



Miljögiftssituationen i Skånes vatten – Ett underlag och en analys av den kemiska statusklassningen enligt EU:s vattendirektiv

Gustaf Boström

2013

Miljövetenskap

Examensarbete för masterexamen 30 hp

Lunds universitet

LUNDS UNIVERSITET

MILJÖGIFTSSITUATIONEN I SKÅNES VATTEN

EXAMENSARBETE FÖR MASTERSEXAMEN I
MILJÖVETENSKAP PÅ LUNDS UNIVERSITET



Sanering av Risebergabäcken, Malmö, efter utsläpp av förorenat dagvatten

GUSTAF BOSTRÖM

2013-06-14

Extern Handledare: Pardis Pirzadeh, Länsstyrelsen i Skåne län

Intern handledare: Olof Berglund, Akvatisk ekologi på Lunds universitet

SAMMANFATTNING

Enligt EU:s ramdirektiv för vatten så ska alla medlemsstater förvalta sitt vatten så att man behåller eller förbättrar vattenkvaliteten och en stor del i detta arbete är den kemiska och ekologiska statusklassningen av alla vattenförekomster vilket bedrivs av länsstyrelserna. I denna rapport tar jag fram ett underlag åt Länsstyrelsen i Skåne län för den kemiska och ekologiska statusklassningen med avseende på tungmetaller och de organiska miljögifterna TBT och PAH. Rapporten innehåller även en kritisk analys av metoden för vattenförvaltningen och vad man bör tänka på när man tolkar data. Jag konkluderar att dataunderlaget för statusklassningen är bristfälligt både på grund av att data saknas för många vattenförekomster och ämnen, samt att stickproven i många fall är för små. Miljöövervakningen bör anpassas till att framställa data som uppfyller vattendirektivets krav. Jag föreslår vidare ett sätt att gå till väga och vad man bör tänka på då man har ett litet dataunderlag för statusklassningen, detta genom att ta hänsyn till osäkerheter i mätningar och stickprov och genom att behandla mätdata som att de är stickprov från en lognormal fördelning istället för en normalfördelning.

ORD OCH FÖRKORTNINGAR

BLM – Biotillgänglighetsmodell (Biotic Ligand Model)

DOC – Löst organiskt kol (Dissolved Organic Carbon)

HAV – Havs- och vattenmyndigheten

MIFO – Metod för inventering av förorenade områden

MKN – Miljökvalitetsnorm

AA – Årsmedelvärde (Annual Average)

MAC – Maximal tillåten koncentration (Maximum Allowable Concentration)

NVV – Naturvårdsverket

PAH – Polycykliska aromatiska kolväten

PRIO – Prioriterade ämnen enligt EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG)

SFÄ – Särskilda förorenande ämnen, enligt Naturvårdsverkets rapport nr 5799

SGU – Sveriges Geologiska Undersökning

SLU – Sveriges Lantbruksuniversitet

SRK – Samordnad recipientkontroll

TBT – Tributyltenn, en organisk tennförening

USEPA – Amerikanska motsv. till Naturvårdsverket (United States Environmental Protection Agency)

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Inledning.....	1
2. Bakgrund	2
2.1 EU:s ramdirektiv för vatten	2
2.2 Avgränsningar	3
3. Metod.....	4
3.1 Datainsamling.....	4
3.2 Statusklassning	4
4. Övervakningsprogram	10
4.1 Nationell miljöövervakning.....	10
4.2 Samordnad recipientkontroll (SRK).....	11
5. Undersökta ämnen	12
5.1 Koppar	12
5.2 Zink	14
5.3 Kvicksilver	17
5.4 Nickel	20
5.5 Bly	21
5.6 Krom.....	24
5.7 Kadmium	25
5.8 Tributyltenn (TBT).....	28
5.9 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).....	29
6. Analys av metoden	33
6.1 @Risk-modellering	34
7. Diskussion	39
Referenslista	43
Bilaga 1.....	45
Bilaga 2.....	46
Koppar	46
Zink	47
Kvicksilver	48
Nickel	49
Bly	50
Krom.....	51
Kadmium.....	52

1. INLEDNING

Vi lever i ett kemikaliesamhälle, vare sig vi vill det eller inte. Kemikalieinspektionen har mer än 12 000 ämnen registrerat i sitt produktregister och ännu fler ämnen finns ute i samhället som beståndsdelar i produkter och från importerade varor (Naturvårdsverket 2012). I många fall kommer dessa kemikalier ut i naturmiljön vid någon punkt i deras användning eller då de kasseras. Dessutom sprids ständigt ämnen som bildas oavsiktligt t.ex. vid förbränning och från biltrafik samt som atmosfäriskt nedfall, även med ursprung från andra länder. Dessa miljögifter är ett allstädes närvarande problem som bara tycks få ökad uppmärksamhet och relevans i såväl media som inom arbetet för en bättre miljö. Denna uppmärksamhet är viktig för att öka medvetenheten och prioritera arbetet om vi ska kunna komma tillrätta med de problem som finns med miljögifters spridning. Myndigheternas arbete med miljögiftsproblemet regleras av det nationella miljömålet ”Giftfri miljö” vilket Kemikalieinspektionen har det övergripande ansvaret för men Länsstyrelserna konkretiserar i sina respektive län. Vatten är en viktig spridningsväg för miljögifter och det akvatiska systemet är dessutom känsligt för miljögifternas effekter och av dessa anledningar är miljöövervakningen och åtgärder för vatten en viktig del av strävan för att nå miljömålet ”Giftfri miljö”.

I denna rapport undersöker jag hur miljögiftssituationen ser ut i Skånes vatten. Arbetet har genomförts på Miljö- och vattenstrategiska enheten på Länsstyrelsen i Skåne län som en del i deras arbete med vattenförvaltning. Arbetet har bestått av två delar: till att börja med har en stor del av arbetet utgjorts av att ta fram ett underlag till kemisk statusklassning enligt EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) vilket är Länsstyrelsens metod för uppföljning av miljögifter i vatten. Detta har genomförts genom att sammanställa och tolka miljöövervakningsdata av vatten, sediment och biota för sjöar, vattendrag och kuststräckor och genom att relatera detta till EU:s ramdirektiv för vatten. Andra delen av rapporten består av en analys av den metod som förespråkas och tillämpas inom vattenförvaltningen samt vilka krav detta bör ställa på miljöövervakningen. Här utreder och analyserar jag de data som typiskt finns tillgängliga när man ska göra en kemisk statusklassning. Är dessa data tillräckliga för ett säkert beslut och vad bör man tänka på när man drar slutsatser utifrån ett bristfälligt dataunderlag?

2. BAKGRUND

2.1 EU:S RAMDIREKTIV FÖR VATTEN

Enligt EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG), härnäst kallat ”vattendirektivet”, ska varje medlemsland förvalta sitt vatten så att man behåller eller förbättrar vattenmiljön. I Sverige genomförs detta arbete, som kallas för ”vattenförvaltningen”, av länsstyrelserna och innefattar kartläggning, målformulering, övervakning av miljötillståndet och utformning av åtgärdsprogram och förvaltningsplaner. Arbetet bedrivs i cykler på 6 år och den nuvarande cykeln sträcker sig från 2009 till 2015. För länsstyrelsen innebär detta bland annat att kemisk ytvattenstatus ska klassificeras innan november 2013 vilket är vad detta examensarbete ämnar utgöra ett underlag till. I dotterdirektivet till vattendirektivet (direktiv 2008/105/EG) regleras miljökvalitetsnormer (MKN) för 33 prioriterade miljöfarliga ämnen och åtta andra förorenande ämnen. Dessa MKN är halter som anses skydda det akvatiska ekosystemet för negativ påverkan och är baserade på vetenskapligt framtagna dataunderlag från toxicitetstest.

Under arbetets gång har det uppdagats att mest miljöövervakningsdata finns tillgänglig för tungmetaller. I vattendirektivet finns gränsvärden uppsatta för tungmetallerna kvicksilver, bly, kadmium och krom. För de andra tungmetallerna jag tagit upp i denna rapport, koppar, zink och nickel har gränsvärden tagits från Naturvårdsverkets rapport nr 5799 ”Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen” (Naturvårdsverket 2008). Dessa gränsvärden kallas härnäst för SFÄ.

I vattendirektivet finns miljökvalitetsnormer som inte ska överskridas dels för årsmedelvärden (AA-MKN) och dels högre miljökvalitetsnormer som inte ska överskridas vid någon enskild provtagning (MAC-MKN). På detta sätt ska hänsyn tas både till att temporära extremvärden såväl som lägre koncentrationer under längre tid kan vara skadliga för de akvatiska ekosystemen. I Naturvårdsverket rapport 5799 (2008) finns dock bara ett gränsvärde som inte ska överskridas för årsmedelvärden.

Dessa gränsvärden har naturligtvis olika tyngd när statusklassningen ska utföras. Om vattendirektivets miljökvalitetsnormer överskrids för något ämne på en lokal som är representativ för vattenförekomsten, så ska hela vattenförekomsten klassas med dålig kemisk status. SFÄ kan däremot inte användas med någon direkt verkan för kemisk statusklassning. De kan däremot vägas in som en del vid den ekologiska statusklassningen som också ska utföras inom vattendirektivet. Den ekologiska statusklassningen innefattar dock många andra delar såsom fisk- plankton- och bottenfaunainventering, näringsämnen, hydromorfologi och så vidare. Detta gör att ett överskridande av SFÄ har en mindre påverkan på slutlig ekologisk statusklassning än vad ett överskridande av MKN i vattendirektivet har på kemisk statusklassning.

I samband med statusklassningen ska även en tillförlitlighetsklassning göras för de data som använts. För att data ska vara helt tillförlitliga för en kemisk klassning av en vattenförekomst ska det enligt vattendirektivet

finnas 12 månadsprov under året på en plats som är representativ för vattenförekomsten. Detta torde i praktiken betyda att provpunkten inte ska vara direkt utsatt för något punktutsläpp men inte heller vara en så kallad referenspunkt med endast bakgrundshalter. Överlag är det ofta ett problem att de data som krävs för att göra en tillförlitlig kemisk statusklassning helt efter vattendirektivets anvisningar ofta inte undersöks i den miljöövervakning som utförs av vattenvårdsförbund, vattenråd och kommunala miljöförvaltningar.

2.2 AVGRÄNSNINGAR

Miljögifter är ett brett och något alldagligt begrepp för alla ämnen som kan sägas påverka naturmiljön negativt då de förekommer i för höga koncentrationer. Begreppet kan innefatta industriella kemikalier, bekämpningsmedel, näringsämnen såsom kväve och fosfor, samt grundämnena inklusive metaller. Denna rapport har avgränsats till att undersöka tungmetallerna kvicksilver, bly, koppar, nickel, zink, kadmium och krom samt de organiska föroreningarna tributyltenn (TBT) och gruppen polycykliska aromatiska kolväten (PAH). Då denna rapport görs för Länsstyrelsen i Skåne län så är länsgränsen även den geografiska avgränsningen för rapporten. Tidsavgränsningen för miljöövervakningsdata har satts till 2006-2012 då detta är den senaste perioden i vattenförvaltningen för vilken kemisk och ekologisk statusklassning ska genomföras.

3. METOD

3.1 DATAINSAMLING

Sökandet och sammanställandet av miljöövervakningsdata har varit en stor del i arbetet bakom denna rapport. Dessa data har jag tagit från både regionala, nationella och lokala miljöövervakningsprogram (se kapitel 4) samt från enstaka undersökningar och rapporter som till exempel Länsstyrelsen i Skånes undersökning av kvicksilver i skånska sjöar (Länsstyrelsen i Skåne län 2002) eller Öresund Drydocks sedimentundersökning inför ombyggnad av en kaj i Landskrona. För de etablerade miljöövervakningsprogrammen för vattenundersökning har i många fall data funnits inrapporterad till den nationella datavärden SLU:s databas och har därifrån enkelt kunnat exporteras. I de fall data har saknats i databasen har de fått kompletteras från vattenråds miljörapporter eller genom direkt kontakt med konsulten som genomfört undersökningarna.

För undersökningar i sediment och biota har jag främst hämtat data från kustvattenrådets återkommande rapportering av miljögifter i sediment och biota och dessa data har hämtats från kustvattenrådets hemsida eller från konsulten som genomfört undersökningarna. Data har även funnits från enskilda sedimentprovtagningar, ofta i samband med muddring av hamnbassänger, ombyggnad av kajer och dylikt. Data har även hämtats från Helsingborgs kustkontrollprogram och Länsstyrelsens beställda rapporter av miljögiftshalter i fisk.

För behandling och sammanställning av de stora datamängderna har jag använt Microsoft Excel 2010 och diagram och statistiska test har tagits fram i IBM SPSS Statistics 21. Kartor över statusklassning av lokaler har tagits fram med ESRI ArcGIS 9.3.1.

3.2 STATUSKLASSNING

Vattenförvaltningens cykel sträcker sig över 6 år och data har samlats in för denna period. MKN i vattendirektivet och SFÄ-gränsvärden avser ju däremot årsmedelvärden och det är en tolkningsfråga hur man ska behandla de 6 årsmedelvärden man får ut under förvaltningsperioden. Detta är inget som utreds varken i vattendirektivet eller Naturvårdsverkets rapport 5799 och ämnet diskuteras fortfarande av vattenmyndigheterna och Havs- och vattenmyndigheten (HAV). I denna rapport har jag tillämpat en metod där jag tagit ett medelvärde av alla mätningar som gjorts på en provlokal under hela 6-årsperioden. Man kan också tänka sig att anpassa metoden så att de senaste åren skulle väga tyngre eller tillämpa principen ”faller en, faller alla” alltså att det räcker att ett årsmedelvärde under den senaste 6-årsperioden överskrider för att status för vattenförekomsten ska sänkas.

SÖTVATTEN

De flesta gränsvärdena i vattendirektivet avser halter i vattenfas och sötvatten är den matris som flest miljöövervakningsprogram kontrollerar. Därför förutspåddes att den kemiska statusklassningen utifrån prover i sötvatten skulle bli enklast att genomföra. Det fanns dock många hinder på vägen till att använda dessa data i statusklassningen. Till att börja med fanns det, i insamlade data värden som låg under detektionsgränsen för laboratoriets tester. Dessa data behandlades genom att använda verktyget proUCL 4.1 utvecklat av USEPA (2012) som genererar värden mellan 0 och detektionsgränsen utifrån fördelningen av de andra koncentrationer som uppmätts. Värden under detektionsgränsen var främst ett problem för kvicksilver men även zink, koppar, bly och kadmium hade enstaka värden under detektionsgränsen. Denna metod för värden under detektionsgränsen valdes för att den är mer realistisk än de vanligtvis föreslagna metoderna att sätta värdet till 0 eller halva detektionsgränsen, eller ta bort mätningen helt. Ifall värdet sätts till 0 så förskjuter det medelvärdet nedåt och en koncentration av miljögifter är i stort sett aldrig 0, särskilt inte när det gäller tungmetaller som förekommer naturligt i miljön. Ifall värdet sätts till halva detektionsgränsen kommer man att få en pik i ett histogram eller en sannolikhetsfördelning vid detta värde vilket ställer till med problem ifall man vill utforska data med histogram eller sannolikhetsfördelningar. Slutligen, ifall mätningen tas bort helt kommer man att förlora värdefull information om att koncentrationen vid mätningen var låg. Alla dessa metoder kommer också att påverka medelvärde och standardavvikelse. Eftersom denna metod bara simulerar fram mycket låga värden så har den inte fått någon lokal att ändras till att klassas som dålig status eller överskrida SFÄ. Metoden är utvecklad av en trovärdig myndighet och för mer information hänvisas till dess hemsida: <http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm>

Nästa problematik angående insamlad data var att miljöövervakningen i Skåne dessutom mäter totalhalter av metaller istället för den lösta halten (filtrerad genom ett 45 µm filter) som MKN i vattendirektivet avser. Detta var ett svårt problem att komma runt men Köhler (2010) har genomfört en studie för SLU där han visar att lösta fraktionen av metaller är hög i svenska ytvatten, mellan 61-100 % av totalhalten. Variationen inklusive mätosäkerheten är dessutom större än skillnaden mellan löst halt och totalhalt för många av metallerna. I teorin bör dock totalhalten alltid vara högre än den lösta halten vilket leder till att användande av totalhalten ger ett så kallat "worst-case scenario" och därmed ett högre skydd för miljön. Utifrån detta används totalhalten i denna rapport.

Biotillgängligheten och därigenom toxiciteten av många av tungmetallerna är dessutom beroende av abiotiska faktorer som pH, DOC och hårdhet och därför så måste hänsyn tas till detta vid riskanalysen (Bio-met 2013). För detta har jag använt en så kallad Biotic Ligand Model (BLM) och denna simulerar biotillgängligheten av metallen utifrån pH, DOC och vattnets hårdhet. Denna modell är dock bara utvecklad för zink, nickel och koppar i dagsläget och för övriga metaller används totalhalter vilket återigen bör ge ett högre skydd för miljön.

Det sista steget som förespråkas av vattenförvaltningens metodik innan uppmätta koncentrationer kan jämföras med MKN eller SFÄ är att subtrahera kända bakgrundskoncentrationer. Detta förfarande bygger på antagandet att miljön i fråga har utvecklats med en viss bakgrundskoncentration av ämnet och därför är bara en koncentration som överskrider bakgrunden en risk för ekosystemet, så kallad adderad risk (Naturvårdsverket 2008).

När så dessa steg gått genom så jämförs halten med MKN i vattendirektivet eller SFÄ i NVV:s rapport 5799. I fallet med de prioriterade ämnena i vattendirektivet klassas en vattenförekomst som dålig kemisk status om något ämne överskrider MKN. I fallet med SFÄ så vägs resultatet in i den ekologiska statusklassningen för vattenförekomsten.

SEDIMENT

Miljöövervakning i sediment kan ge en bild av hur föroreningshalter har varierat under en längre tid till skillnad från vattenmätningar som ger mer av en ögonblicksbild av exponeringen. Inom kustvattenråden provtas sediment eftersom det anses ge en mer rättvisande bild än vattenmätningar då koncentrationer i kustvatten kan variera kraftigt beroende på väder, vindriktning och så vidare. I vattendirektivet finns dessvärre inte gränsvärden för sediment men det finns ett visst stöd för att använda mätningar i andra matriser om nationella myndigheter beslutar det och ifall de ger åtminstone samma skydd som fastställda MKN. Länsstyrelsen har ännu inte fått klara direktiv för huruvida dessa mätningar får användas i statusklassningen men om de i slutändan inte får det så kan de ändå användas som underlag i riskklassningen för vattenförekomsten som utförs parallellt.

För detta ändamål så jämförde jag data från sedimentundersökningar i kustvatten med bakgrundsvärden från Naturvårdsverkets rapport 4914, Bedömningsgrunder för miljökvalitet Kust och hav (1999a) för att ge en klassning av hur förhöjda halterna är jämfört med bakgrundsvärden. Klasserna är alltså inte direkt relaterade till risker för organismer utan är snarare en fingervisning om var förhöjda halter finns. Jag dividerade de uppmätta halterna i Skåne med dessa bakgrundsvärden för att få en riskkvot och denna kvot jämfördes sedan med klassindelningar från samma rapport (tabell 1).

Tabell 1 Avvikelseklassning för tungmetaller i marina sediment enligt Naturvårdsverkets rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljökvalitet Kust och hav.

Ämne	Jämförvärde (bakgr.värde) mg/kg torrsvikt	Klass 1 obetydlig avvikelse	Klass 2 liten avvikelse	Klass 3 tydlig avvikelse	Klass 4 stor avvikelse	Klass 5 mycket stor avvikelse
Kadmium	0,2	≤1,0	1,0-2,5	2,5-6,0	6,0-15	>15
Krom	40	≤1,0	1,0-1,2	1,2-1,5	1,5-1,8	>1,8
Koppar	15	≤1,0	1,0-2,0	2,0-3,3	3,3-5,3	>5,3
Kvicksilver	0,04	≤1,0	1,0-3,0	3,0-10	10-25	>25
Nickel	30	≤1,0	1,0-1,5	1,5-2,2	2,2-3,3	>3,3
Bly	25	≤1,0	1,0-1,6	1,6-2,6	2,6-4,4	>4,4
Zink	85	≤1,0	1,0-1,5	1,5-2,4	2,4-4,2	>4,2

Halterna har även jämförts direkt med de norska bedömningsgrunderna från Norska statens föroreningstillsyn (2007) (tabell 2) för att ge en nyanserad bild utifrån olika bedömningsgrunder. Generellt kräver de norska klasserna högre koncentrationer för att uppnå de högsta klasserna. Dessa klassindelningar är dock framtagna baserat på toxicitetsdata och gränsen mellan klass 2 och klass 3 ska motsvara AA-MKN i vattendirektivet medan gränsen mellan klass 3 och klass 4 motsvarar MAC-MKN. Detta, samt att de norska bedömningsgrunderna är betydligt nyare än NVV (1999a) gjorde att jag beslutade att använda de norska bedömningsgrunderna för klassningen av halter av metaller i sediment i denna rapport.

Tabell 2 Klassning av halten tungmetaller i marina sediment enligt Norska statens föroreningstillsyn (2007) Rapport 2229: Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

Ämne (mg/kg torrsvikt)	Klass 1 Bakgrunn	Klass 2 God	Klass 3 Moderat	Klass 4 Dålig	Klass 5 Svært dålig
Kadmium	<0,25	0,25-2,6	2,6-15	15-140	>140
Krom	<70	70-560	560-5900	5900-59000	>59000
Koppar	<35	35-51	51-55	55-220	>220
Kvicksilver	<0,15	0,15-0,63	0,63-0,86	0,86-1,6	>1,6
Nickel	<30	30-46	46-120	120-840	>840
Bly	<30	30-83	83-100	100-720	>720
Zink	<150	150-360	360-590	590-4500	>4500

För de få undersökningar som gjorts av sediment i sjöar har bedömningsgrunder tagits från Naturvårdsverkets rapport 4913, Bedömningsgrunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag (1999b) (tabell 3) och samma metodik som för marina sediment har tillämpats.

Tabell 3 Avvikelseklassning för tungmetaller i sjösediment enligt Naturvårdsverkets rapport 4913 Bedömningsgrunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag.

Ämne	Jämförvärde (bakgr.värde) mg/kg torrsvikt	Klass 1 obetydlig avvikelse	Klass 2 liten avvikelse	Klass 3 tydlig avvikelse	Klass 4 stor avvikelse	Klass 5 mycket stor avvikelse
Kadmium	1,4	≤1,0	1,0-5,0	5,0-13	13-23	>23
Krom	15	≤1,0	1,0-2,0	2,0-6,0	6,0-11	>11
Koppar	20	≤1,0	1,0-2,0	2,0-4,0	4,0-7,0	>7,0
Kvicksilver	0,16	≤1,0	1,0-3,0	3,0-8,0	8,0-13	>13
Nickel	10	≤1,0	1,0-2,0	2,0-4,0	4,0-8,0	>8,0
Bly	80	≤1,0	1,0-15	15-45	45-80	>80
Zink	240	≤1,0	1,0-2,0	2,0-5,0	5,0-10	>10

För undersökningar av PAH i sediment användes klassindelningar från norska Klima- och Forurensningsdirektoratet (2012) (tabell 4) som Länsstyrelsen fick ta del av under detta arbetes gång. Dessa klassindelningar är också baserade på ekotoxikologiska data och innefattar fler PAH än vattendirektivets gränsvärden i vatten. Den nyare norska rapporten har ingen klassindelning för summa-PAH16 varför jag tog bedömningsgrund för detta från Norska statens föroreningstillsyn (2007). Man ser ofta att detektionsgränserna för PAH är högre än gränserna för de lägsta klassindelningarna och i dessa fall har jag klassat dem i den högsta klassen de kan falla inom, som ett worst-case scenario. Exempelvis om data redovisats som <100 µg/l TS och klass 4 är 90-9000 µg/l TS så har jag klassat detta som klass 4.

Tabell 4 Klassning av halten PAH i sediment enligt Klima- og forurensningsdirektoratet (2012) TA 3001 Utkast till Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljökvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota samt klassindelningar av summa-PAH 16 från Norska statens forurensningstilsyn (2007) Rapport 2229: Veileder for klassifisering av miljökvalitet i fjorder og kystfarvann. De PAH som märks med * har även MKN enligt vattendirektivet.

Ämne (µg/kg torrsvikt)	Klass 1 Bakgrunn	Klass 2 AA-MKN	Klass 3 Akutt tox med AF	Klass 4 Akutt tox utan AF	Klass 5 Omfattende akutt tox-effekt
Naftalen*	<2	2-27	27-1754	1754-8769	>8769
Acenaftylen	<10	10-33	33-85	85-8500	>8500
Acenaften	<10	10-160	160-290	290-29000	>29000
Fluoren	<10	10-260	260-510	510-51000	>51000
Fenantren	<10	10-500	500-1900	1900-19000	>19000
Antracen*	Det.-gräns 10	4,8	4,8-30	30-300	>300
Fluoranten*	<10	10-117	10-117	117-600	>600
Pyren	<10	10-14	10-14	14-140	>140
Benzo(a)antracen	<10	10-60	60-90	90-9000	>9000
Krysen	<10	10-280	10-280	280-2800	>2800
Benzo(b)fluoranten*	<90	90-140	90-140	140-14100	>14100
Benzo(k)fluoranten*	<90	90-135	90-135	135-13500	>13500
Benzo(a)pyren*	<10	10-180	180-2300	2300-22500	>22500
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	<20	20-63	20-63	63-6300	>6300
Dibenzo(ah)antracen	<12	12-27	27-350	350-35000	>35000
Benzo(g,h,i)perylene*	<18	18-84	84-205	205-2050	>2050
PAH16	<300	300-2000	2000-6000	6000-20000	>20000

BIOTA

Vad gäller undersökningar av biota så är blåmussla den vanligaste matrisen som mäts för miljögiftshalter vid kusten, detta eftersom den är en stationär filtrerare som ackumulerar ämnen och på så vis utgör en tidsintegrerad mätning av miljögiftshalter i vattnet inom ett begränsat område (Kimbrough et al 2008). Inom kustvattenråden förekommer även mätningar av miljögifter i plattfiskan Skrubbskädda i mindre omfattning vilket är positivt då vattendirektivets MKN för kvicksilver avser mätningar i fisk. Vidare har en mätning av kvicksilver i gädda gjorts i 10 insjöar i Skåne (Länsstyrelsen i Skåne län 2002).

Kvicksilverhalter har alltså kunnat jämföras direkt med vattendirektivets MKN för biota. För övriga ämnen har en bedömning gjorts på samma sätt som för sediment. En kvot mellan uppmätta koncentrationer och bakgrundskoncentrationer har delats in i klasser enligt Naturvårdsverkets rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljökvalitet Kust och hav (tabell 5). Dessa klassningar över hur förhöjda halterna är jämfört med bakgrundsvärden kan sedan, precis som sedimentdata, användas för en expertbedömning eller riskklassning av påverkan på vattenförekomsten.

