

# Skydd av kustmiljöer genom övervakning av japansk venusmussla



Länsstyrelsen  
Västra Götaland



GÖTEBORGS  
UNIVERSITET

## Kartläggning av japansk venusmussla

Titel: Skydd av kustmiljöer genom övervakning av japansk venusmussla  
Författare: Youk Greeve, Mats Lindegarth, Marina Panova & Åsa Strand  
Rapportnummer: 2025:46  
Diarienummer: 512-20493-2025  
Utgivningsår: 2025  
Omslagsbild: Youk Greeve

## Förord

Målet med Länsstyrelsens arbete med invasiva främmande arter är att förhindra etablering och spridning av de arter som har eller kan ha en negativ påverkan på våra ekosystem och den biologiska mångfalden. För att kunna prioritera rätt åtgärder vid bekämpning av invasiva arter behöver Länsstyrelsen veta var dessa arter finns, hur stora bestånden är samt se på hur snabbt de sprider sig. Eftersom det oftast är mycket svårt att utrota en invasiv art som har etablerat sig i kustvattnet är det viktigt att förstå hur en ny art påverkar sin omgivning samt hitta den i tidigt stadiet av etablering. Den japanska venusmusslan hittades i Sverige i februari 2025 och har klassificerats att ha en låg risk för invasivitet, men det är svårt att avgöra hur den verkliga påverkan ser ut i våra svenska ekosystem. Därför är det viktigt att öka kunskapen om denna nya art samt utvärdera eventuella bekämpningsåtgärder. I enlighet med detta har detta projekt syftat till att kartlägga utbredningen av japansk venusmussla i Sverige och att utforska möjliga åtgärdsalternativ. Projektet finansierades via Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA).

Rapportens innehåll är granskat av Länsstyrelsen men innehåll och slutsatser är författarnas.

Göteborg 2025-12-17

Åsa Strand  
Marin förvaltare  
Kosterhavets Nationalpark

Anna Dimming  
Samordnare akvatiska invasiva  
arter

# Innehåll

<b>FÖRORD .....</b>	<b>3</b>
<b>SAMMANFATTNING .....</b>	<b>5</b>
<b>INLEDNING .....</b>	<b>7</b>
Bakgrund .....	7
<b>METOD .....</b>	<b>8</b>
Kartläggning av utbredning, vektorer och ekologiska effekter .....	8
Genetisk analys för verifiering .....	8
Detaljinventering Hasslebukten .....	8
Geografisk utbredning .....	10
Bortrensningförsök .....	11
<b>RESULTAT OCH DISKUSSION .....</b>	<b>13</b>
Förekomst i Europa och Skandinavien .....	13
Genetisk analys för verifiering i Sverige .....	14
Detaljinventering Hasslebukten .....	15
Geografisk utbredning .....	17
Möjliga vektorer för introduktionen .....	19
Bortrensningförsök .....	20
Möjliga ekologiska konsekvenser .....	21
<b>SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER .....</b>	<b>22</b>
<b>TACK TILL .....</b>	<b>23</b>
<b>REFERENSER .....</b>	<b>24</b>

# Sammanfattning

Den japanska venusmuslan (*Ruditapes philippinarum*, Adams & Reeve 1850) är en art som lever nedgrävd i havsbotten i grunda vatten nära kusten. Den kommer ursprungligen från Ostasien, där den är en viktig art för både fiske- och vattenbruk. Den introducerades till Europa under 1900-talet för att diversifiera vattenbruksindustrin, men utvecklade snabbt vilda populationer och spred sig till många delar av Europa.

Arten påträffades första gången i Sverige den 2a februari 2025 på en strand på ön Saltö i norra Bohuslän. Denna rapport redogör för resultaten av det projekt som finansierades av Länsstyrelsen Västra Götaland via LOVA medel för att undersöka hur väl etablerad och geografiskt utbredd arten för närvarande är i Sverige, vilken miljö arten trivs bäst i, och vad man kan göra åt den. En litteraturstudie genomfördes också för att undersöka möjliga spridningsvägar genom vilka japanska venusmuslor kan ha introducerats till Sverige och de ekologiska konsekvenser detta kan ha för inhemska arter.

Efter att artens identitet hade bekräftats genom genetisk analys inom projektet utvecklades metoder för att kartlägga och övervaka förekomsten av japanska venusmuslor längs Skagerraks kust. Resultaten visar att den japanska venusmuslan redan har en omfattande geografisk utbredning i Sverige och vid inventeringar inom projektet observerades arten från Oslofjorden i norr till Orust i söder. Arten var särskilt vanlig i den norra delen av Bohuslän, där den påträffades på de flesta platser.

Även om de bortrensningmetoder som testats i detta projekt visade sig lovande för framtida bekämpningsarbete är det osannolikt att arten kan utrotas i nuläget. Detta beror inte bara på att den redan är geografiskt utbredd, utan också på att arten verkar vara reproduktivt aktiv i detta område eller att det regelbundet kommer in nya rekryter från externa källor. Litteraturen pekar på att Sveriges västkust är en lämplig livsmiljö för japanska venusmuslor, och det är sannolikt att arten därför kommer att öka i förekomst och fortsätta att spridas.

Det finns inte mycket publicerat om effekter av japansk venusmussla har på invaderade ekosystem, men arten har potential att konkurrera med inhemska arter eftersom de har förmågan att snabbt öka i antal, vilket de har gjort på flera platser i Europa, verkar föredra liknande livsmiljöer som inhemska arter och potentiellt kan konkurrera om föda med inhemska arter. Dessutom kan flera sjukdomar som är förknippade med japansk venusmussla ha introducerats i Sverige, vilket kan påverka inhemska arter.

Framtida arbete bör fokusera på att övervaka utvecklingen och

## Kartläggning av japansk venusmussla

spridningen av den svenska populationen av japansk venusmussla och studera potentiella interaktioner med inhemska arter. I framtiden kan det bli nödvändigt att vidta åtgärder för att begränsa artens populationsstorlek på platser där negativa effekter av arten kan dokumenteras, men de ekologiska konsekvenserna av sådana insatser bör undersökas noggrant innan storskaliga insatser kan rekommenderas.

# Inledning

## Bakgrund

Den 2a februari 2025 hittades en mussla på stranden i Hasslebukten på ön Saltö nära Tjärnö marina laboratorium, Göteborgs Universitet. Misstankar uppstod om att det var en japansk venusmussla (*Ruditapes philippinarum*, Adams & Reeve 1850), en art som inte tidigare observerats i Sverige. Bilder på musslan skickades till flera nationella och internationella forskare som bekräftade att det rörde sig om denna främmande art. Under de följande månaderna hittades flera exemplar på samma plats. Dessutom upptäcktes tomma skal på två stränder på den närliggande ön Rossö.

I ett samarbete mellan länsstyrelsen Västra Götaland och Göteborgs universitet söktes ett projekt inom ramen för Lokala vattenvårdsprojekt (LOVA) för att utreda möjligheterna till, och förutsättningarna för, tidiga åtgärder mot arten. Arbetet genomfördes mellan maj och november 2025.

