalbaggen *Oulimnius tuberculatus* (som tillhör gruppen bäckbaggar) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,257, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i sjöar. Symboler som i Figur 12.



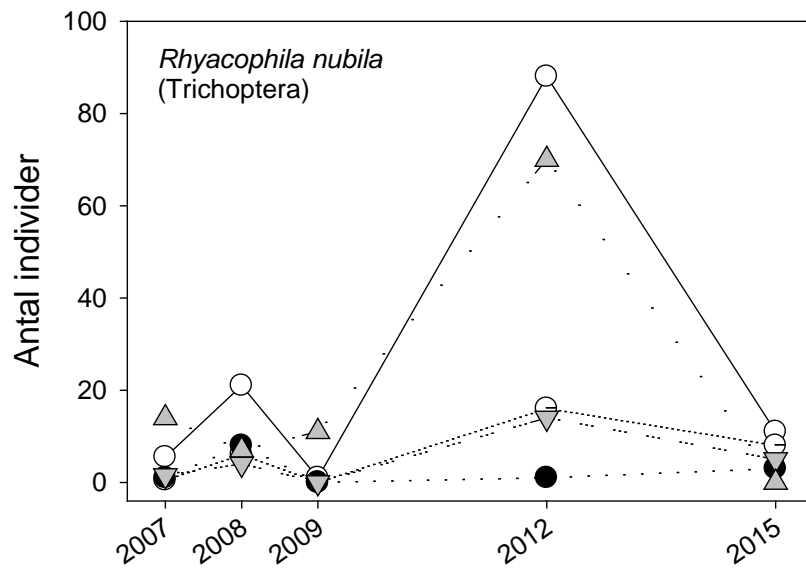
Figur 18. Denna figur visar andel (procent av total fångst per år) av skalbaggen *Oulimnius tuberculatus* (som tillhör gruppen bäckbaggar) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,257, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i sjöar. Symboler som i Figur 13.



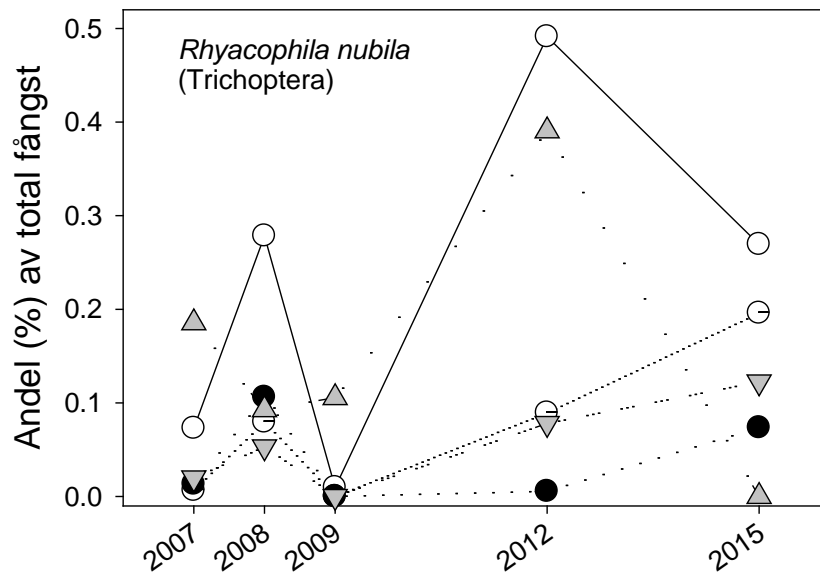
Figur 19. Denna figur visar antalet individer av dagsländan Ljus sporrslända (*Centropitulum luteolum*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,882, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i rinnande vatten. Symboler som i Figur 12.



Figur 20. Denna figur visar andel (procent av total fångst per år) av dagsländan Ljus sporrslända (*Centroptilum luteolum*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,882, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i rinnande vatten. Symboler som i Figur 13.



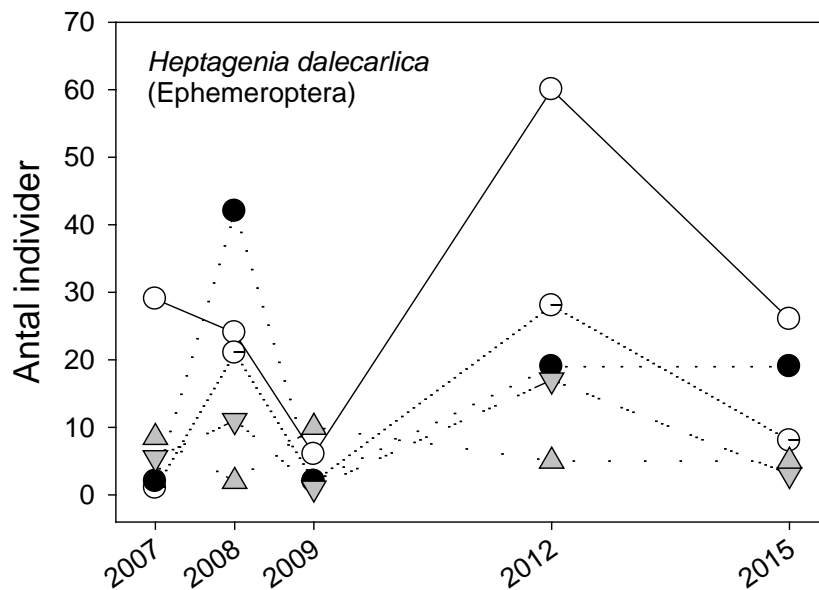
Figur 21. Denna figur visar antalet individer av nattsländan Allmän knottätare (*Rhyacophila nubila*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,996, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i rinnande vatten. Symboler som i Figur 12.



