



Metallföroreningar i Landskrona

- miljöövervakning med blåmussla

Tomas Fällman

2014

Miljövetenskap

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp

Lunds universitet

Metallföroreningar i Landskrona

- miljöövervakning med blåmussla

Tomas Fällman

2014

Examensarbete för kandidatexamen 15 hp, Lunds universitet

Intern handledare: Olof Regnell, Akvatisk Ekologi, Lunds universitet

Extern handledare: Olle Nordell, Miljöförvaltningen Landskrona stad

Abstract

Environmental monitoring using bioindicators is a valuable tool in quantifying and assessing metal pollution in the aquatic environment. In this study, I have analyzed monitoring data on metals in blue mussels (*Mytilus Edulis*) from the Öresund in Landskrona, Sweden. Comparisons with previous monitoring studies from the area show elevated concentrations of several metals, including copper (Cu), lead (Pb) and zinc (Zn), suggesting a local source of pollution in Landskrona. Deviations from guideline values calculated by the Swedish EPA, representing baseline values, are shown to be Large or Very Large for copper, lead, nickel (Ni) and tin (Sn). In addition, lead and cadmium (Cd) concentrations in mussels exceed limit values for foodstuff determined by the European Commission, rendering the mussels unsuitable for human consumption.

Multivariate principal component analysis (PCA) of the data show covariance between copper, lead, zinc and tin, suggesting a common source of pollution. GIS-analysis of the data show that the highest concentrations of copper, lead, zinc and tin are found in the area of Varvsudden, an industrial area with several metal industries, a large shipyard and a marina for recreational boating. Combined, these analyses suggest multiple pollution sources including industrial effluents and anti-fouling paint.

With the approach used in this study, continued environmental monitoring expanded with the quantification of abiotic factors can give more detailed insight on the metal pollution sources, providing a solid knowledge base for remediation and prevention of future pollution.

Innehållsförteckning

Abstract	3
Innehållsförteckning	4
1. Inledning	6
1.1 Mål och syfte	8
1.2 Miljövetenskaplig relevans	9
2. Material och Metoder	10
2.1 Datainsamling	10
2.2 Databehandling	11
3. Resultat	13
3.1 Jämförelse med tidigare studier i Landskrona	13
3.2 Jämförelse med Naturvårdsverkets jämförfvärden	14
3.3 Avvikelseklassificering	15
3.4 Principalkomponentanalys (PCA)	16
3.5 GIS-analys	21
4. Diskussion	23
4.1 Tidigare studier	23
4.2 Jämförfvärden och klassificering	23
4.3 PCA-analys och GIS	25
4.4 Framtida miljöövervakning i Landskrona	26
4.5 Miljövetenskaplig relevans	28
6. Slutsatser	29
7. Tack	30
Referenser	31
Bilagor	34
Bilaga 1 – Provtagningsstationer 2008-2009	34
Bilaga 2 – Provtagningsstationer 2011	35
Bilaga 3 – Fördelning av koppar mellan olika stationer 2008-2009	36
Bilaga 4 – Fördelning av bly mellan olika stationer 2008-2009	37
Bilaga 5 – Fördelning av tenn mellan olika stationer 2008-2009	38
Bilaga 6 – Fördelning av koppar mellan olika stationer 2011	39
Bilaga 7 – Fördelning av bly mellan olika stationer 2011	40
Bilaga 8 – Fördelning av zink mellan olika stationer 2011	41
Bilaga 9 – Fördelning av tenn mellan olika stationer 2011	42

1. Inledning

En havs- och kustmiljö fri från föroreningar är viktig såväl för mänskliga aktiviteter, kultur, ekonomi och matproduktion som för de akvatiska ekosystemens funktion och organismers överlevnad. I miljömålet ”Hav i balans samt levande kust och skärgård” som antagits av den svenska Riksdagen slås fast att

”Närings, rekreation och annat nyttjande av hav, kust och skärgård ska bedrivas så att en hållbar utveckling främjas.” (Naturvårdsverket 2014a).

Miljömålet ”Giftfri miljö” definieras som att

”Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. (...) Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrunds nivåerna.” (Naturvårdsverket 2014b).

För att kunna utvärdera arbetet med att uppfylla miljömålen är det viktigt att övervaka havs- och kustmiljön, samla in data om föroreningsnivåer och sätta dessa i relation till utsläppskällor och historisk belastning. I detta arbete undersöker jag metallföroreningar i den akvatiska miljön i Öresund utanför Landskrona.

Öresundsregionen, gränsområdet mellan Danmark och Sverige, är omgivet av tätbefolkade områden med många stora industrier som använder Öresund som recipient för avloppsvatten. Utsläpp av föroreningar sker också via flera andra källor som kommunala avloppsreningsverk, atmosfärisk deposition, utsläpp från fartygstrafik, punktutsläpp från anslutande vattendrag och diffusa utsläpp från land (Carlsson 1995). Landskrona vid den skånska västkusten är en industristad med flera industrier i nära anslutning till Öresund. Dessa industrier släpper ut många olika typer av metaller, näringsämnen och andra föroreningar i Öresund (Lundgren & Svensson 1998). Undersökningar av miljögifter i biota har tidigare genomförts av Öresunds vattenvårdsförbund åren 1999, 2002, 2006 och 2010 (Lundgren 2011).

Metaller är grundämnen och förekommer därför naturligt i varierande halter i jord, sediment och biota. Naturlig spridning av metaller kan ske genom vittring av bergarter och vulkanisk aktivitet, i enstaka fall kan dessa naturliga processer ge upphov till lokala skadliga halter av metaller i miljön.

Oftast sker dock utsläpp av skadliga halter av metaller som resultat av mänskliga aktiviteter som mineralbrytning i gruvor och raffinering av metaller i industriella processer (Walker 2012).

Metaller kan kategoriseras som essentiella respektive icke-essentiella. Essentiella metaller är nödvändiga för biologiska och biokemiska processer i organismer, medan icke-essentiella metaller inte har några kända biologiska funktioner (Stankovic *et al* 2014). Såväl essentiella som icke-essentiella metaller kan dock ha toxiska effekter, beroende på koncentrationen. För de essentiella metallerna finns ett "essentialitetsfönster" (eng. "window of essentiality"), inom vilket metallkoncentrationen måste hållas för att inte bristsjukdomar vid för låga nivåer eller toxiska effekter vid för höga nivåer ska uppstå (Walker 2012). Metaller kan inte brytas ned av biologiska processer, och kan därför ackumulera till skadliga halter i organismer. För att skydda sig måste organismerna oskadliggöra metallerna, exempelvis genom att binda dem till speciella proteiner, så kallade metallothioneiner (Walker 2012). Såväl icke-essentiella som essentiella metaller kan uppvisa toxiska effekter genom att binda till och därmed blockera aktiva säten i viktiga biomolekyler. I de fall essentiella metaller är avsedda att binda till aktiva säten, exempelvis för att aktivera ett enzym, kan icke-essentiella metaller störa metabolismen genom att ersätta den essentiella metallen (Walker 2012). Icke-essentiella metaller kan också hämma upptaget av de essentiella metallerna därmed och ge upphov till bristsjukdomar (Walker 2012). Ett sådant motverkande, eller antagonistiskt, förhållande mellan metallerna kan även fungera som skydd för organismen. Selen har i många studier visats skydda organismer mot skadliga effekter av kvicksilver, möjligen genom bildandet av icke-toxiska komplex som kvicksilverselenid (Yang *et al* 2008).

Flera marina arter kan reglera halterna av essentiella metaller i sin vävnad så att metallhalterna är relativt oförändrade även när halterna i vattnet varierar, medan de icke-essentiella metallerna tenderar att bioackumulera proportionerligt mot halterna i vattnet (Amiard *et al* 1987). Amiard *et al* (1987) visade i en studie att halterna av de båda icke-essentiella metallerna kadmium och bly i flera marina organismer (inklusive blåmusslor) beror av halterna i den omgivande miljön, vilket innebär att organismerna inte kan reglera halterna av dessa metaller utan ackumulerar dem i proportion till deras förekomst i miljön. Halten av den essentiella metallen zink i blåmusslor var i studien relativt opåverkad av halterna i miljön, vilket tyder på att musslorna reglerade upptag eller exkretion av zink. Amiard-Triquet *et al* (1986) visade att ökningen för halterna av såväl koppar som zink i blåmusslor var relativt liten jämfört med ökningen av kadmiumhalten vid exponering för metallerna.

Sedan 1960-talet har olika sorters musslor använts för att studera ekotoxikologiska effekter av kemikalier i miljön (Gagné & Burgeot 2013). Det första miljöövervakningsprogrammet som använde musslor, "The Mussel Watch", initierades i USA av Goldberg (1975) och har sedan efterföljts av liknande övervakningsprogram både i USA och internationellt (Goldberg & Bertine, 2000). Sådana övervakningsprogram har framgångsrikt använts för att identifiera geografiska mönster och tidstrender av föroreningar i kustområden. Att flytta musslor från en referenslokal till en förorenad lokal har också visat sig vara en användbar strategi för att övervaka effekter av miljöförändringar (Bellas *et al* 2006).

Musslor uppfyller flera av de krav som ställs på bioindikatorer. De är vanligt förekommande med global spridning vilket möjliggör jämförelser mellan olika lokaler. De är också stationära och återspeglar därför den lokala föroreningsituationen. Som filtrerare ackumulerar de föroreningar och koncentrerar dem från lägre nivåer i havsvattnet och födan till analyserbara nivåer i vävnaden. Analys av föroreningshalter i vävnad från musslor kan därför ge en uppskattning av olika ämnens tillgänglighet för organismer. Att mäta föroreningshalten i musslor är också intressant eftersom musslor används som livsmedel av människor (Farrington *et al* 1983).

1.1 Mål och syfte

Målet med detta arbete är att utvärdera eventuella metallföroreningar i den akvatiska miljön utanför Landskrona genom att:

1. relatera uppmätta metallhalter i blåmusslor från Landskrona till motsvarande mätdata för området från tidigare studier
2. relatera de uppmätta metallhalterna till oförorenade miljöer, representerade av så kallade "jämförvärden" från miljömyndigheter, samt klassificera eventuella avvikelser från jämförvärdena enligt myndigheternas klassificeringssystem
3. lokalisera möjliga föroreningskällor med hjälp av principalkomponentanalys (PCA) av metallhalterna i musslorna i kombination med GIS-analys av metallhalternas fördelning mellan olika stationer.

1.2 Miljövetenskaplig relevans

Att övervaka föroreningsituationen i den akvatiska miljön är en nödvändig del i att utforma åtgärdsprogram som kan skydda människors hälsa och miljön mot skadliga effekter av föroreningar. Det är också nödvändigt för att kunna följa upp de svenska miljömålen och samordna myndigheters arbete för en god miljö.

Musslor och andra bioindikatorer återspeglar inte bara halterna av föroreningar i miljön, men också dess tillgänglighet för organismer. Eftersom många föroreningar bioackumuleras och vissa anrikas i näringskedjan kan en del skadliga ämnen nå höga halter i fisk och skaldjur som människor konsumerar. Musslor används som livsmedel av människor, vilket gör dem än mer relevanta att studera ur ett miljövetenskapligt perspektiv.

Genom de metoder som används i detta arbete kan utsläppskällor och problemområden identifieras, vilket möjliggör myndigheters och näringslivs samverkan för att minska utsläpp och i förlängningen åtgärda miljöproblemen.

2. Material och Metoder

2.1 Datainsamling

Arbetet baseras på data från tidigare genomförda analyser av tungmetallhalter i blåmussla, *Mytilus Edulis*, från Landskrona under åren 2008-2009 respektive 2011. Datainsamling och analys utfördes på beställning av Miljöförvaltningen, Landskrona Stad. Resultaten i form av excel-filer har tillhandahållits av Olle Nordell, kommunekolog i Landskrona stad. Insamlingen av musslorna utfördes av dykare från företaget SEA-U. Vid insamlingen 2008-2009 samlades ett tjugotal musslor per station in från 20 olika stationer längs Landskronas kustlinje mellan den 15 december 2008 och 4 februari 2009 (se Bilaga 1). Musslorna samlades in på varierande djup, från 0,3 m till 7 meter. Vid insamlingen 2011 samlades ett tjugotal musslor per station in från 40 olika stationer längs Landskronas kustlinje mellan den 18 november och 5 december 2011 (se Bilaga 2). Insamlingsdjupet varierade mellan 0,5 och 8 meter. Vid insamlingen noterades position för varje station med GPS.

Analys av musslornas metallhalter utfördes av Tommy Olsson vid Biologiska institutionen, Lunds Universitet. För varje station blandades musslorna, ett tjugotal, till ett prov som analyserades. Vid analysen torkades musslorna (40 °C), uppslöts i mikrovågsugn (modell Mars tillverkad av CEM, USA) med salpetersyra och analyserades med induktivt kopplad plasma och masspektrometri (ICP MS, modell Elan 6000 tillverkad av PerkinElmer, USA) (T. Olsson, pers. comm.).

De metaller som analyserades 2008-2009 var silver (Ag), aluminium (Al), arsenik (As) (metalloid), barium (Ba), beryllium (Be), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), kvicksilver (Hg), molybden (Mo), nickel (Ni), bly (Pb), antimon (Sb), selen (Se), tenn (Sn) och titan (Ti). De metaller som analyserades 2011 var Al, As, bor (B), Cd, Co, Cr, Cu, järn (Fe), Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, vanadium (V) och zink (Zn).

