



Vandrarmusslans spridningspotential i Sverige – litteraturgenomgång och vattenkemisk riskmodell

Ulf Grandin, Simon Hallstan och Willem Goedkoop

Department of Environmental Assessment
Swedish University of Agricultural Sciences
Box 7050, SE 750 07 Uppsala

Vandrarmusslans spridningspotential i Sverige – litteraturgenomgång och vattenkemisk riskmodell

ISSN 1403-977X

Sammanfattning

Vandarmusslans utbredning i Sverige är idag begränsad till kalkrika områden. Utbredningen verkar begränsas av vattenkemin. De vattenkemiska variabler som styr är främst pH och kalciumkoncentration. För att predicera vandarmusslans potentiella utbredning använde vi data på nuvarande utbredning och vattenkemi för att skapa en riskmodell. När modellen applicerades på data från riksinventeringen av sjöar och vattendrag visade det sig att vandringmusslan skulle kunna öka sin utbredning i måttlig utsträckning. Ett tjugotal vatten i jordbruksområden kring Vänern och Vättern, ett större antal vatten i Uppland, samt sjöar i Skåne och på Gotland har en vattenkemi som enligt modellen tillåter att vandarmusslan etablerar sig. För en etablering krävs dock även att arten sprids till de aktuella vattnen. För att övervaka artens spridning är det viktigt att regelbundna inventeringar görs framför allt i de områden som bedöms som möjliga för vandarmusslan att kolonisera.

Uppdrag

Under 2005/06 har vi haft ett uppdrag från Naturvårdsverket (Överenskommelse 251 0505) att studera vandarmusslans utbredning i Uppland, samt att konstruera en riskmodell för artens potentiella spridning i Sverige. I denna rapport presenteras resultaten av studien, samt resultaten av en litteraturgenomgång av vandarmusslans biologi.

Inledning

Människans resor och transporter innebär att olika organismer lättare flyttats till områden långt utanför deras naturliga utbredningsområden. En del av dessa arter etablerar och sprider sig i sin nya miljö och kan orsaka problem. En art som på vissa håll i världen har medfört stora ekonomiska problem och som blivit ett hot mot lokal biodiversitet är vandarmussla, *Dreissena polymorpha* (Pallas). Invasive Species Specialist Group, en sammanslutning forskare och experter inom Internationella naturvårdsunionen, rankar arten som en av de hundra värsta invasionsarterna i världen (ISSG 2005). Arten har funnits i Sverige sedan 1920-talet, men anses inte vara ett problem här. Snarare har arten genom sin höga filtreringskapacitet bidragit till den förbättrade vattenkvaliteten i sjöar efter utbyggnaden av reningsverken på 1970-talet (t. ex. Fahnenstiel m.fl. 1995; Leach 1993). I Storbritannien har vandarmusslans utbredning varit konstant under hela 1900-talet. Under de första åren av detta sekel har den dock börjat sprida sig ytterligare (Aldridge m.fl. 2004). Den sentida expansionen i Storbritannien och de stora problem som förorsakas av massförekomster i norra Amerika gör att det finns anledning till att undersöka och övervaka artens utbredning och spridning i svenska vatten (Grandin 2005a)

Målet med denna studie var att kvantifiera vilka variabler som begränsar vandarmusslans utbredning i Sverige genom att koppla samman utbredningen med vattenkemidata. De utvalda vattenkemiska variablerna har använts för att konstruera en modell för potentiell maximal utbredning av vandarmusslan, för att övervakning och eventuella åtgärder ska kunna fokuseras på riskområden. Studien omfattar också en litteraturgenomgång där grundläggande fakta om vandarmusslan samt de problem som förknippas med arten presenteras.

Vandarmusslan

Biologi, utbredning och spridning

Vandarmusslan tillhör familjen Dreissenidae (vandarmusslor). Dess närmaste svenska släktingar är klotmusslorna, som tillhör samma ordning, Venerkoida. Vandarmusslan är ursprungligen från det Pontokaspiska området (omkring Svarta havet och Kaspiska havet).

Kanalbyggnader i slutet av 1700-talet och början av 1800-talet kopplade ihop flera av de stora europeiska floderna och ledde till att arten kunde sprida sig västerut till Östeuropa och Baltikum. Under 1800-talet påträffades vandrarmusslan i Holland, Tyskland, Storbritannien och Danmark och senare även i Sverige, Frankrike, Schweiz och Italien (Minchin m.fl. 2002). Den hittades i Östersjön under 1800-talet, och för första gången i en svensk insjö i Skofjärden i Mälaren 1925 (Arwidsson 1926 i von Proschwitz 2003). Sedan dess har arten spridits vidare och förekommer numera i Sörfjärden, ett biflöde till Mälaren, i flera delar av östra Mälaren och dess tillflöden, i Hjälmaran och Eskilstunaån, samt i flera uppländska sjöar (Lundberg och von Proschwitz 2002; denna studie; von Proschwitz 2003). Enstaka exemplar av vandrarmusslan har också hittats i Svartåns mynning (Västerås, Västmanland) (von Proschwitz 2003).

Till Nordamerika kom vandrarmusslan inte förrän mitten av 1980-talet. Arten påträffades 1988 i Lake St Clair, men hade antagligen etablerats två år tidigare (Hebert m.fl. 1989). Spridningen till andra vatten i nordöstra USA skedde därefter i snabb takt. År 1990 hade vandrarmusslan spridit sig till Lake Erie, Lake Michigan och Lake Huron. Sju år efter att den introducerats fanns den i två kanadensiska provinser och 18 amerikanska delstater. Genom en enorm populationstillväxt, bl.a. i de stora sjöarna i Nordamerika (t.ex. Johnson och Padilla 1996; Kraft m.fl. 2002), har arten inte bara förorsakat stora ekologiska problem utan även stora praktiska och ekonomiska problem för människans nyttjande av vattnet.

Vandrarmusslans stora spridningsförmåga beror på att arten i likhet med många marina musselarter har frilevande larver, s.k. veligerlarver. Veligerlarverna är frilevande i upp till en månad och kan sprida sig över stora områden. I strömmande vatten sker spridningen oftast passivt nedströms. Veligerlarver utsätts för predation från bland annat zooplankton (bl a crustacea) och fisk (Mackie och Schloesser 1996). Dessutom kan vuxna vandrarmusslor filtrera veligerlarver (MacIsaac m.fl. 1991). Efter det juvenila stadiet bottenfäller larverna och fäster sig med byssustrådar vid underlaget. I detta skede dör en stor del av larverna på grund av att substratet är olämpligt. Vandrarmusslan kan tillväxa med upp till 0,5 mm per dag och 1,5-2 cm per år, och blir mellan 3 och 9 år gammal (USGS 2005). Predation på adulta vandrarmusslor förekommer, främst från fisk (mört), fågel och kräftor. Fiskpredationen kan ha stor inverkan på *Dreissena*-populationer. I en studie av Bartsch m.fl. (2005) räknades och vägdes vandringmusslor på cementblock med och utan galler som skyddade mot fiskar. Det visade sig att ej inburade cementblock hade mellan 20 - 68 % lägre antal vandrarmusslor och att musslorna hade en 64 % lägre biomassa. En del sjöfågelarter äter vandrarmusslor och musseltillgången kan vara en betydelsefull faktor i populationsreglering. Werner m.fl. (2005) fann att vandrarmusslornas totala biomassa minskar med över 90 % i de grunda delarna (djup < 11 m) av den tyska sjön Constance under de 5-6 månader då sjöfåglar övervintrar.

Förutom effektiv spridning av det planktiska larvstadiet kan spridning ske genom musslor som växer på icke fastsittande substrat, exempelvis makrofyter, som driver iväg. Fåglar eller andra djur skulle också kunna sprida vandrarmusslor mellan olika sjösystem, men om detta sker i en betydelsefull omfattning är tveksamt (Johnson och Carlton 1996). Den mänskliga spridningen av *Dreissena* är däremot väldigt effektiv. I princip alla aktiviteter som flyttar vatten, båtar eller submersa objekt kan sprida vandrarmusslan. Larver kan till exempel spridas i barlastvatten, med hinkar med fisk och beten, i vatten i båtar som transporteras mellan vatten och på redskap (ex. kräftburar). Adulta musslor kan spridas genom att de sitter på båtar eller redskap som flyttas mellan vatten (Johnson och Carlton 1996).

En av anledningarna till att vandrarmusslan blivit ett så stort problem i ett antal sjöar är att den kan förekomma i stora och täta bestånd (tabell 1). I en sammanställning av tätheter i 278 europeiska sjöar av Ramcharan m.fl. (1992a) har de flesta sjöar en *Dreissena*-täthet under 1 500 adulta ind/m², medan den högsta tätheten som rapporterats är ca 7 500 ind/m². I Lake Erie har så höga tätheter som 779 000 ind/m² rapporterats (Pathy 1994 i Mackie och Schloesser

1996). I östra Mälaren har tätheter upp till 17 000 ind/m² av juveniler uppmätts på utlagda artificiella substrat (Grandin 2005b).

Tabell 1. Exempel på rapporterade tätheter av vandrarmussla (*Dreissena polymorpha*).

Täthet (individer/m ²)	Sjö/Geografiskt område	Referens
4 107 000	Vattenrör i kraftverk (Ryssland)	Protasov m.fl. (1983)
779 000	Lake Erie	Pathy (1994) i Mackie och Schloesser (1996)
700 000	Lake Michigan	USGS (2005)
300 000	Lake Erie	Leach (1993)
115 000	Europa	Mackie och Schloesser (1996)
100 000	?	Minchin m.fl. (2002)
54 000	?	Dermott m.fl. (1993) i Mackie och Schloesser (1996)
43 000	Lake St. Clair	Pathy (1994) i Mackie och Schloesser (1996)
40 000	Ohio River	Jack och Thorpe (2000)
17 000	Mälaren	Grandin (2005b)
2 900	River Darent, England	Aldridge m.fl. (2004)

Påverkan på ekosystem

Vandrarmusslan kan ha stor inverkan på den miljö där den introducerats. Massförekomster i vissa delar av världen har orsakat både ekologiska och ekonomiska problem. Enbart genom sin fysiska förekomst påverkar vandrarmusslan ett ekosystem. Skalen på levande musslor kan fungera som substrat för andra vandrarmusslor och andra musselarter. Eftersom skalen bryts ned långsamt bildas också ett lager av skalrester, som även det kan fungera som substrat för olika musselarter. När vandrarmusslor växer tätt ihop bildas också en tredimensionell struktur som blir till ett mikrohabitat för andra bottenlevande organismer.

Vandrarmusslans biologiska aktivitet påverkar också ekosystemet. Vandringmusslan filtrerar vatten för att få föda och syre. Partiklar med storlek mellan 1 to 450 µm tas upp (ten Winkel och Davids 1982). Detta innebär att både växtplankton och oorganiska partiklar försvinner från vatten där vandrarmusslan är etablerad, vilket i sin tur medför att siktdjupet ökar. Ett klarare vatten innebär att tillväxten av undervattensväxter och växtplankton ökar (Karatayev m.fl. 2002). Filtringen innebär också att vandrarmusslan kan ta upp föroreningar från vattnet. Ett upptag av föroreningar innebär att dessa riskerar att biomagnifieras och spridas till andra ekosystem genom vandrarmusslans predatorer (Berny m.fl. 2003; Bruner m.fl. 1994; de Kock och Bowmer 1993).

