

INVENTERING AV VANDRAR- MUSSLANS LARVER

Göta kanal, Svartån och Kinda kanal i augusti 2019



- Inventering av vandrarmusslans larver

Göta kanal, Svartån och Kinda kanal i augusti 2019

Titel	Inventering av vandrarmusslans larver- <i>Göta kanal, Svartån och Kinda kanal i augusti 2019</i>
Rapport	136
År	2020
Författare	Jan-Erik Svensson, Högskolan i Borås
Kontakt	vatternvardsforbundet@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.vattern.org
ISSN	1102-3791
Upplaga	Digital publicering
Omslagsbild	Friederike Ermold

© Vätternvårdsförbundet 2020

Förord

Invasiva främmande arter har utpekats som en av de tre stora utmaningar för Vättern. Dessa arter har ofta egenskaper som gör att de är tåliga, växer snabbt och förökar sig effektivt. De kan påverka hela ekosystemet och ställa till med stora problem genom att exempelvis konkurrera ut inhemska arter och sprida sjukdomar. Vandrarmusslan är just en sådan art, och hittades 2013 i sjöarna Roxen och Glan – bara några få mil från Vättern.

I denna studie deltar Vätternvårdsförbundet i en gemensam inventering av larver från vandrarmusslan i Motala ström, Göta kanal- och Kinda kanalsystem i Väster- och Östergötland. Denna inventering är ett led i att kartlägga artens utbredning.

Inventeringen visar att vandrarmusslan i dagsläget inte förekommer uppströms Bergs slussar, dvs varken i Vänern eller Vättern och inte heller i Göta kanals del i Västergötland.

Undersökningen finansierades med medel från Vätternvårdsförbundet, Vänerns vattenvårdsförbund, Länsstyrelsen i Östergötland, Linköpings kommun, samt Havs- och vattenmyndigheten.

Friederike Ermold
Sakkunnig vatten
Vätternvårdsförbundet

Förord

I en undersökning 2013 inventerades vandrarmusslans larver i Göta kanal- och Kinda kanal-systemet i Öster- och Västergötland. Orsaken var att vuxna vandrarmusslorna då för första gången hade dokumenterats i sjöarna Roxen och Glan. Vid inventeringen påträffades larver på de tre östligaste lokalerna i Östergötland och det konstaterades att spridningen till ett vattensystem, som via kanaler och sjöar har förbindelse med en stor andel av Sydsveriges sötvattensmiljöer, motiverade fortsatt övervakning av vandrarmusslornas utbredning och täthet. I denna undersökning upprepas därför inventeringen med avsikt att följa vandrarmusslans utveckling i vattensystemet. Jämfört med den tidigare undersökningen ingår nu också nya lokaler i Svartån nära utflödet i Roxen.

Det finns egentligen två arter av *Dreissena*-musslor som invaderar sötvatten på många håll i världen, vandrarmusslan (ibland kallad zebramusslan) och kvaggamusslan. De båda arternas larver är inte möjliga att särskilja med hjälp av utseendet och i denna rapport (liksom 2013) har det inte varit möjligt att med molekylärbiologiska metoder verifiera vilken av arterna (eller båda) som påträffats. Vandrarmusslan har sedan länge varit på spridning i Europa och Nordamerika. Även kvaggamusslan sprider sig men har ännu inte rapporterats från Sverige. För att underlätta kommuniseringen av resultaten, benämns Göta kanal-systemets *Dreissena*-musslor i denna rapport därför för vandrarmussla.

Undersökningen har finansierats av Vänerns vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet, Länsstyrelsen i Östergötland, Linköpings kommun, samt Havs- och vattenmyndigheten.

Borås
15 februari 2020
Jan-Erik Svensson

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	8
Inledning	9
Metoder	10
Resultat.....	12
2019 års provtagning	12
Skillnader mellan 2013 och 2019 års provtagning.....	15
Diskussion	16
Jämförelse med andra undersökningar	16
Spridningsmekanismer och spridningsbegränsningar	17
Relation till cyanobakterier	18
Provtagnings- och analysmetodik	19
Slutsats.....	20
Referenser	20
Bilagor.....	22
Bilaga 1: Larvbiologi och ekologiska samband.....	22
Bilaga 2: Provtagningsutrustningen	25
Bilaga 3: Provtagningslokaler 2019.....	26

Sammanfattning

Under sensommaren 2019 inventerades 14 lokaler längs Göta kanal, tre lokaler längs Kinda kanal, samt tre lokaler i Svartån nära dess inflöde i sjön Roxen, på förekomst av larver av vandrarmusslor. Syftet var att dokumentera mussellarvernas utbredning och täthet och jämföra med den undersökning som genomfördes 2013. Inventeringen skedde genom provtagning från land; kvalitativ förekomst dokumenterades genom insamling med planktonhåv medan absoluta tätheter kvantifierades i sållade vattenprov. Proven analyserades i ett inverterat planktonmikroskop.

Mussellarver påträffades endast på samma lokaler som 2013, dvs i kanal-fåran nedströms slussen i Norsholm, i Motala Ström vid Kimstad och i Motala Ström i Norrköping. Larver påträffades inte i Kinda kanal-systemet, inte i Svartån, inte vid de fyra lokalerna uppströms Roxen i Östergötland, och inte heller vid de sju lokalerna längs kanalen i Västergötland.

Vid de kända *Dreissena*-lokalerna skedde kvantitativ provtagning vid två tillfällen, 5-6 aug och 27 aug. Tätheterna var högst i början av augusti, särskilt vid lokalen i Norrköping (80 larver per liter), men även vid Norsholm och Kimstad uppmättes då tätheter som tyder på fortsatt livskraftiga bestånd av vuxna vandrarmusslor. Variationen i täthet, liksom en påtaglig skillnad i larvernas storlekssammansättning mellan 2013 och 2019, tyder på att musslornas reproduktionstopp kan vara kort och att timingen av reproduktionen kan skilja sig både mellan år och mellan lokaler. Kortvariga täthetstoppar av mussellarver har rapporterats i andra studier och kan medföra att man inte hittar larver vid en provtagning trots att vuxna musslor finns etablerade i närheten. De maximala tätheterna i Göta kanal-systemet överensstämmer dock med resultat från andra svenska och internationella undersökningar.

Det noterades rikliga förekomster av cyanobakterier vid alla tre *Dreissena*-lokalerna, särskilt i slutet av augusti när larvtätheten var låg. Detta aktualiserar musslornas relation till cyanobakterier som delvis kan vara positiv, eftersom musslor kan äta cyanobakterier, och delvis negativ, eftersom toxiska stammar av cyanobakterier kan påverka musselreproduktion och larvernas överlevnad. Den komplicerade relationen till cyanobakterierna gör det svårt att förutsäga vandrarmusslans fortsatta utveckling i de näringsrika östra delarna av Göta kanal-systemet.

2019 års undersökning visar dock att larvproduktionen tidvis var hög på de kända *Dreissena*-lokalerna och av samma storleksordning som 2013. Risken för fortsatt spridning av larver måste därför bedömas som påtaglig och musslornas eventuella etablering på nya lokaler kommer därmed att begränsas av kemiska och/eller biologiska förhållanden. Denna inventering har dock inte kunnat detektera larver av vandrarmusslor på någon ny provtagningslokal, jämfört med undersökningen 2013.

Inledning

I ett globalt perspektiv är vandrarmusslan (*Dreissena polymorpha*, Pallas 1771) en av de mest problemskapande invasiva arterna i sötvatten. Vandrarmusslan kan, om den bildar täta bestånd, ha påtagliga ekologiska konsekvenser i invaderade sjöar och vattendrag. Arten är inte upptagen på EU:s lista över invasiva arter av unionsbetydelse men enligt den senaste svenska klassificeringen av främmande arters effekter på biologisk mångfald tillhör vandrarmusslan den högsta riskkategorin (severe impact, SE). Det innebär att det är en art ”med stor eller potentiellt stor ekologisk effekt som har potential att etablera sig över stora områden” (Strand m.fl. 2018).

