



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Miljögifter och miljögiftseffekter i blåmussla

Miljöövervakning i Västra Götalands län 2014



Rapportnr: 2015:18

ISSN: 1403-168X

Projektledare: Elisabeth Lindqvist och Cecilia Niklasson, Länsstyrelsen

Författare: Marina Magnusson, Jonatan Hammar
Marine Monitoring AB, Lysekil

Medarbetare i fält: Anders Einarsson och Kristin Öhman

Rapporten är granskad av docent Åke Granmo

Foto omslag: Jonatan Hammar

Utgivare: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Miljöskyddsavdelningen

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer/Rapporter.

Förord

Under 2014 undersöktes innehållet av ett flertal miljögifter samt miljögiftseffekter i blåmusslor vid åtta stationer längs kusten i Västra Götalands län. Undersökningen är en del i Länsstyrelsens regionala miljöövervakning och utgör ett underlag för uppföljningen av miljömålet Giftfri miljö. Resultaten är ett viktigt stöd i Länsstyrelsens arbete med tillsyn, prövning och åtgärder. Marine Monitoring AB har utfört miljöövervakningen och tagit fram rapporten. De tackas för sina insatser.

Cecilia Niklasson och Elisabeth Lindqvist
Länsstyrelsen Västra Götalands län

Innehållsförteckning

1. Sammanfattning	5
2. Inledning	6
3. Tidigare studier	6
4. Områdesbeskrivning	7
4.1 Punktkällor	8
4.1.1 Göteborg	8
4.1.2 Stenungsund	8
4.1.3 Uddevalla (Byfjorden)	8
4.1.4 Strömstad	8
4.2 Referenslokal	9
4.2.1 Fjällbacka	9
4.3 Musselodlingar	9
4.3.1 Halsefjord	9
4.3.2 Hasselöarna	9
4.3.3 Saltöfjord	9
5. Undersökning	10
6. Metodik	10
6.1 Insamling av blåmussla	10
6.2 Kemisk analys	11
6.2.1 Metaller (Hg, Pb, Cd)	11
6.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAHer)	11
6.2.3 Perfluorerade ämnen (PFAS)	11
6.2.4 Dioxiner, polyklorerade bifenyler (PCB), hexaklorbensen (HCB) och bromerade difenyletrar (PBDE)	11
6.3 Analys av lysosomal stabilitet	12
6.3.1 Analys via retentionstid (RT)	14
6.3.2 Analys via poängsättning (% LMS)	14
7. Resultat	15
7.1 Miljökemiska undersökningar i blåmussla	15
7.1.1 Metaller (Hg, Pb, Cd)	15
7.1.1.1 Kviksilver (Hg)	15
7.1.1.2 Bly (Pb)	18
7.1.1.3 Kadmium (Cd)	19
7.1.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAHer)	22
7.1.3 Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS)	23
7.1.4 Dioxiner och plana polyklorerade bifenyler (PCB)	24
7.1.5 Hexaklorbensen (HCB)	25
7.1.6 Bromerade difenyletrar (PBDE)	27
7.1.7 Fetthalt hos blåmussla	28
7.2 Lysosomal stabilitet hos blåmussla	29
7.2.1 Retentionstid (RT)	29
7.2.2 % LMS; indikation på PCB och metall	29
7.2.3 Jämförelse med tidigare studier	30
8. Diskussion	31
9. Slutsatser	32
10. Tack	32
12. Citerad litteratur	33
13. Appendix	34

Sammanfattning

Marine Monitoring AB fick i uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län att under hösten 2014 undersöka förekomst samt effekter av ett antal kända miljögifter längs Bohuskusten. Totalt har blåmusslan *Mytilus edulis* undersökts vid fyra punktkällor (Göteborg, Stenungsund, Uddevalla och Strömstad) samt en referensstation vid Fjällbacka med avseende på lysosomal stabilitet (LMS) och förekomst av metaller och organiska miljögifter i vävnaden. Därtill har även ytterligare blåmusslor, hämtade från tre kommersiella musselodlingar, undersökts med avseende på innehåll av miljögifter. De kemiska analyserna har utförts av IVL Svenska Miljöinstitutet samt Miljökemiska laboratoriet vid Umeå Universitet.

Resultaten visar på förhållandevis låga halter av de flesta ämnena i förhållande till de miljö kvalitetsnormer (MKN) i biota och gränsvärden för livsmedel som finns. Endast flamskyddsmedel (PBDE) och kvicksilver (Hg) förekom i halter över MKN i fisk och endast kvicksilver och bly förekom i halter över gränsvärden för livsmedel. Kviksilver förekommer i så pass höga halter i Stenungsund att gränsvärdet för vad som får finnas i barnmat överskrids, dvs musslorna är att betrakta som otjänliga som föda till barn. Halterna av kvicksilver var även höga i Göteborg och Uddevalla men här överskreds endast MKN i fisk. Möjligt är att kvicksilver har ansamlats över en längre period, exempelvis bedöms musslorna i Stenungsund och Göteborg vara ca 5 år. Även halterna av bly var genomgående höga i jämförelse med gränsvärdet för tillåtet innehåll i barnmat, vilket överskreds vid de stationer där bly har kvantifierats.

Vidare överskrider halterna av flamskyddsmedel (PBDE) kraftigt gällande MKN i fisk vid alla stationer där högsta halterna ses vid Fjällbackalokalen. Andra resultat som sticker ut är hexaklorbensenen (HCB) i Stenungsund. Halten är inte extremt hög i förhållande till MKN i fisk men den är i genomsnitt ca 20 gånger högre än övriga stationers innehåll av HCB, vilket antyder en diffus tillförsel av HCB i Stenungsund.

Vid studier av effekter på blåmussla genom LMS klassades alla punktkällorna som ”allvarligt stressade” och referensen var signifikant bättre, även om också den visade en indikation på viss stress då den klassades som ”stressad men kompenserande”. Detta resultat får anses stämma väl med resultatet från den kemiska analysen. Att studera effekter och förekomst av miljögifter är viktigt för att tidigt kunna upptäcka och åtgärda negativa förändringar i miljön. Kemiska analyser är dessvärre kostsamma varför analyser av Lysosomal stabilitet (LMS) är ett bra alternativ då det medger en övergripande bild av miljögifters påverkan och utbredning i ett område.

Ur övervakningssynpunkt kan det vara av vikt att ha kännedom om hur lång tid som organismen har varit exponerad för ett ämne. Detta kan sannolikt variera kraftigt då upptag och tid för nedbrytning är olika för olika ämnena och dessutom beroende av bland annat vattentemperatur, salthalt och musslans kondition. Ämnena som har detekterats i denna studie indikerar att den tidsperiod som musslorna har varit exponerade för miljögiftspåverkan sannolikt varierar från minst en månad och uppåt, kanske flera år, beroende på ämne. Därför bör man i de områden man skall undersöka hänga ut musslor vars gifthalt är känd från start för att få bättre information om vilka ämnen och halter som musslorna har exponerats för under en bestämd tidsperiod. Förslagsvis använder man sig av odlade musslor.



2. Inledning

Vi lever i ett samhälle som kraftigt påverkar den miljö vi lever i genom utsläpp av otaliga skadliga ämnen, både nya och gamla. Utbredning samt påverkan på oss och miljön varierar beroende på ämne. För en del miljögifter har utsläppen minskat över tiden vilket lett till lägre halter. Men för en del andra som har lång nedbrytningstid kan det dröja årtionden innan vi ser en förbättring. Dessutom tillkommer stora mängder nya kemikalier där vi än så länge saknar kunskap om vilka effekter de kan få på oss och den miljö vi lever i.

Det finns mer än 12 000 kemiska ämnen registrerade hos Kemikalieinspektionen och vi saknar eller har liten kunskap om hur dessa kemikalier samverkar och vilka ackumulativa effekter de har tillsammans när de kommer ut i miljön. En långsiktig plan för övervakning av miljögifter är därför viktig ur flera perspektiv. Den kan medföra att förändringar i miljön upptäcks tidigt, visa på hur exponering sker och om genomförda åtgärder får önskad effekt eller inte. Vidare kan nya ämnen och eventuella effekter från dessa upptäckas snabbare.

Länsstyrelsen i Västra Götaland har gett Marine Monitoring AB i uppdrag att undersöka förekomst av miljögifter i blåmusslor från åtta stationer samt att analysera fem av dessa på lysosomal stabilitet (LMS). Studien har företagits i så väl vilda som odlade musslor, där stationerna har fördelats längs med Bohuskusten.

Uppdraget omfattar insamling, provberedning och miljögiftsanalyser av musslor samt utvärdering. Ämnen som analyserades var; kvicksilver, kadmium, bly, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), perfluoroktansyra (PFOA), perfluoroktansulfonat (PFOS), polybromerade difenyletrar (BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154), hexaklorbensen (HCB), plana PCBer samt dioxiner.

3. Tidigare studier

Fältstudier med analys av lysosomal stabilitet (LMS) hos musslor är ännu inte så vanliga i Sverige, och har veterligen endast utförts vid fyra tidigare studier; Dimming 2010, Hammar 2012, Hammar *et al* 2012, Magnusson *et al* 2014.

I undersökningen av Dimming 2010 utfördes

en pilotstudie av lysosomal stabilitet i Stenungsundsområdet på uppdrag av Bohuskustens vattenvårdsförbund (BVVF). Syftet var att undersöka huruvida analysmetoden var genomförbar och hållbar för eventuell tillämpning vid miljöövervakning av miljögifter i vatten samt belysa svårigheter som påträffats med avseende på metoden. I studien konstaterades det att metoden har möjlighet att särskilja förhållanden mellan olika stationer även inom ett begränsat vattenområde och indikerar därför att den kan utgöra en viktig effektparameter inom miljöövervakningen. Under år 2011 utfördes det ytterligare två studier en på uppdrag av BVVF där fyra lokaler däribland Göteborg och Fjällbacka undersöktes, samt en studie på uppdrag av industrierna i Stenungsund där totalt tio lokaler undersöktes och där flertalet lokaler visade på allvarlig stress. Resultat från stationer i de två sistnämnda studierna har använts för jämförelser med resultat från LMS-analyser i denna studie. Utöver ovan beskrivna rapporter har även LMS-studier tillämpats i Vänern söder om Göteborg (Magnusson *et al.*, 2014), men då dessa musslor påverkades mycket negativt av den låga salthalten i området så har den studien inte ansetts relevant för jämförelse i detta sammanhang.

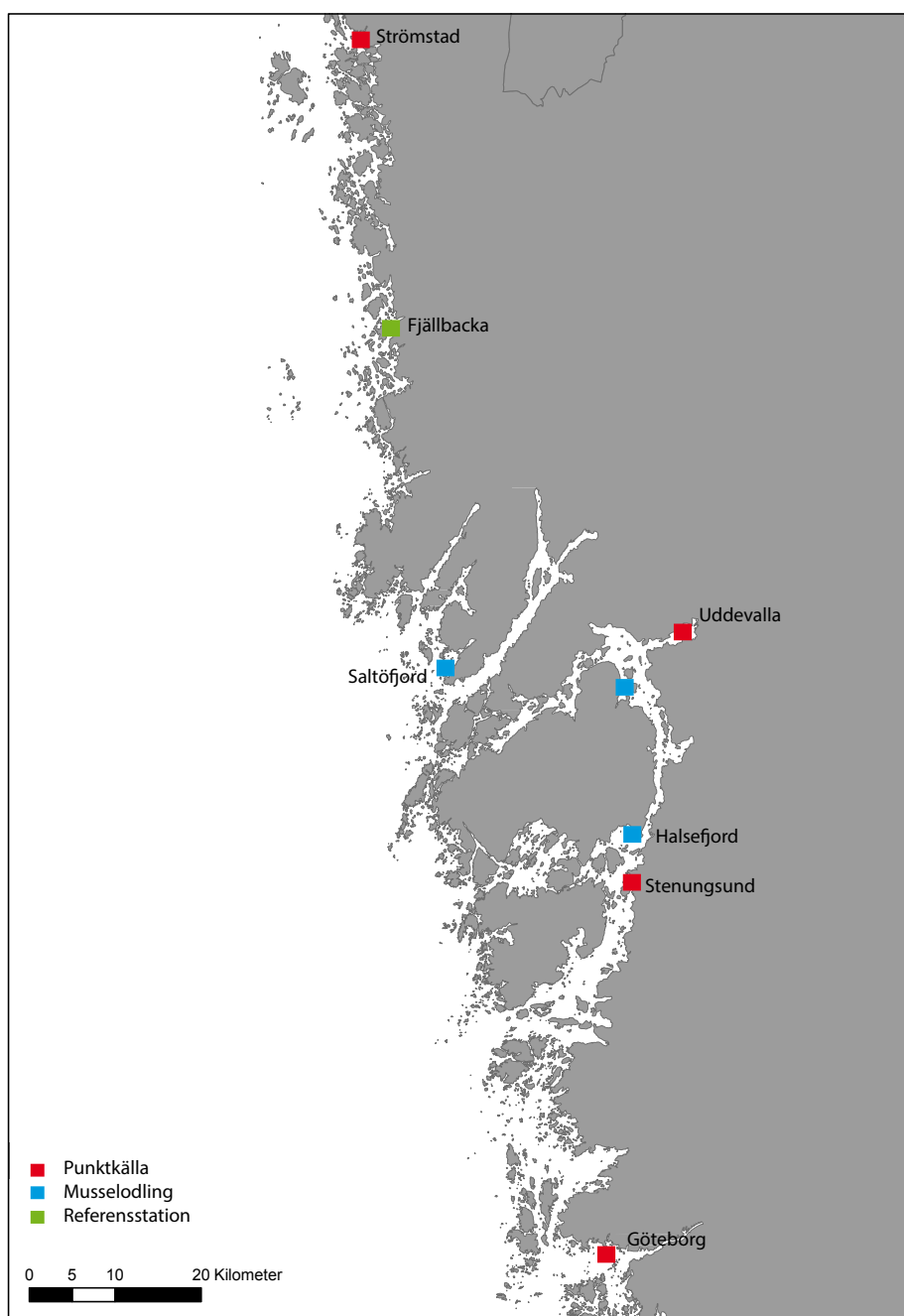
För att utbyta erfarenheter och ta del av senaste utveckling inom området anordnades under våren 2013, inom ramen för EU-Inter-Reg-projektet "Hav möter land", en 3 dagars workshop med praktiska övningar med deltagare från Danmark, Norge, Spanien och Sverige under ledning av Anna Dimming, Länsstyrelsen i Västra Götaland och Åke Granmo, Marine Monitoring AB (Dimming, 2013). Där Dr. Concepcion Martinez Gomez från Instituto Español de Oceanografía (IEO), Murcia Spanien deltog som expert och ansvarig för revidering av metodikbeskrivningen för den internationella organisationen ICES.

Vid jämförelse av miljögifter i musselvävnad har främst tre källor använts; data från det nationella miljögiftsprogrammet som drivs i Naturhistoriska Riksmuseets (NMR) regi på uppdrag av Naturvårdsverket (NV), data från BVVFs regionala kontrollprogram för miljögifter i biota samt en studie avseende övervakning av miljögifter i havskräfta och hummer utförd av IVL Svenska Miljöinstitutet 2013 (Hansson *et al.*, 2013) på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

4. Områdesbeskrivning

Totalt har musslor hämtats vid 8 stationer, där fyra av dessa är belägna i närheten av en punktkälla, dvs ett område eller industri som anses vara en föroreningskälla för omkringliggande miljö. Tre stationer är musselodlingar och en station är från en lokal som kan anses som referensstation då den ingår i det nationella miljögiftsprogrammet. Den sistnämnda lokalen har provtagits under en längre tid, där syftet är att mäta bakgrunds-

halter i en miljö där man inte anser sig ha några tydliga föroreningskällor. Stationernas placering framgår av Figur 1 och stationerna samt metod för insamling av blåmusslor vid varje station beskrivs mer detaljerat nedan. Under beskrivning för respektive station framgår också om stationen återfinns inom ett område där produktion av blåmussla för kommersiell försäljning är tillåten i enlighet med förordning (EG) nr 854/2004 och Livsmedelsverket.



Figur 1. Karta över stationer där insamling av blåmusslor har skett.

4.1 Punktkällor

4.1.1 Göteborg

Blåmusslorna har tagits med hjälp av skrapa på sydöstra sidan om Långholmen som ligger söder om Hisingen, men på den norra sidan om farlederna in till Göteborg. Storleken på musselindividerna från den här lokalen varierade mellan 7-8 cm och djupet ifrån vilket musslorna skrapades varierade mellan 2-5 meter. Bottensubstratet bestod främst av lerbotten som övergick i berggrund med en del större stenar. Vegetationen i området bestod främst av olika arter av rödalger samt av Skräppetare, *Saccharina latissima*. Denna lokal har tidigare provtagits på blåmusslor med avseende på lysosomala studier (Hammar, 2012) och kallades då Skalkorgarna pga av dess närhet till just Skalkorgarna som ligger ca 700 meter söderut och var en av BVVFs tidigare lokaler för miljögiftsprovtagning i blåmussla. Jämförelsebakåt i tiden för analys av miljögifter har dock gjorts med en lokal vid Dana fjord som ligger längre väster ut. Analysdata som Kemisk analys av musslor från denna station gjordes på ett poolat prov om 40 musselindivider.