Alla partiklar som vandrarmusslan tar upp blir inte konsumerade. Partiklar som inte utgör lämplig föda, kapslas in i slem och släpps ut i vattnet som pseudofekalier och sedimenteras. Sedimentationen kan därför öka kraftigt vid täta populationer av vandringmusslor. Halten av organiskt material i sedimentet kan också öka, vilket gynnar en del bentiska djur (Karatayev m.fl. 2002).

Invasioner av vandrarmusslan kan förändra artsammansättningen hos planktoniska organismer. Genom att filtrera växtplankton ur vattnet och konsumera eller inkapsla dem kan vandrarmusslan minska mängden fytoplankton, och förändra artsammansättningen (MacIsaac 1996). Även förekomsten av vissa zooplanktonarter, t ex hjuldjur (*Rotifera*) kan minska (Jack och Thorp 2000).

Förutom att påverka ekosystemet genom sin filtreringsaktivitet kan vandrarmusslan också direkt hota andra arter. I Kanada är sex av elva hotade sötvattensmollusker, särskilt ordningen *Unionoidea*, hotade som följd av invasionen av vandrarmusslan (Dextrase och Mandrak 2006). *Unionoidea*-musslorna lever halvt nedsjunkna i sedimentet, och skaldelarna ovan sedimentet är ett lämpligt substrat för vandrarmusslan. Om vandrarmusslan fäster sig på *Unionoidea*-musslorna kan de kvävas (Ricciardi m.fl. 1998). Ricciardi m.fl. (1998) påpekar dock att Europeiska *Unionoidea* evolverade tillsammans med vandrarmusslan och därför kan vara mindre känsliga för detta problem.

Ekonomiska problem

Vattenmusslan kan också utgöra ett stort ekonomiskt problem eftersom den kan kolonisera och täppa igen vattenintag och utlopp från industrier och vattenreningsverk (t.ex. Minchin m.fl. 2002). Det har uppskattats att detta problem innebär skador för industrin för fem miljarder amerikanska dollar per år i Nordamerika (Khalanski 1997). I Europa har dessa problem inte blivit lika stora. Det senare kan bero på att vattenintagen i Europa ofta sitter under språngskiktet, där de syrebristkänsliga musslorna inte trivs lika bra (Claudi och Mackie 1994). Vandarmusslan kan också innebära direkta problem för privatpersoner. Musslan kan täppa till vattenintagsrör (för kylvatten) på båtar. Täta populationer vid badplatser kan ge upphov till skärsår och infektioner (Minchin m.fl. 2002).

Miljökrav

Vandarmusslans krav på den omgivande miljön (dess nisch) har undersökts i en mängd studier. Värdena för olika vattenkemiska variabler från olika studier kan vara svåra att jämföra, eftersom en mängd olika analysmetoder har använts (olika laboratorieförsök, observationer i fält). Det finns också en rumslig och tidsmässig variation att ta hänsyn till. Olika populationer är dessutom olika genetiskt och kan därför ha olika fysiologiska krav. Därtill måste man ta hänsyn till att vattenkemiska variabler samvarierar och att vandarmusslans respons på förändringar i en studerad variabel således kan bero på andra variabler.

De gränsvärden för olika vattenkemiska variabler som är intressanta är (1) de som vandarmusslan inte överlever, de som förhindrar etablering och dödar redan etablerade vandringmusslor (överlevnadsgränsen), och (2) de som vandarmusslan överlever, men som förhindrar eller försämrar reproduktion och tillväxt (tillväxtgränsen) (tabell 2). Om nivåerna för en viss variabel ligger utanför överlevnadsgränserna finns ingen risk för invasion. Risken för en invasion är också låg om nivåerna ligger innanför överlevnadsgränserna, men utanför tillväxtgränserna. Om nivåerna däremot ligger innanför överlevnadsgränsen och bara vissa säsonger eller perioder utanför tillväxtgränserna, så finns en uppenbar risk att vandarmusslan blir en invasionsart.

Tabell 2. Gränsvärden för vandarmusslans överlevnad och tillväxt för kalcium, pH, temperatur, salthalt, och syrgaskoncentration. Från en litteratursammanställning av Cohen (2005).

Variabel	Överlevnad	Tillväxt
Kalcium (minimum) [mg/l]	2-34,5 (0,1-1,7 mekv/l)	12-20 (0,6-1,0 mekv/l)
pH (minimum)	6,5-7,3	7,0-7,5
pH (maximum)	9,5	9-9,5
Temperatur (minimum) [°C]	-2-6	2-16
Temperatur (maximum) [°C]	24-40	24-32
Salt (maximum) [‰]	0,4-15	0,6-10
Syrgas (minimum) [mg/l]	1,5-4	4-6

Kalciumkoncentrationer identifieras i de flesta studierna som en begränsande faktor för vandringmusslans potentiella utbredning (Cohen och Weinstein 2001) (tabell 2). Kalcium behövs främst för att vandarmusslan ska kunna bilda sitt skal som består till allra största delen av kalciumkarbonat. Även om det inte går att hitta ett otvetydigt gränsvärde för kalcium i litteraturen, så finns det studier som visar att låga kalciumkoncentrationer kan förhindra reproduktion, tillväxt och överlevnad hos vandarmusslan (Cohen och Weinstein 2001). I en studie av 527 vitryska sjöar fann Karatayev (1995) att vandarmusslan bara fanns i sjöar med kalciumkoncentrationer över 25,4 mg/l (1,3 mekv/l). I en litteraturgenomgång av studier på 278 europeiska sjöar fann Ramcharan m.fl. (1992a) att den lägsta kalciumkoncentrationen i sjöar med vandarmusslan var 28,3 mg/l (1,4 mekv/l). Från Nordamerika har vandarmusslan dock rapporterats från sjöar med lägre kalciumhalt än så (tabell 2). Många av populationerna i

sjöar med låga kalciumkoncentrationer kan dock vara från icke-reproducerande s.k. sinkpopulationer, d.v.s. populationer som fylls på från sjöar uppströms med högre kalciumkoncentrationer, eller som kontinuerligt återintroduceras, exempelvis genom båttrafik (Cohen och Weinstein 2001).

Lågt pH begränsar vandrarmusslans fortplantning och leder till en nettoförlust av natrium och kalcium (Ciereszko m.fl. 2001; Vinogradov m.fl. 1993). Olika studier har föreslagit nedre pH-gränser mellan 6,5 och 7,3 (tabell 2).

Både höga och låga temperaturer begränsar vandrarmusslans utbredning. I Sverige är det främst låga vattentemperaturer som är begränsande. Låga temperaturer i sig är antagligen inte dödande, men i kalla sjöar kan perioden för fortplantning och tillväxt vara för kort (Strayer 1991). Minimumtemperaturer som anges i Cohens (2005) litteratursammanställning (tabell 2) varierar från -2 till 6°C för överlevnad och 2 till 16°C för tillväxt. Som ett exempel på låga temperaturers konsekvenser kan nämnas att fortplantning kan börja först när temperaturen når 12°C, men är optimal när temperaturen når 17-18°C (McMahon 1996).

Övre gräns för salttolerans för vandrarmusslan varierar från under 1 ‰ till 14 ‰ enligt Cohens (2005) litteratursammanställning (tabell 2). Salttoleransen beror också på fluktuationer och saltets sammansättning. Laboriestudier har visat att salttoleransen hos vandrarmusslan är högre om koncentrationen ökas gradvis (Cohen 2005).

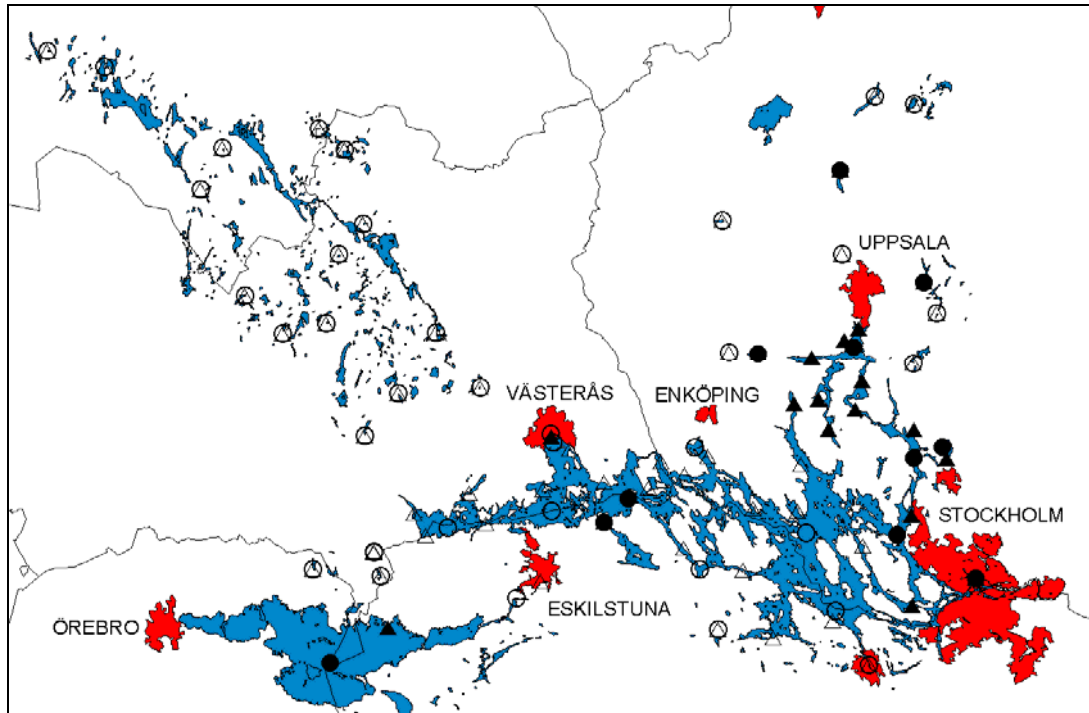
Vandrarmusslan är betydligt känsligare för syrgasbrist än andra sötvattensmusslor (Matthews och McMahon 1999). Det är antagligen inget problem i de flesta större svenska sjöar eftersom vandrarmusslan har sin största utbredning i epilimnion, även om den har påträffats ända ner till 60 meters djup (Grim 1971). Möjligtvis skulle syrgastillgången kunna vara en bristfaktor under vintern i grundare eutrofa sjöar, men då är musslornas metabolism låg och syrgasbehovet mindre. I Cohens (2005) litteratursammanställning varierar värdena för överlevnad från 2 till 4 mg O₂/l (tabell 2).

Den fysiska miljön är av betydelse för etablering och de populationstätheter som arten kan bygga upp i sjöar. Vandringmusslan växer på fasta substrat (klippor, stenar, makrofyter, båtar, bryggor, brofundament, med mera) i framförallt lugna vatten. Vandringmusslan kan inte etableras när strömmen är kraftigare än 1,5 m/s (eventuellt är gränsen lägre) (Clarke och McMahon 1996; Claudi och Mackie 1993). Arten kan i princip finnas ända upp till strandkanten, men i sjöar med isbildning kan isen skrapa sönder musslor under isläggning och islossning och hindra etablering i strandzonen (Griffiths m.fl. 1991). Även vågrörelse skulle kunna begränsa vandrarmusslans etablering på grunda bottenar (Clarke och McMahon 1996).

Material och metoder

Dataunderlag

I denna studie används data om vandringmusslans utbredning från fyra inventeringar: litoralprover insamlade under riksinventeringarna 1995 och 2000, samt från nya inventeringar av vandrarmussla utförda i denna studie 2004 och 2005. Riksinventeringarna genomfördes i 4818 sjöar och vattendrag år 1995 och 4191 år 2000 (mestadels samma sjöar och vattendrag de båda åren). I cirka 700 sjöar och 700 vattendrag av dessa insamlades bottenfauna genom sparkprov i strandkanten och ett sökprov under 10 minuter (Wilander m.fl. 2003; Wilander m.fl. 1998). Ytterligare data kommer från inventeringarna i denna studie av adulta musslor i Mälarens olika bassänger och tillflöden genom att avsöka fasta substrat i anslutning till stränder (figur 1 och bilaga 1 och 2).



Figur 1. Kemistationer och inventeringslokaler. Cirklar – kemistationer; trianglar – inventeringslokaler. Fyllda – förekomst av vandringsmussla; Ej fyllda - ej förekomst av vandrarmussla.

Inventeringen i denna studie utfördes av två personer, med hjälp av krattor och vattenkikare. Totalt besöktes 30 lokaler hösten 2004 (Grandin 2005b) och 23 lokaler hösten 2005. Substrat som inventerades var bryggor, brofundament, block i vattenbrynet och stenbottnar. Täckningen av vandrarmusslan bedömdes, och klassades enligt följande skala: 0 - saknas, 1 - < 5 % täckning, 2 - 5-50 % täckning och 3 - > 50 % täckning.

För modellering av musslans förekomst användes vattenkemidata på pH, alkalinitet, och halter organiskt kol (TOC), sulfat, konduktivitet, kalcium, magnesium, natrium, kalium, klorid, fluorid, $\text{NH}_4\text{-N}$, TOT-N , TOT-P , $\text{PO}_4\text{-P}$ samt vattenfärg (filtrerad absorbans) från oktober eller början av november. Vattenkemiska data kommer från tre olika källor: Riksinventeringarna (RI) från 1995, 2000 och 2005 (Wilander opublicerat; Wilander m.fl. 2003; Wilander m.fl. 1998), nationella och regionala miljöövervakningsprogram (Institutionen för Miljöanalys, SLU) samt elva prover tagna vid musselinventeringslokaler i den här studien där vattenkemiska data saknades (figur 1, Bilaga 3). Vid riksinventeringarna togs vattenprover i mitten av sjöarna på mellan 0 och 1 meters djup. I de fall data från riksinventeringarna inte fanns tillgängligt, t ex för Mälarens bassänger, användes vattenkemidata från tidsseriesjöar från olika miljöövervakningsprogram. Medelvärden från perioden 2000-2004 har använts. Om inte den perioden funnits tillgänglig har data från 1990-1995, eller enstaka år från 1990 eller senare använts. Proverna från dessa sjöar är från 0,5 meters djup. Data från Riksinventeringarna 1995 och 2000 och miljöövervakningsprogrammen finns tillgängliga från Institutionen för Miljöanalys, SLU (<http://www.ma.slu.se>).

Statistik och modell

För att, utifrån vattenkemi, kunna modellera sannolikheten för att vandrarmussla kan etableras i ett vatten, sammankopplades resultat från musselinventeringarna med vattenkemiska data. För vissa lokaler låg stationen för vattenproverna inte i omedelbar anslutning till inventeringsplatsen, men bedömdes ändå ha likvärdig vattenkemi. På så sätt skapades ett dataunderlag med 49 lokaler där vattenkemi samt närvaro eller frånvaro av vandrarmussla var

känd. Endast lokaler i Mälarens avrinningsområde användes i modelleringsarbetet, eftersom vandarmusslan bedömdes ha haft möjlighet att sprida sig dit.

De olika vattenkemiska variablernas inbördes samband undersöktes med enkel korrelation. Skillnader i vattenkemi mellan lokaler med och utan vandarmussla undersöktes genom att jämföra medelvärden med t-test. Skillnader i total vattenkemi mellan vatten med och utan vandarmussla testades med principalkomponentanalys och ett tillhörande multivariat Monte Carlo-permutationstest (ter Braak och Smilauer 2002). För att prediktera vandarmusslans potentiella utbredning användes multipel logistisk regression. Två modeller skapades, en preliminär med utgångspunkt från de initiala statistiska testerna (härefter kallad modell 1) och en slutgiltig som också tar hänsyn till vad som är biologiskt relevant (modell 2). Modellerna skattar sannolikheten för att vandarmusslan ska kunna etablera sig i ett vatten beroende på ett flertal variabler. Om sannolikheten för att vandarmussla skulle kunna etableras var större än 0,5 (d v s större än sannolikheten för att den inte skulle kunna etableras) bedömdes en sjö eller ett vattendrag vara möjlig för vandarmussla. Ett urval av vattenkemiska variabler för modell 1 gjordes med utgång från logistiska regressioner av varje enskild variabel. Variabler som inte var signifikanta ($\alpha = 0,05$) i de enskilda logistiska regressionerna valdes bort. Därefter testades de kvarvarande variablerna i en multipel logistisk regression. På grund av den stora heterogeniteten i de kvarvarande variablerna gick det inte att hitta någon lösning på denna modell. För att minska heterogeniteten plockades därför variabler bort en i taget tills det att modellen fick en lösning (konvergerade). De variabler som plockades bort var de som hade lägst förklaringsgrad (r^2) i de individuella regressionerna. Slutligen erhöles en signifikant ($p < 0,0001$) modell baserad på variablerna pH, konduktivitet och kalcium-, magnesium-, natrium-, kalium-, sulfat- och kloridkoncentration (modell 1). Modell 1 skapades också med standardiserade ($(x - \bar{x})/s$) värden på alla variabler för att kunna bedöma enskilda variabelers inverkan på modellen.

Eftersom variablerna i Modell 1 är utvalda enbart utifrån en matematisk anpassning skapade vi ytterligare en modell (Modell 2) där de variabler i Modell 1 som vi ansåg vara av biologisk relevans, och som var jämförbara över hela landet togs med. Detta resulterade i en modell med enbart kalciumkoncentration och pH. De sjöar där vandarmussla påträffades ligger alla i ett område med influens från Östersjön vilket leder till förhöjda halter av flera joner, bl.a. magnesium, natrium, kalium, klorid, och därför valdes dessa bort för att kunna applicera modellen på vatten utan marin påverkan. Dessa joner är dessutom starkt korrelerade till kalciumkoncentrationen (tabell 5). Förhöjda sulfathalter är normalt förknippat med försurning, men i detta dataset är sulfatkoncentrationen positivt korrelerad till pH och alkalinitet. Detta beror på att de lättvittrande bergsgrunderna i Uppland ligger under högsta kustlinjen och har relativt höga halter av både kalk och sulfat. Även konduktivitet uteslöts eftersom denna variabel dels är korrelerad till jonkoncentrationen, dels kan få höga värden i vatten med lågt pH.

Prediktionsstyrkan i modell 2 testades med hjälp av korsvalidering. Cirka 35 % av de tillgängliga lokalerna med respektive utan vandarmussla sattes slumpvis åt sidan för utvärdering, och en ny modell skapades med resterande cirka 65 %. Detta upprepades fem gånger och i samtliga fall erhöles en signifikant modell ($p \leq 0,0015$). I samtliga fall stämde prediktionerna väl överens med inventeringsresultaten (tabell 8), varvid vi bedömde att modell 2 och variablerna i denna modell var lämpliga.

Modell 2 applicerades på vattenkemidata från Riskinventeringen 1995, 2000 och 2005 samt från miljöövervakningsprogrammen för Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren (tillgängliga data för oktober 1990-2004, 0,5 meters djup) för att prediktera vandarmusslans potentiella spridning i Sverige.

De univariata statistiska testerna och modellerna utfördes i JMP 4.0.0 (SAS Institute), och multivariata tester i Canoco 4.5 (ter Braak och Smilauer 2002).

Resultat och diskussion

Inventeringar

Vandarmussla påträffades i 17 av de 28 lokaler som inventerades i denna studie. Dessutom fanns vandarmussla i 2 av 21 lokaler i Mälarens tillrinningsområde som provtogs under Riksinventeringarna (figur 1). Resultatet från inventeringarna överensstämmer i stort sett med den utbredning som tidigare rapporterats (von Proschwitz 2003). Dock hittade vi inte vandarmusslan i Eskilstunaån eller Svartån i denna studie (figur 1, tabell 3), vilket von Proschwitz (2003) gjort.

Tabell 3. Täckning av vandarmussla (*Dreissena polymorpha*) vid inventerade lokaler. 0: ej funnen, 1: <5 %, 2: 5-50 %, 3: >50 %. Koordinater för provtagningslokalerna anges i bilaga 1 och 2.

Lokal	Täckning	Lokal	Täckning	Lokal	Täckning
Alastsjön	2	Gryten	0*	Siggefora	0*
Arbogaån N.	0	Grönsö	0	Skarholmen	3
Arbogaån S.	0	Harsjön	0*	Skräddartjärnen	0*
Biskop-Arnö	3	Hjulsta	0	Stallarholmen	0
Björkmossdammen	0*	Hjälmarén	1	Steninge	3
Bomanstjärnen	0*	Håvtjärnen	0*	Stora nadden	0*
Bysjön	0*	Härjarö	0	Strängnäs	0
Dalby	2	Högsjön	0*	Svartån	0
Dammsjön	0*	Igeltjärnen	0*	Svinnegarnsviken (Kolarvik)	0
Dannemorasjön	0	Kallhäll	2	Södertäljekanalen	0
Edasjön	0*	Kungsör	0	Sörfjärden	1
Ekerö	1	Kvarnsjön	0	Taxinge	0
Ekolsundsviken N.	1	Kvicksund	0	Tidö	0
Ekolsundsviken S.	0	Lundbysjön	0*	Ullfjärden	1
Erikssund	3	Långsjön	1*	Ungen	0*
Eskilstunaån (Vilstabadet)	0	Malmön	0	Valloxen	0*
Faringsö	0	Morsjön	0*	Vendelsjön	0
Funbosjön	1*	N.Galten	0	Wik	3
Funbosjön (badet)	2	Oxfjärd	0	Västeråsfjärden	0
Fyrisån (Ulva kvarn)	0	Pilsbo	3	Ångsjökälven	0*
Fysingen	2	Riddarfjärden	2	Ångsö	0
Garptjärnen	0*	Räckstaån	0	Örsundaån	0
Granfjärden	0	S.Björkfjärden	0		

*Data från riksinventeringarna 1995 och 2000 där endast frånvaro (0) eller närvaro (1) angivet.

Vandarmusslans huvudutbredning är i östra Mälaren och Hjälmarén. I centrala och västra Mälaren saknas arten, sannolikt för att alkaliniteten (buffertförmågan och kalciumjonkoncentrationen) där är lägre. Medelalkaliniteten i den västligaste bassängen Galten är till exempel 0,32 mekv/l och Mälärvattnets alkalinitet ökar gradvist till 0,67 mekv/l i Södra Björkfjärden (medelvärden för 1990–2003). Vattnet från Ekoln och Skarven i Mälarens nordostligaste del har däremot en alkalinitet som är mer än dubbelt så hög (2,15–2,52 mekv/l). I Görvälén, där vattenmassorna från Skarven och Norra Prästfjärden blandas, är alkaliniteten strax över 1 mekv/l. Ett undantag i västra Mälaren är Sörfjärden, där vandarmusslan påträffades. Där är och kalciumhalt (1,07 mekv/l) och alkalinitet (1,09 mekv/l) högre än i de intilliggande stora mälärbassängerna (Granfjärden och Blacken). Fjärden har endast en smal förbindelse till övriga Mälaren och avrinningsområdet har lokalt kalkrik bergsgrund. Att vandarmusslan lyckats sprida sig till denna isolerade lokal visar prov på att artens mycket goda spridningsförmåga.