Vandrarmusslan spreds snabbt under 1800-talet från sitt hemområde runt Kaspiska havet och Svarta havet. Spridningen skedde till en början i de kanalsystem som började anläggas och som kom att sammanbinda Öst- och Centraleuropeiska vattendrag med Östersjön och Västeuropas stora floder. Spridningen tycks dock ha hejats, eventuellt av den ofta mycket kraftiga föroreningen av vattendrag som följde på industrialiseringen, men med start under 1960-talet tog spridningen ny fart i Europa (Karatayev m.fl. 2007) och under 1980-talet nådde arten Nordamerika.

De första fynden av vandrarmusslor i Sverige gjordes i Mälaren under 1920-talet (Arwidsson 1926). Därefter har spridningstakten varit relativt långsam och utbredningen i svenska sötvattensmiljöer har länge varit begränsad till delar av Mälaren och Hjälmaren och deras tillrinnande vatten, samt närliggande sjöar i Uppland (Hallstan m.fl. 2010, von Proschwitz m.fl. 2017). Under 2012-2013 observerades dock vandrarmusslor även i Motala Ströms avrinningsområde med betydande tätheter av vuxna musslor i sjöarna Roxen och Glan (Årnfelt m.fl. 2014, Bergengren m.fl. 2015) och tidvis höga tätheter av musslans planktonlevande larver i Motala Ström/Göta kanal nedströms sjöpopulationerna (Svensson & Lundberg 2014).

Av flera skäl var spridningen till Göta kanal-systemet förväntad: 1) båttrafiken och slussningen av vattnet kan antas underlätta artspridning inom Göta kanal-systemet, 2) sjöarna Roxen och Glan är lämpliga sjöar för vandrarmusslor ur kemisk-fysikalisk synpunkt och 3) vandrarmusslor hade tidigare etablerat sig i brackvattensmiljön utanför Motala Ströms mynning i Bräviiken. Likväl var förekomsterna i Östergötland de första kända utanför det tidigare kärnområdet i Mälardalen.

I och med att vandrarmusslan fått fäste i delar av Göta kanal-systemet finns en farhåga för att artens utbredning kan komma att öka. Det pågår en fortsatt spridning av främmande arter i svenska sötvatten (Drotz m.fl. 2014) och vad gäller vandrarmusslan har ett betydande antal svenska sjöar kunnat identifieras som tänkbara lokaler med avseende på lämpliga kemisk förhållanden (Grandin & Larsson 2007). I den internationella

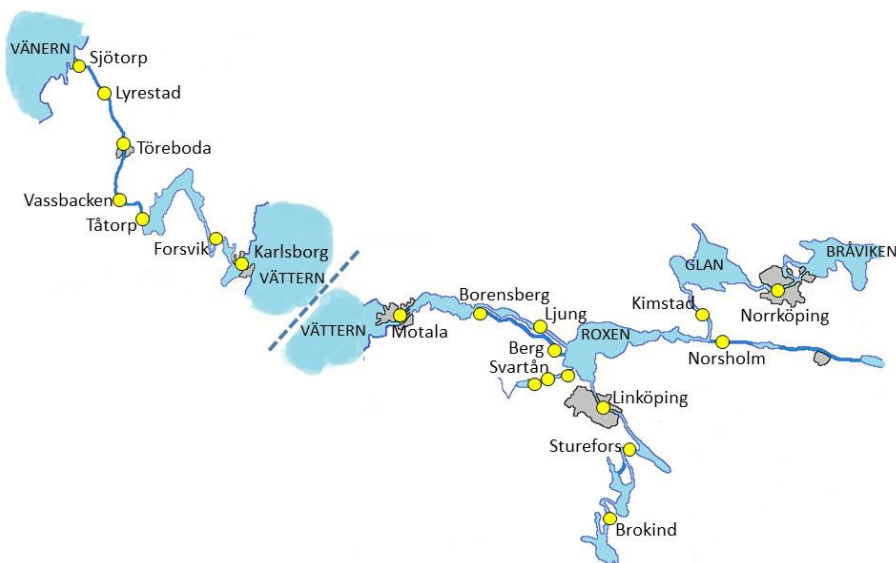
litteraturen poängteras ofta att vandrarmusslan föredrar vatten med höga kalciumhalter och i Sverige har utbredningen också visat sig korrelera till högt pH och höga magnesiumhalter (Hallstan m.fl. 2010).

Man kan använda olika metoder vid inventering av vandrarmusslor. Vuxna musslor kan övervakas genom vadande eller dykande inventeringar eller med fjärrstyrd undervattensfilmning. Förutom information om musslornas utbredning kan sådana inventeringar även ge mått på populationstätheter. Unga musslor kan inventeras genom utplacering av artificiella substrat för kolonisering som sedan samlas in och undersöks under stereolupp. Antalet koloniserande musslor ger bl.a. ett mått på musselfpopulationens fortplantningsförmåga och dess spridningspotential. Musslornas förekomst kan undersökas med eDNA och det görs kontinuerliga och betydande framsteg i att förbättra den molekylärbiologiska teknikens tillförlitlighet och användbarhet (t.ex. Amberg m.fl. 2019, Marshall & Stepien 2019). Slutligen kan musslornas planktonlevande larver övervakas vad gäller såväl kvalitativ förekomst som kvantitativ täthet. Vid höga tätheter av larver i vattnet kan man förvänta sig att risken för att sprida arten är förhöjd, t.ex. om människan förflyttar utrustning och vatten inom och mellan vattensystem. Provtagningen av larver är relativ enkel, den kan ske med planktonhåv och/eller vattenhämtare, men analysen kräver tillgång till mikroskop eller stereolupp.

Syftena med denna undersökning är att 1) inventera förekomst och täthet av mussellarver vid lokaler längs hela sträckningen av Göta kanal mellan Östersjön och Vänern, och några lokaler i Kinda kanal och Svartån i Östergötland samt att 2) jämföra resultaten med data från motsvarande inventering 2013 och några andra svenska undersökningar.

Metoder

Under perioden 3-6 augusti 2019 besöktes 14 lokaler i Göta kanalsystemet mellan Sjötorp och Norrköping, tre lokaler i Kinda kanal, samt tre lokaler i Svartån nära mynningen i sjön Roxen (figur 1). Vid samtliga lokaler togs kvalitativa prov och lokalerna avfotograferades (se fotobilaga). Kvantitativa prov togs endast vid Norsholm, Kimstad och Norrköping, dvs. de lokaler där mussellarver påträffades 2013. Avsikten var att, om nya *Dreissena*-lokaler identifierades med hjälp av de kvalitativa proverna 2019, återbesöka dessa för kvantitativ provtagning. Detta blev dock inte aktuellt men den 27 augusti besöktes lokalerna i Norsholm, Kimstad och Norrköping återigen, för ytterligare en provtagning.



Figur 1. Schematisk karta över undersökningsområdet och de 20 provtagningslokaler som ingått i denna studie.

Såväl den kvantitativa som den kvalitativa provtagningen genomfördes från land. Vid den kvantitativa provtagningen användes en 1 liters provtagningsflaska fastsatt på ett förlängningsbart skaft. Provtagningsdjupet var 0,5 m. Vid den kvalitativa provtagningen användes en planktonhåv (diameter 15 cm, maskvidd 25 μ m) fastskruvad på ett förlängningsbart skaft. Vid håvningen drogs håven parallellt med stranden en sträcka på ca 5 m på ca 0,5 m djup. Både den kvantitativa och den kvalitativa provtagningen upprepades fem gånger inom en sträcka av ca 30 m vid varje lokal.

De fem stickproven från den kvantitativa provtagningen hölls alltid isär och sållades genom ett 25 μ m handsåll. Sällningen var ibland tidsödande p.g.a. höga växtplanktontätheter. Vid några tillfällen tillsattes konserveringsmedel för att underlätta sällningen. Sållet sköljdes upprepade gånger med hjälp av en sprutflaska (fylld med kranvatten) så att allt material följde med ner i provkärlet (100 ml glasburk). De fem kvalitativa håvproverna från varje lokal slogs samman till ett prov, sållades i 25 μ m och överfördes till 100 ml glasburk. Som konserveringsmedel användes Lugols lösning. Efter provtagningen desinficerades utrustningen i 70-80% etanol vid varje lokal.