Syftet med projektet var att:

- » Bekräfta förekomsten av japansk venusmussla i Sverige genom genetisk analys
- » Utveckla och tillämpa metoder för att kartera och övervaka arten och:
  - ge en detaljerad beskrivning av habitatpreferenser och förekomst på den plats där den ursprungligen upptäcktes
  - inventera det omgivande området för att undersöka den geografiska spridningen
- » Testa bekämpningsmetoder för eventuellt framtida åtgärdsarbete
- » Genomföra en mindre litteraturstudie för att undersöka:
  - tidiga uppgifter om förekomst i nordiska länder
  - möjliga vektorer för introduktionen
  - ekologiska konsekvenser relaterade till introduktionen

Avslutningsvis skulle projektet ta fram rekommendationer om hur arten kan hanteras vid svenska västkusten utifrån sannolik påverkan på sin omgivning.

# Metod

## Kartläggning av utbredning, vektorer och ekologiska effekter

För att kartlägga dokumenterad förekomst i Norden, analysera möjliga vektorer för introduktion av arten och utreda möjliga ekologiska konsekvenser av en etablering genomfördes en mindre litteraturstudie med Artdatabankens riskanalys som utgångspunkt. Litteratur identifierades i Google scholar med sökorden *Ruditapes philipinaria* och *manilla clam*. Resultaten sorterades kronologiskt och de som bedömdes relevanta baserat på titel och/eller abstract valdes ut. Kontakt med forskare i Norge, Tyskland, England och Frankrike bidrog med utökad kunskap om både utbredning och relevant litteratur.

## Genetisk analys för verifiering

Vävnadsprover extraherades från manteln på tre levande individer (Rud1–3) som hittades i Hasslebukten för att genetiskt verifiera arten. DNA extraherades med QIAGEN DNeasy Blood & Tissue-kit enligt tillverkarens protokoll. DNA-koncentrationen mättes med Qubit-fluorometer. COI-fragmentet amplifierades i PCR med hjälp av primärerna LCO1490 och HCO2198 från Folmer *m.fl.* (1994). PCR-produkterna visualiserades på gelelektroforesen för att bekräfta att amplifiering av rätt fragment varit framgångsrik och proverna skickades därefter till Eurofins Genomics, Tyskland, för Sanger-sekvensering med samma primärer som användes i PCR. Metoden beskrivs i mer detalj i Greeve *m.fl.* (2025).

Sekvenskromatogram sammanställdes därefter individuellt för varje prov med hjälp av programvaran Geneious Prime 2. Konsensussekvenser identifierades genom jämförelse med BOLD-databasen (<http://boldsystems.org/>). Sekvenserna är deponerade i NCBI Genbank-databasen, accessionsnummer PV864933, PV864934 och PV864935.

## Detaljinventering Hasslebukten

För att öka kunskapen om livsmiljöpreferenser för japansk venusmussla i Bohuslän genomfördes en detaljerad inventering av den plats där arten först observerades. Fokus låg på att ta reda på vid vilket djup och i vilka sedimenttyper arten förekom för att underlätta kartering på andra platser. Sex jämnt fördelade transekter placerades längs stranden och

## Kartläggning av japansk venusmussla

provtagningsplatser fastställdes på sex olika djup (0,25, 0,5, 0,75, 1,0, 1,5 och 2,0 m). Tidvattennivån korrigerades vid provtagningstillfället i förhållande till uppmätt vattenstånd vid SMHIs övervakningsstation i Kungsvik ([SMHI](#)).

På grundare djup (0,25–1 m) placerades två kvadrater (tillsammans 2 m<sup>2</sup>) på varje djup på varje transekt. Sedimentet inom varje kvadrat provtogs genom att havsbotten skrapades med krattor med nät fästa vid dem (figur 1). Nätets maskstorlek var ungefär 5 mm. Skrapningen avbröts när ett djup på cirka 5 till 10 cm hade uppnåtts (det maximala grävdjupet för japanska venusmusslor som rapporterats i Lee, 1996).



Figur 1. Utrustning som användes för att samla in musslor i detta projekt. Krattan hade kraftiga metallpigggar och ett nät fäst vid krattan för att samla in organismer som lever i botten. Liknande redskap används av musselfiskare i andra länder. Metallstången (bild till vänster) användes för att ta bottenprover i djupare vatten (>1,5 m). Bilder: Youk Greeve.

På större djup (1,5 och 2 m) var det inte möjligt att använda krattan och en annan metod användes. Sedimentprover togs från en liten båt med hjälp av en specialiserad sedimentprovtagare (figur 1). På grund av sedimentprovtagarens lilla storlek (79 cm<sup>2</sup> jämfört med 2 m<sup>2</sup> för krattan) togs 25 prover på varje djup på varje transekt, vilket resulterade i en total yta per transekt och djup av  $\approx 0,2$  m<sup>2</sup>. Sedimentet från varje kärnprov togs ombord och siktades med en sikt med en maskstorlek på 4 mm.

Alla musslor som påträffades räknades och placerades sedan i påsar och frystes i -20 °C.

## Geografisk utbredning

Den geografiska utbredningen av den japanska venusmusslan undersöktes genom att 64 lokaler från Larvik i Norge i norr till Marstrand i söder inventerades. Målet för denna del kan delas upp utifrån två frågeställningar:

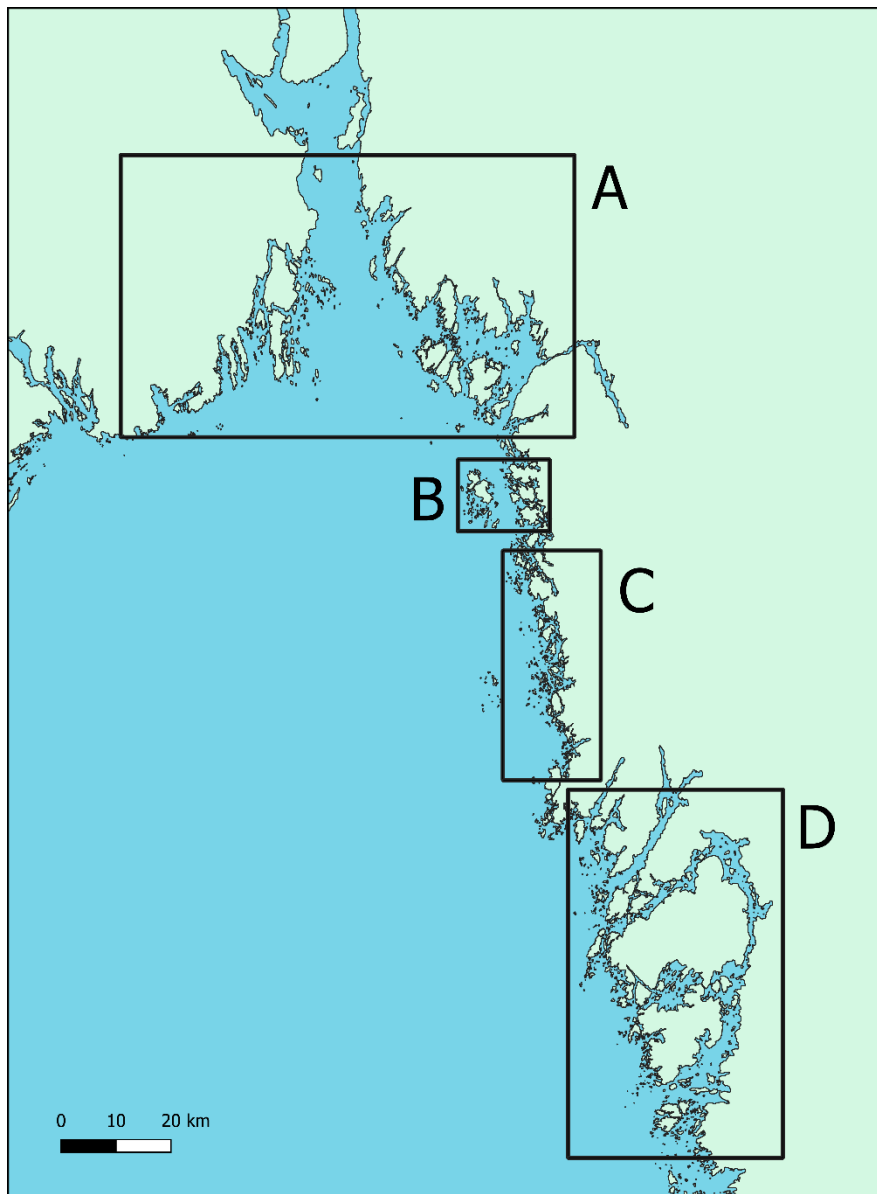
- Hur vanliga är japanska venusmusslor i dagsläget?
- Hur långt sträcker sig dess nuvarande utbredning?