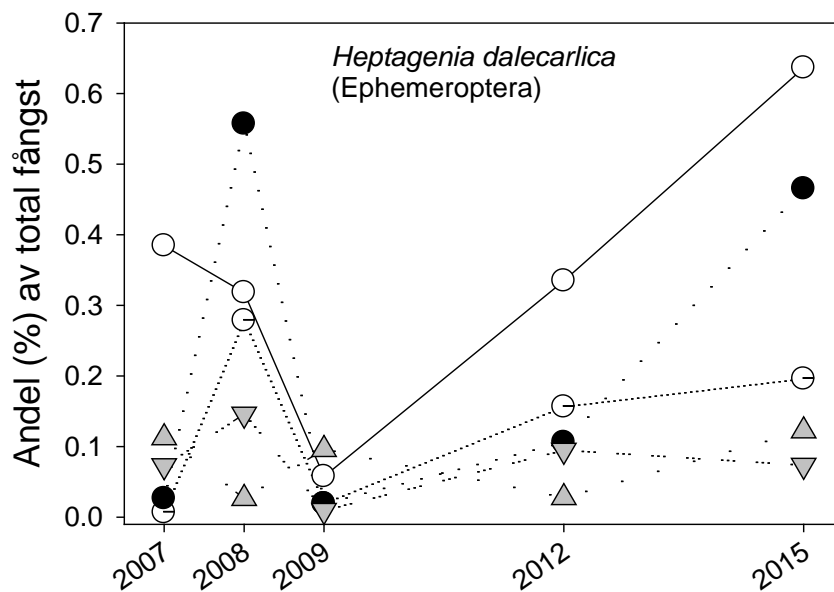
Figur 22. Denna figur visar andel (procent av total fångst per år) av nattsländan Allmän knottätare (*Rhyacophila nubila*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,996, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i rinnande vatten. Symboler som i Figur 13.



Figur 23. Nattsländan Allmän knottätare (*Rhyacophila nubila*) i plastvanna. Foto: Håkan Söderberg.



Figur 24. Denna figur visar antalet individer av dagsländan *Heptagenia dalecarlica* (tillhörande gruppen forsdagsländor) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,999, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i rinnande vatten. Symboler som i Figur 12.



Figur 25. Denna figur visar antalet individer av dagsländan *Heptagenia dalecarlica* (tillhörande gruppen forsdagsländor) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna art har ett forsindex= 0,999, vilket innebär att den huvudsakligen återfinns i rinnande vatten. Symboler som i Fig 13.

Om man tittar på artsammansättningen så har det inte skett någon signifikant förändring mellan tidsperioderna i referensvattnen (varken i sjöar eller i vattendrag; se Tabell 2). Däremot har artsammansättningen i Kubalokalerna förändrats mellan tidsperioderna. Som man också kan se i

Tabell 2 så skiljer sig Kubalokalerna signifikant både från referenssjöar och från referensvattendrag. En förenkling av Tabell 2 återfinns i Tabell 3.

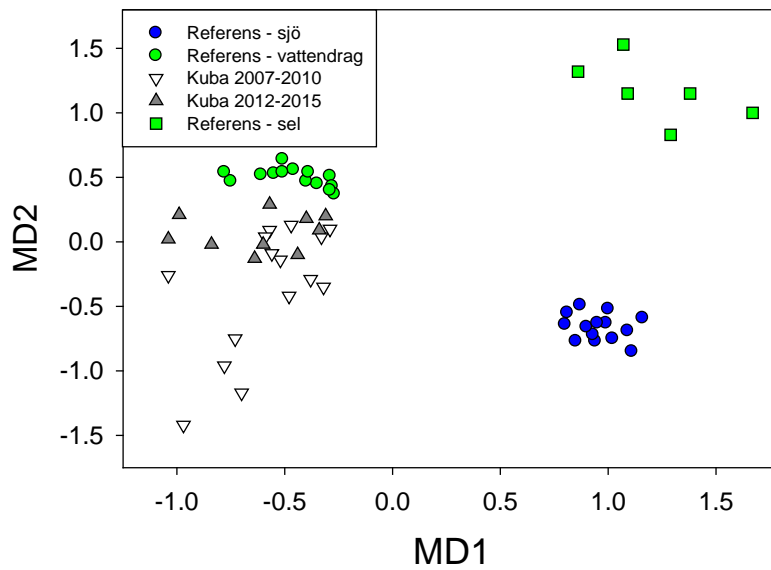
MSD (*multidimensional scaling*) visar att artsammansättningen i Kubaområdet under den första tidsperioden efter utrivningen (2007 - 2009) var mer lik referensvattendragen än referenssjöarna (Figur 26) och att artsammansättningen under den senare perioden (2012 och 2015) hade närmast sig referensvattendragen ytterligare.

Tabell 2. Skillnader artsammansättning mellan Kubalokalerna och referensvatten (sjöar och vattendrag). Beräkningarna är baserade på Bray-Curtis similarities. De översta värdena i varje cell anger likhetsindex (%) och det nedre värdet signifikansen för den parvisa jämförelsen. De grå cellerna anger i vilken utsträckning de olika miljöerna är lika sig själva och de gula anger skillnader mellan perioder för respektive miljö. Notera att Kuba skiljer mellan perioderna trots att de har ett värde som är högre än för motsvarande värde för referensvattendrag. Det beror på att det finns en spridning kring värdena, spridningen kring värdena för före detta Kubadammen är lägre.

	Sjö-ref 2007- 2010	Sjö-ref 2011- 2015	Vattendr-ref 2007-2010	Vattendr-ref 2011-2015	Kuba 2007- 2009	Kuba 2012- 2015
Sjö-ref 2007-2010	61,04					
Sjö-ref 2011-2015	62,19 (0,235)	64,91				
Vattendr-ref 2007-2010	16,65 (0,001)	18,44 (0,001)	42,46			
Vattendr-ref 2011-2015	17,65 (0,001)	19,11 (0,001)	42,62 (0,568)	40,00		
Kuba 2007-2009	20,65 (0,001)	21,70 (0,001)	27,56 (0,001)	26,42 (0,001)	44,24	
Kuba 2012-2015	18,78 (0,001)	20,28 (0,01)	32,86 (0,001)	31,48 (0,001)	44,08 (0,01)	55,99