Proverna analyserades i ett inverterat planktonmikroskop (Leitz Wetzlar med 25x till x320 förstoring). Vid storleksmätningen användes 200x förstoring, samt ett okular med mätskala. De kvalitativa proven analyserades genom att andelar av provet togs ut med automatpipett och överfördes till en öppen räknekammare. De mussellarver som påträffades mättes med avseende på längd och bredd. Uttaget av andelar upprepades vanligen tills 50 individer mätts men i några kvalitativa prov med mycket låg larvförekomst (Norsholm och Kimstad den 27 aug) påträffades och mättes färre individer. I de prov där inga mussellarver hittades avbröts

genomsökandet efter 45 min. Då hade vanligen 10-40% av hela det kvalitativa provet analyserats.

Vid analysen av de kvantitativa proven användes en sedimentationskammare av samma typ som vid kvantitativ analys av växtplankton (25 mm diameter). Hela den insamlade kvantitativa vattenvolymen i var och en av de fem kvantitativa proven (dvs. 5 x 1 liter) från varje lokal genomsöktes vid 100x förstoring.

Resultat

2019 års provtagning

Vid den kvalitativa provtagningen den 3-6 augusti hittades inga mussellarver vid lokalerna väster om sjön Roxen i Östergötland, inte i Svartån, inte i Kinda kanal-systemet och inte vid lokalerna i Västgötadeln av kanalen. Däremot påträffades mussellarver vid samma östliga lokaler som vid 2013 års undersökning, dvs. vid lokalerna i Norsholm, Kimstad och Norrköping (tabell 1). Vid den upprepade provtagningen vid dessa tre lokaler den 27 augusti påträffades återigen mussellarver.

Tabell 1. Förekomst av mussellarver i kvalitativa håvprover från Göta kanal-, Svartån och Kinda kanal-systemet vid två provtagningar i augusti 2019. Proven togs från land med håv monterad på ett långt skaft som drogs 5 ggr ca 5 m på ca 0,5 m djup parallellt med stranden. Håvens maskvidd var 25 µm och dess diameter var 15 cm. Vid analysen användes ett inverterat planktonmikroskop och upp till 45 min ägnades per prov åt sök efter mussellarver.

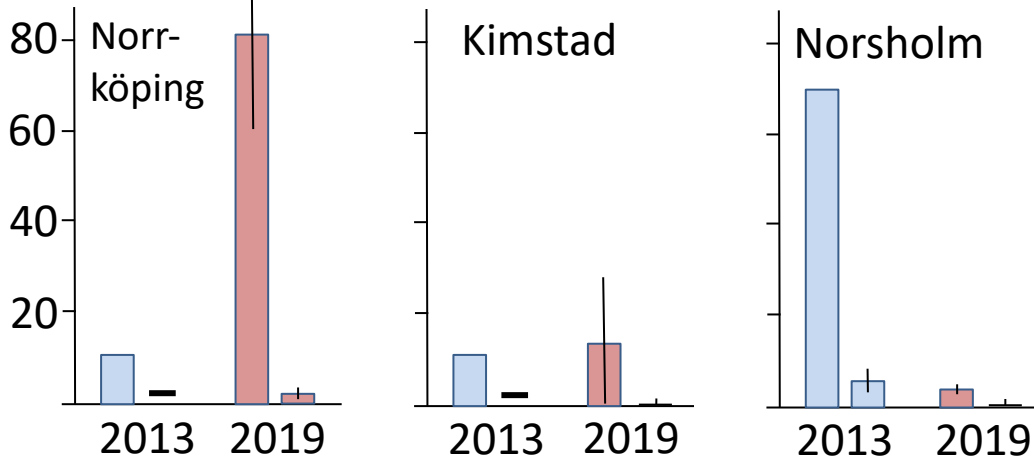
Lokalnamn		Datum	X = förekomst O = ej förekomst	Datum	X = förekomst - = ej provtaget	
1.	Norrköping	Motala ström, vid Riksbrons södra fäste	2019-08-05	X	2019-08-27	X
2.	Kimstad	Motala ström, nedströms kraftverk	2019-08-05	X	2019-08-27	X
3.	Norsholm	Göta kanal, nedströms sluss	2019-08-06	X	2019-08-27	X
4.	Linköping	Kinda kanal, nedströms Tannefors sluss	2019-08-03	O		-
5.	Sturefors	Kinda kanal, uppströms sluss	2019-08-03	O		-
6.	Brokind	Kinda kanal, uppströms sluss	2019-08-03	O		-
7.	Svartån, Bergsvägen	Svartån, vid Bergsvägens norra brofäste	2019-08-06	O		-
8.	Svartån, riksväg 34	Svartån, strax norr väg 34:s brofäste	2019-08-05	O		-
9.	Svartån, Svartåfors	Svartån, i Svartåforsdammen	2019-08-05	O		-
10.	Berg	Göta kanal, uppströms slussstrappan	2019-08-06	O		-
11.	Ljung	Motala ström, badplats vid Ljung kyrka	2019-08-06	O		-
12.	Borensberg	Göta kanal, uppströms sluss	2019-08-06	O		-
13.	Motala	Göta kanal, nedströms första slussen	2019-08-06	O		-
14.	Karlsborg	Uppströms bron i gästhamnen	2019-08-03	O		-
15.	Forsvik	Göta kanal, uppströms sluss	2019-08-03	O		-
16.	Tåtorp	Göta kanal, uppströms sluss	2019-08-03	O		-
17.	Vassbacken	Göta kanal, utflöde ur kanaldamm	2019-08-03	O		-
18.	Töreboda	Göta kanal, i gästhamn	2019-08-03	O		-
19.	Lyrestad	Göta kanal, uppströms sluss	2019-08-03	O		-
20.	Sjötorp	Göta kanal, uppströms sluss	2019-08-03	O		-

De kvantitativa proverna från början av augusti visade att larvtätheten var mycket hög i vid lokalen i Norrköping, ($82,2 \pm 20,0$ larver per liter), relativt hög vid lokalen i Kimstad ($12,8 \pm 16,5$), men låg vid Norsholm ($3,2 \pm 1,1$, se figur 2). Kimstad avvek genom en mycket stor variation i täthet mellan de fem stickproven (lägsta och högsta värde var 2

respektive 41 larver per liter), eventuellt relaterad till den rumsliga variationen i vattenflöde vid provtagningslokalen (se fotobilagan). Den 27 augusti hade larvtätheten minskat vid samtliga lokaler och särskilt vid Kimstad och Norsholm var tätheten då mycket låg i alla kvantitativa prov.

Larvtäthet

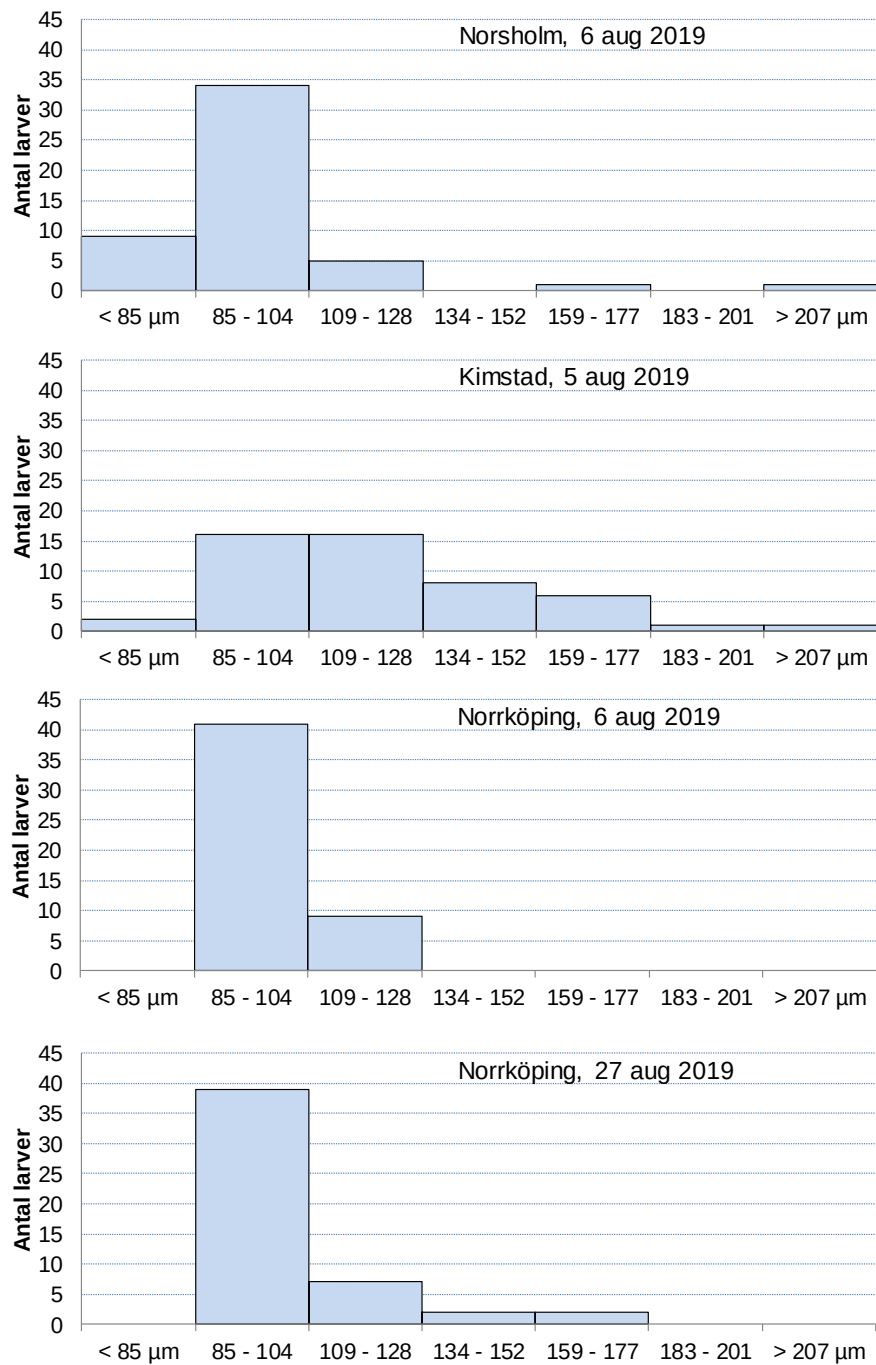
(per liter)