Tabell 5 Avvikelseklassning för tungmetaller i blåmussla enligt Naturvårdsverkets rapport 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav.

Ämne	Jämförvärde (bakgrundsvärde) mg/kg torr vikt	Avvikelseklassning	Klass 1 obetydlig avvikelse	Klass 2 liten avvikelse	Klass 3 tydlig avvikelse	Klass 4 stor avvikelse	Klass 5 mycket stor avvikelse
kadmium	4	kadmium	≤ 1	1,0-1,2	1,2-1,6	1,6-2,0	>2
krom	2	krom	≤ 1	1,0-1,5	1,5-2,0	2,0-3,0	>3
koppar	10	koppar	≤ 1	1,0-1,5	1,5-2,0	2,0-3,0	>3
kvicksilver	0,2	kvicksilver	≤ 1	1,0-2,0	2,0-3,5	3,5-6,0	>6
nickel	4	nickel	≤ 1	1,0-1,4	1,4-1,9	1,9-2,5	>2,5
bly	2	bly	≤ 1	1,0-2,5	2,5-6,0	6,0-15	>15
zink	120	zink	≤ 1	1,0-1,7	1,7-2,5	2,5-4,2	>4,2

4. ÖVERVAKNINGSPROGRAM

I detta kapitel ges en kort genomgång av de viktigaste miljöövervakningsprogrammen varifrån jag samlat data för denna rapport.

4.1 NATIONELL MILJÖÖVERVAKNING

FLODMYNNINGAR

Övervakningsprogrammet flodmynningar syftar till att mäta och övervaka transporten av näringsämnen och metaller till havet genom 47 floder och åar i Sverige. Övervakningen består av månatliga vattenkemiprover på en provpunkt vid respektive flods mynning. I Skåne provtas 5 åar; Helgeån, Skivarpsån, Kävlingeån, Råån och Rönneån. Syftet med programmet är att få en översiktsbild av vilka transporter av utsläpp som åarna för ut till havet. (SLU 2013)

INTEGRERAD KALKEFFEKTUPPFÖLJNING (IKEU)

IKEU är ett program som syftar till att följa upp effekterna från kalkning av sjöar och vattendrag genom biologisk och vattenkemisk provtagning. Programmet ska göra det möjligt att utvärdera huruvida kalkning av vatten återställer dem till ett stadie innan försurning samt om kalkning medför några negativa effekter. I Skåne innefattas 2 sjöar och 5 vattendrag. Utvärderingen av kalkningens effekter ska användas för att ge ansvariga myndigheter en vetenskaplig grund att stå på vid beslut rörande kalkning. (SLU 2013)

TRENDSTATIONER – VATTENDRAG OCH SJÖAR

Miljöövervakningsprogrammen för trendstationer syftar till att ge en bild av den långsiktiga förändringen av miljötillståndet i vattendrag och sjöar som är relativt opåverkade av punktkällor av utsläpp samt intensiv markanvändning. Detta visar trender i miljötillståndet över längre tid och kan även användas som jämförelse med mer påverkade vatten. I sjöarna provtas vattenkemin 3-4 gånger per år och i vattendragen en gång per månad. I Skåne finns 4 trendsjöar och 3 trendvattendrag. (SLU 2013)

REFERENSSJÖAR- OCH VATTENDRAG

Referenssjöarna och referensvattendragen är en del i nationell miljöövervakning och ska vara opåverkade av kalkning så att jämförelse med kalkade sjöar kan göras. Prov på sjöarnas och vattendragens vattenkemi tas 4 gånger per år. Referensstationerna ska, precis som trendstationerna kunna användas för jämförelse med vatten som är mer påverkade av punktkällor (VISS 2013).

OMDREVSSJÖAR

Sedan 2007 har miljöövervakningsprogrammet omdrevssjöar genomförts för att ge en representativ och heltäckande bild av vattenkemin i alla sveriges sjöar >1 ha. Varje år väljs 800 sjöar ut genom stratifierad

slumpning och vattenkemin i dem provtas. Urvalet anpassas så att 60 % av sjöarna ligger i södra Sverige eftersom miljöpåverkan generellt är störst här, både från atmosfäriskt nedfall och från intensiv markanvändning (Grandin 2007). Nästa år väljs 800 nya sjöar och detta pågår i 6 år då man börjar om från början och provtar de första 800 sjöarna igen. Mätvärden från en sjö finns därmed för vart sjätte år. (SLU 2013)

4.2 SAMORDNAD RECIPIENTKONTROLL (SRK)

Recipientkontroll är miljöövervakningsprogram som syftar till att utvärdera miljöeffekter på recipienter som påverkas av utsläpp från olika verksamheter. Verksamheterna är själva ansvariga för att mäta sina utsläpp och recipientkontrollen samordnas oftast eftersom många olika verksamheter påverkar samma recipient. Detta ger därmed den sammanlagda effekten på recipienten. (HAV 2012)

I praktiken utförs SRK ofta av vattenvårdsförbund/vattenråd som består av verksamheter som påverkar vattendraget, tillsammans med kommunerna runtomkring. Dessa anlitar i sin tur konsultföretag som tar prover på vattenkemi och ekologiska parametrar och rapporterar årsvis.

SRK FÖR SÖTVATTEN

Inom Skåne län finns SRK-program för 6 år där metallprovtagning görs; Höje å, Rönne å, Helge å, Skivarpsån, Saxån-Braån och Skräbeån. Vad gäller miljögifter så undersöker dessa SRK-program uteslutande halter av metaller i vattenfas

SRK FÖR KUSTVATTEN

I Skåne finns dessutom 4 miljöövervakningsprogram som hanterar samordnad recipientkontroll för kusten; Nordvästskånes kustvattenkommitté, Öresunds vattenvårdsförbund, Sydkustens vattenvårdsförbund och Vattenvårdsförbundet för västra Hanöbukten. Inom dessa program görs undersökningar av sediment och blåmussla för att övervaka trender i miljögiftsexponering i kustvattnen.

HELSINGBORGS KUSTKONTROLLPROGRAM

Helsingborgs miljöförvaltnings kustkontrollprogram är ett ambitiöst miljöövervakningsprogram med 33 provpunkter för miljögifter som har varit verksamt sedan 1995. Inom programmet tas prover på miljögifter i sediment och blåmussla varje år och det ger därför ett värdefullt dataset för att utvärdera miljögiftsbelastningen på den delen av kuststräckan.

5. UNDERSÖKTA ÄMNEN

I detta kapitel redovisas information ämnesvis om de ämnen som ingått i undersökningen. Kapitlet omfattar allmän information om kemikalien, om dess spridning i Skåne samt en karta över underlaget till statusklassning av vattenförekomster som jag tagit fram. Kartan är en översiktskarta över hela Skåne innefattande undersökningar i vatten, sediment och biota. Bilder i mindre skala på Helsingborg, Malmö och Landskrona redovisas i bilaga 2. Varje kapitel sammanfattas slutligen i en samlad riskbedömning för ämnet i länet.

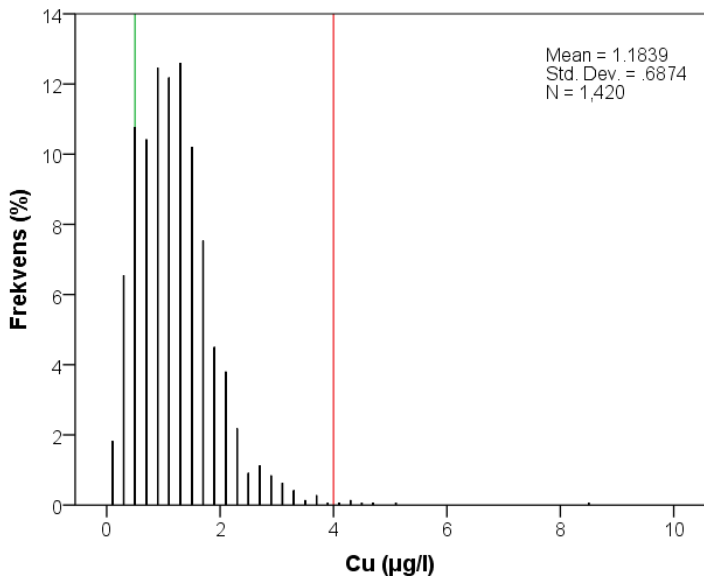
5.1 KOPPAR

Koppar är ett metalliskt grundämne som förekommer naturligt i miljön och är ett essentiellt ämne för såväl människor som andra organismer (IPCS 1998a). Förhöjda koncentrationer i miljön är å andra sidan toxiskt för många organismer och det finns alltså ett intervall av önskvärda kopparkoncentrationer i vattenmiljön (IPCS 1998a). Förhöjda koncentrationer av koppar i miljön kan bero på utsläpp från industrier såsom smältverk, förbränningsanläggningar eller deponier (IPCS 1998a). Den största utsläppskällan i Sverige i dagsläget är dock diffus spridning från vägtrafiken eftersom bilars bromsbelägg ofta innehåller koppar (Naturvårdsverket 2010a). Koppar är ett särskilt förorenande ämne enligt NVV:s rapport 5799 och är därför viktigt för klassningen av ekologisk status enligt vattendirektivet. I figur 1 visas ett histogram och i figur 2 medelvärde med konfidensintervall över de koncentrationer av koppar som uppmätts i Skånes vattendrag och sjöar av de miljöövervakningsprogram som redovisas i kap 4. I tabell 6 redovisas de bakgrundskoncentrationer av koppar som anges i NVV:s rapport 4913.

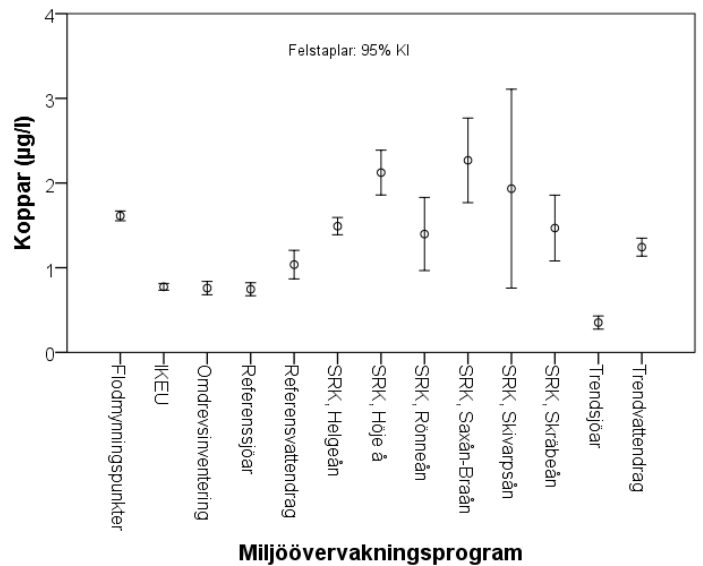
Gränsvärde vatten SFÄ: 4 µg/l

Tabell 6 Bakgrundsvärden av koppar i olika matriser i södra Sverige.

Större vattendrag (µg/l)	Mindre vattendrag (µg/l)	Sjöar(µg/l)	Sediment (mg/kg TS)
1,3	0,5	0,5	20



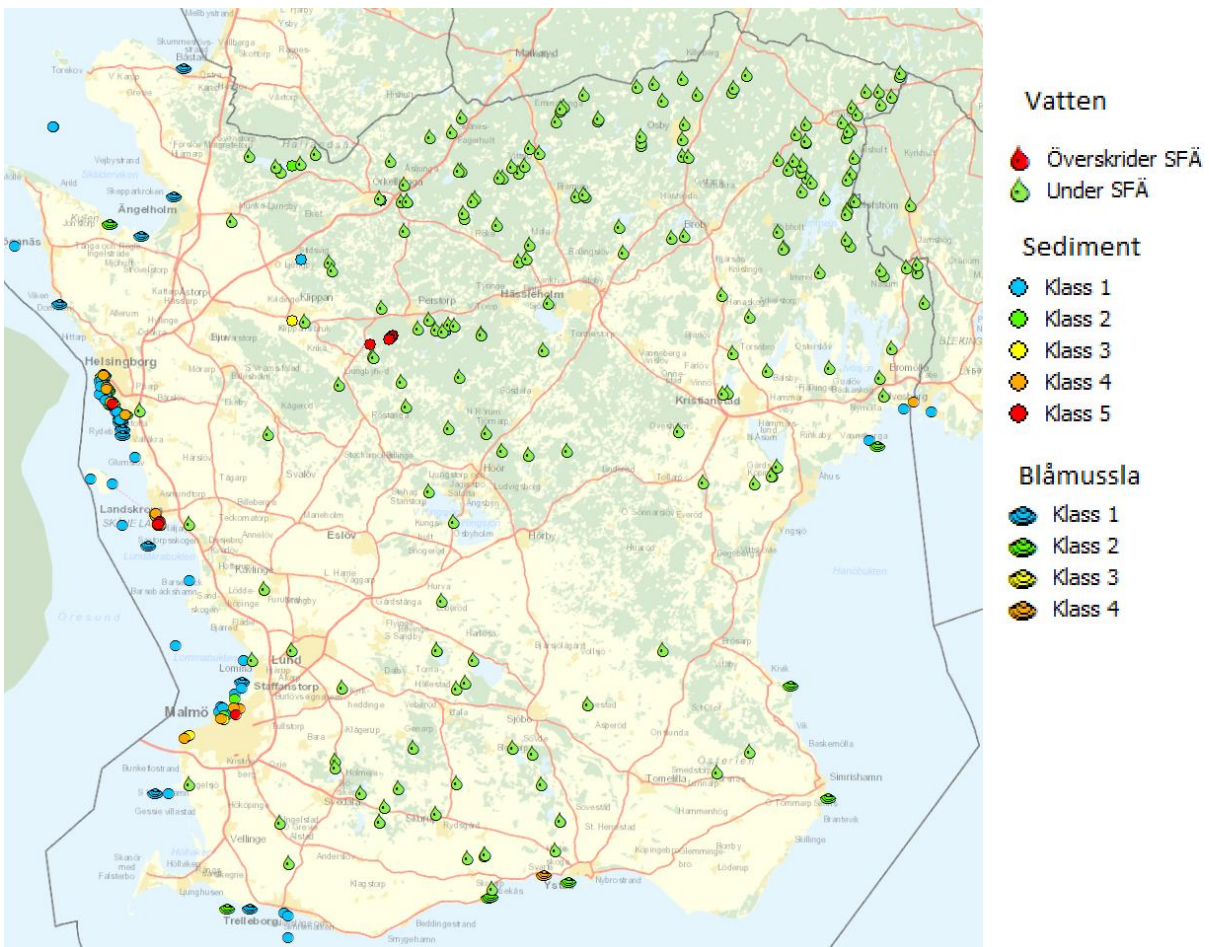
Figur 1. Histogram över koncentrationer av koppar i Skånes vattendrag och sjöar. Den röda linjen är SFÄ-gränsvärde och den gröna linjen är bakgrundsvärde i sjöar och mindre vattendrag.



Figur 2 Koncentrationer av koppar i de undersökta miljöövervakningsprogrammen för Skånes vattendrag och sjöar. Cirkelna markerar medelvärde och felstaplar 95 % konfidensintervall.

Miljöövervakningsprogram

Underlag för statusklassning



Figur 3 Översikt bild över Skåne som visar underlaget till ekologisk statusklassning för koppar.

Samlad bedömning

Koppar är överlag ett ämne som inte verkar innebära något omedelbart problem i Skåne. Man kan se i figur 1 hur de flesta uppmätta koncentrationerna i vatten ligger runt bakgrundsvärdet som rapporterats av Naturvårdsverket och bara några enstaka gånger har koncentrationer över SFÄ-gränsvärdet 4 och upp till 10 µg/l uppmätts. Det finns flera vattenförekomster i länet där koppar hamnar i klass 5 för sediment; hamnarna i Malmö, Landskrona och Helsingborg samt sjöarna Storarydsdammen och Östra Sörrödssjön sydväst om Perstorp. Dessa sjöar är direkt nerströms utsläpp från Perstorp AB:s industrier och det är av Länsstyrelsen känt sedan tidigare att verksamheten har haft, och eventuellt fortfarande har, en negativ påverkan på denna vattenförekomst. Halterna av tungmetaller i sedimenten i dessa sjöar är ett resultat av ackumulerade utsläpp sedan början av 1970-talet.

5.2 ZINK

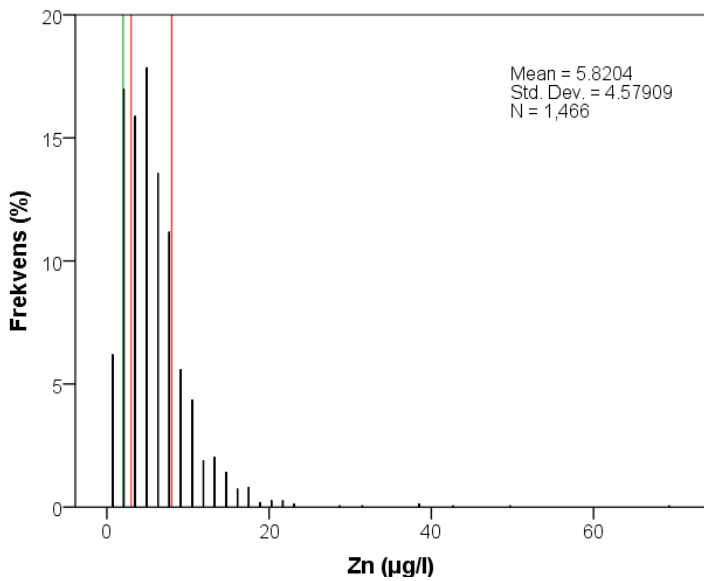
Zink är ett metalliskt grundämne men uppträder inte naturligt i miljön som ren metall utan endast i Zn(II)-form, antingen som löst jon eller i förening med andra ämnen (IPCS 2001). De flesta bergarter och mineraler innehåller zink och den mest utvunna mineralen är ZnS (IPCS 2001). Zink är också ett essentiellt ämne för människor (Livsmedelsverket 2010) men kan vid högre koncentrationer vara toxiskt både för människor (Fosmire 1990) och för akvatiska organismer (Muysen, De Schampelaere & Janssen 2006).

Zink används i stor utsträckning i industrin som korrosionsskydd för andra metaller och i legeringar med andra metaller men kommer också ut i miljön vid förbränning av olja och ur partiklar från däck (Naturvårdsverket 2010b). Zink är vanligt förekommande i miljön men toxiciteten för organismer är starkt beroende av hur stor del som finns i biotillgänglig form löst som joner (IPCS 2001) och detta påverkas av lokala abiotiska faktorer, främst pH, DOC och vattnets hårdhet (Bio-met 2013). Zink är även det ett särskilt förorenande ämne enligt NVV:s rapport 5799 och ska vägas in vid klassningen av ekologisk status enligt vattendirektivet. I figur 4 visas ett histogram och i figur 5 medelvärden med konfidensintervall över de koncentrationer av zink som uppmätts i Skånes vattendrag och sjöar av de miljöövervakningsprogram som redovisas i kap 4. I tabell 7 redovisas de bakgrundskoncentrationer av zink som anges i NVV:s rapport 4913.

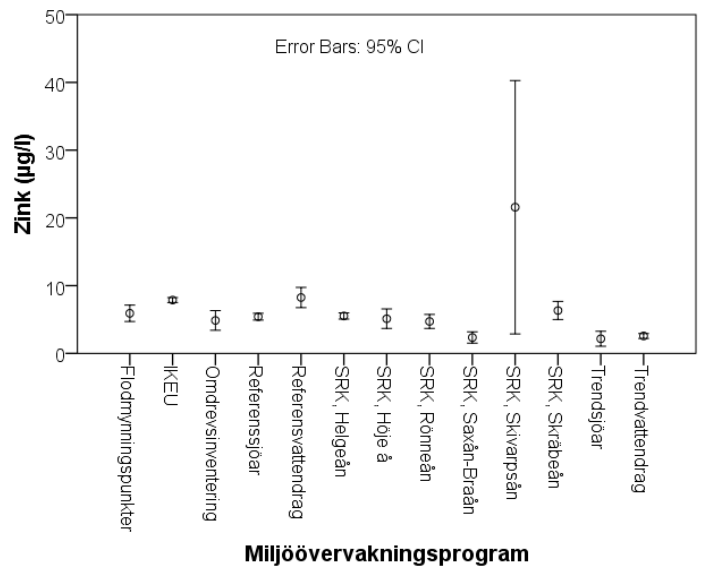
Gränsvärde vatten SFÄ: 8 µg/l vid hårdhet > 24 mg CaCO₃/l
 3 µg/l vid hårdhet < 24 mg CaCO₃/l

Tabell 7 Bakgrundsvärden av zink i olika matriser i södra Sverige.

<i>Större vattendrag (µg/l)</i>	<i>Mindre vattendrag (µg/l)</i>	<i>Sjöar(µg/l)</i>	<i>Sediment (mg/kg TS)</i>
4,3	2,0	2,0	240

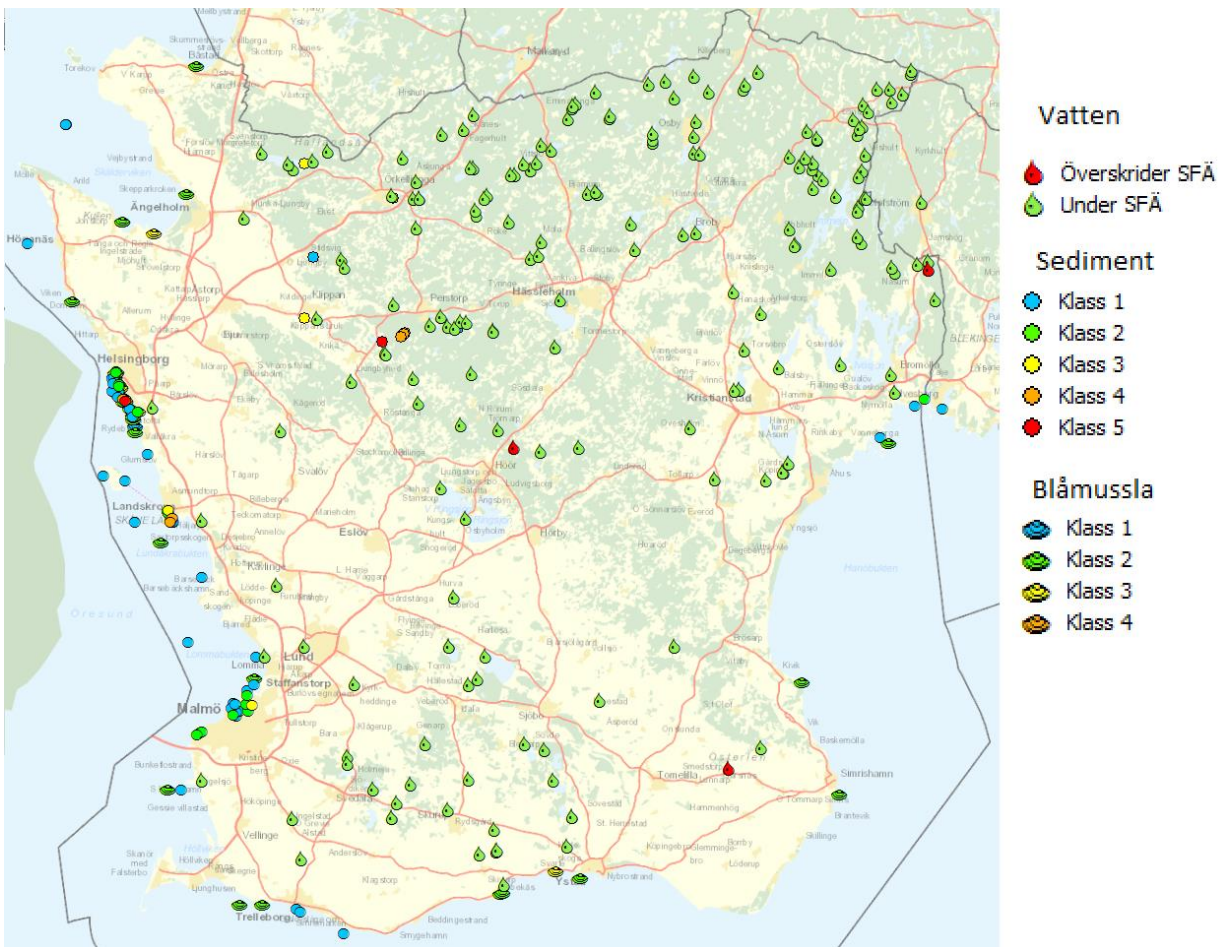


Figur 4 Histogram över koncentrationer av zink i Skånes vattendrag och sjöar. De röda linjerna är SFÄ-gränsvärden vid olika vattenhårdhet och den gröna linjen är bakgrundsvärde i sjöar och mindre vattendrag. Extremvärden på 120, 180, 320 & 360 µg/l har exkluderats för att få en bättre skala till resten av fördelningen.



Figur 5 Koncentrationer av zink i de undersökta miljöövervakningsprogrammen för Skånes vattendrag och sjöar. Cirklarna markerar medelvärde och felstaplarna 95 % konfidensintervall.

Underlag för statusklassning



Figur 6 Översiktsbild över Skåne som visar underlaget till ekologisk statusklassning för zink.

Samlad bedömning

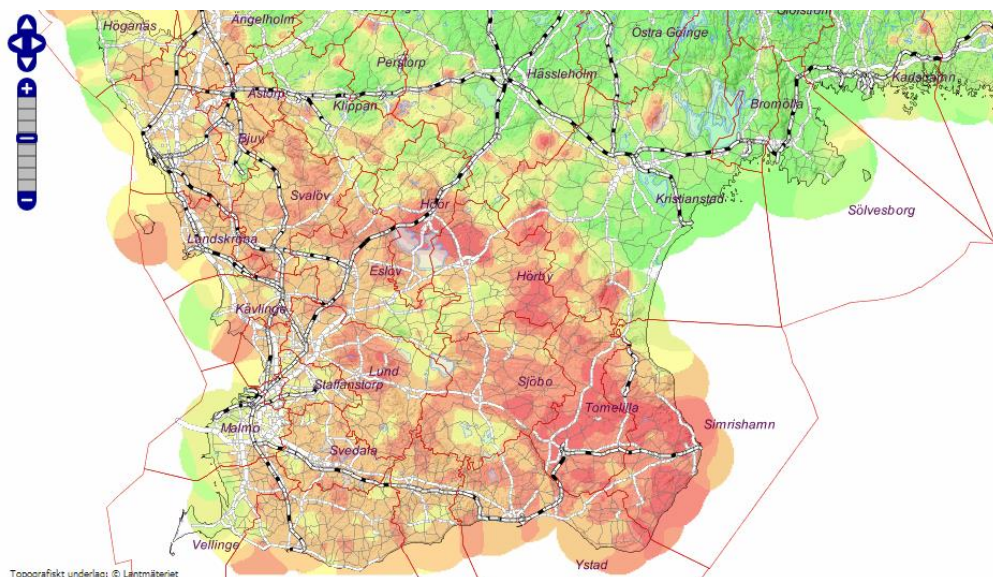
Zink är ett av de ämnen som överskrider SFÄ-gränsvärdet för vatten på flera lokaler i länet. Som man kan se i figur 4 så ligger många uppmätta koncentrationer över SFÄ-gränsvärdet, även det högre gränsvärdet på 8 µg/l som gäller vid en vattenhårdhet över 24 mg CaCO₃/l. Detta är dock data innan BLM-modellen tillämpats och bakgrundshalter subtraherats och resultatet efter detta kan ses i översiktskartan (figur 6).