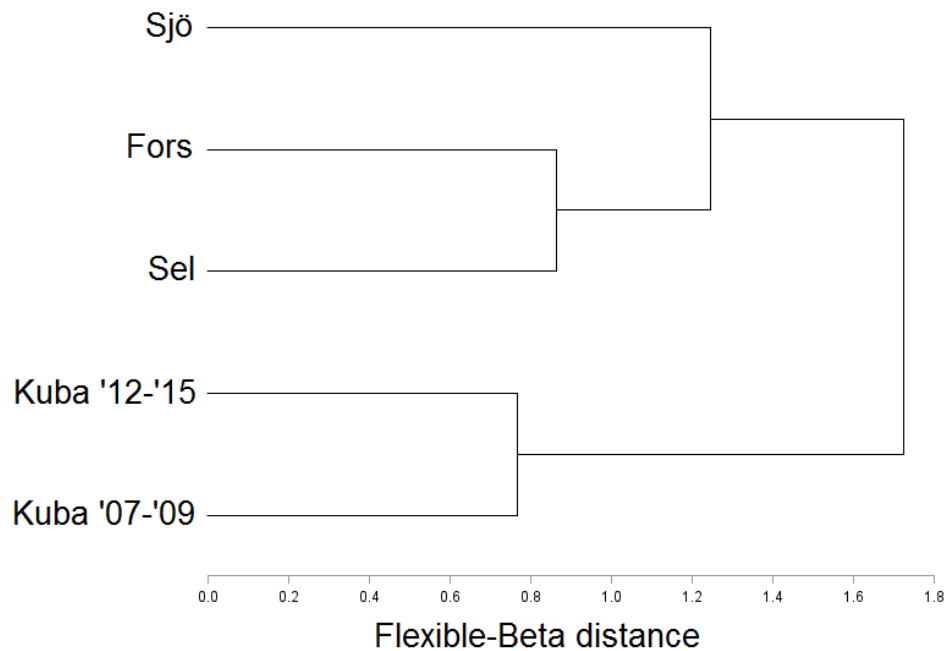
Tabell 3. Denna tabell är en förenkling av Tabell 2. Jämförelser mellan tidsperioderna i referensvattnen har tagits bort (perioderna har slagits ihop), eftersom det inte var någon skillnad mellan dem. Beräkningarna är baserade på Bray-Curtis similarities. De översta värdena i varje cell anges likhetsindex (%) och det nedre värdet signifikansen för den parvisa jämförelsen. De grå cellerna anger i vilken utsträckning de olika miljöerna är lika sig själva.

	Sjö - ref	Vattendrag - ref	Sel - ref	Kuba 2007 - 2009	Kuba 2012 - 2015
Sjö - ref	62,29				
Vattendrag - ref	18,64 (0,001)	65,18			
Sel - ref	15,84 (0,001)	15,85 (0,001)	48,77		
Kuba 2007-2009	21,10 (0,001)	34,21 (0,001)	10,33 (0,001)	44,24	
Kuba 2012-2015	19,43 (0,001)	40,59 (0,001)	12,74 (0,002)	44,08 (0,003)	55,99



Figur 26. MSD (multidimensional scaling) i två dimensioner för artsammansättningen i Kubaområdet, referensvattendrag och referenssjöar. Kubaobservationerna är uppdelade efter tidsperioder, vilket inte gjordes för referensvattnet eftersom det inte var någon skillnad mellan tidsperioderna för dessa (se Tabell 3). Punkterna uppe i högra hörnet (referensvattendrag) är lokaler som bedömts vara "sel" eller "fors/sel". Dessa miljöer har således en säregen artsammansättning, väl skild från andra miljöer.

Ytterligare ett sätt att jämföra de olika miljöerna är att använda en vanlig klustringmetod och se hur de olika miljöerna grupperar sig. I Figur 27 kan man se att Kubastationerna i stort skiljer sig från de andra miljöerna. Det är en skillnad mellan den tidiga perioden (2007 - 2009) och den senare perioden (2012 - 2015).



Figur 27. Ett "träd" som visar hur de olika miljöerna liknar varandra/skiljer sig åt, baserat på artsammansättningen av bottenjur. Ju längre till vänster förgreningen är, desto mer lika är miljöerna. Som man kan se har Kubastationerna fortfarande en speciell artsammansättning, som väl skiljer sig från referensvattnen i Västernorrlands län.

3.2. Analyser baserade på familj eller annan högre taxonomisk grupp

I Tabell 4 listas de tio vanligaste artgrupperna (familj eller annan högre taxonomisk grupp). Värt att notera är att (1) de tre vanligaste (i antal räknat) är de samma i Kubaområdet och i okalkade referensvattnen i Västernorrlands län; (2) fem av grupperna (Chironomidae, Simuliidae, Pisidiidae, Ceratopogonidae och Hydroptilidae) sällan kan bestämmas till art i insamlingar av bottenfauna i sjöar och vattendrag. Det saknas helt enkelt kunskap och litteratur om dessa djurgrupper; men tillsammans utgör dessa fem grupper mer än 50% av de individer som samlats in.

Tabell 4. De tio vanligaste artgrupperna i Nätraån på de fem stationerna vid före detta Kubadammen. Insamlingen gjordes 2007, 2008, 2009, 2012 och 2015.

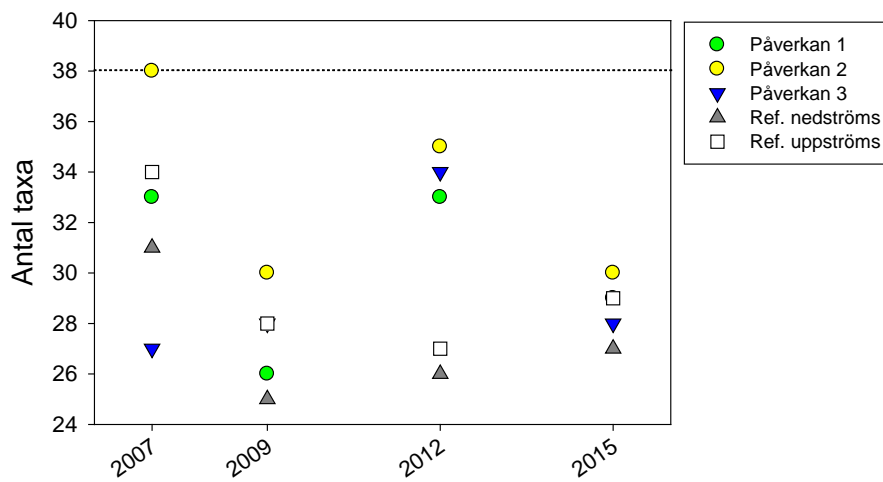
	Familj eller annan högre taxa	Svenskt namn	% av fångst	Rangordning i referensvattnen
1	Chironomidae	Fjädermyggor	21,84	1
2	Simuliidae	Knott	18,22	2
3	Baetidae	Ådagsländor	13,88	3
4	Pisidiidae	Ärtmusslor	6,70	10
5	Oligochaeta	Daggmaskar	6,66	7
6	Nemouridae	Kryssbäcksländor	6,01	6
7	Ephemeraidae	Sanddagsländor	3,34	14
8	Ceratopogonidae	Svidknott	2,75	13
9	Leptophlebiidae	Starrdagsländor	2,55	5
10	Hydroptilidae	Smånattsländor	2,18	39