4.1.2 Stenungsund

Denna lokal ligger i direkt anslutning till INEOS och Borealis Polyetens utgående vattenflöde norr om Stenungsunds samhälle (Figur 2). Blåmusslorna har tagits med skrapa direkt utanför utloppet på ett djup varierande mellan 2-4 meter. Bottensubstratet utgörs huvudsakligen av berg och större stenblock för att snabbt slutta ner till en lerbotten med inslag av gamla blåmusselskal. Musslorna från denna lokal var ca 7 cm och lokalen har provtagits avseende lysosomal stabilitet vid ett tidigare tillfälle 2011 (lokal 3 i Hammar & Granmo, 2012) då gjordes även kemisk analys av ett flertal ämnen. Kemisk analys av musslorna från denna station 2014 gjordes på ett poolat prov om 35 musselindivider.

4.1.3 Uddevalla (Byfjorden)

Blåmusslorna hämtades från en musselbank i grundområdet öster om Frölandshamnen som ligger i norra delen av Byfjorden. Djupet på lo-

kalen är ca 0,5 meter och bottensubstratet utgörs huvudsakligen av sandig lera. Musslorna på denna lokal varierade mellan 3-4 cm i storlek och togs upp med hjälp av en hāv från båt. Flertalet musslor var aggregerade i klumpar och för att få isär dessa utan att stressa musslorna användes sax att klippa av byssustrådarna. Tidigare kända studier för denna lokal saknas. Kemisk analys av denna station gjordes på ett poolat prov om mellan 100-125 musselindivider.

4.1.4 Strömstad

Blåmusslorna hämtades inne bland bryggor och båtar i södra hamnen i Strömstad, vilken har plats för ca 630 båtar. Musslorna hittades på gamla tampar som hängde ner i vattnet och storleken på musslorna som samlades in varierade mellan 5-6 cm. Då flertalet musslor var aggregerade i klumpar användes sax för att klippa av byssustrådarna var på enstaka musselindivider kunde frigöras. Tidigare kända studier för denna lokal saknas. Kemisk analys av denna station gjordes på ett poolat prov om 50-60 musselindivider.



Figur 2. Blåmusslor från Stenungsund hämtades vid INEOS och Borealis Polyetens utgående vattenflöde.

4.2 Referenslokal

4.2.1 Fjällbacka

Denna station ingår i Naturvårdsverkets årliga miljögiftsundersökningar som utförs av Nordiska riksmuseet (NRM) och har studerats sedan 1984. Lokalen ligger på sydvästra sidan av Musön norr om Fjällbacka och återinns inom produktionsområde Fjällbacka nr 123. Analyser av olika ämnen i vävnad från blåmussla på denna lokal har utförts sedan slutet av 80-talet. Musslorna som var mellan 7-8 cm i storlek hämtades från ett djup av 1,5-2,5 meter med hjälp av lokal fiskare och dykare, vilka har varit kontrakterade av NRM för detta uppdrag sedan provtagningen påbörjades. Området varifrån musslorna hämtas är en relativt grund sandig vik med en del grynnor kring vilka blåmusslorna aggregeras. Kemisk analys från denna station gjordes på ett poolat prov om 35 musselindivider.

4.3 Musselodlingar

4.3.1 Halsefjord

Musslorna har skrapats upp från en naturlig musselbank norr om Stenungsund, inom produktionsområde Halsefjorden nr 158, på ett djup av ca 3-6 meter. Musselindividerna på denna lokal var relativt små med ett storleksintervall på 3-4 cm. Kemisk analys från denna station gjordes på ett poolat prov om 100 musselindivider. Tidigare kända studier för denna lokal saknas. Denna musselbank ligger inom produktionsområde Halsefjorden nr 158.

4.3.2 Hasselöarna

Musslorna har hämtats från en kommersiell musselodling (Figur 3) vid Hasselöarna i södra delen av Havstensfjord inom produktionsområde Havstensfjord, norra nr 144. Individerna var ca 7 cm och den kemiska analysen från denna station gjordes på ett poolat prov om 70 musselindivider. Tidigare kända studier för denna lokal saknas.

4.3.3 Saltöfjord

Musslorna har hämtats från en kommersiell musselodling i Saltöfjord norr om Lysekil inom produktionsområde Saltöfjord nr 143. Individerna var ca 6-7 cm och den kemiska analysen från stationen gjordes på ett poolat prov om 70 musselindivider. Lokalen var vid tiden för insamling stängd för försäljning av musslor på grund av höga halter av algtoxiner. Tidigare kända studier för denna lokal saknas.

5. Undersökning

För att ha bästa förutsättningar för att jämföra resultaten från denna studie med tidigare studier på lysosomal stabilitet (LMS) utfördes fältinsamlingen under oktober månad. Alla stationerna analyserades kemiskt med avseende på miljögifter men endast referensstationen i Fjällbacka och stationer med närhet till en punktkälla analyserades med avseende på LMS.



Figur 3. Kommersiell musselodling.

6. Metodik

I föreliggande studie analyserades mjukdelar hos blåmusslor från åtta stationer med avseende på flertal miljögifter. Dessutom utfördes lysosom-stabilitetsanalys hos blåmusslor från fem av dessa stationer. Använda metoder beskrivs kortfattat nedan.

6.1 Insamling av blåmussla

Insamling av blåmusslan, *Mytilus edulis*, skedde från samtliga stationer under perioden 6-27 oktober 2014 (Figur 4). Då förutsättningarna mellan de olika insamlingslokalerna skiljde sig åt i tillgänglighet på musslor användes olika insamlingsmetoder beroende på förutsättningarna vid respektive lokal vilket framgår av föregående stycke avseende områdesbeskrivningar. Noteras bör att stationer på vilka LMS-analyser utfördes hantades extra varsamt vid upptag för att minska ett eventuellt stresspåslag, vilket exempelvis innebar att aggregerade musslor fick sina byssustrådar avklippa när de togs isär. De insamlade musslorna transporterades till laboratoriet för analys. Under transporten förvarades musslorna inlindade i fuktiga handdukar i kylbagar. Vid ankomsten till laboratoriet placerades de sedan svalt under ett dygn i vattenfyllda glaskvarier försedda med luftpumpar. För att i möjligaste mån efterlikna de lokala förhållandena medtogs havsvatten med

hjälp av vattenhämtare från respektive lokal och djup, detta för att bibehålla rätt salthalt. Detta förfarande syftade till att dels avstressa musslorna från den yttre påverkan som flytten kan ha gett upphov till, men också för att de skulle hinna tömma tarmarna innan kemisk analys.



Figur 4. Genomgång och sortering av musslor som togs upp med skrapa.

Blåmussla som provtagningsorganism

Blåmusslan leker i maj-juni vid en vattentemperatur på 8-10°C. Efter ett larvstadium på 3-4 veckor settlar mussellarverna på fria hårda ytor. Settlingen sker från mitten av juni (svenska västkusten) och redan efter några månader kan storlekar på 2 cm uppnås. Storleken hos blåmusslan ökar med tiden och beroende på miljön kan individer på västkusten uppnå storlekar på över 10 cm. (Marbipp 2012)

Blåmusslan har en stor förmåga att filtrera stora mängder havsvatten (en individ kan omsätta ca 4-6 l/timme). Lösta och partikelbundna miljögifter kan då koncentreras upp i djurets vävnader som därefter analyseras kemiskt. Eftersom blåmusslans avgiftningssystem är relativt svagt utvecklat för många miljögifter ackumuleras dessa i djurens vävnader och till skillnad från många andra organismer kan musslor placeras ut utan behov av extra födotillförsel. Musslor används över hela världen inom olika övervakningsprogram ex. ”mussel watch”- programmen i USA m.fl. länder som startade redan på 1970-talet (Goldberg, 1975).

6.2 Kemisk analys av musselvävnad

Inför den kemiska analysen av blåmusslorna öppnades dessa och ställdes på avrinning i 20-30 minuter innan all musselvävnad skars ut (Figur 5). Proverna poolades därefter och homogeniserades genom mixning för vidare delning och utskick till laboratorier. Hur många blåmusslor som analyserades kemiskt per station varierade mellan 35-125 st individer, allt utifrån storleken på musslorna. Detta är angivet mer detaljerat under respektive stations områdesbeskrivning.

6.2.1 Metaller (Hg, Pb, Cd)

Analys av kvicksilver (Hg), kadmium (Cd) och bly (Pb) genomfördes vid IVLs laboratorium och till varje analys användes 1-2 g musselvävnad. Bestämning av totalkvicksilver i vävnad från blåmussla gjordes genom syrauppslutning i $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{SO}_4$ och reduktion till $\text{Hg}(0)$ genom SnCl_2 följt av dubbel amalgamerings. Detektion genomfördes med atomfluorescens-spektrometri-metodik (Cold Vapour Atomic Fluorescence Spectroscopy, CVAFS). Bestämning av Cd och Pb gjordes genom att provmaterialet vägdes in i teflonbehållare varefter uppslutning skedde i salpetersyra och väteperoxid i mikrovågsugn under temperatur- och tryckkontroll. Proven analyserades därefter med hjälp av ICP-QMS (Inductively Coupled Plasma – Quadrupole Mass Spectrometry) med interferenseliminering genom en kollisioncell med helium.

6.2.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH-er)

Bestämning av PAH-er genomfördes vid IVLs laboratorium och till varje analys användes 5-10 g av det homogeniserade materialet. En internstandard sattes till alla proverna som vidare extraherades med aceton och en blandning av pentan/dietyler. Extraktionen genomfördes i ett ultraljudsbad. De sammanslagna extrakten tillsattes vatten och en organfas separerades. Proven hydrolyserades med en kaliumhydroxid-lösning. Organfasen fraktionerades därefter på kiselgelkolonn och en PAH fraktion uppsamlades. PAH-fraktionen fördes över till ett mer polärt lösningsmedel och analyserna utfördes på en vätskekromatograf med fluorescensdetektor. De olika PAH-komponenterna identifierades och

kvantifierades med hjälp av en certifierad standardblandning. Utbytena korrigerades med hjälp av internstandard.

6.2.3 Perfluorerade ämnen (PFAS)

Bestämning av perfluoroktansulfonat (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) genomfördes vid IVLs laboratorium och till varje analys användes 1-2 g av det homogeniserade materialet. De homogeniserade proven extraherades med acetonitril med ultraljud som extraktionsteknik (UAE-ultrasound-assisted extraction). Vidare renades extrakten med grafitiserat kol före analys med vätskekromatografi/tandem masspektrometer (HPLC-MS-MS).

6.2.4 Dioxiner, polyklorerade bifenyl (PCB), hexaklorbensenen (HCB) & bromerade flamskyddsmedel (PBDE)

Bestämning av dioxiner/furaner (PCDD/F), non-orto och mono-orto PCB-er (WHO-PCB-er eller plana PCB-er), PBDE-er samt HCB genomfördes av Miljökemiska laboriet vid Umeå Universitet. Till dessa analyser användes ca 100 g av homogeniserad musselvävnad. Metoden är baserad på SS-EN 1948:2-4, med vissa validerade justeringar. Homogenat från blåmussla mixades med natriumsulfat och kolonnextraherades. Upprening genomfördes med multi-lagerkolonn med kiselgel (sur/neutral/basisk) och fraktionering på kolkolonn. För samtliga analyser användes isotopspådningssteknik med tillsats av ^{13}C -inmärkt internstandarder. Extrakten analyserades med en gaskromatograf kopplad till en högupplösande masspektrometer (GC-HRMS).



Figur 5. Öppnade blåmusslor från odlingen vid Hasselöarna som står på avrinning.

6.3 Analys av lysosomal stabilitet

Analysen utfördes enligt internationellt accepterad metodik (Figur 6) (ICES 2010, BEQUALM) utöver denna metodik applicerades en vidareutvecklad metod som baseras på ett poängssystem av lysosomernas påverkansgrad. Inför analyserna av de fem stationerna förbereddes en stamlösning som användes till samtliga stationer. Stammlösningen baseras på färgämnet neutralrött utspätt med DMSO (Dimetylsulfoxid). Inför varje analys späddes stamlösningen med filtererat havsvatten från respektive station och djup. Varje station analyserades separat och omfattade 12 musslor av arten blåmussla (*Mytilus edulis*). Varje mussla öppnades försiktigt med kniv och tömdes på eventuellt vatten och därefter användes en injektionsspruta innehållande 0,2 ml filtererat havsvatten för att extrahera 0,2 ml blod ur musslans bakre slutarmuskel. Av denna lösning pipetterades 40 µl vardera på två objektglas (ett för kontroll och ett för avläsning) varefter de båda placerades i separata ljustäta fuktkammare. Efter att blodcellerna

fäst på objektglaset avlägsnades överflödigt vätska och 40 µl av den utspädda stamlösningen tillsattes för att färga in cellerna. Efter ca 15 minuter avlägsnades överflödigt vätska och ersattes med filtererat havsvatten. Kontrollerna lämnades sedan ostörda i sin ljustäta fuktkammare, medan täckglas applicerades på övriga objektglas inför analys. Objektglasen analyserades sedan i ett mörklagt laboratorium vid följande tidpunkter (baserat på tidpunkten för infärgning), efter 15, 30, 60, 90, 120 och 180 minuter. Vid varje tidpunkt scannades proverna för lysosomala avvikelser eller läckage.

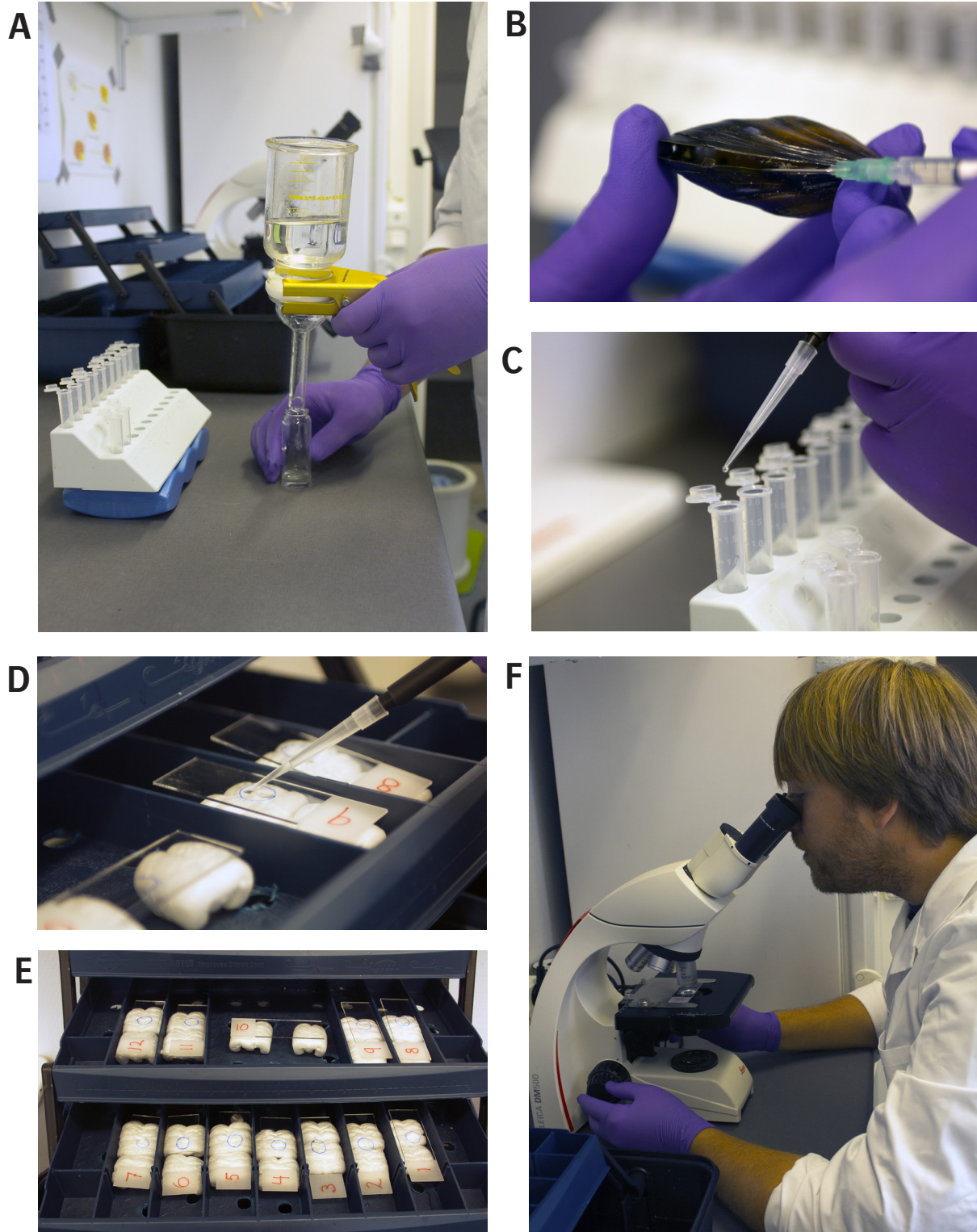
Analysen av proverna utgick i detta moment från två olika metoder. Den äldre metoden utgår från den specifika musslans retentionstid (RT) medan den nyare metoden utgår från poängsättning av lysosomernas påverkansgrad (% LMS). För respektive station beräknades ett medelvärde för RT och % LMS, detta värde avgör vilken status stationen får i avseende på stresspåverkan hos musslorna.