Ett fall som är extra intressant att ta upp för zink är data från Skivarpsån innan den rinner ut i Östersjön väster om Ystad. Här fanns flera uppmätta koncentrationer som var extremt höga (240, 360 och 370 µg/l) men de allra flesta låg under SFÄ-gränsvärdet. Dessa pulsexponeringar kunde senare härledas med ganska stor säkerhet till den miljöfarliga verksamheten Rydsgårds varmförzinkning som ligger precis uppströms mätstationen. Dessa pulsutsläpp var även kända sedan tidigare av handläggare på Länsstyrelsen.

Då jag uppmärksammade detta var jag säker på att detta skulle bidra till en sänkt ekologisk status med avseende på zink men detta blev i slutändan inte fallet. Orsakerna till detta var flera men till att börja med så har inte SFÄ något som motsvarar MAC-MKN i vattendirektivet och därför är det alltså bara medelvärden som avgör en vattenförekomststatusklassning. När medelvärde kalkylerats för alla mätningar de 6 senaste åren för den specifika lokalen så var det dock fortfarande högt (ca 23 µg/l) och över SFÄ-gränsvärdet. När sedan den biotillgängliga koncentrationen räknats ut med BLM-modellen och bakgrundsvärdet subtraherats så var koncentrationen på endast ca 3 µg/l och därmed inte över gränsvärdet. Det måste betraktas som en svaghet i metoden att kortvariga pulsexponeringar inte bryter igenom efter databearbetningen och har mycket svårt att påverka statusklassningen vad gäller SFÄ. Om man däremot beräknar endast årsmedelvärden så ser man att gränsvärdet överskrids de senaste två åren och med kännedom om pulsutsläppen finns möjlighet att använda detta för att argumentera för en sänkning av ekologisk status.

Höga zinkkoncentrationer kan även ses i en liten sjö utan namn nordöst om Höör, dock är detta ett enstaka data från omdrevsinventeringen av sjöar. Förhöjda koncentrationer hittade jag även i Lillesjö vid länsgränsen till Blekinge samt i Smedstorpsdammen öster om Tomelilla.

Just Smedstorpsdammen väckte extra uppmärksamhet eftersom den visade förhöjda koncentrationer förutom av zink också av kadmium och före justeringen för biotillgänglighet även av nickel. Jag gjorde vissa efterforskningar om vad detta kunde bero på bland annat genom att kontrollera vilka miljöfarliga verksamheter och MIFO-objekt som fanns i närheten och genom att kontakta miljösamordnare för kommunen, dock hittades ingen tydlig orsak till föroreningarna i dammen. Jag har informerat Länsstyrelsen och de har möjlighet att följa upp det ytterligare. En möjlig orsak till att zinkkoncentrationer är höga på flera ställen i Skåne kan även vara att vår berggrund och jordarter är rika på zink. En titt på SGU:s karta över markgeokemi-zink (figur 7) visar att zinkhalten i marken är höga i Skåne, faktiskt med allra högst koncentrationer över just Österlen och i synnerhet Tomelilla.



Figur 7 Zinkkoncentrationer i Skånes mark från Sveriges Geologiska Undersöknings kartgenerator.

Precis som för koppar kan man även för zink se att sediment får klass 5 i Helsingborgs hamn enligt de norska bedömningsgrunderna samt i sjösystemet nedströms Perstorp AB enligt NVV:s rapport 4913.

5.3 KVICKSILVER

Kvicksilver är en metall som är flytande i rumstemperatur och som mycket lätt avgår till luften vilket medför att den kan färdas långa sträckor och sedan falla ned med nederbörd (Kemikalieinspektionen 2011). Den atmosfäriska depositionen av kvicksilver är ett stort problem i Sverige. Även om användningen minskar och bättre rökgasrening vid avfallsförbränning medför att mindre kvicksilver kommer ut i luften så transporteras ändå stora mängder av kvicksilver till Sverige från övriga Europa och till och med mer långväga (Kemikalieinspektionen 2011). Ursprunget till det mesta av atmosfärisk depositionen kommer från förbränning av kol och kvicksilverhaltigt avfall samt från smältverk (Kemikalieinspektionen 2011), kvicksilver förekommer dock naturligt i miljön och kan då frisättas genom vulkanutbrott och evaporation från haven (IPCS 1989a).

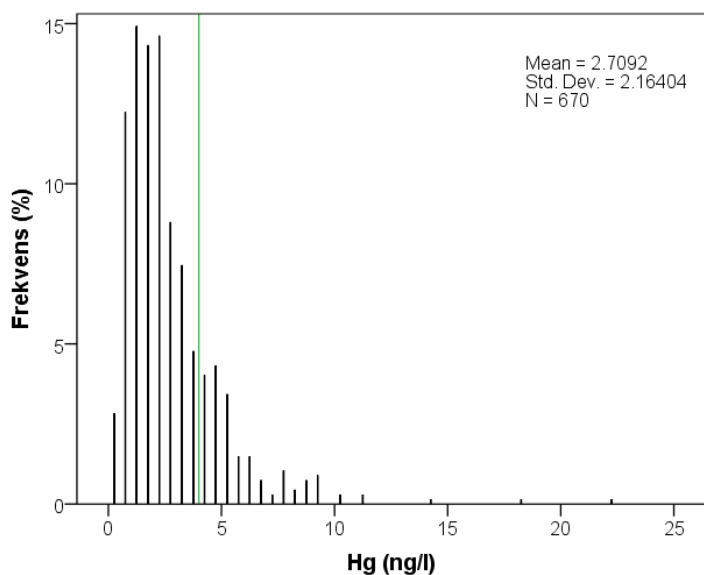
Kvicksilver har tidigare använts i relativt stor utsträckning i vissa industrier såsom pappersmassafabriker, garverier, sågverk och vid framställning av klor och lut och används fortfarande i en del industriella processer och tillverkning av elektronik såsom batterier, plattskärmar och lågenergilampor (IPCS 1989a, Kemikalieinspektionen 2012). Kvicksilver kan omvandlas till den mycket toxiska formen metylkvicksilver CH_3Hg^+ genom naturliga processer (Kemikalieinspektionen 2011). Metylkvicksilver anrikas dessutom i näringskedjan vilket gör att viss matfisk som abborre, gös och tonfisk kan innehålla höga halter av kvicksilver (Kemikalieinspektionen 2011). Kvicksilver ingår i vattendirektivets prioriterade ämnen och ska vägas in vid den kemiska statusklassningen. För kvicksilver har vattendirektivet ett MKN för biota, vilket avser mätningar i fisk, samt ett MAC-MKN men ett AA-MKN saknas. I figur 8 visas ett histogram och i figur 9 medelvärden med konfidensintervall för de koncentrationer av kvicksilver som uppmätts i Skånes

vattendrag och sjöar av de miljöövervakningsprogram som redovisas i kap 4. I tabell 8 redovisas de bakgrundskoncentrationer av kvicksilver som anges i NVV:s rapport 4913.

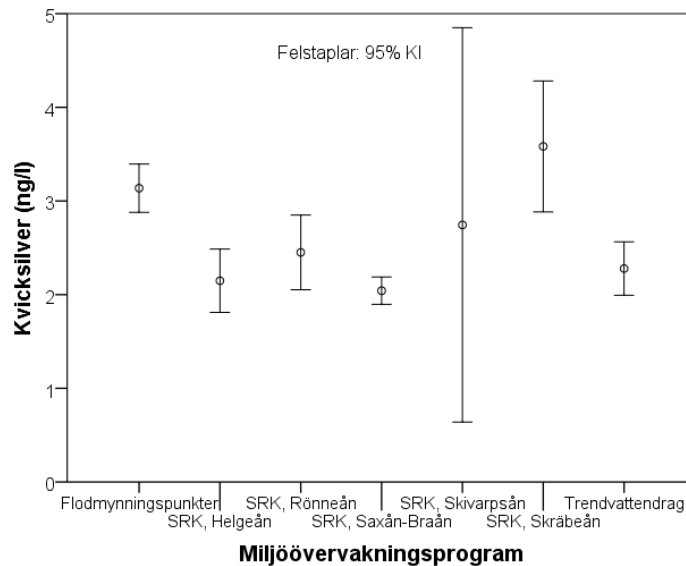
MKN i fisk: 20 µg/kg våtvikt
AA-MKN i inlandsvatten: Ej tillämpligt
MAC-MKN i inlandsvatten: 0,07 µg/l

Tabell 8 Bakgrundsvärden av kvicksilver i olika matriser i södra Sverige.

Större vattendrag (µg/l)	Mindre vattendrag (µg/l)	Sjöar(µg/l)	Sediment (mg/kg TS)
0,004	0,004	0,004	0,16

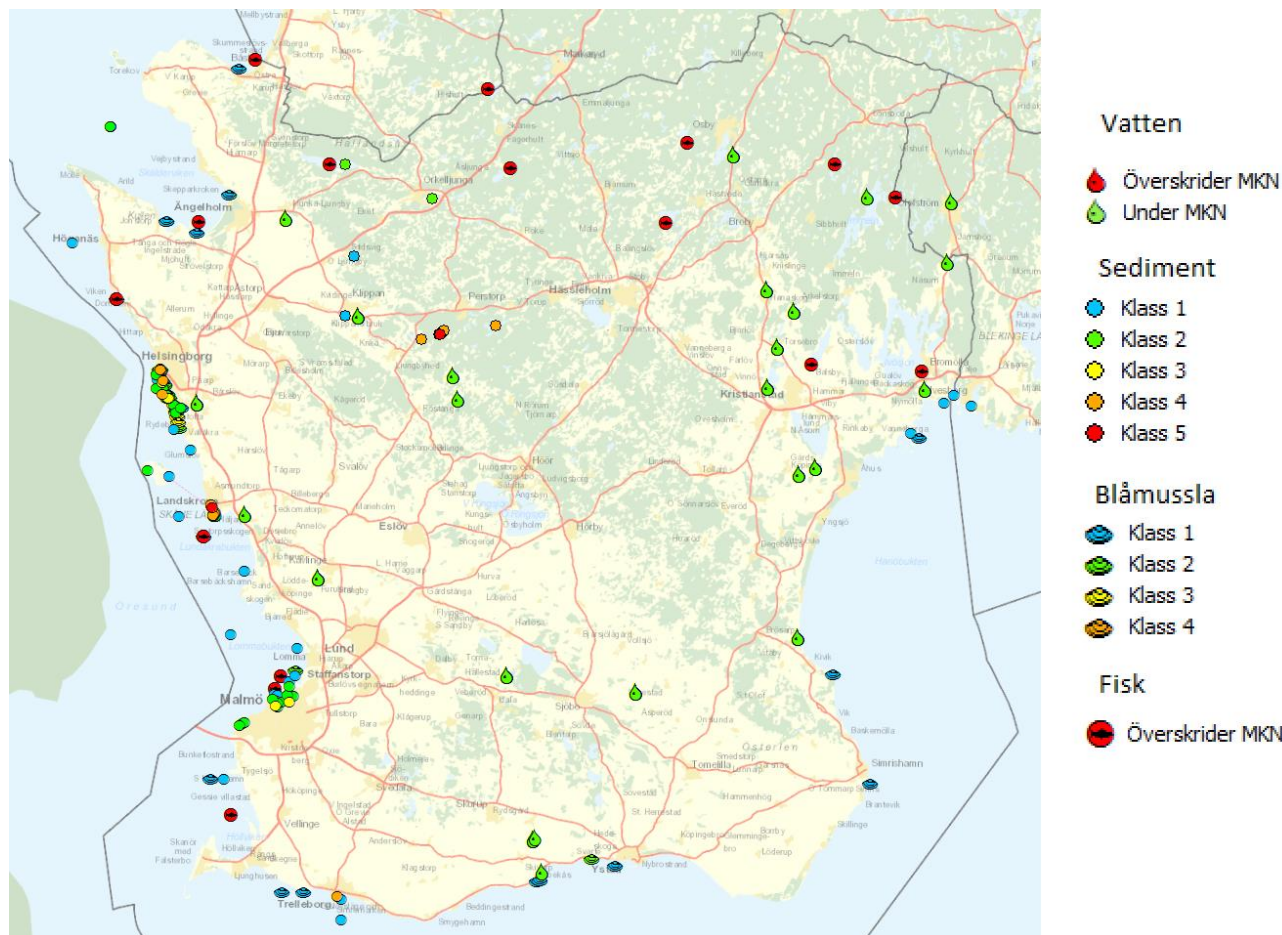


Figur 8 Histogram över koncentrationer av kvicksilver i Skånes vattendrag och sjöar. Den gröna linjen är bakgrundsvärde i sjöar och mindre vattendrag. Observera att skalan är i ng/l till skillnad från de övriga metallerna. MAC-MKN på 70 ng/l faller utanför skalan.



Figur 9 Koncentrationer av kvicksilver i de undersökta miljöövervakningsprogrammen för Skånes vattendrag och sjöar. Cirklarna markerar medelvärde och felstaplarna 95 % konfidensintervall. Observera att skalan är i ng/l till skillnad från de övriga metallerna.

Underlag för statusklassning



Figur 10 Översiktsbild över Skåne som visar underlaget till kemisk statusklassning för kvicksilver.

Samlad bedömning

För kvicksilver finns inget AA-MKN i vattenfas utan vattendirektivet tar endast upp ett MAC-MKN och i figur 10 representerar mätningar i vattenfas alltså MAC-MKN till skillnad från övriga kartor i rapporten. Kvicksilver provtas i mindre utsträckning än de andra metallerna och detektionsgränserna är ofta för höga för att kunna påvisa kvicksilver i vattenfasen. Av de mätningar som gjorts i vattenfasen överskred dock ingen MAC-MKN. Man kan även se i histogrammet (figur 8) att de flesta uppmätta koncentrationerna i Skånes vatten ligger under bakgrundsvärdet som Naturvårdsverket rapporterat och detta borde betyda att kvicksilver är ett mindre problem i Skåne jämfört med Sverige i genomsnitt åtminstone i inlandsytvatten.

Vattendirektivet har dock ett MKN för biota som främst avser mätningar i fisk (muskel) och det finns glädjande nog mätningar gjorda i Skrubbskädda vid kusten samt i gädda i 10 insjöar i norra Skåne. Alla dessa mätningar överskrider gränsvärdet i vattendirektivet! Att halter av kvicksilver är höga i fisk i Sverige rapporteras ju ganska flitigt (Livsmedelsverket 2013, Kemikalieinspektionen 2011) och detta bekräftas alltså även av de här mätningarna.

Vad gäller sedimenthalter kan man se ett problem med kvicksilver i sjöarna sydväst om Perstorp AB precis som med zink och koppar. Även hamnområdena i Helsingborg, Landskrona och Trelleborg verkar ha något förhöjda halter av kvicksilver.

5.4 NICKEL

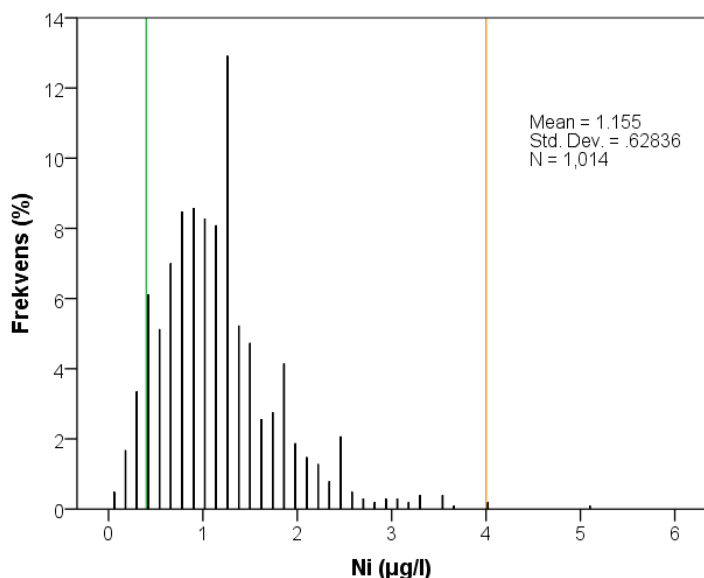
Nickel är en metall som är motståndskraftig mot korrosion och används därför i stor utsträckning inom industrin bland annat för att framställa rostfritt stål samt andra legeringar som används i allt från maskiner och elektronik till smycken och mynt (IPCS 1991). De största källorna till utsläpp av nickel i miljön är förbränning av fossila bränslen samt avfall, och från stål- och gruvindustrin (Naturvårdsverket 2010c, IPCS 1991). I vatten förekommer nickel oftast i jonform adsorberat till organiska partiklar och toxiciteten påverkas av pH och vattnets hårdhet (IPCS 1991). Nickel ingår som ett prioriterat ämne i vattendirektivet och ligger till grund för kemisk statusklassning. I figur 11 visas ett histogram och i figur 12 medelvärden med konfidensintervall för de koncentrationer av nickel som uppmätts i Skånes vattendrag och sjöar av de miljöövervakningsprogram som redovisas i kap 4. I tabell 9 redovisas de bakgrundskoncentrationer av nickel som anges i NVV:s rapport 4913.

AA-MKN i inlandsvatten: 4 µg/l

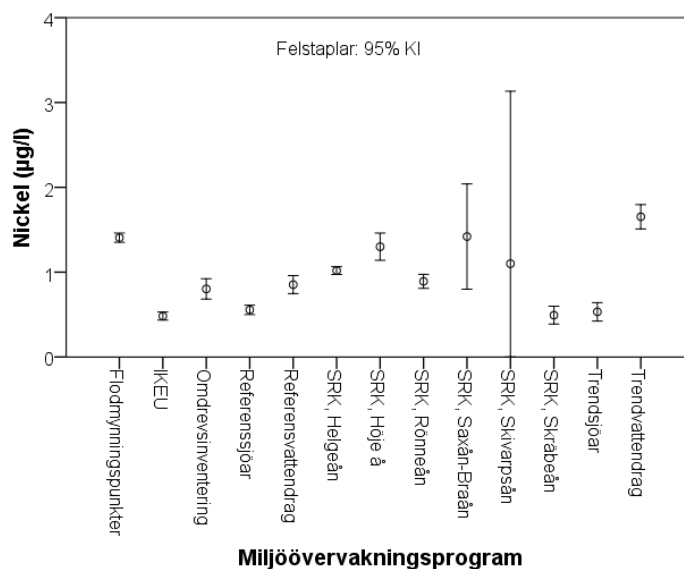
MAC-MKN i inlandsvatten: 34 µg/l

Tabell 9 Bakgrundsvärden av nickel i olika matriser i södra Sverige.

Större vattendrag (µg/l)	Mindre vattendrag (µg/l)	Sjöar(µg/l)	Sediment (mg/kg TS)
1,0	0,4	0,4	10

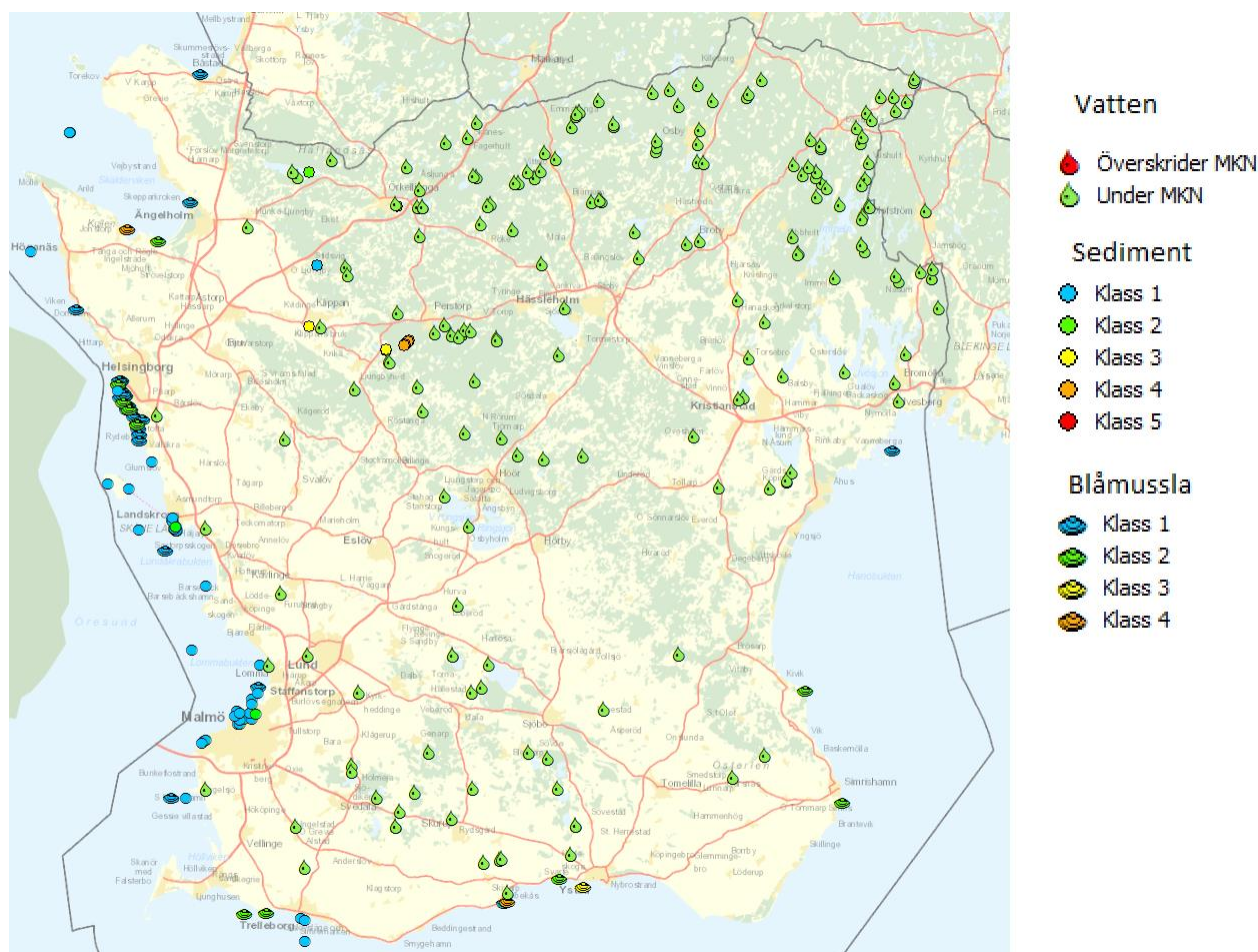


Figur 11 Histogram över koncentrationer av nickel i Skånes vattendrag och sjöar. Den orangea linjen är MKN för årsmedelvärde och den gröna linjen är bakgrundsvärde i sjöar och mindre vattendrag. MAC-MKN på 34 µg/l faller utanför skalan.



Figur 12 Koncentrationer av kvicksilver i de undersökta miljöövervakningsprogrammen för Skånes vattendrag och sjöar. Cirklarna markerar medelvärde och felstaplar 95 % konfidensintervall.

Underlag för statusklassning



Figur 13 Översiktsbild över Skåne som visar underlaget till kemisk statusklassning för nickel.

Samlad bedömning

Nickel förefaller inte vara ett problem överlag i Skåne då endast någon enstaka mätning i vatten överskrider AA-MKN och ingen vattenförekomst som helhet klassas som dålig kemisk status utifrån mätningar i vatten.

I sediment ser situationen också bra ut som helhet och det enda ställe som utmärker sig är återigen sjöarna nedströms Perstorp AB. Inte ens hamnområden som annars är hårt utsatta för alla möjliga miljögifter hamnar över klass 2 i sediment dock finns två fall av mätningar i blåmussla som hamnar i klass 4, vid Abbekås på sydkusten och Jonstorp i Skålderviken.

5.5 BLY

Bly är en mjuk metall med hög densitet som bildar många olika salter och även kan bilda föreningar med organiska ämnen (IPCS 1989b). Human exponering för förhöjda halter av bly kan ha många allvarliga effekter, bland annat försämrade kognitiv förmåga och högre risk för hjärt-kärlsjukdomar (Kemikalieinspektionen 2006). I naturmiljön har bly visat sig vara toxiskt för en rad olika organismer både akvatiska och i terrester miljö (IPCS 1989b). Toxiciteten är starkt beroende av abiotiska faktorer (IPCS

1989b) men ingen Biotic Ligand Model har utvecklats för bly i dagsläget vilket gör att uppmätta koncentrationer redovisade i underlaget till statusklassning i denna rapport inte representerar biotillgänglig fraktion och därför kan vara något överskattade ur toxicitetssynvinkel.

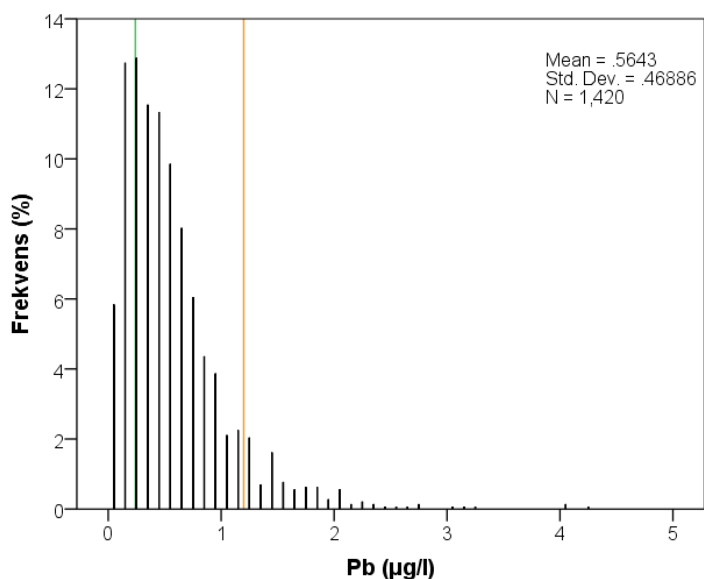
Bly har varit ett stort miljöproblem då det har ingått som tillsats i bensin och därmed haft mycket stor diffus spridning i miljön. Sedan bly förbjöds i bensin i början av 1990-talet så har koncentrationerna gått ner både i naturen och i blodprov (Naturvårdsverket 2010d). Bly har dock fortfarande användning i många elektriska produkter, ackumulatörer och i ammunition som lätt sprids i naturen vid jakt (Naturvårdsverket 2010d). I Sverige har vi en låg exponering för bly jämfört med övriga världen (Naturvårdsverket 2010d) men bly finns med som prioriterat ämne i vattendirektivet och ingår i kemisk statusklassning. I figur 14 visas ett histogram och i figur 15 medelvärden med konfidensintervall för de koncentrationer av bly som uppmätts i Skånes vattendrag och sjöar av de miljöövervakningsprogram som redovisas i kap 4. I tabell 10 redovisas de bakgrundskoncentrationer av bly som anges i NVV:s rapport 4913.