För att kunna göra jämförelser med tidigare studier sammanställde jag data från analyser av tungmetallhalter i blåmusslor i Öresund, utförda inom ramen för Öresunds Vattenvårdsförbunds miljöövervakning. Dessa hämtade jag från förbundets websida (Öresunds Vattenvårdsförbund 2013).

2.2 Databehandling

Vid jämförelse med tidigare analysdata från Öresunds Vattenvårdsförbund har endast de metaller som har analyserats i både dessa och i denna studie tagits med. Vid alla de tidigare studierna har samma station använts för provtagning. Vattendjupet på denna station är 3-4 m och den ligger några kilometer söder om Landskrona i Lundåkrabukten. Inför bestämningen av metallhalterna ”poolades” ett antal musslor till ett samlingsprov som sedan analyserades med induktivt kopplad plasma och sektorfältmasspektrometri eller atomemissionspektrometri (ICP-SFMS/AES) (Lundgren 2011).

Jag har också jämfört metallhalterna i denna studie med ”jämförvärden” beräknade av Naturvårdsverket. Jämförvärdena motsvaras av 5-percentilen av analysdata från områden långt ifrån punktkällor, med tanken att de ska motsvara naturliga metallhalter i blåmusslor i en oförorenad miljö. Eftersom musslors upptag av metaller kan påverkas av olika abiotiska faktorer (exempelvis salthalt) beräknas jämförvärden både för östkusten och västkusten (Naturvårdsverket 1999). Naturvårdsverket har även utarbetat ett klassificeringssystem där en avvikelse från jämförvärdet (kvoten mellan uppmätt värde och jämförvärdet) klassificeras som Ingen/Obetydlig, Liten, Tydlig, Stor eller Mycket Stor avvikelse. Gränsen mellan Ingen/Obetydlig och Liten motsvaras då av jämförvärdet, medan gränsen mellan Stor och Mycket stor motsvaras av 95-percentilen av datamaterialet som legat till grund för jämförvärdet (Naturvårdsverket 1999). I jämförelsen har jag använt medianvärdet av metallhalterna i analysdatan från denna studie, och i de fall där maxvärdet tydligt avviker från medianen har jag även använt maxvärdet.

För att hitta mönster i hur halterna av olika metaller varierar mellan musslor från olika stationer använde jag den multivariata analysmetoden principalkomponentanalys (PCA) i programvaran PAST version 2.17c (Hammer *et al* 2001).

PCA används vid analys av datamängder med många variabler (i denna studie utgörs variablerna av de olika metallerna), där varje variabel kan ses som en dimension i en multidimensionell rymd. Vid en PCA-analys reduceras antalet dimensioner genom att de ursprungliga variablerna ersätts av linjära kombinationer av de ursprungliga variablerna som kallas principalkomponenter. Varje principalkomponent förklarar en viss del av variansen i hela datamängden. Den första principalkomponenten, principalkomponent 1, förklarar den största delen av variansen medan de efterföljande komponenterna (principalkomponent 2, principalkomponent 3 och så vidare) förklarar en successivt minskande del av variansen. Ett par principalkomponenter räcker ofta för att förklara huvuddelen av variansen och återger därmed det mesta av all information som fanns i den

ursprungliga datamängden. Med två eller tre principalkomponenter kan resultatet återges grafiskt i ett diagram (i två respektive tre dimensioner), vilket gör det lättare att urskilja skillnader, likheter och relationer mellan de olika variablerna (Zitko 1994).

På grund av de stora skillnaderna i halter mellan olika metaller var vid en första analys endast de variabler (metaller) med högst halter synliga i det resulterande diagrammet, medan resterande variabler med mycket lägre halter bildade ett kluster kring origo där det inte gick att urskilja de enskilda metallerna. För att undvika detta och utjämna effekten av skillnader i metallhalt standardiserade jag all data enligt ett tillvägagångssätt rekommenderat av Zitko (1994) genom att applicera formeln:

$$y = (x - \bar{x}) / \sigma \quad (1)$$

där y är den standardiserade metallhalten, x är den ursprungliga metallhalten, \bar{x} är medelvärdet av alla halter av den aktuella metallen och σ är standardavvikelsen för alla halter av den aktuella metallen. Efter standardiseringen blev de resulterande graferna betydligt mer illustrativa.

För att studera metallernas fördelning mellan olika stationer analyserade jag datan i GIS (ESRI ArcMap 10.0, ArcGIS Desktop 10 service pack 5). Jag använde programmet för att rita upp kartor över provtagningsområdet (centrala Landskrona) där varje provtagningsstation motsvaras av en färgad cirkel vars storlek står i relation till den uppmätta halten av en viss metall; ju högre metallhalt desto större cirkel. Som kartmaterial använde jag Lantmäteriets karta GSD-Terrängkartan, vektor (© Lantmäteriet, Dnr: i2012/927). I mitt analysarbete har jag studerat alla metaller i de båda dataseten, men av utrymmesskäl är det inte möjligt att ta med alla kartor i rapporten. Jag har därför valt att i rapporten fokusera GIS-analysen på de metaller som uppvisade störst avvikelse från tidigare studier och jämförvärden, eftersom dessa kan förväntas utgöra den största risken för miljön och därmed är av störst miljövetenskapligt intresse att studera mer noggrant.

3. Resultat

3.1 Jämförelse med tidigare studier i Landskrona

Resultaten från jämförelsen mellan resultaten från denna studie och tidigare studier redovisas i Tabell 1. Arsenik uppvisar en svagt ökande trend över tid på stationen längre ut i Lundåkrabukten (Öresunds Vattenvårdsförbunds mätningar), och medianvärdet i mätningarna från denna studie ligger i linje med värdet från denna station 2010. De högsta värdena från denna studie är dock något förhöjda gentemot mätningarna längre ut i Lundåkrabukten. För kadmium och kobolt har Öresunds Vattenvårdsförbunds mätningar visat relativt stabila värden över tid, och medianvärdena från denna studie ligger i linje dessa värden. De högsta värdena från denna studie är dock något högre.

Halterna av krom har sedan de första mätningarna 1999 minskat successivt på stationen ute i Lundåkrabukten. Medianvärdena från denna studie är högre jämfört med dessa mätningar, och de högsta värdena är omkring tre gånger så höga. För koppar har värdena legat stabilt vid de senaste tre mätningarna ute i Lundåkrabukten, och medianvärdet från denna studie är klart högre än dessa värden. De högsta värdena för koppar i denna studie är mycket högre än dessa värden.

För såväl kvicksilver som nickel har halterna i musslorna på lokalen ute i Lundåkrabukten varit stabila sedan mätningarna började, och värdena i denna studie ligger i linje med dessa, undantaget en viss förhöjning av nickelhalterna från 2008-2009 i denna studie.

Ute i Lundåkrabukten har halterna även av bly i musslorna varit relativt oförändrade, medan blyhalterna i denna studie är markant högre. Medianvärdena i denna studie är omkring dubbelt så höga som de ute i Lundåkrabukten.

Halterna av zink har varierat på lokalen i Lundåkrabukten utan att visa någon tydlig tidstrend. Medianvärdet för denna studie (data endast från 2011) ligger inom denna variation. Dock är det högsta värdet för zink i denna studie avsevärt mycket högre än de tidigare uppmätta värdena från Lundåkrabukten.

Sammantaget är alltså de högsta halterna av arsenik, kadmium, kobolt, krom och nickel i blåmussla något förhöjda i denna studie jämfört de som tidigare utförts längre ut i Lundåkrabukten, medan

kvicksilver ligger på samma haltnivåer i de två studierna. Halterna av bly, koppar och zink är dock kraftigt förhöjda i denna studie jämfört med de halter som tidigare uppmätts längre ut i Lundåkrabukten.

Tabell 1: Jämförelse mellan denna studie och tidigare studier av tungmetallhalter i blåmussa utanför Landskrona. För denna studie (2008-2009 samt 2011) är angivet värde medianvärdet för alla stationer. Värden inom parentes avser minvärde respektive maxvärde. Alla värden angivna i µg/g TS.

Mätår	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Källa
1999	Data saknas.	1,6	Data saknas.	1,2	4,1	0,28	2,9	1,6	110	Leander 2000.
2002	3,02	1,64	0,571	0,958	8	0,159	4,52	3,43	158	Leander 2003.
2006	7,54	1,63	0,496	0,648	8,13	0,153	3,38	2,25	123	Lundgren 2007.
2010	9,08	1,65	0,498	0,588	8,13	0,12	1,92	2,02	96	Lundgren 2011.
2008-2009	9,9 (5,2-15,0)	1,4 (0,76-3,0)	0,68 (0,37-1,1)	2,05 (1,3-3,7)	13 (9,5-19)	0,27 (0,12-0,45)	4,61 (1,85-6,48)	11 (1,6-494)	Data saknas.	Denna studie.
2011	9 (6,5-15,5)	1,3 (0,6-2,6)	0,8 (0,3-1,3)	1,4 (0,7-3,1)	12,5 (6,9-69)	0,2 (0,1-0,5)	1,73 (1,2-3,5)	11 (4,4-26,2)	154 (86-472)	Denna studie.

3.2 Jämförelse med Naturvårdsverkets jämförvärden

I Tabell 2 jämförs halterna i blåmussla från 2008-2009 respektive 2011 i denna studie med Naturvårdsverkets beräknade jämförvärden. Alla metaller utom kvicksilver har uppmätta värden som överskrider något av jämförvärdena. De högsta halterna av kadmium och krom överskrider respektive jämförvärde för Västerhavet båda åren, dock ligger medianen för båda metallerna i nivå med jämförvärdena. Kadmiumnivåerna ligger under jämförvärdet för Östersjön.

För koppar är medianvärdet båda åren något förhöjt gentemot båda jämförvärdena, och de högsta uppmätta värdena överskrider jämförvärdena med god marginal (ungefär dubbla jämförvärdet för 2008-2009 och sju till åtta gånger jämförvärdet för 2011). För nickel är de uppmätta halterna ungefär i linje med jämförvärdet för Östersjön, men förhöjda vid jämförelse med värdet för Västerhavet.

Bly uppvisar den kraftigaste förhöjningen gentemot jämförvärdena. Medianvärdet för respektive år är ca 5 respektive 10 gånger högre än jämförvärdena. För 2008-2009 finns kraftigt förhöjda extremvärden (494 µg/g), och även för 2011 är maxvärdet (26,2 µg/g) mycket högre än jämförvärdena.

Halterna av tenn är i linje med jämförvärdena, utom en viss förhöjning i maxvärdet för 2011. För zink finns data bara från 2011. Det finns heller inget jämförvärde för västerhavet, men jämfört med Östersjön är medianvärdet för 2011 förhöjt. För zink finns också extremvärden, med maxvärdet 472 µg/g som är kraftigt förhöjt i förhållande till jämförvärdet.

Sammantaget är alltså de flesta metallhalterna utom kvicksilver något förhöjda (median- eller maxvärden), men kraftigast förhöjning gentemot jämförvärdena uppvisar bly, koppar och zink.

Tabell 2: Jämförelse mellan uppmätta metallhalter i blåmussla utanför Landskrona och jämförvärden beräknade av Naturvårdsverket . För åren 2008-2009 och 2011 är angivet värde medianvärdet för alla stationer. Värderna inom parentes avser minvärde respektive maxvärde. Alla halter angivna i µg/g TS.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sn	Zn
2008-2009	1,4 (0,76-3,0)	2,05 (1,3-3,7)	13 (9,5-19)	0,27 (0,12-0,45)	4,61 (1,85-6,48)	11 (1,6-494)	0,29 (0,14-1,1)	Data saknas.
2011	1,3 (0,6-2,6)	1,4 (0,7-3,1)	12,5 (6,9-69)	0,2 (0,1-0,5)	1,73 (1,2-3,5)	11 (4,4-26,2)	0,53 (0,2-3,9)	154 (86-472)
Jämförvärde Östersjön	4	2	10	0,2	4	2	1	120
Jämförvärde Västerhavet	1,3	Värde saknas.	8	0,5	1	0,9	0,2	Värde saknas.

3.3 Avvikelseklassificering

I linje med ovanstående jämförelse med Naturvårdsverkets jämförvärden klassificeras avvikelserna för bly som ”Tydlig” till ”Mycket stor” (Tabell 3). Avvikelsen för koppar klassificeras som ”Liten” då jämförvärde för Östersjön används, men vid jämförelse med jämförvärde för Västerhavet klassificeras avvikelserna som ”Tydlig” till ”Stor”. För maxvärdet för koppar 2011 blir avvikelserna ”Mycket stor” vid jämförelse med både Östersjön och Västerhavet.

För zink finns jämförvärde enbart för Östersjön, och data enbart för 2011. Medianvärdet för zink klassificeras som ”Liten” avvikelse, medan maxvärdet klassificeras som ”Stor” avvikelse. Medianvärdena för kadmium, krom, och kvicksilver klassificeras med ”Ingen” eller ”Liten” avvikelse. Om maxvärdet används klassas dock kadmium i Västerhavet med ”Stor” avvikelse, krom i Östersjön med ”Tydlig” avvikelse och kvicksilver i Östersjön med ”Tydlig” avvikelse. Avvikelsen för nickel klassificeras som ”Tydlig” eller ”Mycket stor” vid jämförelse med jämförvärde från västerhavet. För tenn varierar klassningen från ”Ingen” till ”Mycket stor” avvikelse, beroende på vilket jämförvärde som används och om det jämförs med median- eller maxvärde.