Lysosomal membranstabilitet - LMS

Lysosomer är subcellulära organeller med ett semipermeabelt membran i eukaryota celler, från protozoa till däggdjur. Beroende på vävnad och organism, fungerar lysosomerna väldigt olika men är alltid involverade i nedbrytning av material som genom endocytos kommit in i cellen (Moore *et al.* 2006). Denna nedbrytning kan ha olika funktioner såsom matsmältning och immunförsvar. Lysosomerna har en unik förmåga att ackumulera en mängd toxiska ämnen, däribland PCB:s, PAH:s och metaller vilka är skadliga för celler (Moore *et al.* 2004). Koncentrationen av toxiska ämnen i cellen resulterar i att lysosomernas membran försvagas och cellens innehåll inklusive de toxiska ämnena läcker ut i cytosolen. Detta orsakar en nedsättning av cellens funktion och kan leda till celldöd.

Studier av lysosomers stabilitet används som biomarkör och indikator för stress orsakat av föroreningar hos en mängd olika marina djur (Moore *et al.* 2006, Lowe *et al.* 1995). Förändringar i cellernas kapacitet att ta upp ett tillsatt färgämne (neutralrött) kan användas som en indikator på cellskador. Detta sker eftersom de friska och opåverkade cellerna kan ta upp och behålla större mängder infärgning under längre tid än celler påverkade av föroreningar. Tekniken att färga in celler och analysera hur länge de kan hålla färgen innan läckage av lysosomernas membran uppstår är en enkel och icke-destruktiv metod där musslorna även kan återföras till sin naturliga miljö efter försiktig insamling, transport och provtagning av hemolymfa.

LMS är en globalt accepterad biomarkör som rekommenderas av ICES och används i ett flertal länder, exempelvis Spanien, Norge och Danmark, då det medger en övergripande bild av miljögifters påverkan och utbredning i ett område. I Norge används metoden främst för att studera påverkan i recipienten kring oljeriggar och i Danmark ingår LMS-analyser på vilda musslor sedan 2003 i det årliga nationella övervakningsprogrammet (NOVANA). I Danmark har man observerat effekter på musslorna som är korrelerade till ökade halter av exempelvis PAH. Spanien är ett annat land som årligen använder sig av LMS-analyser på musslor, men här har man valt att hänga ut korgar med musslor på 14 stationer, i stället för att ta upp vilda. Lysosomstabilitet kan alltså mätas och jämföras med internationella studier där metoden används i olika omgivnings- och övervakningsprogram.



Figur 6. A-F visar olika moment som utförs vid analys av lysosomal stabilitet (LMS) hos blåmussla; A. Filtrering av havsvatten som används för att späda stamlösningen; B. Extrahering av blod från blåmussla; C. Lösning för pipettering på objektsglas; D. Pipettering av lösning på objektsglas; E. Förvaring av objektsglas i fukt-kammare; F. Avscanning av prover.

6.3.1 *Analys via retentionstid (RT)*

Vid scanning av proverna fastställdes den tid då över 50 % av lysosomerna uppvisade någon form av avvikelse eller läckage. Då tiden för detta observerats fastställdes den senaste tid då över 50 % av lysosomerna ej visade någon avvikelse eller läckage och angavs som den specifika musslans RT.

För att säkerställa att resultatet inte påverkats av för hög exponering av ljus eller annan felhantling analyserades därefter kontrollen som legat avskild i separat fuktkammare.

Observationer som räknades som avvikelser var:

- Lysosomal förstoring
- Färgläckage
- Avrundning av celler

6.3.2 *Analys via poängsättning (% LMS)*

Metoden utgår från ovanstående analys genom RT, men fokus läggs på att poängsätta olika former av avvikelser. Denna metod ger ofta mer information om stationen då viss typ av avvikelser

kan vara att betrakta som kraftigare än andra. Därav kan man även påvisa skillnader i påverkansgrad mellan stationer med samma RT.

Varje scanning av ett prov ger ett poäng mellan 0-5 där 0 motsvarar avsaknad av avvikelser eller läckage. Vid observationer där över 50 % avvikelser observeras poängsätts lysosomens utseende beroende på den dominerande avvikelser enligt följande;

- 0p - Ingen effekt
- 1p - Förstoring men inget läckage
- 2p - Läckage men ingen förstoring
- 3p - Läckage och förstoring
- 4p - Läckage och förstoring men färglösa lysosomer
- 5p - Avrundning och fragmentering av celler

Poängsättningen av respektive mussla under analysiden användes sedan för att uträkna den specifika musslans slutliga kondition (% LMS). De olika poängen som ges under analysen kan indikera olika förekomster av föroreningar. Vid hög förekomst av lysosomala förändringar enligt poäng 1 och 3 indikerar detta exponering av PCB, medan poäng 5 indikerar påverkan av metaller.



7. Resultat

7.1 Miljökemiska undersökningar i blåmussla

Resultatet för respektive station har jämförts med varandra samt befintliga miljökvalitetsnormer (MKN) och gränsvärden för livsmedel där sådana finns för respektive ämne eller ämnesgrupp. Notera dock att MKN och gränsvärden för livsmedel som har använts oftast avser halter i fisk. Därtill har även jämförelser gjorts med tidigare studier där sådana finns. Jämförelsematerialet för detta härstammar huvudsakligen ifrån Bohuskustens vattenvårds förbunds (BVVF) undersökningar, det nationella Miljögiftsprogrammet som drivs i Naturhistoriska Riksmuseets (NRM) regi på uppdrag av Naturvårdsverket (NV) samt i viss mån även en rapport avseende övervakning av miljögifter i havskräfta och hummer (Hanson *et al* 2013) utförd av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

Analysprotokoll för varje ämne redovisas i Appendix I-VII. Redovisningen av varje analyserad parameter inleds med en kort rödmarkerad sammanfattning av de viktigaste resultaten. Därefter följer ett kort beskrivande stycke av ämnet. Hur det sprids i miljön, vilka effekter det kan ha på människor samt eventuella förbud. Den beskrivande inledande texten om de olika ämnesgrupperna är, om inget annat nämns, en summering av information hämtad på Institutet för miljömedicins (IMM) hemsida ”Riskwebben”. Vidare beskrivs en eventuell Miljökvalitetsnorm (MKN) för ämnet i fråga och nivå på detta. Syftet med MKN är att den skall skydda människors hälsa och miljön samt att uppfylla de krav som ställs genom vårt medlemskap i EU. Enligt Naturvårdsverket tar värdet för MKN ”*sikte på tillståndet i miljön och vad människan och naturen bedöms kunna utsättas för utan att ta alltför stor skada*”. Jämförelser görs även i förhållande till Bedömningsgrunder för kust och hav (Naturvårdsverket, 1999) där dessa kan tillämpas, men även mot eventuella gränsvärden avsedda för livsmedel där sådana finns antingen för mussla eller fisk. Alla halter nedan är att betrakta i våtvikt, om någon halt anges som torrsubstans (TS) alternativt fetthalt så anges detta tydligt i texten. Värdet som anges är baserat, beroende på station, på mellan 35-125 musselindivider som har poolats till ett samlingsprov innan analys.

Halveringstid dvs den tid det tar för ett ämne att till 50% elimineras ur musslan, har beskrivits för ämnen där det har funnits uppgifter om detta. Denna information kan ge en uppfattning om hur nylig påverkan som musslorna har exponerats för. Det är dock viktigt att komma ihåg att eliminering av ett ämne oftast går snabbast i början varför en halveringstid om en månad inte innebär att ämnet helt har försvunnit på två månader. Dessutom är halveringstiden även beroende av temperatur, salthalt och musslans kondition.

7.1.1 Metaller (Hg, Pb och Cd)

Inom ramen för detta projekt analyserades kvicksilver (Hg), bly (Pb) och kadmium (Cd) vilka utvärderas i denna rapport. I ett senare skede gjordes även en tilläggsbeställning av analys av ytterligare metaller, av ekonomiska skäl kommer dessa dock inte att utvärderas men resultaten återfinns i Appendix I samt Tabell 1 tillsammans med Hg, Cd och Pb

7.1.1.1 Kvicksilver (Hg)

Höga halter i Stenungsund men även förhöjt i Göteborg och Uddevalla. MKN i fisk överskreds vid dessa stationer men i Stenungsund överskreds dessutom gränsvärdet för barnmat.

Kvicksilver anses vara ett särskilt farligt ämne och kommer att fasas ut ur samhället. Det finns ett generellt förbud sedan 2009 mot användning av kvicksilver vilket kraftigt har minskat utsläppen till miljön och målet är att kvicksilver senast år 2015 inte längre ska läcka ut till miljön.

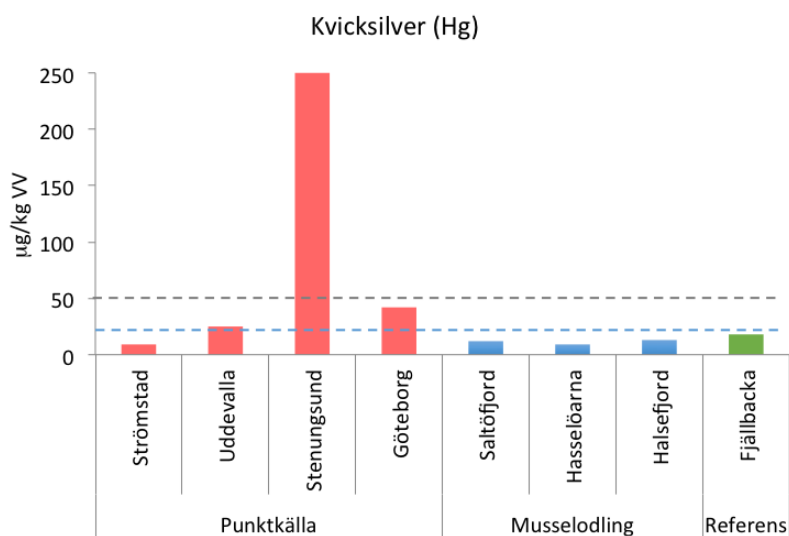
Ämnet finns dock kvar i miljön under mycket lång tid och där kan oorganiskt kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver som kan ansamlas i fisk. Det är vanligen via fisk som vi får i oss metylkvicksilver vilket är ett ämne som kan skada nervsystemet framför allt hos unga och växande individer. Det finns utarbetade kostråd vilka i korthet innebär att vissa fiskar som kan ha höga halter av kvicksilver endast bör ätas 2-3 gånger per år. Det finns även ett generellt gränsvärde för kvicksilver i fisk satta av EU (förordning (EG) 1881/2006) på 0,5 mg/kg samt ett lägre gränsvärde framtaget av Livsmedelsverket för kvicksilver i

barnmat (LIVSFS 2012:3) motsvarande 0,05 mg/kg. Halter överskridande dessa båda gränser anses som otjänliga som livsmedel och får inte säljas. Därtill finns även ett värde för MKN i fisk motsvarande 0,02 mg/kg enligt direktiv 2013/39/EU. Någon exakt uppgift om halveringstid för kvicksilver i mussla har inte hittats men utifrån försök utförda av (King & Davies, 1987) har det påvisats att kvicksilver kan ansamlas i musslor och att nedbrytning kan vara mycket långsam.

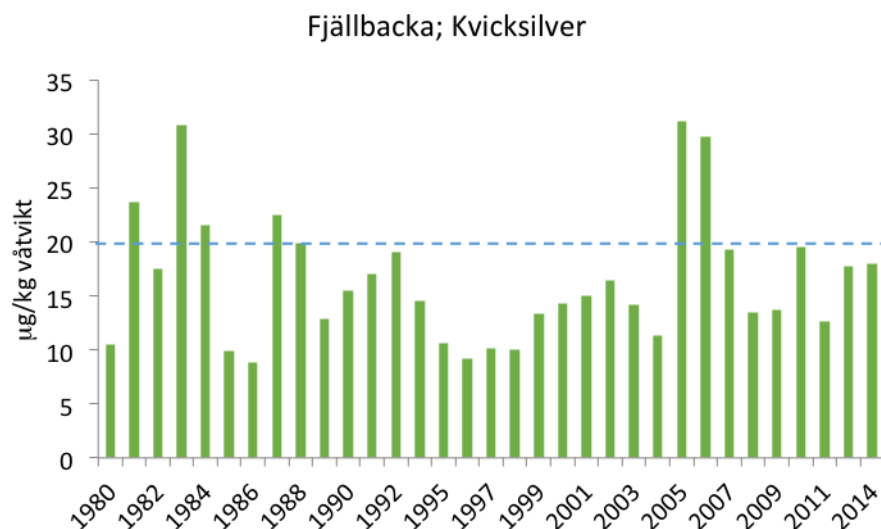
Resultatet från 2014 års vävnadsanalyser i blåmussla avseende kvicksilver visar på halter från 9,1 µg/kg i stationer vid Strömstad och Hasselöarna upp till 250 µg/kg i blåmusslor från Stenungsundsstationen (Figur 7). Halten kvicksilver i Stenungsund är kraftigt förhöjd och överskrider gränsvärdet för halt i barnmat samt MKN i fisk. Andra stationer med en hög halt är Göteborg och Uddevalla som med halterna 42 respektive 25 µg/kg också överskrider MKN i fisk. Värt att notera är att ingen av dessa tre stationer återfinns inom av Livsmedelsverket utsedda produktionsområden för musslor. Även Fjällbacka med sina 18 µg/kg får anses ha en hög halt för att vara en referenslokal då halten ligger precis under MKN i fisk. Då uppgifter om halveringstid saknas är det svårt att bedöma under vilken tidsperiod som musslorna har exponerats, men utifrån åldern på musslorna kan inte perioden vara längre än fem år för musslor från Stenungsund, Göteborg och Fjällbacka och ca 1-2 år för musslor från Uddevalla.

Vid bedömning av stationerna utifrån gällande svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999) (Tabell 1) så faller alla stationer utom Stenungsund inom klass 1, dvs *ingen eller obetydlig avvikelse* från jämförelsehalter föreligger. Stenungsund klassas dock som klass 5 vilket innebär en *mycket stor avvikelse* ifrån jämförelsevärdet.

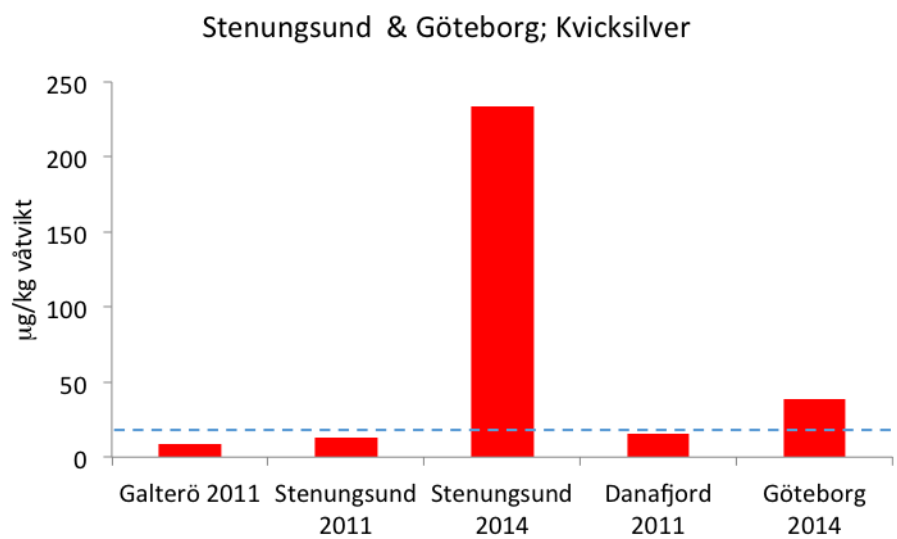
Jämförande analyser över tid avseende blåmussla har gjorts för Fjällbackastationen, där provtagningar har skett årligen sedan 1980 på uppdrag av Naturvårdsverket (Figur 7). Jämförelsen visar på data som varierar mellan 10-20 µg/kg i nästan cykliska 7 års perioder med ett antal toppar som går över MKN i fisk. Även för Stenungsunds- och Göteborgsområdet finns det tidigare data att tillgå och då inte från exakt samma station avseende Göteborgsområdet. I Stenungsund har jämförande analyser gjorts på mussla insamlade 2011 vid den nu använda lokalen samt även musslor insamlade vid Galterö, ca 1 km norr om den i Stenungsund nu använda. Resultaten (Figur 8) visar på en tydlig skillnad då halterna 2011 var betydligt lägre än uppmätta halter i Stenungsund 2014. Kraftigt förhöjda halter av kvicksilver (270 µg/kg) kunde även ses i hummer ifrån Stenungsund enligt Hansson *et al* 2013. I Göteborg gjordes jämförelse med BVVFs mussellokal i Danaöfjord även denna, liksom stationer i Stenungsund, uppvisar en lägre halt 2011 än 2014, vilket sannolikt beror på ett ökat avstånd till punktkällan dvs Göteborgs stad och Göta älv.



Figur 6. Halten kvicksilver i blåmussla 2014, blå streckad linje anger MKN i fisk (Direktiv 2013/39/EU) och grå streckad linje anger gränsvärde för kvicksilver i barnmat (LIVSFS 1996:36).



Figur 7. Jämförande resultat över tiden för Fjällbacka, avseende kvicksilver i blåmussslor, blå linje avser MKN i fisk (EU direktiv 2013/39/EU).



Figur 8. Jämförande resultat över tiden för, Stenungsund och Göteborg avseende kvicksilver i blåmussslor, blå linje avser MKN i fisk (EU direktiv 2013/39/EU).

7.1.1.2 Bly (Pb)

Bly detekterades endast i Göteborg, Stenungsund och Halsefjord. Halterna är under det generella gränsvärdet för livsmedel men över tillåten halt för barnmat.