AA-MKN i inlandsvatten: 1,2 µg/l

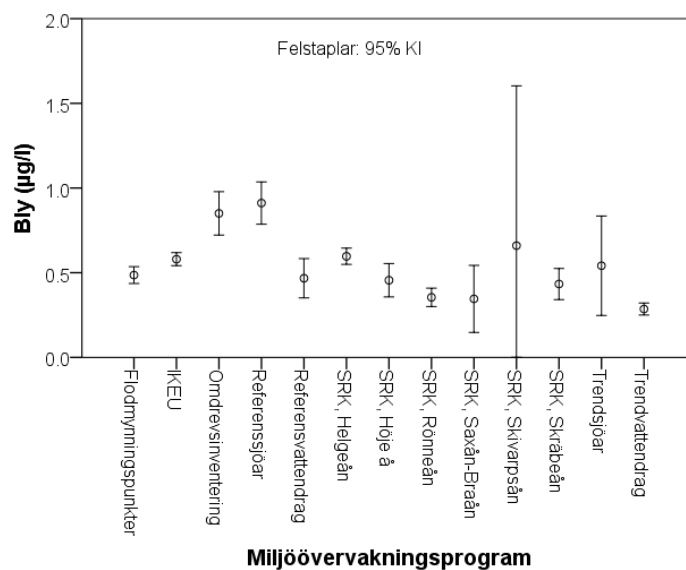
MAC-MKN i inlandsvatten: 14 µg/l

Tabell 10 Bakgrundsvärden av bly i olika matriser i södra Sverige.

Större vattendrag (µg/l)	Mindre vattendrag (µg/l)	Sjöar(µg/l)	Sediment (mg/kg TS)
0,32	0,24	0,24	80

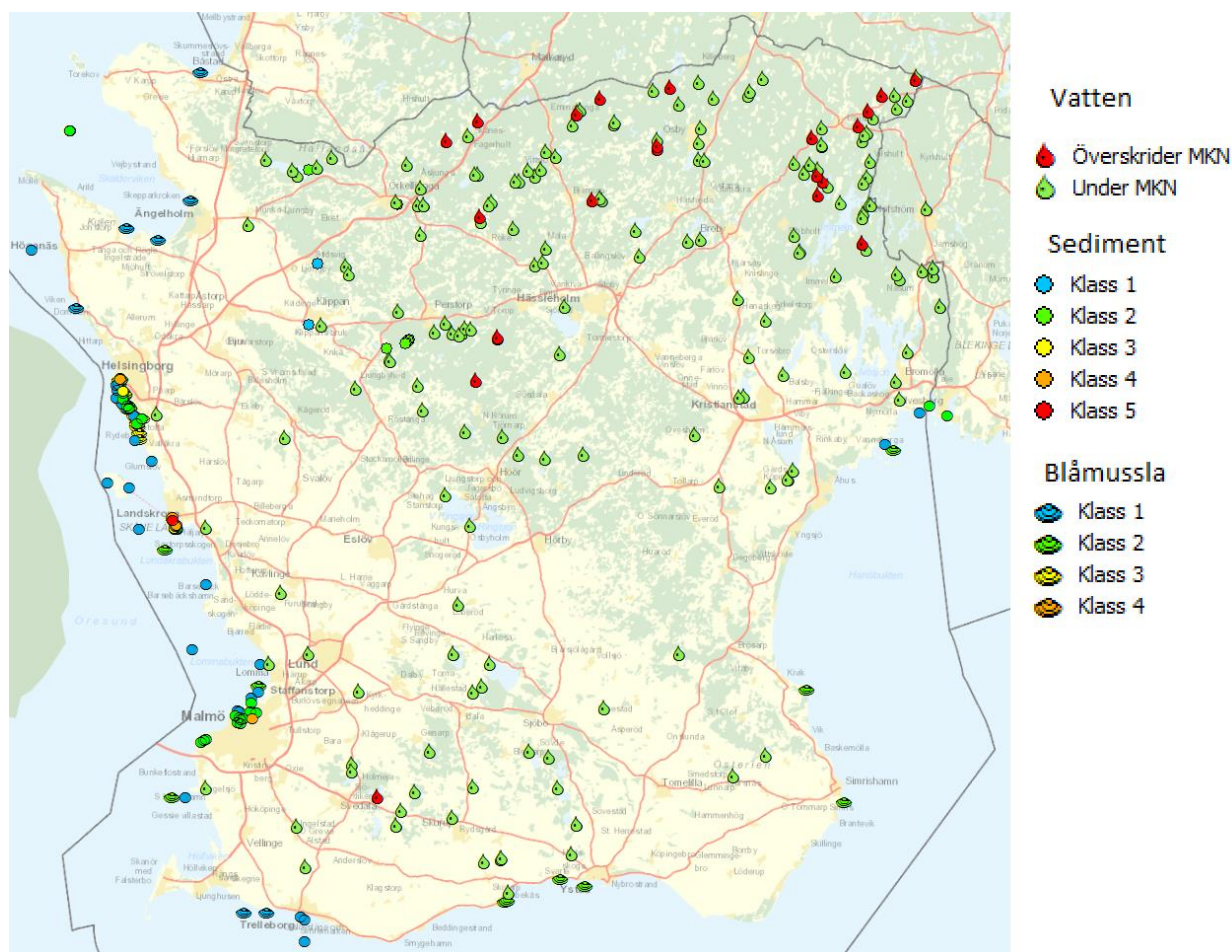


Figur 14 Histogram över koncentrationer av bly i Skånes vattendrag och sjöar. Den orangea linjen är MKN för årsmedelvärde och den gröna linjen är bakgrundsvärde i sjöar och mindre vattendrag. MAC-MKN på 14 µg/l faller utanför skalan.



Figur 15 Koncentrationer av zink i de undersökta miljöövervakningsprogrammen för Skånes vattendrag och sjöar. Cirklarna markerar medelvärde och felstaplarna 95 % konfidensintervall.

Underlag för statusklassning



Figur 16 Översiktsbild över Skåne som visar underlaget till kemisk statusklassning för bly.

Samlad bedömning

Bly överskrider MKN på många ställen särskilt i norra och nordöstra delen av länet. Alla dessa röda markeringar i vattenfasen är sjöar som provtagits i programmen för omdrevsinventering eller referenssjöar och ingen mätning från SRK-program för år är höga, vilket är intressant. En möjlig orsak till detta är att Skåne är betydligt mer skogsbeväxt i nordost än längre söderut. Barrskog absorberar bly från atmosfäriskt nedfall och stora mängder finns upplagrat i humusskiktet i skogsmarker (Petersson 2008). Detta bly kan sedan urlakas ur skogen vid nederbörd och effekten blir större i de fall mark och vatten är försurade eftersom blyjonerna då frisätts från markkolloiderna (Petersson 2008). Att blyet har uppmätts i vattenfasen betyder att det är ett recent utsläpp och troligen lakar skogsmarken i norra Skåne kontinuerligt ut bly. De halter som har uppmätts i vattenfasen är dock totalhalter av metallen och ifall antagandet om urlakning från humus är riktigt så kan en stor del av blyet vara bundet till organiskt material och mindre biotillgängligt.

Förutom dessa sjöar är halter av bly förhöjda i hamnarna vid Helsingborg, Malmö och framförallt Landskrona.

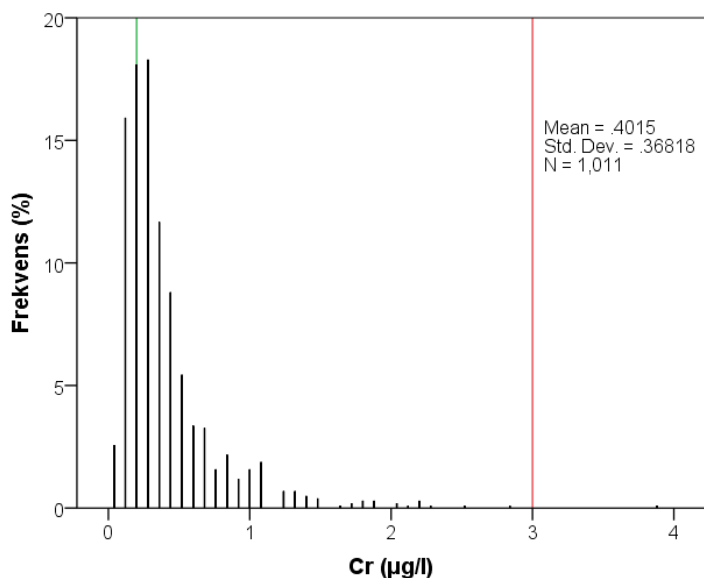
5.6 KROM

Krom är en metall med hög glans som kan förekomma dels som trevärd (Cr(III)) och dels som sexvärd (Cr(VI)) och de olika formerna har mycket skilda egenskaper (IPCS 1988). Trevärd krom är ett essentiellt ämne för människor och andra organismer och är generellt sett mindre toxiskt än sexvärd krom, dock spelar det roll vilket eller vilka ämnen krom är i förening med (IPCS 1988). Nästan all krom som naturligt förekommer i naturen är i trevärd form och den sexvärda oxidationsformen kan härledas till antropogena utsläpp från förbränning av fossila bränslen, gruvindustri och användning av krom i produkter (IPCS 1988). Krom används i många industriella applikationer, den mest kända är förmodligen förkromning av metalldelar till exempelvis bilar men krom används även för tillverkning av rostfritt stål, som pigment i färger och vid läderbehandling (Naturvårdsverket 2010e). Krom är upptaget som SFÄ och ingår därmed i ekologisk statusklassning. I figur 17 visas ett histogram och i figur 18 medelvärden med konfidensintervall över de koncentrationer av krom som uppmätts i Skånes vattendrag och sjöar av de miljöövervakningsprogram som redovisas i kap 4. I tabell 11 redovisas de bakgrundskoncentrationer av krom som anges i NVV:s rapport 4913.

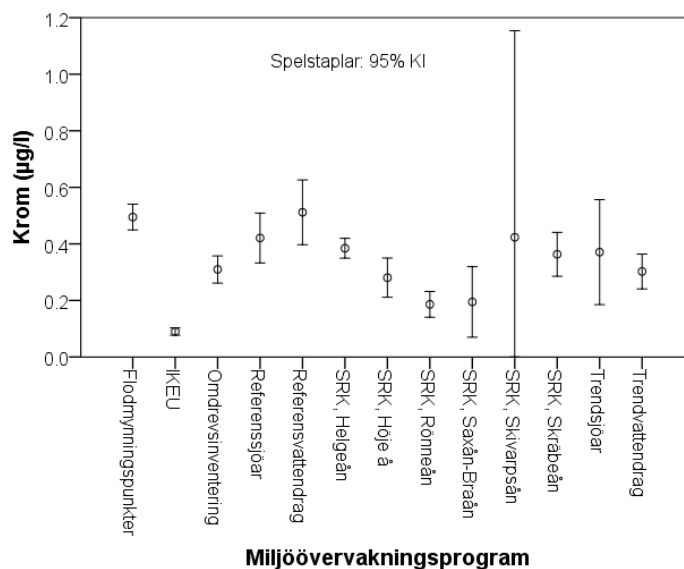
Gränsvärde vatten SFÄ: 3 µg/l

Tabell 11 Bakgrundsvärden av krom i olika matriser i södra Sverige.

Större vattendrag (µg/l)	Mindre vattendrag (µg/l)	Sjöar(µg/l)	Sediment (mg/kg TS)
0,4	0,2	0,2	15

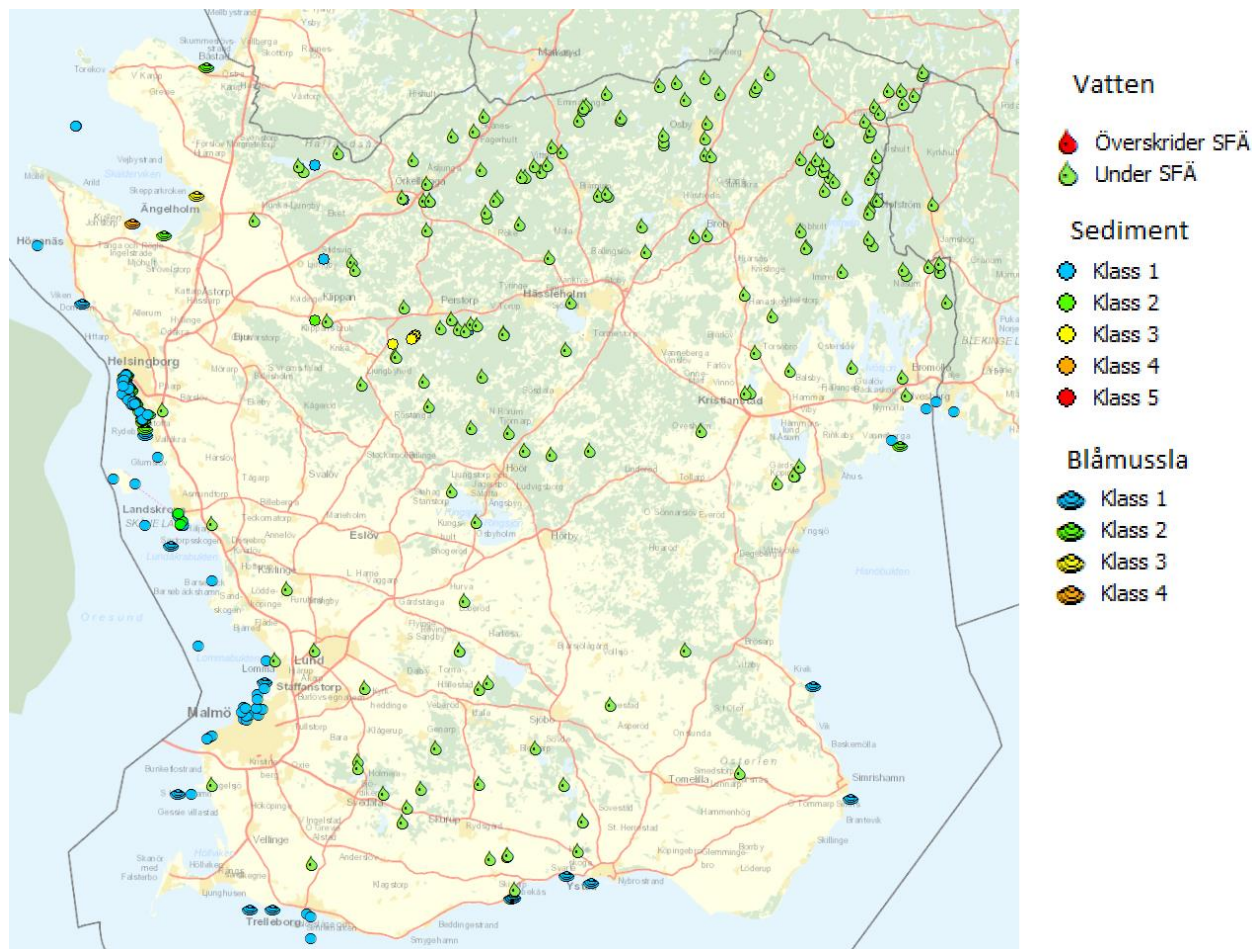


Figur 17 Histogram över koncentrationer av krom i Skånes vattendrag och sjöar. Den röda linjen är SFÄ-gränsvärde och den gröna linjen är bakgrundsvärde i sjöar och mindre vattendrag.



Figur 18 Koncentrationer av krom i de undersökta miljöövervakningsprogrammen för Skånes vattendrag och sjöar. Cirklarna markerar medelvärde och felstaplar 95 % konfidensintervall.

Underlag för statusklassning



Figur 19 Översikt bild över Skåne som visar underlaget till ekologisk statusklassning för krom.

Samlad bedömning

Situationen för krom ser ut att vara den bästa av tungmetallerna. Inget av mätningarna i vatten överskrider SFÄ-gränsvärdet. Alla mätningar i sediment, även i hamnarna, faller inom klass 1 eller 2 enligt de norska bedömningsgrunderna förutom, återigen, sjöarna nedströms Perstorp AB. Två av lokalerna för mätningar av blåmussla i Skålderviken faller inom klass 3 och 4 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

5.7 KADMIUM

Kadmium är en metall som finns i väldigt liten utsträckning i metallisk form i naturen utan bildar olika föreningar, t.ex. med syre, sulfid eller karbonat (IPCS 1992). Kadmium är vanligt i jordskorpan, särskilt i sedimentära bergarter och finns därför naturligt i alla jordar (IPCS 1992, Naturvårdsverket 2010). Man har märkt av en ökning av kadmiumkoncentrationer på åkermark vilket till största del beror på atmosfäriskt nedfall (Kemikalieinspektionen 2006). Det beror dock även till viss del på att handelsgödsel ofrånkomligen innehåller kadmium då kadmium har hög koncentration i det fosfat som bryts för att tillverka konstgödseln (IPCS 1992).

Den största exponeringen för människor sker genom livsmedel (Kemikalieinspektionen 2006), detta eftersom säd och andra matväxter tar upp kadmium då de växer (ICPS 1992, Greppa näringen 2010). Eftersom ackumulering av kadmium är ett problem på åkermark är det ständigt aktuellt ämne i Skåne län där jordbruket är intensivt. Det pågår även en debatt om att använda rötslam från avloppsreningsverk som gödsel på åkrar för att återföra fosfor, men eftersom även rötslam innehåller höga halter av kadmium så skulle det leda till en ökad spridning i miljön och en ännu högre ackumulering på åkermarken. Kadmium används i dagsläget i ganska liten utsträckning i industrin men förekommer i konstnärsfärger, i importerad elektronik och i liten utsträckning i nickel-kadmium-batterier (Naturvårdsverket 2010). Det kan även spridas från förbränning av avfall och fossila bränslen. Till den akvatiska miljön kan kadmium spridas genom utsläpp från avloppsreningsverk, atmosfäriskt nedfall eller avrinning från åkrar.

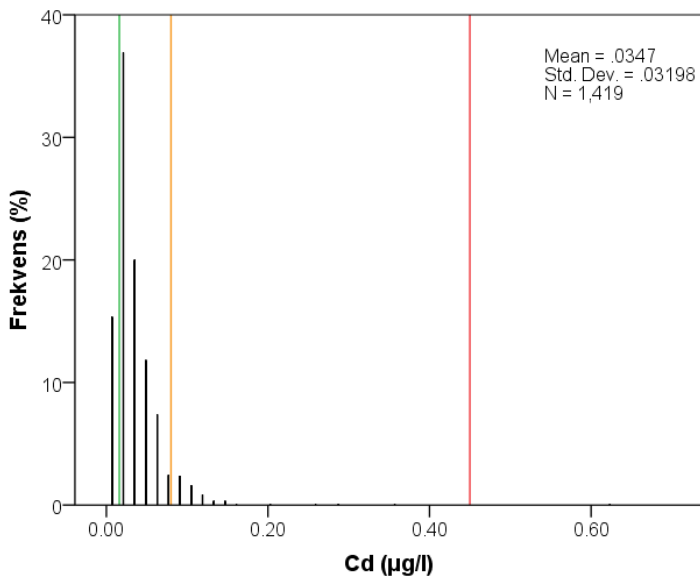
Kadmium är ett prioriterat ämne enligt vattendirektivet och ingår i kemisk statusklassning. Dess toxicitet är starkt beroende av abiotiska faktorer som pH, salinitet, DOC och hårdheten på vattnet (IPCS 1992). Det finns dock ingen BLM-modell utvecklat för kadmium men vattendirektivet har gränsvärden som varierar med vattnets hårdhet och dessa redovisas i tabell 12. I figur 20 visas ett histogram och i figur 21 medelvärden med konfidensintervall för de koncentrationer av kadmium som uppmätts i Skånes vattendrag och sjöar av de miljöövervakningsprogram som redovisas i kap 4. I tabell 13 redovisas de bakgrundskoncentrationer av koppar som anges i NVV:s rapport 4913.

Tabell 12 Vattendirektivets gränsvärden för kadmium i inlandsvatten vilka varierar med vattnets hårdhet.

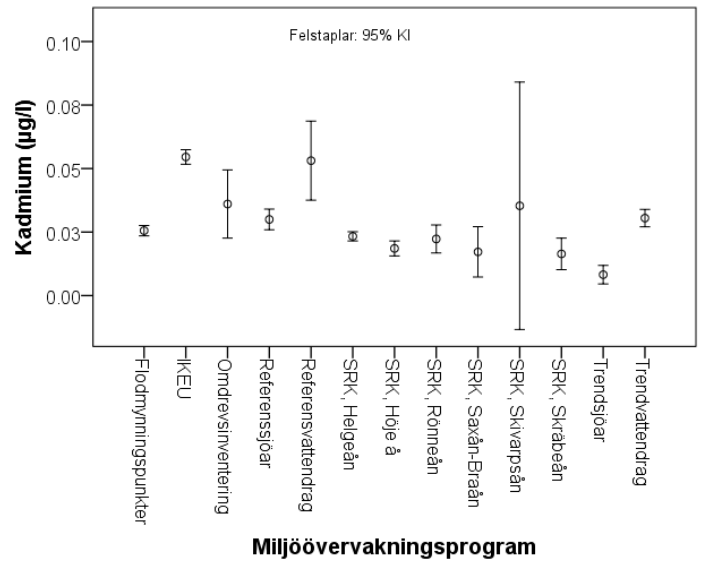
Hårdhet (mg CaCO ₃ /l)	AA-MKN (µg/l)	MAC-MKN (µg/l)
<40	≤0,08	≤0,45
40-50	0,08	0,45
50-100	0,09	0,6
100-200	0,15	0,9
>200	0,25	1,5

Tabell 13 Bakgrundsvärden av kadmium i olika matriser i södra Sverige.

Större vattendrag (µg/l)	Mindre vattendrag (µg/l)	Sjöar(µg/l)	Sediment (mg/kg TS)
0,014	0,016	0,016	1,4

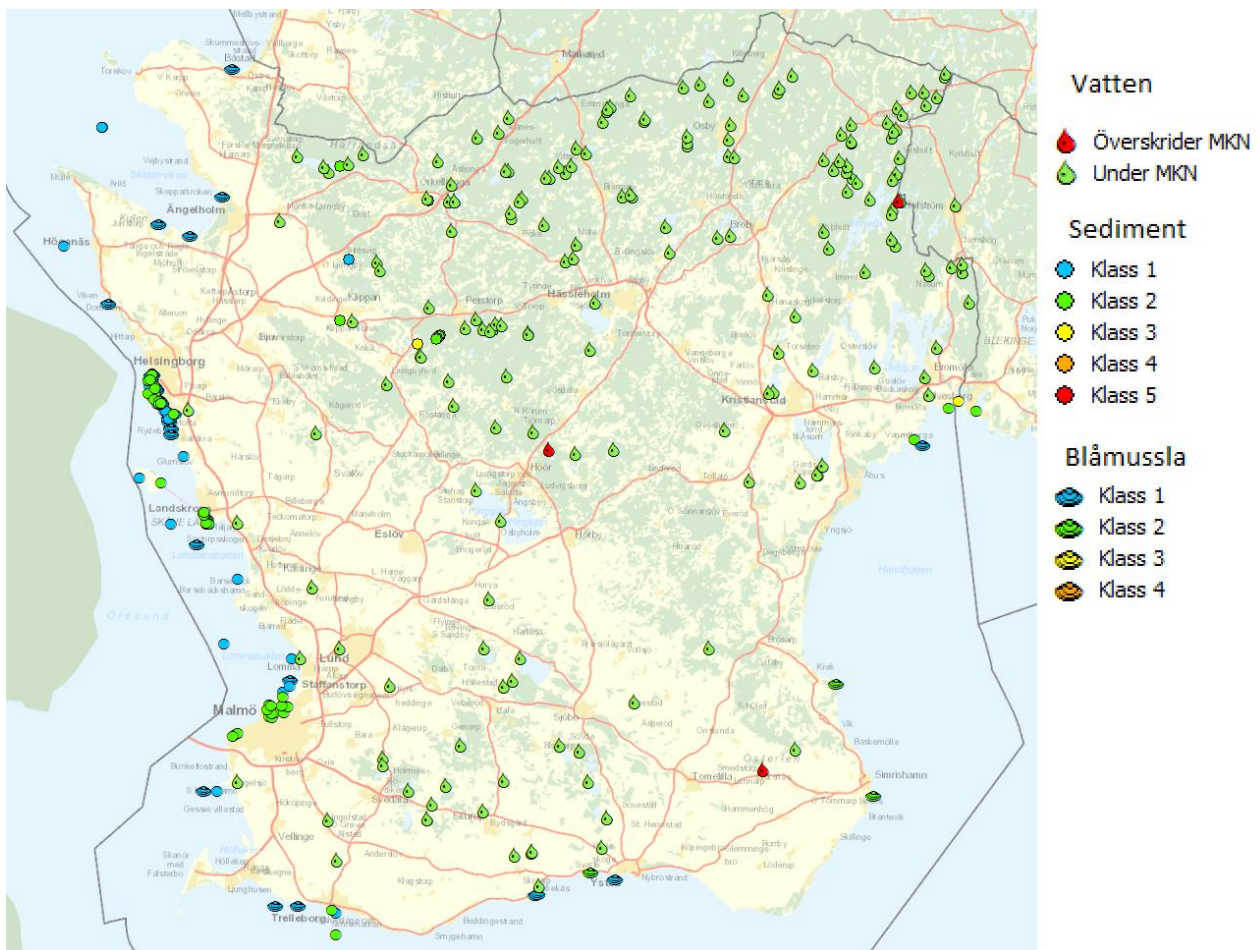


Figur 20 Histogram över koncentrationer av kadmium i Skånes vattendrag och sjöar. Den orangea linjen är MKN för årsmedelvärde och den röda linjen är MKN för maximalt tillåten koncentration, båda vid vattenhårdhet <40 mg CaCO₃/l. Den gröna linjen är bakgrundsvärde i sjöar och mindre vattendrag.