Sammantaget uppvisar alltså koppar, bly, nickel och tenn de största avvikelserna från jämförvärdena, när såväl median- som maxvärden har använts i jämförelsen.

Tabell 3: Klassificering av avvikelser från jämförvärdet för tungmetaller i blåmusslor. Jämförelse har gjorts med jämförelsevärden för både Östersjön och Västerhavet för respektive år. Vid beräkning av kvot har medianvärde av uppmätta halter använts. Klassning inom parentes avser istället kvot beräknad med maxvärde.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Sn	Zn
Avvikelseklassning Östersjön 2008- 2009	Ingen. (Ingen)	Liten. (Tydlig)	Liten. (Tydlig)	Liten. (Tydlig)	Liten. (Tydlig)	Tydlig (Mycket stor).	Ingen. (Liten)	-
Avvikelseklassning Östersjön 2011	Ingen. (Ingen)	Ingen. (Tydlig)	Liten. (Mycket stor)	Liten. (Tydlig)	Ingen. (Ingen)	Tydlig (Stor).	Ingen. (Stor)	Liten (Stor)
Avvikelseklassning Västerhavet 2008- 2009	Liten. (Stor)	-	Tydlig (Stor).	Ingen. (Ingen)	Mycket stor.	Mycket stor.	Tydlig. (Mycket stor)	-
Avvikelseklassning Västerhavet 2011	Ingen. (Stor)	-	Tydlig (Mycket stor).	Ingen. (Ingen)	Tydlig. (Mycket stor)	Mycket stor.	Mycket stor.	-

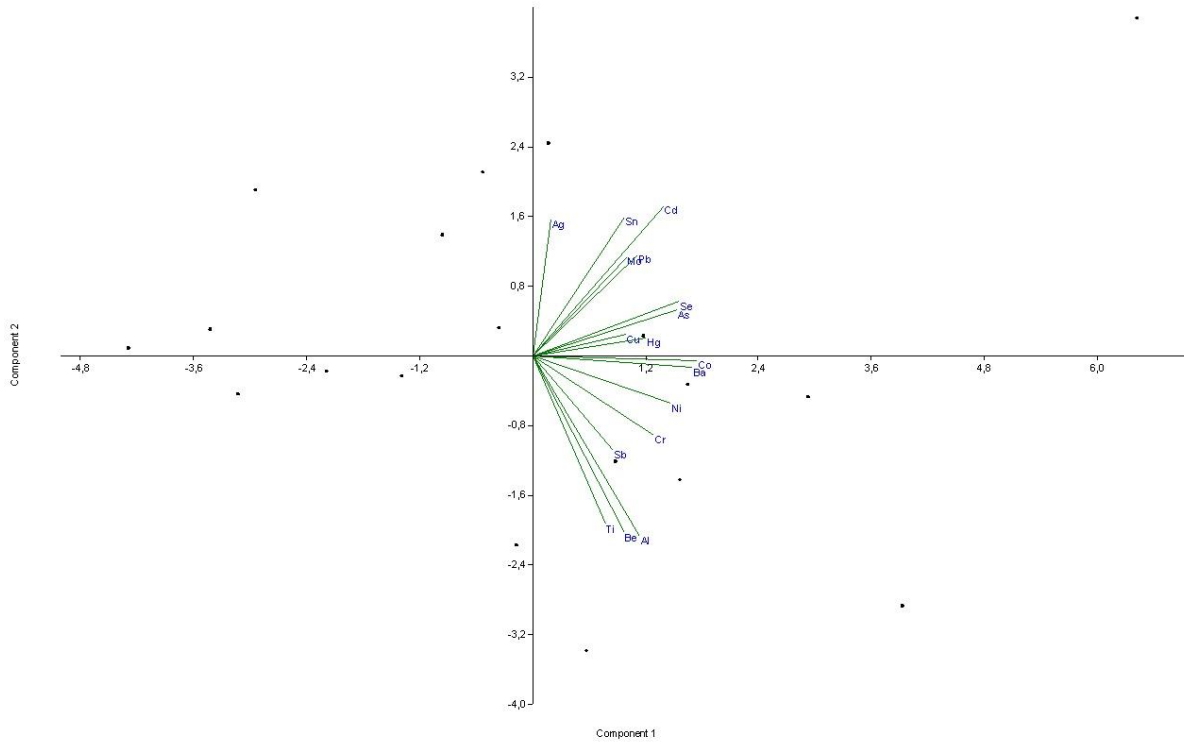
3.4 Principalkomponentanalys (PCA)

Efter att jag standardiserat all data för att kompensera för skillnader i halter mellan olika metaller (se metod) gjorde jag PCA-analyser i PAST på de båda dataseten, 2008-2009 respektive 2011. I den första PCA-analysen för de båda dataseten hade jag med alla analyserade metaller. För att öka jämförbarheten mellan de båda dataseten och minska antalet variabler tog jag i en ny PCA-analys bort de metaller som inte förekom i båda dataseten (För 2008-2009: Ag, Be, Se, Ti. För 2011: Fe, V och Zn). I en tredje PCA-analys tog jag också bort aluminium, eftersom det är en naturligt vanligt förekommande metall. Den naturliga variationen av aluminium skulle kunna tänkas påverka analysen genom att minska föroreningarnas effekt på variansen. Som Tabell 4 visar så ökade den del av variansen som kan förklaras av komponent 1 när färre variabler användes, medan den del av variansen som kan förklaras av komponent 2 minskade. Totalt sett skedde en viss ökning av den varians som kan förklaras av komponent 1 och 2 tillsammans när färre variabler användes, vilket kan ses som en naturlig konsekvens av att den reducerade datamängden innehåller mindre varians.

Tabell 4: PCA-analyser genomförda i denna studie, med förklaringsgrad av variansen redovisade för komponent 1 och 2.

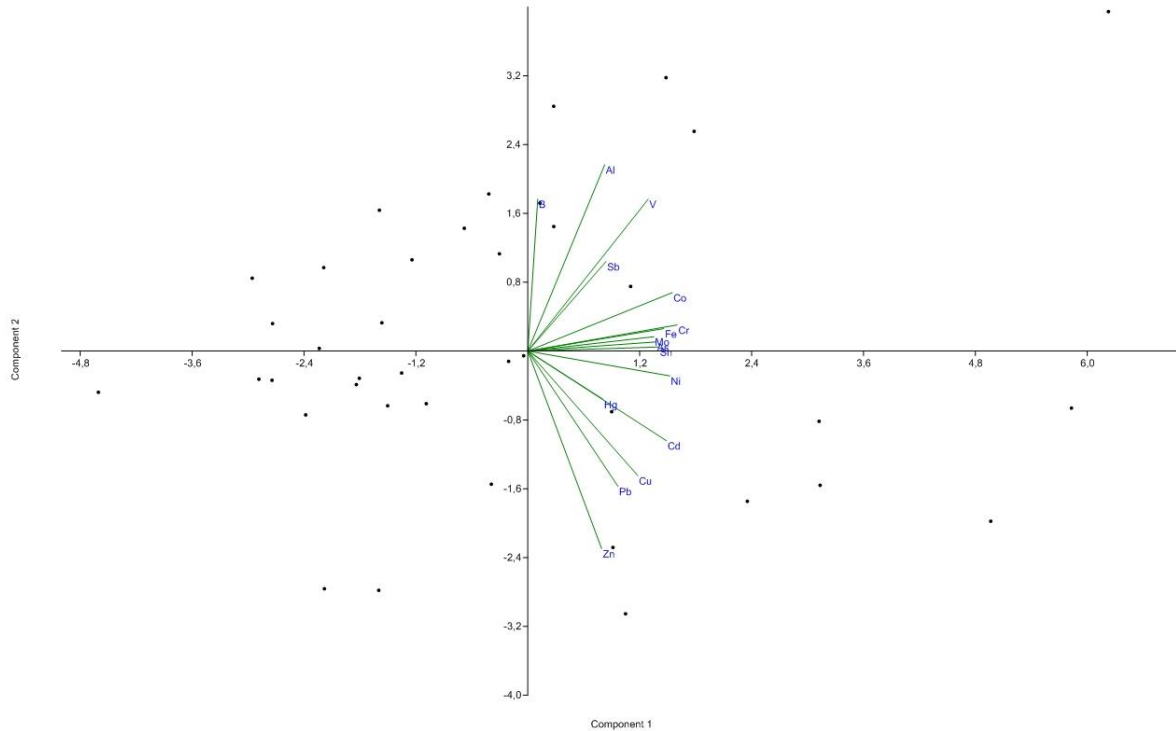
Dataset	Metaller inkluderade i PCA-analysen	Komponent 1 (% av variansen)	Komponent 2 (% av variansen)	Varians förklarad av komponent 1 och 2 (%)
2008-2009	Alla analyserade.	42,3	19,5	61,9
2008-2009	Förekommande i båda dataseten.	47,3	16,1	63,5
2008-2009	Förekommande i båda dataseten, utom Al.	52,3	14,9	67,1
2011	Alla analyserade.	44,3	17,2	61,5
2011	Förekommande i båda dataseten.	49,0	15,0	64,0
2011	Förekommande i båda dataseten, utom Al.	49,3	14,3	63,6

Figur 1 visar resultatet från PCA-analysen av alla analyserade metaller för 2008-2009, med principalkomponent 1 som x-axel och principalkomponent 2 som y-axel. De svarta punkterna i figuren motsvarar de olika provtagningsstationerna, alltså det analyserade provet av poolade musslor från en viss plats. Punkterna ritas automatiskt in i diagrammet vid PCA-analysen i PAST, men används inte vidare i analyserna i denna studie. De metaller som ligger nära varandra i diagrammet "liknar varandra", vilket innebär att de uppvisar en liknande variation. I princip skulle variationen både kunna vara rumslig och temporal, eftersom musslorna analyserades vid olika tidpunkter under 2008-2009. Vissa metaller samvarierar tydligt, exempelvis kobolt/barium, selen/arsenik, titan/beryllium/aluminium samt koppar/kvicksilver.



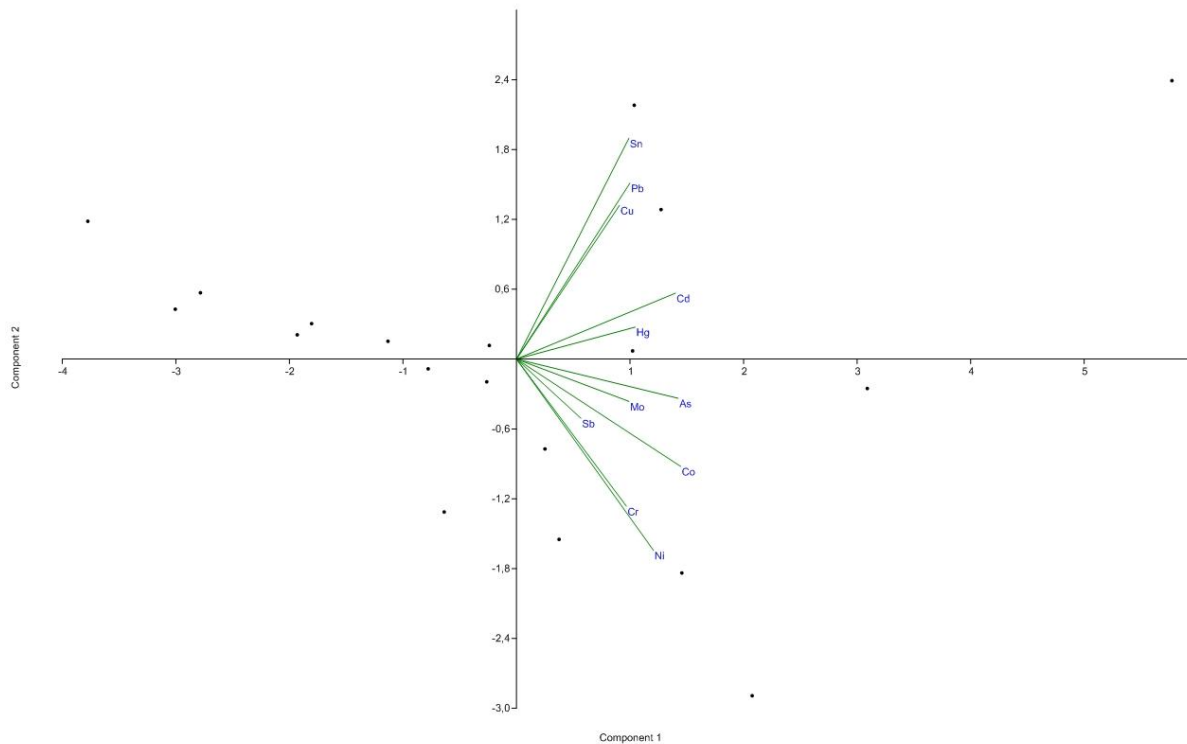
Figur 1: Principalkomponent 1 (x) och 2 (y) från PCA-analys av alla metaller i blåmusslor 2008-2009 med de olika metallerna inlagda i diagrammet. Svarta punkter markerar provtagningsstationer.

I Figur 2 visas resultatet från PCA-analysen på alla analyserade metaller för 2011. Resultatet av analysen indikerar samvariation mellan bly, koppar och zink, mellan krom, järn, molybden och tenn, mellan antimon och vanadin samt mellan kvicksilver och kadmium.