För att besvara den första frågan inventerades 26 lokaler med avseende på förekomst av japansk venusmussla i området kring öarna Öddö, Tjärnö, Rossö och Kosteröarna i norra Bohuslän (område B, figur 2). Vid alla provtagningsplatser identifierades först förekomsten av tomma skal av japansk venusmussla på stranden i vattnet ner till 0,5 m djup genom visuell inspektion i 10–20 minuter. Detta gjordes för att testa tillförlitligheten i att bekräfta förekomst av arten utifrån tomma skal. Därefter användes krattan för att ta prover från fem kvadrater (5 x 1 m<sup>2</sup>) mellan 0,2 och 0,7 m djup, vilket baserades på observerad djuputbredning i Hasslebukten.

För att maximera sannolikheten att hitta japanska venusmusslor valdes inventeringslokalerna inte ut slumpmässigt, utan baserades på en bedömning av varje lokals lämplighet som livsmiljö utifrån sedimentegenskaper eller tidigare kunskap om hög förekomst av inhemska musslor. Vissa lokaler valdes också ut genom analys av satellitbilder.

För att besvara frågeställning två inventerades ytterligare lokaler i nordlig och sydlig riktning från det tidigare inventerade området, dock med lägre upplösning än i den första inventeringen (Område A, C, och D, figur 2). Totalt besöktes ytterligare 39 lokaler. Liksom tidigare genomsöktes stranden och grunda områden (ner till 0,5 m djup) efter tomma skal. Om detta resulterade i observerad förekomst av japansk venusmussla exkluderades sökning med nät för att spara tid. Om skal inte påträffades genomfördes krattning. Den mest sydliga platsen för inventering var i området runt Marstrand norr om Göteborg, medan de norra platserna låg längs Oslofjordens kust upp till Larvik (figur 2).

Alla levande musslor som påträffades räknades, placerades i påsar och frystes i -20°C.



Figur 2. Den undersökta kustlinjen för projektet uppdelad i fyra regioner (A – D).

## Bortrensningförsök

Genom de genomförda inventeringarna samlades också data in rörande tidsåtgång för krattning som åtgärd för bortrensning av japansk venusmussla i grunda områden. I tillägg gjordes ett försök med en "vakuumsug" (figur 3). Denna maskin är utformad för att suga upp material under vatten och pumpa det genom en slang. Materialet kan fångas upp i änden av slangen. Samma system har testats för att ta bort invasiva vattenväxter (vattenpest) i ett tidigare projekt (LOVA 2024:29). Vakuumsugen användes för att avlägsna det översta lagret av bottensedimenten, tillräckligt djupt för att samla upp alla musslor ( $\approx 10$

## Kartläggning av japansk venusmussla

cm). I slutet av slangen fångades sedimentet upp i ett sållbord (10 mm och 4 mm) där musslorna kunde separeras från sanden, sorterades ut och identifieras. Alla påträffade japanska venusmusslor behölls medan de inhemska arterna lades tillbaka i havet igen. På grund av tekniska problem kunde metoden bara testas på två m<sup>2</sup>. Testet utfördes vid Lyngnholmssundet på norra sidan av Rossö. Denna plats valdes på grund av sitt relativt stora grunda område och tidigare observerade höga täthet av vuxna japanska venusmusslor.



Figur 3: Bilder från fältarbetet vid bottenrengöringsförsöket med vakuumsug vid Lyngnholmssundet som visar slangarna som används för att suga upp sedimentet (överst) och siktarna som används för att samla upp det (nederst). Bilder: Mikael Andersson.

# Resultat och diskussion

## Förekomst i Europa och Skandinavien

Den japanska venusmusslan kommer ursprungligen från Ostasien men introducerades till Europa på 1970-talet när Frankrike gav tillstånd till vattenbruksföretag att importera och odla arten (Montaudouin *m.fl.*, 2016). De importerade musslorna kom från British Columbia, där arten introducerades på 1930-talet för både fiske och vattenbruk. Även om vattenbruksföretagen i Frankrike var framgångsrika i början, började musslorna snabbt dyka upp utanför odlingarna och det blev mer lönsamt att istället samla in dem från dessa vilda populationer (Caill-Milly *m.fl.*, 2025). Sedan den första introduktionen har arten spridit sig naturligt och med människans hjälp över stora delar av kontinenten och finns nu och utnyttjas kommersiellt i Spanien, Portugal, Italien och Frankrike (FAO 2021).

1985 fördes musslor från USA:s Stillahavskust till Poole Harbour på Englands sydkust i ett försök att odla och föda upp dem för att stödja det lokala musselfisket (Humphreys, 2020). Även om detta var kontroversiellt beviljades tillstånd då det ansågs osannolikt att musslorna skulle etablera vilda populationer på grund av de låga vattentemperaturerna. Vilda populationer uppstod dock kort därefter och precis som i Frankrike fiskas musslorna numera i England i stället för att odlas.