Figur 21 Koncentrationer av zink i de undersökta miljöövervakningsprogrammen för Skånes vattendrag och sjöar. Cirklarna markerar medelvärde och felstaplarna 95 % konfidensintervall.

Underlag för statusklassning



Figur 22 Översiktsbild över Skåne som visar underlaget till ekologisk statusklassning för koppar.

Samlad bedömning

Situationen för kadmium ser överlag bra ut i Skåne då de flesta av uppmätta koncentrationer i vatten ligger vid bakgrundsvärdet. Några få undantag finns dock för sjöar där MKN överskrids. Dessa är Smedstorpsdammen i Tomelilla kommun och den lilla sjön utan namn nordöst om Höör som båda har behandlats tidigare på grund av förhöjda halter av zink samt Immeln i nordöst på gränsen till Blekinge. Mätningar i sediment och biota visar inga tydliga tecken på föroreningar av kadmium då alla övervakningslokaler i länet hamnar i klass 1 eller 2.

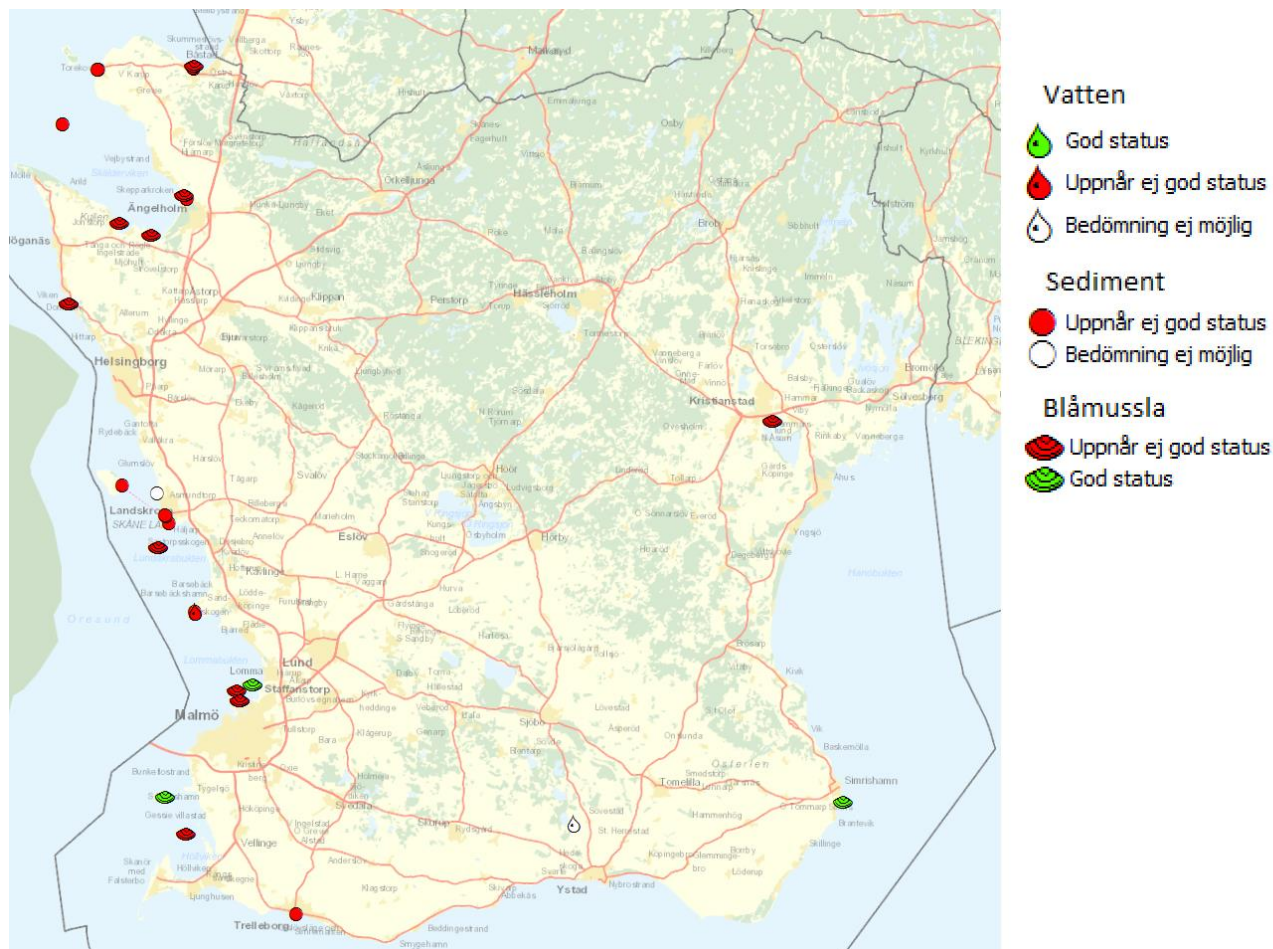
5.8 TRIBUTYLTENN (TBT)

Tributyltenn är en grupp av tennföreningar som har en funktionell grupp med trevärt tenn kovalent bundet till tre butylgrupper. Föreningen har den generella formeln $(n-C_4H_9)_3Sn-x$, där x är en anjon; oftast hydroxid, klorid eller karbonat (IPCS 1991). TBT är en biocid som har använts som tillsats i bottenfärger för båtar (Naturvårdsverket 2008a) för att hämma påväxten av havstulpaner, alger och andra organismer (USEPA 1997). TBT-baserad färg har i Sverige varit förbjuden för användning på båtar under 25 meter sedan 1993 och ett globalt förbud trädde i kraft 2008 (Naturvårdsverket 2008b). Användningen av tributyltenn i biocidprodukter har upphört (Kemikalieinspektionen 2012) men det uppmäts ändå i miljön, framförallt i närheten av hamnar. Detta kan både bero på att TBT finns i sediment som återspeglar gamla utsläpp av ämnet men också för att det fortfarande finns kvar på vissa båtar från gammal bottenbehandling (Naturvårdsverket 2008a).

TBT och andra tennorganiska föreningar används även i viss omfattning i andra tillämpningar t.ex. vid plasttillverkning, som träskyddsmedel och som tätningsmedel vilket kan leda till mindre läckage till miljön (Naturvårdsverket 2008b). TBT är som sagt en biocid och har dödligt toxiska effekter på många akvatiska organismer. Försök har dessutom visat att TBT i subletala koncentrationer hämmar nedbrytningen av testosteron och detta kan leda till imposex hos de marina snäckarterna nätsnäcka, *Nassarius nitidus* och purpursnäcka, *Nucella lapillus* (Naturvårdsverket 2008a) eventuellt kan även andra arters hormonbalanser rubbas. TBT är ett prioriterat ämne enligt vattendirektivet och ingår i kemisk statusklassning. I vattendirektivet finns dock endast MKN för vatten så gränsvärde i blåmussla har hämtats från Fraunhofer institut (2007) och gränsvärde i sediment från OSPAR (2004).

<i>AA-MKN vatten:</i>	0,0002 µg/l
<i>MAC-MKN vatten:</i>	0,0015 µg/l
<i>Gränsvärde i blåmussla:</i>	1 µg/kg våtvikt
<i>Gränsvärde i sediment:</i>	0,005 mg/kg torrsvikt

Underlag för statusklassning



Figur 23 Översiktsbild över Skåne som visar underlaget till kemisk statusklassning för TBT.

Samlad bedömning

Underlaget för bedömning av TBT är bristfälligt. Mätningar är nästan uteslutande utförda i hamnar, industriella och småbåtshamnar vilket är rimligt med tanke på att TBT kommer till allra största del från båtbottnfärger. Av 24 lokaler som undersökts överskrider 18 gränsvärdet i vattendirektivet. Detta är naturligtvis beklagligt men sannolikt svårt att göra något åt eftersom TBT redan är förbjudet att använda för båtbottnbehandling. En eventuell åtgärd skulle kunna vara att ha striktare kontroll på hamnar och dockor där båtar underhålls och målas och genomföra kampanjer för att renslipa båtar och ta hand om färgen på ett miljösäkert sätt.

5.9 POLYCYKLISKA AROMATISKA KOLVÄTEN (PAH)

PAH:er är en stor grupp av organiska ämnen som har det gemensamt att de består av två eller fler sammankopplade aromatiska ringar av kol och väte. Gemensamma egenskaper för alla PAH:er är lågt ångtryck, hög smält- och kokpunkt och låg vattenlöslighet, vattenlösligheten är generellt lägre ju fler ringar ämnet innehåller (IPCS 1998b). Vid rumstemperatur är alla PAH:er i fast form. Dessa egenskaper gör att

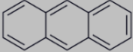

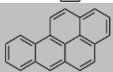
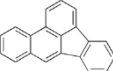
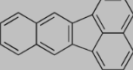
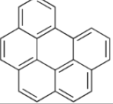
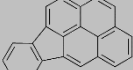

PAH:er i naturen fördelar sig i stor utsträckning till mark, sediment och biota och då de förekommer i vatten eller atmosfären är de ofta adsorberade till organiska partiklar (IPCS 1998b).

PAH:er finns naturligt i olja, stenkol och andra fossila bränslen och släpps ut vid all ofullständig förbränning av organiskt material (IPCS 1998b). I Sverige är de största källorna till utsläpp av PAH:er diffusa utsläpp från biltrafiken via avgaser och slitage av däck och asfalt men även småskalig eldning av ved står för ett betydande utsläpp (KEMI 2013). Petroleumindustrier och bensinmackar är möjliga punktkällor för förorening av PAH:er (KEMI 2013).

Toxiciteten av PAH:er varierar naturligtvis beroende på vilket ämne som avses och PAH:er i naturen förekommer i stort sett alltid i blandningar, med olika sammansättning beroende på källan, vilket gör det svårt att säga något generellt om ämnesgruppens toxicitet (IPCS 1998b). Det är dock känt att många PAH:er kan ha negativa effekter på tillväxt, reproduktion och beteende och även teratogena, mutagena eller carcinogena effekter hos fiskar (IPCS 1998b). De kan även inducera fototoxicitet hos hinnkräftan *Daphnia magna* och visade på minskad filtrering i musslan *Mytilus edulis* (IPCS 1998b). Tester på *D. magna* och zebrafisken *Brachydanio rerio* visade att effekterna av en kombination av PAH:er är additiva (IPCS 1998b). För människor är det också välkänt att många av PAH:erna är carcinogena men i vilken grad är svårt att kvantifiera (Karolinska institutet 2009).

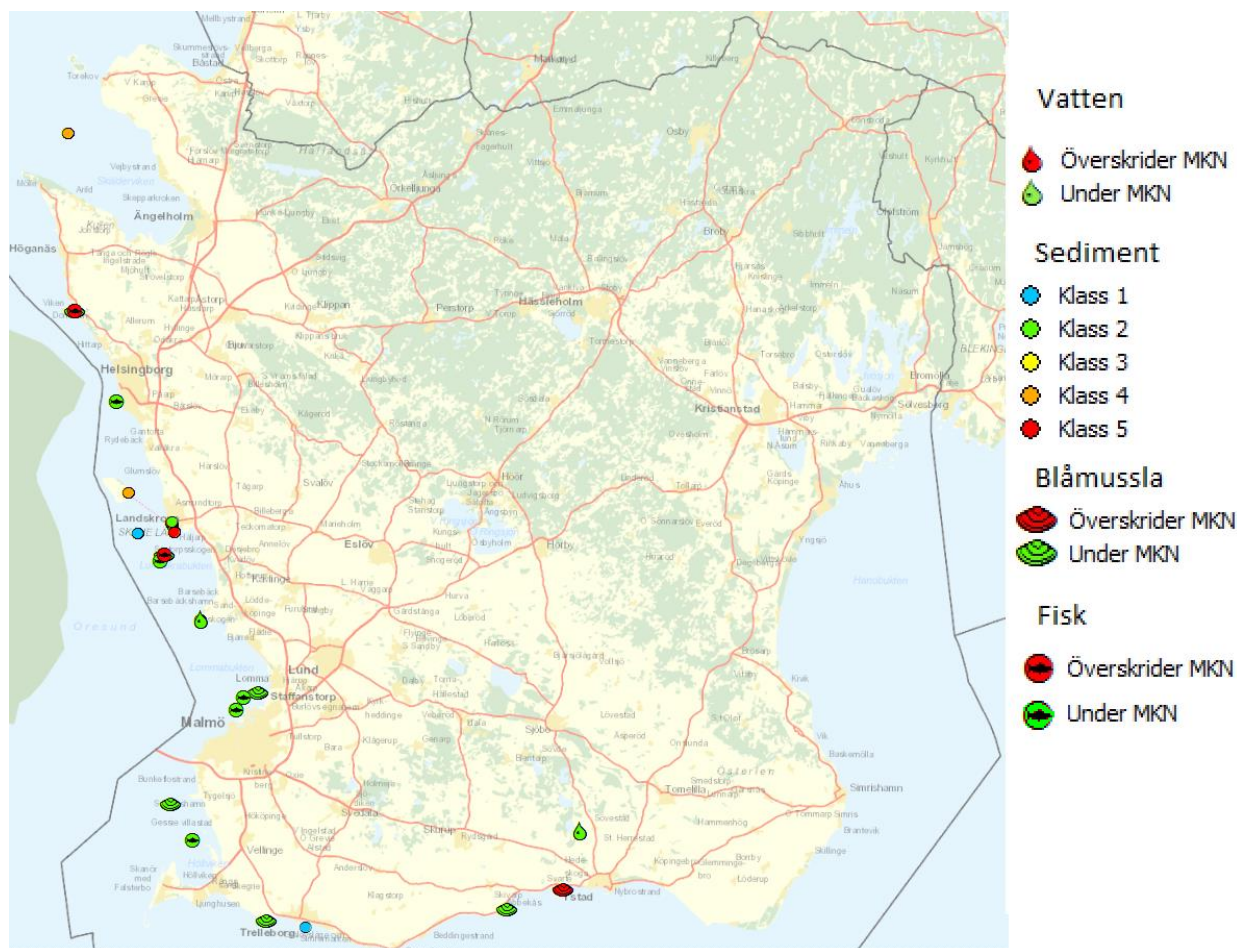
De PAH:er som är upptagna i vattendirektivet redovisas i tabell 14 tillsammans med deras respektive MKN.

Tabell 14 PAH:er som regleras i vattendirektivet, med respektive ämnes strukturformel och MKN.

Ämne	Strukturformel	AA-MKN Inlands- vatten (µg/l)	MAC-MKN Inlands- vatten (µg/l)	MKN fisk (µg/kg vv)	MKN kräftdjur & bläckfiskar (µg/kg vv)	MKN mollusker (µg/kg vv)
Antracen		0,1	0,1	-	-	-
Fluoranten		0,0063	0,12	30	-	-
Benzo(a)pyren		0,00017	0,27	2	5	10
Benzo(b)fluoranten		0,00017	0,017	2	5	10
Benzo(k)fluoranten		0,00017	0,017	2	5	10
Benzo(g,h,i)perylen		0,00017	0,0082	2	5	10
Indeno(1,2,3-cd)pyren		0,00017	-	2	5	10
Naftalen		2	130	-	-	-

Underlag för statusklassning

I kartan nedan redovisas statusklassning för PAH. Eftersom PAH är en grupp organiska ämnen så är det svårt att åskådliggöra alla mätdata i samma kartbild. I vattendirektivet tillämpas dock principen ”faller en faller alla”, alltså att det räcker med att ett ämne överskrider MKN (på en representativ lokal) för att vattenförekomsten ska kunna klassas som dålig status. Av denna anledning har jag valt att i kartan nedan visa den sämsta klassningen som gjorts för alla PAH på varje lokal. Mest data för PAH fanns i sediment och i tabell 15 visas hur många av PAH:erna som föll inom varje klass på respektive lokal.



Figur 24 Översiktsbild över Skåne som visar underlaget till kemisk statusklassning för PAH.

Tabell 15 Antal PAH som föll inom varje tillståndsklass på respektive miljöövervakningslokal.

Miljöövervakningslokal	Antal PAH i Klass 1 Bakgrunn	Antal PAH i Klass 2 AA-MKN	Antal PAH i Klass 3 Akutt tox med AF	Antal PAH i Klass 4 Akutt tox utan AF	Antal PAH i Klass 5 Omfattande akutt tox-effekt
Landskrona, Borstahusens hamn	15	1	1	0	0
Landskrona, Norra Skeppsbrokajen	2	10	3	2	0
Landskrona, Nyhamn	0	3	4	8	2
Landskrona, Bäckviken	2	10	3	1	0
Landskrona, Öresund drydocks	11	0	0	0	0
Landskrona, Öresundsvärvet	0	1	3	9	3

Landskrona, Kassakrokens kaj	0	1	0	0	0
Öresund, NVV screening	2	2	3	1	0
Höje å, NVV Screening	1	9	4	3	0
Malmö hamn, NVV screening	1	4	5	6	1
Borstahusen, NVV screening	0	1	2	10	4
Sege å, NVV screening	0	3	5	7	1
Parkering i Malmö, NVV screening	0	3	4	8	2
Bostadsområde 1 Malmö, NVV screening	0	1	5	8	3
Bostadsområde 2 Malmö, NVV screening	0	4	5	6	1
Dagvattendamm Lomma, NVV screening	2	5	7	3	0
Örjadiket Landskrona, NVV screening	0	2	4	9	2
NVSKK S-2	5	14	3	2	0
ÖVVF 1:3	5	10	1	1	0
ÖVVF 2:3	2	8	1	5	1
ÖVVF 3:2	14	2	1	0	0
ÖVVF 4:11	11	4	2	0	0
ÖVVF 4:8	13	3	1	0	0
ÖVVF 4:9	5	7	4	1	0
ÖVVF 5:2	13	3	1	0	0
Trelleborgs hamn	1	0	0	0	0

Samlad bedömning

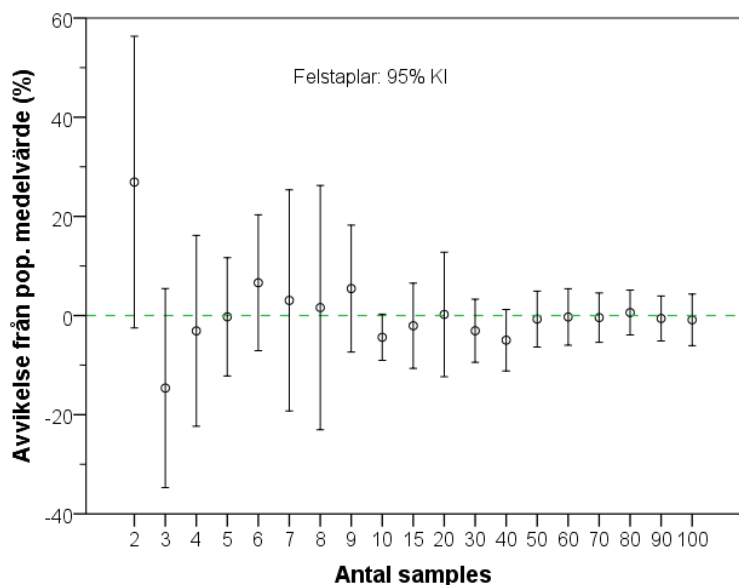
Dataunderlaget för PAH är bristfälligt men är trots allt bland de bästa av de organiska miljögifterna. Två stora problem med mätningar av PAH i vatten och biota är att detektionsgränserna är relativt höga och vattenlösligheten för ämnena är låg. I många fall är detektionsgränsen flera storleksordningar högre än MKN i vattendirektivet vilket gör att det i praktiken är omöjligt att säga om PAH överskrider MKN även då det inte ens kan detekteras. MKN för vatten överskreds dock för Lundåkradiket i Landskrona som är en dagvattenrecipient men eftersom detta inte är någon definierad vattenförekomst så kan data inte användas i statusklassningen. Vad gäller undersökningar i biota överskreds gränsvärdet för benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten och benzo(g,h,i)perylene i skrubbskädda från Öresund och för benzo(k)fluoranten och fluoranten i blåmussla från Svarte utanför Ystad.

För PAH bör undersökningar i sediment vara mest relevant eftersom ämnens fysikaliska egenskaper gör att de partitionerar sig i allra högsta grad till sedimenten. Vattendirektivet saknar ju däremot helt MKN i sediment. Statusklassningarna av sediment enligt de norska bedömningsgrunderna visar att halterna i sediment varierar mycket mellan olika lokaler och man ser en tydlig skillnad mellan relativt opåverkade lokaler till havs och undersökningar från mer antropogent påverkade lokaler som hamnar och dagvattenrecipienter där halterna är högre.

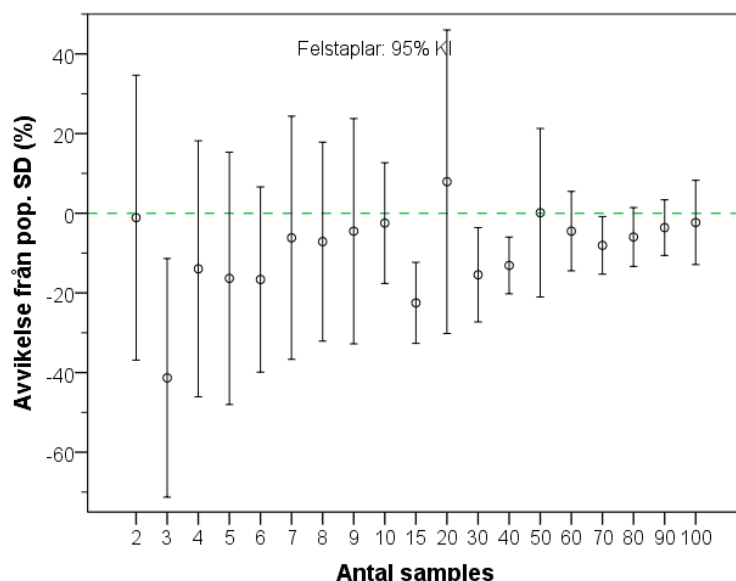
6. ANALYS AV METODEN

Ur ett vetenskapligt perspektiv är det av intresse att undersöka hur provtagningsfrekvensen påverkar riktigheten och precisionen i de mätningar man gör då man arbetar efter metoden som vattenförvaltningen förespråkar. Då man gör observationer av en statistisk population får man, som bekant, en bättre statistisk grund ju fler datapunkter man har. Men hur många data behöver man för att kunna uttala sig någorlunda säkert om föroreningar i ett vattendrag, och hur förhåller sig detta till vad som tillämpas i praktiken? I detta kapitel görs därför en analys och utvärdering av metoden med hjälp av diverse statistiska utgångspunkter. För analysen valde jag uppmätta koncentrationer av koppar som ”population” varifrån sampling och modellering utfördes. Koncentrationer av koppar valdes eftersom deras sannolikhetsfördelning är jämn och liknar en lognormal eller loglogistisk fördelning. Det är dessutom ett av de dataset som består av mest data (N=1420) vilket ger en god statistisk grund. För dessa analyser antas att alla uppmätta värden kommer från ”sötvattenförekomsten Skåne” som har ett mycket intensivt miljöövervakningsprogram.

För att utreda hur många prover som behöver tas innan man kan vara säker på att man har ett rättvisande bild av föroreningens halter i vattendraget så gjorde jag en artificiell provtagning av ”sötvattenförekomsten Skåne”. Detta genomfördes genom att ta ett slumpmässigt stickprov med olika antal data ur hela datamängden och sedan räkna ut hur mycket detta stickprovs medelvärde och standardavvikelse skiljer sig från hela populationens. Detta har åskådliggjorts i figur 25 och 26 nedan. Varje stickprov med olika antal mätningar genomfördes 10 gånger och medelvärdet av dessa 10 gånger $\pm 95\%$ konfidensintervall redovisas i figur 25 och 26. Man ser i figurerna att variationen är stor både för medelvärdet och för standardavvikelsen. Avvikelsen från populationens ”riktiga” medelvärde varierar mellan ca $\pm 5-55\%$ och man måste ta ca 30 mätningar för att kunna vara relativt säker på att inte avvika mer än 10%. Standardavvikelsen varierar mellan ca $\pm 10-70\%$ avvikelse från populationens ”riktiga” och man måste ta hela 60 mätningar för att avvika mindre än 20%.



Figur 25 Procentuell avvikelse mellan stickprovets och hela populationens medelvärde beroende på antal tagna mätningar. Notera att x-axeln inte är kontinuerlig.



Figur 26 Procentuell avvikelse mellan stickprovets och hela populationens st.-avvikelse beroende på antal tagna mätningar. Notera att x-axeln inte är kontinuerlig.

När man gör statusklassningen enligt vattendirektivet är man intresserad av medelvärden och maxvärden och då kan man utifrån figur 25 dra slutsatsen att 10-15 prov verkar vara en praktiskt rimlig nivå av antal prov för att kunna uttala sig om medelvärdet i ett vattendrag. Vattendirektivets krav på 12 prov verkar följaktligen relevant. Färre prov än så ger en stor osäkerhet och fler prov än så verkar vara onödigt arbete utan särskilt mycket vunnet i ökad säkerhet. Medelvärdet är mer osäkert vid försöket med 20 mätningar vilket troligen beror på att ett extremvärde slumpmässigt valts ut vid samplingen. Detta bör dock i praktiken kunna plockas upp av vattendirektivets MAC-MKN som innebär att ingen enstaka mätning får vara över ett visst värde. För SFÄ finns dock ingen motsvarighet för extremvärden och detta är en stor brist i metoden vilket blir tydligt t.ex. i fallet med pulsexponeringar som för zink i Skivarpsån. I fallet med miljögifter är egentligen extremvärden ofta viktigare än medelvärde och att utgå endast från medelvärden kan göra att reella problem inte uppmärksammas.

Dessa figurer visar tydligt varför det kan vara problematiskt att använda sig av endast medelvärde för att säga något om halterna av ett miljögift i ett vattendrag när man har få mätvärden. Om man har färre än 10 mätningar under ett år så kan man avvika mer än 20 % från det sanna medelvärdet av kemikalien. Lägg till det osäkerheten i mätningar i fält, laboratoriemetoder samt osäkerheten i bestämningen av gränsvärdet från första början och grunden man står på i beslutet börjar kännas ganska skakig. Utifrån denna synvinkel utförde jag en analys av insamlad data utifrån sannolikhetsfördelningar och modellberäkningar för att vidare belysa hur dessa data fördelar sig och vilka egenskaper de har. Förhoppningen med denna data- och metodanalys är att det ska leda dels till en ökad förståelse för vilka egenskaper miljöövervakningsdata och vad man ska ha i åtanke då man använder dem i statusklassningen enligt vattendirektivet. Syftet med kommande kapitel är även att göra ett försök till att utveckla en metod för hur man kan gå till väga då man har ett bristande dataunderlag för att statusklassa en vattenförekomst.