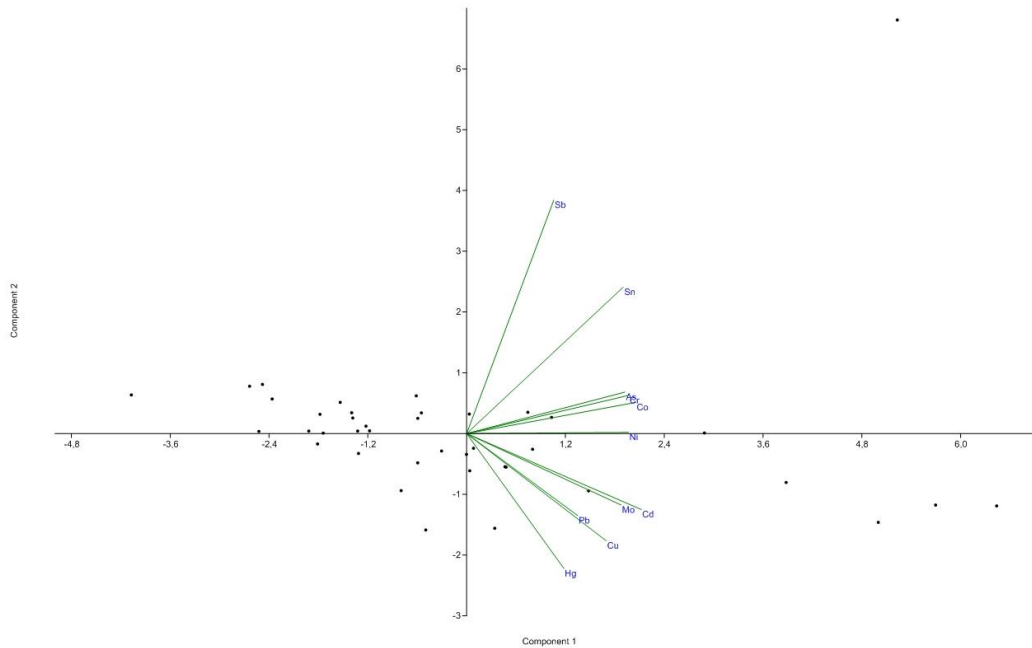
Figur 2: Principalkomponent 1 (x) och 2 (y) från PCA-analys av alla metaller i blåmusslor 2011 med de olika metallerna inlagda i diagrammet. Svarta punkter markerar provtagningsstationer.

PCA-analysen på datasetet från 2008-2009 (Figur 3) med bara de metaller som förekommer i båda datamängderna inkluderade, utom aluminium, visar en viss förändring i samvariationen gentemot när alla metaller inkluderades i analysen. Koppar och bly samvarierar fortfarande, men nu också med tenn. Tydligare samvariationer än tidigare syns mellan krom och nickel, samt mellan kvicksilver och kadmium.



Figur 3: Principalkomponent 1 (x) och 2 (y) från PCA-analys av metaller förekommande i båda dataseten, utom aluminium, i blåmusslor 2008-2009 med de olika metallerna inlagda i diagrammet. Svarta punkter markerar provtagningsstationer.

PCA-analysen på datasetet från 2011 (Figur 4) med bara de metaller som förekommer i båda dataseten inkluderade, utom aluminium, visar även den på en viss förändring i samvariationen gentemot när alla metaller inkluderades i analysen. Samvariationen mellan bly och koppar är tydligare medan tenn inte samvarierar lika tydligt som tidigare med krom och molybden. Kvicksilver och kadmium samvarierar heller inte lika tydligt.



Figur 4: Principalkomponent 1 (x) och 2 (y) från PCA-analys av metaller förekommande i båda dataseten, utom aluminium, i blåmusslor 2011 med de olika metallerna inlagda i diagrammet. Svarta punkter markerar provtagningsstationer.

3.5 GIS-analys

De metaller jag valt att fokusera GIS-analysen på är främst koppar och bly eftersom dessa uppvisar kraftigt förhöjda värden gentemot tidigare studier och jämförvärden, och eftersom de samvarierar tydligt i PCA-analysen. Jag har också analyserat tenn och zink, eftersom dessa både uppvisar förhöjda värden och dessutom samvariation med koppar och bly i PCA-analysen.

Bilaga 3 visar kopparhalterna 2008-2009. De högsta halterna återfinns i området runt södra varvsudden (strax nedanför centrum av kartan) samt i småbåtshamnen öster om varvsudden (markerat som fritidsbebyggelse på kartan). Samma ungefärliga fördelning gäller även för blyhalterna 2008-2009 (Bilaga 4) och för tennhalterna 2008-2009 (bilaga 5), även om det finns höga halter av tenn även på Gipsön (sydväst om varvsudden) samt i hamninloppet nordväst om varvsudden.

Bilaga 6 visar kopparhalterna 2011, där de högsta halterna tydligt återfinns i och kring södra hamnbassängen på varvsudden. En liknande trend uppvisar blyhalterna 2011 (Bilaga 7), men med höga halter även en bit norr om södra hamnbassängen samt i småbåtshamnen. Även zinkhalterna 2011 är högst i och kring södra hamnbassängen på varvsudden (Bilaga 8). Tennhalterna 2011 (Bilaga 9) har en liknande fördelning som 2008-2009 med högst halter kring södra hamnbassängen på varvsudden och i anslutning till småbåtshamnen.

4. Diskussion

4.1 Tidigare studier

Jämförelserna med tidigare analyser från området visade att halterna av koppar, bly och zink inne i Landskrona är högre än halterna från den mätstation några kilometer ut i Öresund där tidigare mätningar gjorts. Detta tyder på att de förhöjda metallhalterna inne i Landskrona orsakas av lokala utsläppskällor. Detta resonemang stöds av Julshamn och Grahl-Nielsen (1996), som visade att blåmussla är en lämplig indikatorart för att påvisa en gradient av minskande metallföroreningar med ökat avstånd från en punktkälla.

Halterna för arsenik, kadmium, kobolt och nickel är också något förhöjda jämfört med de tidigare mätningarna ute i Lundåkrabukten, även om skillnaderna inte är lika stora som för koppar, bly och zink.

4.2 Jämförvärden och klassificering

Vid en analys med hjälp av jämförvärden blir slutsatsen att den akvatiska miljön i Landskrona är förorenad av flera olika metaller. Det är främst koppar, bly, nickel och tenn som uppvisar mycket stora avvikelser från jämförvärdena.

Eftersom blåmusslor används som livsmedel finns det anledning att relatera metallhalterna i denna studie till de gränsvärden som EU-kommissionen fastställt för främmande ämnen i livsmedel i förordningen 1881/2006 (Europeiska kommissionen 2006). I förordningen anges gränsvärden för metallhalter i musslor för tre metaller: bly, kadmium och kvicksilver. Gränsvärdet för bly i musslor anges till 1,5 µg/g våtvikt. Medianvärdet för bly i båda dataseten i denna studie är 11 µg/g torrsvikt, vilket med en konverteringsfaktor 0,428 (medelvärde av konverteringsfaktorer rapporterade av Ricciardi & Bourget 1998) motsvarar 4,7 µg/g våtvikt. Medianhalten av bly i blåmusslor från Landskrona är alltså mer än dubbelt så hög som gränsvärdet för bly i livsmedel, vilket innebär att musslorna inte är lämpliga som föda för människor. Som tidigare påpekats är maxvärdena på vissa stationer också mycket högre än medianvärdet, vilket ytterligare understryker musslornas olämplighet som föda. Gränsvärdet för kadmium i musslor anges i förordningen till 0,5 µg/g våtvikt. Medianhalterna för kadmium i de båda dataseten i denna studie är 1,4 respektive 1,3 µg/g

torrvikt, som med ovanstående konverteringsfaktor 0,428 motsvarar 0,60 respektive 0,56 µg/g våtvikt. Även medianhalterna av kadmium i musslorna överskrider alltså gränsvärdena för kadmium i livsmedel vilket ytterligare motiverar att musslorna är olämpliga som människoföda. För kvicksilver anges gränsvärdet i musslor till 0,5 µg/g våtvikt. Medianhalterna i de båda dataseten i denna studie är 0,27 respektive 0,2 µg/g torrvikt, vilket med samma konverteringsfaktor som för bly och kadmium motsvarar 0,12 respektive 0,09 µg/g våtvikt. Medianhalterna av kvicksilver i musslorna är alltså lägre än gränsvärdet, så om hänsyn togs enbart till kvicksilverhalterna skulle musslorna anses säkra att konsumera. Den sammantagna bedömningen blir dock att halterna av bly och kadmium gör musslorna olämpliga som människoföda.

Resultaten visar också att analyser med utgångspunkt från jämförvärden och klassificering av avvikelser enligt Naturvårdsverkets metod får olika utslag beroende på om jämförvärden från Östersjön eller Västerhavet används. Skillnaderna är tydligast för koppar, nickel, bly och tenn. Detta överensstämmer med Phillips (1979), som fann högre halter av zink, kadmium, bly och järn i blåmusslor från södra Östersjön än i musslor från Öresund. Denna skillnad förklarades av författaren med att de växtplankton som utgör musslors största födointag får en kraftigare negativ laddning när salthalten i det omgivande vattnet minskar, vilket ger dem en starkare affinitet för de positivt laddade metalljonerna. Planktonalgerna får på så sätt högre halter av metaller vilket resulterar i högre halter även i blåmusslor i mindre salt vatten än i saltare vatten (Phillips 1979).

För att få en så korrekt klassificering av mätvärden som möjligt bör alltså jämförvärden väljas utifrån de lokala förutsättningarna vid provtagningsstationerna. I Öresund innebär detta en speciell svårighet, eftersom området utgör en övergångszon mellan det saltare vattnet i Kattegatt och det mindre salta vattnet i Östersjön. Generellt skiktas Öresunds vatten i ett saltare och därmed tyngre bottenskikt, och ett mindre salt och därmed lättare ytskikt med ett gränsområde ("språngskikt", eller "haloklin") som skiljer de båda vattenmassorna åt. Oftast ligger haloklinen i Öresund mellan 10-15 meters djup (Länsstyrelsen 2014). Eftersom mätvärdena i denna studie kommer från blåmusslor insamlade på ner till 8 meters djup torde musslorna ha omgivits av vatten från det mindre salta ytskiktet, ett argument för att jämförvärden från Östersjön snarare än Västerhavet bör användas vid avvikelseklassificering av materialet i denna studie. Salthalten i vattnet kan dock påverkas av flera faktorer, som vertikal mixning av vattnet på grund av vindförhållanden, eller tillflöde av sötvatten från vattendrag eller ytavrinning från land (Phillips 1979), varför mätningar av salthalten vid provtagningsstationerna kan underlätta en korrekt klassificering. När mätdata på salthalter vid provtagningsstationerna saknas kan det vara motiverat att använda de lägre jämförvärdena från

Västerhavet vid avvikelseklassificering, för att göra en konservativ bedömning av föroreningssituationen och inte underskatta eventuella risker för miljön.

Med ett liknande resonemang kan det vara motiverat att inkludera både maxvärden och medianvärden från analyserna i avvikelseklassificeringen. Visserligen torde medianvärdena vara mer representativa för den totala föroreningssituationen, men genom att även inkludera maxvärdena kan en mer konservativ bedömning göras.

4.3 PCA-analys och GIS

Resultaten av PCA-analysen visar på en samvariation mellan koppar och bly i de båda datamängderna. För 2008-2009 syns också en samvariation mellan koppar, bly och tenn, medan det för 2011 syns en samvariation mellan koppar, bly och zink. Enligt Zitko (1994) kan samvariationen mellan metaller i en PCA-analys på metallhalter indikera att metallerna har en gemensam utsläppskälla, en argumentation som stöds av flera studier (Rahman *et al* 2014; Arambarri *et al* 2003; DelValls *et al* 1998; Dwivedi & Vankar 2014). Sådana utsläppskällor kan vara exempelvis punktutsläpp från reningsverk eller industrier eller mer diffusa källor som läckage av båtbottnfärg från fritidsbåtar (DelValls 1998).

GIS-analysen visar att de högsta halterna av koppar, bly, tenn och zink i de båda dataseten återfinns i och kring södra hamnbassängen på varvsudden i Landskrona. Området är ett gammalt industriområde där flera företag har och har haft verksamhet. Lundgren & Svensson (1998) och Carlsson (1995) har sammanställt några av de större industrierna i Landskrona som använder Öresund som recipient för utsläpp av metaller och nämner bland andra Hydro Supra som producerade fosforsyra, Boliden Bergsöe som återvinner metallskrot (främst bilbatterier) och Scandust som återvinner rökgasstoff från stålproduktion. En annan stor verksamhet på varvsudden är företagen inom Oresund Heavy Industries, tidigare Öresundsvärdet, som reparerar och bygger om fartyg, och Oresund Steel Construction som tillverkar stålkonstruktioner (OHIAB 2014).

På varvsudden, i anslutning till småbåtshamnen, finns även utloppet från reningsverket Lundåkraverket där spillvatten från hushåll och industrier i Landskrona kommun leds ut i Öresund efter att ha genomgått mekanisk, biologisk och kemisk rening. Spillvattnet innehåller dock trots rening flera olika metaller i något förhöjda halter (NSVA 2014; NSVA 2012).

Det finns alltså flera olika möjliga källor till metallutsläpp i området, och den samvariation mellan koppar, bly och tenn respektive koppar, bly och zink som PCA-analysen visade kan bero av flera olika utsläppskällor.