När det gäller antal taxa som samlats in på våren ser man i Figur 29 att precis efter utrivningen fanns det färre taxa än i referensvattnen. Efter utrivningen minskade antalet för att sedan öka. Sommarprovtagningarna (Figur 30) uppvisar ett annat mönster; antalet taxa uppvisar stor variation mellan de olika lokalerna, vilket kan bero på att lokalerna påverkas olika av det lägre vattenståndet under sommaren. Det låga antalet som noterades 2008, 2009 och 2015 kan bero på att prov endast togs under en tidsperiod (vår eller sommar) eller att högt vattenstånd omöjliggör att prov kan tas med sedvanlig precision (jämför med Figur 30). Om få individer samlas in ökar sannolikheten att ovanliga artgrupper inte är representerade i fångsten. Detta belyser att variationerna mellan år är betydelsefulla för uttolkningen av resultaten.

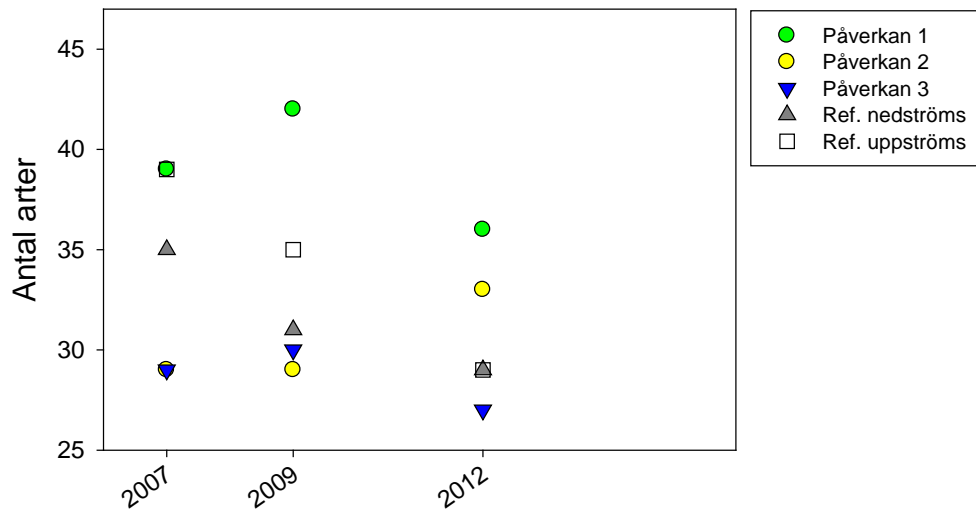
Eftersom de flesta artgrupper har representanter som återfinns både i sjöar och i rinnande vatten är det inte lika givande att titta på enskilda artgrupper. Knott (*Simuliidae*) utgör dock ett undantag och som man ser i Figur 32 & 33 fanns och finns knott huvudsakligen på referensstationen uppström. Ökningen av knott i påverkansområdena är liten.



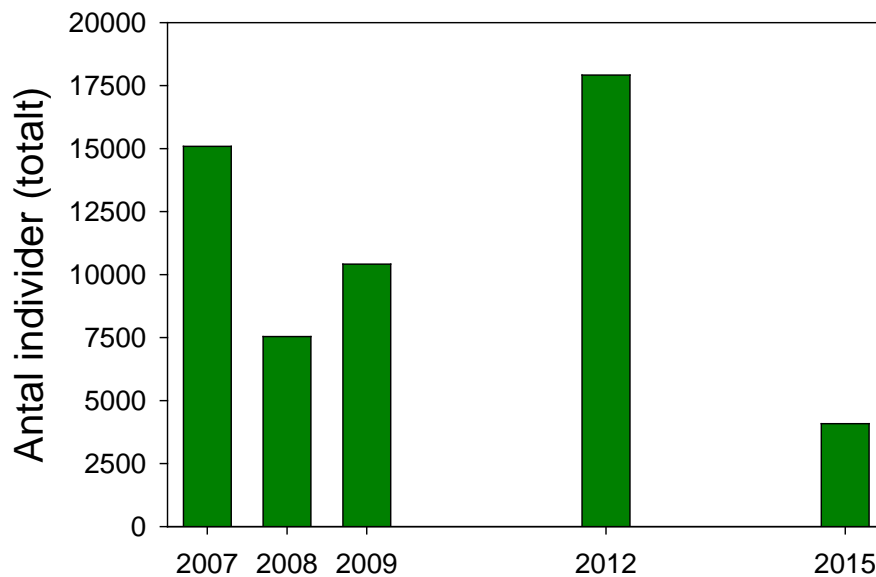
Figur 28. Knottlarver (*Simuliidae*). Foto: Håkan Söderberg.