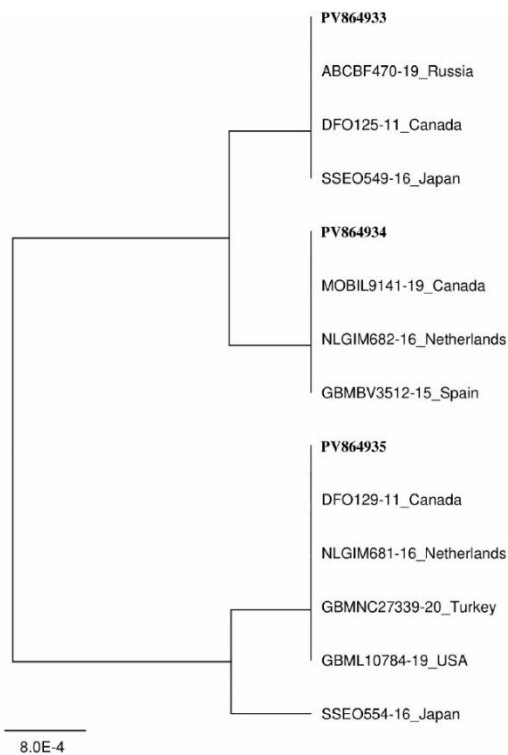
Under 1990-talet gjordes flera försök att odla japansk venusmussla i Norge baserat på individer importerade från ett kläckeri i Skottland (Mortensen *m.fl.*, 2000). Även om musslorna kunde odlas framgångsrikt var verksamheten inte ekonomiskt lönsam och odlingarna och kvarvarande levande musslor övergavs. År 1995 och 1996 besöktes odlingarna på nytt för att kontrollera om de övergivna musslorna hade överlevt. Även om japanska venusmusslor hittades, verkade det bara vara äldre individer som kom från den ursprungliga utsättningen och inga nya rekryter observerades (Mortensen *m.fl.*, 2000) Detta tyder på att de norra vattnen i Norge inte var lämpliga för musslorna att etablera vilda populationer. Det har inte kommit några ytterligare rapporter om japanska venusmusslor sedan dess, även om övervakningen inte är tillräcklig för att utesluta någon oupptäckt vild population i närliggande områden (S. Mortensen, personlig kommunikation).

Den japanska venusmusslan observerades första gången i Rheindeltat i Nederländerna 2005 (Faasse och Ligthart, 2008). Sedan dess har arten spridit sig naturligt norrut längs Nederländernas kust och in i Vadehavet (Reise *m.fl.*, 2024). Dessutom finns en population på den tyska ön Sylt, där arten har funnits sedan omkring 2011 (Reise *m.fl.*, 2024). Arten har

ännu inte observerats i Danmark (P. S. Freitas, personlig kommunikation).

## Genetisk analys för verifiering i Sverige

Sekvenserna från alla de tre analyserade individerna matchade andra poster för japansk venusmussla i BOLD-databasen med 100 % säkerhet, vilket bekräftade artens identitet. Tre unika haplotyper registrerades, vilka alla matchade poster från olika delar av världen (figur 4). Dessa matchningar från olika länder runt om i världen ger således ingen indikation om varifrån individerna från Sverige härstammar.



Figur 4. Det fylogenetiska UPGMA-trädet med hjälp av Jukes-Cantor-parvisa avstånd mellan de tre haplotyperna som registrerats i denna studie (i fetstil) och de bästa matchningarna från BOLD-databasen med sekvens-ID och ursprungsland.

Den genetiska strukturen hos japansk venusmussla i Europa är blandad, och genetiska variationer förekommer i flera länder men med olika frekvens (Chiesa *m.fl.*, 2014, 2017). För att få en bättre bild av den genetiska likheten mellan svenska och andra europeiska populationer svenska musslor jämföras med data från tidigare studier (t.ex. Chiesa *m.fl.*, 2017) om samma del av genomet analyseras. För detta ändamål bör fler individer analyseras för att fånga upp mer sällsynta haplotyper, vilket

skulle ge en bättre noggrannhet vid sökandet efter sammanhängande populationer (Reise m.fl., 2024).

### Detaljinventering Hasslebukten

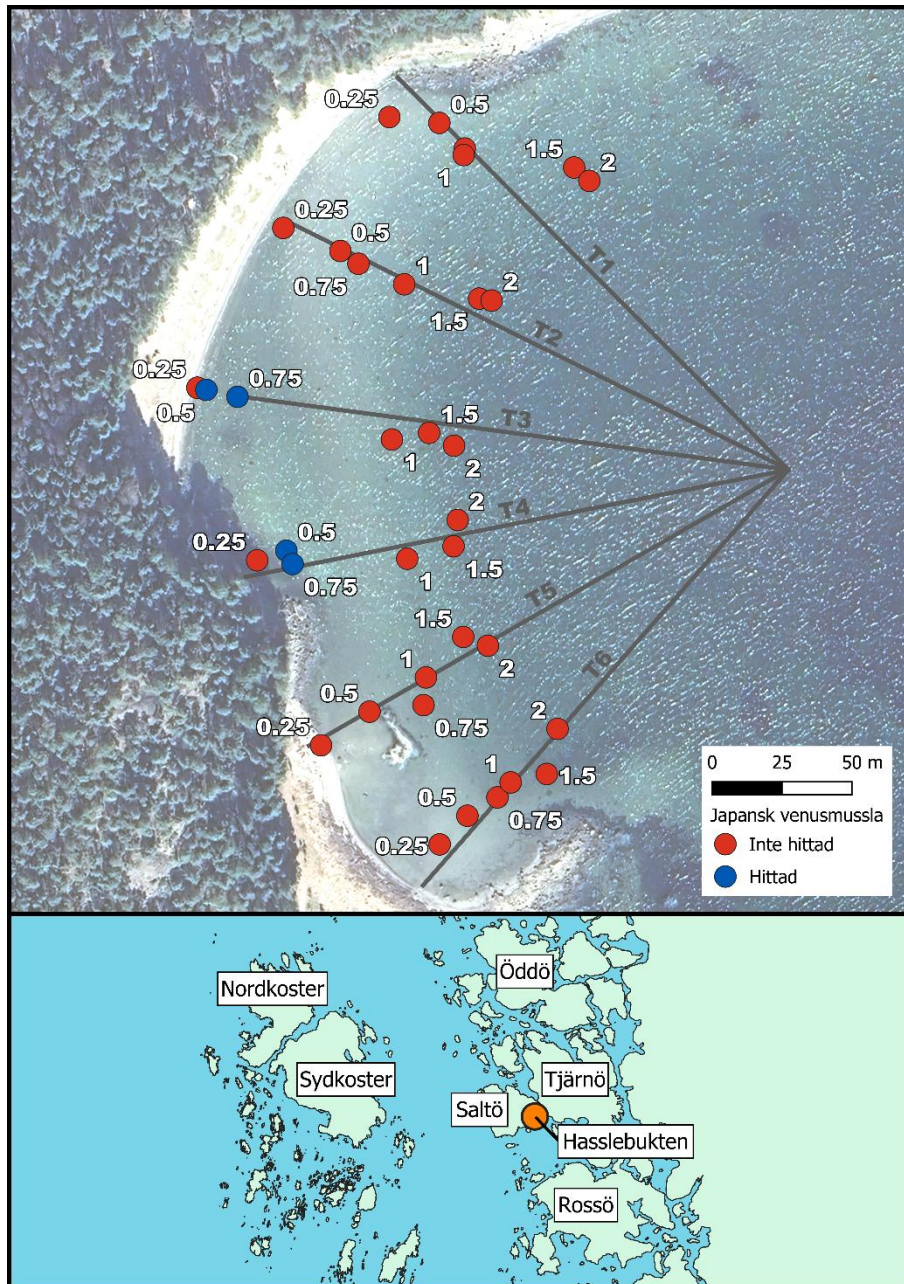
I Hasslebukten hittades levande japanska venusmusslor endast på 0,5 och 0,75 m djup i två av transekterna vid den detaljerade inventeringen av lokalen (figur 5). På platser där den japanska venusmusslan förekom varierade tätheten mellan 0,5 och 2 individer per m<sup>2</sup>. Individerna hittades tillsammans med inhemska arter av hjärtmusslor (*Cerastoderma edule* och *C. glaucum*) och andra venusmusselarter (*Polititapes aureus* och *Venerupis corrugata*) och utgjorde 2,5 till 5,6 % av den totala mängden musslor per prov.

Det fanns vissa variationer mellan provtagningsdjup och transekter när det gällde sedimentförhållanden och motsvarande musselsamhällen. De två nordligaste transekterna (T1 och 2) kännetecknades av väl sorterat sediment av fin sand som dominerades av sandmaskar (*Arenicola marina*) och hade låg täthet av inhemska musslor. I de två sydligaste transekterna (T5 och T6) var sedimentförhållandena jämförbara med de två mellersta transekterna (T3 och T4) och liknande inhemska arter hittades, men i lägre täthet.

Området där japanska venusmusslor påträffades (T3 och 4, 0,5 och 0,75 m djup) motsvarade en lätt fördjupning i strandens substrat med en högre täthet av musslor än i det omgivande området. Detta specifika område kännetecknades också av ett blandat substrat av fin sand, grus och skalfragment (figur 6). Blåmusslor och stillahavsstron förekom på stenar och grövre substrat i området.

I alla transekter nådde förekomsten av alla musslor sin högsta nivå på 0,5 och 0,75 meters djup. På 1,5 och 2 meters djup var sedimenten mjukare, och de musslor som hittades på dessa djup inkluderade arter som är mer toleranta mot sådana sediment (till exempel *Mya arenaria* och *Scrobicularia plana*). Baserat på dessa fynd valdes platser med sandigt substrat blandat med grus ut för följande undersökningar och prover togs på 0,7 meters djup och grundare.

## Kartläggning av japansk venusmussla



Figur 5. Den detaljerade undersökningen av Hasslebukten (orange cirkel) med hjälp av sex transekter (T1 - 6). Provtagningsplatserna visas med prickar, där blått indikerar förekomst av japansk venusmussla och rött indikerar frånvaro av arten. Siffran bredvid varje plats anger provtagningsdjupet (korrigerat för tidvattnet).



Figur 6. Illustration av sandigt substrat med grus och snäckskalfragment där japanska venusmusslor hittades i Hasslebukten och på andra platser. Bild: Youk Greeve.

## Geografisk utbredning

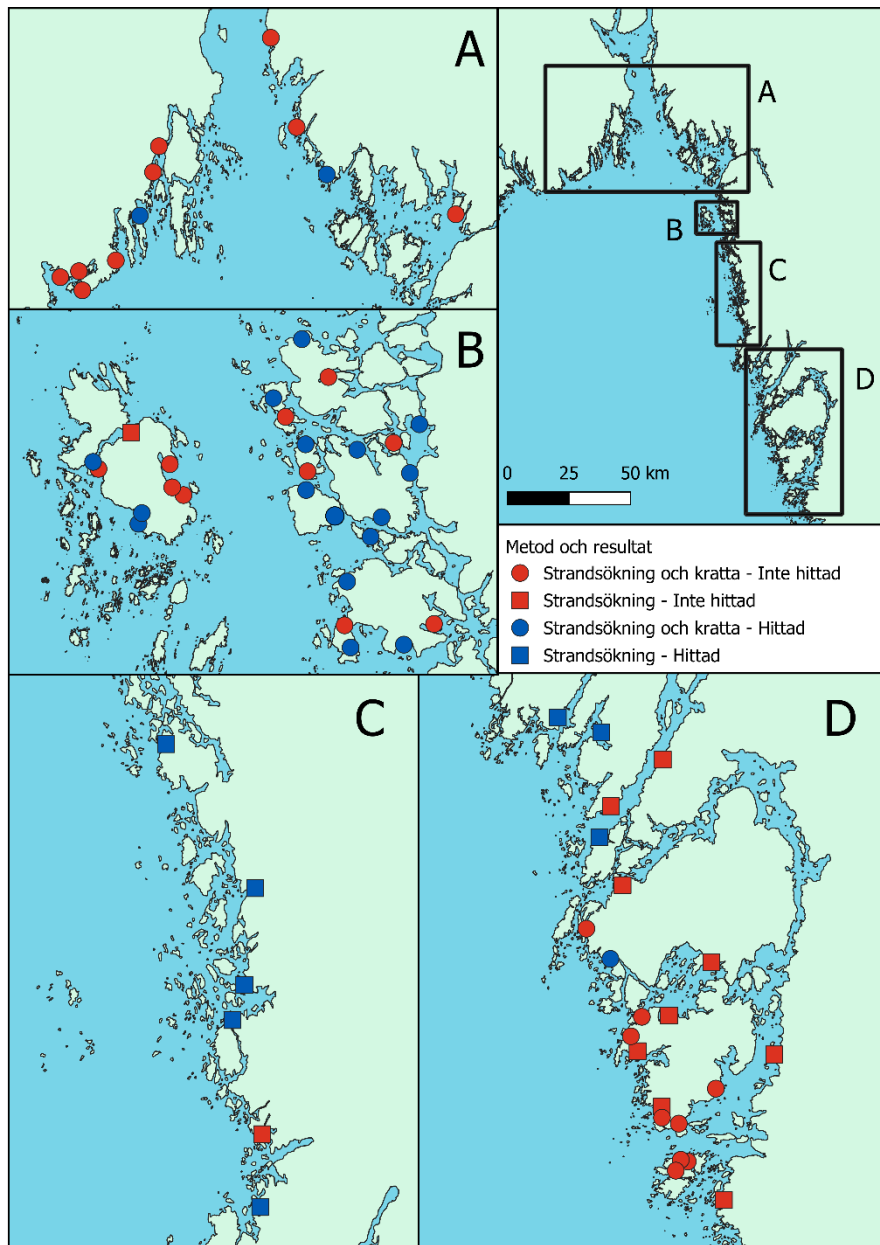
Den mer intensiva provtagningen i området kring den ursprungliga fyndplatsen (Område B, figur 7) visade att den japanska venusmusslan är ganska vanlig i detta område, med positiva fynd registrerade på 15 av 26 (58 %) av de besökta platserna (figur 7B). Tätheten av japanska venusmusslor, när de hittades levande på en plats, varierade mellan 0,2 och 7,2 individer per m<sup>2</sup> med ett genomsnitt på 1,7 individer per m<sup>2</sup>. Den högsta förekomsten inom en enskild kvadrat (1 m<sup>2</sup>) var 16 individer. Andelen japanska venusmusslor i förhållande till andra inhemska arter var som högst 33% och i genomsnitt 16% när de hittades levande i sedimentet. När alla lokaler och arter inkluderades (det vill säga även rutor där arten inte påträffades) utgjorde japanska venusmusslor 1,5% av den totala förekomsten av sedimentlevande musslor.

Vid den utökade inventeringen av japansk venusmussla i sydlig riktning (område C och D, figur 7) kunde arten upptäckas lätt som strandade skal ända ner till Fiskebäckskil (figur 7C & D). Längre söderut från denna punkt påträffades inga fler skal under genomsökningen av stränderna. Tätheten av platser ökades och sedimenten genomsöktes med kratta för att fastställa den södra utbredningsgränsen med större säkerhet. Detta resulterade i att endast ett enda levande exemplar hittades på Orusts västkust (figur 7D), vilket för närvarande är den sydligaste observationen

## Kartläggning av japansk venusmussla

av japansk venusmussla i Sverige.

Vid inventering av område A (figur 7) i nordlig riktning från område B hittades lokaler med positiv förekomst av arten (fynd av skal) på båda sidor av Oslofjorden (figur 7A). Trots en grundlig genomsökning med kratta på alla lokaler i detta område hittades endast ett levande exemplar på östra sidan och ett tomt skal på västra sidan av fjorden.



Figur 7. En översikt över de undersökta områdena. Formen på provtagningsplatserna anger metoden: cirklar (både strandsökning och kratta) eller kvadrater (endast strandsökning). Färgen anger resultatet: blått (japansk venusmussla hittad), rött (japansk venusmussla inte hittad).

Liksom i Hasslebukten påträffades Japanska venusmusslor endast i sediment som kan beskrivas som fin- eller medelgrov sand, blandad med grus och/eller skalfragment. De saknades på platser med leriga eller sandiga och väl sorterade sediment vilket ibland också påträffades trots att det inte var målsedimentet. Det bör noteras att trots dessa fynd kan japanska venusmusslor också leva i mjukare sediment med silt både i sitt invasiva och ursprungliga utbredningsområde (Hou *m.fl.*, 2023; Florence *m.fl.*, 2024). Övervakning av denna bottentyp är därför viktig för att påvisa en eventuell utökad nisch för arten i förhållande till dagsläget.

Totalt hittades och avlägsnades 101 japanska venusmusslor under de genomförda inventeringarna i detta projekt, men då enbart små områden provtogs (5 m<sup>2</sup> per lokal) är det uppenbart att den faktiska populationsstorleken är mycket större. Musslorna varierade i storlek från 8 till 57 mm skallängd. Den stora storleksvariationen tyder antingen på att arten antingen reproducerar sig framgångsrikt i Sverige eller att transport av larver från externa populationer till de inventerade områdena sker återkommande. I Portugal tar det cirka 5 år för japanska venusmusslor att nå den maximala storlek som hittades i denna studie (Maia *m.fl.*, 2025), men tillväxttakten i Sverige kan vara långsammare på grund av det kallare vattnet. Detta innebär att arten redan kan ha funnits i Sverige sommaren 2019 eller ännu tidigare.

Japanska venusmusslor har en bred tolerans för både temperatur (Drummond *m.fl.*, 2006; Moura *m.fl.*, 2017) och salthalt (Domínguez *m.fl.*, 2020; Bae *m.fl.*, 2021) och kan leva i vatten som fryser på vintern (Komorita *m.fl.*, 2009) och utsätts för stora variationer i salthalt (Dang *m.fl.*, 2010). En studie av modellering av habitatlämplighet tyder på att förhållandena i Skagerrak och Kattegatt utgör lämpliga livsmiljöer för arten, och att lämpligheten kommer att öka med stigande temperaturer orsakade av klimatförändringar (Johnson *m.fl.*, 2025). Det är därför troligt att arten kommer att finnas kvar i framtiden och eventuellt sprida sig ytterligare.

## Möjliga vektorer för introduktionen

Den japanska venusmusslan börjar sitt liv i ett frisimmande larvstadium, då larverna lever som plankton och driver med havsströmmarna i flera veckor innan de slår sig ner på havsbotten och omvandlas till sin vuxna form. Detta innebär att de har stor potential att sprida sig över stora avstånd om förhållandena är gynnsamma. Denna naturliga spridning har observerats hos japanska venusmusslor på flera platser, som Englands sydkust och längs den holländska och tyska kusten. Modellering av hydrodynamik och larvbetende i England indikerar att larver av japansk venusmussla kan färdas upp till 50 km under sitt larvstadium (Herbert *m.fl.*, 2012). Eftersom det tog cirka 15 år för arten att sprida sig naturligt

från Poole Harbour till Solent (cirka 50 km, Herbert *m.fl.*, 2012) och 15 år från Rheindeltat till tyska Vadehavet (cirka 400 km, Reise *m.fl.*, 2024) verkar det dock som att larverna ofta stannar nära den plats där de släpps.

I enlighet med detta är spridningen av den japanska venusmusslan längs Europas kuster till största delen en följd av mänsklig aktivitet, vilket framgår av dess komplexa genetiska struktur som tyder på flera introduktioner från olika källor på flera platser (Chiesa *m.fl.*, 2014). Detta är inte unikt för just denna art, utan förekommer även hos andra kommersiella arter såsom ostron och musslor. Det är inte ovanligt att andra arter oavsiktligt följer med dessa transporter, vilket också inträffat vid förflyttningar av japansk venusmussla tidigare. Till exempel har arten transporterats av misstag i samband med en fartygslast av ostron från Japan till British Columbia (Quayle, 1941) och möjligen från England till Rheindeltat på samma sätt ihop med musslor (Faasse and Ligthart, 2008). Dessa händelser visar hur främmande arter ibland dyker upp långt från sina naturliga utbredningsområden. Andra sätt på vilka musslor oavsiktligt sprids av människor är när larver transporteras med ballastvatten i fartyg från en hamn till en annan och när de fäster sig vid fartygsskrov (något som främst ses hos blåmusslor och andra liknande arter som inte lever i bottensediment).

Hur exakt den japanska venusmusslan har kommit till Sverige är dock fortfarande oklart. Å ena sidan introduceras japanska venusmusslor ofta av människor som en intressant art att odla och fiska, men det finns inget kommersiellt fiske på bottenlevande musslor i Sverige för närvarande. Det finns en chans att ett fåtal individer fördes till Sverige för konsumtion men i stället släpptes ut i havet och att de har spridit sig själva därifrån. En annan möjlighet är att de naturligt spridit sig från en annan plats, som när stillahavsostronet *Magallana gigas* kom till Sverige från Danmark i 2007 (Laugen *m.fl.* 2015, Faust *m.fl.* 2017). Det finns dock inga kända populationer av japanska venusmusslor i Danmark eller Norge som är tillräckligt nära för att vara en möjlig källa för de i Sverige. Mer klarhet kring introduktionen av japanska venusmusslor till Sverige kan erhållas genom att övervaka de omgivande kustlinjerna i Danmark och Norge och genom genetisk analys.

## Bortrensningförsök

På grund av tekniska problem fungerade vakuumsugaren inte fullt ut vid genomförandet av det fältbaserade rensningförsöket och försöket blev därför mindre omfattande än planerat. Trots detta utvärderades metoden på två 1 m<sup>2</sup> stora kvadrater. Uppsugning av ytsedimentet i rutorna tog mellan 2 till 3 minuter per m<sup>2</sup>, och ungefär lika lång tid gick åt till att söka efter musslor i materialet efteråt. Detta var betydligt

snabbare än manuell krattning, som tog cirka 15 minuter per m<sup>2</sup>, men krävde också ett team på tre personer för att fungera. Trots den tidigare dokumenterade höga tätheten av japansk venusmussla på lokalen påträffades endast en individ per ruta på i det grövre sållet (>10 mm). Det mindre sållet (4 mm) fylldes snabbt med grov sand och tog längre tid att sortera igenom. Inga mindre japanska venusmusslor hittades där.

Sammantaget verkade användningen av vakuumsug vara en lovande metod för att rensa bort japanska venusmusslor. Det finns dock flera tekniska problem som måste lösas och utrustningen måste justeras för att göra den mer effektiv. Till exempel behöver längden på slangarna optimeras i förhållande till hur mycket substrat som sugas in så att de inte blockeras. Sålningen behöver också optimeras. Förslagsvis kan endast det större sållet användas om en förinventering visar att förekomsten av små venusmusslor är väldigt låg. Sugning används ofta av fiskare i Europa för att samla musslor, så metoden har visat sig vara effektiv och miljöpåverkan är bevisligen acceptabel i ett internationellt perspektiv. Om denna metod är lämplig som ett sätt att utrota arten lokalt eller på västkusten är en annan fråga.

Med tanke på hur utbredd den japanska venusmusslan redan har visat sig vara i Bohuslän och den enorma yta som skulle behöva störas av en sådan insats för att uppnå en utrotning, är det tveksamt att detta är möjligt. Dessutom skulle skadorna på ekosystemet sannolikt överstiga de skador som musslorna själva skulle orsaka om de lämnades då stora ytor av sediment måste störas. Om introduktionen till Sverige skedde på ett naturligt sätt är det troligt att framtida etableringar från samma källa kommer att fortsätta. Det är dock inte omöjligt att metoden kan användas för lokal minskning av arten där den förekommer i höga tätheter. Det rekommenderas att en grundlig undersökning av effekterna av vakuumsug på den inhemska bottenfaunan genomförs innan några storskaliga åtgärder vidtas.

## Möjliga ekologiska konsekvenser

Det finns begränsad kunskap om de ekologiska konsekvenserna av etablering av japansk venusmussla i andra delar av Europa. Eftersom arten föredrar en liknande livsmiljö och livnär sig på att filtrera plankton från vattenmassan finns det troligen ett betydande nischöverlapp jämfört med inhemska arter. Studier har visat att japanska venusmusslor äter olika typer av föda med samma effektivitet som vissa inhemska arter (Dias *m.fl.m.fl.*, 2019; Cabral *m.fl.m.fl.*, 2025). På grund av deras höga reproduktionsförmåga och höga tolerans för olika miljöförhållanden finns det en risk att de kommer att öka i antal inom en snar framtid och de kan därmed komma att konkurrera med inhemska musselarter. Detta har observerats på flera platser i Europa, bland annat i Archaconbukten i

Frankrike (Florence *m.fl.m.fl.*, 2024), Venedigs lagun i Italien (Pranovi *m.fl.*, 2006) och Taugusflodens mynning i Portugal (Chainho *m.fl.*, 2015), där japanska venusmusslor har blivit den dominerande arten. I Venedigs lagun lyckades japanska venusmusslor i princip ta över ekosystemet på kort tid, vilket medförde förändringar i ekosystemet och möjligen begränsade de inhemska arterna (Pranovi *m.fl.*, 2006). Detta är särskilt relevant för Sveriges västkust, eftersom vissa inhemska musselarter har minskat i antal på senare tid (Greeve *m.fl.*, under granskning), vilket potentiellt ger den japanska venusmusslan utrymme att snabbt expandera utan konkurrens. Det finns också information som tyder på att arten kan vara mer motståndskraftig mot extrema väderhändelser än inhemska arter såsom hjärtmussla *Cerastoderma edule* (Zhou *m.fl.*, 2025). Detta skulle ge japansk venusmussla en konkurrensfördel, särskilt i framtiden när värmeböljor kan bli vanligare på grund av klimatförändringar.

En annan potentiell risk är att etableringen av arten skulle kunna bidra till etablering av patogener som hittills inte finns i Sverige. Många parasitiska organismer förekommer i samband med japansk venusmussla (Bathige *m.fl.*, 2025), varav vissa också kan påverka inhemska arter. Sjukdomar är en av de främsta orsakerna till massdöd hos musslor (Burdon *m.fl.*, 2014). Både sannolikheten för, och de ekologiska konsekvenserna av, en ökning av förekomsten av parasiter och patogener ökar när ett ekosystem domineras av en enda art. I Frankrike har till exempel utbrott av tidigare okända sjukdom ("brown ring disease") orsakad av bakterierna *Vibrio tapetis* orsakat en betydande minskning av populationerna av japanska venusmusslor (Caill-Milly *m.fl.*, 2025). En annan vanlig patogen hos japanska venusmusslor, *Perkinsus olsenii*, utgör en potentiell risk eftersom den kan infektera ett stort antal mussel- och andra blötdjursarter och orsaka hög dödlighet (Nam *m.fl.*, 2018; Carella *m.fl.*, 2023). Ingen av dessa patogener förekommer vad vi vet i Sverige idag, och det finns en risk att de kan ha introducerats tillsammans med, eller kommer att etablera sig med, den japanska venusmusslan.

## Slutsatser och rekommendationer

Detta projekt bekräftar den första observationen av japansk venusmussla i Sverige, och visar att arten redan har en bred geografisk utbredning och förekommer i betydande tätheter på vissa lokaler. Arten har troligen funnits i Sverige i minst fem år och verkar ha potential att öka i antal och sprida sig till ytterligare, även in i Kattegatt. De största ekologiska

riskerna inkluderar möjlig konkurrens med inhemska arter och att arten kan fungera som värd för av nya sjukdomar och parasiter. Det utvecklade protokollet kan användas för kartering av ytterligare områden.

Även om det troligtvis är omöjligt att utrota arten helt, rekommenderas övervakning av populationen av japansk venusmussla och av inhemska arter för att upptäcka eventuella negativa interaktioner och ökad spridning. För att minska förekomst på lokaler med höga tätheter kan bortrensning med vakuumsug användas för att minska antalet och ge utrymme åt inhemska arter, men metoden behöver utvecklas och utvärderas vidare innan storskaliga åtgärder kan genomföras. Det är möjligt att bortrensning av arten bör kombineras med restaurering av inhemska arter, men mer forskning behövs för att kunna rekommendera denna typ av åtgärder.

## Tack till

Vi vill tacka Tamara Tasi för hjälpen vid insamlingen av japanska venusmusslor i fält. Vi vill också tacka Anna Dimming, Länsstyrelsen Västra Götaland, för hjälp med bortrensningsförsöket, och för utlåning av vakuumsugen och för värdefulla kommentarer på rapporten. Projektet har genomförts med medel från LOVA beviljade av länsstyrelsen i Västra Götaland (d.nr. 20493-2025).

## Referenser

Bae, H. *m.fl.* (2021). The Effects of Temperature and Salinity Stressors on the Survival, Condition and Valve Closure of the Manila Clam, *Venerupis philippinarum* in a Holding Facility, *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(7)]. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3390/jmse9070754>.

Bathige, S.D.N.K. *m.fl.* (2025). Parasitic fauna of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*): Insights, threats, and control measures – A review, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 319]. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109263>.

Burdon, D. *m.fl.* (2014). Mass mortalities in bivalve populations: A review of the edible cockle *Cerastoderma edule* (L.), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 150, pp. 271–280. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.04.011>.

Cabral, S. *m.fl.* (2025). Eating contest between native and non-indigenous bivalve species: estimating capture efficiencies and clearance rates using natural seston, *NeoBiota*, 102, pp. 125–150. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3897/neobiota.102.148326>.

Caill-Milly, N. *m.fl.* (2025). Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) in France: Fishing activity, governance and present knowledge challenges regarding its biology and ecology, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 317]. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109206>.

Carella, F. *m.fl.* (2023). The endoparasite *Perkinsus olseni* affecting the Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) in the Italian and Spanish waters: A new possible threat for mussel aquaculture and wild animal population, *Frontiers in Marine Science*, 10]. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1116837>.

Chainho, P. *m.fl.* (2015). Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 167, pp. 199–211. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.06.019>.

Chiesa, S. *m.fl.* (2014). Genetic diversity of introduced Manila clam *Ruditapes philippinarum* populations inferred by 16S rDNA, *Biochemical Systematics and Ecology*, 57, pp. 52–59. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.bse.2014.07.008>.

Chiesa, S. *m.fl.* (2017). A history of invasion: COI phylogeny of Manila clam *Ruditapes philippinarum* in Europe, *Fisheries Research*, 186, pp. 25–35. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.07.024>.

Dang, C. *m.fl.* (2010). The Manila clam population in Arcachon Bay (SW France): Can it be kept sustainable?, *Journal of Sea Research*, 63(2), pp.

108–118. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.11.003>.

Dias, E. *m.fl.* (2019). Food sources of the non-indigenous bivalve *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850). and trophic niche overlap with native species, *Aquatic Invasions*, 14(4), pp. 638–655. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.4.05>.

Domínguez, R. *m.fl.* (2020). Sublethal responses of four commercially important bivalves to low salinity, *Ecological Indicators*, 111]. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106031>.

Drummond, L. *m.fl.* (2006). The reproductive biology of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, from the North-West of Ireland, *Aquaculture*, 254(1–4), pp. 326–340. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2005.10.052>.

Faasse, M. and Ligthart, M. (2008). De exotische tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* (adams & Reeve, 1850). vestigt zich in nederland, *Het Zeepaard*, 68, pp. 175–179.

FAO Yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics 2019/FAO *annuaire*. Statistiques des pêches et de l'aquaculture 2019/FAO *anuario*. Estadísticas de pesca y acuicultura 2019 (2021). FAO. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.4060/cb7874t>.

Faust, E. *m.fl.* (2017). Origin and route of establishment of the invasive Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Scandinavia, *Marine Ecology Progress Series*, 575, pp. 95–105. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3354/meps12219>.

Florence, S. *m.fl.* (2024). Study and monitoring of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* population in the Arcachon bay - Year 2024. 103857. Ifremer.

Folmer, O. *m.fl.* (1994). DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates., *Molecular marine biology and biotechnology*, 3(5), pp. 294–299.

Greeve, Y. *m.fl.* (under granskning). Decline in abundance and size of infaunal bivalves have more than halved biomass and filtration capacity in shallow, Swedish coastal habitats since the 1990's, *Marine Ecology Progress Series*.

Greeve, Y. *m.fl.* (2025). First report of the non-native Manila clam *Ruditapes philippinarum* on the Swedish Skagerrak coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 325: 109487.

Herbert, R.J.H. *m.fl.* (2012). Invasion in tidal zones on complex coastlines: modelling larvae of the non-native Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, in the UK, *Journal of Biogeography*, 39(3), pp. 585–599. Tillgänglig på:

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02626.x>.

Hou, W. *m.fl.* (2023). Effects of Manila clam *Ruditapes philippinarum* culture on the macrobenthic community, *Frontiers in Marine Science*, 10. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1084386>.

Humphreys, J. (2010). The introduction of the Manila clam to British coastal waters, *Biologist*, 57(3), pp. 138-139.

Johnson, A.S. *m.fl.* (2025). Predicting the future distribution of a commercially important clam (*Ruditapes philippinarum*) in a changing climate, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 320. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109307>.

Komorita, T. *m.fl.* (2009). Impact of low temperature during the winter on the mortality in the post-settlement period of the juvenile of short-neck clam, *Ruditapes philippinarum*, on the tidal flats in Hichirippu Lagoon, Hokkaido, Japan, *Plankton and Benthos Research*, 4(1), pp. 31-37. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3800/pbr.4.31>.

Laugen, A. *m.fl.* (2015). The Pacific Oyster (*Crassostrea gigas*) invasion in Scandinavian coastal waters in a changing climate: impact on local ecosystem services, In Clode, J.C. (Ed.) *Biological Invasions in Changing Ecosystems-Vectors, Ecological Impacts, Management and Predictions*, pp. 230-252.

Lee, S.Y. (1996). Distribution pattern and interaction of two infaunal bivalves, *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve), and *Anomalocardia squamosa* (Linnaeus). (*Bivalvia: Veneridae*), *Elsevier Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 201(1-2), pp. 253-273. Tillgänglig på: [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(96\).00015-9](https://doi.org/10.1016/0022-0981(96).00015-9).

Maia, F. *m.fl.* (2025). Comparative study of *Ruditapes philippinarum* and *Ruditapes decussatus* in Ria de Aveiro, Portugal: Invasive species management and marine resource conservation, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 314, p. 109123. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109123>.

Montaudouin, X. de *m.fl.* (2016). Asari clam (*Ruditapes philippinarum*) in France: history of an exotic species 1972 - 2015, *Bulletin of Japan Fisheries Research and Education Agency*, 42, pp. 35-42.

Mortensen, S.H. *m.fl.* (2000). Releases and recaptures of Manila clams (*Ruditapes philippinarum*) introduced to Norway, *Sarsia*, 85(1), pp. 87-91. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1080/00364827.2000.10414557>.

Moura, P. *m.fl.* (2017). Age and growth of a highly successful invasive species: the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) in the Tagus Estuary (Portugal), *Aquatic Invasions*, 12(2), pp. 133-146. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.2.02>.

## Kartläggning av japansk venusmussla

Nam, K.-W. *m.fl.* (2018). High parasite burden increases the surfacing and mortality of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*). in intertidal sandy mudflats on the west coast of Korea during hot summer, *Parasites & Vectors*, 11(1), p. 42. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1186/s13071-018-2620-3>.

Pranovi, F. *m.fl.* (2006). An Ecological Imbalance Induced by a Non-Native Species: The Manila Clam in the Venice Lagoon, *Biological Invasions*, 8(4), pp. 595–609. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1007/s10530-005-1602-5>.

Quayle, D.B. (1941). The Japanese 'little neck' clam accidentally introduced into British Columbia waters, *Progress Reports of the Pacific Coast Stations, Fisheries Research of Board of Canada*, 48, pp. 17–18.

Reise, K. *m.fl.* (2024). Manila clams *Ruditapes philippinarum* spreading north and establishing in the European Wadden Sea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 309. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2024.108940>.

Zhou, Z. *m.fl.* (2025). Compound extreme events reshuffle the stacked odds in the gamble between native and introduced bivalves, *Global Ecology and Conservation*, 64. Tillgänglig på: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03918>.



Länsstyrelsen  
Västra Götaland

[lansstyrelsen.se/vastragotaland](https://lansstyrelsen.se/vastragotaland)