Koppar, tenn och zink har alla använts i båtottenfärger, som skydd mot påväxt av havstulpaner och andra marina organismer på fritidsbåtar och kommersiella fartyg (Karlsson *et al* 2010; KEMI 2006). Användningen av många båtottenfärger har dock begränsats genom myndighetsbeslut på grund av deras toxiska effekter på akvatiska organismer (Karlsson *et al* 2010). Tributyltenn (TBT) är förbjudet i Sverige för båtar under 25 meter sedan 1989, och sedan 2008 får inte fartyg målade med TBT anlöpa europeiska hamnar (Skärgårdsstiftelsen 2012). Den vanligaste aktiva komponenten i båtottenfärger är numera koppar, och båttrafik anses som en av de största antropogena kopparkällorna i kustområden (Karlsson *et al* 2010). Eftersom Östersjön anses vara en känsligare miljö är inga kopparbaserade färger tillåtna där för fritidsbåtar eller fartyg under 12 meter (KEMI 2006), men de är fortfarande tillåtna för fritidsbåtar på västkusten eftersom problemet med påväxt av marina organismer är större där (Karlsson *et al* 2010). En ny generation av båtottenfärger är istället baserad på zinkoxid, vilket gör att båttrafik också kan vara en viktig källa till zinkutsläpp i den marina miljön (Karlsson *et al* 2010).

Det är mot denna bakgrund en rimlig tanke att de förhöjda halterna av koppar, tenn och zink åtminstone delvis beror på utsläpp från båtottenfärger. I området finns både det stora varvet Oresund Drydocks som utför målningsarbeten på kommersiella fartyg (ODDAB 2014), och småbåtshamnen Lundåkrahamnen där underhållsarbete, målning och slipning av fritidsbåtar kan förväntas ske (Lundåkrahamnen 2014). PCA-analysen visar på en samvariation mellan tenn, bly och koppar 2008-2009, men 2011 syns bara samvariation mellan bly och koppar, inte med tenn. En möjlig förklaring till detta hade kunnat vara att regleringen av tenn i båtottenfärger har fått ett större genomslag 2011 än 2008-2009. Zink mättes inte 2008-2009, men för 2011 syns en samvariation mellan koppar, bly och zink vilket också kan tolkas som att den ökade användningen av zink i båtottenfärg har fått ett större inflytande på variationen.

4.4 Framtida miljöövervakning i Landskrona

Datan som presenterats i denna studie visar på nyttan av miljöövervakning med indikatororganismer, och nyttan av att ta fram lokal mätdata att sätta i relation till mer övergripande studier i området. För att ytterligare förbättra framtida studier vore det lämpligt att använda samma provtagningplatser och analysera samma metaller i en längre tidsserie av provtagningar, då det

underlättar statistisk bearbetning av materialet. Det hade också varit av värde att studera en gradient ut i Öresund från varvsudden, analogt med Julshamn och Grahl-Nielsen (1996), för att studera metallernas spridning från förmodat utsläppscentra.

Genom att låta provtagningen av musslor innefatta mätningar av abiotiska miljöfaktorer som exempelvis salthalt, temperatur, pH, organiskt innehåll i sediment och partiklar, djup och avstånd från kustlinje kan mer utförliga PCA-analyser av möjliga utsläppskällor göras (se DelValls *et al* 1998).

Det kan också vara av värde att komplettera studierna av blåmussla med studier av andra bioindikatorer (se Phillips 1979). Detta har tidigare gjorts i området av bland annat Lundgren (2011), men en samordning av studierna och fler provtagningsstationer kring Landskrona skulle ge ett datamaterial som medger bättre uttolkning. En anledning att använda fler bioindikatorer är, som nämndes i inledningen, att musslor och andra marina organismer kan reglera upptaget av essentiella metaller men inte icke-essentiella (Amiard *et al* 1987; Amiard-Triquet *et al* 1986). Ett fall av detta är den antagonistiska relationen mellan kvicksilver och selen som Yang *et al* (2008) studerade. Enligt detta resonemang kan musslorna öka sitt aktiva upptag av selen när kvicksilverhalterna är höga för att skydda sig mot skadliga effekter av kvicksilver. Det kan innebära att halterna av selen som uppmäts i blåmussla inte motsvarar de faktiska halterna i miljön utan är ett resultat av musslornas aktiva upptag. Mätdata kan ändå användas för jämförelser mellan studier på blåmussla från olika områden eller mellan tidsperioder, som i denna studie. Att använda fler bioindikatorer och även mäta metallhalter i den abiotiska miljön, till exempel vatten, sediment och suspenderat sediment kan dock ge en mer komplett bild av föroreningssituationen

4.5 Miljövetenskaplig relevans

Resultaten visar att miljöövervakning med musslor ger ett viktigt dataunderlag för att kunna utvärdera tillståndet i den akvatiska miljön. Medan provtagning i vatten endast ger en ögonblicksbild av föroreningsituationen, kan musslor och andra bioindikatorer ge en för riskvärdering mer relevant bild. Återkommande mätningar på flera stationer kan dessutom belysa tidstrender och rumsliga skillnader.

Med hjälp av PCA-analys och GIS-analys kan mätningarna ge indikationer på utsläppskällor och problemområden, något som kan studeras noggrannare i uppföljningsarbeten i samverkan mellan berörda myndigheter, företag och organisationer. Resultatet kan också användas för att utforma rekommendationer till skydd för människors hälsa kring användning av akvatiska organismer som livsmedel.

6. Slutsatser

I detta arbete har jag visat att den akvatiska miljön i Landskrona är kraftigt förorenad av flera metaller, främst koppar och bly men även zink, nickel och tenn. Enligt Naturvårdsverkets metod för avvikelseklassificering är avvikelserna Stora eller Mycket stora för de nämnda metallerna i relation till jämförvärden som ska motsvara icke förorenade områden. Halterna av bly och kadmium i blåmusslor från området är dessutom högre än EU:s gränsvärden för livsmedel, vilket innebär att musslorna är olämpliga som människoföda.

Statistisk analys och GIS-analys av halterna pekar på att metallerna har gemensamma lokala utsläppskällor i anslutning till varvsudden i Landskrona. Där finns flera industrier vars utsläpp kan bidra till de förhöjda halterna, liksom ett utflöde från det kommunala reningsverket. En annan rimlig utsläppskälla är olika båtottenfärger som används på större fartyg vid Oresund Dry Docks (tidigare Öresundsvarvet) och fritidsbåtar i Lundåkrahamnen.

För att skydda människors hälsa och miljön mot skadliga halter av metaller rekommenderar jag fortsatt och utökad miljöövervakning, gärna med fler indikatorarter och kompletterande mätningar av abiota faktorer. Med ett sådant långsiktigt övervakningsprogram kan ansvariga myndigheter mer i detalj identifiera utsläppskällor och i förlängningen komma till rätta med föroreningsproblemet.

7. Tack

Ett stort tack till min externa handledare Olle Nordell på miljöförvaltningen i Landskrona stad som tillhandahållit både dataunderlag och goda råd i arbetet. Ett stort tack också till min interna handledare Olof Regnell vid biologiska institutionen, Lunds Universitet, som med stort engagemang har hjälpt mig att tolka mina resultat, hitta intressanta infallsvinklar och uppmuntrat mig i skrivprocessen.

Ett särskilt tack till Jonas Ardö vid institutionen för naturgeografi och ekosystemvetenskap, Lunds Universitet, för hjälp med datainmatningen i GIS. Tack också till mina studiekamrater Anna Olsson och Sofie Edqvist för god hjälp med GIS.

Ett varmt tack till Erik Pelve för korrekturläsning, statistikhjälp och uppmuntran.

Referenser

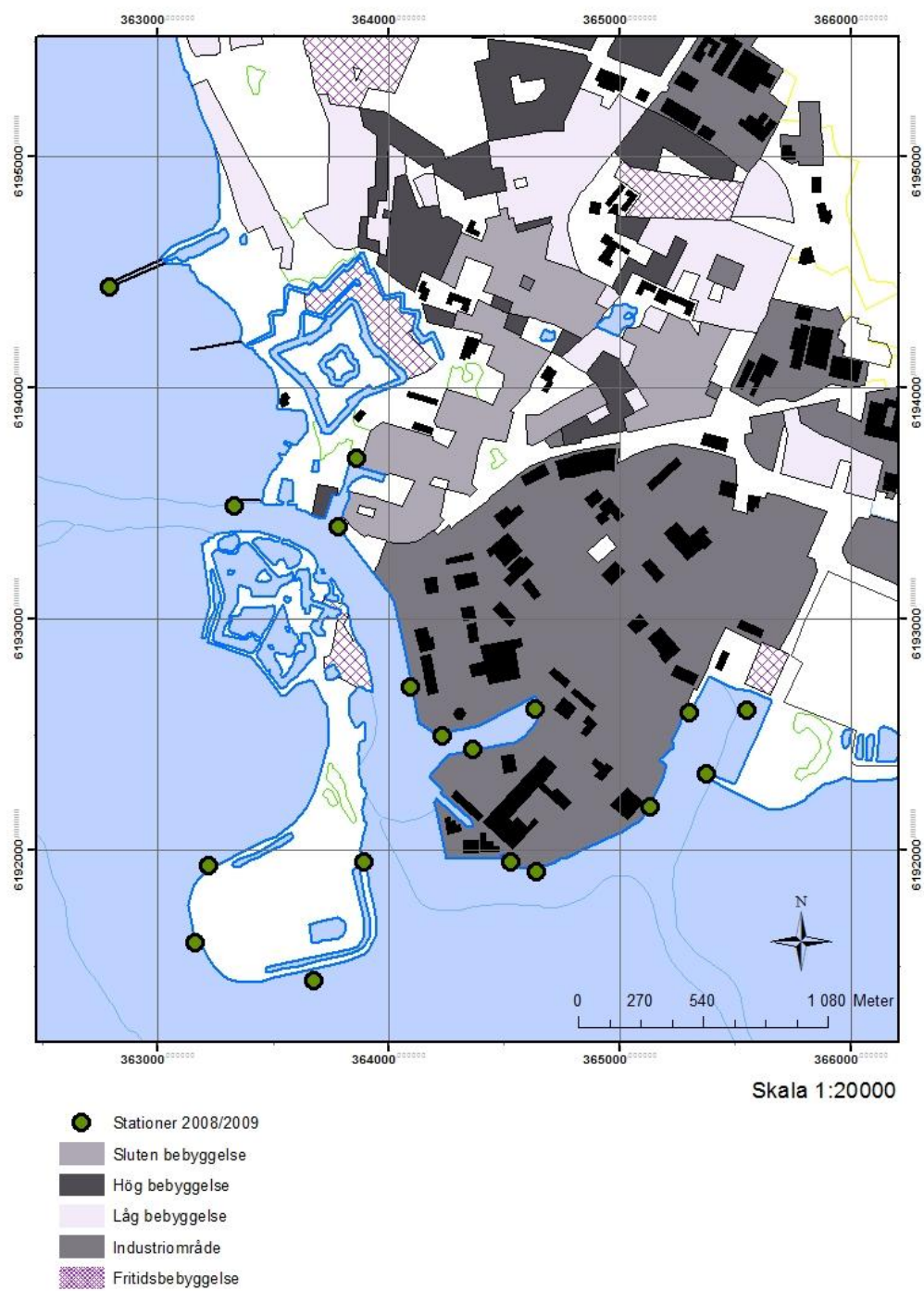
- Amiard, J., Amiard-Triquet, C., Berthet, B. & Metayer, C. 1987. "Comparative-Study of the Patterns of Bioaccumulation of Essential (Cu, Zn) and Nonessential (Cd, Pb) Trace-Metals in various Estuarine and Coastal Organisms", *Journal of experimental marine biology and ecology*, vol. 106, no. 1, pp. 73-89.
- Amiardtriquet, C., Berthet, B., Metayer, C. & Amiard, J.C. 1986. "Contribution to the Ecotoxicological Study of Cadmium, Copper and Zinc in the Mussel *Mytilus-Edulis* .2. Experimental-Study", *Marine Biology*, vol. 92, no. 1, pp. 7-13.
- Arambarri, I., Garcia, R. & Millán, E. 2003. "Assessment of tin and butyltin species in estuarine superficial sediments from Gipuzkoa, Spain", *Chemosphere*, vol. 51, no. 8, pp. 643-649.
- Bellas, J., Ekelund, R., Halldorsson, H.P., Berggren, M. & Granmo, A. 2007. "Monitoring of organic compounds and trace metals during a dredging episode in the Gota Alv Estuary (SW Sweden) using caged mussels", *Water Air and Soil Pollution*, vol. 181, no. 1-4, pp. 265-279.
- Carlsson, L. 1995. "Tungmetaller och andra miljögifter i marin biota i Öresund : en sammanställning". Länsstyr. i Malmöhus län, Malmö.
- DelValls, T.Á., Forja, J.M., González-Mazo, E., Gómez-Parra, A. & Blasco, J. 1998. "Determining contamination sources in marine sediments using multivariate analysis", *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, vol. 17, no. 4, pp. 181-192.
- Dwivedi, A.K. & Vankar, P.S. 2014. "Source identification study of heavy metal contamination in the industrial hub of Unnao, India.", *Environmental monitoring and assessment*, vol. 186, no. 6, pp. 3531-3539.
- Europeiska kommissionen, 2006. "Förordning 1881/2006: Fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel". [<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:02006R1881-20140101&rid=2>], läst 2014-05-19.
- Farrington, J.W., Goldberg, E.D., Risebrough, R.W., Martin, J.H. & Bowen, V.T. 1983. "United-States Mussel Watch 1976-1978 - an Overview of the Trace-Metal, Dde, Pcb, Hydrocarbon, and Artificial Radionuclide Data", *Environmental science & technology*, vol. 17, no. 8, pp. 490-496.
- Gagné, F. & Burgeot, T. 2013. "Bivalves in Ecotoxicology" in *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*, eds. J. Féraud & C. Blaise, Springer Netherlands, pp. 247-258.
- Goldberg, E.D. 1975. "The mussel watch - a first step in global marine monitoring. Marine Pollut.", *IUCN Bull*, vol. 6, no. 7, pp. I-11 I.
- Goldberg, E.D. & Bertine, K.K. 2000. "Beyond the Mussel Watch - new directions for monitoring marine pollution", *Science of the Total Environment*, vol. 247, no. 2-3, pp. 165-174.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., & Ryan, P. D. 2001. "PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis", *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