6.1 @RISK-MODELLERING

För att analysera och bearbeta data har jag använt programmet @Risk som är ett makrotillägg till Excel och kan användas för att göra osäkerhetsanalys i en riskanalys. Här användes det för att anpassa fördelningar till alla tillgängliga data från undersökningar av tungmetaller i sötvatten. I bilaga 1 visas dessa passade fördelningar och det framgår att kvicksilver, nickel och bly passar väl till en lognormal fördelning. Dessa värden skulle anta en normalfördelning om man logaritmerar dem och detta innebär att det finns flest låga värden runt ett visst typvärde men även en svans av förhöjda värden. Denna skeva fördelning är en vanlig fördelning för koncentrationer av miljögifter i naturen att approximera (Limpert et al 2001). Koppar, zink, krom och kadmium passar bäst till en loglogistisk fördelning vilket är en liknande fördelning men med en ännu längre svans av förhöjda värden.

Fördelningarna för alla tungmetaller i sötvatten visar likartade fördelningar med till största delen låga värden men med en skevhet som ger en svans av förhöjda värden. I tabell 16 nedan redovisas medelvärde,

standardavvikelse och variationskoefficient (standardavvikelse/medelvärde) för alla fördelningar. Variationskoefficienten är en normaliserad standardavvikelse; en standardavvikelse i relation till skalan man mäter på. Man kan se att alla metaller utom zink har relativt lika variationskoefficienter. Zinks högre värde beror sannolikt till största del på de extremvärden som uppmättes i Skivarpsån nedströms Rydsgårds varmförzinkning.

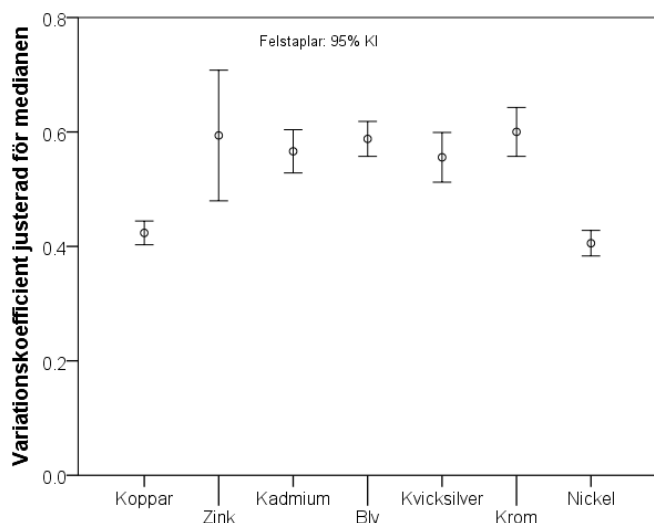
Tabell 16 Medelvärden, standardavvikelse och variationskoefficient (σ/\bar{x}) för alla uppmätta koncentrationer av tungmetaller i sötvatten.

	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg	Cr	Ni
Medelvärde	1.18	6.51	0.035	0.56	2.71	0.40	1.16
Standardavvikelse	0.69	15.02	0.032	0.47	2.16	0.37	0.63
Variationskoeff.	0.58	2.31	0.92	0.83	0.80	0.92	0.54

För att testa om variationskoefficienten var statistiskt signifikant skild mellan de olika metallernas dataset så användes ett modifierat Levene's test som utretts i Schultz (1985). I detta test kalkyleras absolutvärdet för skillnaden mellan varje uppmätt värde och medianen för metallen och detta delas sedan med medianen för att få en variationskoefficient justerad för medianen (ekvation 1).

$$(1) \text{Variationskoeff} (X) = |X - \text{median}(\text{metall})| / \text{median}(\text{metall})$$

I detta test används medianen istället för medelvärdet för att beräkna variationskoefficienten för att den har visat sig mer robust vid data som inte är normalfördelade (Schultz 1985). De beräknade variationskoefficienterna kan sedan testas för statistiskt signifikant skillnad med en ANOVA. I figur 27 och tabell 17 nedan åskådliggörs skillnader i relativ variation mellan tungmetallerna i Skåne och ett värde under 0,05 visar på en statistiskt signifikant skillnad. Man kan se att koppar och nickel är skilda från de andra som har inbördes lika variationskoefficienter och denna statistiska analys skiljer sig från min första observation att zink såg ut att ha en högre spridning sett utifrån variationskoefficient justerad för medelvärdet (tabell 16).



Figur 27 Relativ variation för tungmetallerna som undersökts i denna rapport, justerad för medianen.

Tabell 17 P-värden från modifierat Levene's test för test av skillnad i relativ variation mellan mätningar av tungmetallerna som undersökts i denna rapport.

Metall	Koppar	Zink	Kadmium	Bly	Kvicksilver	Krom	Nickel
Koppar		.000	.000	.000	.014	.000	.998
Zink	.000		.991	1.000	.995	.994	.000
Kadmium	.000	.991		.999	1.000	.843	.000
Bly	.000	1.000	.999		.999	.978	.000
Kvicksilver	.014	.995	1.000	.999		.910	.006
Krom	.000	.994	.843	.978	.910		.000
Nickel	.998	.000	.000	.000	.006	.000	

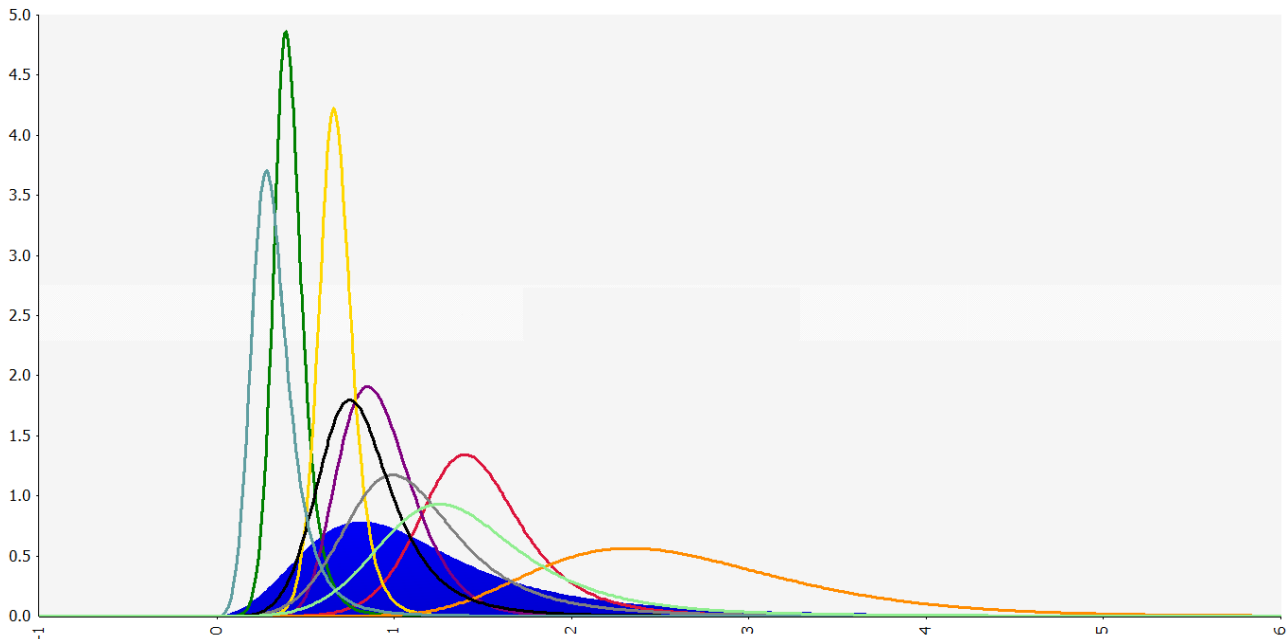
Jag genomförde sedan samma test av skillnader i relativ variation men mellan testlokaler för koppar för att se om det är en statistiskt signifikant skillnad mellan lokaler inom Skåne för samma metall. För detta test valde jag slumpmässigt 10 olika lokaler i Skåne och kalkylerade det modifierade Levenetestet. Resultatet för detta redovisas i tabell 18 och här kan man se att ingen variationskoefficient för de olika övervakningslokalerna är statistiskt signifikant skild från de andra.

Tabell 18 P-värden från modifierat Levene's test för test av skillnad i relativ variation mellan övervakningslokaler för koppar.

Lokal	Trolleberg	Klingstorpabäcken	Ellestads-sjön	Faxerödsbäcken	Hammar-sjön	Klingavälsån	Kranke-sjön	Lärkesholms-sjön	Tostarp	Vramsån
Trolleberg		.998	1.000	.999	.999	1.000	.984	.997	.999	.989
Klingstorpabäcken	.998		.996	.937	.946	.984	1.000	.936	.958	1.000
Ellestadssjön	1.000	.996		1.000	1.000	1.000	.983	1.000	1.000	.993
Faxerödsbäcken	.999	.937	1.000		1.000	1.000	.797	1.000	1.000	.518
Hammarsjön	.999	.946	1.000	1.000		1.000	.809	1.000	1.000	.480
Klingavälsån	1.000	.984	1.000	1.000	1.000		.920	.999	1.000	.801
Kranke-sjön	.984	1.000	.983	.797	.809	.920		.857	.892	1.000
Lärkesholms-sjön	.997	.936	1.000	1.000	1.000	.999	.857		1.000	.875
Tostarp	.999	.958	1.000	1.000	1.000	1.000	.892	1.000		.908
Vramsån	.989	1.000	.993	.518	.480	.801	1.000	.875	.908	

Utifrån dessa test kan man anta att både sannolikhetsfördelningen och den relativa variationen varierar väldigt lite och detta gäller både mellan olika tungmetaller **och** mellan olika övervakningslokaler för samma metall. I figur 28 visas 9 av de sannolikhetsfördelningar som passats av @Risk till lokalerna i tabell 18 och sannolikhetsfördelningen för alla uppmätta koncentrationer i "sötvtattenförekomsten Skåne" har plottats i bakgrunden som den ifyllda blå fördelningen. Lokalen Lärkesholms-sjön togs bort eftersom @Risk bara kunde plotta 10 fördelningar i samma graf och Lärkesholms-sjön passades till en triangulär fördelning. Detta undantag från lognormal beror troligtvis endast på att lokalen Lärkesholms-sjön hade minst antal data (N=5) och utfallet slumpade sig till en triangulär fördelning. Man kan se att resten av sannolikhetsfördelningarna antar ungefär samma form men har olika spridning vilket dock till stor del kan antas bero på antal data per lokal.

Enligt tabell 18 har vi även sett att lokalernas relativa variation är samma så fördelningarna är följaktligen relativt lika men förskjutna efter skalan på x-axeln beroende på vilka halter som är mest sannolikt att hitta på just den lokalen.

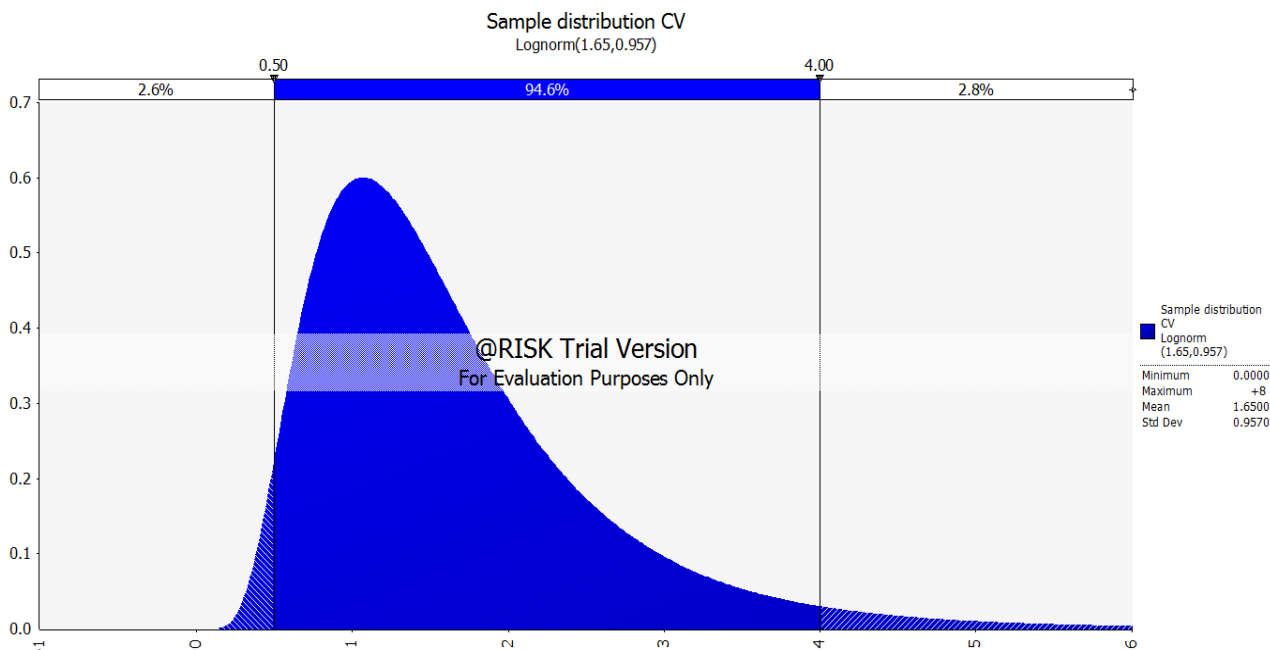


Figur 28 Sannolikhetsfördelningar för kopparkoncentrationer i tio slumpmässigt utvalda miljöövervakningslokaler i Skåne jämfört med alla uppmätta koncentrationer av koppar i Skåne (fylld blå fördelning).

Några av aspekterna som jag tagit upp i detta kapitel bör man ha i åtanke vid statusklassning när man arbetar med ett dataunderlag som ofta kan vara väldigt bristfälligt. Koncentrationer av miljögifter i naturen approximerar ofta lognormalfördelningar och inte normalfördelningar och för data som inte är normalfördelade är ett aritmetiskt medelvärde egentligen en missvisande förenkling. Eftersom den lognormala fördelningen har en svans av extremvärden så förskjuts medelvärdet till en högre koncentration än vad som är mest sannolikt att uppmäta vid provtagning. Man löper å andra sidan risken att helt missa förhöjda värden om man tar för få prover på ett vattendrag och extremvärden är ofta väldigt viktiga att upptäcka när det gäller miljöövervakning. För att undvika att man gör felaktiga antaganden bör man logaritmera alla värden innan man beräknar ett medelvärde av dem och detta medelvärde jämförs sedan med ett logaritmerat gränsvärde eller MKN.

Eftersom data alltid kommer att vara mer eller mindre bristfälliga, p.g.a kostnad och praktiska orsaker, är det av intresse att förфина analysen av de data som samlats in. Med kunskap om egenskaperna hos miljöövervakningsdata som jag gått igenom i detta kapitel kan man utarbeta en probabilistisk metod för analysen av data. Med detta menas alltså att man bedömer sannolikheten att en enskild mätning skulle överskrida MKN eller gränsvärde. I figur 29 nedan så har jag "tvingat" @Risk att bilda en lognormal fördelning utifrån 8 uppmätta koncentrationer av koppar från Hammarsjön. Medelvärdet av dessa var 1,65 och jag använde detta och variationskoefficienten för alla kopparkoncentrationer (0,58) för att beräkna en standardavvikelse ($1,65 * 0,58 = 0,957$) för den lognormala fördelningen. De vertikala strecken i figuren har satts till bakgrundsvärdet $0,5 \mu\text{g/l}$ och SFÄ-gränsvärdet $4 \mu\text{g/l}$ och programmet ger då informationen att 2,8 % av fördelningen ligger över gränsvärdet. Följaktligen det kan vara rimligt att anta att man skulle hitta koncentrationer över gränsvärdet med endast 2,8 % sannolikhet i Hammarsjön.

Att bara använda 8 mätdata för att simulera en fördelning är dock troligen för lite om man betänker resultatet från figur 27. Antal data som krävs för att kunna avgöra detta med en viss säkerhet kan man relatera till de resultat som jag redovisat i figur 27 och 28. Man måste till exempel mata in 20-30 värden för att vara relativt säker på att de data man har kommer att ge ett medelvärde som avviker mindre än 10 % från det ”riktiga” medelvärdet.



Figur 29 Lognormal fördelning simulerad utifrån 8 uppmätta koncentrationer av koppar i Hammarsjön.

En metod med probabilistisk analys av koncentrationer skulle vara väldigt tidskrävande för vattenförvaltningen om den utfördes på det här sättet men något liknande och gärna mer automatiserat kunde vara ett mål för framtiden för att få en mer rättvisande hantering av data än endast beräkning av medelvärden. Det kunde sättas i system genom att ta fram ett datorprogram och en beprövad metod som följer dessa principer.

7. DISKUSSION

Det har blivit uppenbart under arbetet med statusklassningen enligt vattendirektivet att miljöövervakningen i Sverige inte har hängt med i utvecklingen, varken lokalt, regionalt eller nationellt. Den har inte anpassats efter direktivet och i och med detta saknas egentligen ett fullgott underlag för att bedriva vattenförvaltningen som det är tänkt. Vattendirektivet är specifikt vad gäller MKN, vilka förutsättningar de gäller och vilka data som behövs för att kunna jämföra uppmätta koncentrationer med MKN. Det finns begränsad flexibilitet om dessa data saknas och detta ställer till problem vid statusklassningen.

Det största problem jag stött på är att vattendirektivets MKN för metaller avser lösta halter i vattenfas filtrerat genom ett 45 µm filter men miljöövervakningen i Skåne län mäter totalhalter. Detta beror på att miljöövervakningen i många avseenden är intresserade av att övervaka totala utsläpp och total transport från verksamheter. Det gör dock att mätningar inte är lika rättvisande vad gäller toxicitet för den akvatiska miljön och dessutom egentligen inte stämmer överens med vattendirektivets krav.

För att anpassa halter av miljögifter, i synnerhet metaller, till deras biotillgängliga form så förespråkas av HAV att man använder en BLM-modell för de ämnen den är utvecklad. För att kunna använda BLM-modellen krävs data för DOC, Ca och pH och helst mätt vid samma tillfälle som metallhalten. DOC mäts dock inte i något av miljöövervakningsprogrammen utan de mäter bara TOC. Litteratursökning har inte heller påvisat någon tillförlitlig metod för korrelering av DOC med TOC eller någon annan variabel. Ca-halt och pH mäts i vissa vatten men finns långt ifrån alltid tillgängligt. Detta gör att BLM-modellen blir relativt osäker att använda och verkar vara något som HAV inte helt har tänkt igenom innan de rekommenderar den.

Miljöövervakningen måste anpassas efter vilka krav som ställs i vattendirektivet med mätningar av lösta metallhalter samt mätning av DOC, Ca och pH. Vattendirektivet kan inte efterlevas om inte en ansträngning görs för att anpassa miljöövervakningen efter det. Syftet med SRK-programmen för åarna, vilka står för en stor del av miljöövervakningen i vatten, är att övervaka effekterna av föroreningar. De mäter dock endast i undantagsfall något annat än allmänna parametrar för vattenkemi och metallhalter och ger ingen information om övriga föroreningar. När vi nu har ett tvingande vattendirektiv i Sverige så måste det vara en prioritet för miljöövervakningen att framställa data som kan tillämpas när man arbetar utifrån det. I de fall miljöövervakningen syftar till att ge underlag för andra bedömningar, till exempel i tillståndsärenden för verksamheter, så måste dessa mätningar ändå kompletteras med data som kan tillämpas vid statusklassning enligt vattendirektivet.

Dataunderlaget för metaller är bristfälligt men det är trots allt långt bättre än dataunderlaget för organiska miljögifter. I fallet med dessa får man ofta förlita sig på några få undersökningar som gjorts på spridda ställen i länet och det är både svårt att få en helhetsbild och att bedöma enskilda vattendrag utifrån få mätvärden, dessutom saknas naturligtvis helt underlag för majoriteten av vattenförekomsterna.

Det finns dock områden där det motsatta förhållandet råder, alltså att miljöövervakningen känns relevant men där inget stöd finns för att använda dessa data i statusklassningen. Jag tänker då på övervakningen av miljögiftshalter i sediment och biota efter kusten som tyvärr i stor utsträckning saknar MKN i vattendirektivet. Mätningar i sediment och biota i havsvatten är mer relevant än mätningar i vattenfasen eftersom de ger en långsiktig och tidsintegrerad bild av föroreningsituationen medan vattenprovtagningar kan variera mycket kraftigt i kustvatten beroende på väder och vind. Trots att MKN saknas finns ändå en viss möjlighet att använda dessa data i riskklassningen av vattenförekomsten och eventuellt även som expertbedömning och därmed del av kemisk status. Det är dock oklart vid skrivandet av denna rapport om vilken vikt dessa mätningar i annan matris kommer att få vid statusklassningen. Det skulle vara önskvärt om vattendirektivet reviderades för att även innefatta fler gränsvärden för matriserna sediment och biota så att dessa kunde användas direkt vid kemisk statusklassning.

Syftet med vattendirektivet är att förvalta vattenförekomster så att kvaliteten på vattenmiljön förbättras eller åtminstone behålls. Under arbetet med statusklassningen har det dock framstått som att vattendirektivet är relativt uddlöst när det gäller att påverka miljöarbetet i rätt riktning. På grund av de höga kraven på data så är det svårt att klassa en vattenförekomst som dålig kemisk status och i de fall man ändå gör det är det relativt lätt att argumentera emot statusklassningen om den inte följer metodiken helt och hållet. Detta gör att det i förlängningen blir svårt att använda statusklassningen för att ställa krav på verksamheter med vattendirektivet som grund.

Man kan även ställa sig frågan huruvida vattendirektivet från första början har någon reell möjlighet att skydda vattenmiljön från skada. De gränsvärden som tagits fram är avsedda att skydda organismer från toxiska effekter och är baserade på vetenskapligt framtagna toxicitetsdata. Metoden ignorerar dock den så kallade cocktaileffekten alltså att toxiciteten då en organism är utsatt för flera kemikalier på samma gång kan vara annorlunda än då organismen utsätts för en kemikalie i taget. Traditionella toxicitetstest designas så att de testar hur effekten av en kemikalie på en art varierar vid olika koncentrationer av kemikalien. Detta är naturligtvis en förenkling eftersom en organism i naturen alltid är utsatt för många miljögifter på samma gång. Cocktaileffekten är komplex och väldigt svår att utreda vidden av vilket gör att den ofta lämnas därhän i riskanalys.

Effekterna kan för olika kombinationer vara additiva, vilket skulle innebära att även koncentrationer under gränsvärdet för respektive ämne tillsammans kan ge en toxisk effekt. Effekterna kan dock även vara subtraktiva, till exempel metaller som konkurrerar om samma bindningsplats på en fisks gälar och detta skulle kunna medföra att man överskattar risken med vissa ämnen. Kombinationen kan även vara synergistisk vilket innebär att ett ämnes toxicitet ökar markant då det förekommer i kombination med ett annat ämne och detta innebär den största risken för underskattning av toxiciteten. (Kortenkamp et al 2009)

Vattendirektivet har fått relevant kritik för att detta inte uppmärksammas mer men försök har gjorts för att utreda detta och det är i praktiken mycket svårt att säga något generellt om toxiciteten hos blandningar av kemikalier. I det kemikaliesamhälle vi lever i är det ohållbart att tro att man ska kunna toxicitetstesta alla kemikalier en och en, och ännu mer otroligt att man ska kunna utreda effekterna av alla kombinationer av kemikalier. Man får sätta sin tilltro till att de miljö kvalitetsnormer som sätts i vattendirektivet är tillräckligt konservativa för att förhindra skada på ekosystemen och att kemikalielagstiftningen i framtiden skärps så att vi inte ser samma tillskott av nya ämnen på marknaden. En förhoppning uttrycks även av Naturvårdsverkets Rapport 5799 (2008) om att eventuella negativa effekter på grund av föroreningar ska upptäckas i den ekologiska statusklassningen med avseende på biologiska faktorer som bestånd av fisk- och bottenfauna. Detta är dock ett mycket grovt sätt att indikera påverkan på det akvatiska ekosystemet eftersom de här biologiska faktorerna inte specifikt tagits fram för att visa en toxisk effekt och definitivt inte för alla tänkbara effekter som kan uppkomma från miljögifter. När den allmänna ekologiska statusklassningen är en indikator på toxisk effekt är troligtvis effekterna redan allvarliga och det är beklagligt om man ska behöva vara så sen med att kunna komma med åtgärder.

Utifrån min analys av hur data är fördelade och vilka egenskaper de har så har jag insett att det borde vara fullt möjligt att ta fram en modell som simulerar en fördelning utifrån de miljöövervakningsdata man har att tillgå. Denna fördelning skulle sedan kunna användas genom att man plockar värden slumpmässigt ur den som kan komplettera de miljöövervakningsdata man har (så kallad bootstrapping). Fördelningen skulle även kunna användas i en probabilistisk analys som i figur 29. Särskilt när det gäller organiska ämnen och så kallade "emerging pollutants", alltså miljögifter som man nyligen fått upp ögonen för, så utförs inga kontinuerliga provtagningar och beslutsunderlaget blir därför oftast väldigt skralt. Det skulle här hjälpa enormt om man då på ett rationellt sätt kunde simulera fram fler data att grunda sitt beslut på eller om det fanns grund i vattendirektivet för att kunna basera statusklassningar på en probabilistisk analys.

Man kan visa att stickprov av uppmätta koncentrationer ofta följer en lognormal fördelning och man kan visa att deras relativa variation varierar i ett ganska snävt intervall. Förutsatt att man har ett tillräckligt bra underlag så kan man med god tillförlitlighet simulera fram fler värden utifrån denna lognormala sannolikhetsfördelning med ett medelvärde eller en median baserat på de uppmätta koncentrationerna samt en standardavvikelse kalkylerad från de typiska variationskoefficienterna man hittar i regionen eller landet.

Det kan tyckas att detta skulle vara en stor ändring av vattenförvaltningens metod men faktum är att detta tillvägagångssätt, ur en vetenskaplig synvinkel, borde vara minst lika sunt som BLM-modellen eller de artkänslighetsfördelningar (SSD, Species Sensitivity Distributions) som gränsvärdena framtagits utifrån och som hela vattendirektivet vilar på. Även i SSD är det frågan om att ta fram sannolikhetsfördelningar utifrån bristfälliga data, t.ex. för få arter eller för arter som inte lever i svenska vatten, och fatta beslut utifrån detta. Jag anser att analysen av mätdata skulle vara mer rättvisande om man tog hänsyn till osäkerheten som finns i mätningarna och stickproven i förhållande till den faktiska koncentrationen i miljön.