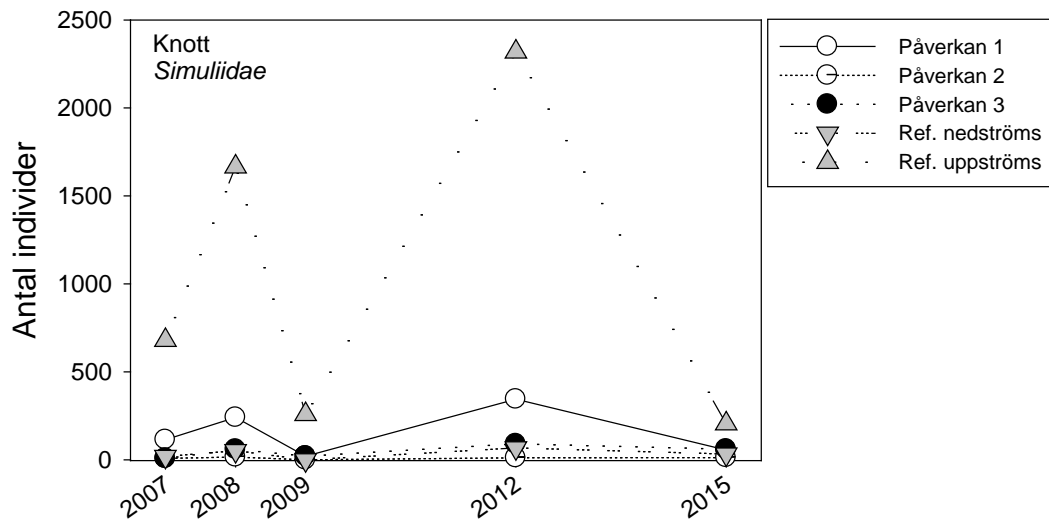
Figur 29. Antal artgrupper (familj eller annan högre taxonomisk grupp) insamlade på våren i Nätraån i påverkansområdet och referens upp- och nedströms, 2007 - 2015; våren 2008 togs inga prover. Den prickade linjen anger medelvärdet för antal artgrupper i referensvatten i Västernorrlands län, det vill säga vattendrag som inte kalkats. Notera att vid provtagningen 2015 var vattenståndet ovanligt högt.



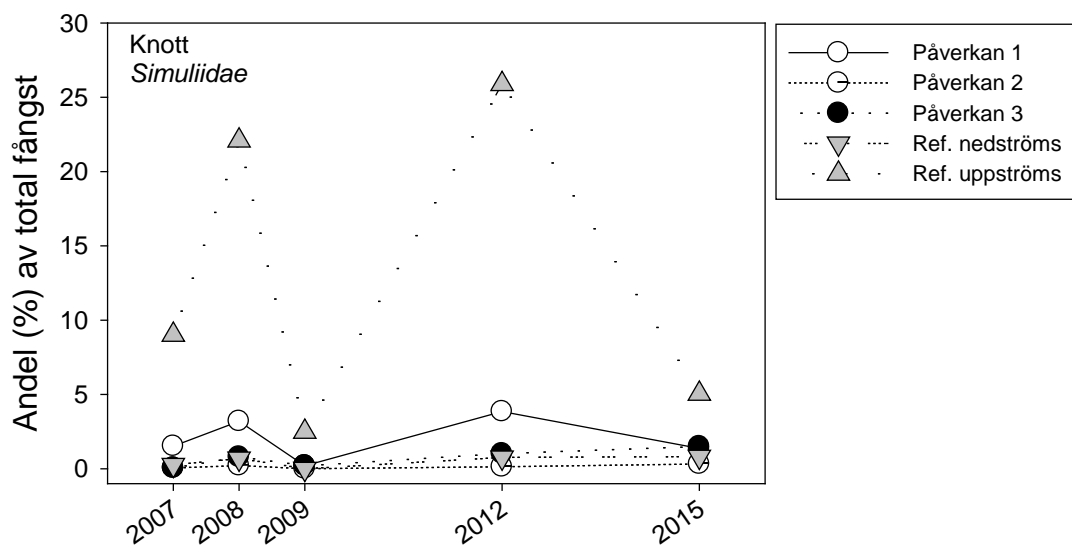
Figur 30. Antal artgrupper (familj eller annan högre taxonomisk grupp) insamlade under sommaren i Nätraån i påverkansområdet och referens upp- och nedströms, 2007 - 2012; sommaren 2008 och 2015 togs inga prover. Inget värde för referensvattnen kunde beräknas eftersom alltför få provtagningar gjordes i dessa vatten under denna period.



Figur 31. Totalt antal insamlade individer i Kubaområdet (påverkansområde 1, 2 och 3, samt referens upp- och nedströms). Antalet individer som samlades in var lägre 2008 (endast vårprovtagning), 2009 (endast sommarprovtagning) och 2015 (endast vårprovtagning och ovanligt högt vattenstånd).



Figur 32. Denna figur visar antalet individer av knott (*Simuliidae*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna artgrupp återfinns huvudsakligen i rinnande vatten. De låga värdena för 2009 förklaras av att insamling då endast gjordes på sommaren (knotten hade kläckt), och för 2015 av det ovanligt höga vattenståndet.



Figur 33. Denna figur visar andelen (procent av total fångst per år) av knott (*Simuliidae*) som insamlats på de fem insamlingsstationerna vid Kuba efter Kubadammens utrivning. Denna artgrupp återfinns huvudsakligen i rinnande vatten. De låga värdena för 2009 förklaras av att insamling då endast gjordes på sommaren (knotten hade kläckt), och för 2015 av det ovanligt höga vattenståndet.

Om man tittar på sammansättningen av artgrupper så har det inte skett någon signifikant förändring mellan tidsperioderna i referensvattnen (varken i sjöar eller i vattendrag; se Tabell 5). Däremot har artsammansättningen i Kubalokalerna förändrats mellan tidsperioderna. Som man också kan se i Tabell 5 så skiljer sig Kubalokalerna signifikant både från referenssjöar och från referensvattendrag. En förenkling av Tabell 5 återfinns i Tabell 6.