- Julshamn, K. & Grahl-Nielsen, O. 1996. "Distribution of trace elements from industrial discharges in the Hardangerfjord, Norway: A multivariate data analysis of saithe, flounder and blue mussel as sentinel organisms", *Marine pollution bulletin*, vol. 32, no. 7, pp. 564-571.
- Karlsson, J., Ytreberg, E. & Eklund, B. 2010. "Toxicity of anti-fouling paints for use on ships and leisure boats to non-target organisms representing three trophic levels", *Environmental Pollution*, vol. 158, no. 3, pp. 681-687.
- Kemikalieinspektionen (KEMI), 2006. "Kemiska ämnen i båtottenfärger. Rapport nr 2/06.", [http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Rapporter/Rapport2_06.pdf], läst 2014-05-20.
- Leander, B. 2000. "Undersökningar i Öresund 1999. ÖVF Rapport 2000:1", Öresunds Vattenvårdsförbund, VBB VIAK, Malmö.
- Leander, B. 2003. "Undersökningar i Öresund 2002. ÖVF Rapport 2003:1", Öresunds Vattenvårdsförbund, Sweco VIAK., Malmö.
- Lundgren, F. 2007. "Undersökningar i Öresund 2006: Miljögifter i biota. ÖVF Rapport 2007:7", Öresunds Vattenvårdsförbund, Toxicon AB., Härslöv.
- Lundgren, F. 2011. "Undersökningar i Öresund 2010 : Miljögifter i biota. ÖVF rapport 2011:7", Öresunds Vattenvårdsförbund, Toxicon AB., Härslöv.
- Lundgren, F. & Svensson, M. 1998. "Upptag av tungmetaller i blåmussla (*Mytilus edulis*) : en undersökning av läckage av tungmetaller från Gipsön utanför Landskrona", Examensarbete Biologi, Lunds Universitet, Lund.
- Lundåkrahamnen, 2014. "Lundåkrahamnen", [<http://www.lundakrahamnen.se/>], läst 2014-05-20.
- Länsstyrelsen Skåne, 2014. "Öresund.", [<http://www.lansstyrelsen.se/skane/Sv/samhallsplanering-och-kulturmiljo/planfragor/kartor-och-planeringsunderlag/naturvardsprogram/vattenomrade/marina/Pages/Oresund.aspx>], läst 2014-05-17
- Naturvårdsverket, 1999. "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet: kust och hav. Rapport 4914", Naturvårdsverket Förlag, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 2014a. "Miljömål - Hav i balans och levande kust och skärgård", [<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/10-Hav-i-balans-samt-levande-kust-och-skargard/>], läst 2014-05-20.
- Naturvårdsverket, 2014b. "Miljömål - Giftfri miljö", [<http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/4-Giftfri-miljo/>], läst 2014-05-20.
- Nordvästra Skånes Vatten och Renhållning (NSVA), 2012. "Emissionsdeklaration 2012 Lundåkra", [[http://www.nsva.se/Global/Dokument/Miljorapporter/SMP Miljörapport 2012 Lundåkra ED.pdf](http://www.nsva.se/Global/Dokument/Miljorapporter/SMP_Miljorapport_2012_Lundakra_ED.pdf)], läst 2014-05-19.
- Nordvästra Skånes Vatten och Renhållning (NSVA), 2014. "Lundåkraverket", [<http://www.nsva.se/Om-NSVA/Reningsverk/Lundakraverket/>], läst 2014-05-19.
- Olsson, T. Biologiska Institutionen, Lunds Universitet, tommy.olsson@biol.lu.se.

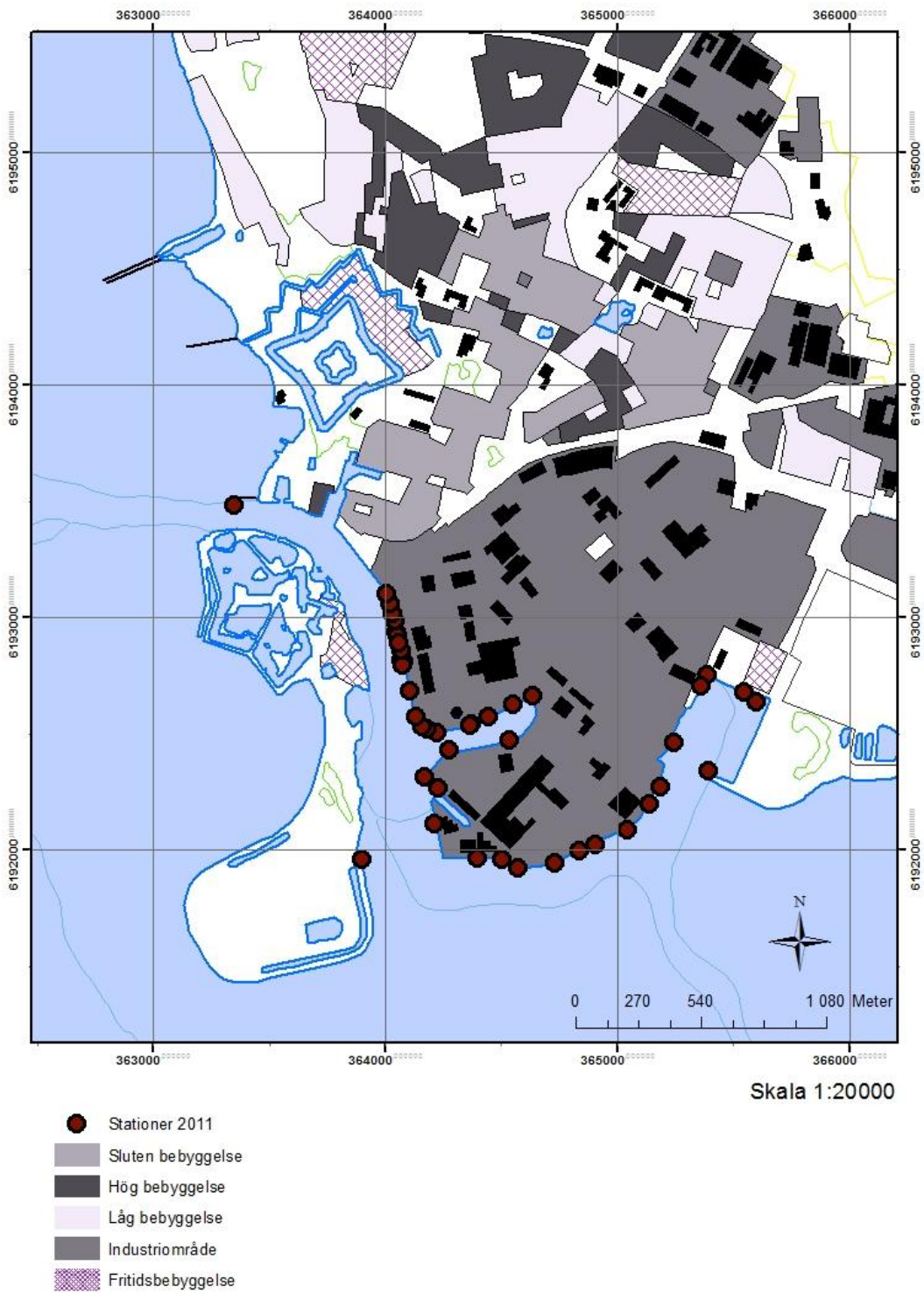
- Oresund Drydocks (ODDAB), 2014. "Oresund Drydocks", [<http://www.oddab.eu/varv/>], läst 2014-05-20.
- Oresund Heavy Industries (OHIAB), 2014. "Oresund Heavy Industries", [<http://www.ohiab.eu/>], läst 2014-05-19.
- Phillips, D.J.H. 1979. "Trace metals in the common mussel, *Mytilus edulis* (L.), and in the alga *Fucus vesiculosus* (L.) from the region of the sound (Öresund)", *Environmental Pollution (1970)*, vol. 18, no. 1, pp. 31-43.
- Rahman, M.S., Saha, N., Molla, A.H. & Al-Reza, S.M. 2014. "Assessment of Anthropogenic Influence on Heavy Metals Contamination in the Aquatic Ecosystem Components: Water, Sediment, and Fish", *Soil & Sediment Contamination*, vol. 23, no. 4, pp. 353-373.
- Ricciardi, A. & Bourget, E. 1998, "Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates", *Marine Ecology Progress Series*, vol. 163, pp. 245-251.
- Skärgårdsstiftelsen, 2012. "Lagstiftning", [<http://batmiljo.se/ren-batbotten/batbottenfarger/lagstiftning/>], läst 2014-05-20
- Stankovic, S., Kalaba, P. & Stankovic, A.R. 2014. "Biota as toxic metal indicators", *Environmental Chemistry Letters*, vol. 12, no. 1, pp. 63-84.
- Walker, C.H. 2012. "Principles of ecotoxicology", 4th ed. edn, CRC ; Taylor & Francis, Boca Raton, Fla. : London.
- Yang, D., Chen, Y., Gunn, J.M. & Belzile, N. 2008. "Selenium and mercury in organisms: Interactions and mechanisms", *Environmental Reviews*, vol. 16, pp. 71-92.
- Zitko, V. 1994. "Principal component analysis in the evaluation of environmental data", *Marine pollution bulletin*, vol. 28, no. 12, pp. 718-722.
- Öresunds Vattenvårdsförbund, 2013. "Öresunds Vattenvårdsförbund", [<http://www.oresunds-vvf.se/>], läst 2014-05-17.

Bilagor

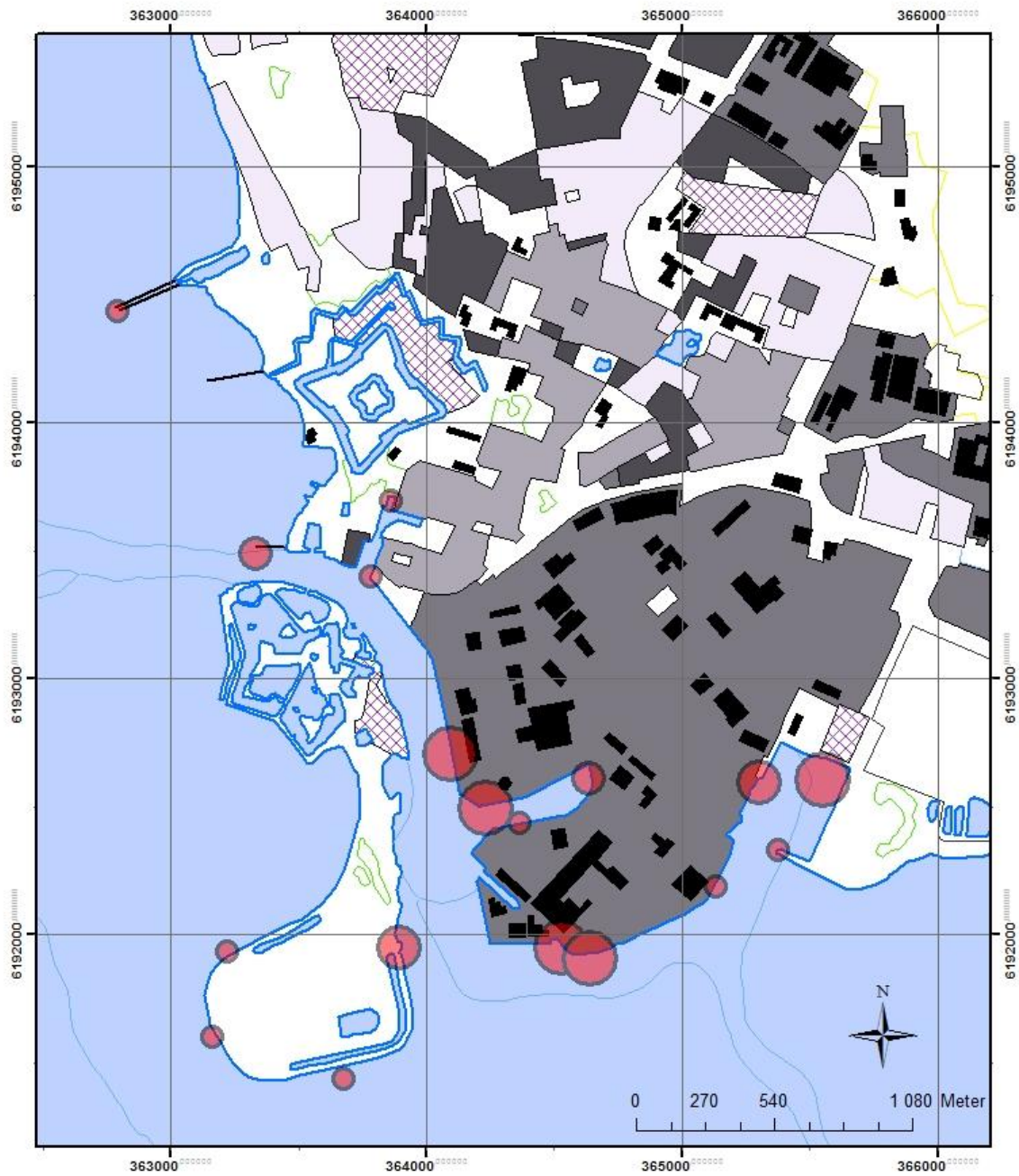
Bilaga 1 – Provtagningsstationer 2008-2009