Figur 2. Tätheter av mussellarver i kvantitativa prover från tre lokaler i östra delen av Göta kanal-systemet 2013 och 2019. Proven togs från land med en vattenprovsvask monterad på skafthämtare på ca 0,5 m djup och sållades i ett 25 µm handsall. Provtagningsdatum var 2013-08-10, 2013-09-01, 2019-08-05/06 och 2019-08-27. Medelvärden $\pm$ standardavvikelse, $n=5$ förutom 2013-08-10 då en oreplikerad pilotundersökning genomfördes, dvs. $n=1$. Vid Norrköping och Kimstad genomfördes bara en provtagning under 2013.

Vid provtagningen i början av augusti dominerades larvpopulationerna av små individer vid Norsholm och Norrköping, med en medelstorlek på $95,5 \pm 23,6$ µm respektive $102,4 \pm 6,8$ µm. Storleksfördelningen (figur 3) visade däremot på förekomst även av större larver vid lokalen i Kimstad, med en medelstorlek på $121,5 \pm 28,6$ µm, en signifikant storleksskillnad jämfört med den uppströms benägna lokalen i Norsholm ($p < 0,00001$, $z = -5,78$, Mann-Whitney U-test). Den större medelstorleken i Kimstad antyder att larver delvis transporterats dit under storlekstillväxt. Således avspeglar förekomsten av larver i Kimstad i viss mån larvproduktion som skett längre uppströms, eventuellt i Roxens utflöde.

Det hade inte skett några signifikanta ändringar av storleksfördelningen i Norrköping vid mätningen i slutet av augusti (figur 3). Populationen dominerades fortfarande kraftigt av små individer. Vid provtagningen i Kimstad och Norsholm den 27 aug påträffades endast ett fåtal larver varför storleksfördelningen inte visas, men medelstorlekar redovisas i figur 4.



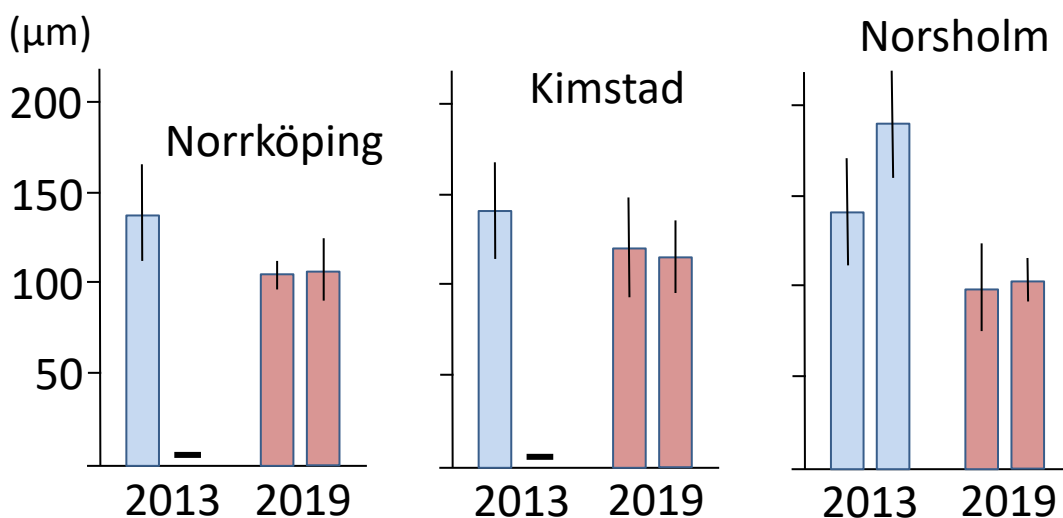
Figur 3. Storleksfördelningen av 50 mätta mussellarver i de kvalitativa håvproven från provtagningarna i Norrköping, Kimstad och Norsholm den 5-6 aug 2019 och från Norrköping den 27 aug 2019. Indelningen i storleksklasser beror av kalibreringen av mikroskopets mätskala vid den använda förstoringen. Den 5 augusti avvek lokalen i Kimstad som jämfört med de andra lokalerna hade en högre andel större mussellarver.

Skillnader mellan 2013 och 2019 års provtagning

Både 2013 och 2019 uppmättes den högsta tätheten vid den första provtagningen, dvs. i början av augusti, men vid olika lokaler; 2013 i Norsholm (70 larver per liter) och 2019 i Norrköping (82,2). De lägsta tätheterna uppmättes 2013 i Norsholm och 2019 i Kimstad (figur 2). Vid båda undersökningarna var således variationen stor mellan lokaler och provtagningsdatum. Framför allt i Norsholm och Norrköping skiljer sig tätheterna åt mellan 2013 och 2019, fast i olika riktning. Den samlade mängden av identifierade larver vid de tre *Dreissena*-lokalerna har därför inte förändrats.

Analysen av larvernas storlek visade däremot på en entydig skillnad mellan undersökningarna. Genomgående vid alla mätningar var larverna mindre vid undersökningen 2019 än vid motsvarande datum 2013 (Figur 4). Skillnaden var tidvis påtaglig och kan potentiellt avspegla olika timing av reproduktionstopparna mellan åren men skillnader i överlevnad hos larverna kan inte heller uteslutas.

Larvstorlek



Figur 4. Storlekar av mussellarver i kvalitativa prover från de tre lokalerna i östra delen av Göta kanal-systemet. Provtagningsdatum var 2013-08-10, 2013-09-01, 2019-08-05/06 och 2019-08-27. Medelvärden $\pm$ standardavvikelse, $n=50$ förutom vid de sista provtagningarna i Norsholm ($n=13$) och Kimstad ($n=3$) då larvtätheten var mycket låg. Vid Norrköping och Kimstad genomfördes bara en provtagning under 2013.

Diskussion

Jämförelse med andra undersökningar

Larvtätheterna i denna undersökning var, liksom i 2013 års undersökning, jämförbara med resultaten i internationella studier. I Hudson River, USA, har den samlade tätheten av kvagga- och vandrarmussellarver dokumenterats under drygt 20 år med en maximal täthet på ca 80 larver per liter (Strayer m.fl. 2019), dvs. exakt i nivå med den maximala tätheten i Norrköping 2019 och Norsholm 2013. Under den tid som vandrarmussellan byggde upp en livskraftig population i en irländsk sjö ökade den årliga maximala tätheten från 2 till ca 45 larver per liter (Lucy 2006) och vid studier av nedströmstransport i tre floder uppmättes en maximal täthet på ca 40 larver per liter (Lucy m.fl. 2008). I vissa näringsrika europeiska sjöar och floder med mycket täta musselpopulationer kan dock tätheterna av larver vara högre, som t.ex. i Müggelsee, Berlin, där medeltätheten under sommaren under en följd av år var ca 150 larver per liter (Wilhelm & Adrian 2007).