Bly är en global miljöförorening som förekommer överallt i miljön. Det har använts i en mängd produkter och används fortfarande i exempelvis, batterier, kablar, ammunition med mera. Exponering för bly har minskat men det kan fortfarande finnas i höga halter i vissa livsmedel såsom njure, lever, champinjoner, vallmofrön, skaldjur och vin.

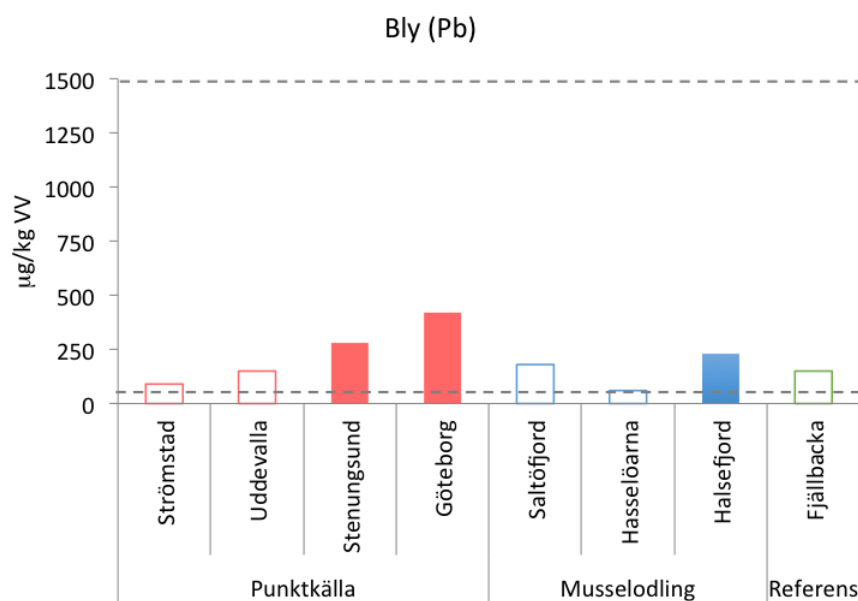
Redan vid mycket låga doser kan bly ge skador på nervsystemet främst har effekter på hjärnans utveckling hos foster och barn uppmärksammas. MKN för biota saknas men gränsvärdet för halt i mussla som livsmedel ligger på 1,5 mg/kg och gränsvärde för halt bly i barnmat är motsvarande 0,05 mg/kg (LIVSFS 2012:3). Information om halveringstid för bly i mussla saknas.

I denna undersökning återfinns de högsta blyhalterna i musslor från punktkällorna Göteborg och Stenungsund med 420 respektive 280 µg/kg. De följs därefter av musselodlingen vid Halsefjord med 230 µg/kg (Figur 9). Vid övriga lokaler har endast spår av bly bekräftats. Halterna har varit så låga att de endast kunnat detekteras men inte bestämmas med en kontrollerad mätosäker-

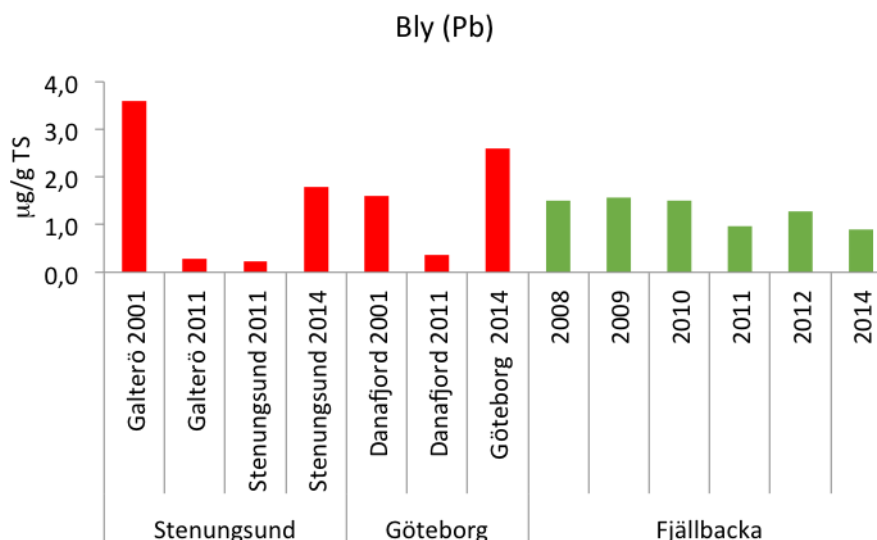
het då de har hamnat under kvantifieringsgränsen (LOQ). Detta innebär att i området mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen kan halten endast anses som spår.

Gemensamt är att blyhalten vid alla stationer återfinns under gränsvärdet för mussla som livsmedel på 1,5 mg/kg, dock överskrider den tillåtna halten för barnmat på 0,05 mg/kg. Särskilt anmärkningsvärt är att dessa halter har observerats för stationer belägna inom produktionsområden för mussla, dvs musslor härifrån är tillåtna att saluföras kommersiellt som livsmedel. Vid bedömning av stationerna utifrån gällande svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999) (Tabell 1) så faller stationen i Strömstad samt Hasselöarna inom klass 1, Göteborg inom klass 3, dvs *tydlig avvikelse* mot bakgrunds nivåerna, och resterande lokaler inom högst klass 2 dvs *liten avvikelse* mot bakgrunds nivåerna.

Jämförelse av resultatet tillbaka i tiden har gjorts för stationen vid Fjällbacka, Stenungsund och Göteborg och som nämnts tidigare så skiljer sig positionerna åt för jämförda stationer i Göteborgsområdet. Resultatet i Figur 10 visar dock på relativt likartade resultat över tiden från de olika stationerna, observera dock att en tydlig ökning kan ses 2014 vid jämförelse med Stenungsund 2011. Avseende bly i kräftdjur i Stenungsund så kunde inget påvisas enligt Hansson *et al* 2013.



Figur 9. Halten bly i blåmussla 2014, övre grå streckad linje anger ett generellt gränsvärdet för bly i livsmedel (LIVSFS 2012:3), medan den nedre streckade linjen anger gränsvärdet för bly i barnmat (LIVSFS LIVSFS 2012:3). Staplar som ej är fyllda med färg anger halter som har detekterats men ej kvantifierats.



Figur 10. Jämförande resultat över tiden för Fjällbacka, Stenungsund och Göteborg avseende bly i blåmussla, observera att halten anges i torrsubstans (TS).

7.1.1.3 Kadmium (Cd)

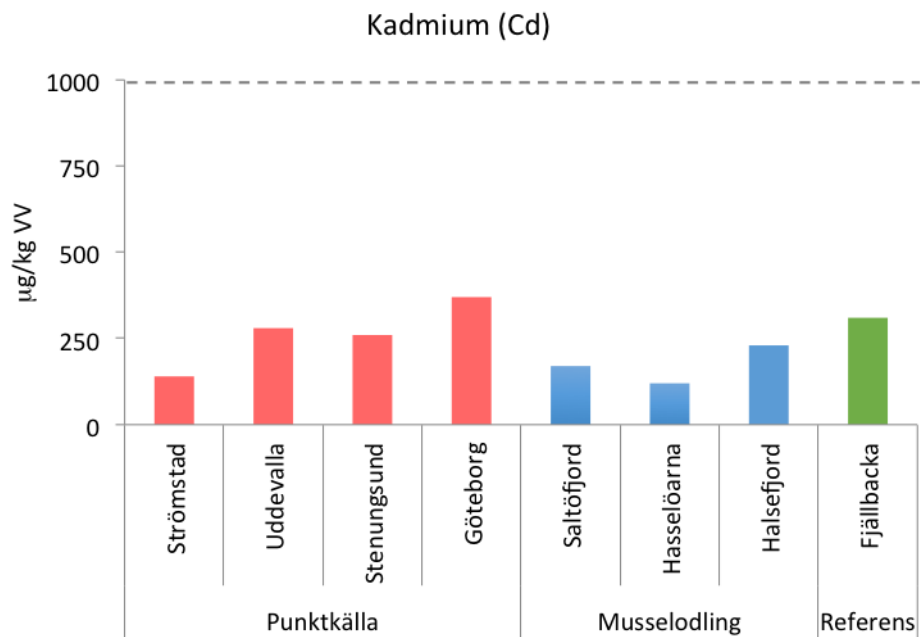
Högst halter ses i Göteborg och Fjällbacka, men alla stationer återfinns under gällande gränsvärde för livsmedel.

Kadmium är en av de giftigaste tungmetallerna. Exponering för höga halter kan leda till ökad risk för bröst- och livmodercancer, hjärt- och kärlsjukdomar, njurproblem, benskörhet mm. Människor får i sig kadmium främst via spannmålsprodukter, rotfrukter och grönsaker men höga halter kan även finnas i skaldjur, inälvsmat och vissa svampar. Spridning av metallen har från början skett via gruv- och metallindustrin men nu är det vanligen via sopförbränning, metalltillverkning/återvinning och förbränning av fossila bränslen. En betydande tillförsel till åkermark sker också via handelsgödsel och avloppsslam. MKN saknas för kadmium men gränsvärdet för mussla som livsmedel enligt EU (förordning (EG) 1881/2006) är 1 mg/kg. Mussla med halter därutöver är att betrakta som otjänliga livsmedel och får inte saluföras. Halveringstiden för kadmium i mussla bedöms vara ca fyra månader (Widdows & Donkin, 1992). Detta innebär att analyserade halter sannolikt har tagits upp i musslan under en period på ca 8 månader innan utförd provtagning.

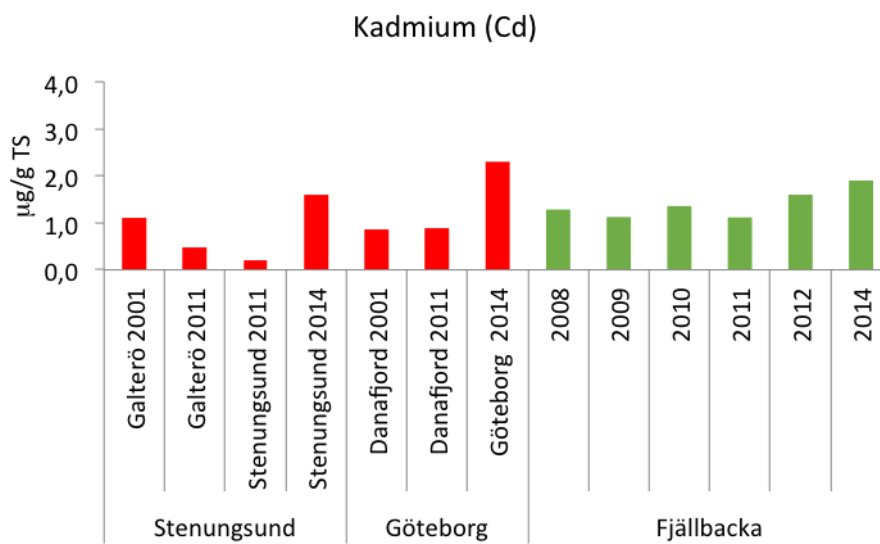
Ingen station hade 2014 halter som överskred

gränsvärdet för kadmium i mussla som livsmedel (Figur 11). Vilket kan bero på att biotillgängligheten av kadmium minskar med ökande salthalt. De högsta halterna återfanns i Göteborg (0,42 mg/kg) och Fjällbacka (0,31 mg/kg) tätt följt av Uddevalla (0,28 mg/kg) och Stenungsund (0,26 mg/kg). Lägsta halterna sågs i musslorna från odlingen vid Hasselöarna (0,120 mg/kg). Vid bedömning av stationerna utifrån gällande svenska bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999) (Tabell 1) så faller stationen i Strömstad, Halsefjord samt Hasselöarna inom klass 1, stationen i Stenungsund och Saltöfjord inom klass 2, stationen i Uddevalla och Fjällbacka inom klass 3 och Göteborg inom klass 4, vilket för den senare innebär *stor avvikelse* mot bakgrunds nivåerna.

Jämförelse av resultatet tillbaka i tiden har gjorts för stationen vid Fjällbacka, Stenungsund och Göteborg (Figur 12) och som nämnts tidigare så skiljer sig positionerna åt för jämförda stationer i Göteborgsområdena. Resultatet i Figur 11 visar dock på relativt likartade resultat över tiden från de olika stationerna, observera dock att en tydlig ökning kan ses 2014 vid jämförelse med Stenungsund 2011. Avseende kadmium i kräftdjur i Stenungsund så kunde halter kring ca 12 µg/kg påvisas i hummer enligt Hansson *et al* 2013.



Figur 11. Halten kadmium i blåmussla 2014, grå streckad linje anger gränsvärde för kadmium i livsmedel (LIVSFS 2012:3).



Figur 12. Jämförande resultat över tiden för Fjällbacka, Stenungsund och Göteborg avseende kadmium i blåmussla, observera att halten anges i torrsubstans (TS).

Tabell 1. Koncentrationen av metaller i blåmussla 2014. Klassning är huvudsakligen enligt svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999).

Metaller År 2014	TS (%)	As ^N Arsenik (mg/kg TS)	Cd ^S Kadmium (mg/kg TS)	Cr ^N Krom (mg/kg TS)	Cu ^{SN} Koppar (mg/kg TS)	Hg ^S Kvicksilver (mg/kg TS)	Ni ^{SN} Nickel (mg/kg TS)	Pb ^S Bly (mg/kg TS)	Zn ^N Zink (mg/kg TS)
MUSSLOR									
Strömstad	23	11,9	0,9	<0,38	9,4	0,06	<3,75	<1,25	118,8
Uddevalla	18	8,8	1,8	1,3	11,3	0,16	<3,75	<1,25	143,8
Stenungsund	18	11,9	1,6	1,4	10,0	1,56	<3,75	1,8	187,5
Göteborg	14	11,9	2,3	1,6	6,9	0,26	<3,75	2,6	106,3
Saltöfjord	13	11,3	1,4	1,6	8,1	0,08	<3,75	1,5	100,0
Hasselöarna	23	8,8	0,8	0,5	8,1	0,06	<3,75	<1,25	112,5
Halsefjord	24	15,6	1,1	0,6	12,5	0,08	<3,75	<1,25	125,0
Fjällbacka	16	17,5	1,9	1,8	8,8	0,11	<3,75	<1,25	125,0
MUSSEL STATIONER n=4	MEDELVÄRDE	11,09	1,64	1,44	9,38	0,51	<3,75	2,19	139,06
	STDAV	1,56	0,59	0,19	1,84	0,71	-	0,62	35,86
	KONFIDENS	0,88	0,33	0,11	1,04	0,40	-	0,35	20,29
	MAX	11,88	2,31	1,63	11,25	1,56	-	2,63	187,50
	MIN	8,75	0,88	1,25	6,88	0,06	-	1,75	106,25
	MEDIAN	11,88	1,69	1,44	9,69	0,21	-	2,19	131,25
MUSSEL ODLINGAR n=3	MEDELVÄRDE	11,88	1,08	0,87	9,58	0,07	<3,75	1,50	112,50
	STDAV	3,48	0,34	0,60	2,53	0,01	-	-	12,50
	KONFIDENS	1,97	0,19	0,34	1,43	0,01	-	-	7,07
	MAX	15,63	1,44	1,56	12,50	0,08	-	1,50	125,00
	MIN	8,75	0,75	0,46	8,13	0,06	-	1,50	100,00
	MEDIAN	11,25	1,06	0,59	8,13	0,08	-	1,50	112,50
REFERENS n=1	MEDELVÄRDE	17,50	1,94	1,81	8,75	0,11	<3,75	1,25	125,00
	STDAV	-	-	-	-	-	-	-	-
	KONFIDENS	-	-	-	-	-	-	-	-
	MAX	17,50	1,94	1,81	8,75	0,11	-	-	125,00
	MIN	17,50	1,94	1,81	8,75	0,11	-	-	125,00
	MEDIAN	17,50	1,94	1,81	8,75	0,11	-	-	125,00
Svenska bedömningsgrunder för miljökvalitet (NV, 1999) (mg/kg TS).		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Klass 1 (ingen/obetydlig avvikelse)		-	<1,30	-	<8,0	<0,5	<1,0	<0,90	-
Klass 2 (liten avvikelse)		-	1,30-1,69	-	8,0-10,4	0,5-0,7	1,0-1,5	0,9-1,8	-
Klass 3 (tydlig avvikelse)		-	1,69-2,21	-	10,4-13,6	0,7-0,9	1,5-2,0	1,8-3,24	-
Klass 4 (stor avvikelse)		-	2,21-2,99	-	13,6-16	0,9-1,2	2,0-3,0	3,24-6,03	-
Klass 5 (mkt stor avvikelse)		-	>2,99	-	>16	>1,2	>3,0	>6,03	-
Gränsvärden enligt Kommissionens förordning (EG) nr 1881/2006 (mg/kg VV).		-	1,0 mg/kg VV	-	-	0,5 mg/kg VV	-	1,5 mg/kg VV	-
		Livsmedel med halter av främmande ämnen som överskrider av EU satta gränsvärden får ej släppas ut på marknaden ej heller användas som ingrediens i andra livsmedel. Observera att angivet värde är 4-6 ggr högre vid omräkning till TS halt beroende på musslans TS.							
Norska bedömningsgrunder för miljökvalitet (Veiledning 97:03) (mg/kg TS).		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
*Klass 1 (obetydligt/lite förorenat)		<10	<2	<3	<10	<0,2	<5	<3	<200
**Klass 2 (moderat förorenat)		10-30	2-5	3-10	10-30	0,2-0,5	5-20	3-15	200-400
Klass 3 (tydligt förorenat)		30-100	5-20	10-30	30-100	0,5-1,5	20-50	15-40	400-1000
Klass 4 (starkt förorenat)		100-200	20-40	30-60	100-200	1,5-4,0	50-100	40-100	1000-2500
Klass 5 (mkt starkt förorenat)		>100	>40	>60	>200	>4,0	>100	>100	>2500
I Norge återfinns även gränsvärden för akvakultur, dessa stämmer generellt överens med de som finns för miljökvalitet men här används endast klass 1-4. Enligt dessa anses halter i musselvävnad inom klass 1 visa på en god vattenkvalitet som ger goda produktionsmöjligheter för fisk och musselodlingar. Halterna inom klass 2 tyder på en vattenkvalitet som är tillfredsställande för fiskodling men ej musselodlingar. Områden där halter inom klass 3 och däröver uppmäts anses inte lämpliga för akvakultur.									