Bilaga 2 – Provtagningsstationer 2011



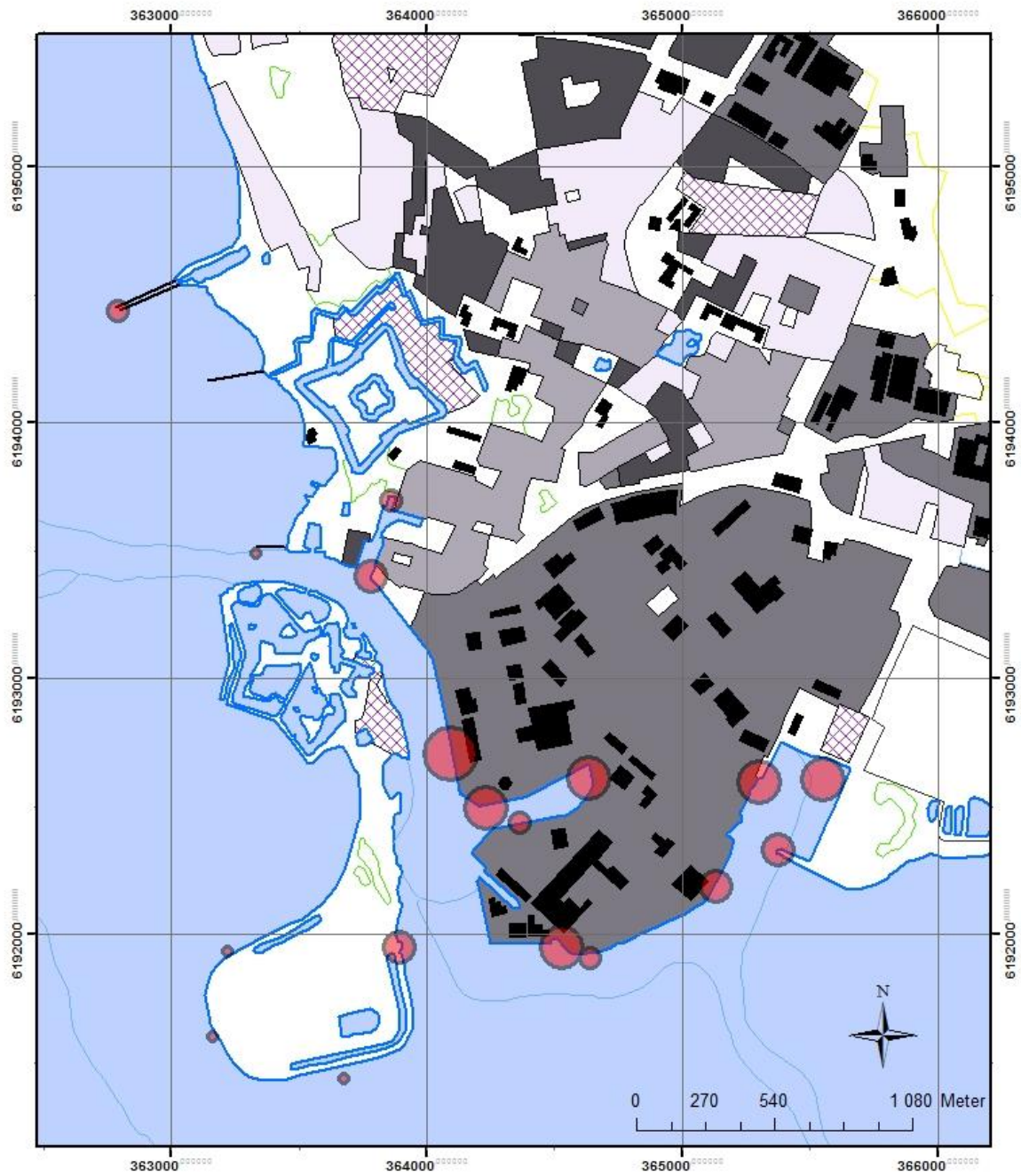
Bilaga 3 – Fördelning av koppar mellan olika stationer 2008-2009



Metallkoncentration 2008-2009 ($\mu\text{g/g TS}$) Skala 1:20000

- | | |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> Sluten bebyggelse Hög bebyggelse Låg bebyggelse Industriområde Fritidsbebyggelse | <p>Cu</p> <ul style="list-style-type: none"> 0 0,001 - 11,2 11,201 - 12,8 12,801 - 13,2 13,201 - 19,3 |
|--|--|

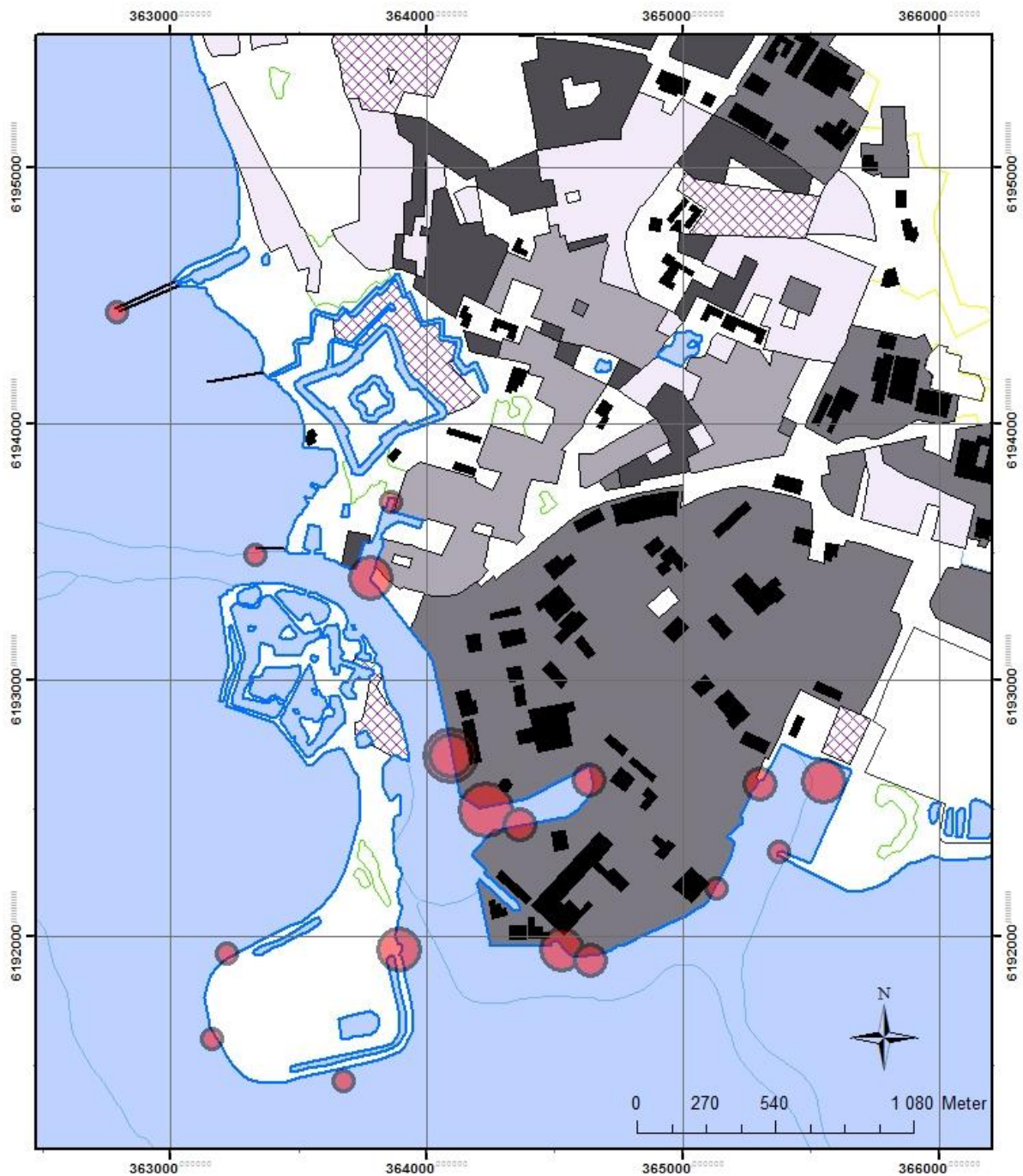
Bilaga 4 – Fördelning av bly mellan olika stationer 2008-2009



Metallkoncentration 2008-2009 ($\mu\text{g/g TS}$) Skala 1:20000

<ul style="list-style-type: none"> Sluten bebyggelse Hög bebyggelse Låg bebyggelse Industriområde Fritidsbebyggelse 	<p>Pb</p> <ul style="list-style-type: none"> 0 - 2,7 2,701 - 9,1 9,101 - 14,7 14,701 - 55 55,001 - 493,9
--	---

Bilaga 5 – Fördelning av tenn mellan olika stationer 2008-2009



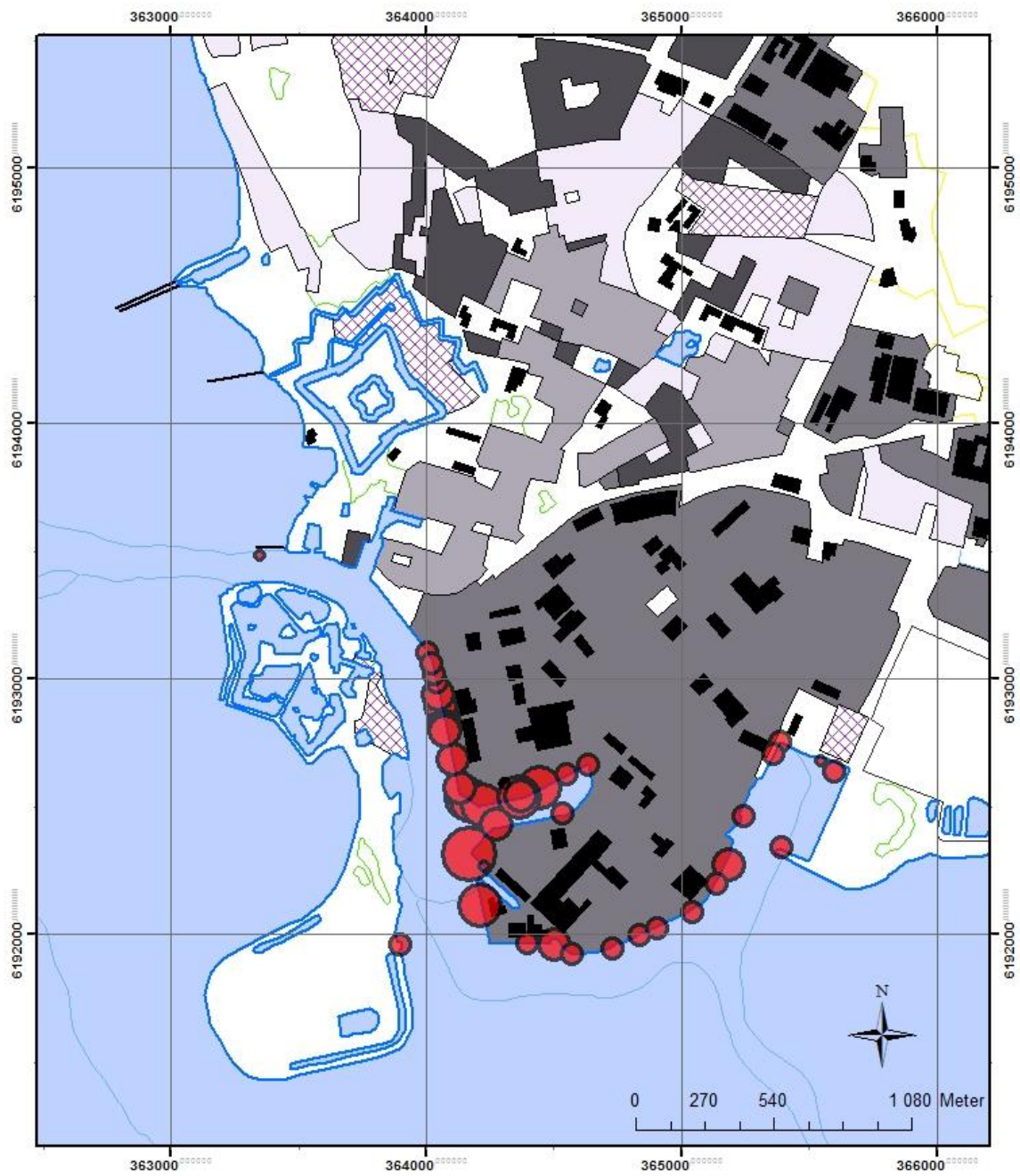
Metallkoncentration 2008-2009 ($\mu\text{g/g TS}$) Skala 1:20000