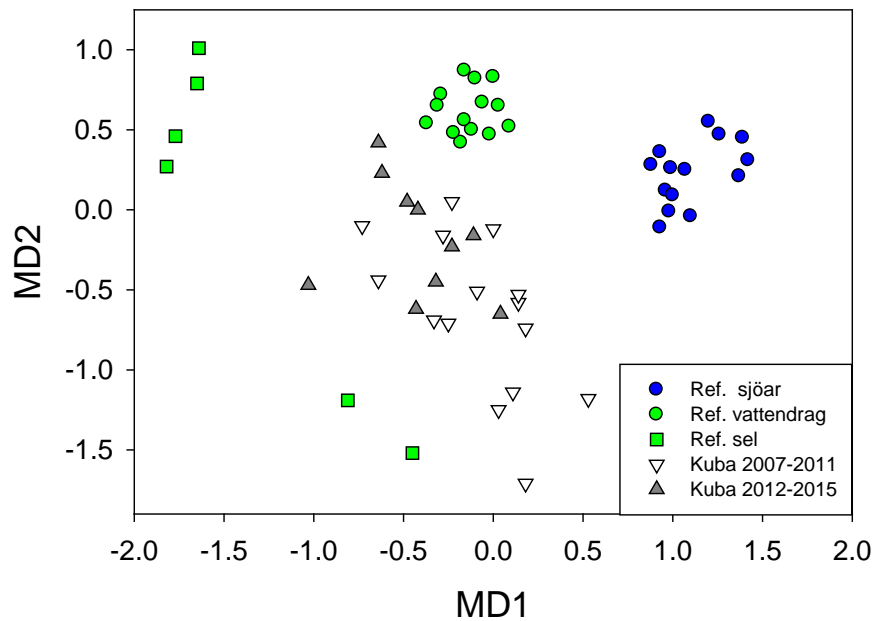
MSD (*multidimensional scaling*) visar att sammansättningen i Kuba-området under den första tidsperioden efter utrivningen (2007 - 2009) var mer lik referensvattendragen än referenssjöarna (Figur 33) och att artsammansättningen under den senare perioden (2012 och 2015) hade närmast sig referensvattendragen ytterligare

Tabell 5. Skillnader i sammansättningen av artgrupper mellan Kuba-lokalerna och referensvatten (sjöar och vattendrag). Beräkningarna är baserade på Bray-Curtis similarities. De översta värdena i varje cell anges likhetsindex (%) och det nedre värdet signifikansen för den parvisa jämförelsen. De grå cellerna anger i vilken utsträckning de olika miljöerna är lika sig själva och de gula anger skillnader mellan perioder för respektive miljö. Notera att Kuba skiljer mellan perioderna.

	Sjö-ref 2007- 2010	Sjö-ref 2011- 2015	Vattendr-ref 2007-2010	Vattendr-ref 2011-2015	Kuba 2007- 2009	Kuba 2012- 2015
Sjö-ref 2007-2010	73,88					
Sjö-ref 2011-2015	72,56 (0,151)	73,12				
Vattendr-ref 2007-2010	46,40 (0,001)	47,91 (0,001)	57,46			
Vattendr-ref 2011-2015	44,86 (0,001)	46,38 (0,001)	58,62 (0,479)	59,29		
Kuba 2007-2009	45,97 (0,001)	47,57 (0,001)	50,07 (0,001)	48,77 (0,001)	61,32	
Kuba 2012-2015	45,60 (0,001)	47,93 (0,001)	53,54 (0,001)	53,14 (0,001)	59,10 (0,005)	65,22

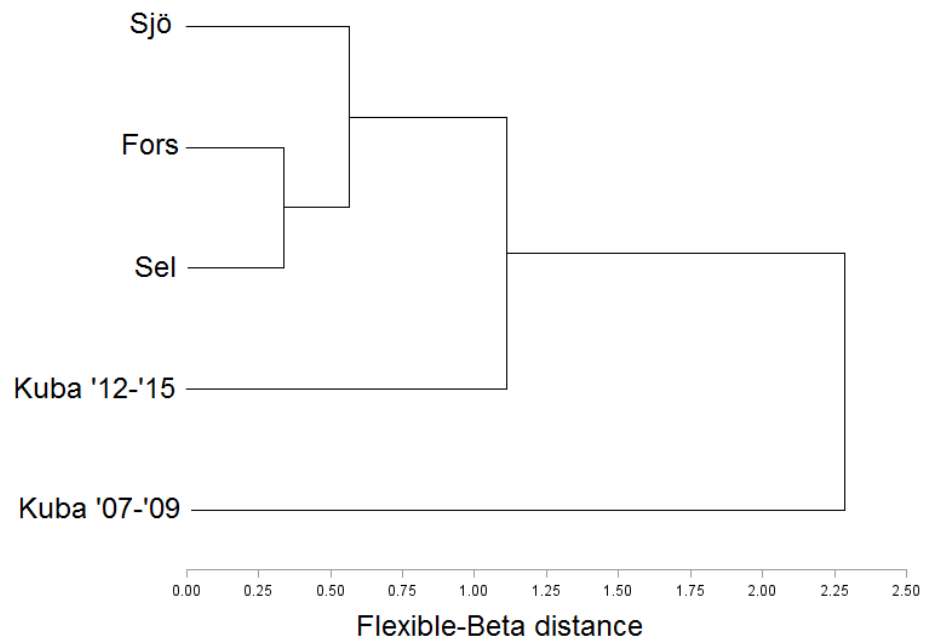
Tabell 6. Denna tabell är en förenkling av Tabell 5. Jämförelser mellan tidsperioderna i referensvattnen har tagits bort (perioderna har slagits ihop), eftersom det inte var någon skillnad mellan dem. Beräkningarna är baserade på Bray-Curtis similarities. De översta värdena i varje cell anges likhetsindex (%) och det nedre värdet signifikansen för den parvisa jämförelsen. De grå cellerna anger i vilken utsträckning de olika miljöerna är lika sig själva.

	Sjö -ref	Vattendrag - ref	Sel - ref	Kuba 2007 - 2009	Kuba 2012 - 2015
Sjö ref	73,04				
Vattendrag ref	49,22 (0,001)	71,73			
Sel - ref	39,69 (0,001)	42,96 (0,001)	61,16		
Kuba 2007-2009	46,66 (0,001)	52,42 (0,001)	42,63 (0,001)	61,32	
Kuba 2012-2015	46,60 (0,001)	56,95 (0,001)	44,98 (0,001)	59,06 (0,003)	65,22



Figur 34. MSD (multidimensional scaling) i två dimensioner för sammansättningen av artgrupper i Kubaområdet, referensvattendrag och referenssjöar. Kubaobservationerna är uppdelade efter tidsperioder, vilket inte gjordes för referensvattnet eftersom det inte var någon skillnad mellan tidsperioderna för dessa (se Tabell 3). Punkterna som ligger som en "båge" i vänsterkant i figuren är referenslokaler som bedömts vara "sel" eller "fors/sel". Dessa miljöer har således en säregen sammansättning av artgrupper, väl skild från andra miljöer.

Precis som för analysen baserad på arter kan man jämföra de olika miljöerna genom att använda en vanlig klustringmetod och se hur de olika miljöerna grupperar sig. I Figur 33 kan man se att Kubastationerna i stort skiljer sig från de andra miljöerna. Det är en skillnad mellan den tidiga perioden (2007 - 2009) och den senare perioden (2012 - 2015). Dock klustrar perioden 2012 - 2015 närmare de övriga lokalerna än perioden 2007 - 2009. Förändring i sammansättningen av artgrupper är således tydligare i denna analys än vad som var fallet för analysen baserad på arter (Figur 26).



Figur 35. Ett "träd" som visar hur de olika miljöerna liknar varandra/skiljer sig åt, baserat på sammansättningen av artgrupper av bottendjur. Ju längre till vänster förgreningen är, desto mer lika är miljöerna. Som man kan se hade Kubastationerna 2007 - 2009 en speciell artsammansättning, som väl skiljde sig från referensvattnen i Västernorrlands län. Sammansättningen av artgrupper under perioden 2012 - 2015 ligger närmare referensvattnen, men har fortfarande en egenartad fauna.

4. Diskussion

Uppföljningen av utrivningen av Kubadammen i Nätraån visar att artsammansättningen förändras ganska snabbt efter en utrivning av en damm, sjöarter försvinner och forsarterna blir kvar, även om inte alla arter uppvisar samma tydliga respons som sjösandsländan (*Ephemera vulgata*; Figur 12 och 13). Dock verkar det ta lång tid innan antalet arter blir som i andra, mer opåverkade, vattendrag. Med andra ord: försvinnandet/minskningen av sjöarter går ganska fort, men invandringen av forsarter tar lång tid och sker ryckvis. Ännu åtta år efter utrivningen är artantalet ca 75 % av vad man kan förvänta sig. Det ser bättre ut vad gäller sammansättningen av artgrupper, men sammantaget av alla analyser kan man dra slutsatsen att påverkansområdena i Kubaområdet fortfarande inte har återgått till ett naturligt läge.

Det faktum att det tar lång tid för ett stort ekosystem i ett vatten att återhämta sig är inte förvånande. Det finns flera liknande fall rapporterade. De mest drastiska exemplen rör hur fisk påverkar zooplanktonsamhället i sjöar som från början varit fiskfria, men där fisk planterats in. I flera, ursprungligen fiskfria, sjöar i Mount Rainer National Park, Washington, USA utplanterades olika laxfiskar, mestadels under 1930 och- 40-talen (strupsnittöring, *O. clarki*; regnbåge, *O. mykiss*; och bäcköring, *Salvelinus fontinalis*) (Drake & Naiman 2000). Under senare delen av 1960-talet påbörjade man olika försök att återställa sjöarna till det ursprungliga. Enligt prover från bottensedimentproppar hade zooplanktonfaunan varit densamma i minst 300 år innan fisk sattes ut i sjöarna. Efter att fisken sattes ut kunde man påvisa en drastisk förändring i zooplanktonfaunan. I sjöar där man utrotat fisken har zooplanktonfaunan börjat återgå till det ursprungliga läget, men ännu efter 30 år har man inte nått de nivåer och den artsammansättning som fanns innan fiskutsättningarna. Andra liknande studier visar att det tar i genomsnitt 19 år för en sjö att återhämta sig efter det att fisken utrotats (Donald med flera 2001). En viktig faktor till att återhämtningshastigheten är så pass långsam i de citerade exemplen är att dessa sjöar finns på hög höjd och/eller långt norrut. Eftersom säsongen är kort och primärproduktionen är låg i dessa sjöar kommer återhämtningen att bli långsam. En liknande gradient noterades i Gullmarsfjorden där man 1997 noterade att syrerikt vatten från Atlanten inte tillfördes som det brukar ske under våren. Detta slog hårt mot bottenfaunan i fjorden. År 1998 kom syresatt vatten in i fjorden och under två år följde man utvecklingen och återhämtningen gick långsammare på djupt vatten jämfört med grundare områden (Rosenberg med flera 2002). Även i tropiska områden kan det ta lång tid. I försök att återplantera mangrove-skogar visade det sig att efter 12 år var artsammansättningen ungefär vad man kunde förvänta sig, men produktiviteten i de återställda skogarna var inte i nivå med mer opåverkade referensområden (Pagliosa med flera 2016) och i restaurerade skogsområden var leddjursfaunan inte helt återställd efter åtta år (Cole med flera 2016). I vissa fall kan återhämtningen gå fort. I en studie från New England, USA, av en havsvik som under drygt hundra år haft begränsat utbyte med den närliggande havsmiljön, återställdes år 2002 vattenutbytet med havet utanför. Det fick

bland annat till följd att viken återfick naturlig tidvattenregim och redan efter tre år var artsammansättningen av snäckdjur nästan identisk med havet utanför.

Dessvärre finns inga provtagningar från tiden innan Kubadammen revs. Värdena från 2007 är från samma år som utrivning (och strax efter utrivningen). Vi har således inget "startvärde" som visar hur bottenfaunan såg ut under mer eller mindre stabila dammförhållanden. Trots detta bör inte värdena från innan utrivning vara alltför olika de som noterades vid provtagningen 2007. Analyserna av insamlingarna visar även att Kubadammen hade en säregen artsammansättning som inte återfinns i naturliga miljöer (Figur 26 och 34). Man skulle kunna tro att miljön uppströms en människokonstruerad damm skulle likna ett sel eller en sjö, men så verkar det inte vara i detta fall. Kubadammen skiljer sig från dessa naturliga miljöer, även om artsammansättningen pekar på att det är bottenfaunan i opåverkade vattendrag som är mest lika Kubadammen. Men artsammansättningen har förändrats i det gamla Kubaområdet i takt med att miljön där har blivit mer lik opåverkade vattendrag. Liksom för artantalet verkar inte artsammansättningen i det gamla Kubaområdet ha stabiliserats med en ny naturligare profil. I och för sig kan det tänkas att Kubaområdet aldrig kommer att likna de opåverkade vattendragen i länet; Nätraån kan ha karaktäristiska som gör att artsammansättningen kommer skilja ut sig. Men det är för tidigt att uttala sig om det, eftersom artsammansättningen i området fortfarande är stadd i förändring.

En förändring som är tydlig är att arterna som samlas in vid provtagningarna är mer typiska för rinnande vatten. I figurerna 8 och 9 ser man att forsindeindex var lågt 2007, för att sedan öka. Så även om antalet arter inte förändras signifikant så förändras artsammansättningen mot en profil som mer stämmer överens med andra vattendrag i närområdet.

Resultaten av uppföljningen av utrivningen av Kubadammen belyser också hur pass stor variationen är mellan år. Framst hur många individer som samlats in. Man ska därför vara försiktig med att dra slutsatser baserat på endast ett fåtal år. En snabb blick på figurerna 12-13 och 15-21 samt figurerna 31-32 visar klart hur det kan svänga mellan åren.

Flera faktorer påverkar hur snabbt återetableringen sker och därmed hur snabbt miljön återställer sig till de ursprungliga förhållandena; de olika arternas spridningsförmåga, i vilken utsträckning arterna finns i omgivande vatten och hur långt det är till dessa och hur lämpliga omgivande vatten är för de arter som skulle trivas i det restaurerade vattnet etcetera (Triska med flera 2016 och Crouzeilles & Curran 2016). Sjöar verkar ta längre tid på sig för återhämtning (åtminstone från försurning) än vattendrag (van Kleef med flera 2015). I vissa fall har man till och med föreslagit att aktivt fånga och plantera ut de arter som bör finnas i det restaurerade vattnet (Macleod 2007). Men det är en väldigt drastisk och kostsam åtgärd och vår bedömning är att det inte behövs för Nätraån. Bottenfaunasammansättningen är på väg åt rätt håll. Den lärdom man kan

dra av utrivningen av Kubadammen är att det tar tid för bottenfaunasamhället att återhämta sig.

5. Erkännanden

Tack till Tina Hedlund, Aquanord AB, som ansvarat för både provtagning och diagnosticering av bottenfaunan. Tack till Håkan Söderberg som läst och bearbetat manuskriptet. Tack till Dag Schéele som har gjort den slutliga layouten. Rapporten har sammanställts med hjälp av medel från miljöövervakningen.

6. Referenser

- Artdatabanken, 2012. Analys av rödlistade sötvattensarter.
<http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-ochprojekt/artdatabanken/om-oss/publikationer/bocker/analys-av-rodlistade-sotvattensarter/>
- Artdatabanken 2017. <http://umbraco.slu-art.phosdev.se/verksamhet-och-uppdrag/naturtyper-verktyg-foer-naturvaardare/sjoe-ar-och-vattendrag/>
- Cole, R.J., Holl, K.D., Zahawi, R.A., Wickey, P. & Townsend, A.R. 2016. Leaf litter arthropod responses to tropical forest restoration. *Ecology and Evolution* 6(15): 5158–5168.
- Crouzeilles, R. & Curran, M. 2016. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. *Journal of Applied Ecology* 53:440–448.
- Donald, D.B., Vinebrooke, R.D., Anderson, R.S., Syrgiannis, J. & Graham, M.D. 2001. Recovery of zooplankton assemblages in mountain lakes from the effects of introduced sport fish. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:1822-1830.
- Drake, D.C. & Naiman, R.J. 2000. An evaluation of restoration efforts in fishless lakes stocked with exotic trout. – *Conservation Biology* 14:1807-1820.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2012. Underlag inför en sammanhållen vattenpolitik. <http://www.havochvatten.se/miljopolitik-och-lagar/politikomraden-och-strategier/miljokvalitetsmal/samverkan-infor-en-sammanhallen-vattenpolitik.html>
- Havs- och vattenmyndigheten, 2016. Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – oberoende urval. Version 1:2, 2016-11-01.
<https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158cebbd2b44e924/1481197150482/bottenfaunasjoarslitoralovattendragm42oberoende.pdf>
- Katopodis, C. & Aadland, L.P. 2006. Effective dam removal and river channel restoration approaches, *International Journal of River Basin Management*, 4:3, 153-168.
- Macleod, C.K., Moltshaniwskyj, N.A., Crawford, C.M. & Forbes, S.E. 2007. Biological recovery from organic enrichment: some systems cope better than others. *Mar Ecol Prog Ser.* 342:41–53.
- Naturvårdsverket, 2007. Nationell strategi för skydd av vattenanknutna natur- och kulturmiljöer. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5666-2.pdf>
- Pagliosa, P.R., Oortman, M.S., Rovai, A.S. & Soriano-Sierra, E.J. 2016. Is mangrove planting insufficient for benthic macrofaunal recovery when environmental stress is persistent? *Ecological Engineering* 95:290–301.

PRIMER-E 2009. PRIMER 6 (version 6.1.1.3) & PERMANOVA+ (version 1.0.3). Primer-E Ltd.

Rosenberg, R., Agrenius, S., Hellman, B., Nilsson, H.C. & Norling, K. 2002. Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions. *Mar Ecol Prog Ser.* 234:43–53.

Statistical Analysis System (SAS) for Windows 2017. SAS 9.4 TS Level 1M0. SAS Institute Inc.

Triska, M.D., Craig, M.D. Stokes, V.L., Pech, R.P. & Hobbs, R.J. 2016. The relative influence of in situ and neighbourhood factors on reptile recolonization in post-mining restoration sites. *Restoration Ecology* 24(4): 517–527.

van Kleef, H., Verberk, W.C.E.P. Kimenai, F.F.P., van der Velde; G. & Leuven, R.S.E.W. 2015. Natural recovery and restoration of acidified shallow soft-water lakes: Successes and bottlenecks revealed by assessing life-history strategies of chironomid larvae. *Basic and Applied Ecology* 16: 325–334.

Verdonschot, P.F.M. and Nijboer, R.C. (2004). "Testing the European Stream Typology of the Water Framework Directive for Macroinvertebrates," *Hydrobiologia*, 516: 35–54.

Vägverket 2007. Fördjupningsdokument miljö – Vatten och material. Publikation 2007:48