Tätheten av mussellarver i djurplanktonprover från Mälaren finns tillgängliga för åren 2004-2006 samt 2012-2013 (Svensson 2005 och årsrapporterna från Mälarens vattenvårdsförbund). Högsta uppmätta täthet var 77 larver per liter i Ekoln den 12 juli 2006. Förutom i Ekoln påträffades dessa år larver regelbundet vid provtagningslokalen i Görväln (max 4,58 larver per liter den 13 sept 2012) och enstaka individer även i Södra Björköfjärden.

I Halmsjön vid Arlanda pågick djurplanktonprovtagning med mussellarvsräkning 2003 till 2011 inom ramen för Luftfartsverkets/Swedavias miljöövervakning (Svensson 2004 och därefter i årliga rapporter via AL-control till beställande myndighet). Provtagningen genomfördes varje månad under maj till oktober. *Dreissena*-larver påträffades vissa år under hela provtagningssäsongen men täthetstopparna inträffade vanligen under juli eller augusti. Den högsta larvtäthet som uppmättes i Halmsjön var dock vid en vårprovtagning, 140 larver per liter den 29 maj 2007. Under sommaren varierade tätheten vanligen mellan 2 och 44 larver per liter.

Dreissena-larver räknas i sjöarna Garnsviken och Norrviken inom ramen för planktonundersökningar i Stockholms län och data finns hittills redovisade från sommarprovtagningar 2014-2018. Högsta redovisade tätheter i Norrviken är 78,8 larver per liter i juli 2015 (Hårding 2016) och i Garnsviken 19,3 larver per liter i augusti 2017 (Hårding m.fl. 2018). Undersökningarna i Gransviken och Norrviken illustrerar också den stora variationen i larvtäthet som kan förekomma mellan år; vid provtagningen 2018 hittades inga larver alls i någon av sjöarna.

De uppmätta tätheterna av larver i Göta kanal-systemet i denna studie (mellan 3 och 82 larver per liter vid provtagningen i början av augusti) var således av samma storleksordning som på andra kända svenska *Dreissena*-lokaler. Vid samtliga de refererade undersökningarna har samma analysmetodik använts, dvs. räkning av i larver i sedimenterade prov med hjälp av inverterade planktonmikroskop.

Spridningsmekanismer och spridningsbegränsningar

Vandarmusslans larver kan spridas genom att de simmar, genom vattnets rörelser i sjöar, kanaler och vattendrag, och genom att människan medvetet eller omedvetet förflyttar vatten som är kontaminerat med larver. Eftersom vandarmusslor är skildkönade måste både hanar och honor spridas för att nya reproducerande populationer ska kunna etableras. Samtidigt är larvdödigheten ofta stor varför många larver behöver spridas för att minst en mussla av varje kön ska utvecklas till könsmognad på en ny lokal. Dessutom underlättar det om kolonisatorerna etablerar sig nära varandra, eftersom äggceller och spermier då har en större chans att träffa på varandra. Detta betyder att spridningsrisken med hjälp av larver, kan vara mycket låg om bara enstaka larver förflyttas. Å andra sidan har vandarmusslor kapaciteten att producera stora mängder larver och när vuxna populationer väl har etablerats kan den fortsatta spridningen inom vattensystem gå mycket fort. I östra delen av Göta kanal-systemet är vandarmusslan etablerad och larvproduktionen är betydande. Den uppmätta larvtätheten är tidvis så hög att risken för fortsatt spridning av larver måste bedömas som påtaglig.

Även förflyttning av vuxna musslor kan bidra till artens spridning. Vattenanknutna transporter inom och mellan vattensystem är en potentiell vektor för vuxna musslor och både kommersiella tur- och fraktfartyg, liksom fritidsbåtar, kan förflytta fastvuxna individer. I en schweizisk studie bedömdes att det årligen sker 1 400 transporter av vuxna musslor per 100 000 fritidsbåtar, vid landtransport av båtar mellan olika vatten, vilket innebär en avsevärd spridningsrisk (De Ventura m.fl. 2016).

I rapporten från 2013 års larvinventering gjordes bedömningen att det inte finns några spridningsmässiga hinder för musslornas fortsatta etablering i östgötadelen av Göta kanal-systemet. Den bedömningen gäller fortfarande. Istället kommer musslornas etablering på nya lokaler att begränsas av kemiska och/eller biologiska förhållanden. I denna undersökning påträffades larver endast på samma lokaler som 2013, trots att de haft sex år på sig att sprida sig ytterligare. Det kan tyda på att många vattenmiljöer väster om sjön Roxen inte är lika lämpliga för *Dreissena* ur kemisk synpunkt.

Den slutsatsen är rimlig vad gäller de vatten i systemet som har stor tillförsel av surt skogsvatten med låga kalcium- och magnesiumhalter. Samtidigt finns det även väster om sjön Roxen vattenmiljöer där vandarmusslans kemiska krav kan antas vara uppfyllda. Förutom enskilda sjöar i

Östergötland kan det eventuellt även gälla vissa avsnörda vikar eller mynningsområden i Vättern och Vänern, t.ex. de stora västgötaåarnas mynnigar i sydöstra Vänern. Även i nära anslutning till västgötadeln av kanalen finns sjöar som kan antas uppfylla många av vandrarmusslans kemiska krav.

Relation till cyanobakterier

Musslornas relation till vattnens biologiska egenskaper kan vara särskilt väsentlig i den östra delen av Göta kanal-systemet. Här är mängden växtplankton, inklusive mängden potentiellt toxiska cyanobakterier tidvis hög (se årsrapporter från Motala Ströms vattenvårdsförbund), samtidigt som övergödningssituationen har förbättrats de senaste decennierna. Åtminstone i Roxen skedde en påtaglig förbättring av övergödningssituationen under 1970-talet och sedan har situationen där kontinuerligt förbättrats. Musslornas relation till cyanobakterier är dock komplicerad. Vuxna vandrarmusslor har potentiellt förmågan att filtrera bort alger och partiklar ur sjövattnet och en hög födotillgång är gynnsam för musslornas tillväxt och reproduktion. Larverna är dock inte effektiva på att filtrera just de kolonibildande cyanobakterierna. Toxiska stammar av cyanobakterier kan t.o.m. minska larvernas överlevnad (Dionisio Pires m.fl. 2010) och även potentiellt påverka musslornas reproduktion genom en negativ effekt på könsceller och befruktning (Boegehold m.fl. 2018). Kanske är det den förbättrade övergödningssituationen som medfört att det är först nu under det senaste decenniet som vandrarmusslan förmått etablera sig i östra delen av Göta kanal-systemet. Den långa frånvaron av musslor i systemet (de etablerade sig ju i Mälardalen redan på 1920-talet) skulle i så fall kunna vara en parallell till den generellt lägre spridningen i Europa som anses ha skett under industrialiseringens inledning.

Samtidigt är växtplanktonmängden tidvis fortsatt hög i t.ex. Roxen och Glan (se figur 5) och det är svårt att göra en säker förutsägelse om vad som kommer att hända om musselpopulationerna ökar ytterligare. Om musslornas filtrering av vattnet blir mycket hög kan det komma att förbättra sjöarnas ekologiska status genom att växtplanktonmängden reduceras och vattnet blir klarare. Det går dock inte att utesluta att musslornas selektiva ätande istället kommer att gynna just toxiska stammar av cyanobakterier, en effekt som inte är eftersträfvansvärd.



Figur 5. Den 27 aug 2019 dominerades växtplanktonsamhället vid *Dreissena*-lokalerna av höga tätheter av kolonibildande cyanobakterier, framför allt släktena *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* och *Microcystis*. Fotot visar ett svårsållat prov från provtagningen i Motala Ström vid riksbron i Norrköping. Det gröngrumliga vattnet gjorde inte bara sållningen i fält utan även analysen i mikroskop tidskrävande. Den komplicerade relationen mellan cyanobakterier och vandrarmusslor gör det svårt att förutsäga såväl vandrarmusslornas som cyanobakteriernas fortsatta utveckling i östra delen av Göta kanal-systemet. Vandrarmusslor kan äta cyanobakterier men samtidigt kan vissa stammar av cyanobakterier vara toxiska.