Det som talar emot framtagandet och användandet av en probabilistisk modell är möjligen kutymen att ”hellre fria än fälla” eftersom tillämpningen av modellen skulle kunna leda till att fler vattenförekomster klassades som dålig status. Det är dock en problematisk del av vattenförvaltningen att det bara finns två olika statusklassningar; ”God status” och ”Uppnår ej god status” och att ”God status” ska sättas på alla vattenförekomster som saknar data. Detta leder till att miljögiftstillståndet i vattenmiljön kan verka bättre än vad det faktiskt är för alla som inte är insatta, då den största delen av kartan markeras grön. Man bör förstås även undvika att klassa vattenförekomster som ”Uppnår ej god status” då man inte har grund för det, så att man inte prioriterar åtgärder fel. Jag föreslår att man skulle införa en tredje statusklassning kallad ”Data saknas för bedömning” för att vara transparent i metoden.

Om en modell för simulering av fler data eller för probabilistisk analys skulle tas fram av Naturvårdsverket, eller ännu hellre centralt av Europeiska miljöbyrån skulle man dessutom kunna få tillgång till ännu mer data att basera modellen på och på så vis kunna ta fram en statistiskt säkrare modell. I EU-kommissionens direktiv 2008/105/EC om ändringar av vattendirektivet ser jag också en viss öppning för utveckling av en sådan här modell då det i rapporten står:

”For any given surface water body, applying the MAC-EQS means that the measured concentration at any representative monitoring point within the water body does not exceed the standard. However, in accordance with Section 1.3.4 of Annex V to the Directive 2000/60/EC, Member States may introduce statistical methods, such as a percentile calculation, to ensure an acceptable level of confidence and precision for determining compliance with the MAC-EQS. If they do so, such statistical methods shall comply with detailed rules laid down in accordance with the regulatory procedure referred to in Article 9(2) of this Directive.”

Detta bör nog dessvärre tolkas som att man med statistiska argument kan bortse från extremvärden men eventuellt kan det även användas i det motsatta syftet. Om modellen togs fram centralt skulle metoden vinna mycket trovärdighet och användningen skulle kunna underlätta och förbättra arbetet med vattenförvaltningen avsevärt.

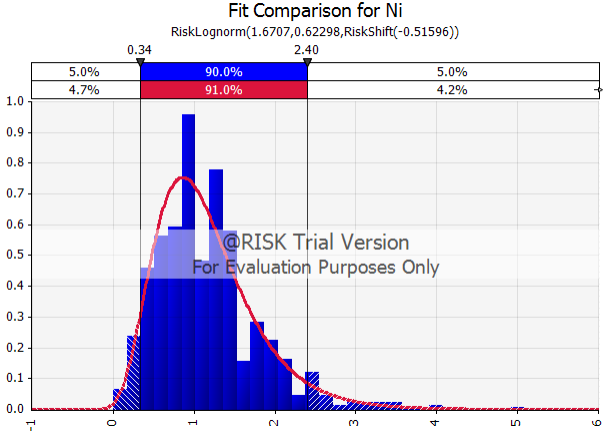
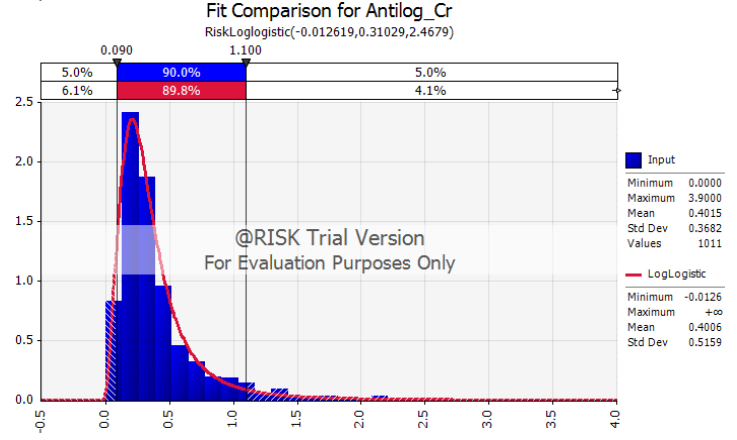
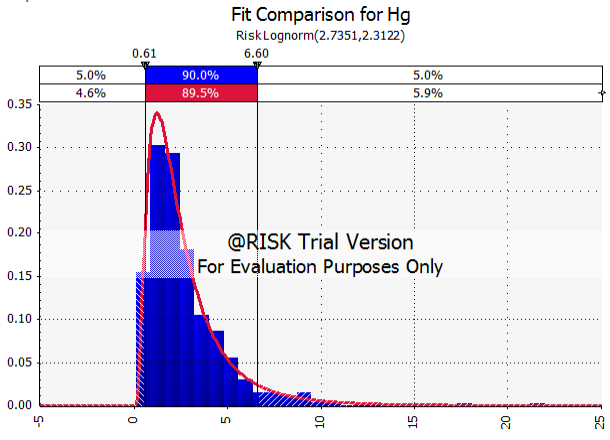
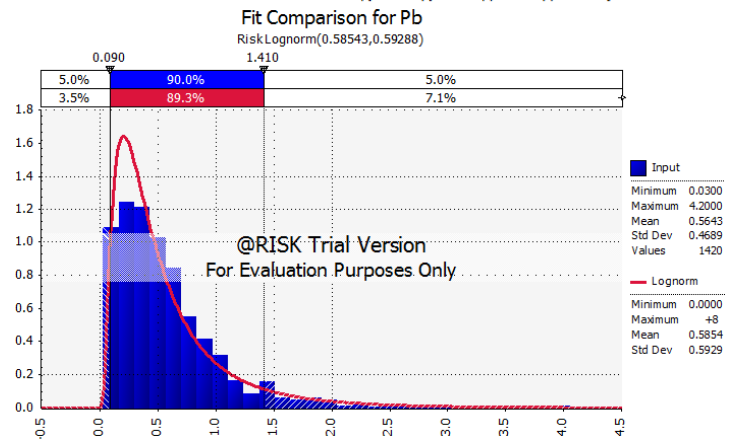
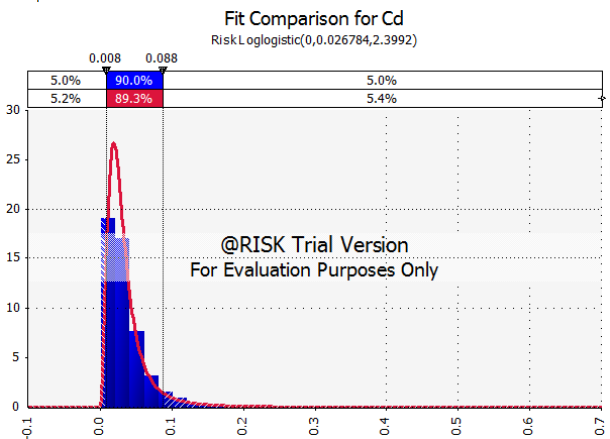
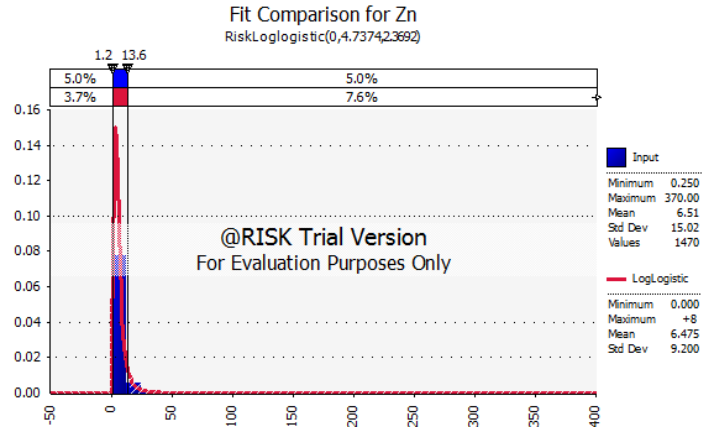
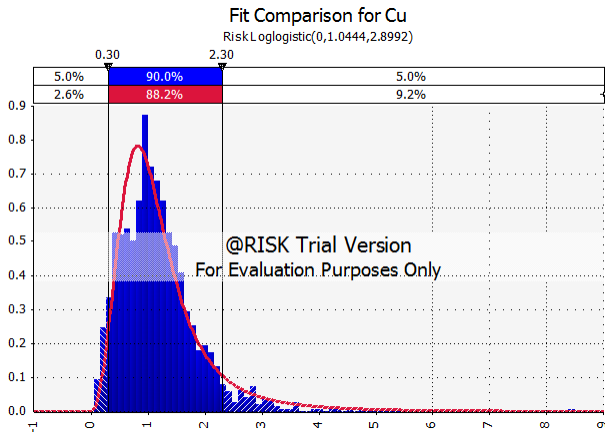
Sammanfattningsvis har denna rapport för mig inneburit många insikter i hur det praktiska arbetet med vattendirektivet bedrivs, vad det baseras på och vilka styrkor och svagheter som finns. Dataunderlag kommer i de flesta fall vara litet – det ligger i sakens natur att hålla kostnader nere. Vad man behöver för att uppnå trovärdighet i statusklassningarna är att förfina analysen och att anpassa metoden till kvalitén i dataunderlaget. Vidare behöver förbättringsarbetet fortsätta genom att vattendirektivet tolkas med tydliga riktlinjer som passar svenska förhållanden. Detta är en uppgift för HAV och Naturvårdsverket.

REFERENSLISTA

- Bio-met (2013) Scientific Development of the Biotic Ligand Model <http://bio-met.net/evidence-base/scientific-development-of-the-biotic-ligand-model/> hämtad: 2013-05-09
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG (2000) av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Fraunhofer Institut (2007) Strategie für ein stoffangepasstes Gewässermonitoring (Machbarkeitsstudie).
- Grandin Ulf (2007) Strategier för urval av sjöar som ska ingå i den sexåriga omdrevsinventeringen av vattenkvalitet i svenska sjöar. Sveriges Lantbruksuniversitet. Rapport 2007:10 http://publikationer.slu.se/Filer/IMA_2007_10.pdf hämtad: 2013-02-14
- Gary J. Fosmire (1990) Zinc Toxicity. American Journal of Clinical Nutrition February 1990 vol. 51 no. 2 225-227
- Greppa näringen (2010) Använd högkvalitativa fosforkällor. <http://www.greppa.nu/uppslagsboken/naringistallet/svinproduktion/hogtinnehallavp/atgarder/hogkvalitativfosfor.4.1c0ae76117773233f7800017235.html> uppdaterad: 2010-10-28, hämtad: 2013-05-10
- HAV (2012) Miljöövervakning genom recipientkontroll. <https://www.havochvatten.se/Kunskap-om-vara-vatten/datainsamling-och-miljoovervakning/miljoovervakning/miljoovervakningsdata-genom-andra-verksamheter/miljoovervakning-genom-recipientkontroll.html> uppdaterad: 2012-02-22 hämtad: 2013-05-20
- IPCS (1989a) Chromium. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 61).
- IPCS (1989a) Mercury. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 86).
- IPCS (1989b) Lead. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 85).
- IPCS (1991) Tributyltin compounds. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 116).
- IPCS (1991) Nickel. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 108).
- IPCS (1992) Cadmium. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 135).
- IPCS (1998a) Copper. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 200).
- IPCS (1998b) Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 202).
- IPCS (2001) Zinc. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 221).
- Karolinska institutet (2009) PAH (Polycykliska aromatiska kolväten) <http://ki.se/ki/jsp/polopoly.jsp?a=5716&d=39033&l=sv> uppdaterad: 2009-11-24 hämtad: 2013-05-31
- Kemikalieinspektionen (2006) Varför är kvicksilver, kadmium, bly och deras föreningar utfasningsämnen? <http://www2.kemi.se/templates/PRIOPage.aspx?id=4052> uppdaterad 2006-03-23 hämtad: 2013-05-10
- Kemikalieinspektionen (2011) Kviksilver <http://www.kemi.se/Content/In-focus/Mercury/> uppdaterad: 2011-01-21 hämtad: 2013-05-09
- Kemikalieinspektionen (2011) Fördelningen av mängden kvicksilver i några vanliga produkter. <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Kviksilver/> uppdaterad: 2011-01-21 hämtad: 2013-05-09
- Kemikalieinspektionen (2012) Tennorganiska föreningar <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Statistik/Kortstatistik/Kortstatistik-over-amnen-och-amnesgrupper/Tennorganiska-foreningar/> uppdaterad: 2012-10-07 hämtad: 2013-05-03
- Kemikalieinspektionen (2013) Polycykliska aromatiska kolväten. <http://www.kemi.se/sv/Innehall/Fragor-i-fokus/Polycykliska-aromatiska-kolvaten-PAH/> uppdaterad: 2013-03-11 hämtad: 2013-05-30
- Kimbrough K. L., Johnson W. E., Lauenstein G. G., Christensen J. D. och Apeti D. A.. (2008) An Assessment of Two Decades of Contaminant Monitoring in the Nation's Coastal Zone. Silver Spring, MD. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 74. 105 pp.
- Klima- og forurensningsdirektoratet (2012) TA 3001: Utkast till Bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljökvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota.
- Kortenkamp A., Backhaus T., Faust M. (2009) State of the Art Review of Mixture Toxicity. Report to the Commission of the European Union (Directorate General for the Environment) http://ec.europa.eu/environment/chemicals/pdf/report_Mixture%20toxicity.pdf hämtad 2013-05-27
- Köhler S. J. (2010) Comparing Filtered and Unfiltered Metal Concentrations in Some Swedish Surface Waters. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2010:04.
- Limpert E., Stahel W. A., & Abbt M. (2001). Log-normal Distributions across the Sciences: Keys and Clues. Bioscience, 51(5), 341.

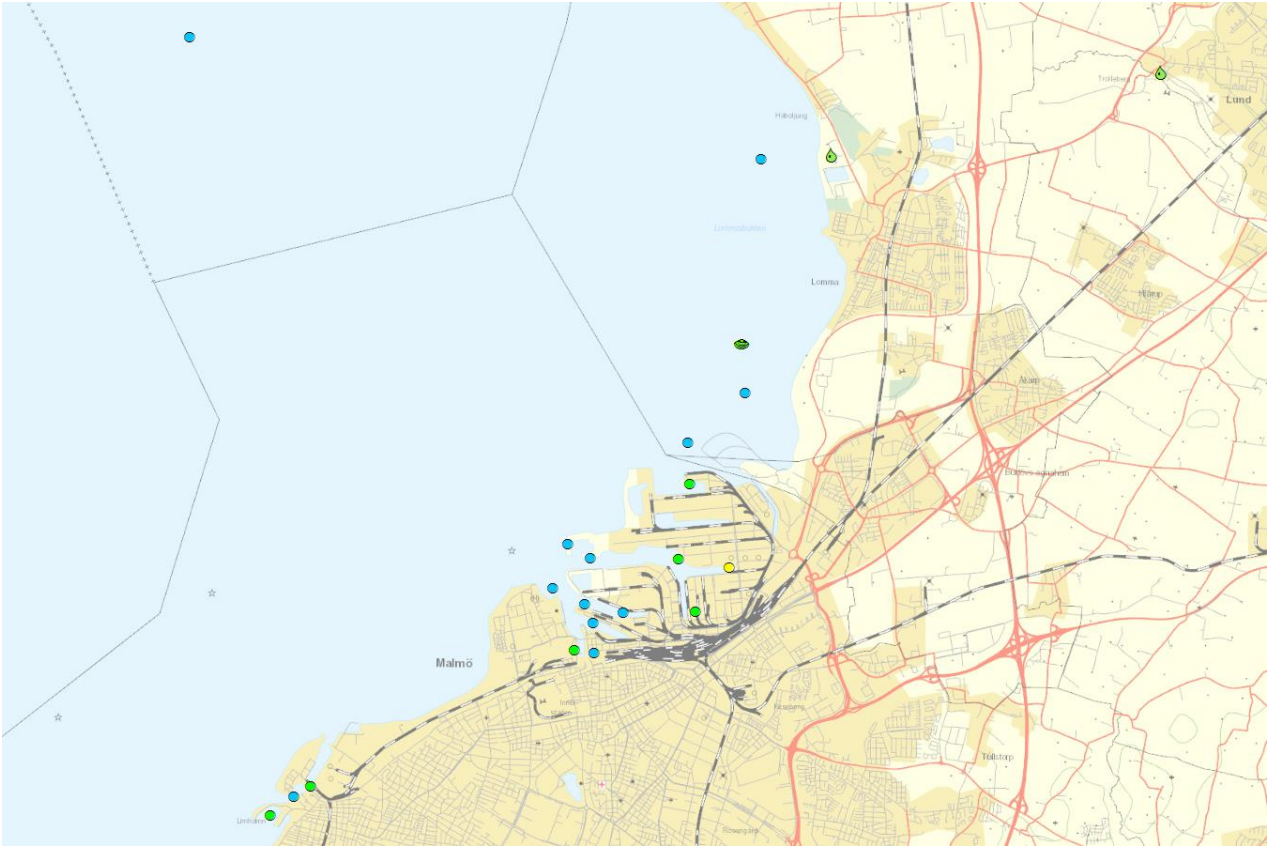
- Livsmedelsverket (2013) Kvicksilver. <http://www.slv.se/sv/grupp1/Risker-med-mat/Metaller/Kvicksilver/> uppdaterad: 2013-02-04 hämtad: 2013-05-25
- Länsstyrelsen i Skåne län (2002) Kvicksilver i fisk och födodjur i 10 skånska sjöar 2002. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/ReferenceLibrary/8679/Kvicksilver%20i%20fisk%20och%20f%C3%B6dodjur%20i%2010%20sk%C3%A5nska%20sj%C3%B6ar%202002.pdf>
- Muysen Brita T.A., De Schampelaere Karel A.C., Janssen Colin R. (2006) Mechanisms of chronic waterborne Zn toxicity in *Daphnia magna*, *Aquatic Toxicology*, Volume 77, Pages 393-401
- Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljökvalitet Kust och hav. Rapport 4914
- Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag. Rapport 4913
- Naturvårdsverket (2008) Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassificering och fastställande av MKN. Rapport 5799.
- Naturvårdsverket (2008b) Biologisk effektövervakning av organiska tennföreningar Version 1:0 2008-04-04 http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/Handledning/Metoder/Undersokningstyper/kust%20och%20hav/org_tennforening.pdf hämtad: 2013-05-10
- Naturvårdsverket (2008c) Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektivet för vatten. rapport 5801 <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5801-2.pdf>
- Naturvårdsverket (2010a) Utsläpp i siffror. Koppar (Cu) <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Koppar/> Uppdaterad: 2010-01-12, hämtad: 2013-05-09
- Naturvårdsverket (2010b) Utsläpp i siffror. Zink (Zn) <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Zink/> Uppdaterad: 2010-01-12, hämtad: 2013-05-09
- Naturvårdsverket (2010c) Utsläpp i siffror. Nickel (Ni) <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Nickel/> Uppdaterad: 2010-01-12, hämtad: 2013-05-09
- Naturvårdsverket (2010d) Utsläpp i siffror. Bly (Pb) <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Bly/> Uppdaterad: 2010-01-12, hämtad: 2013-05-09
- Naturvårdsverket (2010e) Utsläpp i siffror. Krom (Cr) <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Krom/> Uppdaterad: 2010-01-12, hämtad: 2013-05-10
- Naturvårdsverket (2010f) Utsläpp i siffror. Krom (Cd) <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Kadmium/> Uppdaterad: 2010-01-12, hämtad: 2013-05-10
- Naturvårdsverket (2012) Giftfri miljö. <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Sveriges-miljomal/Miljokvalitetsmalen/Giftfri-miljo/> uppdaterad: 2012-09-20 hämtad: 2013-05-20
- Norska Statens forurensningstilsyn (2007) Rapport 2229: Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann, Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter.
- OSPAR (2004) OSPAR/ICES Workshop on the evaluation and update of background reference concentrations (B/RCs) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediment and biota. http://www.ospar.org/documents/dbase/publications/p00214_brc%20eac%20workshop.pdf hämtad: 2013-05-29
- Petersson Göran (2008) Kemisk miljövetenskap: Förurning. <http://publications.lib.chalmers.se/records/fulltext/72644.pdf> hämtad: 2013-05-27
- Schultz Brian B. (1985) Levene's Test for Relative Variation. *Systematic Zoology* Vol. 34, No. 4 (Dec., 1985), pp. 449-456
- SLU (2013) Miljöövervakning av sjöar och vattendrag. <http://www.slu.se/sv/fakulteter/nl-fakulteten/om-fakulteten/institutioner/institutionen-for-vatten-och-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/> uppdaterad: 2013-03-28 hämtad: 2013-05-20
- USEPA (1997) Toxicological review tributyltin oxide. United States Environmental Protection Agency, Region 8 (8P2-W-MS) 999 18th St., Suite 500 Denver CO 80202-2466 <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0349tr.pdf> hämtad: 2013-05-10
- USEPA (2012) ProUCL Software. <http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm> uppdaterad: 2012-09-13, hämtad: 2013-05-17
- VISS (2013) RMÖ, Skåne Län, Regionala referenssjöar. <http://www.viss.lansstyrelsen.se/MonitoringPrograms.aspx?monitoringProgramID=309> hämtad: 2013-05-20