7.1.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH-er)

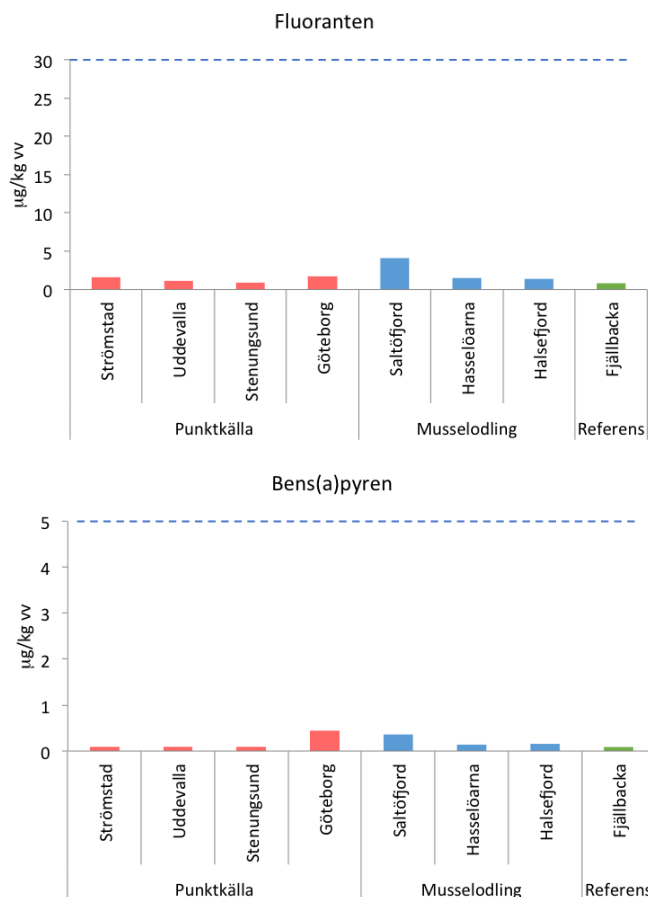
Halterna vid alla stationer är under MKN i fisk, högsta halterna fanns i Göteborg och Saltöfjord, långtidserie i Fjällbacka visar på ett avtagande.

PAH är en grupp av ämnen som bildas vid ofullständig förbränning. Exponering för förbränningsprodukter såsom sot och tjära, kan medföra en ökad risk för cancer. De huvudsakliga källorna till utsläpp är småskalig vedeldning samt vägtrafik. MKN i fisk saknas för gruppen PAH-er men finns för de enskilda ämnena bens(a)pyren (5 µg/kg) och fluoranten (30 µg/kg) i fisk. PAH-er är särskilt lämpliga att undersöka i musslor eftersom de snabbt tas upp men har en långsam utsöndring från djuren på grund av deras svagt utvecklade immunsystem. Halveringstiden för PAH-föreningar med fyra aromatiska ringar i sin molekylopbyggnad är ca fyra veckor (Livingstone & Pipe, 1992). För Bens(a)pyren som har fem ringar kan halveringstiden förväntas vara ytterligare 1-2 veckor och för Fluoranten som har tre

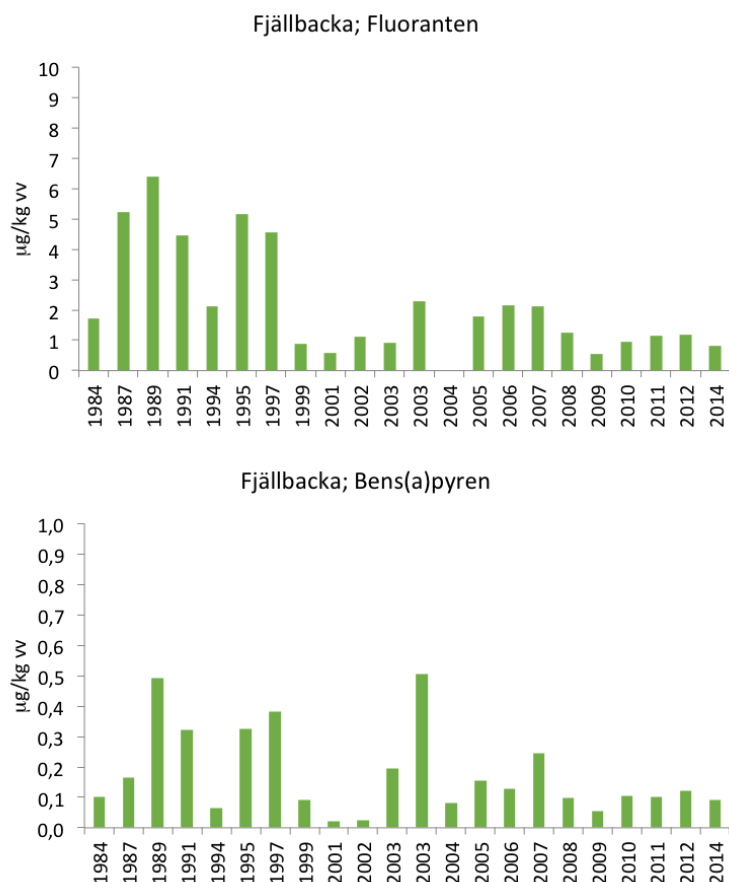
ringar något kortare. Detta innebär att analyserade halter sannolikt har tagits upp i musslan under en period om minst 6-10 veckor innan utförd provtagning beroende på PAH-kongen.

Inom detta uppdrag ingick endast analys av Fluoranten och bens(a)pyren, och det är resultatet från dessa båda PAH-er som kommer att redovisas här, men i den kemiska analysen fås även information om andra PAH-er. Dessa behandlas inte här men återfinns i Appendix II.

Resultatet visar på relativt låga halter av både fluoranten och bens(a)pyren där alla stationer med god marginal understiger gällande MKN i fisk (Figur 13). De högsta halterna för båda ämnena har detekterats i Göteborg samt musselodlingen i Saltöfjord och de lägsta i stationen vid Fjällbacka. Halterna av Fluoranten varierar mellan 0,82 - 4,10 µg/kg och för bens(a)pyren mellan 0,6-0,44 µg/kg. Trots att halterna får anses låga så är detta ämnen som har tillförts miljön utifrån antropogen verksamhet och skall inte finnas naturligt.



Figur 13. Fluoranten och bens(a)pyren i blåmussla 2014, blå streckad linje anger MKN i fisk (Direktiv 2013/39/EU).



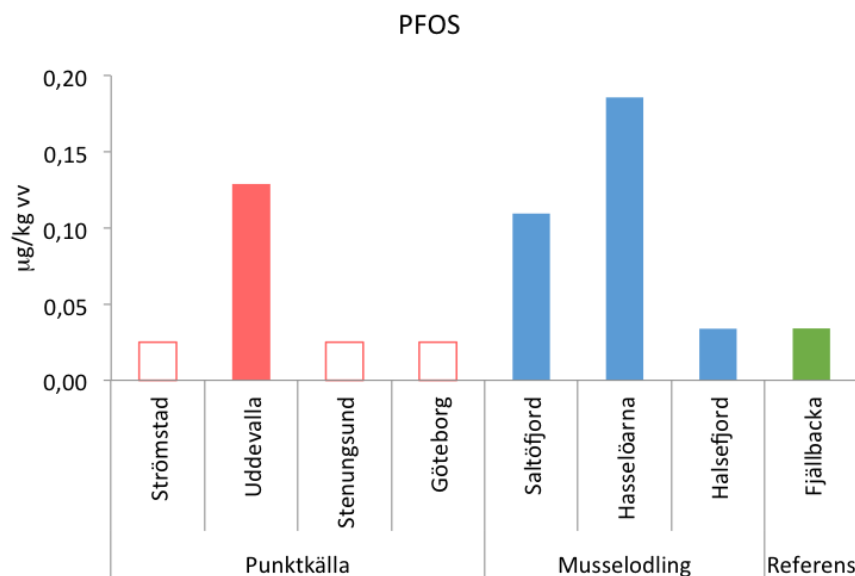
Figur 14. Jämförande resultat över tiden för Fjällbacka avseende PAH-erna fluoranten och bens(a)pyren i blåmussla. Alla halterna återlnns under MKN i fisk (Direktiv 2013/39/EU).

Det finns få jämförbara studier men tidsserier från Fjällbacka visar att halterna av fluoranten har sjunkit sedan 90-talet något som även gäller för bens(a)pyren (Figur 14). Trenden är dock inte lika tydlig för det senare ämnet. PAH-er har även mätts i Stenungsund 2011 men då kunde inga halter detekteras, vilket kan bero på en högre detektionsgränsen för PAH i undersökningen 2011 än i föreliggande undersökningen. I förhållande till MKN i fisk så har dock halterna av respektive ämne hela tiden varit förhållandevis lågt. Vid jämförelse med halter i annan biota än mussla så tycks halterna även här vara låga. I BVVFs undersökning av Tånglake 2012 så kunde inga av nämnda PAH-er detekteras i Tånglake fångad i områdena Göteborg, Stenungsund och Brofjorden. Även analyser av kräftdjur visade på genomgående låga halter av PAH-er (Hansson *et al* 2013).

7.1.3 Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS & PFOS)

Endast PFOS detekterades och halterna underskrider MKN i fisk.

Perfluorerade ämnen används ofta för att skapa vatten-, fett- och smutsavvisande ytor hos exempelvis textilier, impregneringsmedel, golvvax och skidvalla. Dessa ämnen är mycket svårnedbrytbara där PFOS är en av de vanligaste. Information om halveringstid för dessa ämnen i mussla saknas. Enligt kemikalieinspektionen visar studier att dessa ämnen ökar i den arktiska däggdjursfaunan och observationer av låga nivåer i blodet hos människor har också gjorts. Gränsvärden för denna typ av ämnen i livsmedel och dricksvatten saknas ännu men det är sedan 2008 förbjudet att i vissa kemiska produkter och varor använda



Figur 15. Halten PFOS i blåmussla 2014. Staplar som ej är fyllda med färg anger halter som har detekterats men ej kvantifierats. Halten PFOS i mussla vid alla stationer återlnns långt under MKN i fisk (9,1 µg/kg) (Direktiv 2013/39/EU).

PFOS och ämnen som kan brytas ner till PFOS.

Av PFOS och PFOA var det endast PFOS som detekterades och då endast vid fem stationer av åtta och i nivåer tydligt under gällande MKN för PFOS i biota om 9,1 µg/kg. De uppmätta halterna av PFOS varierade från 0,03 µg/kg i Fjällbacka till 0,19 µg/kg i musslorna från odling vid Hasselöarna i Havstensfjord (Figur 15). Anmärkningsvärt är att PFOS endast detekterades i en av fyra punktkällor.

Inga tidigare kända och tillgängliga studier med avseende på PFOS eller PFAS i mussla har utförts vid provtagna stationer annat än i Stenungsund 2011 (Hammar *et al* 20129). Inga halter kunde dock detekteras, vilket kan bero på att detektionsgränserna i den studien var högre än i föreliggande studie. Hansson *et al* 2013 visar dock på förekomst av PFOS i muskelvävnad från hummer fångad i Stenungsundsområdet med en halt på ca 0,40 µg/kg.

7.1.4 Dioxiner och plana polyklorerade bifenyler (PCB)

Summan för dessa föreningar understiger gällande MKN. Högst TEQ analyserades vid Saltöfjord, det var även enda lokalen där TCDD detekterades.

Dioxin används som ett samlingsnamn för dioxinlika ämnen och är en grupp oavsiktligt bildade

ämnen som har liknande kemiska och toxikologiska egenskaper. Gruppen innefattar polyklorerade dibenso-p-dioxiner (PCDD), polyklorerade dibensofuraner (PCDF) och vissa polyklorerade bifenyler (PCB), så kallade dioxinlika eller plana PCB-er. Dioxiner bildas vid tillverkning av klororganiska föreningar men kan också bildas vid förbränningsprocesser där klorinnehållande ämnen förekommer, t ex vid sopförbränning och produktion av järn och stål. Åtgärder för att minska spridningen ingår i Stockholmskonventionen om persistenta organiska miljöföroreningar. Minskning av dioxiner och dioxinlika ämnen i livsmedel är också ett högprioriterat område bland annat inom miljömålet Giftfri miljö.

Dioxin anrikas i fett och feta animaliska livsmedel såsom fisk, mjölk och kött samt modersmjölk är de vanligaste exponeringsvägarna för människor. Fram till mitten av 1980-talet har utsläppen av dioxiner till miljön minskat avsevärt, men därefter verkar minskningen ha avstannat (NV rapport 5736, 2007). Dioxiner påverkar hälsan negativt och kan ge cancer, försämrat immunförsvar, reproduktions och utvecklingsstörningar. Foster är extra känsliga där påverkan kan ge utslag i vuxen ålder, där diabetes, hjärt-kärlsjukdom och osteoporos misstänks ha ett samband med tidig exponering för dioxiner. Dioxiner tros störa basala regleringssystem för cellers tillväxt, utveckling

och funktion. Det finns utarbetade kostråd vilka i korthet innebär att barn, kvinnor i barnafödande ålder, gravida och ammande inte bör äta bl.a. strömming och vildfångad lax från Östersjön mer än 2-3 gånger per år. Det finns även ett generellt gränsvärde för dioxiner i fisk satta av EU (förordning (EG) 1881/2006) på 3,5 pg/g TEQ samt ett högre gränsvärde på 6,5 pg/g TEQ där även de plana PCB-erna inräknas. Fisk där dessa halter överskrider anses som otjänliga som livsmedel och får inte säljas. Värdet för MKN i fisk är det samma som för livsmedel.

Information om halveringstid för dioxiner i mussla saknas. Men musslors kapacitet att bryta ner dessa ämnen är enligt Livingstone & Pipe (1992) mycket liten, vilket indikerar en lång halveringstid. Halveringstid för PCB-er varierar beroende på uppbyggnad med mellan 2-8 veckor. Detta innebär att analyserade halter av plana PCB-er sannolikt har tagits upp i musslan under en period på minst 1-4 månader innan utförd provtagning beroende på PCB-kongen.

För att kunna bedöma den totala effekten av alla dioxinlika ämnen som finns i miljön används ett ekvivaleringsverktyg där den samlade dioxinlika effekten uttrycks i dioxinekvivalenter (TEQ) (Van den Berg *et al.*, 2006). Alla dioxinlika föreningar ingår i systemet och har tilldelats en potensfaktor som anger vilken potens eller "styrka" de har i förhållande till TCDD som är den mest toxiska. Den så kallade toxiska ekvivaleringsfaktorn (TEF) kan tillsammans med koncentrationen för enskilda föreningar eller för olika föreningar i en blandning användas för att beräkna den totala toxiska ekvivalensen (TEQ), vilket motsvarar den koncentration av TCDD som skulle ge upphov till samma effektnivå.

Analysresultaten för dioxiner visar att vid flertalet av stationerna kunde endast fyra av sjutton analyserade dioxiner detekteras (Appendix IV). Det var endast vid stationen i Göteborg, Stenungsund samt Saltöfjord som fler dioxiner detekterades. I Stenungsund hittades totalt 12 st (huvudsakligen furaner) och vid stationen i Göteborg och vid odlingen i Saltöfjord detekterades 7 ämnen. Den mest toxiska föreningen TCDD detekterades dock endast i Saltöfjord. Vid beräkning av den toxiska ekvivalensen (sum WHO 2005 TEQ) varierar denna mellan 0,29 - 0,74 pg/g (WHO

TEQ), där det högsta värdet ses i Saltöfjord och det lägsta vid Halsefjord och Fjällbacka (Figur 15). Alla halterna är under gällande MKN i fisk och gränsvärde för fisk som livsmedel.

Vid analys av plana PCB-er så kan alla tolv analyserade ämnena detekteras på i princip alla stationer, det är endast #81 TeCB som inte detekteras och då enbart vid Uddevallastationen (Appendix IV). Beräknat TEQ värde varierar mellan 0,074-0,57 pg/g (WHO TEQ) där den lägsta halten återfinns i Halsefjord och den högsta i Stenungsund (Figur 15). Gällande de plana PCB-erna så består de till ca 80 % av #105 PeCB och #118 PeCB.

Vid beräkning av den toxiska ekvivalensen för summan av dioxiner och plana PCB-er varierar denna mellan 0,36 – 1,09 pg/g där det högsta värdet ses i Saltöfjord och det lägsta vid Halsefjord (Figur 16). Alla halterna är under gällande MKN i fisk samt gränsvärdet för fisk som livsmedel. Avseende dioxiner och plana PCB-er finns det i nuläget få studier längs västkusten att jämföra med. Kända tidigare studier i mussla har endast utförts vid Stenungsundslokalen 2011. Summan dioxiner och plana PCB-er var då 1,56 pg/g (WHO TEQ). Sedan dess är det främst halterna av plana PCB-er som har minskat.