Vattenkemi

Vi fann tydliga skillnader i vattenkemi mellan sjöar med och utan vandringmussla. Minimivärden för många variabler i lokaler med vandringmussla är betydligt högre än för lokalerna utan vandarmussla. Maximumvärden för lokalerna som saknar vandarmussla är dock högre än minimivärden för lokaler där arten är etablerad. Exempelvis finns vandarmusslan bara i sjöar med $\text{pH} \geq 7,5$, men sjöar utan vandarmussla har pH upp till 8,1.

Skillnaden beror dels på att utbredningen kontrolleras av flera faktorer, dels på att vandringsmusslan förmodligen inte kunnat sprida sig till alla lämpliga lokaler. Minimivärden för pH och kalciumkoncentrationer i de sjöar som vandringsmusslan hittats i stämmer bra med de högsta minimivärden för tillväxt som rapporterats av Cohen (2005) (tabell 2 och 4).

Tabell 4. Minimum-, medel-, median- och maximumvärde för vattenkemiska variabler i sjöar och vattendrag med och utan vandringsmussla samt p-värde från t-test (fet stil indikerar signifikans ($p < 0,05$)) av skillnad mellan lokaler med respektive utan vandringsmussla. Abs F = absorbans filtrerad¹. TOC = totalt organiskt kol.

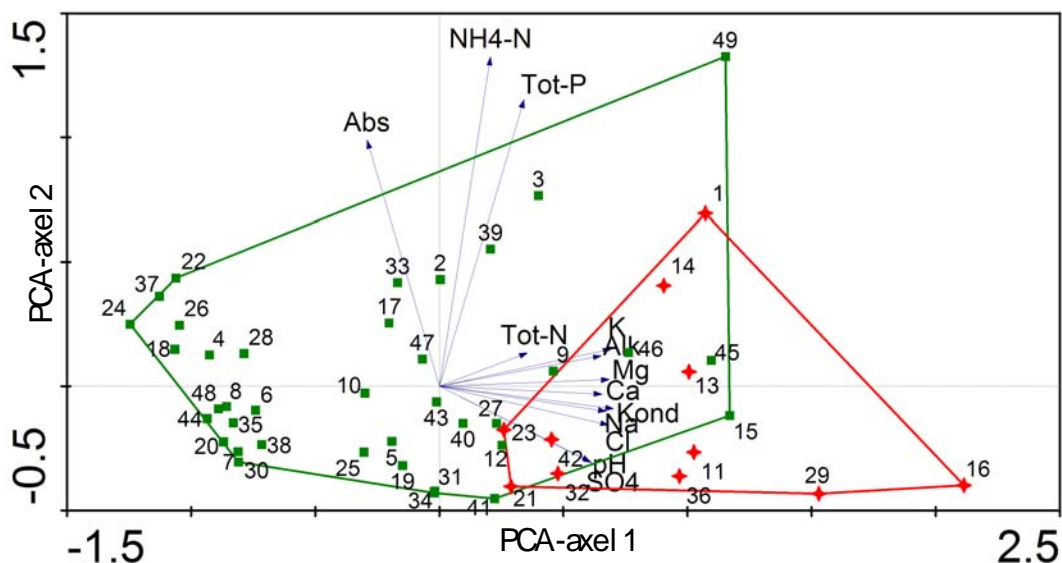
Variabel	p	Frånvarande N=38				Närvarande N=11			
		Min	medel	median	max	min	medel	median	max
pH	0,0005	5,0	7,0	7,2	8,1	7,5	7,8	7,7	8,0
Alkalinitet [mekv/l]	0,0001	-0,02	0,68	0,47	3,27	0,78	1,79	2,09	2,6
Sulfat	<0,0001	0,04	0,33	0,28	0,96	0,42	0,99	0,83	2,1
Konduktivitet [mS/m25]	<0,0001	1,69	13,87	13,40	46,43	22,45	34,70	34,10	56,4
Kalcium [mekv/l]	<0,0001	0,03	0,80	0,56	3,59	1,07	2,22	2,51	4,0
Magnesium [mekv/l]	<0,0001	0,03	0,25	0,27	0,84	0,41	0,62	0,56	1,0
Natrium [mekv/l]	<0,0001	0,05	0,31	0,32	0,92	0,40	0,70	0,67	1,4
Kalium [mekv/l]	<0,0001	0,00	0,05	0,05	0,13	0,07	0,10	0,10	0,2
Klorid [mekv/l]	<0,0001	0,04	0,25	0,25	0,86	0,38	0,62	0,60	1,2
Fluorid [mg/l]	0,1651	0,13	0,26	0,26	0,57	0,25	0,31	0,28	0,5
NH ₄ -N [µg/l]	0,6943	5,7	36,0	32,5	112,0	7,3	32,4	25,2	82,0
TOT-N [µg/l]	0,0611	268	716	603	2198	557	987	755	1542
TOT-P [µg/l]	0,3413	5,5	39,1	27,5	255	13,6	53,7	45,0	151
PO ₄ -P [µg/l]	0,7602	2,6	23,8	12,0	149	1,8	27,4	23,8	80,0
Abs F [420nm/5cm ¹]	0,0709	0,03	0,15	0,11	0,44	0,03	0,08	0,06	0,2
TOC [mg/l]	0,8195	5,6	11,0	9,8	25,0	6,8	11,8	10,6	19,4

¹ Abs F är ett mått på vattenfärg. Abs F × 500 ger vattenfärg i Pt/l

Likheter och olikheter mellan lokaler med avseende på vattenkemi undersöktes också med principalkomponentanalys, en multivariat metod. Denna analys visade att lokaler med vandringsmussla skiljde sig relativt väl från lokaler där arten saknades (figur 2). Den antagna skillnaden mellan de två grupperna av lokaler testades med ett multivariat Monte Carlo-permutationstest av separationen längs alla ordinationsaxlar tillsammans. Resultatet gav att vattenkemin i lokaler med vandringsmussla var signifikant skild från lokaler utan ($p = 0,001$; 999 permutationer).

Separationen av lokaler längs axel 1 (egenvärde = 0,65) var baserad på pH, konduktivitet och alkalinitet, samt kalium-, magnesium-, natrium-, klorid-, kalcium- och sulfatkoncentrationer. Alla dessa variabler var positivt korrelerade med förekomsten av vandringsmussla. Längs axel 2 (egenvärde = 0,13) var det halterna av nitratkväve och totalfosfor samt vattenfärg (filtrerad absorbans) som stod för separationen av lokaler. Separationen av lokaler med respektive utan vandringsmussla längs denna andra axel var dock inte lika tydlig som längs axel 1.

Från principalkomponentanalysen framgår att en del sjöar och vattendrag där vandringsmusslan inte påträffats i inventeringar i denna studie har liknande vattenkemi som sjöar där vandringsmusslan hittats. Dessa sjöar och vattendrag är: Dannemorasjön (nummer 9 i figur 2), Eskilstunaån (nr 12), Fyrisån (nr 15), Kvarnsjön (nr 27), Valloxen (nr 45), och Vendelsjön (nr 46). Vandringsmusslan har hittats i Eskilstunaån tidigare (von Proschwitz 2003), och finns i Ekoln, där Fyrisån mynnar.



Figur 2. Principalkomponentanalys på inventerade sjöar och vattendrag med avseende på pH, konduktivitet (Kond), alkalinitet (Alk), vattenfärg (Abs) samt koncentrationer sulfat (SO₄), ammoniumkväve (NH₄-N), totalfosfor (Ptot), totalkväve (Ntot), kalium (K), magnesium (Mg), natrium (Na), klorid (Cl) och kalcium (Ca). Fyrkanter indikerar lokaler utan vandrarmussla och är omgivna av en linje. Stjärnor indikerar lokaler med vandrarmussla och är omgivna av en linje. Egenvärde axel 1: 0,65; Axel 2: 0,13. Siffrorna anger sjöarnas och vattendragens namn. Mälarbassänger är understruken. 1 Alstasjön, 2 Arbogaån N, 3 Arbogaån S, 4 Björkmossdammen, 5 Blacken, 6 Bomanstjärnen, 7 Bysjön, 8 Dammsjön, 9 Dannemorasjön, 10 Edasjön, 11 Ekoln (Vreta Udd), 12 Eskilstunaån (Vilstabadet), 13 Funbosjön, 14 Funbosjön (badet), 15 Fyrisån (Ulva Kvarn), 16 Fysingen, 17 Galten, 18 Garptjärnen, 19 Granfjärden (Djurgårds Udde), 20 Gryten, 21 Görväln S, 22 Harsjön, 23 Hjälmarens, 24 Håvtjärnen, 25 Högsjön, 26 Igeltjärnen, 27 Kvarnsjön, 28 Lundbysjön, 29 Långsjön, 30 Morsjön, 31 Prästfjärden, 32 Riddarfjärden, 33 Räckstaån, 34 S.Björkfjärden, 35 Siggefora, 36 Skarven, 37 Skräddartjärnen, 38 Stora Nadden, 39 Svartån, 40 Svinnegarnsviken (Kolarvik), 41 Södertäljekanal, 42 Sörfjärden, 43 Ulvhällsfjärden, 44 Ungen, 45 Valloxen, 46 Vendelsjön, 47 Västeråsfjärden N, 48 Ångsjökälven, 49 Örsundaån.

Baserat på sjöarnas vattenkemiska karaktär är det därför möjligt att vandrarmusslan skulle kunna etableras i Dannemorasjön, Kvarnsjön, Valloxen, och Vendelsjön. Det är också möjligt att musslan redan etablerat sig där, men inte hittats vid inventeringar. Sjöarna som syns samlade i en grupp till vänster i figur 2 är sjöarna i Kolbäcksåns vattensystem samt Siggeforasjön. Dessa sjöar utgör en homogen grupp av sjöar med en avvikande vattenkemi jämfört med Mälaren och merparten av östra delen av Mälarens tillrinningsområde.

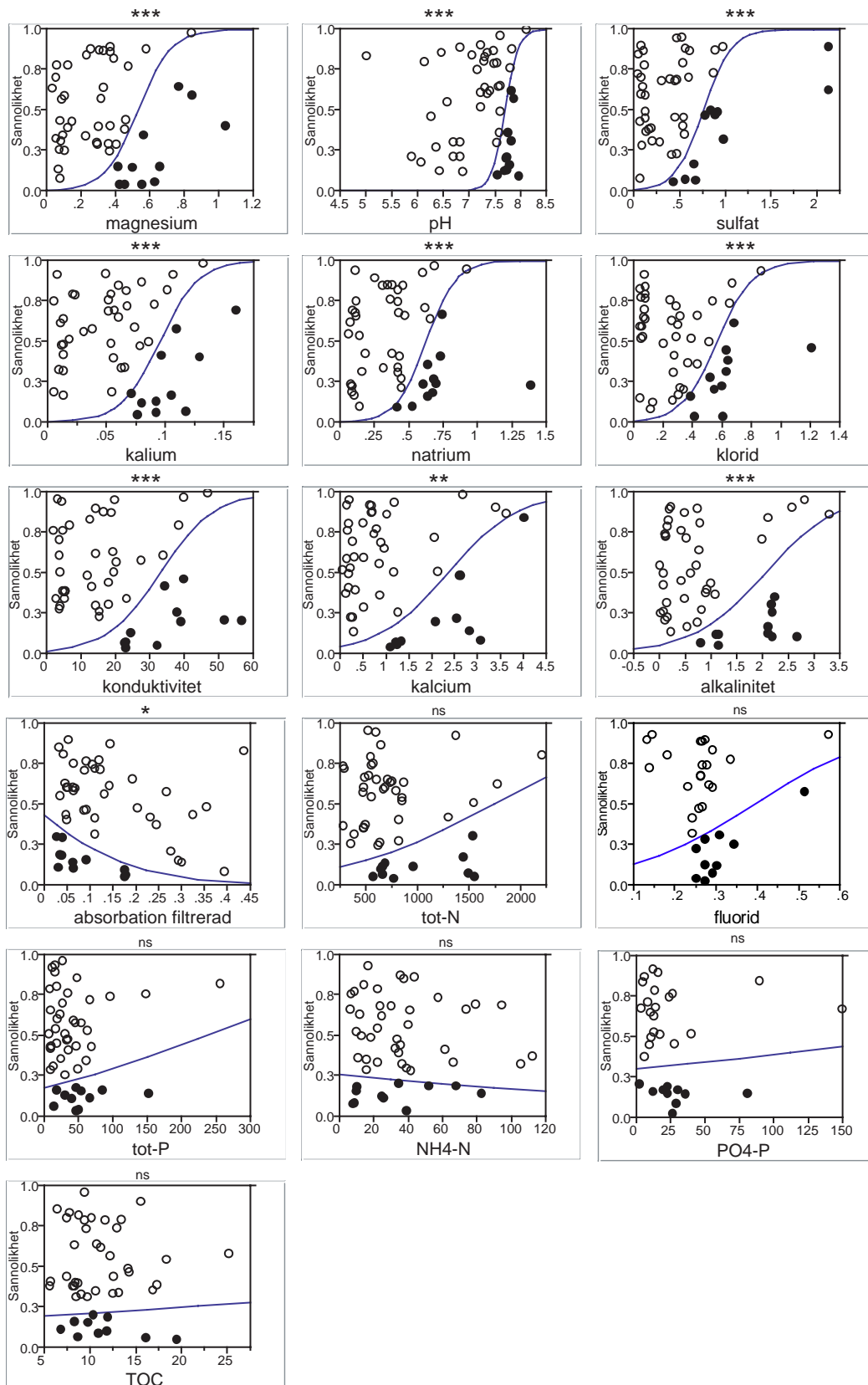
Tabell 5. Korrelation ($p < 0,001$) mellan pH, konduktivitet (kond.), alkalinitet (Alk.) och koncentrationer av kalcium (Ca), magnesium (Mg), natrium (Na), kalium (K), klorid (Cl) och sulfat (SO₄) i undersökta sjöar och vattendrag.

	Kond.	Alk	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	Cl
pH	0,77	0,71	0,64	0,69	0,77	0,80	0,81	0,80
Kond.		0,95	0,87	0,97	0,93	0,89	0,91	0,92
Alk			0,69	0,98	0,81	0,78	0,84	0,83
SO ₄				0,78	0,90	0,79	0,83	0,78
Ca					0,83	0,78	0,83	0,83
Mg						0,89	0,95	0,89
Na							0,89	0,97
K								0,89

För att undersöka vilka variabler som kan användas för att prediktera möjlig förekomst av vandrarmussla utfördes logistisk regression för varje enskild variabel i tabell 4. I detta fall visar den logistiska regressionerna sannolikheten för att vandrarmussla ska finnas i en lokal, beroende på den betraktade vattenkemiska variabeln. Resultatet visar att magnesiumkoncentration, pH, sulfatkoncentration, kaliumkoncentration, natriumkoncentration, kloridkoncentration, konduktivitet, kalciumkoncentration och alkalinitet är de variabler som bäst kan användas för att prediktera vandrarmusslans potentiella utbredning utifrån enskilda variabler (tabell 6 och figur 3). Alla signifikanta variabler utom vattenfärg var positivt korrelerade med sannolikheten för vandrarmusslans förekomst.

Tabell 6. Resultat från logistiska regressioner. Fet stil indikerar signifikans ($p < 0,05$). Pos/neg anger om det är ett positivt (pos) eller negativt (neg) förhållande mellan sannolikhet för att vandrarmusslan ska kunna etableras och den givna variabeln. Abs F = absorptionsfiltrerad (vattenfärg); TOC = totalt organiskt kol.

Variabel	N (totalt)	N (med vandrarmussla)	p	r ²	pos/neg
Magnesium	49	11	<0,0001	0,449	pos
pH	49	11	<0,0001	0,443	pos
Sulfat	49	11	<0,0001	0,429	pos
Kalium	49	11	<0,0001	0,405	pos
Natrium	49	11	<0,0001	0,405	pos
Klorid	49	11	<0,0001	0,384	pos
Konduktivitet	49	11	<0,0001	0,366	pos
Kalcium	49	11	0,001	0,282	pos
Alkalinitet	49	11	0,0004	0,240	pos
Abs F	49	11	0,0405	0,080	neg
TOT-N	49	11	0,0728	0,062	-
Fluorid	31	10	0,1593	0,051	-
TOT-P	49	11	0,3602	0,016	-
NH ₄ -N	49	11	0,6818	0,003	-
PO ₄ -P	31	10	0,7545	0,003	-
TOC	46	10	0,8163	0,001	-



Figur 3. Resultat av logistiska regressioner som testar sannolikhet för förekomst av vandrar mussla (*Dreissena polymorpha*) baserat på olika vattenkemiska variabler. Diagrammen är sorterade efter förklaringsgrad. Y-axeln anger sannolikheten för förekomst. Signifikansnivåer anges ovanför diagrammen: ns = icke signifikant; * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$. Ofyllda cirklar = lokaler utan vandrar mussla; fyllda cirklar = lokaler utan vandrar mussla.

Modell för vandrarmusslans potentiella spridning

Ett flertal metoder har använts för att bestämma vandrarmusslans potentiella spridning. Strayer (1991) undersökte klimatet och vattenhårdhet i Europeiska sjöar där vandrarmusslan påträffats och kom fram till att vattnets hårdhet var den viktigaste variabeln som styr utbredningen. Ramcharan (1992a) skapade en diskriminantmodell med pH och kalciumkoncentration (i mg/l), som predikterar att vandrarmussla kan etableras om:

$$1,246 \times \text{pH} + 0,045 \times [\text{Ca}] - 11,696 > -0,638.$$

I denna studie skapades två modeller för sannolikheten för etablering av vandrarmussla. Modell 1 inkluderar pH, konduktivitet (kond, i enheten mS/m), kalcium- (Ca, mekv/l), magnesium- (Mg, mekv/l), natrium- (Na, mekv/l), kalium- (K, mekv/l) och kloridkoncentration (Cl, mekv/l). Enligt modell 1 skattas sannolikheten för förekomst av vandrarmussla skattas med följande formel:

$$p = 1 - \frac{1}{1 + e^{(-442 + 55,3 \times \text{pH} - 5,65 \times \text{kond} + 43,7 \times \text{Ca} - 2,94 \times \text{Mg} + 79,0 \times \text{Na} + 139 \times \text{K} + 81,6 \times \text{SO}_4 - 22,5 \times \text{Cl})}}. \quad (1)$$

Genom att standardisera ($(x - \bar{x})/s$) alla variabler och sedan skapa den logistiska regressionsmodellen igen är det möjligt att se den relativa betydelsen av enskilda variabler genom att jämföra värdet på regressionsparametrarna. Det framkommer att konduktivitet, kalciumkoncentration, sulfatkoncentration och pH är de variabler som har de högsta värdena och därmed påverkar modellen starkast. Magnesium-, kalium- och kloridkoncentration bidrar mindre till modellen (tabell 7).

Tabell 7. Parametrar för olika vattenkemiska variabler i den logistiska modellen (Modell 1, med standardiserade värden) av vandrarmusslans möjlighet till etablering.

Variabel	Parameter
Konduktivitet	-80,7
Kalcium	46,5
Sulfat	36,4
pH	35,4
Natrium	21,5
Klorid	-5,8
Kalium	5,4
Magnesium	-0,7

Modell 2 inkluderar bara pH och kalciumkoncentration (mekv/l). Valet av variabler i denna modell grundade sig på resultatet från de statistiska testerna av enskilda variabler, samt vad som anses relevant enligt den tillgängliga litteraturen, och på variabler som är jämförbara över hela landet. Ett flertal andra studier anger pH och kalciumkoncentration som de viktigaste variablerna som styr vandrarmusslans utbredning (t.ex. Hincks och Mackie 1997; Ramcharan m.fl. 1992b). Flera av variablerna i Modell 1 är kopplade till lokal berggrund eller närhet till hav och ger därför missvisande värden om modellen ska appliceras på ett större dataset. Övriga variabler som är exkluderade i modell 2 var inte signifikanta eller hade låg förklaringsgrad enligt den logistiska regressionen, eller var starkt korrelerade till kalcium (tabell 5, 6 och 7). Konduktivitet har hög förklaringsgrad i den logistiska regressionen, men inkluderades inte i modellen eftersom lågt pH innebär hög konduktivitet då vätejoner i dessa vatten bidrar till den höga konduktiviteten. Sannolikheten för att vandrarmusslan ska kunna etableras beräknas enligt denna modell med formeln:

$$p = 1 - \frac{1}{1 + e^{(-52,8 + 6,77 \times \text{pH} + 0,32 \times \text{kalcium})}}. \quad (2)$$

Etablering av vandrarmussla bedömdes i enlighet med gängse metoder för logistisk regression kunna ske om $p > 0,5$. När modell 2 korsvaliderades (med ca 65 % av de tillgängliga sjöarna

för att skapa modellen och ca 35 % för att utvärdera) stämde prediktionerna till 79 %. Av lokalerna där vandarmussla påträffades i inventeringarna predikterades vandarmussla kunna finnas i 50 % (tabell 8). Modell 2 har således en benägenhet att underprediktera vandringmusslans utbredning. Av felprediktionerna är 47 % så kallade mjuka fel (eller typ I-fel), det vill säga predikterad närvaro där vandarmusslan ej påträffats. Detta behöver inte innebära en verklig felprediktion. Det kan röra sig om vatten där vattenkemin är lämplig, men vandarmusslan missades i inventeringen fast den var etablerad, eller att den aldrig introducerats. Om man antar att de mjuka felprediktionerna inte är felaktiga har modellen en träffsäkerhet på 87 %, vilket är tillräckligt noggrant för att ge en översiktlig bild av vandarmusslans spridningsmöjligheter i Sverige.

Tabell 8. Matris för korsvalidering av modell 2 med 35 % valideringsdata (14 med vandarmussla, 4 utan vandarmussla), upprepat 5 ggr. Antal lokaler där vandarmusslan predikteras som frånvarande respektive närvarande ± medelfel. Andel anges inom parantes.

Inventering	Prediktion	
	Frånvarande	Närvarande
Frånvarande	12,2±0,4 (68 %)	1,8±0,4 (10 %)
Närvarande	2±0,9 (11%)	2±0,9 (11%)

För att bedöma vandarmusslans möjligheter till vidare spridning i Sverige applicerades modell 2 på ett dataset med vattenkemidata från sjöar och vattendrag i hela Sverige. Tre varianter av en potentiell utbredning för vandarmussla skapades. Data från miljöövervakningsprogram från Mälaren, Hjälmaren, Vänern och Vättern med avrinningsområden inkluderades i alla tre. För att avspegla skillnader mellan år tillämpades modellen på resultat från riksinventeringarna 1995, 2000 och 2005 (figur 4). Totalt predikterades 291 av 5608 sjöar och vattendrag (eller 5,1 %) kunna bli koloniserade av vandarmussla (tabell 9). Samtliga dessa 291 objekt har pH-värden och kalciumkoncentrationer över vad som anges som nedre gräns för tillväxt i litteraturen (tabell 2). I ett antal fall är objekten länkade då de ligger i samma avrinningsområde.

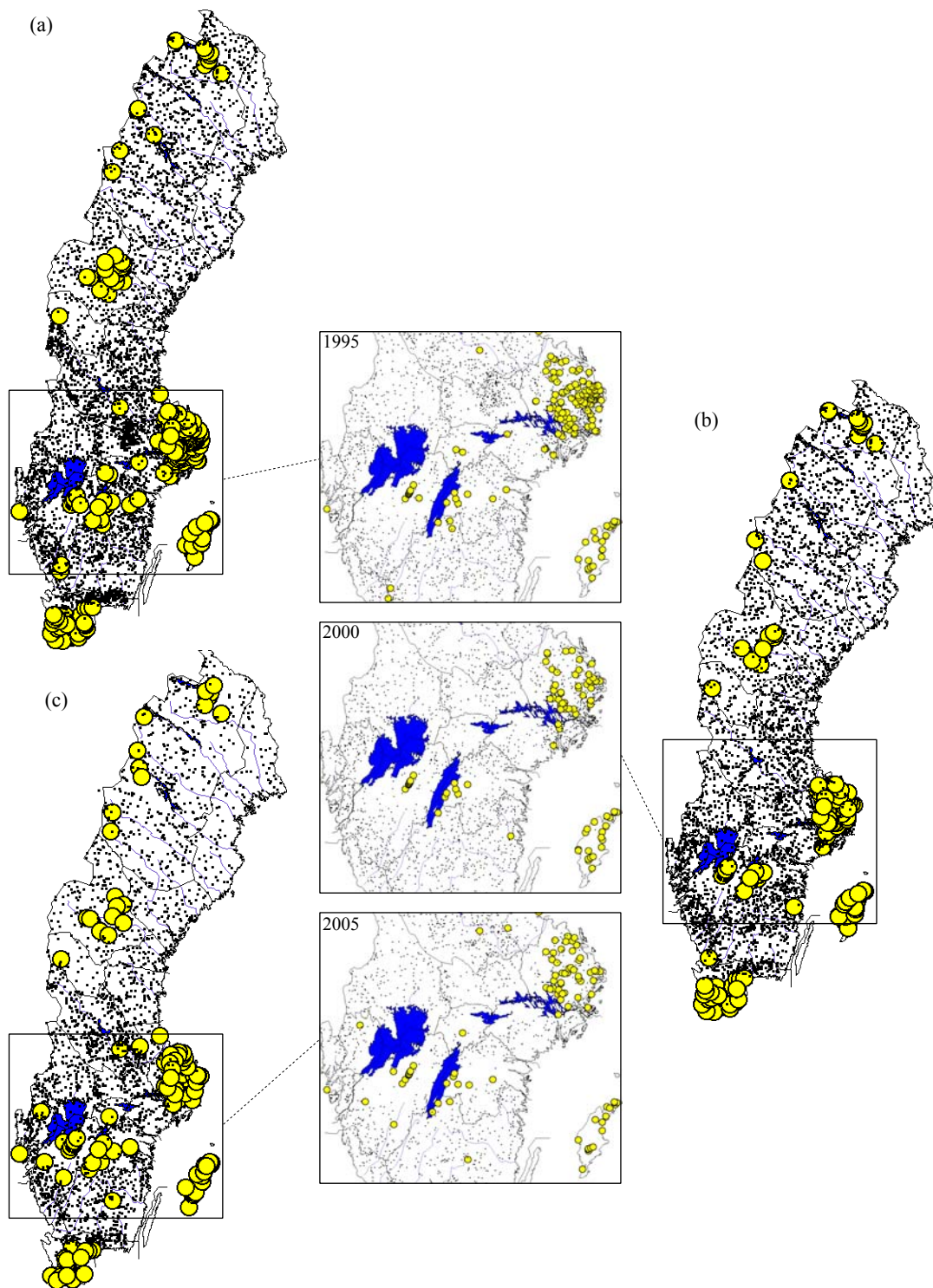
Tabell 9. Antal och andel sjöar som predikteras ha vattenkemi som möjliggör etablering av vandarmussla samt intervall och median för variabler använda i prediktionsmodellen. Källor för vattenkemidata: Stora sjöarna = Mälaren, Hjälmaren, Vänern, Vättern och sjöar och vattendrag i avrinningsområdena till dessa stora sjöar, riksinventeringarna 1995 (RI 1995), 2000 (RI 2000) och miljömålsuppföljningen 2005 (RI 2005).

		Stora sjöarna (N=104)	RI 1995 (N=4817)	RI 2000 (N=4189)	RI 2005 (N=2782)	Totalt (N=5608)
Predikterad	antal	12	215	126	125	291
etableringsmöjlighet	andel	12 %	4 %	3 %	4 %	5 %
pH	intervall	7,6-7,9	7,6-9,5	7,6-8,3	7,6-8,6	7,6-9,5
	median	7,7	7,9	7,8	7,9	7,9
Kalcium [mekv/l]	intervall	1,8-6,6	0,5-17,4	0,6-7,9	0,1-7,8	0,1-17,4
	median	2,6	2,7	3,0	3,4	2,7

Enligt modellen skulle vandarmusslan kunna etableras i sjöar i de kalkrika landskapen Uppland, Skåne och Gotland. Även kring Vänern och Vättern finns jordbruksdominerade områden där arten skulle kunna etablera sig. Ett flertal relativt isolerade sjöar i Norrland predikterades också som lämpliga (figur 4). Det finns en påtaglig risk för att musslan introduceras i fler uppländska sjöar. Vandarmusslan finns redan i en del sjöar i Uppland som används för olika rekreativitet (bl.a. Björklunge-Långsjön, Funbosjön och Erken). Detta medför att båtar, kanoter och fiskeutrustning transporteras mellan sjöar både med och utan vandarmussla. Även områden kring Vänern, Vättern och Göta Kanal kan tänkas ha spridningsmöjligheter från Mälaren genom kommersiell trafik och fritidsbåtar. Kalciumkoncentrationen i Motala ströms nedre del ligger generellt strax över 1 mekv/l och har pH kring 7 och torde potentiellt kunna hysa vandarmusslor (jämför med mälarbassängen Görväln där kalciumkoncentrationer varierar mellan 1,2 och 1,9 mekv/l). Dessutom ligger Norrköping hamn i Motala ströms utlopp. Kontakter med länsstyrelsen i Östergötland visade dock att arten ännu inte har påträffats i länets vatten (Erik Årnfalt, muntlig uppgift). Göta älv

däremot håller en mycket lägre kalciumhalt (kring 0,4 mekv/l) och torde ligga utanför riskzonen när det gäller manifestering av vandrarmusslan. Även de stora sjöarna i sig har alldeles för mjuka vatten för att kunna hysa vandrarmusslan. Det är också låg sannolikhet att de relativt isolerade, kalkhaltiga sjöarna i norra Sverige och på Gotland kommer att koloniserats av vandrarmusslan, eftersom de ligger i glest befolkade områden långt ifrån områden där vandrarmusslan nu är etablerad.

Enligt modellen skulle ett flertal sjöar i Skåne län, Gotlands län och Jönköpings län kunna koloniserats av vandrarmussla. Den har dock inte påträffats där (Jakob Bergengren, Länsstyrelsen i Jönköping och Karl Holmström, Ekologgruppen i Landskrona. pers. komm.). Att arten helt saknas i Skånes och Gotlands kalkhaltiga vatten kan uppfattas som något överraskande. En sannolik förklaring är dock avsaknaden av barlasttömningar i åar och sjöar i dessa län. Tömning av barlastvatten i dessa län sker uteslutande i marina hamnar, vilket effektivt förhindrar spridning av veligerlarverna. Eftersom vandringmusslan har funnits i Sverige i cirka 90 år och har så god spridningsförmåga, är det också tänkbart att den redan nått sin maximala utbredning i landet. I Storbritannien började dock arten att sprida sig i början av detta sekel, efter att ha haft en konstant eller minskande utbredning i över 100 år (Aldridge m.fl. 2004). Den stora andelen mjuka, näringsfattiga vatten på den Skandinaviska halvön gör dock en vidare, storskalig spridning osannolik. Däremot finns uppenbara risker att arten sprids till fler kalkhaltiga sjöar i Uppland.



Figur 4. Prediktion av potentiell utbredning för vandarmussla (*Dreissena polymorpha*) i Sverige. Små punkter – sjöar där vandarmussla ej förväntas etableras. Fyllda cirklar – sjöar och vattendrag där vandarmussla förväntas kunna etableras. Modelleringen är baserad på (a) Vattenkemi från Riksinventeringen 1995 samt tidsseriesjöarna provtagna 1995; (b) vattenkemi från Riksinventeringen 2000 samt tidsseriesjöarna provtagna 2000; (c) vattenkemi från Riksinventeringen 2005 samt tidsseriesjöarna provtagna 2005.

Till följd av skillnader i vattenkemi mellan de olika riksinventeringarna varierar resultatet av modellen med vilket dataset som används (Figur 4). När modellen tillämpades på data från RI 1995 bedömdes fler sjöar vara lämpliga för vandringmusslan än om data från RI 2000 användes (tabell 9 och figur 4). Detta kan bero på att år 2000 hade speciella väderförhållanden. Det regnade mycket och hösten var ovanligt varm, så att alla sjöar inte hade cirkulerat vid provtagningarna. Den rika nederbördsmängden gjorde att koncentrationerna av kalcium och alkalinitet var lägre under år 2000 på grund av utspädningen. Mer humussyror tillfördes sjöarna på grund av den höga och ytliga avrinningen, vilket medförde en pH-sänkning (Wilander m.fl. 2003).

Vandrarmusslans framtida påverkan på svenska ekosystem

Inget av de problem som förknippats med vandrarmusslan har ännu observerats i Sverige. I stället antas arten, dock i okänd omfattning, ha bidragit till de förbättringar i vattenkvalitet (algbiomassa, klorofyllhalt, siktdjup) som observerats i de sjöar där arten förekommer (t.ex. Ekoln, Hjälmarens). Ett problem som förekommer på andra platser är att vandrarmusslan konkurrerar med inhemska musslor och hotar andra arter genom sin inverkan på ekosystemet (se ovan). Ett av de svenska miljömålen är ”Ett rikt växt- och djurliv” (<http://www.miljomal.nu/>). Där framhålls att förlusten av biologisk mångfald ska minska samt att andelen hotade arter ska minska. Även i miljömålet ”Levande sjöar och vattendrag” framhålls att hotade arter ska skyddas. Tre musslor av ordningen *Unionoida* förekommer på den svenska rödlistan: tjockskalig målarmussla (*Unio crassus*, EN - starkt hotad), flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*, VU - sårbar) och flat dammussla (*Pseudanodonta complanata*, NT - missgynnad) (Gärdenfors 2005). Flodpärlmusslan lever i kalkfattiga rinnande vatten, där vandringmusslan inte trivs. Tjockskalig målarmussla lever i bäckar och åar, men också in och utlopp till sjöar och skulle kunna få konkurrens av vandrarmusslan om substrat. Flat dammussla förekommer i sjöar och långsamt flytande partier av större vattendrag och skulle även den skulle kunna få konkurrens av vandrarmusslan (Bergengren m.fl. 2004). Observationer av förekomst av vandrarmusslan på skal av dammusslor, både i våra inventeringar och tidigare (Stefan Lundberg, NRM, pers. komm.) tyder på att så sker i viss omfattning.

Ekologiska effekter av vandrarmussla har man observerat framförallt i några av de stora sjöarna i Nordamerika. Till exempel har artens täta populationer i Michigansjön lett till minskande tätheter av bottenlevande reliktmärlor (t.ex. *Nalepa* m.fl. 2006) och negativa effekter för fiskerinäringen (Mills m.fl. 2003) som följd av minskade mängder sedimentterande material till de djupa bottenarna. Även om vandrarmussla i några av de svenska stora sjöarna (Hjälmarens och delar av Mälaren) har bidragit till en förbättrad vattenkvalitet så är vi långt ifrån den oligotrofiering som man iakttagit i några av de stora sjöarna i Nordamerika.

Klimatförändringarna beräknas leda till att årsmedeltemperaturen i Sverige kommer öka med 2,5–4,5°C (Bernes 2003). Klimatförändringarna kan innebära en ökad framgång för många invasionsarter (Dukes och Mooney 1999; Hughes 2000; Schindler 2001). Om det blir varmare kommer vandrarmusslans reproduktionssäsong att förlängas. Det innebär både att vandrarmusslans utbredning kan öka och att tätheten av vandrarmusslor kan bli högre. Problemet kan alltså bli större i de sjöar där vandrarmusslan redan finns. Klimatförändringarna kommer också att påverka en rad faktorer som påverkar de limniska ekosystemen. Till exempel antar man att mängden nederbörd kommer att öka (Bernes 2003), vilket leder till mer avrinning och ökad vattenfärg. Detta i sin tur påverkar växtplanktonsamhällenas sammansättning och produktion, som i sin tur kan påverka vandrarmusslans tillväxt, utbredning och spridning. Isläggningens längd kommer också att påverkas av ett mildare klimat, vilket kan ha stor inverkan på sötvattensekosystem

(Weyhenmeyer m.fl. 2004). Hur den sammansatta effekten av ett varmare, blötare klimat påverkar vandarmusslans utbredning är dock svårt att förutsäga i dagsläget.

Om vandringmusslan skulle bli ett stort problem i Sverige kan kontrollmetoder bli nödvändiga. I vattenreningsverk och industrier kan bekämpning ske effektivt, bland annat med kemikalier. I naturliga system däremot är kontroll väldigt svårt att genomföra. Kemisk bekämpning kan inte användas eftersom det inte finns några kemikalier som är specifika för vandringmusslan (Aldridge m.fl. 2004). Nyligen har man dock nått lovande resultat genom behandling med kaliumklorid av ett vattenfyllt gruvhål i Virginia (USA) som var infesterat med vandarmusslor (<http://www.cnn.com>, 12 maj 2006). De befintliga metoderna är tillämpbara på slutna system (t.ex. kylvattenintag) eller isolerade småvatten. Artens snabba reproduktion och återkolonisering gör det dock svårt att kemiskt behandla hela sjöar eller vattendrag. Biologisk kontroll, med bland annat bakterier, skulle kunna vara ett bättre alternativ (se t.ex. Singer m.fl. 1997) men utarbetade metoder finns inte i dagsläget.

Det kan finnas direkt positiva användningsområden för vandringmusslan. Eftersom musslan effektivt filtrerar vatten för föda och på så sätt tar upp partikelbundna föroreningar kan den användas som biomonitor (Richman och Somers 2005). Vandringmusslan kan också användas för att konstruera biologiska filter som renar utloppsvatten från exempelvis reningsverk från närsalter och föroreningar (organiska och oorganiska) (Mackie och Wright 1994; Reeders och de Vaate 1992). En del av vandringmusslans effekter på naturliga system kan anses vara positiva och förekomst av vandarmussla skulle kunna bidra till att en eller några av miljömålen uppnås. Det har visats i flera studier att växtplanktonmängden och vattenfärgen minskar efter etablering av vandarmussla. Exempelvis så visade Fahnenstiel m.fl. (1995) att klorofyllhalten minskade med 59 % och siktdjupet ökade med 60 % i Saginaw Bay i den nordamerikanska Huronsjön. Madenjian (1995) beräknade att vandarmusslans årliga konsumtion av växtplankton i Eriesjön motsvarade 26±10 % av den totala primärproduktionen. Vandarmusslan kan genom att filtrera växtplanktonbiomassa motverka övergödningens problem. Den tillgängliga halten näringsämnen kan också minska eftersom näringsämnen kommer att vara uppboundna i musslorna, en process som kallas biodeposition. På så sätt kommer en mindre del av växtplanktonbiomassan att sedimentera, vilket bidrar till att minska syrgastäringen i bottenvattnet och därmed på längre sikt att minska interbelastningen (återflöde av fosfor från sedimentet) vilket motverkar syrgasbrist i bottenvattnet. Vandarmusslor kan på så sätt bidra till att minska effekten av eutrofieringen. Även återföring av näringsämnen genom resuspension minskar genom biodeposition. Summaeffekten av dessa processer beror till stor del på förhållandet mellan sedimentation och resuspension (Holland m.fl. 1995). Förändringar i näringsförhållanden kan också ha negativa konsekvenser då blomningar av giftiga cyanobakterieblomningar kan förekomma oftare i sjöar med vandarmussla (MacIsaac 1996). Effekten av vandarmusslans etablering på växtplanktonsamhället kan dock variera stort mellan olika typer av sjöar (t.ex. Bastviken m.fl. 1998).

Referenser

- Aldridge, D. C., Elliott, P., Moggridge, G. D. 2004. The recent and rapid spread of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Great Britain. *Biological Conservation* 119, 253-261.
- Arwidsson, I. 1926. Vandremusslan (*Dreissena polymorpha* Pallas) inkommen i Sverige. *Fauna och Flora* 21, 209-217.
- Bartsch, M. R., Bartsch, L. A., Gutreuter, S. 2005. Strong effects of predation by fishes on an invasive macroinvertebrate in a large floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society* 24, 168-177.
- Bastviken, D., Caraco, N., Cole, J. 1998. Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton composition. *Freshwater Biology* 39, 375-386.
- Bergengren, J., von Proschwitz, T., Lundberg, S. 2004. Manual för arbete med stora musslor i Sverige. Rapport 2004:18 från Länsstyrelsen i Jönköping.

- Bernes, C. 2003. *Monitor 18. En varmare värld - Växthuseffekten och klimatets förändringar*. Naturvårdsverket & SWECLIM, Ödeshög.
- Berny, P. J., Veniat, A., Mazallon, M. 2003. Bioaccumulation of lead, cadmium, and lindane in zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and associated risk for bioconcentration in tufted duck (*Aythya fuligula*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 71, 90-97.
- Bruner, K. A., Fisher, S. W., Landrum, P. F. 1994. The role of the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in contaminant cycling. 2. Zebra mussel contaminant accumulation from algae and suspended particles, and transfer to the benthic invertebrate *Gammarus fasciatus*. *Journal of Great Lakes Research* 20, 735-750.
- Ciereszko, A., Dabrowski, K., Piros, B., Kwasnik, M., Glogowski, J. 2001. Characterization of Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) sperm motility: duration of movement, effects of cations, pH and gossypol. *Hydrobiologia* 452, 225-232.
- Clarke, M., McMahon, R. F. 1996. Effects of current velocity on byssal-thread production in the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Canadian Journal of Zoology* 74, 63-69.
- Claudi, R., Mackie, G. 1994. *Practical manual for Zebra mussel monitoring and control*. Lewis Publishers, Ann Arbor.
- Claudi, R., Mackie, G. L. 1993. *Zebra mussel monitoring and control*. Lewis Publishers, Inc., Boca Raton, Fla.
- Cohen, A. N. 2005. *A review of Zebra mussels' environmental requirements*. San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA.
- Cohen, A. N., Weinstein, A. 2001. *Zebra mussel's calcium threshold and implications for its potential distribution in North America*. San Francisco Estuary Institute, Richmond, CA.
- de Kock, W., Bowmer, C. 1993. Bioaccumulation, biological effects, and food chain transfer of contaminants in the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). I: Nalepa, T. F., Schloesser, D. W. (Eds), *Zebra mussels, biology, impact and control*. Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 503-533.
- Dermott, R., Mitchell, J., Murray, I., Fear, E. 1993. Biomass and production of Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in shallow waters of northeastern Lake Erie. I: Nalepa, T. F., Schloesser, D. W. (Eds), *Zebra mussels biology, impacts, and control*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 399-413.
- Dextrase, A. J., Mandrak, N. E. 2006. Impacts of alien invasive species on freshwater fauna at risk in Canada. *Biological Invasions* 8, 13-24.
- Dukes, J. S., Mooney, H. A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14, 135-139.
- Fahnenstiel, G. L., Lang, G. A., Nalepa, T. F., Johengen, T. H. 1995. Effects of Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) colonization on water quality parameters in Saginaw Bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* 21, 435-448.
- Grandin, U. 2005a. Miljöövervakning av främmande växt- och evertebratarter i Sverige. Rapport Institutionen för miljöanalys, SLU 2005:19, 1-11.
- Grandin, U. 2005b. Möjligheter till miljöövervakning av främmande evertebrater i Mälaren – en pilotstudie. Rapport Institutionen för miljöanalys, SLU 2005:21, 1-7.
- Griffiths, R. W., Schloesser, D. W., Leach, J. H., Kovalak, W. P. 1991. Distribution and dispersal of the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Great Lakes Region. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 1381-1388.
- Grim, J. 1971. Tiefenverteilung der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas) im Bodensee. *Wasser Abwasser* 112, 437-441.
- Gärdenfors, U. (Ed) 2005. *The 2005 red list of Swedish species*. Swedish Species Information Centre in cooperation with Swedish Environmental Protection Agency, Uppsala. 496 pp.
- Hebert, P. D. N., Muncaster, B. W., Mackie, G. L. 1989. Ecological and genetic studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas) - a new mollusk in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 1587-1591.
- Hincks, S. S., Mackie, G. L. 1997. Effects of pH, calcium, alkalinity, hardness, and chlorophyll on the survival, growth, and reproductive success of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 2049-2057.
- Holland, R. E., Johengen, T. H., Beeton, A. M. 1995. Trends in nutrient concentrations in Hatchery bay, western Lake Erie, before and after *Dreissena polymorpha*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 1202-1209.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15, 56-61.

- ISSG. 2005. Global invasive species database, *Global invasive species database*. ISSG (Invasive Species Specialist Group).
- Jack, J. D., Thorp, J. H. 2000. Effects of the benthic suspension feeder *Dreissena polymorpha* on zooplankton in a large river. *Freshwater Biology* 44, 569-579.
- Johnson, L. E., Carlton, J. T. 1996. Post-establishment spread in large-scale invasions: Dispersal mechanisms of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology* 77, 1686-1690.
- Johnson, L. E., Padilla, D. K. 1996. Geographic spread of exotic species: ecological lessons and opportunities from the invasion of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Biological conservation* 78, 23-33.
- Karatayev, A. Y. 1995. Factors determining the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* in lakes, dam reservoirs and channels. I: *Fifth international Zebra mussel and other aquatic nuisance organisms conference*, Toronto ON, Canada: 227-243.
- Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Padilla, D. K. 2002. Impacts of Zebra mussels on aquatic communities and their role as ecosystem engineers. I: Leppakoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (Eds), *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands., pp. 433-446.
- Khalanski, M. 1997. Industrial and ecological consequences of the introduction of new species in continental aquatic ecosystems: The Zebra mussel and other invasive species. *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture*, 385-404.
- Kraft, C. E., Sullivan, P. J., Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Nekola, J. C., Johnson, L. E., Padilla, D. K. 2002. Landscape patterns of an aquatic invader: Assessing dispersal extent from spatial distributions. *Ecological Applications* 12, 749-759.
- Leach, J. H. 1993. Impacts of the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) on water quality and fish spawning reefs in the western Lake Erie. I: Nalepa, T. F., Schloesser, D. W. (Eds), *Zebra mussels biology, impacts, and control*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 381-397.
- Lundberg, S., von Proschwitz, T. 2002. Stormusslor i Södermanlands län – Pilotstudie. 6-76.
- MacIsaac, H. J. 1996. Potential abiotic and biotic impacts of zebra mussels on the inland waters of North America. *American Zoologist* 36, 287-299.
- MacIsaac, H. J., 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 Sciences* 48, 2051-2060.
- Mackie, G. L., Schloesser, D. W. 1996. Comparative biology of Zebra mussels in Europe and North America: An overview. *American Zoologist* 36, 244-258.
- Mackie, G. L., Wright, C. A. 1994. Ability of the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, to biodeposit and remove phosphorus and BOD from diluted activated sewage-sludge. *Water Research* 28, 1123-1130.
- Madenjian, C. P. 1995. Removal of algae by the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population in western Lake Erie - a bioenergetics approach. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 381-390.
- Matthews, M. A., McMahon, R. F. 1999. Effects of temperature and temperature acclimation on survival of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) and Asian clams (*Corbicula fluminea*) under extreme hypoxia. *Journal of Molluscan Studies* 65, 317-325.
- McMahon, R. F. 1996. The physiological ecology of the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *American Zoologist* 36, 339-363.
- Mills, E., Casselman, J., Dermott, R., al., e. 2003. Lake Ontario: Food web dynamics in a changing ecosystem, (1970-2000). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60, 471-490.
- Minchin, D., Lucy, F., Sullivan, M. 2002. Zebra mussel impacts and spread. I: Leppakoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (Eds), *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands., pp. 135-152.
- Nalepa, T., Fanslow, D., Foley, D., et al. 2006. Continued disappearance of the benthic amphipod *Diporeia* spp. in Lake Michigan: Is there evidence for food limitation? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 872-890.
- Pathy, D. A. 1994. *Life history and demography of the zebra mussel in Lake St. Clair, Lake Erie, and Lake Ontario*. M.Sc. thesis Univ. Guelph.
- Protasov, A. A., Afanasiev, S. A., Ivanova, O. O. 1983. Distribution and role of *Dreissena polymorpha* in periphyton of cooling reservoir of Chernobyl Nuclear Power Station [på ryska]. I: *Molluscs. Their systematics, ecology and distribution*. Zool. Inst., Leningrad, pp. 220-222.
- Ramcharan, C. W., Padilla, D. K., Dodson, S. I. 1992a. Models to predict potential occurrence and density of the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 2611-2620.

- Ramcharan, C. W., Padilla, D. K., Dodson, S. I. 1992b. A multivariate model for predicting population fluctuations of *Dreissena polymorpha* in North American lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49, 150-158.
- Reeders, H. H., de Vaate, A. B. 1992. Bioprocessing of polluted suspended matter from the water column by the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas). *Hydrobiologia* 239, 53-63.
- Ricciardi, A., Neves, R. J., Rasmussen, J. B. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology* 67, 613-619.
- Richman, L., Somers, K. 2005. Can we use Zebra and Quagga mussels for biomonitoring contaminants in the Niagara River? *Water Air and Soil Pollution* 167, 155-178.
- SAS Institute. JMP. Ver. 4.0.0 (Academic). SAS Institute.
- Schindler, D. W. 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 18-29.
- Singer, S., van Fleet, A., Viel, J. J., Genevese, E. E. 1997. Biological control of the Zebra mussel *Dreissena polymorpha* and the snail *Biomphalaria glabrata*, using Gramicidin S and D and molluscicidal strains of *Bacillus*. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 18, 226-231.
- Strayer, D. L. 1991. Projected distribution of the Zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48, 1389-1395.
- ten Winkel, M. E. H., Davids, C. 1982. Food selection by *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca: Bivalvia). *Freshwater Biology* 12, 553-558.
- ter Braak, C. J. F., Smilauer, P. 2002. *CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- USGS. 2005. *NAS. Species factsheet - Dreissena polymorpha*
<http://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.asp?speciesID=5>. USGS (United States Geological Survey).
- Vinogradov, Smirnova, Sokolov, Bruznitsky. 1993. Influence of chemical composition of the water on the mollusk *Dreissena polymorpha*. I: Nalepa, T., Schloesser, D. W. (Eds), *Zebra mussels: biology, impacts, and control*. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI.
- von Proschwitz, T. 2003. Faunistiskt nytt 2002 – snäckor, sniglar och musslor. Årstryck. Göteborgs naturhistoriska museum, 25-42.
- Werner, S., Mortl, M., Bauer, H. G., Rothhaupt, K. O. 2005. Strong impact of wintering waterbirds on Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) populations at Lake Constance, Germany. *Freshwater Biology* 50, 1412-1426.
- Weyhenmeyer, G. A., Meili, M., Livingstone, D. M. 2004. Nonlinear temperature response of lake ice breakup. *Geophysical Research Letters* 31, L07203, doi: 07210.01029/02004GL019530.
- Wilander, A. opublicerat. Miljömålsuppföljning 2005.
- Wilander, A., Johnson, R., Goedkoop, W. 2003. Riksinventeringen 2000. En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Rapport. Institutionen för miljöanalys 2003:1, 1-117.
- Wilander, A., Johnson, R., Goedkoop, W., Lundin, L. 1998. Riksinventeringen 1995. En synoptisk undersökning av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Rapport, Naturvårdsverket 4813, 1-191.

Bilagor

Bilaga 1. Inventerade lokaler i denna studie

Lokal	Förekomst	Täckning	X-koordinat	Y-koordinat	Nr. i fig. 2
Alstasjön	1	2	6625866	1582535	1
Arbogaån N	0	0	6587048	1507125	2
Arbogaån S	0	0	6586889	1507129	3
Biskop-Arnö	1	3	6616804	1594394	
Dalby	1	2	6628391	1599497	
Dannemorasjön	0	0	6674498	1613304	
Ekerö	1	1	6576544	1612832	
Ekolsundsviken N	1	1	6615886	1589623	
Ekolsundsviken S	0	0	6604124	1590961	
Erikssund	1	3	6614796	1601711	
Eskilstunaån (Vilstabadet)	0	0	6581331	1539752	12
Faringsö	0	0	6588322	1603265	
Funbosjön (badet)	1	2	6609490	1541940	
Fyrisån (Ulva Kvarn)	0	0	6645097	1599037	15
Fysingen	1	2	6605293	1619645	16
Granfjärden	0	0	6600652	1552362	19
Grönsö	0	0	6595589	1581615	
Hjulsta	0	0	6602061	1568055	
Hjälmarén	1	1	6572377	1509993	23
Härjarö	0	0	6595032	1590295	
Kallhall	1	2	6594164	1612670	
Kungsör	0	0	6590316	1517349	
Kvarnsjön	0	0	6582324	1508553	
Kvicksund	0	0	6592485	1529221	
Malmön	0	0	6594601	1515024	
N. Galten	0	0	6598423	1525990	
Oxfjärden	0	0	6604606	1563594	
Pilsbo	1	3	6620453	1603010	
Riddarfjärden	1	2	6582046	1625380	32
Räckstaån	0	0	6571993	1574779	33
S.Björkfjärden	0	0	6573655	1597327	
Skarholmen	1	3	6630545	1602352	
Stallarholmen	0	0	6583430	1579631	
Steninge	1	3	6610822	1613211	
Strängnäs	0	0	6587789	1567906	
Svartån	0	0	6609490	1541940	39
Svinnegranrviken (Kolarvik)	0	0	6605563	1572663	40
Södertäljekanal	0	0	6565062	1604383	41
Sörfjärden	1	1	6592966	1552352	42
Taxinge	0	0	6570357	1585540	
Tidö	0	0	6599200	1540307	
Ullfjärden	1	1	6610857	1596371	43
Vendelsjön	0	0	6675848	1605517	47
Wik	1	3	6625066	1593136	
Västeråsfjärden	0	0	6607061	1545524	48
Ängsö	0	0	6599512	1561089	
Örsundaån	0	0	6626005	1576820	49

Bilaga 2. Inventerade lokaler vid riksinventeringarna 1995 och 2000, medtagna i denna studie.

Lokal	Förekomst	X- koordinat	Y- koordinat	Nr. i fig. 2
Björkmossdammen	0	6665790	1477370	4
Bomanstjärnen	0	6657780	1473080	6
Bysjön	0	6681610	1454100	7
Dammsjön	0	6651010	1504990	8
Edasjön	0	6633650	1617790	10
Funbosjön	1	6639580	1615110	13
Garptjärnen	0	6637060	1481780	18
Gryten	0	6617860	1511950	20
Harsjön	0	6619030	1528160	22
Håvtjärnen	0	6631620	1497790	24
Högsjön	0	6583660	1495080	25
Igeltjärnen	0	6669680	1496270	26
Lundbysjön	0	6609730	1505400	28
Långsjön	1	6661580	1598780	29
Morsjön	0	6645140	1500240	30
Siggefora	0	6651750	1575590	35
Skräddartjärnen	0	6684740	1442960	37
Stora nadden	0	6629940	1519360	38
Ungen	0	6665560	1501490	44
Valloxen	0	6623830	1613130	45
Ångsjökälven	0	6629820	1489250	48

Bilaga 3. Vattenkemidata från lokaler provtagna i denna studie. Lokalernas position framgår av bilaga 1.

Kod	pH	Kond. [mS/m]	Ca [mekv/l]	Mg [mekv/l]	Na [mekv/l]	K [mekv/l]	Alka-/Aciditet [mekv/l]	Sulfat [mg/l]	Klorid [mg/l]	Florid [mg/l]	NH4-N [ug/l]	Tot-N [ug/l]	Tot-P [ug/l]	PO4-P [ug/l]	Abs OF	Abs F	TOC [mg/l]
Vendelsjön	7,78	39,5	3,383	0,400	0,440	0,101	3,273	0,589	0,423	0,57	16	657	67	4	0,336	0,291	25,0
Dannemorasjön	7,27	27,1	2,117	0,296	0,461	0,049	1,970	0,402	0,509	0,13	37	2198	48	5	0,161	0,119	13,3
Örsundaån	7,58	33,6	2,034	0,838	0,647	0,131	2,095	0,857	0,531	0,28	112	347	255	149	1,450	0,229	12,4
Södertäljekanal	7,81	18,9	0,777	0,364	0,678	0,067	0,716	0,444	0,665	0,24	9	468	22	12	0,070	0,040	8,0
Riddarfjärden	7,77	22,7	1,191	0,407	0,630	0,079	1,126	0,555	0,601	0,25	8	1483	39	22	0,068	0,036	8,6
Alstasjön	7,70	34,1	2,064	0,763	0,673	0,128	2,147	0,766	0,594	0,27	82	649	151	80	0,667	0,174	11,7
Arbogaån N	7,20	14,0	0,495	0,228	0,611	0,066	0,475	0,555	0,250	0,18	73	1286	65	27	0,386	0,202	10,6
Arbogaån S	7,58	19,4	1,135	0,361	0,422	0,090	1,059	0,528	0,386	0,23	105	843	147	89	0,248	0,090	9,6
Kvarnsjön	7,52	20,0	1,171	0,355	0,436	0,078	0,976	0,604	0,428	0,24	23	839	61	23	0,157	0,052	9,3
Sörfjärden	7,72	22,8	1,067	0,557	0,601	0,096	1,086	0,649	0,513	0,34	24	648	45	22	0,185	0,061	9,7
Räckstaån	7,34	12,8	0,685	0,290	0,309	0,051	0,768	0,186	0,281	0,29	94	520	47	26	0,216	0,129	13,0