- Sluten bebyggelse
- Hög bebyggelse
- Låg bebyggelse
- Industriområde
- Fritidsbebyggelse

Sn

- 0
- 0,001 - 0,2
- 0,201 - 0,32
- 0,321 - 0,5
- 0,501 - 1,08

Bilaga 6 – Fördelning av koppar mellan olika stationer 2011



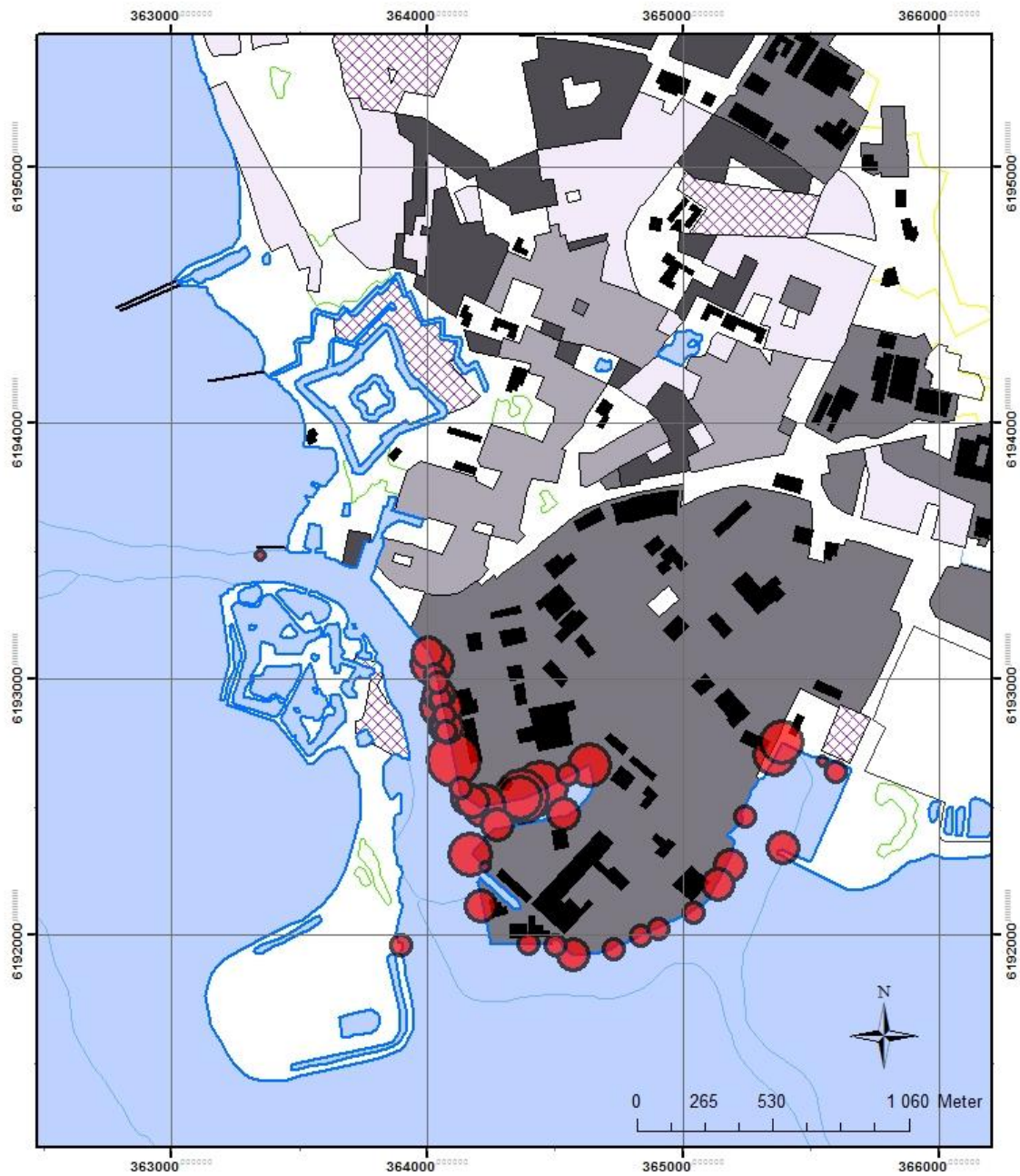
Metallkoncentration 2011 ($\mu\text{g/g TS}$)

Skala 1:20000

- Sluten bebyggelse
- Hög bebyggelse
- Låg bebyggelse
- Industriområde
- Fritidsbebyggelse

- Cu**
- 0
 - 0,001 - 11,4
 - 11,5 - 25
 - 25,1 - 39,6
 - 39,7 - 68,7

Bilaga 7 – Fördelning av bly mellan olika stationer 2011



Metallkoncentration 2011 ($\mu\text{g/g TS}$)

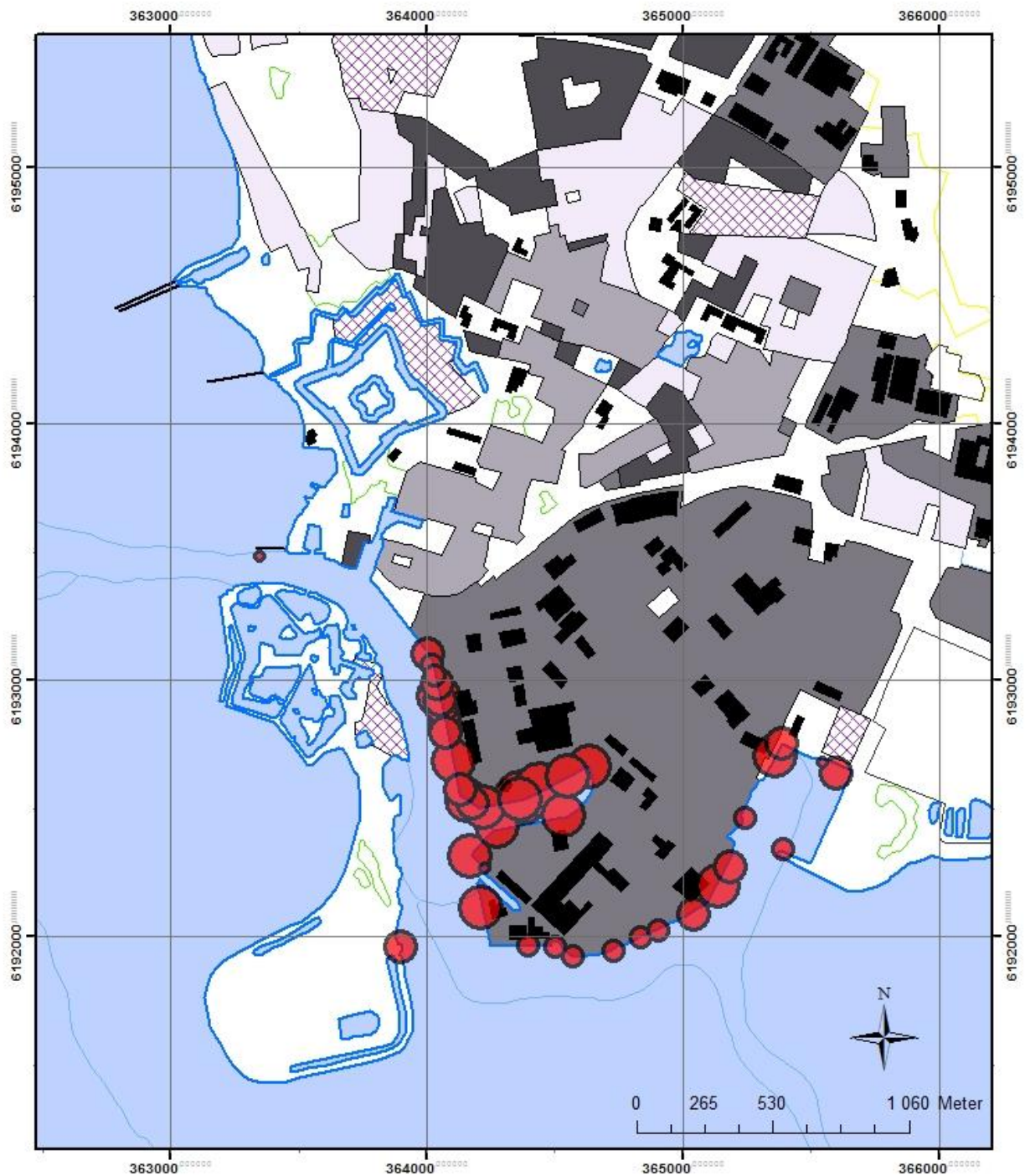
Skala 1:20000

- Sluten bebyggelse
- Hög bebyggelse
- Låg bebyggelse
- Industriområde
- Fritidsbebyggelse

Pb

- 0
- 0,001 - 9,6
- 9,61 - 14,5
- 14,6 - 19,2
- 19,3 - 26,2

Bilaga 8 – Fördelning av zink mellan olika stationer 2011



Metallkoncentration 2011 ($\mu\text{g/g TS}$)

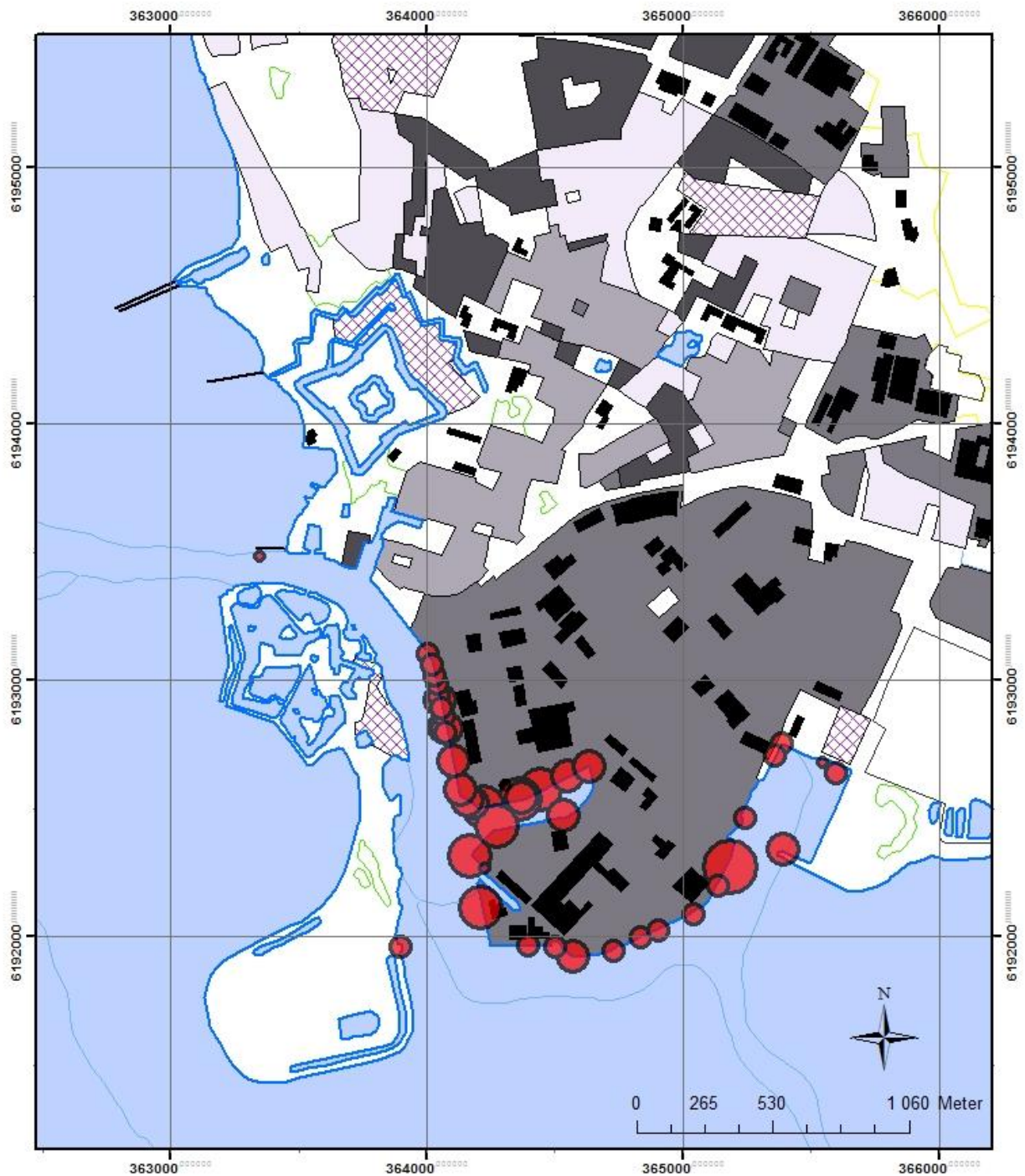
Skala 1:20000

- Sluten bebyggelse
- Hög bebyggelse
- Låg bebyggelse
- Industriområde
- Fritidsbebyggelse

Zn

- 0
- 0,001 - 124
- 125 - 197
- 198 - 292
- 293 - 472

Bilaga 9 – Fördelning av tenn mellan olika stationer 2011



Metallkoncentration 2011 ($\mu\text{g/g TS}$)

Skala 1:20000





LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning

Centrum för klimat- och
miljöforskning

Ekologihuset

22362 Lund