Hansson *et al* 2013 visade på att halterna i kräftdjur inte varierade nämnvärt geografiskt och att halten i muskeln var förhållandevis låg; under 0,4pg/g (WHO TEQ) vid alla lokaler.

7.1.5 Hexaklorbensen (HCB)

Halterna är under MKN i fisk och är likartade för alla stationer utom Stenungsund som sticker ut kraftigt.

Hexaklorbensen (HCB) är en långlivad organisk förening som har en hög ackumuleringsgrad och kan bl.a. tas upp i modersmjölk. Information om halveringstid för HCB i mussla saknas. Föreningen regleras genom EU:s förordning (EG) nr 850/2004 och enligt denna får inte HCB framställas, släppas ut på marknaden eller användas, varken i sig, i beredningar eller som beståndsdel i artiklar.

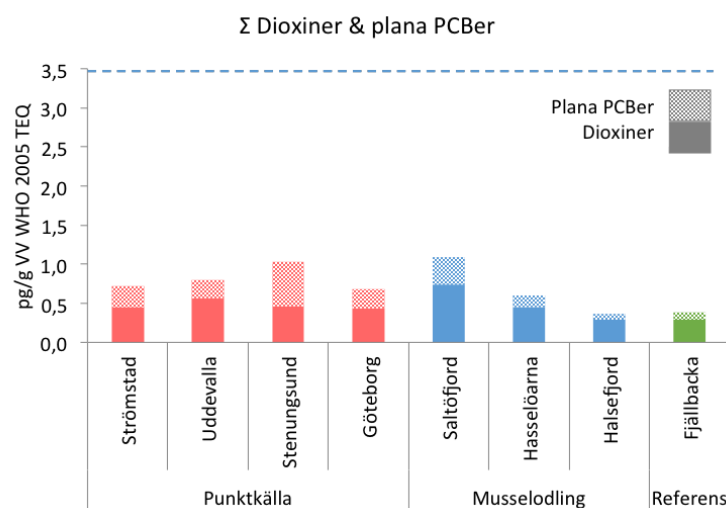
Uppmätta halterna av HCB varierade från 0,013 µg/kg i Fjällbacka till 0,607 µg/kg i musslorna från Stenungsund (Figur 17). Även om musslorna

i Stenungsund uppvisar betydligt högre halter än övriga stationer så anses de uppmätta halterna av HCB som genomgående låga vid jämförelse med gällande MKN för fisk som är 10 µg/kg.

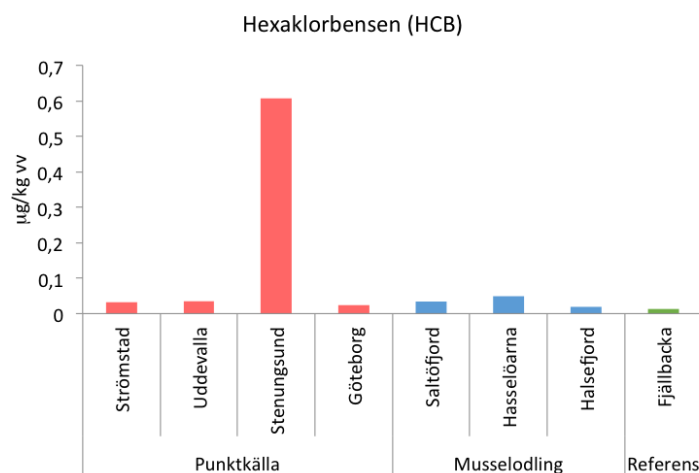
Tidigare kända studier av HCB avseende blåmussla har endast utförts vid Fjällbackastationen och 2011 vid Stenungsundsstationen (Hammar *et al* 2012). Fjällbackastationen tillhör Naturvårdsverkets nationella provtagningsprogram och har studerats med avseende på miljögifter sedan slutet av 80-talet. Jämförelsen visar att HCB inte har detekterats på denna lokal sedan år 2000. HCB kunde heller inte detekteras i musslor från Stenungsund 2011, vilket kan bero på att detektionsgränserna i den studie var högre än i föreliggande

studie.

Nämnas bör dessutom att HCB har analyserats hos Tånglake från Stenungsund, Göteborg och även Brofjorden inom ramen för BVVFs kontrollprogram, och 2012 års data visar på likartade halter för dessa områden, dvs den topp som ses hos musslorna från Stenungsund ses inte hos Tånglaken från samma område och halterna återfinns under gällande MKN för fisk. År 2013 gjordes analys av HCB i vävnad från muskel respektive hepatopankreas hos hummer (Hansson *et al* 2013). Resultatet härifrån visade på halter under MKN i muskelvävnad men kraftigt förhöjda i hepatopankreas. Någon geografisk variation i halt hos då provtagna stationer kunde inte påvisas.



Figur 16. Summan dioxiner och plana PCB-er i blåmussla 2014. Den övre rutade delen av stapeln anger TEQ för plana PCB-er och den nedre fyllda delen anger TEQ för dioxiner. Blå streckad linje anger gällande MKN i fisk (Direktiv 2013/39/EU) för enbart dioxiner. MKN för summan av dioxiner och plana PCBer är 6,0 µg/kg (Direktiv 2013/39/EU) och även denna gräns underskrids.



Figur 17. Halten hexaklorbensen (HCB) i blåmussla 2014, där alla halterna vid alla stationer underskrider MKN för HCB i fisk (Direktiv 2013/39/EU).

7.1.6 Bromerade difenyletrar (PBDE)

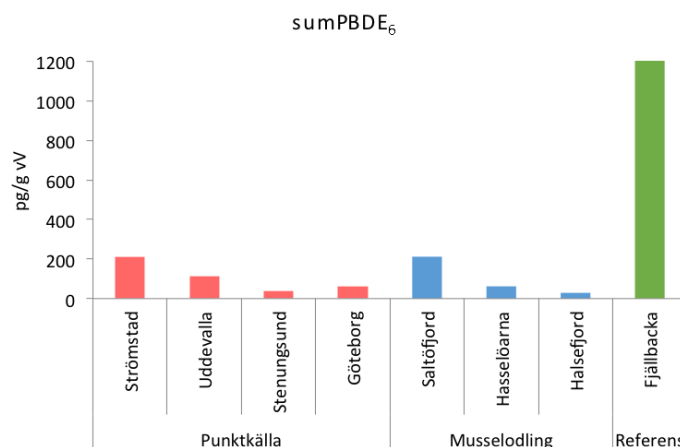
Alla stationer överskrider MKN i fisk kraftigt. Väst är Fjällbacka, tidserier från denna station visar dock på lägre halter tidigare år.

Denna grupp består av ett 70-tal ämnen/ämnesgrupper som alla innehåller brom och används i brandhämmande syfte. De kallas i vardagligt tal för flamskyddsmedel och återfinns bland annat i elektronisk apparatur, textilier och möbelstoppning. Läckage till miljön är inte ovanligt och en del flamskyddsmedel kan även påvisas i animaliska livsmedel. Speciellt fet fisk kan uppvisa förhöjda halter då PBDE är svårnedbrytbart och ackumuleras i fettvävnad. Information om halveringstid för PBDE i mussla saknas. I dagsläget saknas det gränsvärden för PBDE i livsmedel, men MKN (8,5 pg/g) i fisk finns för summan av

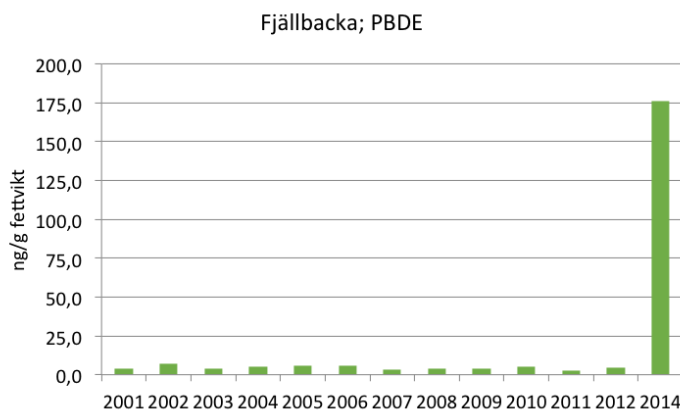
PBDE-kongenerna; 28, 47, 99, 100, 153 och 154.

Alla ovan nämnda PBDE-konger har uppmätts vid alla stationer och summan av dessa överskrider MKN kraftigt. Uppmätta halter varierade från 29 till 1205 pg/g, där den högsta halten återfanns vid den nationella referensstationen Fjällbacka och den lägsta vid en musselodling i Halsefjord (Figur 18). De PBDE-konger som bidrar mest till de höga halterna av sumPBDE är 47, 99 och 100, vars halter tillsammans står för 90-98% av totalsumman för de olika stationerna.

Tidigare studier av flamskyddsmedel i musslor saknas för alla stationer utom Fjällbacka, denna station har provtagits årligen sedan 2001 och halterna har då legat i spannet 2,8 - 6,0 ng/g mätt i fetthalt vilket får anses vara mer normalt för lokalen än 176,0 ng/g i fetthalt i föreliggande studie (Figur 19) även om MKN i fisk överskrider.



Figur 18. Halten flamskyddsmedel (sumPBDE₆) i blåmussla 2014, där halten PBDE överskrider MKN i fisk (8,5 pg/g) (Direktiv 2013/39/EU) vid alla stationer.



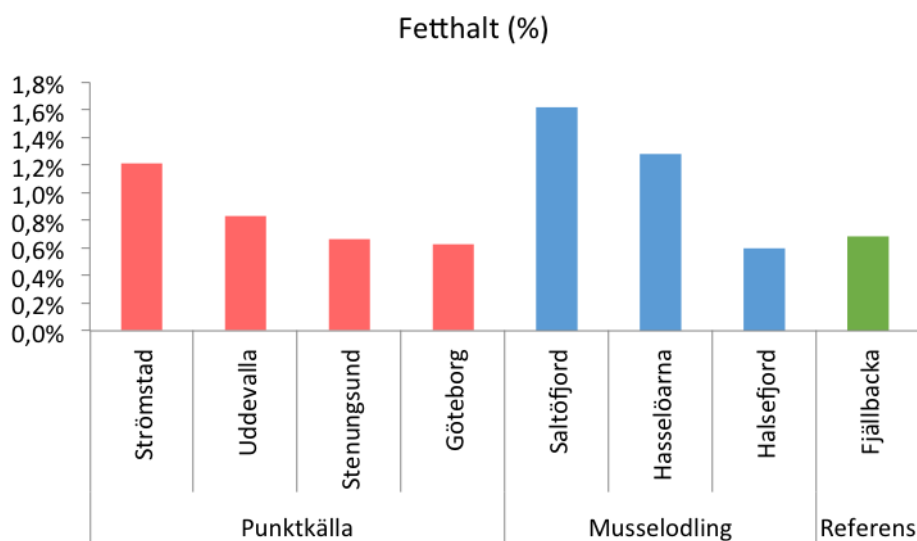
Figur 19. Jämförande resultat över tiden för Fjällbacka avseende PBDE i blåmussla. Observera att halterna anges som fetthalt.

Orsak till det anmärkningsvärt höga resultatet 2014 är okänd. Studier på Tånglake från Fjällbacka visar också på förhöjda halter dock inte i samma nivå, 1999 uppmättes 56,5 pg/g våtvikt muskel (Nationell databas för miljögifter) och 2009 var motsvarande halt 200 pg/g våtvikt muskel (Hedman *et al* 2011). Andra studier av PBDE i biota är Hansson *et als* (2013) studie om miljögifter i kräftdjur där halter över 20 pg/g i stjärtmuskeln och över 1000 pg/g i hepatopankreas hos hummer från Stenungsundsområdet kunde påvisas. BVVFs miljögiftsprovtagning i Tånglake 2012 påvisar halter motsvarande 40 pg/g i fiskar från Stenungsundsområdet, alltså likartat nivåerna i mussla och hummer. I BVVFs regi har även provtagningar av tånglake skett i Göteborgsområdet här återfanns dock betydligt högre halter i tånglake än i mussla då nivåer motsvarande 1390 pg/g observerades i tånglaken.

7.1.7 Fetthalt hos blåmussla

Något låg fetthalt hos en del stationer men detta bedöms inte ha effekt på resultatet.

Upptaget av miljögifter i musslan är kopplat till dess aktivitet och välbefinnande. Som ett mått på detta kan man analysera halten fett i musslan. Denna halt är även användbar vid analys av organiska miljögifter då dessa vanligen tas upp i fettvävnaden. Oftast anges halter i fetthalt för att få en bättre viktning mellan lokaler med olika kondition hos musslan. I denna rapport har vi dock valt att ange de flesta halterna i våtvikt då alla MKN samt livsmedelsgränsvärden har angetts som våtvikt. Kontroll har dock skett av resultat som kraftigt avvikit från övriga lokaler för att se om detta har varit en effekt av en högre fetthalt. Inga sådana effekter har dock kunnat påvisas. Resultatet för analys av fetthalt visar att denna varierar mellan 0,6 och 1,6 % (Figur 20). Där de fetaste musslorna finns i Saltöfjord följt av Hasselöarna, även Strömstad har en fetthalt över 1% medan övriga stationer ligger under det senare värdet. Halter under 1% kan sannolikt betraktas som låga då medelhalten för Fjällbackalokalen beräknat på en 20-årsperiod är 1,48 %, för musslor insamlade under hösten.



Figur 20. Fetthalt hos blåmussla från de olika lokalerna

7.2 Lysosomal stabilitet hos blåmussla

7.2.1 Retentionstid (RT)

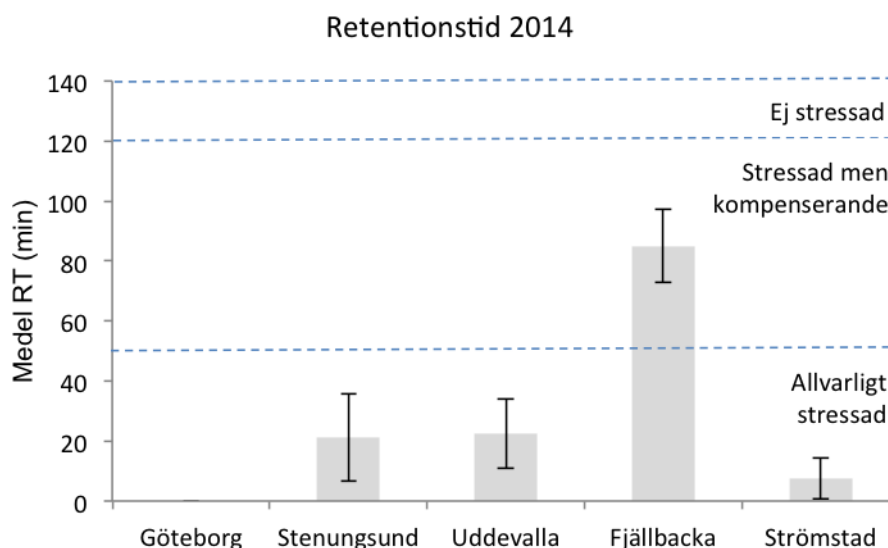
Alla punktkällor klassas som "allvarligt stressade" medan referensen Fjällbacka klassas som "stressad men kompenserande".

Medelretentionstiden för de olika stationerna varierade mellan 0 och 85 minuter (Figur 21). Stationen Fjällbacka skiljer sig från övriga stationer med det högsta RT-värdet, 85 min, vilket placerar stationen inom klassificeringen stressad men kompenserande. Övriga stationer ges lägre RT-värden och klassificeras som allvarligt stressade. Station Uddevalla har ett RT-värde på 23 min, Stenungsund 21 min, Strömstad 8 min och Göteborg 0 min. För att statistiskt jämföra de olika stationerna tillämpades det icke-parametriska testet Kruskal-Wallis, då data uppvisade heterogena varianser. Analysen visade att det finns signifikanta skillnader i testat dataset ($p < 0.05$). I syfte att finna vari skillnader fanns genomfördes ett post-hoc test vilket visade att stationen vid Fjällbacka var signifikant olik övriga stationer ($p < 0,05$).

7.2.2 % LMS dvs indikation på PCB och metall

% LMS indikerar påverkan från metaller i Uddevalla samt påverkan från PCB i Göteborg och Strömstad. Tolkning av vilka ämnen som ger upphov till en minskad lysosomal stabilitet utifrån % LMS bör dock göras med försiktighet.

Bedömning av givna poängvärden enligt % LMS indikerar på förekomst av PCB vid stationen utanför Göteborg respektive Strömstad medan poängvärden för stationen i Stenungsund inte visar någon tydlig indikation på PCB men möjligen viss indikation på metall. Poängvärdet för Stenungsund är svårtytt och med den typ av lysosomal förändringar som observerades här går det ej att tydligt utifrån nuvarande metod koppla till specifika faktorer som förekomst av PCB eller metaller, vilket dock inte visar på avsaknad av dessa ämnen. Vidare indikerar Uddevallas poängvärden på förekomst av metaller, men inte på PCB medan Fjällbackas poängvärden visar inga indikationer på vare sig PCB eller metaller.



Figur 21. Retentionstid (RT) för provtagna lokaler 2014 ($n_{2014}=12$, $\pm$ konfidensintervall).