Provtagnings- och analysmetodik

Frånvaron av larver vid en lokal i denna undersökning behöver inte nödvändigtvis betyda att det saknas vuxna musslor där. Ibland är musslornas reproduktionstopp kortvarig och om tätheten av vuxna musslor samtidigt är låg, som i nyetablerade populationer, kan larver mycket väl undgå att fångas vid enskilda provtagningar. Variationen i larvförekomst mellan kända mussellokalerna var stor och larvernas storleksfördelning skilde sig påtagligt åt mellan 2013 och 2019. Detta tyder på skillnader i timing av reproduktionstoppen mellan såväl lokaler som år. Om sådana skillnader är stora ökar risken för att det vid provtagningstillfället inte fångas larver trots att vuxna musslor finns nära lokalen. I en sådan situation kan en mer frekvent larvinventering, med provtagningar även tidigare under sommaren ge mer trovärdiga resultat. Ett resurssnålt sätt att utöka antalet provtagningspunkter är att ta larvprover i samband med de provtagningar av växtplankton som sker inom ramen för recipientkontrollen i många av områdets sjöar.

I framtiden bör övervakningen även utnyttja de möjligheter som finns med analyser av eDNA. I kombination med andra metoder för musselövervakning kan eDNA-metodiken ge en trovärdigare bild av musslornas utbredning, ge information om eventuellt upprepade kolonisering från genetiskt unika populationer, samt säkerställa artidentitet. Även fällor där larverna får kolonisera artificiella substrat kan ge viktig information om musslornas reproduktion och spridning och kan vara värt att prova. Den

metodiken kan dock ha en nackdel genom att uthängda fällor riskerar att förloras eller störas av intresserade människor och den risken är troligen inte försumbar i det livligt besökta Göta kanal-systemet.

Såväl 2013 som 2019 användes samma metodik som vid analys av växtplanktonprover och som vanligen används vid analys av rotatorier i djurplanktonprov. Metodiken innebär identifiering, räkning och storleksmätning av larver med hjälp av ett inverterat planktonmikroskop. Metodiken är dock arbetskrävande när larvtätheten är låg eftersom larverna är svåra att upptäcka bland alla andra planktonorganismer i provet. Särskilt arbetskrävande är metodiken när det är tätt med cyanobakterier. Ett sätt att öka effektiviteten i analysen är att använda sig av kors-polariserat ljus vid mikroskopieringen. Då bryts ljuset vid passagen genom larvskalen på ett sätt som gör det lätt att upptäcka mussellarverna även i grumliga prover (se bild i Marshall & Stepien 2019).

Slutsats

Slutsatsen av 2019 års undersökning är således att larvproduktionen är fortsatt hög i den östligaste delen av Göta kanal-systemet. Högst täthet dokumenterades denna gång vid lokalen i Motala Ström i Norrköping men även vid Norsholm och Kimstad uppmättes tätheter som tyder på fortsatt livskraftiga bestånd av vandrarmusslor. Den uppmätta larvtätheten är tidvis så hög att risken för fortsatt spridning av larver måste bedömas som påtaglig. Däremot tyder resultaten inte på att det har etablerats nya reproducerande bestånd som kan detekteras med hjälp av larvinventeringar väster om sjön Roxen i Östergötland, i Svartån, i Kinda kanal eller i västgötadelen av Göta kanal. Vid undersökningen noterades rikliga förekomster av cyanobakterier vid *Dreissena*-lokalerna, särskilt i slutet av augusti när larvtätheten var låg. Detta aktualiserar att musslornas relation till just cyanobakterier är komplicerad (i vissa avseenden positiv, i andra avseenden negativ) vilket gör det svårt att förutsäga vandrarmusslans fortsatta utveckling i de näringsrika delarna av systemet.

Referenser

- Amberg, J.J., Merkes, C.M., Stott, W., Rees, C.B. & Erickson, R.A. 2019. Environmental DNA as a tool to help inform zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, management in inland lakes. *Management of Biological Invasions* 10: 96-110.
- Arwidsson, I. 1926. Vandrarmusslan (*Dreissensia polymorpha* Pallas) inkommen i Sverige. *Fauna och Flora* 21 (5): 209-217.
- Bergengren, J., Svensson, J-E., von Proschwitz, T. & Lundberg, S. 2015. A recent *Dreissena* invasion in an old canal system in northern Europe. Abstract. 2nd International Meeting on Biology and Conservation of Freshwater Bivalves, Buffalo USA, October 4-8, 2015.
- Boegehold, A.G., Johnson, N.S., Ram, J.L. & Kashian, D.R. 2018. Cyanobacteria reduce quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) spawning and fertilization success. *Freshwater Science* 37 (3): 510-518.
- De Ventura, L., Weissert, N., Tobias, R., Kopp, K., & Jokela, J. Overland transport of recreational boats as a spreading vector of zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biological Invasions* 18: 1451-1466.

- Dionisio Pires, L.M., Ibeling, B.W. & van Donk, E. 2010. Zebra mussels as a potential tool in the restoration of eutrophic shallow lakes, dominated by toxic cyanobacteria. Ur: Gerard van der Velde, G., Rajagopal S., & bij de Vaate, A. The zebra mussel in Europe, s 331-342. Backhuys Publishers, Leiden.
- Drotz, M., Kyrkander, T. Lundberg, S. & Svensson, J-E. 2014. Främmande arter invaderar våra sötvatten. Havs- och vattenmyndigheten, Sötvatten 2014: 37-42
- Grandin, U. & Larsson, D. 2007. Riskanalys och metodik för övervakning av vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*). Rapport från institutionen för miljöanalys, SLU 2007: 26.
- Hallstan, S., Grandin, U. & Goedkoop, W. 2010. Current and modeled potential distribution of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Sweden. Biological Invasions 12: 285-296.
- Hårding, I. 2016. Undersökning av växtplankton i tolv sjöar 2015. Länsstyrelsen Stockholm, Fakta 2016: 5.
- Hårding, I. Liungman, A. & Bergh, R. 2018. Växt- och djurplankton i 26 sjöar: undersökning i Stockholms län 2017. Länsstyrelsen Stockholm, Rapport 2018: 11.
- Karatayev, A.Y., Padilla, D.K. Minchin, D., Boltovskoy, D. & Burlakova, L.E. 2007 Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalve. Biological Invasions 9: 161-180.
- Lucy, F.E., 2006. Early life stages of *Dreissena polymorpha* (zebra mussel): the importance of long-term datasets in invasion ecology. Aquatic Invasions 1: 171-182.
- Lucy, F.E., Minchin, D. & Boelens, R. 2008. From lakes to rivers: downstream larval distribution of *Dreissena polymorpha* in Irish river basins. Aquatic Invasions 3: 297-304.
- MacIsaac, H., Sprules, W.G. & Leach J.H. 1991. Ingestion of small-bodied zooplankton by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): can cannibalism on larvae influence population dynamics? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 48: 2051-2060
- Marshall N.T. & Stepien, C.A. 2019. Invasion genetics from eDNA and thousands of larvae: a targeted metabarcoding assay that distinguishes species and population variation of zebra and quagga mussels. Ecology and Evolution 9: 3515-3539.
- Strand, M., Andersson, M. & Svensson, M. 2018. Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige – Artdatabankens risklista. Artdatabanken rapporterar 21.
- Strayer, D.L. m.fl. 2019. Long-term population dynamics of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *D. rostriformis*): a cross-system analysis. Ecosphere 10(4): 1-24.
- Svensson, J-E. 2004. Zooplankton i Halmsjön 2003. Stencil, 5 s.
- Svensson, J-E. 2005. Zooplankton i Mälaren 2004. Rapport från Institutionen Ingenjörshögskolan, Högskolan i Borås. 52 s.
- Svensson, J-E. & Lundberg, S. 2014. Inventering av vandrarmusslans larver i Göta kanal och Kinda kanal 2013. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2014: 8.
- van der Velde, G. & Platvoet, D. 2007. Quagga mussels *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) in the Main River (Germany). Aquatic Invasions 2: 261-264.
- von Proschwitz, T., Lundberg, S. & Bergengren, J. 2017. Guide till Sveriges stormusslor. — [16 faktablad (29 sid.) i folder]. Tillgänglig på www.havochvatten.se/hav/uppdrag--kontakt/publikationer/publikationer/2017-09-13-svenska-stormusslor.html
- Wilhelm, S. & Adrian, R. 2007. Long-term response of *Dreissena polymorpha* larvae to physical and biological forcing in a shallow lake. Oecologia 151: 104-114.
- Ärnfelt, E., Ibbe, M., Gezelius, L. & Bergengren, J. 2014. Stormusslor i Östergötland – inventeringar 1999-2014. Länsstyrelsen Östergötland Rapport 2014: 11.