BILAGA 1

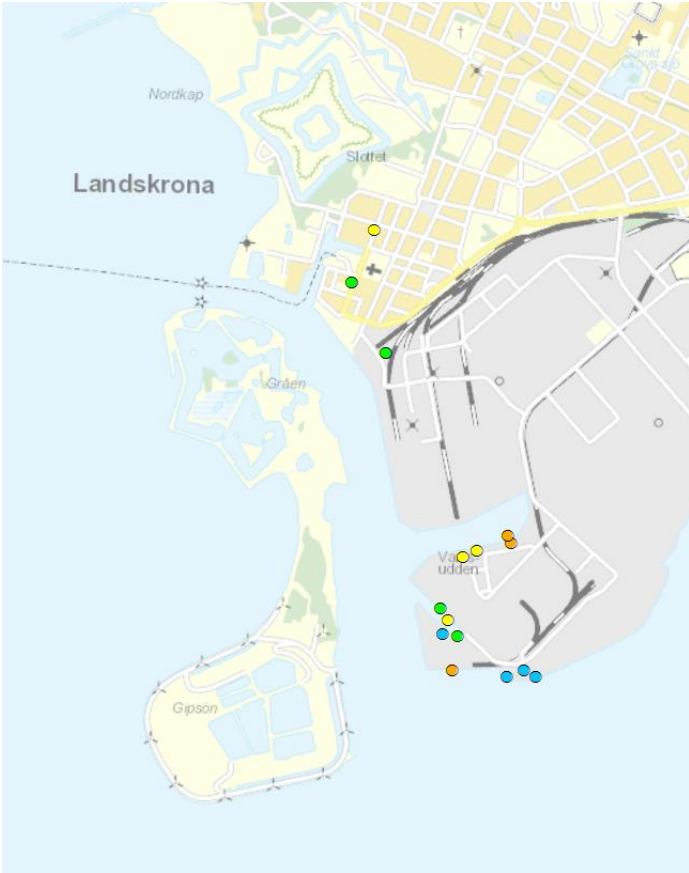


ZINK

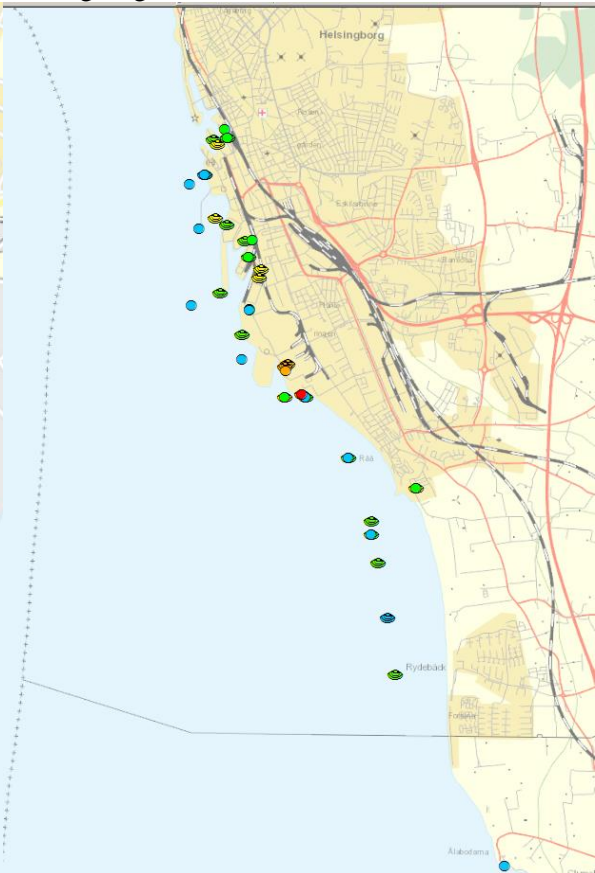
Malmö



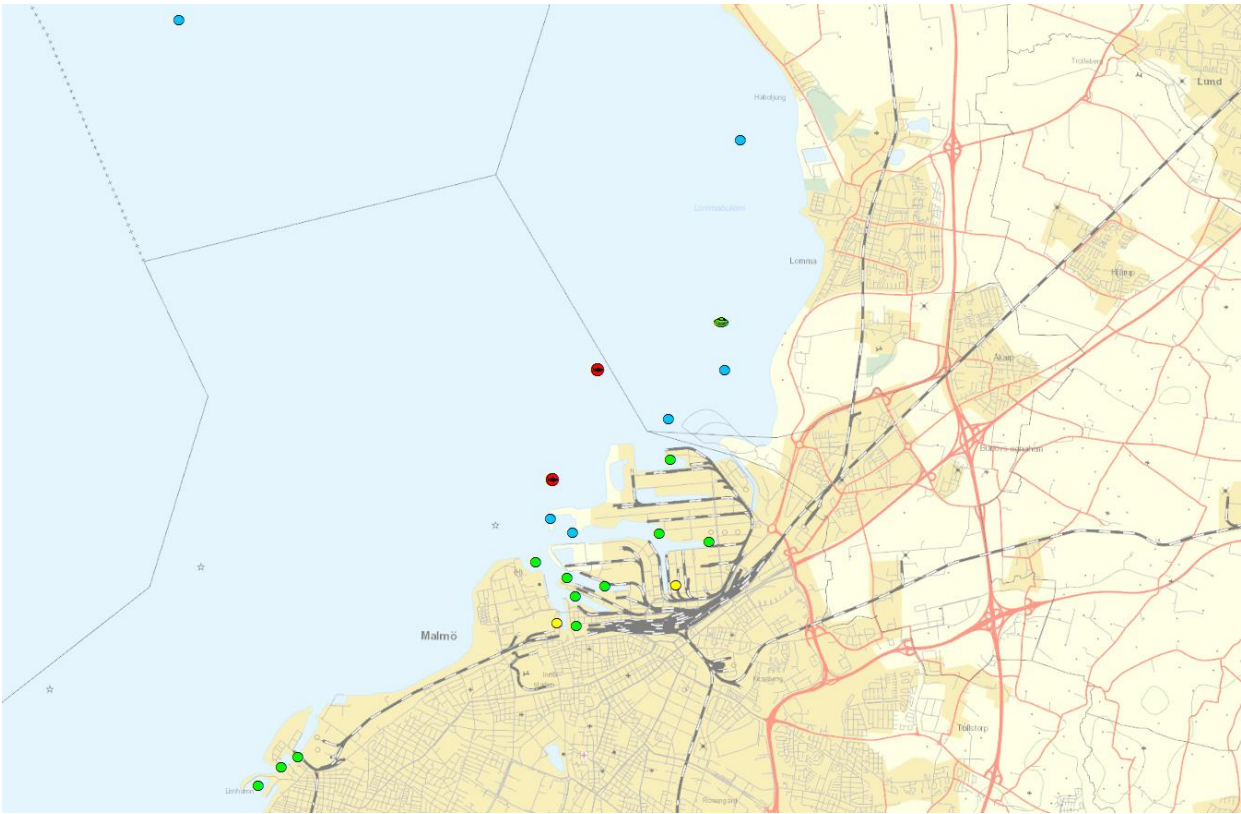
Landskrona



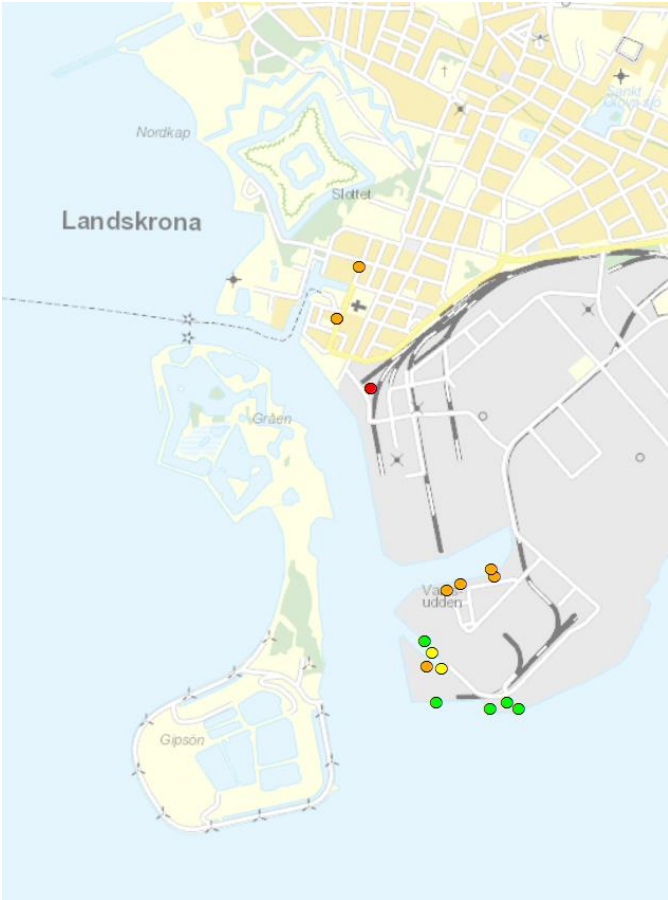
Helsingborg



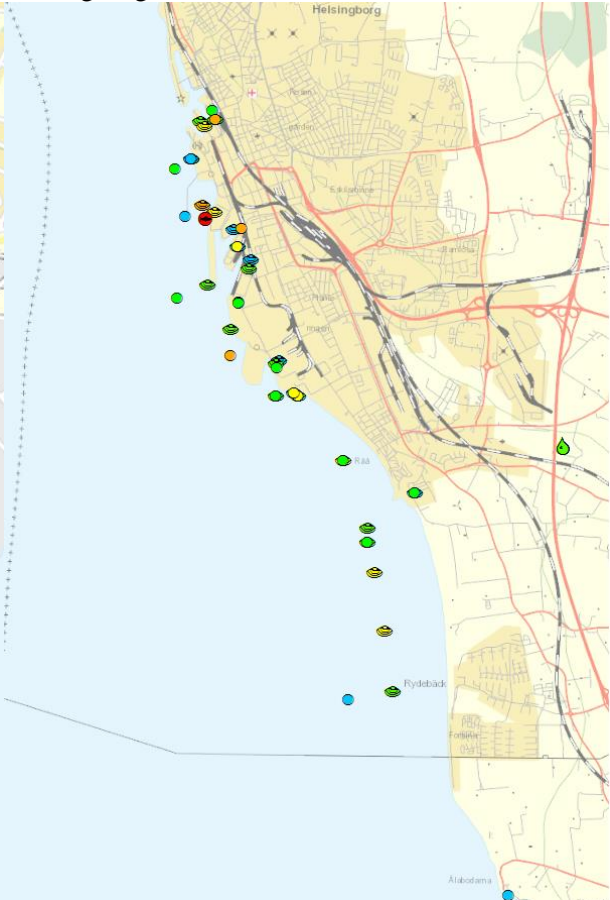
KVICKSILVER
Malmö



Landskrona



Helsingborg



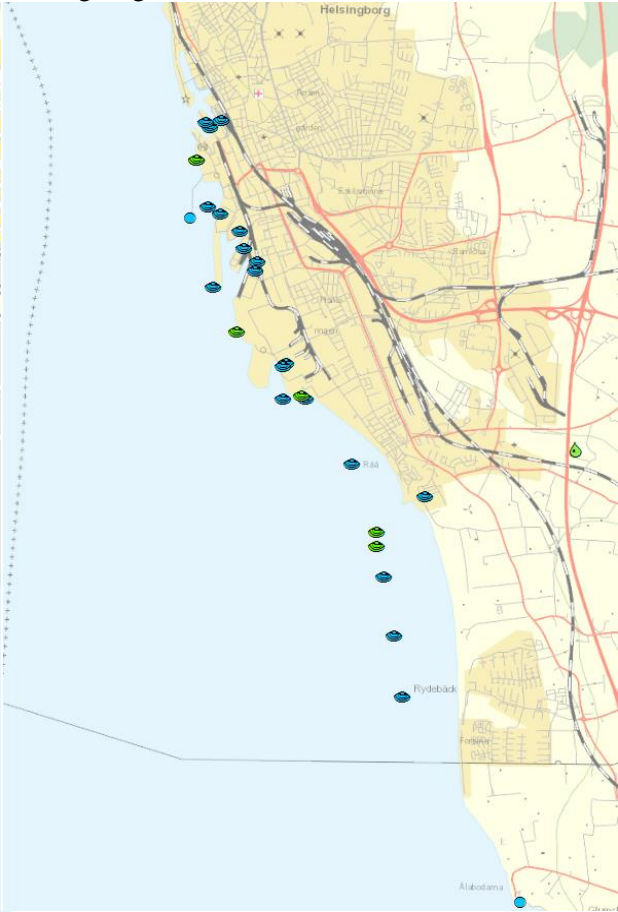
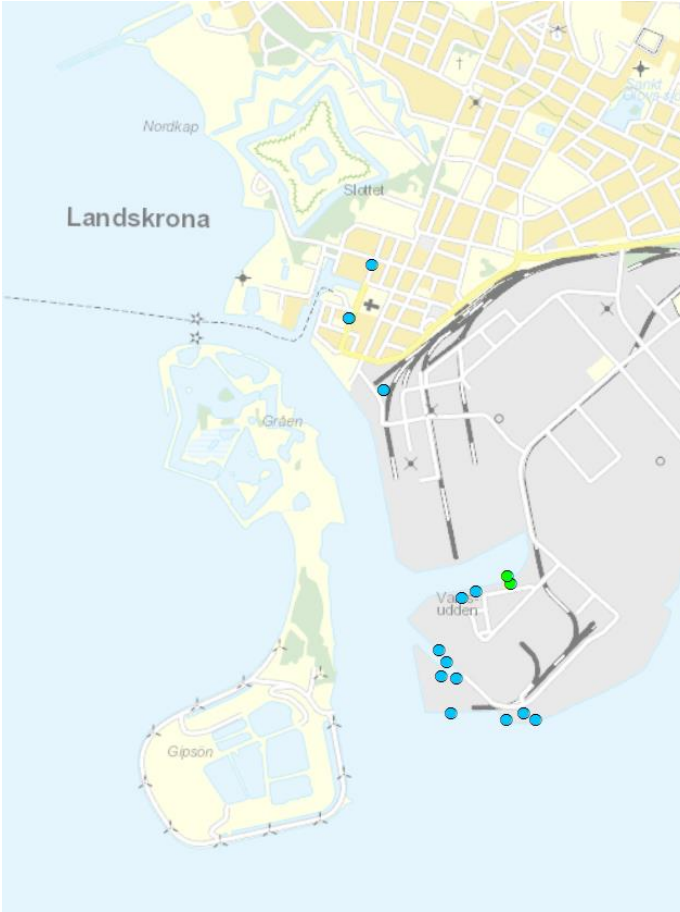
NICKEL

Malmö



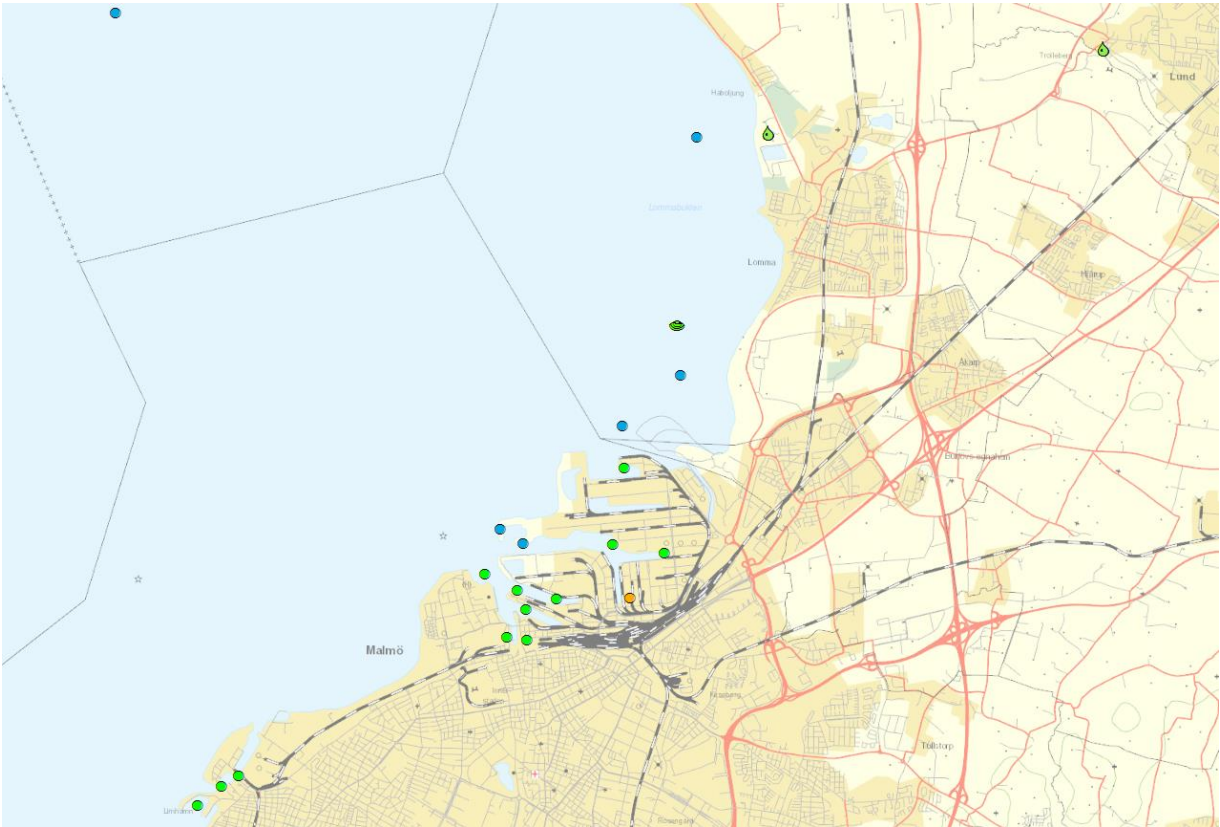
Landskrona

Helsingborg

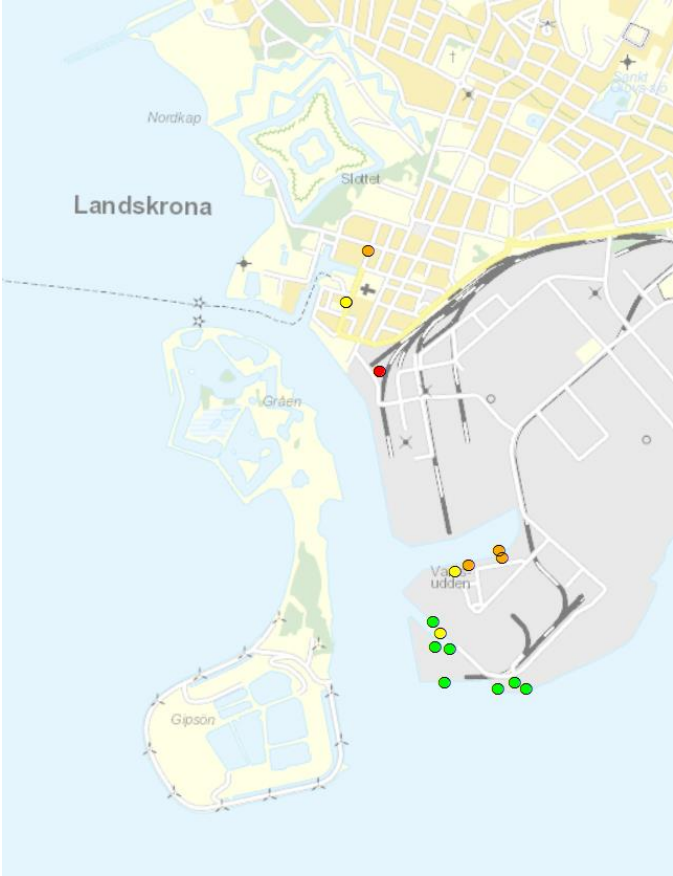


BLY

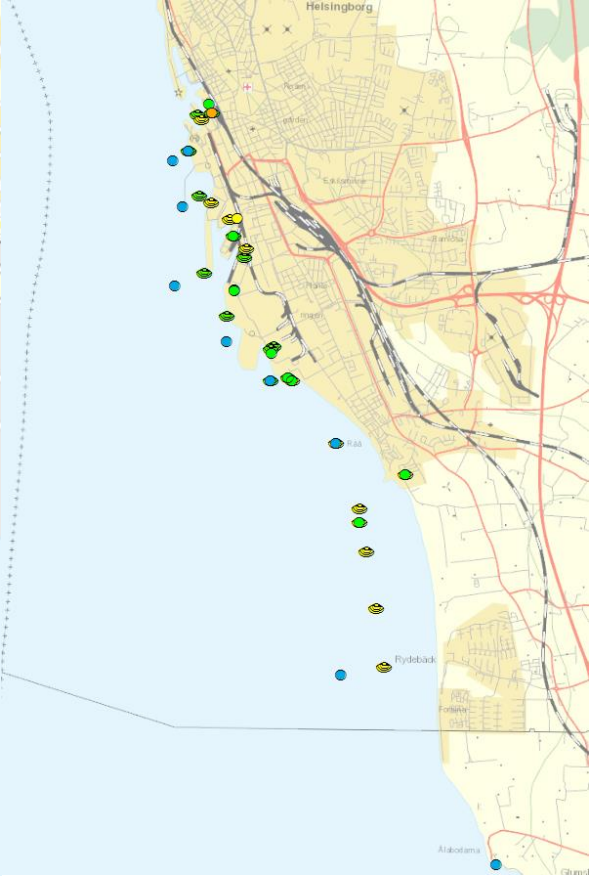
Malmö



Landskrona



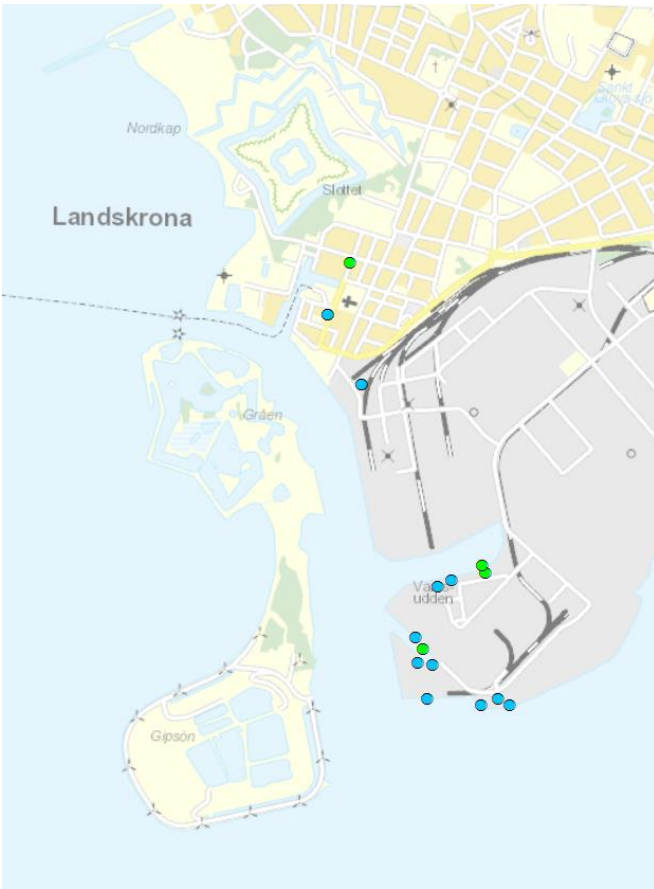
Helsingborg



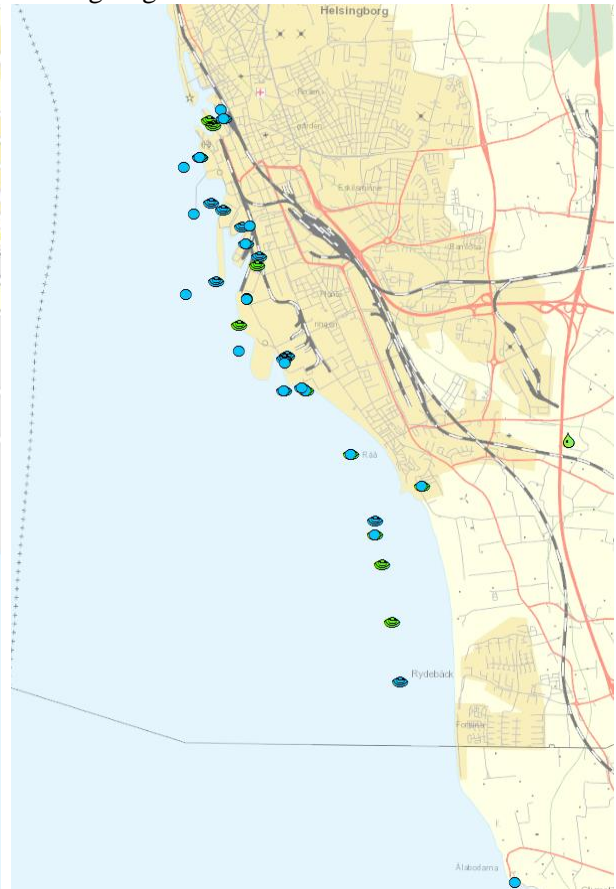
KROM
Malmö



Landskrona

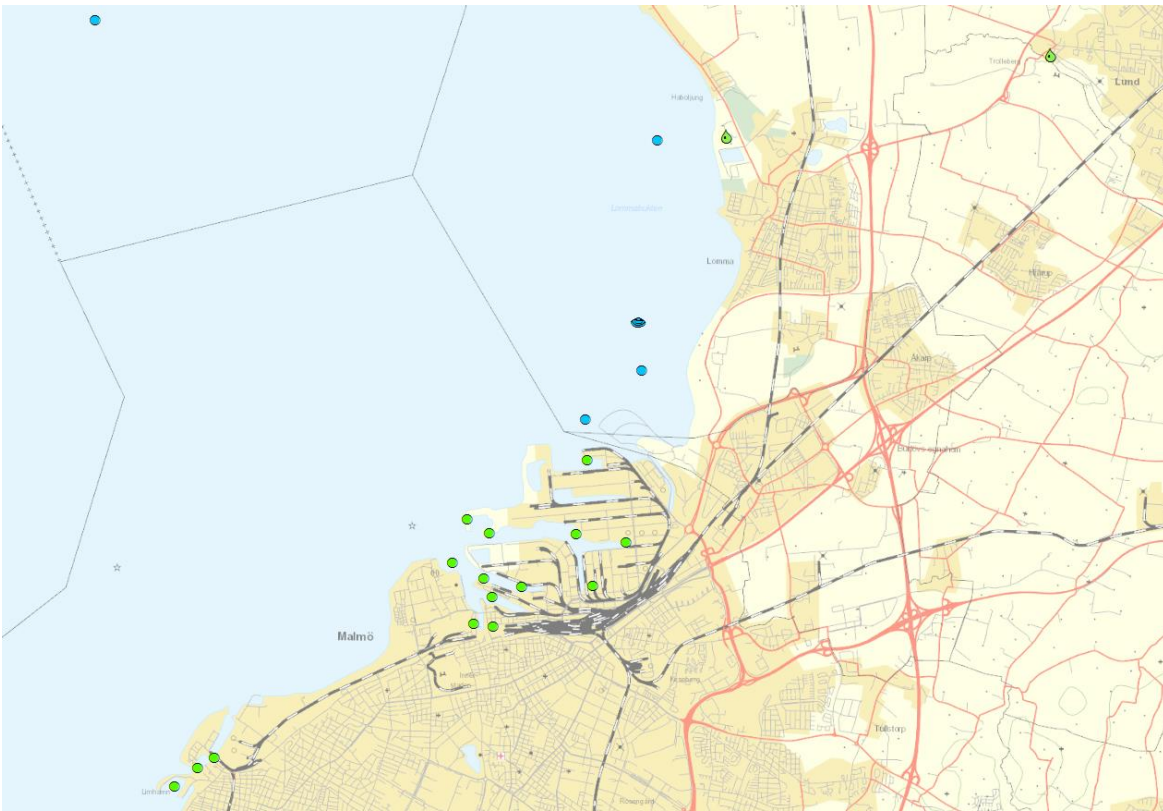


Helsingborg

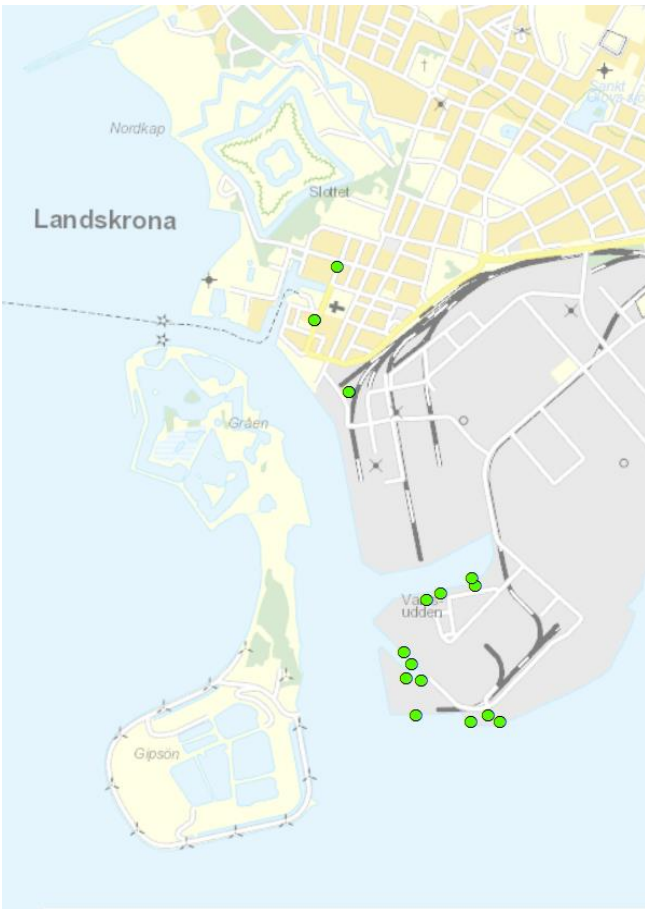


KADMIUM

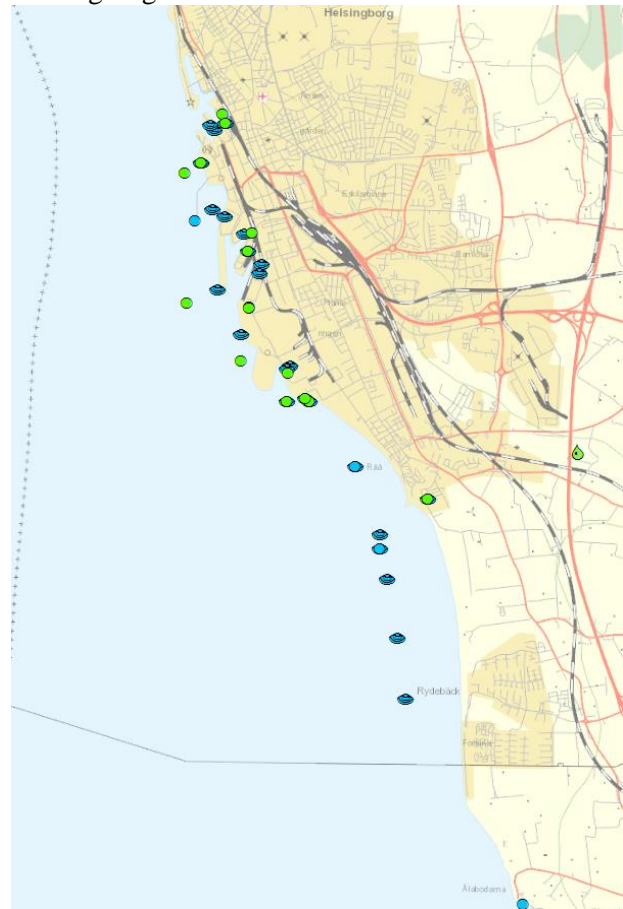
Malmö



Landskrona



Helsingborg





LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning

Centrum för klimat- och
miljöforskning

Ekologihuset

22362 Lund