7.2.3 Jämförelser med tidigare studier

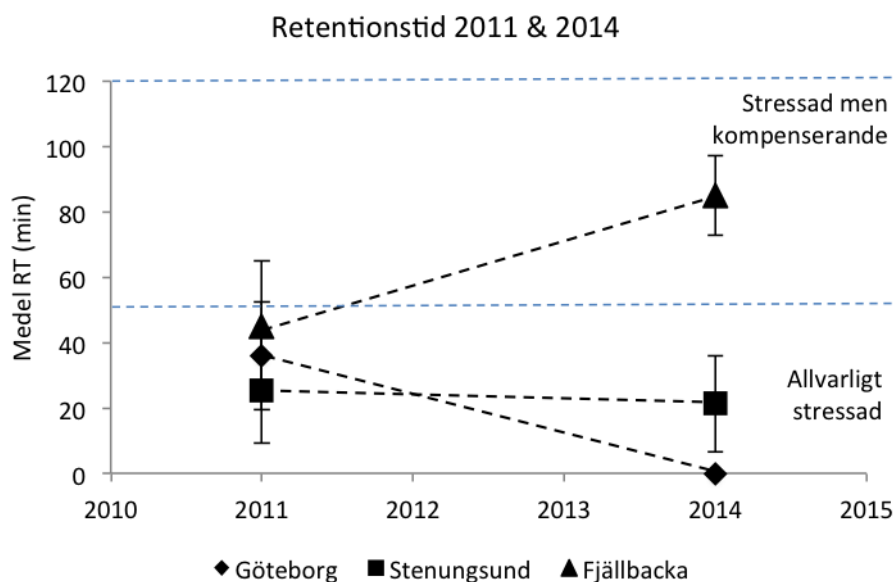
Visar på en signifikant förbättring i Fjällbacka och en signifikant försämring i Göteborg.

Endast stationerna vid Göteborg, Stenungsund och Fjällbacka har provtagits tidigare med avseende på lysosomal stabilitet. Av dessa tre skiljer sig positionen något mellan åren för stationen vid Fjällbacka annars utgörs stationen av samma geografiska position mellan åren, för övriga stationer. Data mellan åren jämfördes statistiskt (Figur 22). För stationerna i Fjällbacka och Stenungsund, som uppvisade homogena varianser, utfördes en ANOVA med faktorn "År". Stationen Göteborg visade på ej homogena varianser trots försök med transformering, varför det icke-parametriska testet Mann-Whitney U tillämpades.

Resultatet från Fjällbacka 2014 visade att retentionstiden (RT) för blåmussla var signifikant

($p=0,02$) högre än 2011. Stationen placerades dessutom inom en bättre klassificering än tidigare provtagning, dvs den gick från att anses vara "allvarligt stressad" 2011 till "stressad men kompenserande" 2014. Då den geografiska positionen mellan de olika åren skiljer sig inom området behöver detta inte visa på en förbättrad status av musslorna, utan förändringen i RT kan bero på både lokala variationer inom området och variationer i tid alternativt en kombination av båda.

Vid jämförelse av data från Stenungsund för åren 2014 och 2011 förelåg ingen skillnad i RT ($P<0.05$) och stationen hamnar fortsatt inom samma klassificering dvs "allvarligt stressad". Data från Göteborg visar att RT i blåmussla var signifikant ($p=0,0002$) lägre 2014 jämfört med 2011, klassificeringen för de båda åren är dock densamma dvs "allvarligt stressad".



Figur 22. Skillnad i retentionstid (RT) hos blåmusslor från Göteborg, Stenungsund och Fjällbacka för åren 2011 och 2014 ($n_{2011}=10$, $n_{2014}=12$, $\pm$ konfidensintervall).

8. Diskussion

Att studera förekomst av miljögifter och effekter av dessa är viktigt ur flera perspektiv. Om man har en kontinuerlig övervakning kan förändringar i miljön spåras tidigt och nya ämnen och eventuella effekter från dessa upptäckas snabbare. Samtidigt så är de kemiska analyserna kostsamma.

Ur detta perspektiv är LMS studier ett bra alternativ då det medger en övergripande bild av miljögifters påverkan och utbredning i ett område.

Totalt har blåmusslor vid fyra punktkällor (Göteborg, Stenungsund, Uddevalla och Strömstad) samt en referensstation vid Fjällbacka undersökts med avseende på lysosomal stabilitet och förekomst av metaller och organiska miljögifter i vävnaden. Därtill har även ytterligare musslor, hämtade från tre kommersiella musselodlingar, undersökts med avseende på innehåll av miljögifter.

Resultaten visar på förhållandevis låga halter av de flesta ämnena i förhållande till de miljö kvalitetsnormer (MKN) i biota och gränsvärden för livsmedel som finns. De enda ämnen som sticker ut och förekommer i halter över MKN i fisk och gränsvärden för livsmedel är kvicksilver, bly och flamskyddsmedel (PBDE). Kvicksilver förekommer i så pass höga halter i Stenungsund att gränsvärdet för vad som får finnas i barnmat överskrids. Motsvarande resultat kunde Hansson *et al* 2013 påvisa när det gäller förekomst i stjärtmuskeln hos hummer. Det bör påpekas att musslorna i den föreliggande undersökningen är hämtade i direkt närhet av industrierna INEOS och Borealis Polyetens vattenutlopp. Det är dock anmärkningsvärt att så höga halter även hittades i hummer, vilken var fångad ca 1,5 km bort. Halterna av kvicksilver var även höga i Göteborg och Uddevalla men här överskreds endast MKN i fisk. Möjligt är att kvicksilver har ansamlats över en längre period, exempelvis bedöms musslorna i Stenungsund, Göteborg och Fjällbacka vara ca 5 år. Även halterna av bly var höga i jämförelse med gränsvärdet för innehåll i barnmat, vilket är särskilt anmärkningsvärt då denna halt överskrids vid en av musselodlingarna.

Resultatet av den kemiska analysen för flamskyddsmedel (PBDE) visar att värdena på alla lokaler kraftigt överskrider gällande MKN för

detta ämne. Anmärkningsvärt är att referensstationen i Fjällbacka sticker ut mycket kraftigt med en halt som överskrider MKN i fisk 142 gånger. Tidsserier från denna lokal visar däremot på betydligt lägre halter, varför det finns misstanke av analysfel eller kontamination av provet. Näst högsta halten återfinns i Saltöfjord. Jämförande studier med annan biota visar också på halter som överskrider MKN i fisk. Enligt Naturhistoriska museet (NRM) överskrider MKN för PBDE i alla organismer som de analyserar och det pågår en diskussion inom HELCOM och OSPAR om huruvida 8,5 pg/g är ett rimligt riktvärde att använda eller om det är satt för lågt.

Andra resultat som sticker ut är hexaklorbenzen (HCB) i Stenungsund. Halten är inte extremt hög i förhållande till MKN i fisk men den är i genomsnitt ca 20 gånger högre än övriga stationers innehåll av HCB, vilket antyder ett diffust utsläpp av HCB i Stenungsund. Slutligen är det också anmärkningsvärt att den mycket toxiska dioxinen TCDD endast upptäcktes vid en station, den i Saltöfjord. Även en del andra ämnen är förhöjda vid denna station vid jämförelse med de båda andra odlingarna, dock utan att överstiga några gränsvärden.

Avseende resultaten från analysen av LMS ses inget anmärkningsvärt och metoden har fungerat väl. Alla punktkällorna klassades som "allvarligt stressade" och referensen var signifikant bättre även om också den visade en indikation på viss stress då den klassades som "stressad men kompenserande". Detta resultat får anses stämma väl med resultatet från den kemiska analysen. När det gäller användning av poängsättningen inom LMS för att tolka vilket ämne som kan vara orsaken till stressen så bör detta dock göras med försiktighet och bara användas som en indikation i väntan på ytterligare belegg.

Hur "ny" är då den antropogena exponeringen? Under hur stort tidsspänn som musslorna har blivit exponerade för uppmätta ämnen och halter av dessa, är svårt att uppskatta då upptag och nedbrytningstid varierar mycket mellan de olika ämnena och är dessutom beroende av vattentemperatur, salthalt och musslans kondition. Exempelvis har King & Davies (1992) påvisat att kvicksilver kan ansamlas i mussla och att nedbrytningen av ämnet kan vara mycket långsam, even-

tuellt år, medan nedbrytningen av plana PCB-er och PAH-er är betydligt kortare med mellan 1-4 månader (Livingstone & Pipe, 1992). LMS-analysen utgår ifrån vad som påverkar musslan vid tidpunkten för analysen och tar sannolikt inte hänsyn till om påverkan har pågått en längre eller kortare period, utan lysosomer har till uppgift att bryta ner främmande ämnen i celler och nybildas kontinuerligt för detta ändamål vilket är en ständigt pågående process. Ämnena som har detekterats i denna studie indikerar att den tidsperiod som musslorna har varit exponerade för miljögiftspåverkan sannolikt varierar från minst en månad och uppåt beroende på ämne. Utifrån detta är det rekommenderbart att om man vill veta vilka halter en mussla exponeras för och under vilken tidsperiod så bör man hänga ut musslor som är hämtade i en odling, istället för att samla in vilda musslor. Fördelen med detta är att man kan analysera miljögiftshalterna i några av musslorna som inte hängs ut och därmed få ett startvärde.

9. Slutsatser

Slutsatser avseende lysosomal stabilitet

- Enligt LMS studier klassas alla punktkällorna som "allvarligt stressade" och referensstationen vid Fjällbacka som "stressad men kompenserande". Vilket är ett resultat som får anses stämma väl med resultatet från den kemiska analysen.
- När det gäller användning av poängsättning- en inom LMS för att tolka vilket ämne som kan vara orsaken till stressen så bör detta göras med försiktighet och bara användas som en indikation i väntan på ytterligare belegg.

Slutsatser avseende den kemiska analysen

- Anmärningsvärt höga halter av kvicksilver i blåmussla från Stenungsund, då halten i dessa överskrider både MKN i fisk och gränsvärdet för vad som får finnas i livsmedel som används till barnmat. Musslorna här är att betrakta som otjänliga som föda till barn.
- Även i Göteborg och Uddevalla observerades höga halter av kvicksilver men här överskreds endast värdet för MKN i fisk.

- Halterna av bly i Göteborg, Stenungsund och Halsefjord överskred gränsvärdet för vad som får finnas i barnmat. Anmärkningsvärt då Halsefjord ingår i ett produktionsområde för mussla.
- MKN i fisk för flamskyddsmedel (PBDE) överskrider på samtliga stationer. Fjällbacka visar på mycket höga halter.
- Ett diffust läckage av HCB i Stenungsund, halterna överskrider inte MKN i fisk men de är ca 20 gånger högre i muslorna från Stenungsund än från övriga stationer
- Det var endast vid Saltöfjord som den mycket giftiga dioxinen TCDD kunde påvisas. Halterna är dock under gällande MKN för fisk.

Generella slutsatser

- Om det är en nylig exponering för ett ämne som ses i musslorna avgörs huvudsakligen av vilket ämne som hittas i musslan. Beroende på ämne kan exponeringsperioden variera från en månad och uppåt.
- För att vara säker på att det är en nylig påverkan som analyseras så rekommenderas användandet av odlade musslor som hängs ut på olika stationer. Fördelen med detta är att ett startvärde av föroreningar kan fås på musslorna, dvs ett antal musslor analyseras på miljögifter utan att hängas ut. På så vis fås ett värde på upptaget hos de som hängs ut. Dessutom undviks svårigheter med att lokalisera vilda musslor vid en specifik lokal vilket ofta kan vara tidsödande.

10. Tack

Ett stort tack till Katarina Hansson, IVL Svenska Miljöinstitutet, Torunn Skaun, Bohuskustens vattenvårdsförbund (BVVF) samt Sara Danielsson Naturhistoriska Riksmuseet (NMR) för deras bidrag med data för jämförande studier. Vi vill även tacka de musselodlare som har låtit oss använda musslor från deras odlingar samt Alf som lät oss följa med i sin båt och hämta musslor i Fjällbacka.

11. Citerad litteratur

- Dimming, A., 2013, Interkalibrering av en effektbaserad metod för att studera påverkan av föroreningar i marina organismer, Workshop 4-5 juni 2013, Rapport nr 31 från projekt Hav möter Land, Rapport nr hos Länsstyrelsen: 2013:70, ISSN: 1403-168X
- Dimming, A., 2010, Analys av lysosomal stabilitet med avseende på inverkan av miljögifter hos blåmussla, *Mytilus edulis*. En pilotstudie i Askeröfjorden, Stenungsund
- Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E. and Gamble, E. : The mussel watch. *Environ. Contamin.* 5:101-125. 1978.
- Hammar J., Granmo Å. 2012. Analys av miljöföroreningar inom Stenungsundsrecipienten
- Hammar J. 2012. Påverkan av miljögifter på blåmussla, analyserad genom lysosomal stabilitet
- Hansson, K., Bibi, M., Bodholm, S., Braun, H., Hageström, U., Norén, K., Rehngren, E., Liljelind, P., Hjelt, M., & Kitti-Sjöström, A., 2013, Övervakning av miljögifter i havskräfta och hummer – Bohus och Hallandskusten. Rapport nr hos Länsstyrelsen: 2014:27, ISSN: 1403-168X
- Hedman, J.E., Le, V.A., Bignert, A. (2011). Contaminant profiles in female eelpout (*Zoarces viviparus*) and larvae from the Baltic Sea area. Report for the BALCOFISH project. Swedish Museum of Natural History, Sweden, report nr 13:2011.
- ICES BEQUALM, Lysosomal Stability, Work package 8.
- ICES/OSPAR WKLYS REPORT 2010. Report of the ICES/OSPAR Workshop on Lysosomal Stability Data Quality and Interpretation (WKLYS). 13-17 September 2010. Alessandria. Italy
- King D.G. and Davies I.M. 1987. Laboratory and field studies of the accumulation of inorganic mercury by the mussel *Mytilus edulis* L. *Mar. Pollut. Bull.* 18: 40-45.
- KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel
- KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 854/2004 av den 29 april 2004 om fastställande av särskilda bestämmelser för genomförandet av offentlig kontroll av produkter av animaliskt ursprung avsedda att användas som livsmedel
- KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) nr 1259/2011 av den 2 december 2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel
- Livingstone, D.-R., & Pipe, R., Chapter 9 in: The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elizabeth Gosling Editor. Elsevier. 1992. 589p.
- Livsmedelsverket, (SLVFS 2012:3), Livsmedelsverkets föreskrifter om främmande ämnen i livsmedel.
- Lowe D., Fossato V. U., Depledge M. H., 1995. Contaminant-induced lysosomal membrane damage in blood cells of mussels *Mytilus galloprovincialis* from the Venice Lagoon: an in vitro study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* vol. 129: 189-196.
- Magnusson, M., Cato, I., Hilvarsson, A. & Hammar, J., 2014, Undersökning av Välens miljökemiska och biologiska status 2012. Marine Monitoring AB, Rapport 2013, 26 sid. Lysekil, korrektur
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J., (1997), Klassificering av miljökvalitet i fjorder og kystvann. Veiledning, Statens forurensningstilsyn, Veiledning 97:03, 36 sidor. (In Norwegian).
- Moore M. N., Lowe D., Köhler A., 2004, Biological effects of contaminants : Measurements of lysosomal membrane stability. *ICES Techniques in Marine Environmental Science.* No. 36
- Moore M. N., Allen J. I., McVeigh A., 2006. Environmental prognostics: An integrated model supporting lysosomal stress responses as predictive biomarkers of animal health status. *Marine Environmental Research* 61. 278-304.
- Naturvårdsverket, (1999), Bedömningsgrunder – Kust och hav. Naturvårdsverket Rapport 4914, 134 sid.
- Van den Berg M, Birnbaum L, Denison M, et al. 2006. The 2005 WHO re-evaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxin and dioxin-like compounds. *Toxicol Sci* 93(2):223-241.
- Widdows, J., & Donkin, P., Chapter 8 in: The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elizabeth Gosling Editor. Elsevier. 1992. 589p.
- <http://www.marbipp.tmbi.gu.se>
- <http://ki.se/imm/riskwebben>

12. Appendix

- I. Metaller (Hg, Pb, Cd)
- II. Polycykliska aromatiska kolväten (PAH-er)
- III. Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS)
- IV. Dioxiner
- V. Plana polyklorerade bifenyler (PCB)
- VI. Hexaklorbensen (HCB)
- VII. Bromerade flamskyddsmedel (PBDE)

APPENDIX I

Metaller

Svenska Miljöinstitutet nov-dec 2014

IVL-KOD	MR3554	MR3555	MR3556	MR3557	MR3558	MR3559	MR3560	MR3561		Kvantifierings-	Detektions-
Ert provnummer	6023-1	6023-2	6023-3	6023-4	6023-5	6023-6	6023-7	6023-8		gräns	gräns
	Station 1 LMS	Station 2 LMS	Station 3 LMS	Station 4 LMS	Station 5 LMS	Station 6 odling	Station 7 odling	Station 8 odling		LOQ	LOD
	Fjällbacka	Göteborg	Stenugnsund	Strömstad	Uddevalla	Hasselöarna	Saltöfjord	Hälsjöfjord			
µg/g vävikt											
Metaller											
Krom (Cr)	0,29	0,26	0,23	0,050	0,20	0,074	0,095	0,25		0,008	0,06
Nickel (Ni)	0,33	0,29	0,32	0,11	0,29	0,15	0,20	0,28		0,055	0,6
Koppar (Cu)	1,4	1,1	1,6	1,5	1,8	1,3	2,0	1,3		0,004	0,03
Zink (Zn)	20	17	30	19	23	18	20	16		0,140	0,4
Arsenik (As)	2,8	1,9	1,9	1,9	1,4	1,4	2,5	1,8		0,003	0,05
Cadmium (Cd)	0,31	0,37	0,26	0,14	0,28	0,12	0,17	0,23		0,001	0,005
Bly (Pb)	0,15	0,42	0,28	0,09	0,15	0,06	0,18	0,23		0,025	0,2
ng/g vävikt											
Kvicksilver (Hg)	18	42	250	9,1	25	9,1	12	13		-	0,3

Observera att de gulmarkerade resultaten för Cr, Pb och Ni ligger under den kvantifieringsgräns som föreligger vid analysen, Resultaten är rapporterade från detektionsgränsen.