Bilagor

Bilaga 1: Larvbiologi och ekologiska samband

Vandarmusslor är normalt skildkönade. Både ägg och spermier avges till det fria vattnet där befruktning sker. Den individuella musslans fortplantningsperiod är utdragen under säsongen men ofta finns det en kortvarig topp i larvproduktion som är relaterad till temperatur och födotillgång. Vanligen anges att temperaturen måste överstiga 12°C för att reproduktionen ska starta. Vissa undersökningar har dock dokumenterat flera toppar i larvtäthet under säsongen (Borcherding 1991, Nichols 1996, Jantz & Neumann 1998). Den larv som utvecklas ur det befruktade ägget simmar fritt i plankton. Den äter bakterier och små växtplankton och tillväxer i relation till temperatur och födotillgång men påverkas också av bl.a. kalciumhalt och troligen även av andra näringsämnen. Den ökar i storlek från ca 40-70 µm till uppemot 180-290 µm innan det fastsittande livet inleds.

Det går att urskilja olika morfologiska typer av larver under deras tillväxt (Conn m.fl. 1993, Nichols & Black 1994). Det allra första stadiet är en s.k. trochophora-larv. Den är kortlivad och svår att identifiera bland andra planktonorganismer och analyseras och dokumenteras därför normalt inte vid larvinventeringar. Den omvandlas dock snabbt till en s.k. veliger-larv, som är avsevärt lättare att identifiera, bl.a. genom att den har två tunna skalhalvor. De minsta veliger-larverna har en karakteristisk D-form men i takt med att de tillväxer ändrar de form och utseende, t.ex. genom att tillväxtzoner på skalen blir synliga och de inre organen utvecklas. Det är larver av veliger-typ som vanligen övervakas genom provtagning av plankton, som i denna undersökning. I och med att veliger-larverna har skal är de också lätta att mäta vid mikroskopieringen, men det är normalt inte möjligt att skilja olika *Dreissena*-arter åt på larvernas utseende. Dessutom finns förväxlingsrisk med larver av ytterligare en invasiv mussla, trekantig brackvattensmussla (*Mytilopsis leucophaeata*), som ibland påträffas i brackvattensnära sötvattensmiljöer, t.ex. i flodmynningar. Jämfört med andra sötvattensmusslor är vandarmusslans nyproducerade larver mycket små (McMahon & Bogan 2001). Å andra sidan kan vandarmusslor producera väldigt många larver. Det finns uppgifter i litteraturen om att en hona potentiellt kan producera upp till 1,5 miljoner ägg per år men det finns även rapporter om avsevärt lägre antal, 30 000-40 000 ägg per år. Det kan således finnas betydande skillnader i larvproduktion mellan populationer av vandarmusslor (se referenser i Nichols 1996).

Uppgifterna i litteraturen om hur länge larverna stannar i plankton varierar också påtagligt, från ca 8 dagar till 8 månader (Nichols 1996) men ofta anges att larvperioden är upp till 4 veckor. Utvecklingstiden är bl.a. beroende av temperaturen. Det planktiska livet avslutas med att larverna koloniserar olika typer av hårda ytor. Till en början har de unga

fastsittande musslorna kvar en viss förmåga att frigöra sig från underlaget, t.ex. för att uppsöka fördelaktigare miljöer. Det medför att juvenila musslor i viss mån kan ”släppa taget” och återgå till planktonlivet. Köns mogna vandramusslor kan dock inte lösgöra sig, vilket bl.a. medför att de kan sitta väl förankrade på båtar, trailers och andra föremål som flyttas mellan vattensystem.

Vandramusslans larver är, liksom andra planktonorganismer, utsatta för predation. Larverna kan ätas av småfisk, rovlevande hoppkräftor och olika filtrerande djur (Liebig & Vanderploeg 1995, Molloy m.fl. 1997). De löper t.ex. risk att ätas upp av de filtrerande vuxna musslorna (MacIsaac m.fl. 1991) och denna risk kan vara ansevärd i täta musselpopulationer.

De vuxna vandramusslorna har effekter på kemisk-fysikaliska och biologiska egenskaper i vattnet vilket kan påverka larvproduktion och larvöverlevnad på ett sätt som sammantaget är svårt att förutsäga. Larvernas överlevnad och tillväxt är bl.a. beroende av växtplanktonmängd, åtminstone upp till 40 µg klorofyll per liter (Jantz & Neumann 1998), men flera studier har visat att de vuxna musslorna reducerar mängden växtplankton i sjövattnet (se referenser i Karatayev m.fl. 2015). Detta kan i sin tur leda till en minskad larvöverlevnad. Dessutom finns det studier som visar att de vuxna musslornas betning gynnar toxiska stammar av vissa cyanobakterier (Vanderploeg m.fl. 2001). Toxiska cyanobakterier kan i sin tur ha en negativ effekt på musslors könsceller och befruktning (Boegehold m.fl. 2018, Boegehold m.fl. 2019).

Det finns flera arter av musslor inom släktet *Dreissena*. I miljöer som invaderats i Nordamerika kan man ibland finna två arter tillsammans, vandramusslan och kvaggamusslan, *Dreissena bugensis* (Andrusov 1897). Även kvaggamusslan har sitt ursprung i det ponto-kaspiska området och sprider sig i såväl Öst- som Västeuropa, inklusive hamnområden i södra Östersjön (Molloy m.fl. 2007, van der Velde & Platvoet 2007, Wozniczka m.fl. 2016). En relevant fråga i sammanhanget är om spridningen av *Dreissena*-musslor till Göta kanal-systemet skett från områden i söder, där både vandramusslan och kvaggamusslan förekommer, eller om spridningen skett från de svenska populationerna i Mälardalen. Den inhemska båttrafiken är naturligtvis en potentiell vektor men samtidigt pågår en dokumenterad och upprepad spridning av planktonlevande djur till regionen från områden utanför Sverige (Lundberg m.fl. 2005, 2007).

Larver av vandrar- och kvaggamusslan är svåra, eller rentav omöjliga, att skilja åt på rent morfologiska karaktärer (Nichols & Black 1994). Alla tidigare svenska rapporter av vuxna individer (och av larver) har angivit att det är vandramusslan som observerats och det finns ingen anledning att ifrågasätta tidigare artbestämningar. Kvaggamusslan har således ännu inte rapporterats i svenska vatten, vare sig som larv eller som vuxen. Med förbehållet att det i denna undersökning inte varit möjligt att konfirmera

artbestämningen genom DNA-analys antas därför att det är larver av vandrarmusslan som studerats.

- Boegehold, A.G., Johnson, N.S., Ram, J.L. & Kashian, D.R. 2018. Cyanobacteria reduce quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) spawning and fertilization success. *Freshwater Science* 37 (3): 510-518.
- Boegehold, A.G., Johnson, N.S., Ram, J.L. & Kashian, D.R. 2019. Cyanobacteria reduce motility of quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*) sperm. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38: 368-374.
- Borcherding, J. 1991. The annual reproductive cycle of the freshwater mussel, *Dreissena polymorpha* Pallas, in lakes. *Oecologia* 87: 208-218.
- Conn, D.B., Lutz, R.A., Hu, Y.P. & Kennedy, V.S. 1993. Guide to the identification of larval and postlarval stages of zebra mussels *Dreissena* spp and the dark false mussel *Mytilopsis leucophaeata*. New York Sea Grant Institute, 22 p.
- Jantz, B. & Neumann, D. 1998. Growth and reproductive cycle of the zebra mussel in the River Rhine as studied in a river bypass. *Oecologia* 114: 213-225.
- Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E. & Padilla, D.K. 2015. Zebra versus quagga mussels: a review of their spread, population dynamics, and ecosystem impacts. *Hydrobiologia* 746: 97-112.
- Liebig, J.R. & Vanderploeg, H.A. 1995. Vulnerability of *Dreissena polymorpha* larvae to predation by Great Lakes calanoid copepods: the importance of the bivalve shell. *J Great Lakes Res* 21: 353-358.
- Lundberg, S., Svensson, J-E. & Petrusek, A. 2005. *Craspedacusta* invasions in Sweden. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 899-902.
- Lundberg, S., Svensson, J-E. & Petrusek, A. 2007. Sötvattensmaneten *Craspedacusta* – enkönade populationer bevis för upprepad invasion. *Fauna och Flora* 102(2): 18–22.
- MacIsaac, H., Sprules, W.G. & Leach J.H. 1991. Ingestion of small-bodied zooplankton by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): can cannibalism on larvae influence population dynamics? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 48: 2051-2060
- McMahon, R.F. & Bogan, A.E. 2001. Mollusca: Bivalvia. Ur: Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. 2:a upplagan. Academic Press, San Diego.
- Molloy, D.P., Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., Kurandina, D.P. & Laruelle, F. 1997. Natural enemies of zebra mussels: predators, parasites and ecological competitors. *Reviews in Fisheries Science* 5: 27-97
- Molloy, D.P., bij de Vaate, A., Wilke, T & Giamberini, L. 2007. Discovery of *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov 1897) in Western Europe. *Biological Invasions* 9: 871–874
- Nichols, S.J. 1996. Variations in the reproductive cycle of *Dreissena polymorpha* in Europe, Russia, and North America. *Amer. Zool.* 36: 311-325.
- Nichols, S. & Black, G. 1994. Identification of larvae: The zebra mussel (*Dreissena polymorpha*), quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*), and Asian clam. *Can J Zool* 72: 406-417.
- Vanderploeg, H.A., Liebig, J.R., Carmichael, W.W., Agy, M.A., Johengen, T.H., Fahnenstiel, G.L and Nalepa, T.F. 2001. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Can J Fish Aquat Sci* 58: 2008-2021.
- Wozniczka, A., Wawrzyniak-Wydrowska, B., Radziejewska, T. & Skrzypacz, A. 2016. The quagga mussel (*Dreissena rostriformis bugensis*, Andrusov 1897) – another Ponto-Caspian dreissenid bivalve in the southern Baltic catchment: the first record from the Szczecin lagoon. *Oceanologia* 58: 154-159.

Bilaga 2: Provtagningsutrustningen



Den planktonhåv (maskvidd 25 μm , diameter=15 cm, längd utan uppsamlingskopp = 50 cm) och den 1 liter provflaska som användes vid den kvalitativa respektive kvantitativa provtagningen. På fotot från lokal 9 (se bilaga 3) visas planktonhåv monterad på skaftet i dess fulla längd.

Bilaga 3: Provtagningslokaler 2019

Lokalnamn		Koordinater RT 90
1. Norrköping	Motala ström, vid Riksbrons södra fäste	6496115, 1520150
2. Kimstad	Motala ström, nedströms kraftverk	6491540, 1508988
3. Norsholm	Göta kanal, nedströms sluss	6487156, 1509954
4. Linköping	Kinda kanal, nedströms Tannefors sluss	6475298, 1490733
5. Sturefors	Kinda kanal, uppströms sluss	6466495, 1497805
6. Brokind	Kinda kanal, uppströms sluss	6454054, 1491672
7. Svartån, Bergsvägen	Svartån, vid Bergsvägens norra brofäste	6482155, 1484546
8. Svartån, riksväg 34	Svartån, strax norr väg 34:s brofäste	6481154, 1482388
9. Svartån, Svartåfors	Svartån, i Svartåforsdammen	6480905, 1481719
10. Berg	Göta kanal, uppströms slusstrappan	6484796, 1483561
11. Ljung	Motala ström, badplats vid Ljung kyrka	6489528, 1479454
12. Borensberg	Göta kanal, uppströms sluss	6493141, 1469674
13. Motala	Göta kanal, nedströms första slussen	6490463, 1455646
14. Karlsborg	Uppströms bron i gästhamnen	6491686, 1424163
15. Forsvik	Göta kanal, uppströms sluss	6495645, 1420175
16. Tåtorp	Göta kanal, uppströms sluss	6499676, 1406300
17. Vassbacken	Göta kanal, utflöde ur kanaldamm	6501704, 1402810
18. Töreboda	Göta kanal, i gästhamn	6511059, 1402871
19. Lyrestad	Göta kanal, uppströms sluss	6521228, 1399046
20. Sjötorp	Göta kanal, uppströms sluss	6525281, 1394671



1. Norrköping. Motala ström nedströms Riksbrons södra fäste. Provtagningen skedde från klip-porna den 5 aug och den 27 aug 2019. Mussellarver påträffades vid båda tillfällena, liksom vid inventeringen 2013. Vid inventeringen 2013 togs dock prov ca 100 m längre nedströms vid den då ännu befintliga Femöresbrons södra fäste.



2. Kimstad. Motala ström, nedströms kraftverket. Provtagningen skedde den 5 aug och den 27 aug 2019 längs en ca 15 m lång sträcka från betongfundamentet och nedströms. Mussellarver påträffades på lokalen vid båda provtagningarna, liksom vid inventeringen 2013.



3. Norsholm. Göta kanal, nedströms slussen. Provtagning genomfördes från kajkanten den 6 aug och den 27 aug 2019. Mussellarver påträffades vid båda tillfällena, liksom vid inventeringen 2013. Vid inventeringen 2013 togs prov vid en då tillgänglig kajkant ca 75 m längre nedströms.



4. Linköping. Kinda kanal nedströms Tannefors sluss. Provtagning skedde från bryggan den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen. Vid inventeringen 2013 var lokalen förlagd till en inte längre befintlig brygga i Stångån ca 250 m längre uppströms.



5. Sturefors. Kinda kanal, uppströms slussen. Provtagningen skedde från träbryggan den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



6. Brokind. Kinda kanal, uppströms slussen. Provtagning skedde från kanalkanten den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



7. Svartån, Bergsvägen. Provtagningen skedde vid norra brofästet den 6 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



8. Svartån, Riksväg 34. Provtagningen skedde intill norra brofästet i den norra åfåran den 5 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen. Lokalen var svårtillgänglig.



9. Svartån, Svartåfors. Provtagningen skedde uppströms dammluckorna i Svartåforsdammen den 5 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen. På bilden syns den skaftförsedda håv som användes vid den kvalitativa provtagningen.



10. Berg. Göta kanal, uppströms slussarna. Provtagningen utfördes från kanalkanten nära minnesmonumentet den 6 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



11. Ljung. Motala ström, badplats i Ljungsjön vid Ljung kyrka. Provtagningen utfördes från badbryggan den 6 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen. Fotot är från 2013 års undersökning.



12. Borensberg. Göta kanal, uppströms slussen. Provtagningen utfördes från träbryggan den 6 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



13. Motala. Göta kanal, nedströms första slussen. Provtagningen utfördes från träbryggan den 6 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



14. Karlsborg. Uppströms bron i gästhamnen. Provtagningen utfördes från kajkanten den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



15. Forsvik. Göta kanal, uppströms slussen. Provtagningen utfördes från kanalkanten den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



16. Tåtorp. Göta kanal, uppströms slussen. Provtagningen utfördes från träbryggan intill båtilläggningsplatsen den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



17. Vassbacken. Göta kanal, utflöde ur kanaldamm. Provtagningen utfördes i utloppsbacken nedanför kanalens nivåregleringsdämme den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



18. Töreboda. Göta kanal, i gästhamnen. Provtagningen utfördes från träbryggan den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



19. Lyrestad. Göta Kanal, uppströms slussen. Provtagningen utfördes från kanalkanten mittemot kanalstugan den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



20. Sjötorp. Göta kanal, uppströms slussen. Provtagningen utfördes från kanalkanten vid minnesmonumentet den 3 aug 2019. Mussellarver påträffades inte på lokalen.



Havs
och Vatten
myndigheten



Linköping
Där idéer blir verklighet