Kvantifieringsgränsen anger den halt då laboratoriet kan bestämma halten med en kontrollerad måtosäkerhet. Detektionsgränsen anger den halt då laboratoriet kan avgöra om metallen i fråga finns eller inte, halten som sådan kan man inte bestämma med korrekt måtosäkerhet. Detta betyder att i området mellan detektionsgränsen och kvantifieringsgränsen kan halten endast anses som spår.

APPENDIX II

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)
Svenska Miljöinstitutet nov-dec 2014

IVL-KOD	MR3554	MR3555	MR3556	MR3557	MR3558	MR3559	MR3560	MR3561
Ert provnummer	6023-1	6023-2	6023-3	6023-4	6023-5	6023-6	6023-7	6023-8
	Station 1 LMS	Station 2 LMS	Station 3 LMS	Station 4 LMS	Station 5 LMS	Station 6 odling	Station 7 odling	Station 8 odling
	Fjällbacka	Göteborg	Stenugnsund	Strömstad	Uddevalla	Hasselöarna	Saltöfjord	Halsefjord
ng/g torrsvikt								
PAH-cr	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS	ng/g TS
Naphthalene*	<3,0	<3,5	<2,8	<2,2	<3,0	<2,0	<2,0	4,9
Acenaphthene*	<1,2	<1,4	<1,1	<0,9	<1,2	<0,80	<0,80	6,8
Fluorene*	0,93	0,95	0,97	1,6	1,6	1,3	1,8	13
Phenanthrene	4,8	5,3	4,1	6,5	7,5	6,1	11	22
Anthracene	0,23	0,63	0,37	0,59	0,44	0,28	0,63	1,6
Fluoranthene	5,1	12	5,0	7,2	6,6	6,4	17	11
Pyrene	3,4	13	4,5	7,1	5,2	4,9	11	9,4
Benzo(a)anthracene	1,0	4,7	1,1	7,8	1,2	1,0	1,9	1,6
Chrysene	2,8	5,2	2,2	1,7	2,2	2,5	5,4	3,9
Benzo(b)fluoranthene	3,2	7,3	2,5	1,8	2,6	2,4	5,7	3,9
Benzo(k)fluoranthene	0,95	3,0	0,75	0,52	0,82	0,84	2,0	1,4
Benzo(a)pyrene	0,54	3,0	0,56	0,40	0,54	0,60	1,5	1,2
Dibenzo(a,h)anthracene	<0,30	0,61	<0,28	<0,22	<0,30	<0,20	0,31	<0,35
Benzo(g,h,i)perylene	1,3	4,3	1,6	1,6	2,5	1,20	2,8	2,3
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	<1,2	2,2	<1,1	<0,88	<1,2	<0,80	2,0	1,5
Summa Analyserad PAH	24	63	24	37	31	28	63	84
% TS	16%	14%	18%	23%	18%	23%	24%	13%
%Lipid*	0,68%	0,63%	0,66%	1,2%	0,83%	1,3%	1,6%	0,60%
* Ej ackrediterad								

Tabell 1. Grunddata för analysen

Metod A20. Vätskekromatografisk bestämning av PAH	Mätområde µg/g	Mätosäkerhet ±%
Naphthalene*	0.0002-1	40
Acenaphthene*	0.00007-1	40
Fluorene*	0.00003-2	40
Phenanthrene	0.00007-1	50
Anthracene	0.000003-0.4	100
Fluoranthene	0.00004-1	40
Pyrene	0.00004-0.4	30
Benzo(a)anthracene	0.00002-1	30
Chrysene	0.00002-1	30
Benzo(b)fluoranthene	0.00002-1	30
Benzo(k)fluoranthene	0.00001-0.6	20
Benzo(a)pyrene	0.00002-0.6	20
Dibenzo(a,h)anthracene	0.00002-0.6	30
Benzo(g,h,i)perylene	0.00003-2	40
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.00007-2	40

Mätområden för PAH är baserade på 0.5-30 g prov

* Ej ackrediterad

Den rapporterade osäkerheten är en utvidgad osäkerhet (U) beräknad med en täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ca 95%.

APPENDIX III

Per- och polyfluorerade alkylsyror (PFAS & PFOS)

Svenska Miljöinstitutet nov-dec 2014

IVL-KOD	MR3554	MR3555	MR3556	MR3557	MR3558	MR3559	MR3560	MR3561		Kvantifierings- gräns	Detektions- gräns
Ert provnummer	6023-1	6023-2	6023-3	6023-4	6023-5	6023-6	6023-7	6023-8		LOQ	LOD
	Station 1 LMS	Station 2 LMS	Station 3 LMS	Station 4 LMS	Station 5 LMS	Station 6 odling	Station 7 odling	Station 8 odling			
	Fjällbacka	Göteborg	Stenugnsund	Strömstad	Uddevalla	Hasselöarna	Saltöfjord	Hälsjöfjord			
ng/g vätvikt											
PFOS	0,034	< LOD	< LOD	< LOD	0,13	0,19	0,11	0,034		0,08	0,025
PFAS	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD		0,18	0,055

APPENDIX IV

Dioxiner

Miljökemiska laboratoriet vid Umeå Universitet dec-2014

Vår provbeteckning		3642:1	3642:2	3642:3	3642:4	3642:5	3642:6	3642:7	3642:8		3642:B
Ert provnummer		6023-1	6023-2	6023-3	6023-4	6023-5	6023-6	6023-7	6023-8		Lab.blank
		Station 1 LMS	Station 2 LMS	Station 3 LMS	Station 4 LMS	Station 5 LMS	Station 6 odling	Station 7 odling	Station 8 odling		
		Fjällbacka	Göteborg	Stenugnsund	Strömstad	Uddevalla	Hasselöarna	Saltöfjord	Hålsjöfjord		
pg/g (ng/kg) vätvikt											
2378 TeCDD		ND(0,058)	ND(0,076)	ND(0,096)	ND(0,08)	ND(0,15)	ND(0,083)	0,21	ND(0,052)		4,9
12378 PeCDD		ND(0,12)	ND(0,14)	ND(0,13)	ND(0,2)	ND(0,2)	ND(0,16)	0,27	ND(0,13)		4,9
123478 HxCDD		ND(0,066)	ND(0,1)	ND(0,11)	ND(0,083)	ND(0,097)	ND(0,061)	ND(0,13)	ND(0,074)		0,59
123678 HxCDD		ND(0,06)	ND(0,072)	ND(0,098)	ND(0,1)	ND(0,087)	ND(0,056)	ND(0,11)	ND(0,069)		0,12
123789 HxCDD		ND(0,064)	ND(0,07)	ND(0,1)	ND(0,081)	ND(0,09)	ND(0,06)	ND(0,12)	ND(0,071)		ND(0,069)
1234678 HpCDD		0,12	0,24	0,25	0,2	ND(0,18)	0,13	0,47	0,14		3,5
OCDD		0,43	1,0	2,3	0,69	0,62	0,30	1,7	0,37		45
2378 TeCDF		0,17	0,96	0,40	0,47	0,50	0,56	0,58	0,15		3,5
12378 PeCDF		ND(0,1)	0,15	0,18	ND(0,16)	ND(0,26)	ND(0,21)	ND(0,28)	ND(0,12)		0,49
23478 PeCDF		ND(0,1)	0,22	0,27	ND(0,16)	ND(0,24)	ND(0,25)	ND(0,29)	ND(0,11)		0,91
123478 HxCDF		ND(0,1)	ND(0,073)	0,28	ND(0,11)	ND(0,16)	ND(0,1)	ND(0,14)	ND(0,079)		0,84
123678 HxCDF		ND(0,091)	ND(0,067)	0,1	ND(0,11)	ND(0,16)	ND(0,12)	ND(0,14)	ND(0,076)		0,26
234678 HxCDF		ND(0,1)	ND(0,076)	0,097	ND(0,12)	ND(0,18)	ND(0,14)	ND(0,16)	ND(0,083)		0,14
123789 HxCDF		ND(0,11)	ND(0,077)	0,13	ND(0,12)	ND(0,18)	ND(0,15)	ND(0,17)	ND(0,083)		0,31
1234678 HpCDF		0,066	0,14	0,61	ND(0,15)	ND(0,18)	ND(0,11)	0,17	ND(0,095)		3,9
1234789 HpCDF		ND(0,061)	ND(0,084)	0,21	ND(0,15)	ND(0,18)	ND(0,11)	ND(0,16)	ND(0,095)		0,49
OCDF		0,15	0,25	3,4	0,12	0,27	0,081	0,52	0,15		25
Sum WHO 2005 TEQ*	övre konc.	0,29	0,44	0,46	0,45	0,57	0,45	0,74	0,29		11
	medelkonc.	0,15	0,31	0,33	0,25	0,31	0,25	0,64	0,15		11
	nedre konc.	0,02	0,17	0,20	0,049	0,05	0,06	0,54	0,016		11
*Övre TEQ-gräns: TEQ baserat på detekterade värden och detektionsgränser. Nedre konc. TEQ baserat på enbart detekterade värden.											
Recovery											
2378 TeCDD		92%	94%	91%	64%	87%	71%	63%	84%		88%
12378 PeCDD		88%	90%	92%	65%	88%	74%	63%	88%		99%
123478 HxCDD		87%	97%	91%	65%	84%	70%	63%	86%		95%
123678 HxCDD		88%	94%	92%	63%	88%	70%	65%	86%		96%
123789 HxCDD		89%	96%	92%	64%	87%	69%	63%	85%		98%
1234678 HpCDD		87%	86%	92%	61%	83%	68%	60%	80%		93%
OCDD		73%	75%	80%	54%	64%	58%	56%	72%		94%
2378 TeCDF		89%	95%	94%	70%	89%	74%	70%	88%		94%
12378 PeCDF		83%	87%	100%	63%	80%	72%	59%	82%		95%
23478 PeCDF		85%	90%	90%	61%	82%	65%	59%	85%		97%
123478 HxCDF		82%	87%	89%	60%	83%	64%	62%	82%		93%
123678 HxCDF		84%	92%	94%	62%	83%	69%	63%	82%		93%
234678 HxCDF		81%	85%	92%	59%	83%	68%	61%	82%		93%
123789 HxCDF		96%	95%	103%	69%	93%	77%	69%	94%		100%
1234678 HpCDF		82%	82%	88%	58%	78%	66%	62%	77%		91%
1234789 HpCDF		89%	95%	98%	66%	88%	76%	67%	87%		99%
OCDF		78%	80%	85%	57%	67%	57%	58%	74%		95%

APPENDIX V

Plana polyklorerade bifenyl (PCB)

Miljökemiska laboratoriet vid Umeå Universitet dec-2014

Vår provbeteckning		3642:1	3642:2	3642:3	3642:4	3642:5	3642:6	3642:7	3642:8		3642:B
Ert provnummer		6023-1	6023-2	6023-3	6023-4	6023-5	6023-6	6023-7	6023-8		Lab.blank
		Station 1 LMS	Station 2 LMS	Station 3 LMS	Station 4 LMS	Station 5 LMS	Station 6 odling	Station 7 odling	Station 8 odling		
		Fjällbacka	Göteborg	Stenugnsund	Strömstad	Uddevalla	Hasselöarna	Saltöfjord	Halsefjord		
pg/g (ng/kg) våtvikt											
<i>WHO-PCB</i>											
#77 TeCB		3,1	12	58	13	7,1	5,5	16	3,3		0,68
#81 TeCB		0,13	0,47	3,1	0,38	ND(0.2)	0,19	0,47	0,14		ND(0.06)
#126 PeCB		0,83	2,0	4,8	2,3	2,0	1,4	3,1	0,66		ND(0.08)
#169 HxCB		0,11	0,15	0,16	0,19	0,19	0,2	0,27	0,074		ND(0.06)
#105 PeCB		42	190	760	160	110	75	210	39		1,1
#114 PeCB		1,2	2,6	20	1,8	1,3	1,2	3,3	0,67		0,035
#118 PeCB		130	670	1300	640	340	250	670	110		49
#123 PeCB		3,7	21	67	41	12	11	28	3,7		0,69
#156 HxCB		14	85	70	63	42	21	78	9,7		0,54
#157 HxCB		3,9	22	20	18	11	5,8	18	2,6		0,058
#167 HxCB		14	80	52	34	36	18	70	12		1,2
#189 HpCB		1,2	8,1	4,1	5,5	3,8	2,2	7,3	0,98		0,027
Sum WHO 2005 TEQ	övre konc.	0,093	0,24	0,57	0,27	0,23	0,15	0,35	0,074		0,012
	medelkonc.	0,093	0,24	0,57	0,27	0,23	0,15	0,35	0,074		0,007
	nedre konc.	0,093	0,24	0,57	0,27	0,23	0,15	0,35	0,074		0,002
*Övre TEQ-gräns. TEQ baserat på detekterade värden och detektionsgränser.											
<i>Recovery</i>											
#77 TeCB		89%	92%	95%	67%	92%	75%	63%	88%		93%
#81 TeCB		87%	90%	91%	68%	91%	76%	61%	86%		90%
#126 PeCB		83%	84%	87%	64%	85%	69%	60%	79%		84%
#169 HxCB		92%	93%	93%	64%	91%	71%	64%	88%		97%
#105 PeCB		88%	96%	97%	69%	79%	64%	56%	81%		97%
#114 PeCB		97%	94%	96%	70%	81%	67%	58%	80%		93%
#118 PeCB		92%	94%	99%	76%	88%	68%	59%	83%		98%
#123 PeCB		94%	97%	99%	64%	72%	61%	52%	76%		93%
#156 HxCB		97%	95%	97%	74%	82%	68%	57%	86%		92%
#157 HxCB		101%	93%	95%	72%	76%	64%	57%	84%		92%
#167 HxCB		94%	92%	96%	75%	74%	62%	56%	81%		94%
#189 HpCB		91%	74%	70%	22%	63%	58%	49%	81%		85%

APPENDIX VI

Hexaklorbensen (HCB)

Miljökemiska laboratoriet vid Umeå Universitet dec-2014

Vår provbeteckning	3642:1	3642:2	3642:3	3642:4	3642:5	3642:6	3642:7	3642:8		3595:B
Ert provnummer	6023-1	6023-2	6023-3	6023-4	6023-5	6023-6	6023-7	6023-8		Lab.blank
	Station 1 LMS	Station 2 LMS	Station 3 LMS	Station 4 LMS	Station 5 LMS	Station 6 odling	Station 7 odling	Station 8 odling		
	Fjällbacka	Göteborg	Stenugnsund	Strömstad	Uddevalla	Hasselöarna	Saltöfjord	Hälsjöfjord		
pg/g (ng/kg) våtvikt										
HCB	13	23	607	33	34	49	34	19		0,55
Recovery	76%	76%	78%	52%	68%	69%	48%	70%		62%

APPENDIX VII

Bromerade difenyletrar (PBDE)

Miljökemiska laboratoriet vid Umeå Universitet dec-2014

Vår provbeteckning	3642:1	3642:2	3642:3	3642:4	3642:5	3642:6	3642:7	3642:8		3642:B
Ert provnummer	6023-1	6023-2	6023-3	6023-4	6023-5	6023-6	6023-7	6023-8		Lab.blank
	Station 1 LMS	Station 2 LMS	Station 3 LMS	Station 4 LMS	Station 5 LMS	Station 6 odling	Station 7 odling	Station 8 odling		
	Fjällbacka	Göteborg	Stenugnsund	Strömstad	Uddevalla	Hasselöarna	Saltöfjord	Hälsjöfjord		
pg/g (ng/kg) våtvikt										
BDE#										
28	6,6	0,98	0,75	3,2	1,6	1,7	2,5	0,64		1,5
47	602	32	16	101	53	32	72	16		4,7
99	398	14	10	62	32	9,8	91	6,5		8,9
100	176	10	7,9	33	20	9,1	29	4,1		1,1
153	12	0,72	0,79	3,0	1,5	1,2	6,0	0,56		1,5
154	11	1,9	1,6	4,5	3,0	2,8	9,0	1,3		0,86
183	ND(1.0)	ND(1.0)	ND(1.0)	4,6	1,3	4,7	1,8	ND(1.0)		1,4
Summa PBDE7*	1205	60	37	211	113	62	212	29		20
*Summan är baserad på detekterade halter										
Recovery										
#28	94	130	132	85	131	106	148	108		132
#47	102	145	163	146	224	137	172	134		166
#99	120	95	76	77	99	61	63	117		34
#100	134	119	106	96	126	80	76	127		148
#153	129	129	125	129	186	136	140	137		98
#154	118	128	127	144	189	124	53	147		114
#183	100	99	90	76	123	110	148	112		56



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN